

**Suurkiskjate (hunt *Canis lupus*, ilves *Lynx lynx*,
pruunkaru *Ursus arctos*) kaitse- ja ohjamise
tegevuskava aastateks 2012–2021**

Keskkonnaministeerium 2012

Sisukord

Sisukord	1
Sissejuhatus.....	3
Kava lühikokkuvõte	4
1. Suurkiskjate bioloogiline iseloomustus	6
1.1. Hunt.....	6
1.2. Ilves	13
1.3. Pruunkaru	18
1.4. Saakloomade asurkondade seisund	24
1.5. Ülevaade tehtud uuringutest Eestis	26
2. Suurkiskjate roll ökosüsteemis	28
2.1. Mõju saakliikidele	28
2.2. Suurkiskjad kui tugiliigid	31
3. Suurkiskjad ja inimene.....	32
3.1. Ajalooline ülevaade.....	33
3.2. Küttimine.....	33
3.3. Kahjustused	35
3.4. Suurkiskjate ründed inimesele	37
3.5. Loodusturism.....	38
3.6. Infrastruktuuride arendus	39
3.7. Inimese juures üleskasvanud suurkiskjad	39
4. Seadusandlus.....	40
4.1. Eesti seadusandlus.....	40
4.2. Rahvusvahelised konventsioonid	41
4.3. Euroopa Liidu õigusaktid	41
4.4. Seadusandlus naaberriikides	42
5. Senise kaitse ja ohjamise korraldamine	44
5.1. Eelmise kava täitmise tulemuslikkuse hindamine.....	44
5.2. Praegune kaitse- ja ohjamispraktika.....	46
5.3. Kasutuseloleva seire metoodika kirjeldus	50

5.4. Rahvusvaheline koostöö.....	53
6. Soodsa looduskaitse seisundi määramise tingimused	54
6.1. Populatsiooni elujõulisuse mõiste	54
6.2. Suurkiskja populatsioonide elujõulisus.....	55
6.3. Eesti suurkiskjate elujõulisus	57
7. Ohutegurid ja ohjamise vajadust määravad tegurid.....	58
7.1. Üleküttimine.....	58
7.2. Valikuline küttimine.....	59
7.3. Ebaseaduslik küttimine	60
7.4. Elupaikade hävimine	60
7.5. Saakloomade arvukuse langus	61
7.6. Taudide levik populatsioonides.....	61
7.7. Tehislikud levikutõkked.....	62
7.8. Häirimine.....	62
7.9. Hübridiseerumine	63
7.10. Ebasoodus avalik arvamus	63
7.11. Populatsiooni seisundi halvenemine naaberriikides.....	64
7.12. Ohjamise vajadust määravad tegurid	65
8. Kaitse ja ohjamise eesmärgid.....	66
9. Kaitse ja ohjamise korraldamine.....	67
10. Tegevuskava	68
10.1. Õigusaktide muutmine ja täiendamine.....	68
10.2. Seiresüsteemi käigushoidmine ja arendamine.....	69
10.3. Rakenduslike uuringute tegemine	71
10.4. Kahjustuste käsitlemine.....	75
10.5. Ohjamise korraldamine	77
10.6. Teadlikkuse tõstmine ja avaliku arvamuse kujundamine.....	78
10.7. Rahvusvaheline koostöö.....	80
11. Tulemuslikkuse hindamine	80
12. Kaitse korraldamise eelarve	81
13. Kasutatud allikad	84

Sissejuhatus

Varasematel aegadel asustasid suurkiskjad ja inimesed võrdväärsete konkurentidena samu elupaiku. Seoses inimese kiire arenguga, mis puudutas ka relvade täiustamist, muutus inimene aina tugevamaks ja ebavõrdsemaks vastaseks ning hakkas suurkiskjaid tema poolt asustatud aladelt välja tõrjuma. 20. sajandi alguseks oligi see inimesel õnnestunud küllalt suures ulatuses: mitmed liigid olid selleks ajaks lõplikult hävinud ning teised surutud suurematesse säilinud loodusmassiividesse. 20. sajandi jooksul muutus aga peamiselt inimeste teadmiste arenguga ka suhtumine tippkiskjatesse, kui ühte olulisse ökosüsteemi komponenti (Schwartz jt., 2003).

Praeguseks ajaks on tippkiskjate olulisusest ökosüsteemi tasakaalu säilitamisel avaldatud palju teadusartikleid. Nende vajalikkust on tõestatud nii bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel, haiguste ja invasiivsete võõrliikide leviku tõkestamisel (Ritchie & Johnson, 2009) kui ka isegi pinnase, õhu ja vee füüsikaliste ja keemiliste omaduste säilitamisel (Estes jt., 2011). Tippkiskjatel on olnud ja on jätkuvalt oluline roll nende saakliikide evolutsioonilises arengus ja nende elujõuliste populatsioonide säilimises. Seoses teadmiste arenguga on suhtumises suurkiskjatesse toimunud oluline kannapööre: praegu püütakse säilitada või taastada nende liikide asurkondade soodsat seisundit, keda veel hiljuti kõikvõimalike vahenditega hävitada püüti.

Hoolimata suurkiskjate olulisuse ja säilitamise vajaduse teadvustumisest on nad jätkuvalt konkurendid nendega sama ressursi kasutavatele inimestele. Nii kariloomade kui ka uluksõraliste murdjatena vähendavad suurkiskjad inimese oodatavat tulu. Lisaks sellele kujutavad mitmed tippkiskjad oma füüsiliste võimete ja toitumiskäitumise tõttu vähemalt teoreetilist ohtu ka inimese enda turvalisusele. Neil põhjustel ei soovita suurkiskjaid enda lähedusse elama või soovitakse, et neid oleks vähe.

Toiduahela tipus olles on suurkiskjate arv võrreldes ahelas allpool olevate rühmadega olulisel määral väikesem. Samal ajal on suured nende koduterritooriumid, mistõttu ei piisa enamasti suurkiskjate säilitamiseks kaitsealadest, vaid kaitset tuleb korraldada peaaesjalikult inimese poolt majandatavates maastikes (Linnell jt., 2001). Euroopa tasemel on suurkiskjad suhtelised haruldased ja ranget kaitset vajavad, Eesti tasemel aga küllaltki tavalised ja regulaarset jahinduslikku kasutamist võimaldavad ulukiliigid. Kõikidest eelpoolmainitud põhjustest lähtuvalt on suurkiskjate kaitse (ja ohjamise) korraldamine Eestis oluliselt suuremaid väljekutseid esitav, kui seda enamuse teiste liigirühmade puhul.

Euroopa Liidus on hunt, pruunkaru ja ilves loodusdirektiivi alusel kaitstavad liigid, kellele on ette nähtud nii elupaiga- kui ka isendikaitse. Liitumisläbirääkimistel EL-ga taotles Eesti kõigi kolme suurkiskja asurkondade välja arvamist direktiivi lisast II (kuhu kantud liikidele on ette nähtud elupaigakaitse) ja lisast IV (kuhu kantud liikidele on ette nähtud range isendikaitse) ja arvamist lissasse V (kuhu kantud liike on lubatud kontrollitud tingimustes säästvalt majandada. Eesti deklareeris EL liitumisläbirääkimistel, et suurkiskjate kaitse tagamiseks koostatakse vastavad tegevuskavad. Aastal 2000 koostati Euroopa Komisjoni poolt Euroopa hundi (Boitani, 2000), ilvese (Breitenmoser jt., 2000) ja pruunkaru (Swenson jt., 2000) kaitsekorralduskavad,

milles nähti ette sarnaste kavade koostamise kõikides EL liikmesriikides, kus neid liike esineb. Käesolev kava on koostatud vastavalt looduskaitseseaduse ([RT I 2004, 38, 258](#)) § 49 lõike 1 punktidele 2 ja 3: 2) liigi soodsa seisundi tagamiseks, kui liigi teadusinventuuri tulemused näitavad, et seni rakendatud abinõud seda ei taga, või kui seda nõuab rahvusvaheline kohustus; 3) liigi ohjamiseks, kui liigi teadusinventuuri tulemused näitavad liigi arvukuse suurenemisest tingitud olulist negatiivset mõju keskkonnale või ohtu inimese tervisele või varale. Suurkiskjate puhul kehtivad kõik eelpoolmainitud kava koostamise vajadust määravad tegurid.

Käesolev kava on jätk möödunud aastakümnel suurkiskjate kaitse ja ohjamise korraldamist suunanud tegevuskavale aastateks 2002–2011 (Lõhmus, 2001), mis oli Eestis esmakordne. Eelmise kava rakendusperioodi jooksul on toimunud palju muutusi, millest olulisemad puudutavad meie teadmiste olulist paranemist suurkiskjate kohta, tulenevalt Euroopas tehtud arvukatest teadusuuringutest ning Eestis välja töötatud ja rakendatud seirest saadud tulemustest.

Kava eesmärgiks on hundi, ilvese ja pruunkaru asurkondade soodsa seisundi säilitamine Eesti ja Balti populatsiooni tasemel nii lühemas (10 a) kui ka pikemas (30 a) perspektiivis, arvestades nii ökoloogilise, majandusliku kui ka sotsiaalse aspektidega. Selleks tuuakse kavas välja ohutegurid ja ohjamise vajadust määravad tegurid koos nende võimalike leevendusmeetmetega ning nende meetmete võimalikud rakenduslikud lahendused konkreetsete tegevustena.

Kava koostajad on Peep Männil ja Raido Kont (Keskkonnateabe Keskus). Kava valmimisele on kaasa aidanud Dr. Tiit Maran (Eesti Terioloogia Selts, Tallinna Ülikool), Dr. Jaanus Remm ja Dr. Riinu Rannap (Tartu Ülikool), samuti Tõnu Traks, Hanno Zingel, Andres Talijärv, Üllar Rammul, Egon Niitsee ja Taimo Aasma (Keskkonnaministeerium), Agu Leivits ja Uno Treier (Keskkonnaamet), Andres Lillemäe (Eesti Jahimeeste Selts), Tiit Randla (ekspert) ning Inga Jõgisalu, Marko Kübarsepp, Rauno Veeroja ja Lauri Klein (Keskkonnateabe Keskus).

Kava lühikokkuvõte

Käesolev kava on jätk suurkiskjate hundi, ilvese ja pruunkaru kaitse ja ohjamise korraldamist suunanud tegevuskavale aastatel 2002–2011. Kava on koostatud vastavalt Looduskaitseseadusele.

Eelmise kava rakendusperioodi jooksul on tänu kavas ettenähtud tegevuste rakendamisele kõigi kolme suurkiskja arvukus suurenenud ja levikuala laienenud. Siiski on hundi ja ilvese arvukus alates aastast 2009 mõnevõrra langenud, kuid see on olnud taotluslik seoses hundi tekitatud kahjustuste olulise suurenemisega ning ilvese loodusliku toidubaasi (metskitse populatsiooni) märgatava kahanemisega. Kõigi suurkiskjate asurkondade seisundit võib pidada praegu heaks.

Kavas tuuakse välja liikide soodsa seisundi säilimist ohustavad tegurid ning ohjamise vajadust määravad tegurid. Hundi puhul on olulisimaks ohuteguriks ebasoodne avalik arvamus, mille tulemusel võib suurenda surve küttimismahtude suurendamiseks ja/või ebaseaduslik kütmine. Ilvese puhul on olulisemaks ohuteguriks saakloomade arvukuse langus, mille tulemusel võib suurenda ilvese looduslik suremus samaaegselt survega küttimismahtude suurendamisele ja/või ebaseadusliku küttimise suurenemisega. Karu puhul on olulisemateks ohuteguriteks häirimine ja valikuline kütmine, mis suurendavad looduslikku suremust. Olulisim ohjamise vajadust määrav

tegur on hundi puhul kahjustuste vähendamine, ilvese puhul saakloomade asurkondade soodsa seisundi säilitamine ja karu puhul inimpelglikkuse säilitamine ja kahjustuste vähendamine.

Kavas seatakse suurkiskjate kaitse ja ohjamisele nii pikaajalised (30 a), kui ka lühemaajalised (10 a) eesmärgid. Pikaajaliseks eesmärgiks on säilitada hundi, ilvese ja pruunkaru populatsioonide soodne seisund, arvestades nii ökoloogilise, majandusliku kui ka sotsiaalse aspektiga. Selleks hoitakse Eesti suurkiskjapopulatsioonide maksimaalne levikuala sobivates elupaikades, optimaalne arvukus, võimalikult looduslähedane demograafiline struktuur, käitumine ja toidubaas säilitamaks nende populatsioonide elujõulisus, ökoloogiline funktsioon ja evolutsiooniline potentsiaal, hoides samal ajal nende poolt põllumajandusele ja muule varale tekitatud kahjustused võimalikult madalal. Eesmärgiks on säilitada ka suurkiskjate jahindusliku kasutamise võimalus ning suurendada inimeste teadlikkust ja kujundada soosivat suhtumist suurkiskjatesse. Eesti suurkiskjate populatsioone vaadeldakse osana Balti populatsioonidest ning suurkiskjate kaitse- ja ohjamistegevust korraldatakse eesmärgiga toetada Balti populatsioonide soodsa seisundi säilimist laiemalt.

Konkreetsamad eesmärgid aastateks 2012–2021 on:

- säilitada iga-aastaselt 15–25 kutsikatega hundikarja (asurkonna üldsuurus ca 150–250 isendit) ning 100–130 poegadega ilvese pesakonna (asurkonna üldsuurus ca 600–780 isendit) olemasolu enne jahihooaja algust (sügisel). Nimetatud vahemike piires määratakse iga-aastased eesmärgid vastavalt seire tulemustele ning arvukust hoitakse neis vahemikes jahipidamisega;
- säilitada iga-aastaselt vähemalt 60 sama-aastaste poegadega karu pesakonna (asurkonna üldsuurus ca 600 isendit) olemasolu, jätkates jahipidamist peamiselt liigi inimpelglikkuse säilitamiseks ja karu tekitatud kahjustuste vähendamiseks, soodustades samas tema levikuala laienemist lõuna suunas;
- vähendada suurkiskjate tekitatavaid kahjustusi vara kaitseks väljatöötatud abinõude efektiivse rakendamisega ning ohjamise suunamisega kahjustuspiirkondadesse;
- suurendada inimeste teadlikkust ja kujundada soosivat suhtumist suurkiskjatesse.

Käesolevas kavas on eesmärgipärast populatsiooni suurust väljendatud erinevate pesakondade arvuna, millest on tuletatud asurkonna üldarvukus sügisel. Pesakondade arv on otseselt seiratav parameeter, väljendab lisaks populatsiooni suurusele ka juurdekasvu ning on erinevalt varem kasutusel olnud asurkonna kevadise üldarvukuse hinnangust oluliselt täpsem ning kaitse- ja ohjamise korraldamisel paremini kasutatav.

Kavas tuuakse eelpoolmainitud eesmärkide saavutamiseks välja 7 korralduslikku tegevust: õigusaktide muutmise ja täiendamise, seiresüsteemi käigushoidmine ja arendamine, rakenduslike uuringute tegemine, kahjustuste käsitlemine, ohjamise korraldamine, teadlikkuse tõstmine ja avaliku arvamuse kujundamine ning rahvusvaheline koostöö. Konkreetseid tegevusi on lähimaks viieks aastaks planeeritud kokku 39, need on jaotatud olulisuse seisukohalt kolme kategooriasse ning neile on antud ajakava ja hinnangulised eelarved. Kõige tähtsama,

I prioriteetsusastmega tegevusi (hädavajalikud tegevused, millela kava eesmärkide saavutamine on võimatu), on kokku 4: seiretegevuse säilitamine minimaalselt praegusel tasemel, praeguste ohjamise korraldamise üldpõhimõtete säilitamine, suurkiskjate tekitatud kahjude ja kahjustuste ennetuseks tehtud kulutuste kompenseerimise jätkamine ning kava tegevuskava uuendamine. II prioriteetsusastmega tegevusi (vajalikud tegevused, mis on suunatud eesmärkide paremaks saavutamiseks) on kokku 29 ning III prioriteetsusastmega tegevusi (soovituslikud tegevused, mis aitavad kaudset kaasa eesmärkide saavutamisele) on kokku 6. Aastateks 2012–2016 on planeeritud tegevusi kokku 453 900 euro väärtuses, neist I prioriteetsusastmega tegevusi 4 000 ning II ja III prioriteetsusastmega tegevusi vastavalt 399 400 ja 50 500 euro väärtuses. Ressursimahukaimateks tegevusteks on rakenduslikud uuringud, mille rahaliseks mahuks on kokku 314 500 eurot, neist suurimad on hundi ja ilvese elupaigakasutuse ja toitumise uuringud. Seiresüsteemi arendamiseks on planeeritud 71 000 eurot, kahjustuste käsitlemise arendamiseks 41 000 eurot ja avaliku arvamuse kujundamiseks kokku 24 400 eurot. Eelarvestatud ei ole tegevusi, mida tehakse riigiasutuste poolt nende eelarvete raames, viimaste hulka kuulub ka enamus I prioriteetsusastmega tegevustest. Aastateks 2017–2021 planeeritakse uued tegevused ja eelarved aastal 2016, mil toimub kava tegevusi puudutavate peatükkide uuendamine. Kava põhjalikum uuendamine toimub aastal 2021.

1. Suurkiskjate bioloogiline iseloomustus

1.1. Hunt

Üldiseloomustus

Hunt (*Canis lupus*) kuulub kiskjate *Carnivora* seltsi koerlaste *Canidae* sugukonda. Euraasia erinevaid geograafilisi regioone asustavad hundid on nende fenotüübi erinevuste alusel jaotatud 8-ks (viimasel ajal 6-ks) alamliigiks (Boitani, 2000). Eestis elab Euroopa metsapiirkondi asustav alamliik euroopa metsasusi (*Canis lupus lupus* L), mida kirjeldas Karl Linné 1758. a Rootsis. Eestis elavate huntide põhivärvus on kollakas-hall, selja ja saba ülalpool on põhivärvist tumedam ning põsed, kurgu- ja kõhualune on valkjashall. Eesjala eesküljel randmest pisut allpool on tume joon (nn käpatriip), mis osadel meie huntidel siiski puudub. Põhja-Ameerika huntide värvusvariatsioonid on palju laiemad, kui Euroopa huntidel, ulatudes mustast valgeni (Kaal, 1983). Meie täiskasvanud emahuntide keskmine tüvepikkus on 114 cm, turjakõrgus 70 cm ja kaal 33 kg, isastel on samad näitajad vastavalt 124 cm, 76 cm ja 45 kg. Seega väljendub täiskasvanud huntide seas suguline dimorfism nende morfoomeetrilistes näitajates, alla 1-aastastel huntidel see selgelt väljendunud veel pole.

Elupaigavalik

Hunt on suure kohanemisvõimega liik, kes esineb kõigist põhjapoolkera biotoopides (Mech & Boitani, 2003a). Hundid asustavad Euroopa metsavööndis erinevaid elupaiku, vältides suuremaid inimasustusi ja maanteid (Jedrzejewski jt., 2004; Kaartinen jt., 2010; Kaartinen jt., 2005). Eestis on hundi madala arvukuse korral olnud asustatud vaid suuremad loodusmassiivid, kuid arvukuse kõrgperioodidel ka suurema kultuurmaastike osakaaluga alad. Hundi elupaigavalik sõltub olulisel määral saakloomade paiknemisest ja asustustihedusest.

Sotsiaalne struktuur ja territoriaalsus

Hunt on karjalise eluviisiga territoriaalne loom. Hundikari koosneb tavaliselt sigivast paarist ja nende sama-aasta kutsikatest, vanemates karjade lisanduvad neile ka osad eelmise aasta kutsikad. Lisaks karjadele on populatsioonis ka territoriaalsed paarid, kes ei ole veel jõudnud sigima hakata ning üksikud hundid, kes on enamasti noored, vanemate territooriumilt hajuvad isendid (Mech & Boitani, 2003a). Hundikarjade kodupiirkondade suurus kõigub tema levila ulatuses väga suuresti, sõltudes peamiselt saakloomade paiknemisest ja asustustihedusest. Euroopas ulatub hundi kodupiirkonna suurus 80–240 km²-st Lõuna- ja Kesk-Euroopas kuni 415–500 km²-ni Põhja-Skandinaavias (Okarma jt., 1998). Eestis on tehtud uuringud väga väikesemahulised, kuid nende järgi võiks meie huntide kodupiirkonnad olla suurusjärgus 250–500 km² (Kübarsepp & Kont, 2008). Hundid kaitsevad oma territooriume võõraste huntide eest, mistõttu erinevate karjade kodupiirkonnad omavahel reeglina ei kattu või kattuvad väheses ulatuses. Hundikarjad jagunevad väga sageli väikesemateks erineva suurusega gruppideks, mille eraldi liikumine territooriumil on seotud nii märgistamisega kui ka toitumisega. Seetõttu eksitakse sageli karjade suuruse ja nende arvu hindamisel (Mech & Boitani, 2003a).

Sigimine ja noorte huntide hajumine

Hundid on monogaamsed loomad, kus üks isane viljastab reeglina ühe emase, paarid on püsivad ning poegade kasvatamisest võtavad osa mõlemad vanemad. Hundi jooksuaeg on meil enamasti jaanuari lõpus ja veebruaris ning pojad sünnivad maikuu (Kaal, 1983). Emased hundid saavad suguküpseks tavaliselt teisel eluaastal (Bibikov, 1985) ning toovad oma esimese pesakonna ilmale tavaliselt kahe või kolme aasta vanuselt (Kojola, 2005). Eemasigijate keskmine vanus on periooditi erinev, olles seotud erinevate keskkonnatingimustega, eelkõige toidubaasi suurusega. Soodsates oludes või suure kütmissurve korral hakkavad hundid varem sigima, suurendades sellega oluliselt populatsiooni juurdekasvuvõimet (Danilov, 2005; Fuller jt., 2003). Soomes on hundi esmasel sigimisel olnud keskmine kutsikate arv talve alguses 3,4 ning korduval sigimisel 5,1 (Kojola, 2005).

Noorte huntide hajumist (ränded sünnikohast uute elupaikade otsinguil) on raadiotelemeetria abil uuritud Soomes. Jälgitud hundid lahkusid oma vanemate territooriumilt vanuses 10–24 kuud, enamus neist vanuses 11–12 kuud (aprillis-mais). Noortest huntidest lahkus selle aja jooksul karjast umbes 80 % ning ülejäänute pikemaks ajaks sünnipaika jäämine oli seotud enamasti ühe alfaisendi hukkumisega, keda noor isend karjas asendama hakkas. Keskmine hajumisdistsants (paikseks jäämiseni ja oma koduterritooriumi moodustamiseni) oli 99 km, mis kõikus vahemikus 35–445 km (n=20) (Kojola jt., 2006).

Demograafia

Hundi populatsiooni demograafilist struktuuri on Eestis võimalik praegu kirjeldada vaid kütmissvalimite põhjal. Aastatel 2004–2010 kütitud isenditest oli alla aasta vanuseid keskmiselt 56% (37–67%) Venemaal on kutsikate keskmine osakaal kütmissvalimises olnud 51% (Bibikov, 1985), Lätis 43% (Ozolins jt., 2008) ja Soomes 42% (Kojola, 2005). Põhja-Ameerikas on kutsikate osakaal varieerunud erinevates piirkondades vahemikus 29–67% ning see sõltub paljuski toidubaasi suurusest (Fuller jt., 2003). 1-aasta vanuseid isendeid oli Eestis aastate 2006–2009 kütmissvalimises keskmiselt 18,6%, eelpool tsiteeritud allikatest lähtuvalt on 1-aastaste keskmiste osakaal kütmissvalimises olnud Venemaal 15, Lätis 13 ja Soomes 28%. Emasisendite osakaal kütmissvalimises oli Eestis aastatel 2006–2010 juveniilide seas 46% ning vanemate isendite seas 35%. Selline erinevus viitab emaste suuremale looduslikule suremusele

täiskasvanute hulgas või isaste suuremale immigratsioonile naaberriikidest. Isaste suuremale immigratsioonile Lätist võiks viidata sealsete emaste osakaal küttemisvalimis, mis erinevalt Eestist on olnud isastega võrdne või isegi mõnevõrra suurem (Ozolins jt., 2008). Samas ei näita isaste ja emaste noorte huntide hajumise ulatuse olulist erinevust Soomes tehtud uuringud (Kojola jt., 2006). Küttemisvalim ei pruugi siiski peegeldada tegelikku kutsikate osakaalu populatsioonis, mis võib olla mõnevõrra väikesem. Põhjuseks on asjaolu, et kutsikad on võrreldes vanemate isenditega väiksema ettevaatlikkuse tõttu lihtsamini kütitavad.

Toitumine

Hunt on laia saagispektriga generalistist kiskja, toitudes oportunistlikult kõige kättesaadavamatest toiduobjektidest antud alal ja ajal. Hundi toidusedel võib sisaldada nii suuri saakloomi, nagu põder, hirv ja metssiga kui ka pisinärlisi, selgrootuid, raibet ja taimset toitu (Boitani, 2000). Euroopas on pea kõikjal põhilisteks saakliikideks erinevad uluksõralised ning kobras, jänesed, rebane, kährik, kari- ja koduloomad omavad teisejärgulist tähtsust. Euroopas on punahirv metskitse ees hundi eelistatuim saakliik ning metssiga ja põder on hundi peamisteks saakliikideks vaid aladel, kus punahirve või metskitse pole või nende asustustihedus on madal (Okarma, 1995). Poola Karpaatides on hundi peamiseks ja eelistatud saakliigiks olnud punahirv (Nowak jt., 2005), Poola kesk- ja lääneosas metskits, (Nowak jt., 2011), Soome taigavööndis põder (Kojola jt., 2004) ja Valgevenes metssiga (Sidorovich jt., 2003). Eestis on hundi peamiseks saakliigiks olnud nii metskits, metssiga kui ka põder ning saagieelistus tundub sõltuvat peamiselt nende liikide kättesaadavusest (arvukusest ja paiknemisest) teatud ajal ja kohas (Valdmann jt., 2005; Kübarsepp & Valdmann, 2003; Valdmann jt., 1998; Kübarsepp & Kont, 2008). Lätis on kobras sõraliste järel järgmine oluline hundi saakliik, keda leidis 8,6 % kütitud huntide magudes ning see moodustas 6,4 % tarbitud biomassist (Žunna jt., 2009).

Suremus, haigused ja parasiidid

Hundi peamiseks suremusteguriks on meil kahtlemata kütmine. Aastatel 2002–2010 on teadaolevalt hunte auto alla jäänud kokku 28, teiste huntide poolt murtuna on leitud 4 isendit ning salaküttituna 1. Populatsiooni aastaseks küttemisväliseks suremuseks on meil hinnatud umbes 20%. Rootsis oli 20-st hukkununa leitud hundist seitsme surma põhjus liiklus, neljal kärntõbi ning neljal salaküttimine (Mörner jt., 2005).

Praegu saab pidada ainsaks parasiidiks, kes võib mõjutada hundi asurkonna juurdekasvu, kärntõve tekitajat süüdiklesta (*Sarcoptes scabiei*), mis on viimastel aastatel Eesti hundi populatsioonis laialt levinud. Kärntõve peamisteks edasikandjateks on rebased ja kährikud, kelle arvukuse oluline suurenemine läheb ajaliselt kokku metsloomade marutaudivastase vaktsineerimisega (Jõgisalu & Männil, 2011; Jõgisalu jt., 2010). Rebase arvukuse järsku suurenemist pärast metsloomade marutaudivastast vaktsineerimist on täheldatud ka Poolas (Goszczyński jt., 2008) ja Rootsis (Lindström jt., 1994). Kärntõbi ei põhjusta ise peremeeslooma surma, kuid nõrgestab organismi ja loob sellega eeldused teisteks infektsioonideks. Nakatunud isendi otseseks surma põhjuseks on suur energiakadu, toidupuudus või alajahtumine. Samuti võib tugevalt nakatanud isend olla vähem inimpelglik, mistõttu ta hukatakse, kui nuhtluisend (Ågren, 2005). Kärntõve levikut hundipopulatsioonis on kirjeldatud ka Skandinaavias (Mörner jt., 2005), Soomes (Ågren, 2005), Hispaanias (Dominguez jt., 2008) ning Põhja-Ameerikas (Pence & Ueckermann, 2002). Eestis on leitud vaid üks kärntõve tunnustega hukkunud hunt aastal 2006.

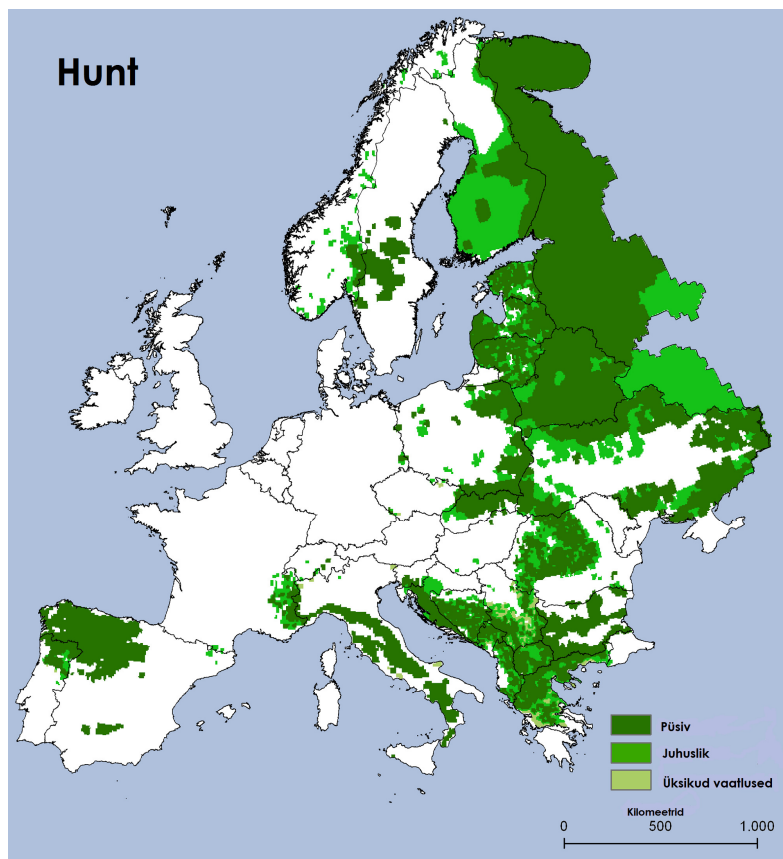
Euroopas oli varem laialt levinud kõikidele imetajatele, sealhulgas ka inimesele, nakkav ning peremehe surmaga lõppev viirushaigus marutõbi, mille edasikandjaks on olnud peamiselt rebased ning viimasel ajal ka kährikud (Singer jt., 2009). Hundid on nakatunud sellesse haigusesse küll suhteliselt harva, kuid haige hundi rünnak inimesele on pahatihti lõppenud viimase tõsiste vigastuste, varasematel sajanditel aga alati surmaga (Kaal, 1983; Rootsi, 2003). Huntide rünnakud inimestele ongi läbi aegade olnud seotud peamiselt marutõbiste isenditega, praeguseks ajaks on aga sellised juhtumid muutunud maailmas (va mõnedes Aasia riikides) ülimalt haruldasteks. Käesoleva aastatuhande alguseks oli marutaud enamuse Euroopas, tänu edukale metsloomade suukaudsele vaktsineerimisele, likvideeritud (Linnell jt., 2002). Eestis alustati ulukite marutaudivastase vaktsineerimisega aastal 2005 ning viimastel aastatel on avastatud vaid üksikud metsloomade marutaudijuhtumid riigi idapiiri lähedal. Samas pole marutaudioht sugugi täielikult kadunud, kuna Venemaal on see haigus jätkuvalt laialt levinud (Niin, 2011).

Koerlaste parvoviirus on pea ainuke nakkushaigus, mis on olulisel määral mõjutanud kohaliku hundi populatsiooni arvukust Ameerikas (Mech jt., 2008). Parvoviiruse olemasolu Euroopa huntidel avastati esmalt Itaalias (Martinello jt., 1997). Hispaanias (Sobrino jt., 2008) ja Portugalis (Santos jt., 2009) on huntidelt leitud nii koerte katku kui ka parvoviiruse vastaseid antikehasid, mis näitab nende haiguste levikut looduses. Nii parvoviiruse kui ka kärntõve mõju hundi populatsioonile võib avalduda just juurdekasvu vähenemisena, kuna noored isendid on neile haigustele märgatavalt vastuvõtlikumad (Kreeger, 2003).

Eestis on huntidelt leitud kokku 13 helmindiliiki, nende hulgas ka inimesele eluohtlik ehhinokokk-paeluss *Echinococcus granulosus* (Moks jt., 2006). Hundil on Eestis leitud ka keeritsusse perekonnast *Trichinella* (Pozio jt., 1998).

Levik ja arvukus

Hunt on maismaaimetajatest lähiminevikus asustanud suurimat ala, elades põhjapoolkeral nii Euraasias, Ameerikas kui ka Jaapanis. Hundi ülemaailmse hävitamiskampaania tulemusena on tema levila tänaseks märkimisväärselt kahanenud. Hundid asustasid enamust Euroopat veel 19.-l sajandil, kuid 20.-l sajandil, peamiselt pärast II maailmasõda, hävitati nad pea kõikidest kesk- ja põhja-Euroopa maadest. 1960-tel aastatel oli hunt säilinud väikeste jäänukpopulatsioonidena vaid Portugalis, Hispaanias, Itaalias, Kreekas ja Soomes ning suuremate populatsioonidena Euroopa idaosas. Viimasel paaril aastakümnel on hundi levila taas suurenenud, seda nii populatsioonide levikuala laienemise tõttu olemasolevates riikides kui ka tänu levimisele uutesse riikidesse (Boitani, 2000).



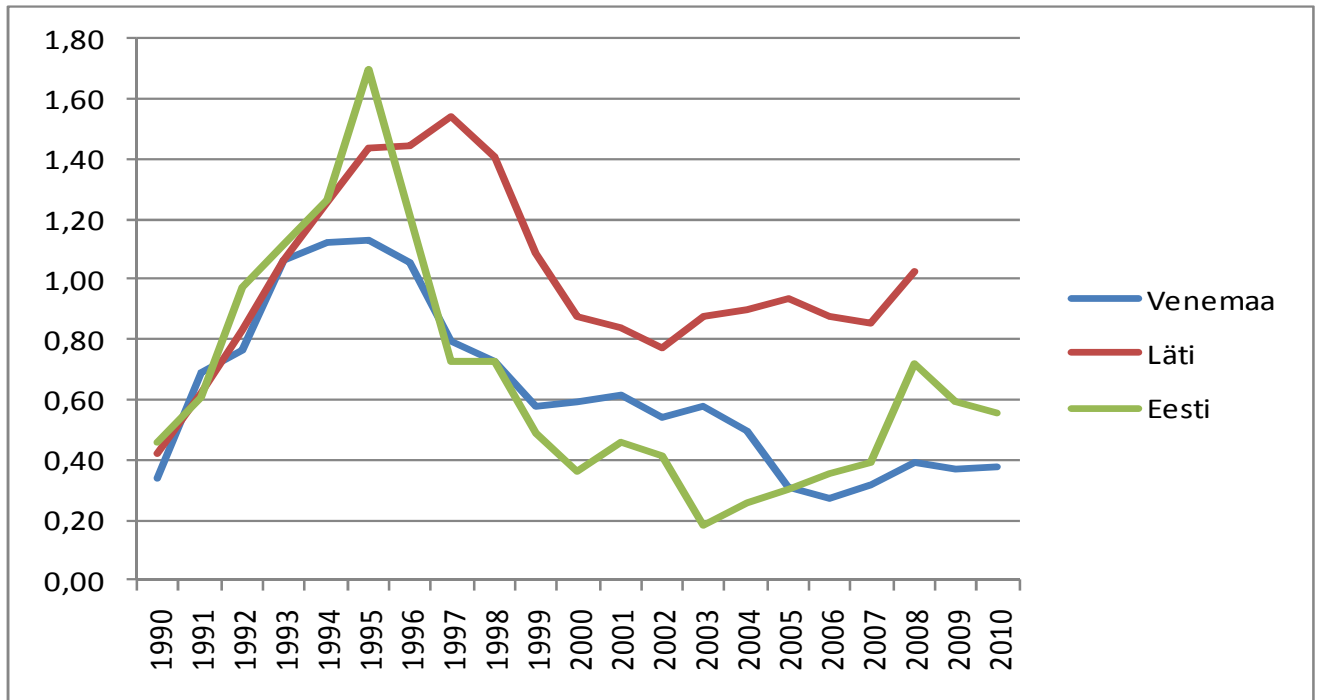
Joonis 1. Hundi levik Euroopas (www.lcie.org järgi).

Hundi Balti populatsioon kujutab endast hundi Euraasia metapopulatsiooni osa, mille levikuala hõlmab Eestit, Lätit, Leedut, Poola kirdeosa, Valgevenet, Ukraina põhjaosa ning Venemaa Leningradi, Novgorodi, Pihkva, Tveri, Smolenski, Brjanski, Moskva, Kaliningradi, Kurski, Belgorodi ja Oreli oblasti (joonis 1) ning mille arvukust hinnatakse kokku umbes 3600 isendile (Linnell jt., 2008). Meie lähinaabritest elab Lätis hinnanguliselt 300 hundi (Ozolins jt., 2008) ja Leedus umbes 200 (Balčiauskas, 2008). Venemaal, meie naaberaladel, on aastal 2010 loendatud Leningradi oblastis 350 ja Pihkva oblastis 175 hundi ning keskmine asustustihedus meie lähioblastites (Leningradi, Pihkva, Novgorodi, Tveri ja Smolenski oblastid) on aastatel 2002–2010 kõikunud vahemikus 0,27–0,58 is/100 km² kohta ning aastatel 2008 ja 2009 on see näitaja olnud 0,37 is/100 km². Aastal 2009 kütiti hunte Leningradi ja Pihkva oblastites vastavalt 135 ja 118 (Иščиня jt., 2004; Ћóјаšü, 2011a).

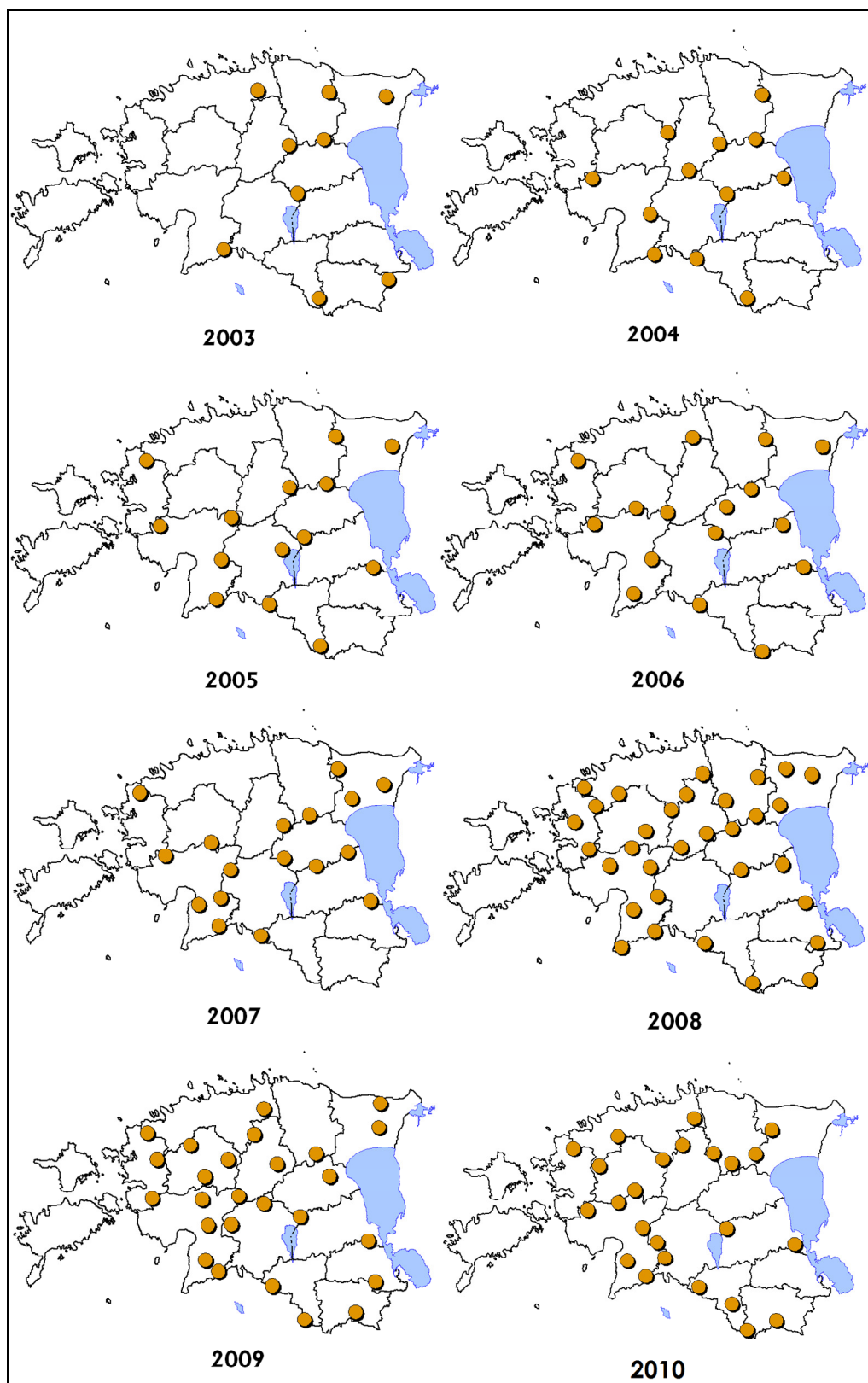
Eesti hundi käekäik sõltub pikas perspektiivis olukorrast Venemaal (Salvatori & Linnell, 2005), kus asub Balti populatsiooni põhiosa, mistõttu on lisaks kohalikule asurkonnale väga oluline jälgida ka Venemaa asurkonnas toimuvaid muutusi. Ühise populatsiooni olemasolu kinnitavad ka asurkonna fluktuatsioonid, mis on Eestis, Lätis ja Venemaa lähialadel olnud küllaltki sarnased (joonis 2). Tõenäoliselt on hundi asustustihedus Eestis, Lätis ja Venemaa lähioblastites küllaltki sarnane.

Eestis on hundi arvukus möödunud sajandi algusest alates kõikunud väga suures ulatuses. Suuremad madalseisud on olnud 1930-tel ja 1960-tel aastatel, mil Eestis loendati vaid 10–20 isendit ning suurim kõrgseis oli 1950-te aastate keskel, mil loendati koguni 1000 hundi (Kaal,

1983). Järgmine hundi arvukuse kõrgseis oli 1990-te aastate keskel, mil loendati ca 700 hunti ning sellele järgnes taas madalseis käesoleva sajandi algul. Aastatel 2002 ja 2003 oli hundi pesakondi Eestis vaid 9, millest kolm elas Läti piirialadel, mistõttu võib selle perioodi hundi sügisest arvukust hinnata umbes 75-le isendile. Rakendatud kütmisspiirangud viisid hundi arvukuse tõusule ning juba aastal 2004 oli meil 11 hundipesakonda ning hinnanguline arvukus pisut üle saja. Huntide arvukus suurenes aasta-aastalt, kuni saavutas perioodi tipp-punkti aastal 2008, mil hinnati pesakondade arvuks 32 ja sügisene arvukus võis küündida ligi 300 isendini. Sellest aastast alates on arvukus tasapisi langenud ning aastal 2010 hinnati pesakondade arvuks 24 (joonis 3) ja üldarvuks sügisel umbes 230 .



Joonis 2. Hundi asustustihedus (isendit 100 km² kohta) Eestis, Lätis ja Venemaal (Leningradi, Pihkva, Novgorodi, Tveri ja Smolenski oblast) aastatel 1990–2010. Kuna hundi arvukuse hindamise algandmed on kõigis kolmes riigis kogutud erinevate meetoditega ning nende täpsusaste ei ole teada, on omavahel võrreldavad pigem trendid, kui absoluutarvud.



Joonis 3. Hundi pesakondade levik aastatel 2003–2010.

1.2. Ilves

Üldiseloomustus

Euraasia ilves (*Lynx lynx*) kuulub kiskjate *Carnivora* seltsi kaslaste *Felidae* sugukonda. Euroopas elab lisaks Euraasia ilvesele ka üks selle maailmajao ohustatumaid imetajaid Ibeeria ilves (*Lynx pardinus*), kes on säilinud vaid kahe väikese isoleeritud hääbuva asurkonnana (kokku umbes 200 isendit) Lõuna-Hispaanias (Palomares jt., 2011). Eestis elavate ilveste karva põhivärvus on kollakas-punane, mis on sageli kaetud erineva suuruse ja kujuga tumedate tähnidega, kurgu- ja kõhualune on valkjashall. Meie täiskasvanud ilveste keskmine tüvepikkus on 97 cm, turjakõrgus 59 cm ja kaal 17 kg, isastel on samad näitajad vastavalt 102 cm, 63 cm ja 22 kg. Seega väljendub täiskasvanud ilveste seas suguline dimorfism nende morfoomeetrilistes näitajates, alla 1-aastastel ilvestel see selgelt väljendunud ei ole.

Elupaigavalik

Ilves on kogu oma levila piires seotud metsaste elupaikadega ning vaid tema Kesk-Aasia alamliik *L. l. isabellinus* elab metsata aladel. Euroopas elab ilves kõikides metsatüüpides alates Vahemere laialehelistest metsadest kuni põhja boreaalsete metsadeni. Emased ilvesed valivad oma kodupiirkonna sobiva elupaigatüübi ning toidubaasi järgi, mis võimaldaks neil üles kasvatada oma järeltulijad ning isased valivad oma kodupiirkonna emaste olemasolu järgi (Arx, von jt., 2004). Eestis elab ilves kõikides metsaga seotud elupaikades.

Sotsiaalne struktuur ja territoriaalsus

Ilves on üksiku eluviisiga territoriaalne loom. Ilvese püsivad grupid kujutavad endast ema koos tema alla aastaste poegade. Ajutised grupeeringud, kuhu kuulub mitu täiskasvanud isendit, tekivad vaid jooksuajal märtsis ja aprilli esimeses pooles. Norras on poegade emalilvise talvise kodupiirkonna suurus kõikunud vahemikus 319–832 km², (Linnell jt., 2001), Poolas 82–101 km² (Schmidt jt., 1997) ning Eestis 64–161,8 km² (Männil, 2007). Täiskasvanud isaste ilveste kodupiirkonna suurus on Eestis kevad-suvisel perioodil olnud vahemikus 124–160 km² (Kont jt., 2009), Poolas samal perioodil vahemikus 102–195 km² (Schmidt jt., 1997) ning Norras enam kui 1000 km² (Linnell jt., 2001). Samast soost täiskasvanud isendite kodupiirkonnad reeglina ei kattu või kattuvad väheses ulatuses, kuid erinevast soost täiskasvanud isendite kodupiirkonnad võivad kattuda olulisel määral (Schmidt jt., 1997). Ilveste territooriumi suurus sõltub sobivate elupaikade olemasolul peamiselt saakloomade (metskitse) asustustihedusest (Schmidt, 2008; Herfindal jt., 2005).

Sigimine ja noorte ilveste hajumine

Ilvesed on polügaamsed loomad, kus üks isane püüab viljastada mitut erinevat emast, paarid moodustuvad vaid sigimisperioodiks ning poegade kasvatamisega tegeleb vaid emane. Ilvese jooksuaeg algab Eestis enamasti veebruari lõpus-märtsi algul ning kestab umbes kuu aega. Pojad (1–4, tavaliselt 2–3) sünnivad enamasti maikuu ja juuni vahel. Nad on emaga reeglina koos kuni ema järgmise jooksuajani, mil pojad on saanud umbes 10-11 kuu vanuseks. Sellest ajast algab poegade hajumine sünnialalt ning tulevased elupaigad leitakse ja kodupiirkond hõivatakse reeglina järgneva aasta jooksul (Schmidt, 1998). Kuigi umbes pooled emastest ilvestest on suguküpsed juba alla aasta vanuselt, ei ole nad veel poegade kasvatamiseks füüsiliselt valmis ning sigivad esmakordselt reeglina ühe aasta vanuselt (Kvam, 1990). Eestis on ilvese keskmine poegade arv pesakonnas talvel kõikunud vahemikus 1,7–2,1.

Eestis 2008. aasta talvel Tipu ulukite uurimisalal (Pärnu mk, Saarde vald) raadiokaelusega varustatud kahest isasest ilvesekutsikast (Kont jt., 2009) kütiti üks järgneval talvel 33 km kaugusel märgistamispaigast ning teist nähti 2011. a maikuus 115 km kaugusel märgistamispaigast Tartumaal. Sealtsamast piirkonnast saadi ka tema viimased koordinaadid enne saatja töö lakkamist 2008. aasta oktoobris. Samal ajal raadiokaelusega varustatud 1-aastane emane ilves kütiti 2011. a talvel märgistamiskohast 43 km kaugusel Lätis, sealtsamast piirkonnast saadi ka tema viimased asukohapunktid 2008. aasta septembris. Poolas on noorte ilveste hajumisulatus (kaugus ema kodupiirkonna keskpunktist uue kodupiirkonna keskpunkti) olnud isastel 11–129 km (n=4) ja emastel 5–9 km (n=2) (Schmidt, 1998) ning Rootsis vastavalt 50–450 km ja 30–150 km (Liberg, 1998, viidatud Salo, 2007).

Demograafia

Ilvese populatsiooni demograafilist struktuuri Eestis on võimalik kirjeldada kütimisvalimi põhjal. Aastatel 2006–2010 kütitud isenditest oli juveniile keskmiselt 30% (25–37), subadulte 21% ja täiskasvanuid 49%. Poola ilvese populatsioonis on olnud kutsikaid 35%, subadulte 12% ning täiskasvanuid 53% (Arx, von jt., 2004) ning Lätis on vastavad näitajad kütimisvalimi põhjal olnud 33,7%, 12,4% ja 53,9% (Ozolinš jt., 2007).

Emaste osakaal juveniilide seas aastatel 2006–2009 oli kütimisvalimi põhjal 50%, kergelt emaste ülekaalu juveniilide seas kütimisvalimis on täheldatud Venemaal (Danilov jt., 2003). Vanemate kütitud isendite seas on emaste protsent olnud Eestis sama valimi põhjal 39, Poolas on vastav näitaja telemeetria andmetest lähtuvalt 44 (Arx, von jt., 2004). Eestis ei pruugi kütimisvalimi põhjal saadud juveniilide ja emaste osakaal peegeldada tegelikku olukorda asurkonnas, kuna vastavalt jahieeskirjadele on keelatud poegade emaste kütimine, mistõttu on kütimissurve pesakondadele tõenäoliselt väiksem, kui üksikisenditele. Seda tõestab ka subadultide suurem osakaal võrreldes Läti ja Poola populatsioonidega.

Toitumine

Valdavas osas Euroopast on väikest ja keskmist kasvu sõralised ilvese peamised toiduobjektid, moodustades 52–92% tarbitud saakloomadest (Jedrzejewski jt., 1993; Jobin jt., 2000; Sunde jt., 2000, Valdmann jt., 2005). Sõraliste osakaalu varieerumine piirkonniti sõltub alternatiivsete saakliikide, peamiselt jäneseliste, olemasolust, kelle osakaal ilvese toidus kasvab lõunast põhja suunas (Jedrzejewski jt., 1993). Soomes Karjalas, kus metskitse asustustihedus on väga madal või puudub üldse, toitub ilves valdavalt valgejänese (Pulliainen, 1981). Lisaks on ilvese toidus tähtsamate alternatiivsete saakliikidena täheldatud metsislasi (Sidorovich, 2006) ja rebast (Valdmann jt., 2005).

Kõikjal Euroopas, kus ilvese levikuala kattub metskitse omaga, on viimane tema peamiseks saakliigiks (Nowicki, 1997). Metskitse tähtsust ilvese saakobjektina iseloomustavad ka Norra tulemused, kus isegi väga madala metskitse asustustiheduse ning oluliselt kõrgema lammaste arvukuse juures eelistasid ilvesed endiselt toituda metskitsedest (Odden jt., 2006). Eestis kütitud isendite maosisude analüüsi tulemused näitavad samuti metskitse domineerimist ilvese toidus, järgnevad jänese ja rebane (Valdmann jt., 2005). Eestis telemeetriliselt ja talviste jälgede ajamisel (Männil, 2007; Kont jt., 2009; Kont, 2010b) jälgitud ilveste leitud saakloomadest olid samuti suur enamus metskitsed, teistest liikidest on nende saagiks olnud ka valgejänese, koprad, laanepüüd, rebane, sookurg ja põder. Viimase kohta ei ole siiski teada, kas tegemist oli ilvese enda poolt murtud või muul põhjusel hukkunud isendiga. Ilvese poolt murtuna, kuid söömata on leitud ka kährik ja tuhkur.

Suremus, haigused ja parasiidid

Eestis on ilvese peamiseks suremusteguriks küttimine. Aastatel 2002–2010 on teadaolevalt ilveseid auto alla jäänud kokku 20 ning rongi alla 1, marutõbiseid ilveseid on hukatud kokku 8 (neist viimane aastal 2006), emata jäänud poegi on hukkununa leitud või hukatud kokku 6, kärntõbiseid on hukkununa leitud või hukatud kokku 5 ning teise ilvese poolt murtuna on leitud 1 isend. Populatsiooni aastaseks küttimisväliseks suremuseks on meil hinnatud keskmiselt 13% Rootsis, Norras ja Šveitsis on täiskasvanud ilveste peamiseks suremusteguriks salaküttimine (Andrén jt., 2006; Schmidt-Posthaus jt., 2002), Eestis selle suremusteguri kohta andmed puuduvad. Šveitsis leiti, et 18% ilvese surma põhjuseks olid infektsioonid ning telemeetriliselt jälgitud ilvestel oli see protsent koguni 40 (Schmidt-Posthaus jt., 2002).

Kärntõbi (tekitaja süüdiklest *Sarcoptes scabiei*) on levinud Eesti ilvese populatsiooni viimasel paaril aastal – aastal 2010 avastati kaks esimest nakatunud looma ning aastal 2011 neli (Jõgisalu & Männil, 2011). Ka Lätis leiti teadaolevalt esimesed kaks kärntõves ilvest aastal 2010 (Ozolins, suulised andmed). Ilvesed on nakatunud kärntõppe tõenäoliselt kokkupuutes rebaste või kährikutega. Kärntõbiseid ilvesed on registreeritud veel Šveitsis (Ryser-Degiorgis jt., 2002), Soomes (Ågren, 2005), Rootsis (Ryser-Degiorgis jt., 2005) ja Norras (Holt & Berg, 1990). Šveitsis on leitud ka teise, kaslaste süüdiklestaga (*Notoedres cati*) nakatunud ilveseid, kuigi see kärntõve liik on levinud peamiselt kodukassidel (Ryser-Degiorgis jt., 2002).

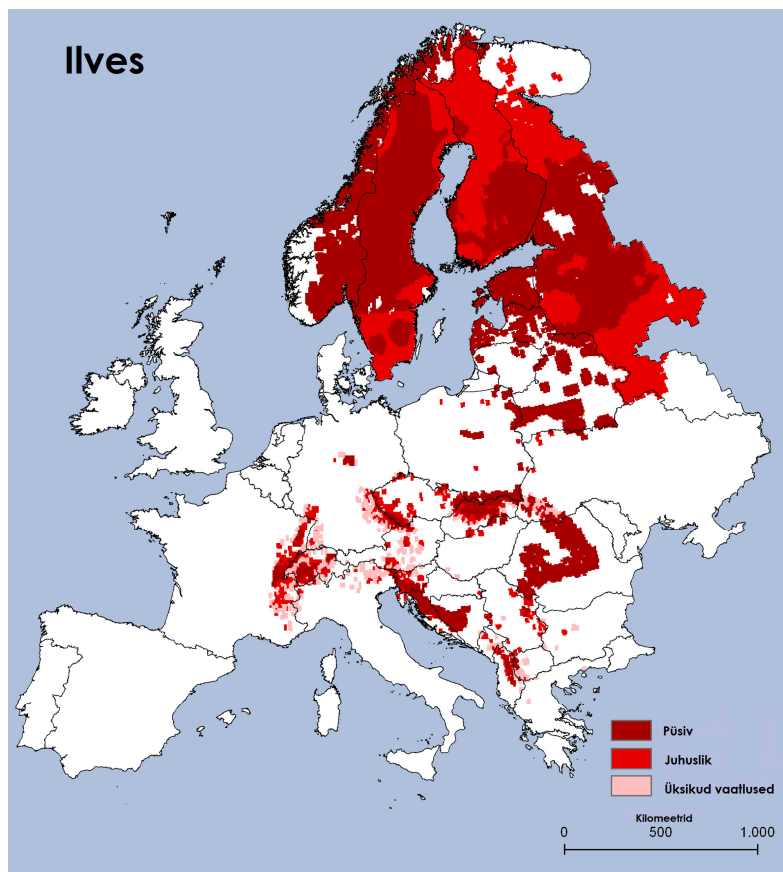
Marutõbiseid ilveseid tuvastati Eestis aastatel 2002–2006 kokku 8, neist kahel juhul oli ilves käitunud agressiivselt, rünnates ühel juhul koera, ja teisel juhul autot. Viimane marutõbine ilves tuvastati aastal 2006 (arvandmed: Veterinaar ja Toiduamet). Ilveselt on leitud ka mitmeid teisi viirushaigusi. Kuna ilvesed on üksiku eluviisiga loomad, siis saavad nad eelpoolmainitud nakkushaigused enamasti rebastelt või kährikutelt. Üksiku eluviisi tõttu ei levi ka nakkushaigused ilvese populatsioonis sedavõrd laialdaslikult, kui sotsiaalsema eluviisiga loomade (nt paljud koerlased) populatsioonides.

Eestis on ilvestelt leitud kokku 7 helmindiliiki (Valdmann jt., 2004) ja Lätis 6 (Bagraade jt., 2003). Ilveselt on Eestis leitud ka keeritsusse perekonnast *Trichinella* (Pozio jt., 1998).

Levik ja arvukus

Varasematel aegadel asustas ilves kogu Euroopat, puududes vaid Pürenee poolsaarelt, saartelt, metsata rannikualadelt ning Skandinaavia põhjaosast. Inimtegevuse tulemusel kadus ilves suurest osast oma endistest elupaikadest, saavutades väikseima areaali ja arvukuse 1950.-te aastate paiku. 20. sajandi teisel poolel hakkas arvukus tänu rakendatud kaitsemeetmetele tasapisi taas suurenema ja areaal laienema. Praeguseks on ilves levinud enam-vähem katkematu populatsioonina Põhjamaades ja Venemaal ning väikesemate ja teineteisest isoleeritud populatsioonidena kesk- ja lääne-Euroopas (Breitenmoser jt., 2000).

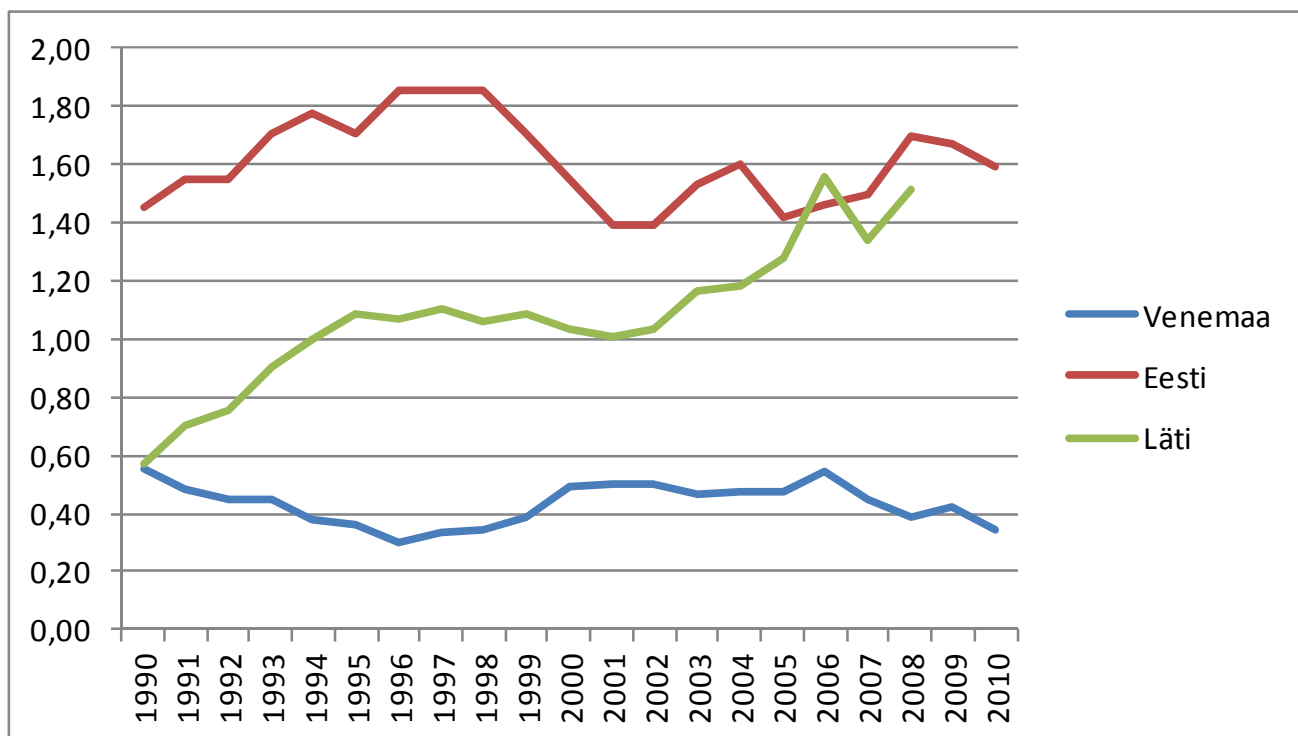
Ilvese Balti populatsioon kujutab endast tema Euraasia metapopulatsiooni osa, mis katab suhteliselt ühtlaselt levinuna Eesti, Läti, Valgevene ning Venemaa Leningradi, Novgorodi, Pihkva, Tveri ja Smolenski oblasti ning fragmenteerunud osapopulatsioonidena Leedu, Poola kirdeosa, Ukraina põhjaosa ning Kaliningradi oblasti alasid (joonis 4). Balti populatsiooni arvukust hinnatakse kokku umbes 3400 isendile (Linnell jt., 2008).



Joonis 4. Ilvese levik Euroopas (www.lcie.org järgi).

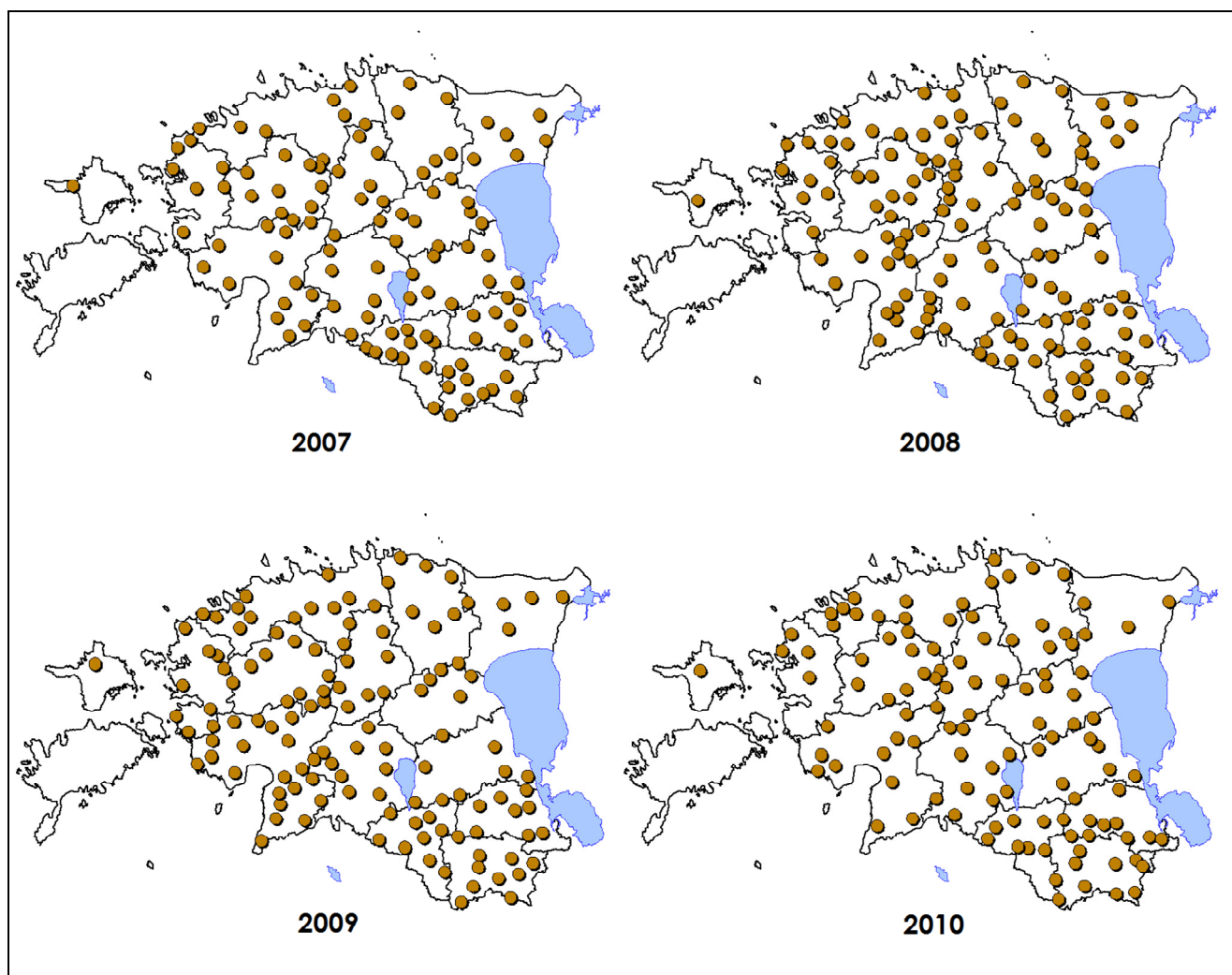
Meie lähinaabritest elab Lätis ilveseid ametliku loenduse järgi umbes 900 (Ozolins jt., 2007) ja Leedus umbes 100 (Balčiauskas, 2004). Venemaal, meie naaberaladel, on aastal 2010 loendatud Leningradi oblastis 270 ja Pihkva oblastis 134 ilvest ning keskmine asustustihedus meie lähioblastites (Leningradi, Pihkva, Novgorodi, Tveri ja Smolenski oblastid) on aastatel 2002–2010 kõikunud vahemikus 0,3–0,5 is/100 km² kohta ning aastatel 2008 ja 2009 on see näitaja olnud 0,34 is/100 km² (joonis 5). Aastal 2010 kütiti ilveseid ametlikel andmetel Leningradi oblastis 8 ja Pihkva oblastis vaid üks isend (Иščнїтї jt., 2004; Ģīŭāāq, 2011).

Eesti ilvese käekäik sõltub pikas perspektiivis olukorrast Venemaal, kus asub Balti populatsiooni põhiosa, mistõttu on lisaks kohalikule asurkonnale väga oluline jälgida just Venemaa asurkonnas toimuvaid muutusi (Linnell jt., 2008).



Joonis 5. Ilvese asustustihedus (isendit 100 km² kohta) Eestis, Lätis ja Venemaal (Leningradi, Pihkva, Novgorodi, Tveri ja Smolenski oblast) aastatel 1990–2010. Kuna ilvese arvukuse hindamise algandmed on kõigis kolmes riigis kogutud erinevate meetoditega ning nende täpsusastmed ei ole teada, on omavahel võrreldavad pigem trendid, kui absoluutarvud.

Eestis oli ilvese arvukus madalseisus 19. sajandi lõpust alates ning aastal 1937 võeti ta looduskaitse alla (Randveer, 2003). Riikliku jahindusstatistika algusaastal 1954 loendati Eestis 275 ilvest, millele järgnes arvukuse langus kuni aastani 1966, mil loendati vaid 60 isendit. Alates sellest ajast suurenes ilvese arvukus pidevalt, saavutades maksimumi aastatel 1997–1998. Sellele järgnes taas arvukuse mõningane langus, mis muutus nähtavaks tõusutrendiks aastal 2005, millest alates on sügisene arvukus kuni aastani 2010 olnud 700 ja 850 isendi vahel ning kevadine arvukus üle 500. Praeguseks on ilves levinud üle kogu Eesti (joonis 6), järelkasvu ei ole aastatel 2002–2010 täheldatud vaid Saare maakonnas.



Joonis 6. Ilvese levik Eestis aastatel 2007–2010. Punktid kaardil tähistavad erinevaid pesakondi.

1.3. Pruunkaru

Üldiseloostus

Pruunkaru (*Ursus arctos*) kuulub kiskjate *Carnivora* seltsi karulaste *Ursidae* sugukonda. Pruunkaru on kõige laiema levikuga karu liik maailmas, asustades Euroopa, Aasia ja Põhja-Ameerika erinevaid elupaiku alates arktilistest tundratega põhjas kuni kuivade kõrbeteni lõunas (Swenson jt., 2000). Euroopas, sealhulgas ka Eestis on levinud alamliik euroopa pruunkaru (*Ursus arctos arctos* L.). Eestis elavate karude põhivärvus varieerub helepruunist kuni mustjaspruunini, enamus meie karudest on tumepruunid. Alla aasta vanustel karupoegadel on sageli kaelal erineva suuruse ja kujuga valgetest karvadest laik või kaelus, mis võib hiljem näha jääda keha üldfoonist pisut heledamana. Kõndides toetuvad karud kogu tallale, mistõttu neid nimetatakse ka tallulkõndijateks (Kaal, 1980). Meie täiskasvanud emakarude keskmine tüvepikkus on 172 cm (160–186, n=8), turjakõrgus 86 cm (73–97) ja kaal 167 kg (130–200), isastel on samad näitajad vastavalt 199 cm (173–250, n=20), 107 cm (83–140) ja 226 kg (150–

350). Täiskasvanud emase karu esikäpa päka laius on keskmiselt 12,8 cm (12–13,5), isastel on vastav näitaja 15,1 (13–17). Seega väljendub täiskasvanud karude seas suguline dimorfism nende erinevates morfoomeetrilistes näitajates, noorematel see selgelt väljendunud ei ole.

Elupaigavalik

Karud asustavad Euroopa metsavööndis erinevaid elupaiku, mis pakuvad piisavalt head toidubaasi, varjetingimusi ning on sobivad ka talvitumiseks (Danilov, 2005; Swenson jt., 2000). Karude asustustihedus on positiivses sõltuvuses nende toidubaasist (Swenson jt., 2000). Kreekas tehtud uuringud näitasid, et karud eelistasid aktiivsel toitumisperioodil sügisel metsaga vahelduvat põllumajandusmaastikku ning sügisel ja vahetult enne talvitusperioodi, looduslikust taimsest toidust rikkalikke heade varjetingimustega, metsaelupaiku (Kanellopoulos jt., 2006). Niisiis pole lisaks toidubaasile vähemtähtsad ka varjetingimused, kuna karud üldiselt väldivad aktiivse inimtegevuse, nagu linnade ja puhkekeskuste, lähedust (Nellemann, jt., 2007) ning talvituvad karud väldivad lisaks sellele ka suuremate teede lähedust (Elfström jt., 2008; Linnell jt., 2000). Eestis eelistavad karud talvitumiseks erinevaid kuuse osalusega ja pigem niiskeid segametsi kaugemal inimasustusest ja suurematest teedest (Ermel, 2007). Kuusikud on eelistatud talvitusala ka Venemaa Euroopa-osas (Danilov, 2005).

Taliuinak

Hilissügisest kevadeni veedavad karud taliuinakus, mis on seotud nende kohastumusega elada üle talvine toiduvaene periood (Swenson jt., 2000). Eestis jäävad karud taliuinakusse tavaliselt novembris ning väljuvad talipesadest järgmise aasta märtsist maini. Talipesad hülgevad esimestena täiskasvanud isakarud ning viimasena sama-aastaste poegade emakarud. Emakarud sünnitavad talipesades pojad ning veedavad nendega reeglina koos ka järgmise talve. Pruunkaru areaali lõunapoolseimates piirkondades on karud aktiivsed aastaringselt (Swenson jt., 2000).

Sotsiaalne struktuur ja territoriaalsus

Karu on üksildase eluviisiga territoriaalne loom. Samas on sama eluala kasutavatest isenditest moodustunud omamoodi sotsiaalne struktuur koos erinevate omavaheliste suhete ja informatsiooni vahetusega (Lăţǎnţǎ, 1990). Püsivad karude grupid koosnevad emast ja tema kuni 1,5-aasta vanustest poegadest (Dahle & Swenson, 2003a). Ajutised grupid võivad moodustuda erinevate noorte isendite vahel, samuti võivad karu pesakonnaga ajutiselt liituda ka teised noored karud. Sellistes ajutistes sotsiaalsetes suhetes olevad karud on tõenäoliselt emaliini kaudu lähisugulased, kelle kodupiirkonnad omavahel kattuvad (Støen jt., 2005). Ajutised grupid moodustuvad ka sigimispaaridest ajavahemikul mai lõpust juuli alguseni.

Rootsi lõunaosas, mis on suhteline lähedane meie looduslikele tingimustele, on karu keskmine kodupiirkonna suurus (95% MCP, ruutkilomeetrites) täiskasvanud isastel 1055 (314–8264), täiskasvanud üksikutel emastel 217 (81–999) ja alla aastaste poegade emastel 124 (46–478). Kodupiirkonnad on oluliselt väikesemad karu kõrgema asustustihedusega aladel ja toidurikkamates elupaikades (Dahle & Swenson, 2003b). Horvaatias on karu keskmisteks kodupiirkonna suurusteks mõõdetud isastel 128 km² ja emastel 58 km² (Huber & Roth, 1993), Eestis karu kodupiirkonna uuringuid tehtud ei ole.

Sigimine ja noorte karude hajumine

Karud on polügaamsed loomad, kus üks isane püüab viljastada mitut erinevat emast, paarid moodustuvad vaid sigimisperioodiks ning poegade kasvatamisega tegeleb vaid emane. Võrreldes

teiste meie suurkiskjatega on karu juurdekasvupotentsiaal väike seoses tema hilise suguküpsuse ja pikemate sigimisvaheliste tsüklitega. Karu jooksu-aeg kestab Eestis enamasti mai lõpust juuli alguseni. Pojad (1–5, tavaliselt 2–3) sünnivad enamasti detsembri lõpus – jaanuari alguses ning nad on emaga reeglina koos kuni ema järgmise jooksuajani, mil pojad on saanud umbes 1,5 aasta vanuseks. Niisiis poegivad emakarud reeglina kahe aasta tagant. Rootsis toovad emakarud oma esimese pesakonna ilmale keskmiselt 4,4 aasta vanuselt, keskmine sündidevaheline intervall on 2,4 aastat ning sama-aastaste poegade keskmine arv pesakonnas on 2,4 (Swenson jt., 2000). Eestis on vaatluste põhjal keskmine poegade arv pesakonnas 2,1, mis on tõenäoliselt alahinnatud, kuna kõiki poegi ei nähta ning seda eriti sügisperioodil. Seda tõestab Rootsis tehtud võrdlusuuring, kus vaatluste järgi oli pesakonna keskmine suurus kevadel 2,08, sügisel 1,81 ja perioodi keskmine 2,02, samas raadiotelemeetria uuringu tulemusel olid need numbrid vastavalt 2,27, 2,25 ja 2,26 (Zedrosser & Swenson, 2005). Venemaal Novgorodi ja Pihkva oblastis on poegade keskmine arv pesakonnas 2,23 (Vaisfeld & Chestin, 1993). Noorte karude hajumine (lahkumine oma ema kodupiirkonnast) ja hajumiskaugus sõltub isendi soost, vanusest ja karu asustustihedusest. Isastest noortest karudest hajub oluliselt enam, kui emastest ning viimastest jääb enamus ema territooriumile või vahetult selle lähedusse elama (Swenson jt., 1998). Lisaks suuremale väljarändavate isaste osakaalule on suurem ka nende hajumisulatus – Rootsis tehtud uuringud näitasid isaste keskmiseks hajumiskauguseks 108 km (maksimaalselt 467) ja emastel 16 km (maksimaalselt 90) (Støen jt., 2006). Emaste hajuvus suureneb märgatavalt suureneva populatsiooni tingimustes (Swenson, jt., 1998; Kojola & Laitala 2000). Need noored karud, kes oma sünnialalt jäädavalt lahkuvad, teevad seda peamiselt 2–4 aasta vanuselt, isased keskmiselt mõnevõrra varem, kui emased (Støen jt., 2006).

Demograafia

Eesti karude populatsiooni vanuselise struktuuri kohta on vähe teada, kuna selektiivse küttimise tõttu ei peegelda küttimisvalim seda nii hästi kui hundil ja ilvesel. Kütitud täiskasvanud isendite (alates 3 eluaastast) hulgas on keskmiselt olnud isaseid 57% ning kütitud isendite seas subadultseid (1–2 aastat) keskmiselt 63% Pazhetnovi (Љаҗаңкѝа, 1990) järgi on asurkonna looduslik struktuur ligikaudu järgmine: üksikuid karusid umbes 62%, poegade emaseid 13%, sama-aastaseid poegi 15% ning aastaseid poegi 10%. Skandinaavias ja Soomes on suurenevates populatsioonides täheldatud olulisi demograafilisi erinevusi levikuala tuumikaladel (aladel, mida karu on kauem asustanud) ja servaaladel (mida karu on hiljuti asustanud). Nii on tuumikaladel suurem emaste osakaal ja kõrgem isendite keskmine vanus ning servaalasid asustavad suuremas osas noored isased karud (Kojola jt., 2003; Kojola & Laitala 2000; Swenson, jt., 1998).

Toitumine

Karu on sõltumata oma kuuluvusest kiskjaliste seltsi tüüpiline omnivoor nii oma toiduvaliku kui ka hammastiku ja seedekulgla ehituse poolest. Kuigi karu põhiline toit on taimne, ei suuda ta erinevalt herbivooridest lagundada tselluloosi, omandades siiski taimseid suhkruid ja suure osa ka taimsetest valkudest (Swenson, jt., 2000). Karude aastane toitumistsükkel läbib 3 peamist perioodi: kevadine toiduvaene aeg vahetult pärast talvitumist, suvine normaalne toitumisperiood ning sügisene aktiivne toitainete varumise periood, mil kogutakse vajalikke reserve talve üleelamiseks (Swenson, 2000; Љаҗаңкѝа, 1990). Kui kevadel ja suve esimesel poolel söövad karud enamasti rohttaimi, siis suve teisel poolel ja sügisel koosneb toiduratsioon energiarikkamatest toiduobjektidest, nagu marjad, puuviljad ja teravili (Vulla jt., 2009).

Kuna liha on kergesti seeditav ja kõrge energeetilise väärtusega, on see eriti kevadel ja sügisel nii raipe kui ka saakloomade näol karule oluliseks lisatoiduks. Samas ei ole karud efektiivsed kiskjad võrreldes näiteks hundi ja ilvesega (Swenson jt., 2000). Olulise osa karu loomsest toidust moodustavad selgrootud, eriti sipelgad (Vulla jt., 2009; Swenson jt., 1999b). Samas on kohati ka põdra osakaal karu toidus oluline, näiteks Rootsi keskosas kõrge karu asustustihedusega piirkonnas (Swenson jt., 2007) ning põhja-Norras (Persson jt., 2001). Seoses sügise energiariikka taimse toidu vähenemisega lõuna-põhja suunas, toituvad põhjapool elavad karud enam loomsest toidust, kui nende lõunapool elavad liigikaaslased (Vulla jt., 2009). Imetajatest on Eesti karu toidust leitud koduveist, metskitse, kodusiga, metssiga ja kährikut (Vulla jt., 2009). Kui suur osa ulukitest antud uuringus oli karu poolt murtud, leitud hukkununa või saadud jahimeeste söödaplatsidelt, ei ole teada. Karud harjuvad kergesti inimese poolt antava kunstliku söödaga ning sellega seoses ka inimestega, mistõttu võivad sellistest isenditest kergesti saada probleemsed isendid ehk nuhtlusisendid (Dečák jt., 2005).

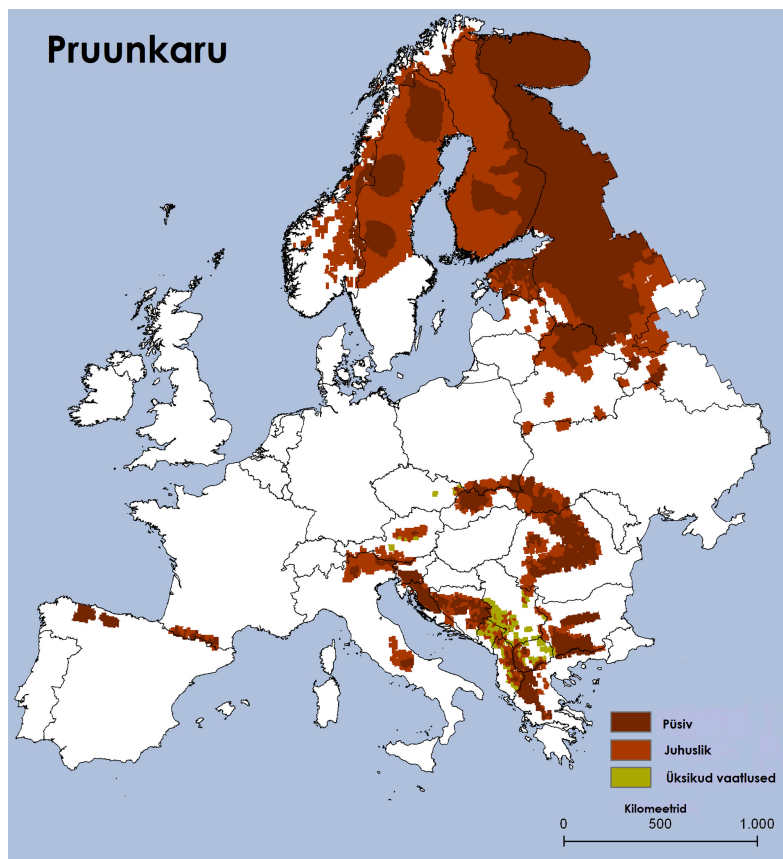
Suremus, haigused ja parasiidid

Eestis on vanemate, kui aastaste karude peamiseks suremusteguriks küttimine. Aastatel 2002–2010 on teadaolevalt karusid auto alla jäänud kokku 11 ning rongi alla 1, enesekaitseks on kütitud 4, teise karu poolt murtud 5, salakütitud 3 ning teadmata põhjusel hukkunud 3 (leitud osaliselt lagunenu olekus). Emata jäänud kuni kolme kuu vanuseid poegi on hukkununa leitud vähemalt 7 ning Nigula metsloomade turvakodusse on neid viidud vähemalt 14. Emata jäämise peamiseks põhjuseks on olnud ema minema hirmutamine talipesast kas jahinduse või metsandusega seotud tegevuste tõttu. Rootsis (Mörner jt., 2005) oli 96 hukkunud karu surma põhjusteks 41-l juhul enesekaitseks laskmine põdrajahis, 16-l juhul murdmine teise karu poolt ning viiel juhul autoavarii. Haigused ning parasiidid ei ole ei Eestis, Rootsis ega ka mujal teadaolevalt olnud karu surma põhjuseks. Eestis on karudelt leitud 2 liiki soole helminte (E. Moks & I. Jõgisalu, avaldamata andmed), Rootsis uuritud 50 karul helminte ei leitud (Mörner jt., 2005). Karul on Eestis leitud ka keeritsusse perekonnast *Trichinella* (Pozio jt., 1998).

Levik ja arvukus

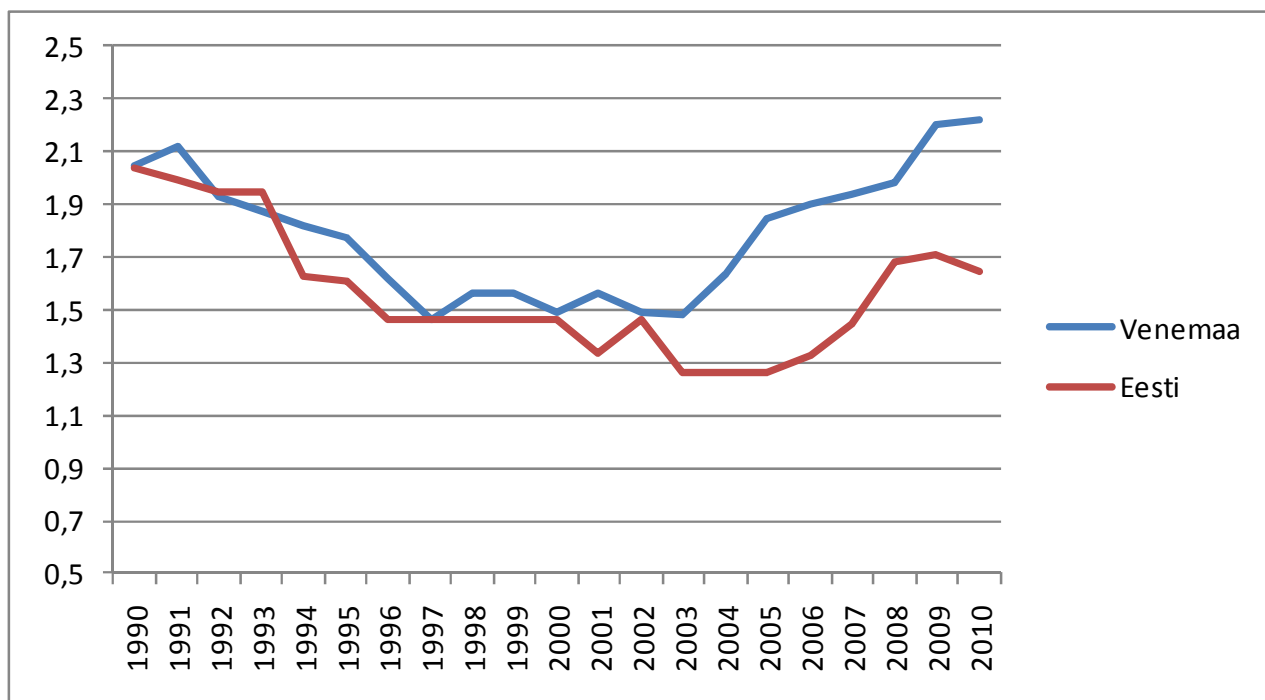
Varasematel aegadel asustas pruunkaru kogu Euroopat, puududes vaid suurematelt saartelt nagu Iirimaa, Island, Gotland, Gorsika ja Sardiinia. Inimpopulatsiooni suurenedes kadus karu enamuselt oma endistelt elualadelt, mille põhjuseks oli metsade põllumaastamise tõttu kadunud sobivad elupaigad ning tugevnenud küttimissurve. Praeguseks on karu levinud enam-vähem katkematu suure populatsioonina Skandinaavias, Soomes, Venemaal ja Eestis. Suuremad, kuid teineteisest isoleeritud populatsioonid on Karpaatides ning Balkanimaades ning lisaks neile leidub Euroopas veel mõni väike isoleeritud asurkond (Swenson jt., 2000, joonis 7).

Pruunkaru Balti populatsioon kujutab endast tema Euraasia metapopulatsiooni osa, mis hõlmab Eesti, Läti, Valgevene ning Venemaa Leningradi, Novgorodi, Pihkva, Tveri ja Smolenski, Brjanski, Moskva, Kaliningradi, Kaluzhi, Tuula, Kurski, Belgorodi ja Oreli oblasti. Populatsiooni üldarvukuseks on hinnatud umbes 6800 isendit (Linnell jt., 2008).



Joonis 7. Karu levik Euroopas (www.lcie.org) järgi.

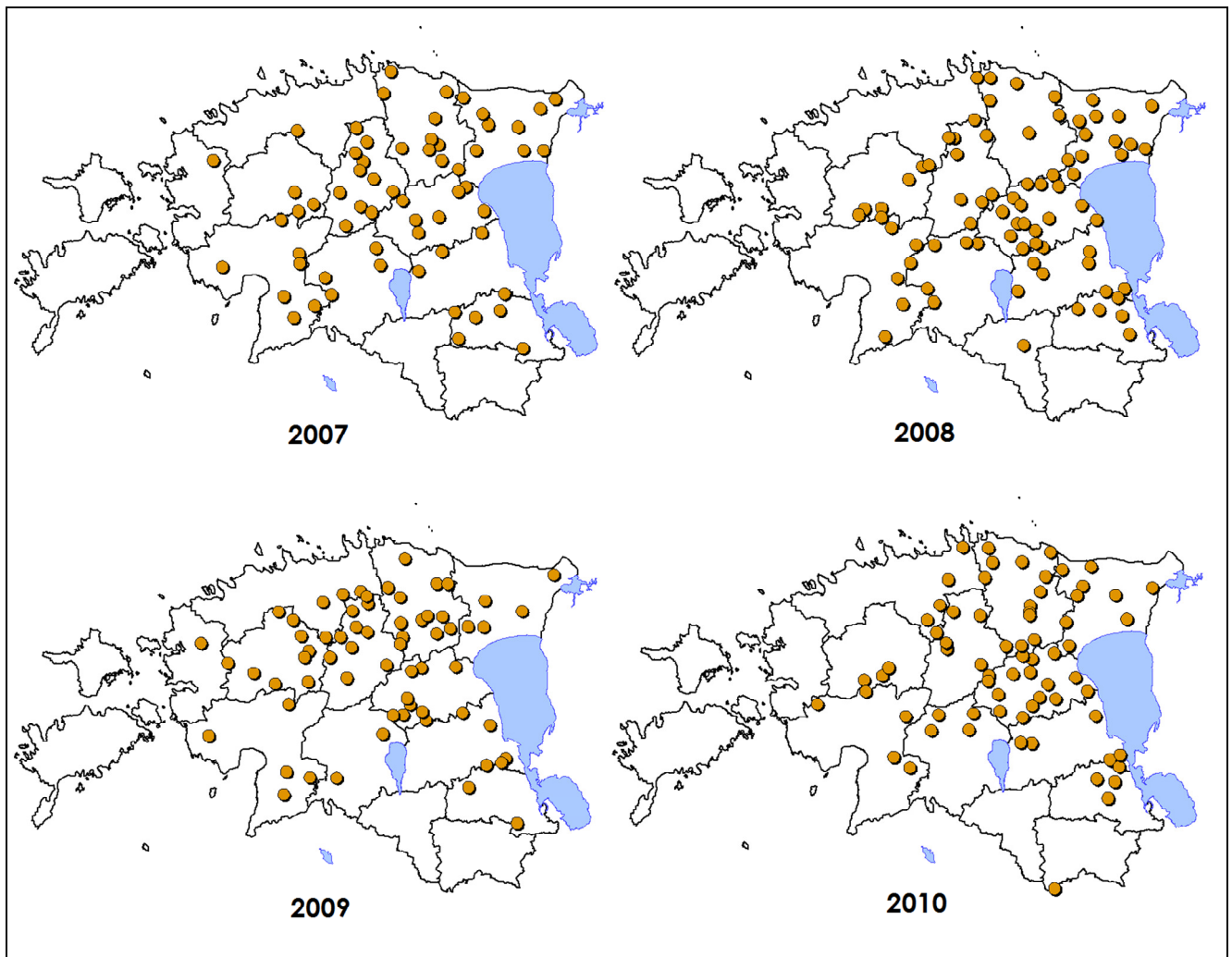
Meie lähinaabritest elab Lätis karusid umbes kümme-kond ning need on seotud Eesti ja Venemaa populatsioonidega. Lätis siiani kohalikku reproduktsiooni tõestatud ei ole (Pilats & Ozoliņš, 2003, Ozoliņš, suulised andmed). Venemaal meie naaberaladel on aastal 2010 loendatud Leningradi oblastis 2200 ja Pihkva oblastis 1160 karu ning keskmine asustustihedus meie lähioblastites (Leningradi, Pihkva, Novgorodi, Tveri ja Smolenski oblastid) on aastatel 2002–2010 kõikunud vahemikus 1,47–2,22 is/100 km² kohta ning aastal 2010 on see näitaja olnud perioodi kõrgeim 2,22 is/100 km² kohta. Leningradi ja Pihkva oblastis kütiti karusid aastal 2010 vastavalt 97 ja 21 isendit (Iščinā jt., 2004; Čoiašū, 2011b; joonis 8). Eesti karuasurkonna käekäik sõltub pikas perspektiivis olukorrast Venemaal, kus asub Balti populatsiooni põhiosa, on lisaks kohalikule asurkonnale väga oluline jälgida just Venemaa asurkonnas toimuvaid muutusi (Linnell jt., 2008). Ühise populatsiooni olemasolu kinnitab ka asurkonna fluktuatsioonid, mis on Eestis ja Venemaa lähialadel olnud väga sarnased (joonis 8).



Joonis 8. Karu asustustihedus (isendit 100 km² kohta) Eestis ja Venemaal (Leningradi, Pihkva, Novgorodi, Tveri ja Smolenski oblast) aastatel 1990–2010. Kuna andmed on kogutud erinevate meetoditega ning nende täpsusastet pole hinnatud, on joonisel omavahel võrreldavad peamiselt trendid, mitte absoluutarvud.

Eestis langes karude arvukus pidevalt 19. sajandi keskpaigast kuni 20. sajandi alguseni ning püsis väga madalana kuni 1950.-te aastateni. Madala arvukuse aastatel säilis karu asurkond vaid Alutaguse metsamassiivis (Kaal, 1980). Alates aastast 1954 on olemas regulaarne jahindusstatistika koos loendusandmetega, mille põhjal näitab karu arvukus alates aastast 1957 pidevat tõusutrendi kuni aastani 1990, millest alates on arvukus olnud kuni tänaseni suhteliselt stabiilne. Aastatel 2002–2010 on karu arvukus kõikunud vahemikus 500–700.

Praegu on karu levinud kõikides mandri-Eesti maakondades, kuid kohalikku püsivat juurdekasvu pole siiani Valga- ja Võrumaal (joonis 9).



Joonis 9. Karu levik Eestis aastatel 2007–2010. Punktid kaardil tähistavad erinevaid sama-aastaste poegade pesakondi.

1.4. Saakloomade asurkondade seisund

Käesolev alapaetükk puudutab meie suurkiskjate olulisemaid imetajatest saakliike või potentsiaalseid saakliike, kellest võib sõltuda nende käekäik. Olulisim saakliik ilvesele on olnud metskits, teisejärgulised on jänesed ja saartel tõenäoliselt ka punahirv ning alternatiivsete saakliikidena võivad olulised olla ka kobras, rebane ja kährik. Hundi peamised saakliigid on metskits, metssiga ja põder ning alternatiivsed saakliigid on samad, mis ilvesel. Karu peamiste toiduobjektide hulka meie ulukimetajad ei kuulu, kuid põder ja metssiga võivad olla siiski teatud perioodil olulised. Saakloomade asurkondade seisundi hinnangud on esitatud lähтуvalt Keskkonnateabe Keskuse 2011. aasta ulukiseire aastaaruandest (Männil & Veeroja, 2011). Üldmainitud liikide arvukusest erinevate indeksite põhjal annab ülevaate tabel 1.

Tabel 1. Peamiste suurkiskjate saakloomade arvukus ja suhtelise arvukuse muutused aastatel 2002–2011. L – summeeritud jahimeeste hinnang arvukusele jahipiirkonnas, tk; JI – talvise püsitransektidel jäljeloenduse ehk ruutloenduse jäljeindeks – jäljeradasid 1 km transekti kohta; K – kütitud isendite arv, tk.

		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
METSKITIS	L	35000	41000	49000	55000	61000	63000	63000	63000	48000	35300
	JI					5,19	4,35	4,54	4,15	2,27	1,31
	K	5009	5460	7669	10215	13833	19643	18006	15716	5075	
METSSIGA	L	13000	16000	17000	17500	19400	20500	21200	23500	22600	22600
	JI					2,24	2,25	1,95	2,60	1,21	1,30
	K	5660	7003	8122	11332	12225	13818	19757	20072	17028	
PÕDER	L	10500	11700	11700	12000	12000	11000	11000	11180	11740	12500
	JI					1,02	0,97	0,79	0,90	0,83	0,82
	K	3438	3848	4075	4582	4931	4911	4133	4031	4255	
PUNAHIRV	L	1300	1300	1500	1700	1800	2200	2200	2570	2830	3290
	JI					0,24	0,23	0,19	0,25	0,16	0,19
	K	148	139	123	129	140	220	300	403	497	
KOBRA	L	16000	16000	17000	17500	17400	18600	18000	17900	17000	17000
	K	3689	2957	4384	5758	7368	6083	5631	6657	6592	
HALLJÄNES	JI					0,62	0,57	0,50	0,56	0,46	0,29
	K	1423	1356	1306	1221	1058	791	897	711	650	
VALGEJÄNES	JI					0,42	0,7	0,26	0,33	0,32	0,30
	K	485	491	391	344	333	296	196	114	119	
REBANE	JI					1,36	1,10	1,20	1,88	1,68	1,27
	K	7461	4376	6184	7806	5856	5986	12712	7472	9656	
KÄHRIKKOER	JI					0,07	0,17	0,27	0,38	0,19	0,31
	K	4945	4124	3516	3992	5842	7994	8728	9495	12600	

Metskitse arvukus saavutas vaadeldaval perioodil maksimumi aastal 2007 ning langes järsult aastal 2010 ning langus jätkus tõenäoliselt ka aastal 2011. Suremuse järsu suurenemise peamiseks põhjuseks olid sügava lumega talved, mis takistas oluliselt toidu kättesaadavust, aga ka samaaegselt suurenenud kisklus- ja kütmissurve. Aastal 2011 on metskitse asurkond suurkiskjate vajadusi arvestades suhteliselt halvas seisus.

Metssea arvukus näitas pidevat kasvu kuni aastani 2009 ning sealt alates on see stabiliseerunud. 2010 ja 2011 rasked talved on osaliselt suurendanud metssigade suremust, kuid seda on paljus kompenseerinud aktiivne lisasöötmine. Metssea arvukus on jätkuvalt väga kõrge ja populatsiooni juurdekasvunäitajad head, pakkudes sellega suurkiskjatele rikkalikku toidubaasi.

Põdra asurkond on kogu vaadeldava perioodi vältel olnud stabiilselt kõrge arvukusega ja heade juurdekasvunäitajatega.

Punahirve arvukus on kõrge Saare- ja Hiiumaal ning suureneb tasapisi ka Lätiga piirnevatel aladel Pärnu, Viljandi ja Valgamaal.

Kopra arvukus on suhteliselt kõrge olnud kogu perioodi vältel, pakkudes suurkiskjatele arvestatavat toidubaasi kogu mandri-Eesti ulatuses.

Jänesed on jätkuvalt levinud kogu mandri-Eestis, kuid nende arvukus on langenud juba aastakümneid ning see tendents on jätkunud ka viimasel kümnendil. Kuigi jänesed, eriti just valgejänes, on jätkuvalt hundi ja ilvese menüüs, ei saa neid nende praeguse suhteliselt madala asustustiheduse ja jätkuva langustrendi juures lugeda väga oluliseks alternatiivseks saakliigiks.

Rebase arvukus on suhteliselt kõrge ja **kähriku** arvukus väga kõrge, võrreldes seda nii viimase kümnendi algusaastatega kui ka viimaste aastakümnete keskmisega.

1.5. Ülevaade tehtud uuringutest Eestis

Eestis tehtud suurkiskjate uuringud on olnud suhteliselt tagasihoidlikud seoses nii rahaliste vahendite kui ka inimressursi vähesusega. Aastatel 2002–2011 on Tartu Ülikoolis kaitstud suurkiskjate teemal kaks doktorikraadi – aastal 2006 Harri Valdmann ja aastal 2011 Egle Tammeleht. Suurkiskjate rakenduslikke uuringuid korraldab Keskkonnateabe Keskus ning neid rahastatakse peamiselt SA Keskkonnainvesteeringute Keskuse vahenditest. Süvauuringuid on rahastanud ka Eesti Teadusfond. Järgnevalt antakse ülevaade peamistest Eestis aastatel 2002–2011 tehtud suurkiskjate uuringutest ja nende põhjal avaldatud publikatsioonidest valdkondade kaupa, millest suurt enamust on kasutatud ka käesoleva kava erinevate peatükkide koostamisel.

Toitumist on hundil ja ilvesel uuritud Tartu Ülikoolis 1990-te aastate lõpus ja 2000-te algul (Valdmann jt., 1998; Kübarsepp & Valdmann, 2003) ning sellealane viimane teaduspublikatsioon ilmus aastal 2005 (Valdmann jt., 2005). Karu toitumist on uuritud 2000-te aastate keskel ning selle põhjal kaitsesid aastal 2006 Tartu Ülikoolis magistritööd Egle Vulla ja Marju Korsten. Karu toitumisest on ilmunud ka teaduspublikatsioon aastal 2009 (Vulla jt., 2009) ning artiklid „Eesti Looduses“ (Tammeleht jt., 2011; Tammeleht jt., 2010b), lisaks on valmimas veel ühe teaduspublikatsiooni käsikiri (Keis jt.).

Parasiitidest on viimasel aastakümnel uuritud Eesti ilvese ja hundi helmintofaunat ning publikatsioonid on pärit kümnendi keskpaigast (Moks jt., 2006; Valdmann jt., 2004). Alates aastast 2009 on jälgitud kärntõve levikut Eesti hundipopulatsioonis, artiklid on ilmunud teadusajakirjas (Jõgisalu jt., 2010) ja ajakirjas „Eesti Jahimees“ (Jõgisalu & Männil, 2011).

Kiskja mõju saakliikidele. Uuritud on ilvese kiskluse mõju metskitsele alates aastast 2008, kokku 8 ilvese GPS-GSM telemeetrilisel jälgimisel saadud andmete alusel. Sellel teemal kaitses aastal 2010 Tartu Ülikoolis magistrikraadi Raido Kont ning avaldatud on ka teadusartikkel (Kont jt., 2010).

Territoriaalsust ja elupaigakasutust on uuritud ilvesel ja hundil alates aastast 2004 nii talviste jälgede ajamise kui ka raadiotelemeetrilisi meetodeid kasutades. Lisaks telemeetriliselt jälgitud ilvestele on 2011. a. suvel GPS-GSM jälgimisseadmega varustatud ka esimene hunt. Kuna antud uuringud on pikaajalised ja jätkuvad, ei ole selles valdkonnas teadusartikleid veel avaldatud. Vastavate uuringute aruanded on saadaval Keskkonnateabe Keskuse kodulehel

www.keskkonnainfo.ee. Aastal 2005 jälgiti ka seni ainukest raadiokaelusega varustatud karu ning selle tulemused on välja toodud Egle Vulla 2006. a. Tartu Ülikoolis tehtud magistritöös. Uuringute tulemusi on regulaarselt avaldatud ka ajakirjas „Eesti Jahimees“.

Geneetilisi uuringuid on tehtud nii karu, ilvese kui ka hundi puhul, kuid siin on reeglina vaadeldud mitte ainult Eesti, vaid suurema ala populatsiooni struktuuri või fülogeograafiat, mistõttu on need tehtud koostöös teiste riikide teadlastega. Geneetilisi uuringuid, kus on kasutatud ka Eesti materjali, on avaldatud teaduslike publikatsioonidena karust (Davison jt., 2011; Tammeleht jt., 2010a; Korsten jt., 2009; Ho jt., 2008; Saarma jt., 2007) ning ilvesest (Hellborg jt., 2002; Schmidt jt., 2009, valmimas Ratkiewicz jt., 2012). Hundi geneetiliste uuringute põhjal on aastal 2012 valmimas kaks teadusartiklit, mis puudutavad hundi ja koera hübriide ning populatsiooni geneetilist struktuuri Eestis ja Lätis (Hindrikson jt., 2012a; Hindrikson jt., 2012b). Hundi ja koera hübriididest on ilmunud populaarteaduslik artikkel ajakirjas „Eesti Loodus“ (Hindrikson jt., 2009).

Ohjamise riiklike eesmärkide täitmise võimekust harrastusjahimeeste poolt on võrdlevalt uuritud Eestis, Lätis ja Norras ning sellest on valmimas teadusartikkel (Bishof jt., 2012).

Inimeste suhteid suurkiskjatega on uuritud nii ajaloolistest allikatest kogutud materjali alusel kui ka sotsioloogiliste uuringutena tänapäeval. Ilmar Rootsi on ajalooarhiividest saadud materjali põhjal uurinud inimese ja hundi suhteid läbi aastasade, kirjutanud sellest raamatu „Tuli susi soovikusta“ (Rootsi, 2005), kaitsnud ajaloodoktori kraadi (Rootsi, 2011) ning avaldanud teadusartiklid inimesesööjatest huntidest 19.-l sajandil (Rootsi, 2001) ning marutöbistest huntidest Eestis 18.-l ja 19.-l sajandil (Rootsi, 2003). Aastatel 2003-2006 viidi läbi uuring Norra, Eesti, Läti, Leedu ja Poola teadlaste koostöös projekti „*Large carnivores in northern landscapes: an interdisciplinary approach to their regional conservation*“ raames, mida rahastas peamiselt Norra teadusfond. Uuringu tulemusi on lisaks aruandele (Linnell jt., 2006) avaldatud ka teadusartiklitenä (Balčiauskas jt., 2010; Randveer, 2006; Balčiauskas jt., 2005). Tiit Randveer on uurinud inimeste suhtumist hundi (Randveer, 2001).

Tipu uurimisala on ala, mis hõlmab Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) kasutuses oleva Kilingi-Nõmme jahipiirkonna Valga-Uulu maantee põhja poole jäävat osa ja Soomaa Rahvusparki. Uurimisalal on praegu vaid funktsionaalne staatus, kuna sellel alal on läbi viidud enamasti viimastel aastatel KTK korraldatud suurkiskjate uuringutest. Uurimisala õigusliku loomise vajalikkust ja selle põhimõtteid on selgitatud teadlaste poolt keskkonnaministrile saadetud kirjas aastal 2009. Erinevate uuringute (sh eksperimentaalsete) läbiviimine paralleelselt intensiivse seirega ühel alal loob eeldused parimate teaduslike tulemuste saavutamiseks, kuna iga üksiku uuringu tulemused saavad täiendada teisi, luues võimalused liikidevaheliste ökoloogiliste seoste (otsesed ja kaudsed troofilised seosed) väljaselgitamiseks. Uurimisalal peaks saama konkreetsete uuringute eesmärkidest lähtuvalt viia läbi teaduslikke eksperimente ja/või manipulatsioone ning uuringute spetsiifikast tulenevalt peaks olema seetõttu võimalik suunata uurimisala territooriumil toimuvat jahinduslikku tegevust. Sellise uurimisala olemasolu vastu on huvi ka rahvusvahelisel tasemel, kuna teist sellesarnast Euroopas olemas ei ole.

Uurimisalal on alates aastast 2005 viidud läbi hundi ja alates aastast 2008 ilvese uuringuid (kõik 9 siiani GPS-GSM telemeetria abil jälgitud ilvest on kaelustatud uurimisalal), seirates samal ajal nende saakloomade arvukuse muutusi erinevaid intensiivseire (talvine jäljeloendus ja kevadine

pabulaloendus püsitransektidel) meetodeid rakendades. Alates aastast 2008 on kaelustatud ja telemeetriliselt jälgitud uurimisalal ka kolme metskitse, nelja metssiga ning ühte hunti. 2011. a kevadel alustati uurimisalal uuringut metsise pesitsusaegse suremuse väljaselgitamiseks pesade (ja eksperimentaalselt ka tehispesade) rüüstajate kindlakstegemisega rajakaamerate abil.

Samas on uuringutega seotud tegevus tekitanud konflikte jahimaa kasutajaga, milleks on RMK. RMK kui riigitulundusasutuse tegevuse põhieesmärk on tulu teenimine, mistõttu võetakse uuringuid ja nendega seoses sätestatud jahipidamise piiranguid kui kasumit vähendavat tegevust. Seetõttu on vajalik uurimisalale selge funktsionaalse staatuse määratlemine, mis välistaks edaspidi uuringute ja majandustegevuse vahelised vastuolud.

2. Suurkiskjate roll ökosüsteemis

Tippkiskjate rollist ökosüsteemis on avaldatud palju artikleid. Nende olulisust on tõestatud bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel, haiguste ja invasiivsete liikide leviku tõkestamisel ning isegi pinnase, õhu ja vee füüsikaliste ja keemiliste omaduste säilitamisel (Estes jt., 2011). Käesolevas peatükis antakse Eesti oludest lähtuvalt ülevaade meie suurkiskjate olemasolevast või lähiajal prognoositavast otsesest või kaudsest mõjust ökosüsteemile.

2.1. Mõju saakliikidele

Kiskja-saaklooma suhete selgitamine on saanud uurijate poolt ulatuslikku tähelepanu ning vastavasisulisi uuringuid on läbiviidud paljudes maailma ökosüsteemides. Samas erinevad piirkonnad omavahel oluliselt nii kiskjate ja saakloomade liigilise mitmekesisuse kui ka kliimaatiliste tingimuste poolest. Lisaks sõltub kiskluse mõju eelkõige liikide konkreetsest asustustihedusest piirkonnas, mida omakorda võib oluliselt mõjutada loomade jahinduslik kasutamine. Ökoloogiliste tingimuste ning antropogeensete mõjude suurest varieeruvusest tulenevalt on seetõttu mujal tehtud uuringute tulemuste otsene ülekandmine teistesse piirkondadesse problemaatiline ning tõenäoliselt pälvivad kiskja-saaklooma suhted laialdast tähelepanu ka tulevikus.

Hundi ja ilvese toidus on olulisimal kohal sõralised (Jedrzejewski jt., 1993; Okarma, 1995; Valdmann jt., 2005) ning sõraliste populatsioonidele keskendub ka valdav osa kiskluse mõju käsitlevatest uuringutest. Euroopas on karu toidus sõraliste osakaal oluliselt väiksem (Vulla jt., 2009), kuigi põhja-poolsetes piirkondades võib karu kisklus moodustada põdravasikate suremusest siiski märkimisväärse osa (Swenson jt., 2007).

Suurkiskjate võimet vähendada sõraliste arvukust on näidatud mitmetes uuringutes, mis on tehtud enne ja pärast kiskja eemaldamist või ala taasasustamist (Jedrzejewska jt., 1997; White & Garrott, 2005). Euroopas on näiteks aladel, kus suurkiskjad puuduvad, metskitse asustustihedus oluliselt kõrgem (keskm. 1485 is/100 km²) kui aladel, kus hunt või ilves on esindatud (keskm. 605 is/100 km²). Veelgi madalam on metskitse arvukus piirkondades, mida asustavad mõlemad kiskjaliigid (keskm. 167 is/100 km²; Melis jt., 2009).

Kiskjate reguleerivat mõju saaklooma arvukusele (st. olukorda, kus kiskjad suudavad hoida saakloomade arvukust püsivalt madalal tasemel) on hundi ja põdra puhul täheldatud Põhja-Ameerika (Messier, 1994). Paljudes teistes uuringutes on ilmnunud valdavalt kiskjate limiteeriv mõju saakliikide arvukusele, st. kiskjad suutsid küll oluliselt vähendada saakloomade arvukust,

kuid ei suutnud muuta arvukuse pikemaajalist trendi. Kiskluse mõju on erinev ka erinevate saakliikide puhul. Näiteks Poolas Bialowiežas vähendas hundi ja ilvese kisklussurve oluliselt väikeste sõraliste, nagu metskits ja punahirv arvukust. Samas teistele liikidele nagu metssiga, põder ja piison, omas kisklus vähest mõju ning nende arvukus oli määratud peamiselt toidubaasi ja kliimaatiliste tingimuste poolt (Jedrzejewska & Jedrzejewski, 2005).

Hunt

Hunt on laia toiduspektriga liik, kelle toidus võivad esineda väga erineva suurusega saakloomad. Põhja-Ameerika piirkondades, kus põder on sõraliste seas huntide peamine saakliik ning hundi kisklusele lisandus karude põhjustatud vasikate suremus, suutsid kiskjad hoida põdra populatsiooni püsivalt madala asustustiheduse juures ($< 0,65 \text{ is/km}^2$; Messier 1994). Euroopas, kus hundi saakliikide hulka kuulub sõltuvalt piirkonnast 1 kuni 4 liiki sõralisi, on tuvastatud valdavalt hundi kiskluse limiteeriv mõju saakliikide arvukusele (Jedrzejewski jt., 2002; Sand jt., 2008). Kuigi hundid võivad oportunistlikult toituda kõigist ettejuhtuvatest saakliikidest, esineb neil siiski sageli toitumiseelistus mõne kindla liigi suhtes (Okarma, 1995). Poolas Bialowiežas moodustasid 63% huntide murtud saakloomades punahirved (*Cervus elaphus*), 28% metssead (*Sus scrofa*) ning 4% metskitsed (*Capreolus capreolus*), kusjuurs punahirvi murti oluliselt sagedamine ning metskitsi harvemini kui võiks eeldada nende esinemissagedusest looduses (Jedrzejewski jt., 2002). Hundikari murdis uue saaklooma keskmiselt iga 2 päeva järel ning kokku moodustasid hundi murtud hirved 12% kogu punahirvede suvisest arvukusest. Hundid mõjutasidki enim punahirvede arvukuse kasvu, tarbides 32–47% ulatuses kogu populatsiooni aastastest juurdekasvust. Samas metskitsi ja metssigu mürdsid hundid vastavalt ainult 3% ja 6% ulatuses suvisest arvukusest ning nende populatsioone mõjutasid peamiselt teised faktorid (ilvese kisklus metskitse ning toidubaas metssiga; Jedrzejewski jt., 2002). Lõuna-Euroopast leidub ka näiteid, kus metskitsest, punahirvest ja metssigadest kooneva sõraliste fauna juures toitsid hundid eelistatult just metssigadest, mõjutades siiski eelkõige põrsaste suremust (89,5% murtud metssigadest olid alla 1. a vanused; Mattioli jt., 2011). Kuigi metssiga võib mõnes piirkonnas olla huntide eelistatud saakliik, siis valdavalt on hundi kiskluse mõju metssea arvukusele võrreldes teiste faktoritega, nagu toidubaasi rohkus ning talvised ilmastikuolud, tühise tähtsusega (Melis jt., 2006).

Skandinaavias on hundi peamiseks saakliigiks põder, kes moodustas >95% huntide tarbitud biomassist (Sand jt., 2005). Keskmiselt murdis üks hundikari nädalas 2 isendit, mis on 30–110% rohkem kui erinevates Põhja-Ameerikas tehtud uuringutes (Liberg jt., 2010). Selle põhjuseks võis olla nii Skandinaavia põtrade kõrge asustustihedus ($>1 \text{ is/km}^2$) kui käitumuslike kohastumuste puudumine kiskja rünnakute tõrjumiseks. Murtud loomadest olid erinevate hundikarjade puhul 39–93% vasikad ning kisklus suurendas oluliselt just vasikate suremust. Kogu põdra populatsiooni aastastest juurdekasvust ei moodustanud hundi murtud loomade osakaal enamikes piirkondades hinnanguliselt mitte rohkem kui 50% (Liberg jt., 2010).

Eestis on hundile olulisteks saakliikideks nii metskits, metssiga kui ka põder, kuid nende osatähtsus võib eri ajal ja erinevates piirkondades oluliselt varieeruda (%-lise esinemissageduse järgi ekskrementides: metskits 12–59%, metssiga 17–37%, põder 12–31%; Kübarsepp & Valdmann, 2003; Valdmann jt., 2005; Kübarsepp & Kont, 2008). Hundi kiskluse mõju tugevust saakliikide populatsioonidele ei ole Eestis põhjalikult uuritud. Samas esialgsed lihtsad korrelatiivsed võrdlused viitavad, et jahipiirkondades, mis on huntidega püsivalt asustatud, on põdra vasikate osakaal küttemisvalimis väiksem ning ilma vasikateta lehmade osakaal vaatlustes suurem, kui kisklusest vähe mõjutatud aladel (Veeroja, 2007). Ka metssea puhul oli huntidega

asustatud aladel põrsaste osakaal küttemisvalimis väiksem ning ilma põrsasteta karjade osakaal kõigi karjade seas suurem (jahimeestelt kogutud vaatluskaartide andmed). Siiski ei eristu sellise analüüsi puhul kiskluse mõju teistest olulistest faktoritest nagu elupaiga kvaliteet ja kütmissurve ning kindlate järelduste tegemine on problemaatiline.

Ilves

Euroopas toituvad ilvesed valdavalt väikest ja keskmist kasvu sõralistest, kes moodustavad kuni 92% tarbitud saakloomade biomassist (Jedrzejewski jt., 1993; Jobin jt., 2000; Sunde jt., 2000; Valdmann jt., 2005). Eestis on metskits ilvese tähtsaimaks ning sõraliste seas ainukeseks saakliigiks (Valdmann jt., 2005). Ilvest peetakse üldiselt efektiivseks kiskjaks, kelle põhjustatud suremus on mõõdukate talviste tingimuste korral jahinduse kõrval üks peamisi metskitse arvukust limiteerivaid tegureid (Jedrzejewska jt., 1997; Melis jt., 2010). Metskitse puhul suurendab ilves oluliselt ka täiskasvanud isendite suremust, samas kui punahirve puhul murravad ilvesed eelistatult vasikaid ning väldivad täiskasvanud isasloomi (Okarma jt., 1997). Näiteks Poolas Bialowiežas mürdsid ilvesed uue metskitse või punahirve keskmiselt iga 5,4 päeva järel ning kõrge arvukuse juures (2,4–3,2 ad. is/100 km²) mürdsid ilvesed aastas kokku 110–169 metskitse/100 km², mis moodustas keskmiselt 26% kogu sealsest metskitsede populatsioonist (Okarma jt., 1997).

Šveitsis, kus ilveste asustustihedus oli väiksem (0,9–1,0 is/100 km²), tarbisid ilvesed sarnase mürdmisageduse juures aastas keskmiselt 9% metskitse ning 11% mägikitse (*Rupricapra rupricapra*) suvisest arvukusest (Molinari-Jobin jt., 2002).

Ilvese puhul sõltub saakloomade mürdmisagedus oluliselt ka ilvese soost, vanusest ja reproduktiivsest staatusest. Kõrgeim on mürdmisagedus kutsikatega emasloomadel ning väiksem subadultsetel 1–2 a isenditel (Okarma jt., 1997; Jobin jt., 2000). Seetõttu sõltub ka saakliikidele avalduv kisklussurve ilvese populatsiooni struktuurist ning kutsikatega emasloomade osakaalust.

Eestis on seni ilvese kiskluse mõju hindamiseks kasutada 8-lt telemeetriliselt jälgitud ilveselt saadud andmed. Ilveste jälgimisel leitud mürdmisageduse hinnangu ning metskitsede asustustiheduse järgi arvutati, kui suure osa uurimisala metskitse populatsioonist murravad ilvesed aastas (Kont, 2010). Eesti kohta kõrge asustustiheduse (~ 2,0 ad. is/100 km²) juures mürdsid ilvesed hinnanguliselt 134 kitse/100 km², mis moodustas 28% metskitsede koguarvust ning vähendasid seega oluliselt metskitsede arvukust. Samas tuleb märkida, et vastaval perioodil oli ka metskitsede arvukus väga kõrge (uurimisalal ~ 482 is/100 km²) ja alternatiivsete saakliikide osakaal piirkonnas väike ning väiksema metskitse arvukuse juures on ka ilveste mürdmisagedus ilmselt madalam.

Karu

Karud on laia toiduspektriga omnivoorid, kelle toiduobjektide valik sõltub suuresti nende hooajalisest kättesaadavusest. Taimsete saaduste vähesuse korral, eriti näiteks kevadel, võib liha olla karudele oluliseks toitainete ja energia allikaks (Persson jt., 2001).

Liha osatähtsus karude toidus on üldiselt suurem põhjapoolsetes populatsioonides, kuid see võib ka sama populatsiooni siseselt erinevate isendite puhul oluliselt varieeruda (Zager & Beecham 2006; Vulla jt., 2009). Lisaks jääb tihti selgusetuks kui suur osa saakloomadest on karude enda murtud ning millal on tegu raibetest toitumisega. Näiteks Põhja-Ameerikas on hinnatud, et kogu karude tarbitud lihast on vaid 30% hangitud kiskluse teel (Mattson, 1996). Üldiselt on sõraliste puhul karu kisklusest mõjutatud valdavalt noorloomad, kes on kõrge arvukuse juures paari kuu

vältel peale sündi karudele kergesti kättesaadad (Zager & Beecham 2006). Näiteks Skandinaavia teatud piirkondades mürdsid karud hinnanguliselt 26% sündinud põdravasikatest, kusjuures 92% murdmistest leidis aset, kui vasikad olid alla 1 kuu vanused (Swenson jt., 2007). Kisklust kompenseeris osaliselt vasika kaotanud lehmade suurem viljakus järgmisel aastal.

Eestis läbiviidud karude toitumisuuringus ei tuvastatud põdra esinemist karu ekskrementides ning ka metssea osakaal oli tagasihoidlik (Vulla jt. 2010). Kuigi loomne toit andis üle poole (54%) karude toidu energeetilisest väärtusest, ei kuulu sõralised ilmselt karu olulisemate toiduobjektide hulka Eestis. Samas näiteks põdra vasikate osakaalu võib antud uuring alahinnata, kuna valdav osa ekskrementidest olid korjatud sügisel, seega ajal kui karu kisklus enam vasikate suremuses oluliselt mõju ei oma (Vulla jt. 2010). Kuigi täpsed andmed puuduvad, võib karu kiskluse mõju sõraliste populatsioonidele Eestis pidada muude faktorite kõrval siiski tühiseks.

2.2. Suurkiskjad kui tugiliigid

Keskmise suurusega kiskjate arvukuse vähendamine

Suurkiskjad murravad väikesemaid kiskjaid nii toitumiseks kui ka osaliselt sama toidubaasi kasutavate konkurentide kõrvaldamiseks. Viimasel puhul murtud looma reeglina ei sööda ning seda nimetatakse gildisiseks kiskluseks. Sageli on gildisise kiskluse osakaal märgatavalt suurem, kui sama liigi isendite toiduks murdmine. Palju on tehtud uuringuid selle kohta, kuidas erinevates loomarühmades vähendavad tippkiskjad märgatavalt keskmise suurusega kiskjate arvukust. Lisaks otsesele kisklusele muudab tippkiskja olemasolu väikesema kiskja käitumist ja elupaigavalikut, mis suurendab ka nende kaudset suremust (Palomares & Caro, 1999). On hinnatud, et tippkiskja arvukuse suurenemise korral väheneb tõenäoliselt temaga gildisise kiskluse kaudu seotud oleva keskmise suurusega kiskja arvukus disproportsionaalselt (umbes neljakordselt) (Ritchie & Johnson, 2009).

Palju on kirjanduses tõestusi selle kohta, et mitmed liigid on hävinud, hävimisohus või madala arvukusega just seetõttu, et tippkiskjad on kadunud ning keskmise suurusega kiskjate kiskluse mõju on neile seetõttu märgatavalt suurenenud (Palomares & Caro, 1999). Isegi juhul, kui keskmise suurusega kiskja ja tippkiskja kasutavad osaliselt sama toidubaasi, on gildisisesest kisklusest tulenev efekt saakloomadele pigem positiivne, kuna tippkiskjaid on vähem, mistõttu on nende otsene mõju saakliikidele väikesem (Prugh jt., 2009).

Norras tehtud uuringud on tõestanud ilvese gildisisesest kisklust rebasele (Sunde jt., 1999) ning Rootsis hinnati, et täiskasvanud rebaste looduslikust suremusest moodustab umbes 50% ilvesepoolne kisklus (Helldin jt., 2006). Rebane mõjutab oluliselt ulukkanaliste (Kauhala jt., 2000), partide (Kauhala, 2004), halljänese (Panek jt., 2006), valgejänese (Kauhala & Helle, 2000), hall- ja valgejänese (Lindström jt., 1994) ning metskitse (Lindström jt., 1994; Jarnemo & Liberg, 2005) juurdekasvu, mistõttu ilvese kõrge arvukus peaks olema soodne paljudele rebase saakliikide juurdekasvule. Ilvese, rebase ja jäneste arvukuse omavahelisi seoseid on leitud Soomes, kus ilvese kõrge arvukusega aegadel on rebaste arvukus olnud madal ning jäneste arvukus kõrge (Elmhagen jt., 2010). Hundi ja ilvese kiskluse mõju kährikule pole kahjuks uuritud, kuid Eestis tehtud mitmetele tähelepanekutele tuginedes võib arvata, et vähemalt lokaalselt võib hunt kähriku arvukust oluliselt vähendada, soodustades sellega paljude kähriku poolt mõjutatavate liikide juurdekasvu. Rebase ja kähriku madalama arvukuse korral vähendab ka võimalus koerlaste nakkuslike viirushaiguste, nagu näiteks marutõbi, koerte katk ja koerte parvoviirus ning parasitooside, nagu näiteks kärntõbi, ulatuslikuks levikuks.

Mõju uluksõraliste ja kopra tekitatud metsa- ja põllukahjustustele

Suurkiskjad võivad olulisel määral mõjutada uluksõraliste arvukust ning selle kaudu ka nende tehtud kahjustuste hulka metsa- ja põllumajandusele.

Põdra peamiseks arvukuse reguleerijaks on meil olnud jahindus ning jahimehed on olnud arvukuse reguleerijana efektiivsed. Seetõttu on küttimislimiitidega manipuleerides olnud võimalik kahjustusi vähendada ning suurkiskjate mõju on siin olnud teisejärguline. Samas võib põdra talvistel kõrge kontsentratsiooniga aladel olla hundi mõju nii põtrade murdmise kui ka häirimise läbi lokaalsete metsakahjustuste vähendamisel oluline.

Metskitse juurdekasvu limiteerijana on meil jahindusest olulisemat rolli mänginud ilves ja hunt. Metskitse tekitatud kahjustused männinoorendikes on olnud olulised tema kõrgarvukuse perioodidel, kuid arvukuse suurenemisele on jahindus reageerinud küttimismahtude suurendamisega tavaliselt 2–3 aastase hilinemisega, mil metskitse arvukus on olnud juba teistest põhjustest tingituna pöördunud langustrendi. Hundi ja ilvese kisklus on tõenäoliselt oluliselt pidurdanud metskitse juurdekasvu kiirust ning sellest tulenevalt vähendanud metsakahjustuste hulka tema arvukuse tõusu perioodidel.

Metssea arvukuse peamiseks reguleerijaks on olnud jahindus ning suurkiskjatest on vaid hunt olnud lokaalselt teatud aegadel oluline. Samas on jahimeeste huvi olnud hoida metssea arvukust ning juurdekasvumäära püsivalt kõrge.

Kopra arvukuse reguleerijana ja tema tekitatud kahjustuste vähendajana võivad Eestis tehtud tähelepanekute alusel olla olulised nii hunt kui ka ilves. Kindlasti suureneb see mõju perioodidel, mil peamised saakliigid on madalseisus ning kiskjatel tekib vajadus alternatiivsete saakliikide järele.

Teiste kiskjate ja omnovoорide toidubaasi suurendamine

Hundi ja ilvese murtud saakloomade korjused on atraktiivsed paljudele teistele liikidele. Eestis tehtud ilvese uuringute käigus on täheldatud ilvese murtud metskitsede söömist hundi, metssea, rebase, kähriku, metsnugise ning erinevate lindude poolt. Hundi ja ilvese murtud saakloomad võivad olla elutähtsaks alternatiivtoiduks paljudele liikidele rasketel talvedel, kui põhitoidu (näiteks pisinärilised) kättesaadavus on sügava lume tõttu raskendatud. Hundi ja ilvese murtud saakloomad võivad olla talveperioodil oluliseks toiduks kaitsealustele kotkastele ja osadele kakkudele ning kevadperioodil ka karudele.

3. Suurkiskjad ja inimene

Suurkiskjate ja inimeste suhted on olnud läbi aegade väga keerulised ja vastuolulised. Nii on hunte kodustatud ja kasutatud jahipidamisel, mille tulemusel on temast välja aretatud kodukoer. Suurkiskjatel on olnud oluline osa rahvapärimestes, nad on olnud ka kultusloomad. Kaisukarud on paljude laste arengus mänginud olulist rolli. Samas on suurkiskjad olnud toidukonkurendid küttidele, murdnud talumeeste kariloomi ning rünnanud ka inimesi endid, mistõttu on neid aastasadu taga kiusatud ning püütud kõikvõimalike vahenditega hävitada. Alles viimastel aastakümnetel on peamiselt teadusuuringute tulemusel hakatud hindama suurkiskjaid, kui olulist komponenti ökosüsteemis, samuti väärtustama neid loodus- ja jahiturismiobjektidena.

3.1. Ajalooline ülevaade

Suurkiskjate ja inimeste omavahelised suhted ulatuvad aastatuhandete taha, kuid need võimendused perioodil, mil inimesed hakkasid tegelema karjakasvatusega. Alates sellest ajast kuni siiani on karjakasvatus olnud inimeste ja suurkiskjate vahelise konflikti põhiliseks allikaks. Seoses hundi toitumiskohastumuste ning tema suure kohanemis- ja sigimisvõimega on see liik olnud parasvöötmes inimesele läbi aegade kõige tõsisemaks konkurendiks. Hundivastase sõja algus ulatub juba antiikaega, mil Rootsi (2011) andmetel pandi Kreekas esimesed preemiad hundi tapmise eest välja juba umbes pool aastatuhandet e.m.a. Hundi tapmise eest maksti paljudes Euroopa riikides preemiaid kuni 1970.-te aastateni, Eestis 1990.-te aastate lõpuni ning Venemaal toimub see siiani. Hundid ei ole ajaloos teinud inimesele kahju mitte ainult kariloomade murdmisega, vaid nad on murdnud ka inimesi endid. Inimesesööjad hundid on olnud siiski vaid erandlikud, sellele spetsialiseerunud isendid. Kui palju inimesesööjatest võisid tegelikult olla koerad, inimese juures üleskasvanud hundid (sel ajal väga levinud) või hundi ja koera ristandid, ei ole teada. Viimane inimese mürdmine hundi poolt on Eestis teada aastast 1873 (Rootsi 2011; 2001).

Karu ja ilves ei ole võrreldes hundiga kunagi ajaloos inimestelt sellist tähelepanu pälvinud. Siiski üritati koos hundiga ka nende liikide arvukust maksimaalselt alla suruda. 1930.-teks aastateks oli Eestis nii hundi, ilvese kui ka karu arvukus väga madal. Aastal 1937 võeti ilves looduskaitse alla (Kaal & Randla, 1984), kuid juba aastal 1954 kirjutas Harri Ling ilvesest, kui kahjulikust röövulukist, kes hävitavat kohati lisaks metsskitsedele, valgejänestele, metsistele, tetredele ja laanepüüdele ka väärtuslikke karusloomi kährikuid ja rebaseid (Ling, 1954). 1980.-tel aastatel kehtestati ilvesele jahiaeg ja küttimislimiit (Kaal & Randla, 1984), millest viimane siiski hiljem tühistati.

Huntide arvukus tõusis peale II maailmasõda kiiresti, kuid mürkide kasutuselevõtu ja moodustatud hundiküttimise brigaadide tegevuse tulemusel langes arvukus kiiresti ning püsis väga madalal 10 aasta jooksul ajavahemikus 1961–1971. Alates aastast 1971 tõusis hundi arvukus tasapisi aastani 1995, millele järgnes suhteliselt kiire langus kuni aastani 2003. Esimesed küttimispiirangud kehtestati seni sisuliselt lindprii staatuses olnud hundile alles aastal 2001.

Aastal 1958 võeti karu looduskaitse alla (Kaal, 1980), kuid regulaarset küttimist alustati taas 1980.-te aastate alguses. Alates 1970.-test aastatest on karu arvukus pidevalt tõusnud kuni 1990.-te aastate keskpaigani, mil tõenäoliselt üleloendusest tingitud üleküttimise tagajärjel arvukus mõnevõrra langes ning säilitas siis stabiilsuse 2000.-te aastate keskpaigani.

3.2. Küttimine

Suurkiskjad kui jahimeeste konkurendid

Jahimeeste peamiseks saakloomadeks on arvukad sõralised, kellest saadakse nii liha kui ka trofeesid. Suurkiskjad, eriti just hunt ja ilves, kasutavad toiduks samu saakloomi, olles sellega jahimeestele konkurentideks. Nad suurendavad sõraliste suremust ning on teatud tingimustel võimelised sõraliste arvukust vähendama ja püsivalt madalana hoidma. Suurkiskjatega asustatud aladel tuleb sõraliste jätkusuutlike küttimismahtude väljatöötamisel arvestada ka kisklusega, mille arvelt on jahimeeste võimalik saak väikesem. Konkurents suurkiskjatega on praegusel ajal nende tekitatud kahjustuste kõrval üks olulisim inimese ja suurkiskjate vaheline konflikt allikas, mis suurendab jahimeeste survet küttimismahtude suurendamise suunas ning salaküttimist.

Jahimehed on aga üks olulisim huvigrupp, kellest sõltub meie suurkiskjate käekäik.

Suurkiskjate küttimine

Küttimine on elupaikade hävimise kõrval olnud üks olulisim põhjus suurkiskjate kadumisele enamuses Euroopast (Breitenmoser, 1998). Praeguseks on endisaegne totaalne küttimine asendumas teaduslikult põhjendatud säästliku jahipidamise korraldamisega, mille eesmärgiks on elujõuliste asurkondade säilitamine.

Suurkiskjate küttimisel on aina suurenenud trofeejahi osakaal ning on suurenenud saagi väärtustamine. Hundi, ilvese ja karu koljud ja nahad on hinnatavad Rahvusvahelise Jahindusnõukogu (CIC) kinnitatud standardite järgi. Kohati on suurkiskjate küttimisvõimaluste pakkumine lisasissetulek jahiturismiga tegelevatele isikutele.

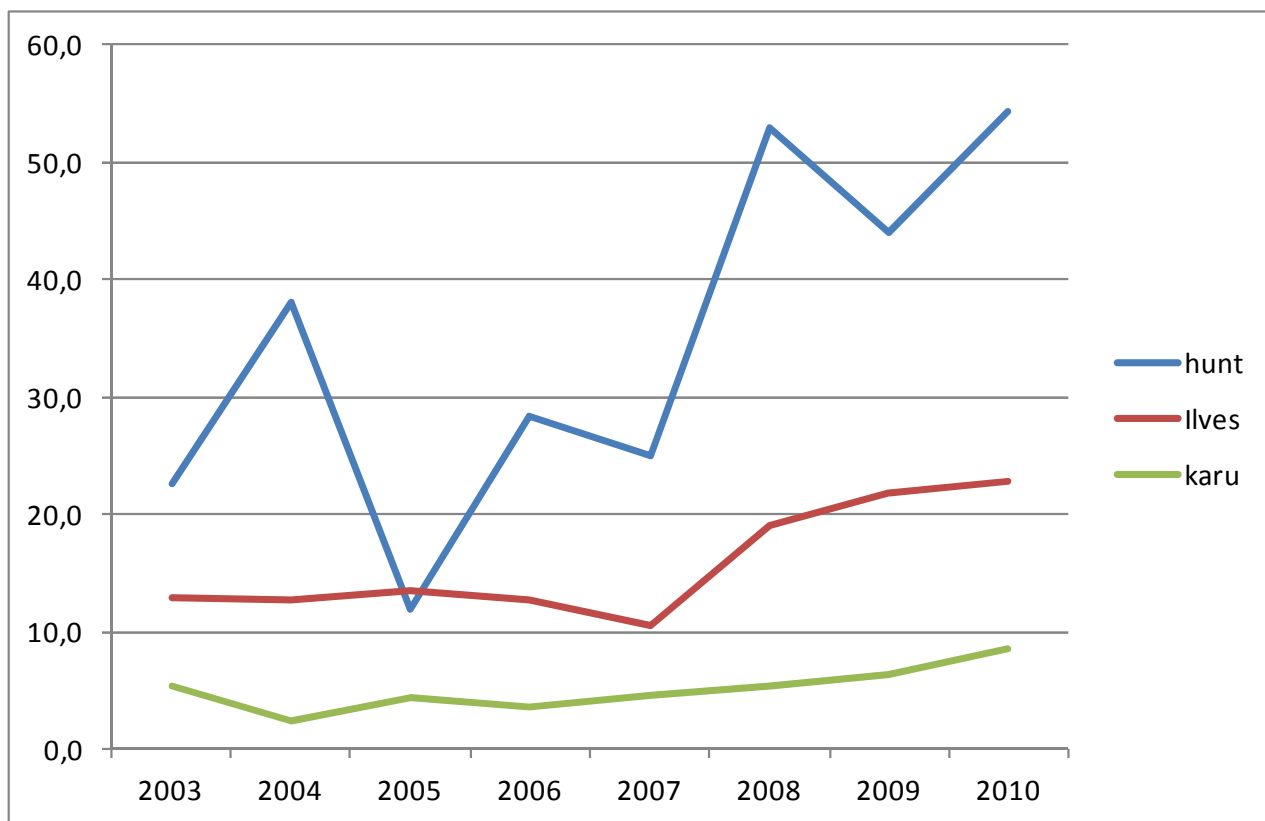
Riiklikes strateegilistes dokumentides on sageli sätestatud liigi kaitse ja ohjamise ühe eesmärgina optimaalne populatsiooni suurus. Näiteks suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavas aastateks 2002–2011 (Lõhmus, 2001) on see hundi puhul 100–200 isendit. Selline eesmärk eeldab mitte ainult küttimislimiitide ületamise vältimist, vaid ka nende täitmise riiklikku vastutust, mistõttu tuleb ohjamise korraldamisel arvesse võtta ka selle praktilist võimekust (Bishof jt., 2012).

Küttimissurve

Eestis on küttimine olnud peamiseks suremusteguriks nii huntide, ilveste kui ka täiskasvanud karude hulgas. Küttimise surve suurust asurkonnale nimetatakse küttimissurveks. Küttimissurve on kütitud isendite hulga ja asurkonna üldarvukuse suhe, mida väljendatakse protsentides (joonis 10). Maksimaalseks säästlikuks küttimissurveks (MSS) nimetatakse küttimissurve määra, mille juures jääb arvukus võrreldes küttimisele eelneva aastaga samaks. See määr on võrdne asurkonna potentsiaalse juurdekasvumääraga.

MSS sõltub asurkonna reproduktsioonivõimest ja küttimisvälisest suremusest, mille hulgas on nii looduslik (haigused, liigisisene ja liikidevaheline kisklus) kui ka inimese poolt põhjustatud (salaküttimine, liiklus) suremus. Kuna nii looduslikud tegurid kui ka inimese poolt põhjustatud suremus (peamiselt salaküttimine) on erinevates riikides väga erinev, ei saa MSS-i määramisel kasutada teiste riikide andmeid. MSS erineb ka aastati, mis on tingitud peamiselt juurdekasvumäärade erinevustest erinevatel aastatel.

Hundi pikema perioodi keskmiseks MSS-ks on Eestis hinnatud 44–47%, ilvesel umbes 17% ning karul 6,2% (Lõhmus, 2001). Karu MSS-ks on hinnatud Rootsis 7% (Swenson jt., 1994), ning Soomes 10% (Kojola, 2007). Jooniselt 10 on näha, et aastatel 2003–2007 oli hundi ja ilvese küttimine alla MSS-i, mis põhjustas arvukuse jätkuva kasvu ning alates aastast 2008 üle MSS-i, mis on viinud arvukuse langusele. MSS on oluline küttimise planeerimiseks sõltuvalt asurkonna seisundist ja seatud pikaajalisest eesmärgist.



Joonis 10. Hundi, ilvese ja karu kütmissurve (kütitud isendite % arvukusest sügisel) aastatel 2003–2010.

3.3. Kahjustused

Suurkiskjate tekitatud kahjustused on olnud üheks olulisemaks suurkiskjate ja inimese vahelise konflikti allikaks. Kahjustusi esineb suuremal või vähemal määral kõikjal, kus suurkiskjate ja inimeste elualad kattuvad. Kahjutuste ulatus sõltub ühelt poolt kiskjate arvukusest, nende harjumustest ja looduslike saakloomade kättesaadavusest, ning teiselt poolt kari- või koduloomade arvukusest ja nende kättesaadavusest. Viimane puudutab peamiselt kahjustuste ennetamiseks rakendatud abinõusid, mis on sageli seotud loomapidamise traditsioonidega. Eestis on hakatud seoses suurkiskjate kahjude kompenseerimisega kahjustusjuhtumeid regulaarselt registreerima alates aastast 2007.

Karu tekitatud kahjustused on olnud Eestis seotud peamiselt mesilate rüüstamisega ning kariloomade mürdmisi on ette tulnud üliharva. Kariloomade mürdmine on meie karude asustustihedust ja kariloomade kättesaadavust arvestades üllatavalt väike võrreldes paljude teiste Euroopa aladega (Kaczensky, 1999; Mykrä, 2007; Dečák jt., 2005).

Suhteliselt suured kõikumised karu mesilates tehtud kahjustuste ulatuses aastati (tabel 2) on seletatav karu sügise loodusliku toidubaasiga erinevatel aastatel.

Hundi kahjustused on meil suuremas ulatuses seotud lammaste mürdmisega, veiste ja koerte mürdmisi on ette tulnud suhteliselt harva. Siiani on erandiks olnud aastad 2003–2005, mil murti

suhteliselt palju kodukoeri kolmes Eesti piirkonnas (Männil, 2005). Hundi kahjustuste suurenemine aastal 2010 hoolimata nende arvukuse langusest on seostatav nii lammaste arvu pideva kasvuga põllumajanduses kui ka hundi endise peamise saakliigi metskitse arvukuse järsu langusega aastal 2010. Koduloomade osakaal hundi toiduratsioonis sõltub enam uluksõraliste, kui hundi enda arvukusest (Sidorovich jt., 2003). Pregune huntide poolt kariloomade murdmine ei ole siiski võrreldav ajaloos toimunuga: näiteks aastal 1823 murti huntide poolt Liivimaal üle 30 000 karilooma (Rootsi, 2011).

Tabel 2. Karu, hundi ja ilvese kahjustusjuhtumite arv, lõhutud mesitarude või murtud kariloomade arv ning välja makstud kompensatsioon aastatel 2007–2010 (koostatud Keskkonnaameti andmete põhjal).

		2007	2008	2009	2010
KARU	Juhtumeid	33	24	32	50
	Tarusid	170	66	78	106
	Summa €	20 150	9000	10 150	12 350
HUNT	Juhtumeid	34	77	72	108
	Kariloomi	148	446	496	565
	Summa €	8000	40 000	34 000	43 000
ILVES	Juhtumeid	0	3	5	10
	Kariloomi	0	6	39	14
	Summa €	0	500	2850	450

Ilvese kahjustused on võrreldes hundi omadega, olenemata ilvese oluliselt kõrgemast arvukusest, palju väikesemad ning puudutavad eranditult lambaid. Kaczensky (1999) võrdles suurkiskjate kahjustusi 13.-s erinevas Euroopa riigis, võttes aluseks murtud kariloomade hulga ühe suurkiskja isendi kohta aastas. Üks ilves murdis uuritud aladelt vähim 0,15 isendit Rootsis ning enim 9,5 isendit Norras. Võrdluseks: Eestis oli aastal 2010 vastav näitaja umbes 0,02. Lammaste vähest murtumist ilveste poolt on täheldatud lisaks meile ka Soomes (Liukkonen & Härkönen, 2007). Tabelis 2 paistab suure murtud isendite arvu poolest silma aasta 2009. Siin on kahe juhtumi puhul tegemist eksperdi poolse kahjustaja vale määranguga ning kahe juhtumi puhul toimusid murtumised pikema perioodi vältel.

Probleemisendid ja juhuslik murdmine

Suurkiskjate hulgas võivad tekkida enamasti omaenda kogemustest õppides probleemisendid, kes murravad kari- või koduloomi keskmisest märgatavalt enam (Linnell jt., 1999). Sellisteks isenditeks on Eestis olnud tõenäoliselt aastatel 2003–2005 kolmes piirkonnas elanud koertemurdjad hundid (Männil, 2005). Seda kinnitab ka asjaolu, et peale tõenäoliste murtjate küttemist neis piirkondades (kahes piirkonnas kütiti vaid üksikud isahundid) ei ole meil sellise ulatusega koerte murtumisi enam ette tulnud. Probleemisenditena saab võtta ka mitmeid karusid, kuna mesilakahjustused on sageli koondunud üksikutele piiratud aladele. Samas võivad kariloomad langeda juhuslike saakloomadena kõikide suurkiskjate saagiks (Linnell jt., 1999). Seda tüüpi murtumised on meil kindlasti valdavad lammaste puhul.

Ilvese poolt lammaste murdmine ei ole enamasti seotud looduslike saakloomade vähesusega, vaid vastupidi – lambaid murtakse enam kõrgema metskitse arvukusega aladel. See näitab, et murdmine on pigem juhuslikku laadi, kuigi võivad tekkida ka teatud isendid, kes lambaid enam eelistavad (Odden jt., 2008; Stahl jt., 2002; Stahl jt., 2001). Kariloomade murtumise positiivset

sõltuvust uluksõraliste arvukusest on täheldatud ka hundi puhul Kanadas (Muhly jt., 2010).

Kahjustuste sõltuvus kaitseabinõudest

Kahjustuste otsest sõltuvust kariloomade karjatamise traditsioonidest ja karja kaitseks rakendatud kaitseabinõudest on mainitud paljudes temaatilistes artiklites. Suurkiskja asurkondade efektiivset kaitset aktiivselt majandatavatel aladel ei peeta võimalikuks ilma kariloomade kaitseks rakendatavate abinõudeta. Eestis on üheks oluliseks lammaste murdmise suurenemise põhjuseks kindlasti varasematest karjatamistraditsioonidest loobumine. Kui varem olid lambakarjad reeglina väiksed ning nad aeti ööseks lauta, on praegu karjade suurus märgatavalt tõusnud ning paljudes kohtades on lambad väljas aastaringselt. Selliste suurte lambakarjade kaitse efektiivsust on tõestanud kiskjapidavad võrkaiaid või elektrikarjused (Levin, 2002, vt ka teisi artikleid sellest eriväljaandest) ning karjavalvekoerad (Smith jt, 2000, Otstavel jt., 2009).

Rootsis tehtud uuringu põhjal on peale lammaste esmakordset rünnakut järgneva aasta jooksul sama farmi (1 km raadiuses) ründamise tõenäosus umbes 55 korda suurem, kui mõne teise farmi ründamine selles piirkonnas. Korduv rünnak toimus hundi, ilvese ja karu puhul vastavalt 32%, 47% ja 24% esimese nädala jooksul peale esimest rünnakut ning vastavalt 60%, 63% ja 50% viie nädala jooksul peale esimest rünnakut (Karlsson & Johansson, 2010). Uuringu tulemusena järeldati, et ajutiste kaitseabinõude rakendamine peale esimest rünnakut on järgnevate kahjustuste ennetamiseks ülimalt olulised.

Kahjude kompenseerimine

Suurkiskjate tekitatud kahjude kompenseerimist riigi poolt peetakse üheks oluliseks suurkiskjate kaitse abinõuks, mis parandab kohalike elanike suhtumist suurkiskjatesse ning looduskaitseks laiemalt neis riikides, kus suurkiskjad on täielikult või osaliselt kaitstavad liigid. Euroopas on kahjude kompenseerimine laialt levinud ning meie lähisriikidest ei ole seda rakendatud vaid Lätis ja Venemaal. Samas on kahjude kompenseerimine ja kahjustuste ennetamise subsideerimine kõige kulukam valdkond suurkiskjate kaitseks. Fourli (1999) on välja toonud suurkiskjate kaitse hinnad mõnedes Euroopa riikides (tabel 3). Võrdluseks: Eestis oli kahjude hind ühe hundi kohta aastal 2010 umbes 170, ühe karu kohta 18 ja ühe ilvese kohta 1,7 eurot.

Tabel 3. Kahjude hind eurodes ühe isendi kohta aastal 1997 (Fourli, 1999, järgi).

	Austria	Prantsusmaa	Kreeka	Itaalia	Hispaania	Portugal
HUNT	-	3892	2833	2434	1160	1163
KARU	346	3501	1091	448	882	-

Eestis hakati suurkiskjate kahjusid kompenseerima ja kahjustuste ennetuseks tehtud kulutusi subsideerima alates aastast 2007. Välja makstud summad liikide lõikes aastatel 2007–2010 on välja toodud tabelis 2. LCIE juhendis kahjustuste kompensatsiooni süsteemist (Linnell jt., 2008) soovitatakse enam toetada kahjustuste ennetusmeetmeid ning kompenseerida kahjustusi vaid juhul, kui omanik on oma karja kaitseks ise meetmeid rakendanud.

3.4. Suurkiskjate ründed inimesele

Suurkiskjate rünnakutest inimesele võiks tänapäeval rääkida vaid karu puhul, hundi rünnakud on

jäänud kaugesse minevikku ning ilveste rünnakuid inimesele ei ole teada.

Karud võivad inimest rünnata enese või oma poegade kaitseks juhul, kui inimene on sattunud neile ootamatult ligidale. Sellistel puhkudel võib karu üles näidata agressiivsust ning harva ka reaalset rünnata. Euroopa karusid peetakse maailma kõige vähem agressiivseteks, mujal maailmas tuleb rünnakuid suhteliselt sagedamini ette. Rootsi teadlased uurisid kokku 114 inimese kohtumise juhtumit karuga, millest 4% lõppesid petterünnakuga, kuid mitte ükski füüsilise kontaktiga. Skandinaavias oli 20. aasta jooksul registreeritud 7 inimese vigastusega lõppenud rünnakut, neist kuuel juhul oli tegemist jahimehega ning viiel korral oli karu eelnevalt haavatud (Swenson jt., 1999a). Ka Eestis on olnud juhtumeid, kus karu rünnaku tagajärjel saab inimene vigastada. Suurem osa neist on samuti juhtunud jahisituatsioonides, kus karu on eelnevalt haavatud. Kui mujal maailmas ja ka mitmel pool Euroopas karu rünnakud mõnikord lõppenud ka inimese surmaga, siis Eestis selliseid juhtumeid olnud ei ole. Viimase kümne aasta jooksul on meil teada kolm juhtumit, kus karu on inimest rünnanud ja teda vigastanud. Ühel juhul oli tegemist eelnevalt haavatud karuga ning seda rünnakut ei oleks, olemasolevat situatsiooni teades, ilma karu tulistamiseta ilmselt toimunud.

Karu kaitse seisukohalt on olulisem inimese hirm karu rünnaku ees, kui inimene satub karule ootamatult lähedale. Nii on Eestis viimase kümne aasta jooksul teada vähemalt 8 juhtumit, kus karu on lastud enesekaitseks, kusjuures neist neli olid talvituvad poegade emakarud. Ühelgi neist juhtudest ei olnud karu inimest tegelikult rünnanud.

3.5. Loodusturism

Suurkiskjad on nende suhteliselt vähese arvukuse ja väikese levikuala tõttu Euroopas atraktiivsed loodusturismi objektid. Paljudes riikides, kus suurkiskjate arvukus on suhteliselt kõrge, on sellega tegeldud juba aastaid, kuid Eestis on see turismiharu hakanud arenema alles viimasel paaril aastal. Peamiseks loodusturismi objektiks on olnud karu, keda on erinevalt hundist ja ilvestest võimalus ka näha, pildistada ja filmida, meelitades teda kunstliku söödaga vaatluskohtade juurde. Hundi eksponeerimine põhineb peamiselt tegevusjälgede vaatlustel ja nende ulgumise imiteerimisega esilekutsutud ulgumise kuulamisel ning ilvese eksponeerimine põhineb vaid tegevusjälgede vaatlusel. Eestis on tänaseks loodusturismi arendajate poolt loodud üks karuvaatlusonn Ida-Virumaal, kuid näiteks Soomes on see turismiharu märgatavalt laiemalt levinud (Mykrä, 2007). Suurkiskjate loodusturism, mille käigus inimesed õpivad neid loomi tundma, on kindlasti lisaks korraldajate finantsilisele poolele positiivne ka inimeste suhtumise kujundajana suurkiskjatesse. Suurkiskjate loodusturism on ka jahimeestele üks võimalik alternatiiv jahiturismile, kus ühte isendit või nende gruppi on võimalik müüa erinevalt jahiturismist korduvalt.

Samas on suurkiskjate loodusturismiga seotud ka mõningad probleemid, millega tuleb selle valdkonna arendamise käigus arvestada. Üheks neist on võimalik karude liigne harjutamine kunstliku söödaga ning inimesega, mis võib vähendada isendite võimekust looduses hakkama saada ning luua isendeid, kellel on vähenenud loomulik inimpelglikkus (Mykrä, 2007; Dečák jt., 2005). Teiseks võib looduslike isendite liigne häirimine näiteks liiga sagedase hundi ulgumise imiteerimisega muuta nende loomulikkus käitumist, mis võib vähendada nende võimekust järglaskonna üleskasvatamisel.

3.6. Infrastruktuuride arendus

Suurkiskjate puhul on infrastruktuuride arendamine seotud kahe olulise aspektiga. Esimene on täiskasvanud isendite territoriaalsus, kuna nende koduterritoorium on võrreldes teiste liikidega suhteliselt suur ning mida füüsilised barjäärid sunnivad muutma või vähendama. See suurendab territoriaalsete (täiskasvanud) isendite vahelisi konflikte, mis võib väljenduda nii täiskasvanud isendite suremuse suurenemises kui ka juurdekasvu vähenemises. Teine on noorte isendite hajumine oma sünniterritooriumilt uute elupaikade otsinguil, mida füüsilised barjäärid võivad oluliselt takistada, pidurdades loomulikku geenivahetust. See võib väljenduda nii noorte isendite suremuse suurenemises kui ka suguluspaaritusest tingitud liigi kohastumuste kahanemises (Jedrzejewski jt., 2009).

Eestis ei ole siiani maantee ega ka muude arendatavate objektidega seoses loodud suurkiskjate levikut takistavaid barjääre. Samas on seoses Tallinn-Tartu kiirtee arendusplaanidega see probleem selgelt päevakorral. Võimalike negatiivsete mõjude leevendamiseks on välja pakutud ka erinevaid lahendusi maantee arendajatele mõeldud juhendis (Klein, 2010). Probleemiks võib saada ka suurkiskjate sobivatesse elupaikadesse metsaaladel näiteks karjakasvatuse või ulukifarmidega seotud suurte aedikute rajamine.

3.7. Inimese juures üleskasvanud suurkiskjad

Ajaloo oli nii huntide kui ka karude kodus kasvatamine tavaline, kodustatud hunte või huntide ja koerte hübriide kasutati efektiivselt jahipidamisel. Samas on ajalooliselt kodustatud hunte ja hübriide peetud nii inimestele kui ka koduloomadele ohtlikemaks, kui looduses üleskasvanud hunte, kuna neil puudub loomulik hirm inimese ees (Rootsi, 2005). Praegusel ajal on enamuses riikidest nii suurkiskjate kodus kasvatamine kui ka kunstlike ristandite tegemine keelatud. Samas on seoses loomakaitse arenguga laienenud ulukite rehabilitatsioon, kus vigastuste ravimiseks või emata jäänud noorloomade üleskasvatamiseks hoitakse loomi mingi perioodi inimeste juures ning lastakse hiljem loodusesse tagasi. Suurkiskjatest rehabiliteeritakse kõige enam karusid, kuna talipesas olevad emakarud jätavad oma väikesed pojad inimesepoolse häirimise korral maha. Eestis on karupoegade rehabilitatsioon toimunud aastatel 1998–2010 ning kokku on rehabiliteeritud umbes 40 karu, neist enamus Nigula metsloomade turvakodus. Aastal 2010 Nigula turvakodu likvideeriti. Rehabiliteeritud ja loodusesse tagasi lastud karudega seotud põhiprobleem on see, et nad on liigselt harjunud inimestega ning enamus neist muutuvad probleemisenditeks, kes ei tunne loomulikku hirmu inimese ees ning näevad inimeses mitte vaenlast, vaid toitjat. Probleemisendite olemasolu halvendab reeglina avalikkuse suhtumist karusse, kui liiki, mis võib esile kutsuda nii illegaalse küttimise suurenemise kui ka avalikkuse surve suurenemise asurkonna suuruse vähendamiseks (Huber, 2005). Inimesega harjunud isendite negatiivset mõju loodusliku asurkonna kaitse korraldamisel on välja toodud ka LCIE juhendis (Linnell jt., 2008). Rehabiliteerimine ja loodusesse tagasi laskmine on looduskaitse seisundilt põhjendatud vaid juhul, kui asurkonna seisund on sedavõrd halb, et iga üksikindiviid omab asurkonna seisundi paranemises olulist tähtsust. Muudel juhtudel ei tohiks sellega tegelda ning ressursse tuleks kasutada pigem looduslike asurkondade säilitamiseks ning karupoegade emata jäämise ennetamiseks (van Dijk, 2005; Huber, 2005).

4. Seadusandlus

Suurkiskjate praegune õiguslik staatus on Eestis määratud jahiseaduse (RT I 2002, 41, 252) alusel ning seda reguleerivad ka mitmed Euroopa Liidu õigusaktid ja rahvusvahelised konventsioonid, millega Eesti on liitunud. Käesoleva peatüki rahvusvahelisi konventsioone ja Euroopa Liidu õigusakte puudutavad alapeatükid on kirjutatud peamiselt Trouwborst (2010) ja Linnell jt. (2008) põhjal.

4.1. Eesti seadusandlus

Vastavalt jahiseadusele on hunt, ilves ja karu suurulukid, kelle iga üksiku isendi küttimiseks on vaja eraldi luba. Suurkiskjate jahipidamise tähtajad ja tingimused määrab Jahieeskiri (RTL 2003, 35, 524) (tabel 4).

Tabel 4. Karu, hundi ja ilvese jahipidamise tähtajad ja tingimused.

	Staatus	Jahiaeg	Lubatud jahipidamisviisid	Lisatingimused
KARU	Suuruluk	01.08.–31.10.	Lubatud varitsus- või hiilimisjaht	Jahtlubatud tema tekitatud kahjustuste piirkonnas kahjustuste vältimise eesmärgil, keelatud poegadega emakaru küttimine
HUNT	Suuruluk	01.11.–28.02.	Lubatud peibutus- või varitsus- või hiilimis- või ajujaht ning jaht piiridelippe ja jahikoera kasutades	-
ILVES	Suuruluk	01.12.–28.02.	Lubatud peibutus- või varitsus- või hiilimis- või ajujaht ning jaht jahikoera kasutades	Keelatud kutsikatega emalilvese küttimine

Lisaks tabelis olevatele tingimustele võib karu lasta ainult kuuliga ning küttimisel vintraudse jahirelvaga peab vintraua kaliiber olema vähemalt 6,5 mm ning padrunis kasutatava kuuli kaal vähemalt 9,0 g. Jahiulukikahjustuste korral ja teadustöö eesmärgil on Keskkonnaametil õigus lubada jahipidamist väljaspool jahiaega.

Suurkiskjate ebaseadusliku küttimise korral on Vabariigi Valitsuse määrusega „Jahiuluki ebaseadusliku hukkamise või jahiuluki elupaiga hävitamise või kahjustamisega keskkonnale tekitatud kahju määrad“ (RT I 2003, 16, 93) määratud kahju hüvitamise suurus karu puhul 2000, ilvese puhul 960 ja hundi puhul 385 eurot. Tiine isendi puhul on kahju hüvitamise määr kolmekordne.

Vastavalt looduskaitseadusele (RT I 2004, 38, 258) on karu talvituspaik ja selle ümbrus 300 m raadiuses püsielupaik, milles kehtivad metsandusliku ja jahindusliku tegevuse piirangud sama talvitusperioodi 15. aprillini.

Vastavalt looduskaitseadusele ja keskkonnaministri määrusele: „Looma tekitatud kahju hindamise metoodika, kahju hüvitamise täpsustatud ulatus ja hüvitamise kord ning kahjustuste

vältimise abinõudele tehtud kulutuste hüvitamise täpsustatud ulatus ja kord“ (RTL 2008, 77, 1062) hüvitatakse riigi poolt hundi, ilvese ja pruunkaru tekitatud kahjud ning osaliselt kahjustustuste vältimise abinõudele tehtud kulutused.

4.2. Rahvusvahelised konventsioonid

Berni konventsioon ehk Euroopa flora ja fauna ja nende elupaikade kaitse konventsioon sõlmiti aastal 1979 ning Eesti liitus sellega aastal 1992. Konventsiooni eesmärk on kaitsta looduslikku taime- ja loomastikku ning nende looduslike elupaiku, pöörates enam tähelepanu nendele liikidele ja elupaikadele, mille kaitse vajab erinevate riikide vahelist koostööd ning soodustada sellist koostööd. Konventsiooniga liitunud riigid on võtnud endale mitmeid selle valdkonnaga seotud kohustusi. Need liigid, kelle suhtes tuleb kaitsemeetmeid rakendada esmajärjekorras, on loetletud kolmes lisas. Hunt ja karu on konventsiooni lisas II – rangelt kaitstavad liigid ning ilves lisas III – kaitstavad liigid.

Berni konventsiooni rakenduslike meetmetena on koostatud tegevuskavad hundi, ilvese ja karu kaitseks Euroopas (Boitani, 2000; Breitenmoser jt., 2000; Swenson jt., 2000), milles tuuakse välja ka vajadus riiklike tegevuskavade koostamiseks. Lisaks neile on koostatud ka mitmeid suursugulaste puudutavaid eeskirju ja nõudeid.

Erinevalt mitmetest teistest riikidest ei taotlenud Eesti konventsiooniga liitumisel hundi ja karu jaoks erandeid lisast II, mistõttu tuleb nüüd iga-aastaselt konventsioonikeskusele erandite kasutamist põhjendada.

Washingtoni konventsioon (CITES) ehk konventsioon loodusliku loomastiku ja taime- ja loomastiku ohustatud liikidega rahvusvahelise kaubanduse kohta sõlmiti aastal 1973 ning Eesti liitus sellega aastal 1992. Konventsiooni eesmärk on kaitsta ohustatud liike, reguleerides nende sisse- ja väljavedu riiki. Liigid, millele konventsioon laieneb, on loetletud vastavalt nende ohustatuse astmele kolmes lisas. Hunt, ilves ja karu on lisas II – liigid, mis praegu ei tarvitse veel olla väljasuremisohus, kuid millega kontrollimatu kauplemine võib nende looduskaitsest seisundit ohustada.

Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon sõlmiti aastal 1992 Rio de Janeiros ning nende riikide seas oli ka Eesti. Konventsiooni eesmärgiks on loodusliku mitmekesisuse säilitamine ja selle komponentide säästlik kasutamine. Bioloogilise mitmekesisuse komponentide säästliku kasutamise all on konventsioonis mõeldud niisugust kasutamist, mis ei vähendaks pikemas perspektiivis bioloogilist mitmekesisust, säilitamaks selle potentsiaalset väärtust nii praegustele kui ka tulevastele põlvkondadele.

4.3. Euroopa Liidu õigusaktid

Euroopa Liidu loodusdirektiivi (92/43 EMÜ) eesmärgiks on edendada looduse mitmekesisuse kaitset Euroopa Liidu territooriumil meetmete abil, mis säilitaksid ja vajadusel taastaksid EL seisukohast tähtsate looduslike elupaikade ja liikide soodsat looduskaitsest seisundit. Liikide looduskaitsest staatust määravad direktiivi kolm lisa: Lisa II – esmatähtsad liigid, kelle kaitseks tuleb moodustada kaitsealasid, lisa IV – liigid, mis vajavad ranget kaitset, lisa V – liigid,

mille isendite eemaldamist looduslikust keskkonnast tuleb reguleerida kaitsekorralduslike meetmetega. Nii karu, hunt kui ka ilves on direktiivi lisades II ja IV. Samas annab direktiiv võimaluse teha riikidele geograafilisi erandeid. Nii on Eesti suurkiskjad välja arvatud lisast II ning hunt ja ilves on lisast IV üle viidud lisasse V. Vastavalt direktiivi peatükile 16 on erandkorras ja eritingimustel lubatud loodusest eemaldada ka lisas IV olevate liikide isendeid. Neid võimalusi kasutatakse ka Eestis karu küttimise korraldamisel. Vastavalt direktiivi peatükile 17 on liikmesriikidel kohustus iga kuue aasta tagant anda aru direktiivi lisades välja toodud liikide asurkondade seisundi ja nende muutuste kohta.

Euroopa Liidu CITES määrus (338/97) kohaldab Washingtoni (CITES) konventsiooniga määratud looduslike taime- ja loomaliikidega rahvusvahelisest kaubanduse nõudeid. Määruses on suurkiskjad lisas A – välja arvatud erijuhud, on nende liikide ostmine, ostupakkumine, ärilistel eesmärkidel omandamine, ärilistel eesmärkidel üldsusele näitamine, kasutamine ärilise tulu saamiseks ja müük, müügiks hoidmine, müügiks pakkumine või müügiks transportimine keelatud. Nende liikide isendite või nende kehaosade või nendest valmistatud kaupade riiki sisse- ja väljaveoks tuleb võtta eriluba Keskkonnaministeeriumist.

Euroopa Komisjoni kinnitatud juhend suurkiskjate populatsiooni tasemel kaitse planeerimiseks (*Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*) (Linnell jt., 2008) ei ole seadusandlik akt, vaid juhend, mis sisaldab soovitusi ja ettepanekuid saavutamaks ja säilitamaks suurkiskjapopulatsioonide soodne seisund. Kuna suurkiskjad ei tunne riigipiire, jagavad erinevad riigid samu populatsioone ning nende efektiivne pikaajaline kaitse on mõeldav just riikidevahelise koostööna. Juhendis on välja toodud ka LCIE (vt: www.lcie.org) poliitika toetuse seisukohad. Need põhinevad uuematel ökoloogiliste ja sotsioloogiliste uuringute tulemustel, olles kombineeritud teadmiste ja kogemustega suurkiskjatega tegelevatelt teadlastelt, looduskaitsetelt ja jahinduse korraldajatelt üle kogu Euroopa. Tegemist on juhendmaterjalidega riiklikul tasandil suurkiskjate poliitika kujundajatele ja kaitse- ja ohjamise korraldajatele. Need puudutavad: jahipidamist suurkiskjatele, säästlikku metsandust, suurkiskjate ümberasustamist, hundi ja koera hübriidiseerumist, vangistuses üleskasvanud isendite loodusesse laskmist, kahjustuste kompensatsioonisüsteeme ja populatsioonide seiret.

4.4. Seadusandlus naaberriikides

Tabelis 5 on välja toodud riiklike suurkiskjate kaitse või kaitse- ja ohjamise tegevuskavade olemasolu meie naaberriikides liikide kaupa ning tabelis 6 on antud ülevaade suurkiskjate õiguslikust staatusest riikides, millega Eesti jagab suurkiskjate Balti populatsioone. Lisaks neile on välja toodud ka meie naaberriigid Soome ja Rootsi. Tabeli riikliku staatuse veerus on jahitavateks populatsioonideks hinnatud ka neid, kus liik võib seaduse järgi olla küll kaitsealune, kuid kus vastavaid erandeid kasutades toimub siiski regulaarne kvoteeritud jahipidamine.

Venemaal oli pikka aega traditsiooniliseks jahipidamisviisiks talvine koopajaht, mida rahvusvahelised organisatsioonid on pidevalt tauninud. Koopajaht keelati presidendi ukaasiga ära aastal 2010 (E. Sitnikova, suulised andmed).

Tabel 5. Suurkiskjate kaitse- või kaitse- ja ohjamiskavade olemasolu lähiriikides.

	HUNT	ILVES	KARU
Läti	Jah	Jah	Jah
Leedu	Koostamisel	Ei	Ei
Poola	Koostamisel	Koostamisel	Koostamisel
Valgevene	Jah	Ei	Ei
Venemaa	Ei	Ei	Ei
Soome	Jah	Jah	Jah

Tabel 6. Suurkiskjate õiguslik staatus lähiriikides ning rahvusvaheliste konventsioonidega liitumine Linnell jt. (2008) järgi.

		Riiklik saatus	EL loodusdirektiiv (lisa)	Berni konventsioon	CITES	Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon
Venemaa	HUNT	Jahitav		-	+	+
	ILVES	Jahitav		-	+	+
	KARU	Jahitav		-	+	+
Läti	HUNT	Jahitav	V	+	+	+
	ILVES	Jahitav	IV	+	+	+
	KARU	Kaitstav	II, IV	+	+	+
Leedu	HUNT	Jahitav	V	+	+	+
	ILVES	Kaitstav	II, IV	+	+	+
	KARU	Kaitstav	II, IV	+	+	+
Poola	HUNT	Kaitstav	II, V	+	+	+
	ILVES	Kaitstav	II, IV	+	+	+
	KARU	Kaitstav	II, IV	+	+	+
Valgevene	HUNT	Jahitav		-	+	+
	ILVES	Kaitstav		-	+	+
	KARU	Kaitstav		-	+	+
Ukraina	HUNT	Jahitav		+	+	+
	ILVES	Kaitstav		+	+	+
	KARU	Kaitstav		+	+	+
Soome	HUNT	Jahitav	IV, V*	+	+	+
	ILVES	Jahitav	IV	+	+	+
	KARU	Jahitav	IV	+	+	+
Rootsi	HUNT	Kaitstav	II, IV	+	+	+
	ILVES	Jahitav	II, IV	+	+	+
	KARU	Jahitav	IV	+	+	+

* põhjapõdra karjatamisel

5. Senise kaitse ja ohjamise korraldamine

5.1. Eelmise kava täitmise tulemuslikkuse hindamine

Eesmärkide täitmine

Eelmises kavas välja toodud eesmärgid olid säilitada Eestis vähemalt 500 isendiline ilvese- ja karupopulatsioon ning hoida hundi arvukus vahemikus 100–200. Nende tingimuste täitmisega seoses on ilmnunud kaks probleemi:

1. aastal 2001 põhines ulukite loendus jahimeeste hinnangute summeerimisel ning aastast 2002 rakendatud seire andis sootuks erinevaid tulemusi, mis ei ole varasemaga võrreldavad;
2. Kavas ei ole täpsustatud, kas nimetatud piirarvud tulenevad endise metoodikaga saadud tulemustest või väljendavad need tegelikku arvukust. Kui tegemist on viimasega, ei ole täpsustatud, kas mõeldud on kevadist (jahihooaja järgset) või sügisest (jahihooaja eelset) arvukust. See on eriti oluline just suure sigimispotentsiaaliga hundi puhul, kelle kevadine ja sügisene arvukus võib erineda enam kui kaks korda.

Sõltumata eelpoolmainitud probleemidest võib väita, et nii karu kui ka ilvese arvukus on möödunud kava täitmise perioodil olnud sõltumata hindamise meetodist üle 500. Keerulisem lugu on hundiga, kelle sügisene arvukus oli seire andmetel aastatel 2002–2003 vaid 75 isendi ringis ning ületas 100 isendi piiri aastal 2004. Kevadine arvukus ületas saja piiri tõenäoliselt alles aastal 2008, kuid jahihooajaeelne arvukus oli sel aastal juba ligi 300. Mainitud segaduste vältimiseks on käesolevas kavas eesmärgidena välja toodud reproduktiivsete pesakondade arv, mida ühe olulisema seire parameetrina otseselt ka jälgitakse.

Tegevuste täitmine

Enamus olulisemaid tegevusi täideti juba kava rakendusperioodi esimesel aastal – Keskkonnaministeeriumi juurde loodi ja täideti suurkiskja kaitse- ja ohjamise koordinaatori ametikoht (viidi hiljem üle Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskusesse), moodustati suurkiskjate kaitse- ja ohjamise korraldamise töörühm, töötati välja ja rakendati suurkiskjate seiremetoodika, hundile ja ilvesele anti suuruluki staatus, hundile määrati jahiaeg ning hundile ja ilvesele küttimislimiidid, mis põhinesid seire tulemustele ja järgisid kava eesmärgi.

Järgmise olulisema täidetud tegevusena peab mainima aastal 2007 välja töötatud ja aastal 2008 rakendatud suurkiskjate tekitatud kahjustuste registreerimise ja kontrollimise ning kahjude kompenseerimise süsteemi.

Samuti on läbi viidud, osaliselt tehtud või alustatud kavas planeeritud rakenduslikke uuringuid ning teadlikkuse tõstmise ja avaliku arvamuse kujundamisega seotud tegevusi. Kavas välja toodud konkreetsetest tegevustest ja nende täitmise aegadest annab ülevaate tabel 7.

Tabel 7. Eelmise kava (2002–2011) planeeritud tegevused, prioriteetsus (PR) ja nende täitmine.

1 Nr	2 Tegevus	3 PR	4 Täitmine	5 Märkused
<i>Õigusaktide muutmine ja täiendamine</i>				
I-1	Jahti reguleerivate õigusaktide muutmine ja täiendamine	A	Täidetud	2001, 2002 ja hiljem
I-2	Looduskaitseadustiku muutmine ja täiendamine	A	Täidetud	2004
I-3	Ebaseadusliku küttemisega tekitatud kahju hüvitamise määrade muutmine	B	Täidetud	2003
I-4	Kaitsekorralduskava uuendamine	A	Täitmisel	
<i>Infrastruktuuri väljaarendamine</i>				
II-1	Suurkiskjate kaitse ja ohjamise koordinaatori ametikoha loomine ja töö tagamine	A	Täidetud	2002
II-2	Suurkiskjate kaitse ja ohjamise tööühma moodustamine	A	Täidetud	2002
II-3	Suurkiskja ekspertide koolitus	A	Täidetud	2002 ja hiljem
II-4	Kütitud loomade kirjeldamise ja proovide võtmise koolitus jahimeestele	B	Täidetud	2002 ja hiljem
II-5	Kontrolli tõhustamine suurulukitega tehtavate soorituste üle	C	Täidetud	2004
<i>Seire ja infosüsteemid</i>				
III-1	Jahistatistika pidamine ja täiendamine	A	Täidetud	2002, 2006
III-2	Seiremetoodika- ja kontseptsiooni väljatöötamine	A	Täidetud	2002
III-3	Seire teostamine	B	Täidetud	Alates 2002
III-4	Marutaudi juhtude registreerimine	B	Täidetud	Pidev
III-5	Karu talvituskohtade registreerimissüsteemi loomine	B	Täidetud	2004
III-6	CITESi andmebaasi täiendamine	B	Täidetud	2004
<i>Rakenduslikud uuringud</i>				
IV-1	Ametliku loenduse vea hindamine	A	Täidetud	Seoses seiremetoodika rakendamisega
IV-2	Demograafia ja juurdekasvupotentsiaali uurimine	B	Täitmisel	Alustatud 2006, pidev
IV-3	Koerhunte geneetiline analüüs	C	Täidetud	Ainus juhtum aastal 2008
IV-4	Suurkiskjate elupaikade kvaliteedi ja paiknemise uurimine	C	Osaliselt täidetud	Karu talvituspaigad, hundi elupaiga sobivus
IV-5	Talvise häirimise mõju hindamine karupopulatsioonile	B	Täitmata	Puudub vajadus, juhtumid registreeritud
IV-6	Liikluse mõju hindamine suurkiskja populatsioonile	C	Täidetud	2010
IV-7	Ilvese mõju ulatuse hindamine metskitse populatsioonile	C	Täitmisel	Alustatud 2008
IV-8	Sotsioloogiline uuring karu ja ilvese kohta	C	Täidetud	2004-2005
IV-9	Maa-alaliste küttemispiirangute otstarbekuse analüüs	B	Täitmisel	Alustatud 2011
<i>Elupaikade kaitse</i>				
V-1	Karu talvituspaikade sesoonne kaitse	A	Täidetud	2007
V-2	Karu traditsiooniliste talvitumispaiade säilitamine	C	Täitmata	Vastavalt uuringu tulemustele vajadus puudub
<i>Ohjamine ja tugihoole</i>				
VI-1	Reguleeritud jahipidamine	A	Täidetud	Alates 2002

1	2	3	4	5
VI-2	Koerhuntide surmamine	A	Täidetud	Siiani ainus vajadus tekkinud 2008. aastal
V-3	Marutõbiste suurkiskjate surmamine	B	Täidetud	Alates 2006 aastast vajadus puudub
V-4	Emata jäänud karupoegade rehabilitatsioon	A	Täidetud	Lõpetatud 2010, vajadus puudub
VI-5	Karu lisasöötmise	C	Täidetud	Puudub vajadus
<i>Suurkiskjate poolt tekitatud kahjustuste käsitlemine</i>				
VII-1	Kahjustustest teatamise korra kehtestamine	A	Täidetud	2008
VII-2	Kahjude arvele võtmine ja kontrollimine	A	Täidetud	2007
VII-3	Kompensatsioonimehhanismide väljatöötamine	C	Täidetud	2008
<i>Teadlikkuse tõstmine ja avaliku arvamuse kujundamine</i>				
VIII-1	Suurkiskjaid tutvustavate voldikute koostamine, trükkimine ja levitamine	A	Osaliselt täidetud	2009 voldik karu kohtumisest inimesega
VIII-2	Telesaate seeria koostamine suurkiskjate kohta	B	Täidetud	Suurkiskjaid kajastatud erinevates loodussaadetes
VIII-3	Tegevuskava lühendatud variandi publitseerimine	A	Täidetud	2001
VIII-4	Interneti kodulehekülje loomine ja haldamine	C	Osaliselt täidetud	Keskkonnateabe Keskuse koduleheküljel on üleval suurkiskjate seire- ja uuringute aruanded jm
VIII-5	Teabepäeva korraldamine	B	Täidetud	Tehtud mitmeid teabepäevi

5.2. Praegune kaitse- ja ohjamispraktika

Keskkonnateabe Keskus (KTK) koostab iga-aastaseid ulukiseire aruandeid, kus antakse hinnang suurkiskjate asurkondade seisundile. Vastavalt seire tulemustele, asurkonna juurdekasvu prognoosile ning suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskavas toodud eesmärkidele teeb KTK Keskkonnaministeeriumile igal aastal ettepanekud suurkiskjate maksimaalselt lubatavate küttimehhanismide suuruse, nende jaotuse ja vajalike piirangute kohta. Alates aastast 2002 töötab Keskkonnaministeeriumi juures suurkiskjate kaitse ja kasutamise korraldamise töörühm, mis koosneb erinevate huvirühmade esindajatest. Töörühm arutab ettepanekud läbi, täiendab ja kinnitab need ning saadab edasi Keskkonnaametile (KKA). KKA teeb jahinduse korraldajana vastavad otsused ning jaotab limiidid jahipiirkonna kasutusõiguse lubade lisades sätestatuna jahipiirkondade vahel. Iga suurkiskja isendi kütimisest on jahipiirkonna kasutaja kohustatud Keskkonnaametit teavitama 24 tunni jooksul. Reeglina kirjutatakse jahilubasid välja enam, kui on lubatud limiit, kuid teavitamiskohustus ja KKA korralduslikud tegevused tagavad sellest kinnipidamise.

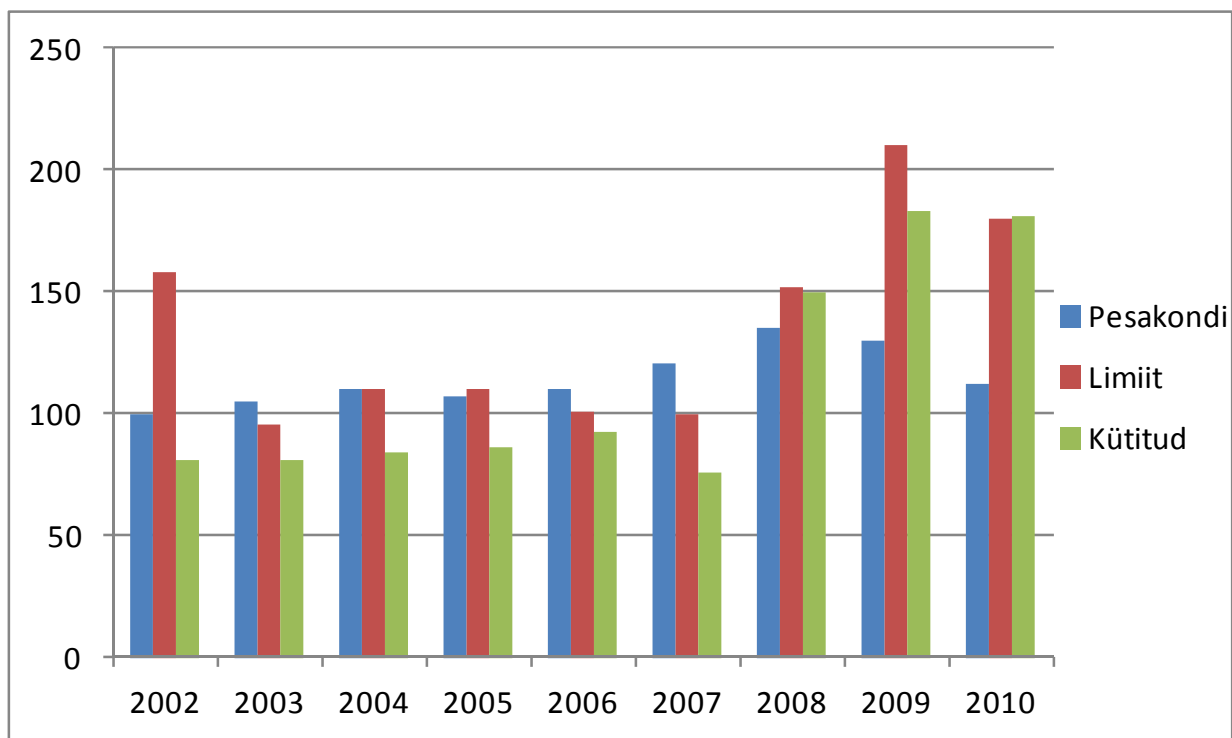
Hundi ohjamise korraldamine on alates aastast 2003 toimunud vastavalt iga-aastastele seire tulemustele ja juurdekasvu prognoosidele. Asurkonna arvukuse muutuste prognoosimisel võetakse aluseks iga-aastaste vaatluste analüüsist ja kütimisandmetest saadud reproduktiivsete

karjade arv ja kütitud isendite hulk ning juurdekasvunäitajatenä juveniilide osakaal küttemisvalimis. Maakondlikul jaotusel võetakse lisaks pesakondade arvule ja eelneva aasta küttemissurvele aluseks ka kahjustuste hulk ja paiknemine. Kuna hundi aastast juurdekasvumäär ja pesakondade paiknemist ei ole tema suhteliselt madala arvukuse ja samal ajal kõrge juurdekasvupotentsiaali tõttu võimalik piisava täpsusega prognoosida, on alates aastast 2006 antud limiite kahes jaos – esimene osalimiit on pigem ettevaatlik ja põhineb prognoosi miinimumväärtustel ning teine osalimiit arvestab jahihooaja vältel jooksvalt kogutavat lisateavet hundi sama aasta juurdekasvu ja pesakondade paiknemise kohta. Selline jaotussüsteem on liigi spetsiifikat arvestades tõestanud oma sobivust väga hästi.

Kuna perioodi 2002–2011 algusaastatel oli hundi arvukus suhteliselt madal, jaotati limiiti arvestades pesakondade paiknemist ning määratud limiiti võidi realiseerida jahipiirkondade grupis, mida vastav hundikari asustas. Selle eesmärk oli hundi arvukuse suurendamine ja levikuala laiendamine. Alates aastast 2008 muudeti süsteem maakonnapõhiseks ning limiite jaotatakse maakondade lõikes. Samas pole seegi kuigivõrd hea lahendus, kuna suure enamuse hundikarjade territoorium jääb erinevate maakondade piiridesse. Tulevikus tuleks kindlasti kaaluda elupaigapõhise (ohjamispiirkond) jaotussüsteemi väljatöötamist ja rakendamist.

Alates aastast 2010 on rakendatud küttemispiiranguid teatud suuremaid loodusmassiive asustavatele hundikarjadele. Ühelt poolt säilitab see hundi evolutsiooniliseks arenguks ja tema ökoloogilise rolli täitmiseks olulised loodusliku struktuuriga karjad ning teiselt poolt annab võimaluse intensiivsemalt kütida hunte suurema kultuurmaastiku osakaaluga aladelt, kus hundid kariloomade mürdmisega olulisi kahjusid tekitavad, tagades sealjuures asurkonna soovitava suuruse ja levikuala säilimise.

Aastatel 2003–2005 oli hundi ohjamise eesmärk tema arvukust tasapisi suurendada, aastatel 2006–2007 seda hoida ning alates aastast 2008 seda vähendada. Aastal 2007 ei suudetud eesmärki peamiselt ilmastikuolude tõttu (lumevaene talv) täita, millele järgnes arvukuse märgatav tõus (joonis 9).



Joonis 9. Ilvese pesakondade arv, määratud küttimislimiit ja kütitud isendite arv.

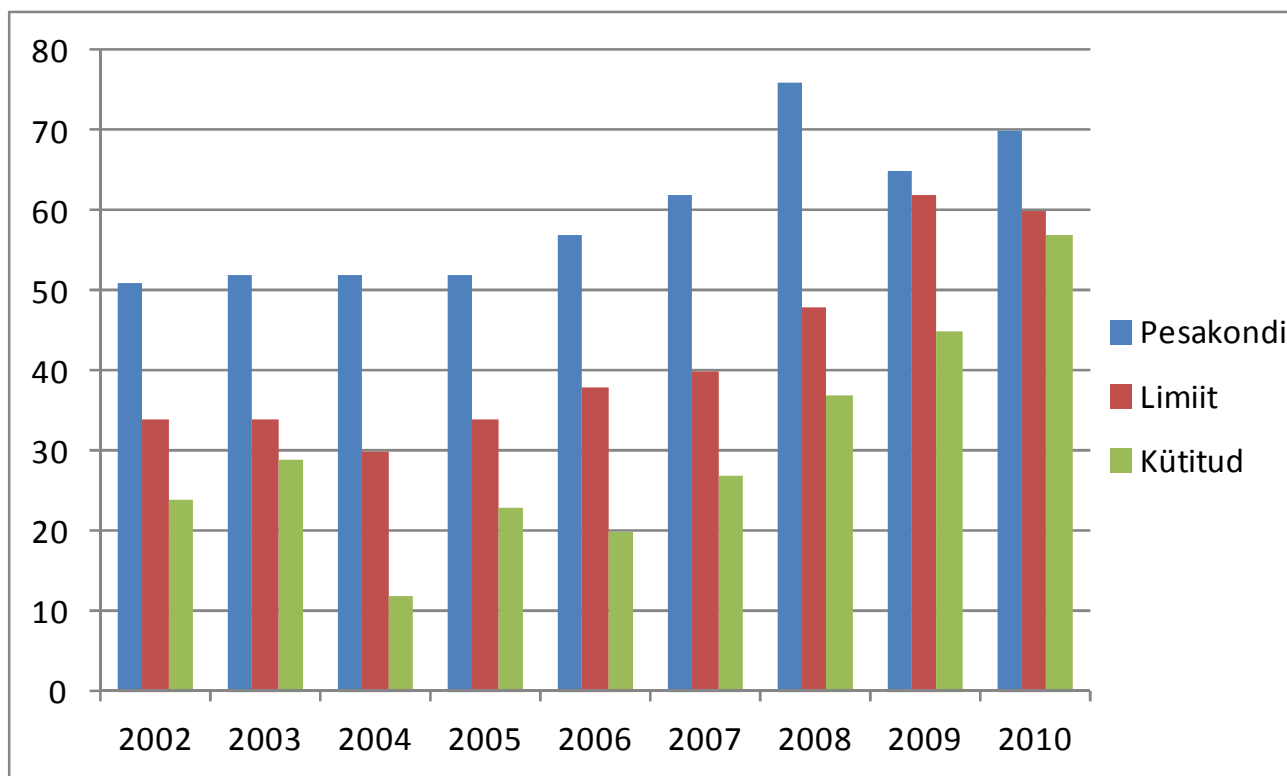
Karu ohjamise korraldamine on aastatel 2002–2011 olnud sarnane – maksimaalselt lubatavad küttimismahud töötatakse välja iga-aastaselt vastavalt seire tulemustele ning limiit jaotatakse maakonniti. Kuna pruunkaru Eesti populatsioon on EL loodusdirektiivi (92/43 EMÜ) lisas IV, mis tähendab liigi ranget kaitset, on ka meie seadusandluses karu kütamiseks võrreldes hundi ja ilvesega rangemad nõuded. Seetõttu eeldab karu limiidi jaotamine jahipiirkondadele, mida korraldab Keskkonnaamet, selgemaid põhjendusi, kui seda teiste suurkiskjate puhul.

Kuna karu arvukus on vaadeldava perioodi (2002–2011) jooksul kasvanud, on vastavalt sellele tagasihoidlikult suurendatud limiite ja suurenenud on ka küttimismahud (joonis 10).

Kui vaadeldava perioodi algul olid küttimislimiidid pigem tagasihoidlikud ning limiidi jaotamine jahipiirkondade vahel ettevaatlik, siis viimastel aastatel on välja töötatud limiidid mõnevõrra julgemad, samuti on muutunud paindlikumaks nende jaotus. Seetõttu on järjest kasvanud ka küttimissurve populatsioonile, saavutades aastal 2010 ligi 8,5% populatsiooni üldarvukusest.

Alates aastast 2010 on tehtud ettepanekud jahipidamise piirangute kehtestamiseks Eesti lõunaosas seoses karu leviku soodustamisega lõuna suunas.

Emaste karude osalimiidi (emaste osalimiidi täitumise korral täitub kogu limiit) kehtestamist ei ole siiani vaja olnud, kuid selle vajaduse ilmnedes oleks selle rakendamine oluline.



Joonis 10. Karu sama-aastaste poegade pesakondade arv, määratud maksimaalselt lubatav küttemaht ja kütitud isendite arv.

5.3. Kasutuseloleva seire metoodika kirjeldus

Suurkiskja asurkondade seisundi muutuste hindamisel, prognoosimisel ja ohjamisettepanekute koostamisel kasutatakse järgmisi jälgitavaid parameetreid:

- levik, kus eristatakse püsiv levikuala (ala, kus esineb kohalik juurdekasv);
- populatsiooni arvukuse trend;
- pesakondade arv, millest saab tuletada ka populatsiooni üldarvukuse sügisel;
- pesakondade suurus (ilvese ja karu puhul);
- populatsiooni demograafiline struktuur ja juurdekasvunäitajad;
- kahjustuste ulatus ja levik;
- haiguste levik populatsioonides.

Vastavalt seadusandlusele ja asutuste põhimäärustele on seire algandmete kogumise kohustus jahipiirkonnas jahipiirkonna kasutajal, Keskkonnaameti ülesanne on andmete koondamine ja edastamine ning Keskkonnateabe Keskuse ülesanne on andmete analüüs ja avalikustamine.

Algmaterjali kogutakse peamiselt neljal erineval meetodil, mida järgnevalt koos analüüsi osaga lähemalt kirjeldatakse. Olemasolev metoodika järgib LCIE juhendeid (Linnell jt., 2008).

Vaatluste kogumine ja analüüs

Hundi, ilvese ja pruunkaru isendite ja jälgede vaatlusi kirjeldatakse ja kaardistatakse kõikides jahipiirkondades üle Eesti, kus vastavate liikide isendeid esineb. Vaatluslehele märgitakse

vaadeldud liik, kuupäev ja koht, kas nähtud on jälgi või isendeid, täiskasvanud ja noorte isendite arv ning tähistus vaatluspiirkonna kaardil. Karu jäljevaatluste tegemisel mõõdetakse ka esipäka jälje laius. Iga vaatluslehe juurde kuulub jahipiirkonna kaart, kuhu märgitakse vastava tähisega iga konkreetne vaatlus. See loendusmeetod on sätestatud ka Keskkonnaministri määruses „Jahiulukite loenduse metoodika, nõutavad küttimisandmed ja nende esitamise kord, aruandeperiood ja tähtsajad“ (RTL, 2003, 87, 1276).

Koondatud andmed sisestatakse elektroonilistele kaartidele ning luuakse GIS keskkonnas iga liigi kohta vastavatest vaatlustest infokihid.

Vaatluste analüüsi käigus tuuakse välja erinevad pesakonnad, arvestades vaatluste kuupäeva, vaatluste omavahelist kaugust, pesakonna suurust ning karu puhul ka esipäka laiust. Karu puhul tuuakse välja sama-aastaste poegade pesakonnad. Pesakondade üksteisest eristamisel mängib äärmiselt olulist rolli nende liikumisterritooriumi suurus, nende omavaheline kattuvus ning liikumisintensiivsus vaadeldaval perioodil, samuti vaatluste ajaline ja ruumiline võrdlus. Neid näitajaid hinnatakse nii kirjanduse andmeid (Sunde jt., 2000; Schmidt jt., 1997; Linnell jt., 2001; Dahle & Swenson, 2003b; Ordiz jt., 2007; Linnell jt., 2007; Okarma jt., 1998) kui ka meie uuringute tulemusi kasutades. Kuigi viimased on vähemahukad, on oluline kasutada just kohalikus asurkonnas läbiviidud uuringute tulemusi ning mitte tugineda üksnes teistes riikides tehtud uuringutele, kus tingimused on kahtlemata erinevad. Hundi ja ilvese puhul annavad palju lisainfot ka küttimisandmed, kui on teada vähemalt kütitud isendi vanuserühm (juv või ad) ja küttimise täpne asukoht.

Tuginedes kirjanduse andmetele (Andren jt., 2002; Solberg jt., 2006; Swenson jt., 1994; Kojola, 2005) ja meil tehtud vaatluste ja küttimisandmete analüüsist saadud tulemustele, on võimalik reproduktiivsete emaste osakaalu ja pesakonna keskmist suurust arvestades anda hinnang asurkonna üldarvukusele. Seda hinnangut tõlgendatakse siiski kui populatsiooni miinimumarvukust. Seda eelkõige põhjusel, et vaatlused ei pruugi kõiki pesakondi „ilmsiks tuua“ ning üksteisele lähedal asetsevad erinevad pesakonnad võidakse analüüsi käigus määrata üheks. Käesolevas kavas on populatsiooni üldarvukuse hindamisel võetud pesakondade arvu ja üldarvukuse suhteks hundi ja karu puhul 1:10 ja ilvese puhul 1:6.

Kütitud isenditelt võetud materjali kogumine ja analüüs

Kütitud isendite kohta kogutakse jahimeeste abiga järgmised andmed: küttimise kuupäev ja küttimiskoht, isendi sugu ja tõenäoline vanus, isendi kaal, tüvepikkus ja turjakõrgus ning haiguste või anomaaliade esinemine. Samuti kogutakse teadusliku materjalina hundi ja ilvese alalõualuu kihva juure lõik ning karu ülalõualuu esimene premolaar vanuse määramiseks, lihasproov DNA analüüsiks ja kõigilt vähemalt aastastelt emasisenditelt sigimisorganid.

Ilvese ja hundi juveniilseid isendeid eristatakse vanematest kihvajuu juurekanali avatuse või dentiinikihi paksuse järgi (Parker & Maxwell, 1986; Kvam, 1984). Isendite täpne bioloogiline vanus määratakse kihva juure tsemendikihi aastarõngaste järgi Matsoni laboratooriumis (Milltown, Montana, USA), kasutades selleks spetsiaalset metoodikat (Клевезаль & Клейненберг, 1967; Matson, 1981).

Kütitud emasisendite reproduktiivne staatus määratakse KTK ulukiseire laboratooriumis munasarjades olevate tiinuse kollaskehade ja valgekehade ning emaka lootearmide järgi (Mowat jt., 1996; Hensel jt., 1969).

Sarnaselt kütitud isenditele kogutakse sama materjali ka muul põhjusel hukkunud isendite kohta, samuti määratakse nende surma põhjus, milleks tehakse vajadusel patoloogiline lahang.

Alates aastast 2006 on osaliselt teada suurkiskjate küttemisvalimi vanuseline struktuur ning kütitud emasisendite reproduktiivne staatus. Kuigi antud andmereal on veel liiga lühikesed ja puudulikud, et neid täiel määral asurkonna prognoosides kasutada, on seda alates aastast 2010 ilvese ja hundi puhul osaliselt siiski juba tehtud. Samas on juurdekasvunäitajatega arvestamine ülimalt oluline, vähendades märgatavalt populatsiooni muutuste prognoosimisel tekkivaid võimalikke vigu (Sæther jt., 2010).

Kahjustuste ekspertiis ja kaardistamine

Suurkiskjate tekitatud kahjustuste ekspertiisi ja kahjunõuete menetlemist korraldab ja viib läbi Keskkonnaamet. Selle peamiseks eesmärgiks on kahjude osaline kompenseerimine riigi poolt, kuid vastavaid andmeid kasutatakse ka suurkiskjate seisundi jälgimisel. Ekspertid hindavad kahjustuste olemasolul kohapeal selle suurust ning täidavad vastava akti, kuhu kirjutatakse kõik vajalikud faktid olukorra kohta ning määratakse kahjustaja tõenäoline liik.

Ekspertide saadetud aktidelt kantakse info digitaalsele kaardikihile. Lisaks suurkiskjate mõju üldisele jälgimisele saadakse kahjustuste kaardistamisel olulist operatiivset teavet hundi paiknemise ja juurdekasvu muutuste kohta suvel ja sügisel, mida kasutatakse lisainfona sama aasta küttemismahtude väljatöötamisel.

Talvine jäljeloendus püsitransektidel

Ruutloendus põhineb üle-Eestilisel 4x3 km püsiruutudel korra aastas tehtavatel jäljeloendustel. Loendusel fikseeritakse erinevate liikide transektiga ristuvate isendite jäljeread ning ajaperiood, mil jäljed tekkinud on. Loomaliigi suhtelist arvukust iseloomustava näitajana kasutatakse jäljeindeksit – ruutloenduse käigus loendatud keskmine jäljeradade arv 1 km loendusmarsruudi kohta.

Hundi ja ilvese jäljeindeks annab lisainformatsiooni nende leviku ja eeldatavasti ka arvukuse suhteliste muutuste kohta. Norras tehtud uuringud on näidanud, et teatud transektide tiheduse juures väljendab jäljeindeks suuremaid muutusi ilvese populatsiooni arvukuses (Linnell jt., 2007). Kuna Eestis on loendusmarsruutide pikkus pinnaühiku kohta suurem, kui tehtud uuringus, peaks ruutloenduse jäljeindeks väljendama vähemalt suuremaid ilvese ja hundi arvukuse kõikumisi. Samas sõltub lumele jäänud jäljeradade arv loomade liikumisintensiivsusest loendusele eelnevatel päevadel, mis omakorda sõltub nii ilmastikust, loenduse ajast (jooksuaeg) kui ka saakloomade asustustihedusest (Jedrzejewski jt., 2001; Schmidt, 2008; Schmidt, 1999), mistõttu ei ole tulemused eraldiseisvana piisavalt usaldusväärsed nende liikide arvukuse muutuste jälgimiseks. Pruunkaru puhul ruutloenduse jäljeindeksit parameetrina kasutada ei saa, kuna loenduse läbiviimise ajal on enamus karudest taliuinakus, ega liigu aktiivselt.

Ruutloendus on loendusmeetodina sätestatud Keskkonnaministri määrmuses „Jahiulukite loenduse meetodika, nõutavad küttemisandmed ja nende esitamise kord, aruandeperiood ja tähtajad“ (RTL, 2003, 87, 1276).

Olemasoleva seire võimekus rahvusvaheliste kohustuste täitmiseks

Vastavalt EL loodusdirektiivi peatükile 17 on liikmesriikidel kohustus iga 6 aasta tagant anda aru direktiivi lisades välja toodud liikide, sh ka hundi, ilvese ja pruunkaru, asurkondade seisundi ja nende muutuste kohta. Direktiivi peatükk 11 kohustab liikmesriike läbi viima asurkondade seiret tootmaks informatsiooni vastavate aruannete koostamiseks. Vastavalt Berni konventsioonile on Eestil kohustus anda iga-aastaselt aru hundi ja pruunkaru küttemismahtude ja küttemise põhjuste kohta.

Euroopa Komisjonile koostatav aruanne (ajavahemiku 2007–2012 kohta) peab sisaldama järgmisi näitajaid:

1. Leviku kaart (10x10 km ETRS 89 ruudustikus)
2. Levila ja selle pindala
3. Levila muutuse lühike trend (12 viimast aastat)
4. Levila muutuse pikaajaline trend (24 viimast aastat)
5. Soodsa seisundis referentsareaal
6. Asurkonna suurus
7. Asurkonna suuruse lühiajaline trend (12 viimast aastat)
8. Asurkonna suuruse pikaajaline trend (24 aastat)
9. Soodsas seisundis referentspopulatsiooni suurus
10. Liigile sobiv elupaiga pindala
11. Liigile sobiva elupaiga pindala muutuse lühiajaline trend (12 viimast aastat)
12. Liigile sobiva elupaiga pindala muutuse pikaajaline trend (24 viimast aastat)

Lisaks neile näitajatele soovitakse aruannetes näha hinnangut olulisemate ohutegurite kohta ning muutuste prognoose. Liikide leviku puhul soovitatakse kasutada suguküpsete isendite andmeid (Evans & Arvela, 2011).

Olemasolev seiresüsteem toodab andmeid nii suguküpsete isendite ruumilise paiknemise (pesakondade vaatlused, kütitud isendite soo- ja vanuseinfo) kui ka liigi laialdasema (sh ajutise) leviku kohta (üksikisendite vaatlused, ruutloendus, kütitud isendite soo- ja vanuseinfo jahipiirkonniti, jahimeeste hinnang arvukusele jahipiirkonnas). Nende andmete GIS-põhisel töötlemisel saab täita eelolevaid punkte 1–3 ja 10–11. Olemasoleva seirega antakse hinnangud pesakondade arvu kohta, millest on võimalik tuletada asurkonna üldarvukus. Neist andmetest lähtuvalt saab täita punktid 6–7. Punktide 4, 8 ja 12 täitmiseks on andmed siiski praegu ebausaldusväärsed, kuna andmete kogumise meetodika on selle perioodi jooksul märgatavalt muutunud. Siinkohal saab anda muutuste kohta vaid eksperthinnangu. Punktide 5 ja 9 täitmiseks oleks vaja teha eraldi uuringud. Samas võib see olla ka olemasolevatest andmetest tuletatav, kui asurkonda hinnatakse olevat soodsas seisundis (Evans & Arvela, 2011). Asurkonna ohutegureid ja prognoose tuuakse välja KTK poolt iga-aastaselt koostatavates seirearuannetes.

Berni konventsiooni nõuete täitmiseks on vajalik vaid küttimisstatistika, mida olemasolev seire ka hõlmab.

5.4. Rahvusvaheline koostöö

Enamus Euroopa suurkiskjate populatsioonidest hõlmab mitme erineva riigi territooriume, mistõttu on nende populatsioonide kaitse ja ohjamise riiklikul korraldamisel oluline arvestada ka naaberriikidega. Euroopa riikides on erinevad looduslikud tingimused, erineval tasemel teadmised populatsioonide seisundist ja nende muutustest, erinevad seire, kaitse ja ohjamise süsteemid ja kogemused, mistõttu on oluline ka laialdasem riikidevaheline koostöö teadmiste ja kogemuste vahetamiseks. Riikidevahelise koostöö olulisust suurkiskjate efektiivse kaitse korraldamisel Euroopas on välja toodud nii Euroopa suurkiskjate kaitsekorralduskavades (Swenson jt., 2000; Boitani, 2000; Breitenmoser jt., 2000) kui ka juhendis suurkiskjate populatsiooni tasemel kaitse planeerimiseks (Linnell jt., 2008).

Olulisim üle-Euroopaline suurkiskjate teadlaste ja spetsialistide koostöökogu on LCIE (*Large Carnivore Initiative for Europe* – Euroopa Suurkiskjate Initsiatiiv, vt www.lcie.org) ning selle

töögrupp (WG) IUCN (*International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources* – Rahvusvaheline Looduskaitse Liit) SSC (*Species Survival Commission* – Liigikaitse Komisjon) juures. Sellesse töögruppi kuulub ka Eesti esindaja. LCIE koondab Euroopa suurkiskjate parima kompetentsi ning nõustab riikide ja EL suurkiskjate poliitikat.

Nii teaduse kui ka suurkiskjate kaitse ja ohjamise valdkonnas on lisaks LCIE töögrupile Eestil tihedamad sidemed Soome, Rootsi, Norra, Läti, Leedu, Poola ja Venemaa kolleegidega. Nii näiteks on Eestis kasutuselolev suurkiskjate seire metoodika töötatud 2002. aastal välja koostöös Soome kolleegidega ning suurkiskjate kahjustuste hindamise ja kompensatsioonisüsteemi väljatöötamisel aastal 2007 olid abiks Rootsi kolleegid. Läti kolleegidega toimub regulaarne infovahetus nii suurkiskjate arvukuse muutuste kui ka küttimismahtude alal. Aastal 2011 käivitus kootööprojekt WWF (*World Wildlife Fund* – Maailma Looduse Fond) Poola haru ja ELFi (Eestimaa Looduse Fond) vahel taastamaks kirde-Poola hävinud ilvesepopulatsiooni. Projekti käigus asustatakse ümber Eesti loodusest püütud ilveseid, tegemist on ilvese Balti populatsiooni siseste ümberasustamistega.

Eesti esindaja või esindajad on aktiivselt osa võtnud paljudest rahvusvahelistest otseselt suurkiskjate kaitse- ja ohjamise korraldamisega seotud üritustest. Lisaks otseselt suurkiskjatega seotud üritustele on osaletud ka regulaarselt toimuvatel rahvusvahelistel üritustel nagu IUGB (*International Union of Game Biologists* – Rahvusvaheline Ulukibioloogide Ühendus) kongressid, Balti Terioloogia konverentsid ning Põhja-Euroopa ulukipopulatsioonide dünaamika sümposiumid, kus suurkiskjate temaatika on alati olnud üks olulisematest.

6. Soodsa looduskaitse seisundi määramise tingimused

Euroopa Nõukogu loodusdirektiivi järgi (92/43 EMÜ) peavad liikmesriigid tagama direktiivi lisades toodud liikide soodsa looduskaitse seisundi (*Favourable Conservation Status; FCB*).

Liigi looduskaitse seisundit peetakse soodsaks kui:

- asjaomase liigi asurkonna dünaamika andmed näitavad, et liik säilitab end pikemas perspektiivis ise oma looduslike elupaikade elujõulise komponendina;
- liigi looduslik levila ei ole kahanemas ega kahane tõenäoliselt prognoosimisulatusse jäävas tulevikus;
- on olemas, ning tõenäoliselt on ka edaspidi olemas, selle liigi asurkondade pikaajaliseks säilimiseks piisavalt suur elupaik.

6.1. Populatsiooni elujõulisuse mõiste

Loodusdirektiivis toodud definitsiooni järgi on FCB seotud populatsiooni elujõulisuse mõistega. Levinud kriteeriumi kohaselt peetakse elujõuliseks populatsiooni, mille väljasuremise tõenäosus vähemalt saja aasta jooksul ei ületa 5% (Linnell jt., 2008). Populatsiooni elujõulisuse hindamisel eristatakse kahte komponenti: demograafilist ja geneetilist elujõulisust (Beissinger & McCullough, 2002). Demograafilise elujõulisuse analüüsil lähtutakse populatsiooni arvukusest, soolisest ja vanuselisest struktuurist, sigivuse ja suremuse dünaamikast ning majandamisrežiimist. Kui analüüsi läbiviimiseks demograafilised andmed puuduvad, võib populatsiooni elujõulisuse hindamiseks kasutada ka Rahvusvahelise Looduskaitse Liidu (IUCN) kriteeriumit D, mis põhineb reproduktiivses eas isendite arvul (Linnell jt., 2008). Elujõuliseks

loetakse populatsioon, mille arvukus on vähemalt 1000 isendit. Väikeste populatsioonide puhul hinnatakse vastava kriteeriumi rakendamisel, kas ühendus naaberpopulatsiooniga on piisavalt hea, et sealt tuleneva migratsiooni ulatus võiks omada positiivset efekti kohaliku populatsiooni püsimisele (Gärdenfors jt., 2000).

Populatsiooni geneetiline elujõulisus on seotud geneetilise mitmekesisuse ja liigi evolutsioonilise potentsiaali säilimisega ning inbriidingu vältimisega (Allendorf & Ryman, 2002). Geneetilise vaesustumise lühiajaliseks vältimiseks peab populatsiooni efektiivne suurus (geneetiliselt ideaalse populatsiooni arvukus; N_e) olema suurem kui 50 isendit ning pikas perspektiivis vähemalt 500–1000 isendit (Paetkau jt., 1998; Lynch & Lande, 1998). Imetajatel on N_e populatsiooni tegelikust arvukusest mitu korda väiksem, moodustades sellest keskmiselt 10–11% (Frankham, 1995). Näiteks Skandinaavia karudel oli N_e vahemikus 6–14% populatsiooni kogu arvukusest (Tallmon jt., 2004), mis on sarnane Põhja-Ameerika grislikarudel leituga (3,7–19%; Paetkau jt., 1998). Huntidel moodustas N_e Yellowstone'is keskmiselt 30% ning Soomes 42% populatsiooni arvukusest (Aspi jt., 2006; von Holdt jt., 2008). Kuna N_e suurusest lähtub, et geneetilise elujõulisuse tagamiseks peab populatsiooni arvukus olema palju suurem kui demograafilise elujõulisuse puhul, siis on praktilise kaitse korraldamisel olulisimaks teguriks populatsioonide vahelise geenisiirde tagamine.

Bioloogilise mitmekesisuse ning ökosüsteemide funktsionaalsuse seisukohast kasutatakse veel liigi ökoloogilise elujõulisuse mõistet (Linnell jt., 2008). Sellega märgitakse, et lisaks liikidele on oluline säilitada ka nende vahelised interaktsioonid ökosüsteemis (Soule jt., 2002; Tear jt., 2005). Suurkiskjate puhul tähendab see nende arvukuse ja leviku säilitamist tasemel, kus nad vähemalt teatud määral suudavad mõjutada oma saakliikide arvukust. Ökoloogilise elujõulisuse mõiste lähtub üldisest arusaamast, et looduskaitse on rohkem kui ainult liigi väljasuremise vältimine ning seega ei piisa liigi looduskaitseks soodsa seisundi saavutamiseks ainult minimaalse loomade arvu säilitamisest isoleerituna nende ökoloogilisest rollist (Linnell jt., 2008).

6.2. Suurkiskja populatsioonide elujõulisus

Demograafiline elujõulisus

Populatsiooni püsimiseks peab selle võime arvukust taastoota ületama suremust põhjustavate protsesside toime. Lisaks looduslikele surma põhjustele on Euroopas suurkiskja populatsioonid kõikjal mõjutatud ka inimeste põhjustatud suremuse poolt, kas otsese tapmisena (küttimine, hukkumine teedel) või kaudselt saakloomade arvukuse langetamise kaudu. Suurkiskja populatsioonide kasvukiirus on kõige tundlikum muutuste suhtes täiskasvanud isendite suremuses (Saether jt., 1998; Fuller jt., 2003), mis Euroopas on põhjustatud valdavalt inimtekkelistest teguritest (Andren jt., 2006; Lovari jt., 2007). Norras suurendas küttimine täiskasvanud ilveste aastase suremuse kasvu 2%-lt küttimise puudumise korral kuni 17%-ni küttimise olemasolul ning küttimise põhjustatud suremus moodustas täiskasvanud emaste kogu suremusest vähemalt 88,5% (Andren jt., 2006). Küttimise tõttu vähenes ilvesepopulatsiooni kasvukiirus Norras 20%-lt kuni 2–4%-ni aastas. Hundipopulatsiooni potentsiaalne kasvukiirus on ilvesega võrreldes suurem, ulatudes kuni 50%-ni (Fuller jt., 2003). Samas ei kasvanud paljudes Põhja-Ameerika populatsioonides huntide arvukus peale 25% isendite küttimist (Creel & Rotella, 2010). Väikeste kaitstavate hundipopulatsioonide kasvu võib oluliselt takistada ka salaküttimine (Liberg jt., 2011). Küttimise suhtes on tema aeglase kasvukiiruse tõttu (keskm. 4,5%, maks. 10,2% aastas; Kindberg jt., 2011) kõige tundlikum karu. Lisaks võib karu puhul

valikuline kütmine mõjutada ka populatsiooni struktuuri ning suurendada kutsikate suremust, kuna täiskasvanud isasloomade eemaldamise järel ala asustavad uued isased käituvad sinna jäänud kutsikate suhtes agressiivselt (Swenson jt., 2001a).

Toidubaasi vähenemise tõttu on alanenud juurdekasvu täheldatud kõigil suurkiskjatel, kuid sõltuvuse tõttu ühest peamisest saakliigist on meie suurkiskjatest saakloomade arvu vähenemise poolt enim mõjutatud ilves (Okarma jt., 1997).

Geneetiline elujõulisus

Genofondi vaesustumine on tõsiseks probleemiks väikestes ja isoleeritud populatsioonides. Mitmed suurkiskjate populatsioonid on Euroopas tänapäeval üksteisest eraldatud ning suure vahemaa või levikukoridoride puudumise tõttu on geenisiire takistatud (Linnell jt., 2008). Lisaks on Euroopa suurkiskjaid tugevalt mõjutanud kahel viimasel sajandil toimunud arvukuse madalseisud (nn. „pudelikaelad“), millega kaasnesid intensiivne geenitriiv ning alleelide mitmekesisuse vähenemine (Waits jt., 2000; Hellborg jt., 2002; Aspi jt., 2006; Schmidt jt., 2009; Tammeleht jt., 2010; Sastre jt., 2011). Alleelide arvu vähenemisel kahaneb populatsioonis heterosügootide sagedus ning kasvab homosügootide osakaal, mistõttu võivad isenditel suurema tõenäosusega avalduda negatiivse mõjuga alleelid. Üldiselt on suurtes populatsioonides leitud kõrgem heterosügootide sagedus ja erinevate alleelide arv, kui väikestes populatsioonides (Sastre jt., 2011; Schmidt jt., 2011; Swenson jt., 2011; tabel 8). Ka praeguseks kõrge arvukusega Skandinaavia ilveste madal geneetiline mitmekesisus on seletatav 20. saj. alguses läbitud tugeva „pudelikaelaga“ ning sellele järgnenud isolatsiooniga ülejäänud Euroopa populatsioonidest (Hellborg jt., 2002; Linnell jt., 2008).

Tabel 8. Heterosügootide sagedus ja alleelide arv Euroopa suurkiskjapopulatsioonides tuuma DNA mikrosatelliitmarkerite alusel.

Asukoht	Liik	H_e	Alleeli/look.	Arvukus	Allikas
Venemaa.	Karu	0,83	8,1	4900	Tammeleht jt., 2010
Rootsi	Karu	0,71	6,8	3300	Waits jt., 2000
Eesti	Karu	0,68	7,4	700	Tammeleht jt., 2010
Hispaania	Karu	0,41	3,3	119	Perez jt., 2010
Venemaa;	Hunt	0,78	8,9	1843	Sastre jt., 2011
Soome	Hunt	0,69	5,4	190	Aspi jt., 2006
Hispaania	Hunt	0,65	5,5	2000	Sastre jt., 2011
Rootsi	Hunt	0,52	3,1	100	Flagstad jt., 2003
Skandinaavia	Ilves	0,51	4,7	1500-2100	Hellborg jt., 2002
Eesti-Läti	Ilves	0,60	5,3	900-1975	Hellborg jt., 2002
Eesti	Ilves	0,59	5,0	600	Schmidt jt., 2009
Läti	Ilves	0,70	5,8	700	Schmidt jt., 2009
Soome	Ilves	0,62	5,3	700-800	Hellborg jt., 2002
Kirde-Poola	Ilves	0,62	4,3	40-60*	Schmidt jt., 2009

* arvukuse hinnang Jedrzejewski jt., 1996.

Kuigi heterosügootsuse vähenemist peetakse populatsioonidele negatiivseks, on otseseid empiirilisi näiteid loodusest seni vähe. Näiteks Kodiaki karudel Alaskal ei ilmne hoolimata väga madalast heterosügootsusest ($H_e = 0,26$) elujõulisuse vähenemise märke ning populatsiooni püsib väga kõrge asustustiheduse juures (Paetkau jt., 1998). Ka Ibeeria ilves populatsioon oli kuni 20. sajandini arvukas ning Ibeeria poolsaarel laialdaselt levinud, sõltumata kõigest ühe

mitokondriaalse DNA haplotüübi olemasolust viimased 50 000 aastat (Rodriguez jt., 2011). Lähisugulusristumisest (inbriidingust) tulenevaid negatiivseid mõjusid populatsiooni juurdekasvule ning morfoloogiliste patoloogiate esinemist on leitud väga väheste isendite poolt asutatud ning mitmeid põlvkondi isoleeritud hundipopulatsioonides. Näiteks Rootsis tõi tugevalt inbriidsetel huntidel kutsikate inbriidingu koefitsiendi suurenemine 0,1 ühiku võrra kaasa kutsikate arvu vähenemise pesakonnas keskmiselt 1,15 isendi võrra ning kogu populatsiooni kasvukiiruse (λ) vähenemise 1,29-lt 1,21-ni (eeldusel, et kõigi pesakondade inbriidsus on võrdne; Liberg jt., 2005). Saarelises Isle Royali hundipopulatsioonis esines 33% isenditest spetsiifiline moondunud selgroolüli, samas kui omavahel mitte lähisugulusristumises olevatel huntidel oli selle patoloogia sagedus kõigest 1% (Räikkonen jt., 2009). Normaalselt toimivates populatsioonides hundid väldivad inbriidingu tekkimist (von Holdt jt., 2008). Fragmenteerunud levikuga liikide puhul on geneetilise mitmekesisuse säilimiseks oluline tagada populatsioonide vahelise migratsiooni toimumine. On oletatud, et isolatsioonist tulenevate negatiivsete geneetiliste mõjude tasakaalustamiseks on generatsiooni kohta vajalik 1 kuni 10 migrandi olemasolu (Mills & Allendorf, 1996). Näiteks hundid Kaljumäestiku eraldatud populatsioonides säilitasid kõrge geneetilise mitmekesisuse (heterosügootide sagedus 0,64–0,72; alleelide arv 7,0–10,3) tingimustes, kus ühe generatsiooni kohta osales sigimises keskmiselt 5,4 migreerinud isendit (von Holdt jt., 2010). Suurkiskjaid peetakse üldiselt headeks levijateks, kes võivad vabade elupaikade otsinguil läbida pikki vahemaid. Huntide hajumiskaugus oli Soomes keskmiselt 99 km (vahemikus 35 kuni 445 km, Kojola jt., 2006). Poolas hajusid ilvesed kuni 129 km kaugusele sünnipaigast (Schmidt, 1998). Karu puhul hajuvad oluliselt sagedamini noored isased isendid (hajumise tõenäosus isastel 94% vrd 41% emastel; Zedrosser jt., 2007), kuid hajumiskaugus on mõlemast soost isenditel kuni 90 km (Swenson jt., 1998). Näiteks Rootsis ei levinud emakarud üksteisest ainult 134 km kaugusel asuvate populatsioonide vahel, samas kui mõningal määral ühendas geneetiliselt populatsioone isasloomade ränne (Taberlet jt., 1995; Waits jt., 2000). Territoriaalselt käituvate isendite puhul võib geenisiire olla takistatud ka olukorras, kus populatsioonide vaheline geograafiline kaugus on väike (Aspi jt., 2009). Näiteks Ida-Soomes oli piiräärne ala hundikarjadega tihedalt asustatud ning see oli ilmselt üheks teguriks, mis takistas noorte hajuvate isendite liikumist Venemaalt Soome (Aspi jt., 2009).

6.3. Eesti suurkiskjate elujõulisus

Perioodil 2002–2011 on Eestis kasvanud kõigi suurkiskjate arvukus: hundil 75-st kuni 240-ni, ilvesel 600-st kuni 720-ni ning karul 500-st kuni 700 isendini. Kui ilves ja hunt on levinud üle Eesti kõigis sobivates elupaikades, siis karu levila suureneb aeglaselt lõuna suunas, kus leidub veel hulgaliselt vabu elupaiku.

Hundi ja ilvese populatsioonid on seotud lõunas Läti ning idas Venemaa populatsiooniga. Kui hundi arvukuse järgi Leningradi ja Pihkva oblastis (kokku üle 500 isendi; Момеба, 2011) võib hundi puhul eeldada mõlemasuunalise migratsiooni olemasolu, siis ilvese arvukus on nendes piirkondades Eestiga võrreldes oluliselt madalam (Leningradi ja Pihkva oblastis kokku u 400 isendit; Момеба, 2011). Niivõrd madala asustustiheduse juures on üsna vähetõenäoline, et Venemaalt tulenev migratsioon omaks Eesti ilvese populatsioonile märkimisväärset demograafilist tähtsust. Karude arvukus on Leningradi ja Pihkva oblastites kõrge (kokku üle 3300 isendi; Момеба, 2011). Samas jääb karu levila Eestis Võru ja Valga maakonnast põhja poole ning Kagu-Eestis reproduktiivseid emakarusid ei leidu. Arvestades lõunas Eesti ja Pihkva

oblasti karupopulatsiooni vahele jääva tühja alaga ning põhjas levikubarjääri (Narva jõgi) olemasoluga, võib eeldada, et Eesti ja Venemaa karupopulatsioonide vahel olulist geenisiiret ei toimu. Migratsiooni puudumist ning Eesti karude suhtelist isoleeritust Venemaa populatsioonist on näidanud ka geneetilised uuringud (Tammeleht jt., 2010).

Eeldusel, et efektiivse populatsiooni suurus moodustab 10–20% suurkiskjate tegelikust arvukusest, võib geneetilise mitmekesisuse lühiajaliseks säilimiseks pidada karu ja ilvese arvukust Eestis piisavaks (mõlemal liigi puhul $N_e = \sim 70$ kuni 140 isendit). Lisaks on Eesti ja Läti ilvesed geneetiliselt omavahel tihedalt seotud ning neid võib käsitleda ühe populatsioonina (Schmidt jt., 2009). Karu populatsiooni suhtelise isoleerituse tõttu on geneetilise mitmekesisuse pikaajaliseks säilimiseks oluline toetada karu levikut lõuna ning kagu suunas, mis tagades karu arvukuse kasvu, vähendaks ühelt poolt juhusliku geenitriivi mõju ning teiselt poolt peaks tulevikus viima siinse populatsiooni ühinemiseni Pihkva oblasti populatsiooniga.

Eesti hundipopulatsiooni efektiivne suurus võib jääda käesoleva arvukuse juures väiksemaks, kui geneetilise mitmekesisuse lühiajaliseks säilimiseks vajalik 50 isendit. Samas on hundi arvukus kõrge nii Lätis kui ka Venemaal Pihkva ja Leningradi oblastites ning levikutõkete puudumise tõttu võib niivõrd suure liikuvusega liigi puhul eeldada populatsioonide vahel geneetiliselt efektiivse geenisiirde toimumist. Näiteks Yellowstone'is peeti Eestiga võrreldava hundi arvukuse juures ($N = 169$ isendit) geneetilise mitmekesisuse säilimiseks vajalikuks umbes 4 väljastpoolt populatsiooni tulnud isendi sigimises osalemist aastas (von Holdt jt., 2008).

Lähtudes suurkiskjate arvukusest ja levikust võib praeguste majandamistingimuste juures pidada Eesti suurkiskjapopulatsioonide looduskaitsest seisundit soodsaks. Pikemas perspektiivis on elujõulisuse tagamiseks oluline populatsioonide vahelise geenisiirde tagamine, mis karu puhul tähendab praegusega võrreldes ka leviala laienemise soodustamist. Lisaks on oluline arvukuse muutuste jätkuv pidev jälgimine, et ennetada populatsioonide seisundi võimalikku halvenemist.

7. Ohutegurid ja ohjamise vajadust määravad tegurid

Järgnevas peatükis tuuakse välja peamised ohutegurid asurkonna soodsa seisundi säilimisele ning nende tähtsust hinnatakse vastavalt suureks, keskmiseks või väikeseks. Lisaks sellele tuuakse välja ohutegurite prognoositav või praeguse olukorra võimalikest muutustest tingitud tähtsuse muutus. Välja on toodud ka ohjamise vajadust määravad tegurid, mis on kaudselt seotud ohuteguritega. Peatüki lõpus on tegureid ja nende olulisust koondav tabel (tabel 9).

7.1. Üleküttimine

Ajalooliselt on üleküttimine olnud elupaikade hävitamise kõrval peamine põhjus, miks suurkiskjad on paljudest riikidest välja surnud. Kuigi Eestist ei ole ükski suurkiskjatest kunagi päris välja surnud, on möödunud sajandi erinevatel perioodidel olnud kõigi kolme liigi arvukus väga madalal tasemel. Ka 2000.-te aastate algul oli üleküttimise tõttu hundi ja ka ilvese arvukus langenud suhteliselt madalale tasemele ning mitmed Eesti piirkonnad, kus on neile liikidele sobivad elupaigad, olid jäänud tühjaks. Üleküttimine oli võimalik peamiselt kahel põhjusel:

- riikliku keskkonnanäitestrateegia järgi oli eesmärk viia hundi arvukus 30–40 isendini ning ilvese arvukus umbes 500 isendini;
- arvukuse hindamisel kasutati vaid nn „ametlikku loendust“, mis kujutas endast

summeeritud jahimeeste poolt antud hinnanguid isendite arvu kohta jahipiirkonnas. See kujutab endast aga kuni mitmekordset arvukuse ülehinnangut, kuna suurkiskjate suure kodupiirkonna tõttu loendatakse samu isendeid mitmes jahipiirkonnas.

Praeguseks on muudetud nii suurkiskjate kaitse- ja ohjamise eesmärgid kui ka asurkondade seisundi (sealhulgas ka suuruse) hindamise süsteemi, mistõttu eelpoolmainitud põhjused enam olulised ei ole. Niisiis võiks tulevikus olla võimaliku üleküttimise põhjused järgmised:

- seire ja uuringute tulemusi ei võeta või võetakse vaid osaliselt arvesse iga-aastaste küttimismahtude määramisel, mistõttu kütitakse pikema perioodi vältel üle maksimaalse säästliku küttimissurve (MSS) määra;
- seiresüsteemi ja seire mahtu muudetakse oluliselt, mistõttu hakkab seire tootma küttimisotsuste tegemiseks ebausaldusväärseid andmeid;
- muutuvad muud tingimused, mille tõttu ei anna olemasolev seiremetoodika enam usaldusväärset informatsiooni asurkonna seisundi kohta;
- elanike arvamus suurkiskjatesse halveneb oluliselt, mistõttu muudetakse kaitse- ja ohjamise eesmärgid sellisteks, mille realiseerimise korral ei oleks asurkonna soodsa seisundi pikaajaline püsimine tagatud.

Praegu võib üleküttimist hinnata väikese tähtsusega ohuteguriks, kuid kui eelpoolmainitud arengutest peaks kasvõi üks realiseeruma, on tegemist potentsiaalselt suure tähtsusega ohuteguriga.

7.2. Valikuline küttimine

Valikuline ehk selektiivne küttimine muudab populatsiooni loomuliku struktuuri, mis võib kaasa tuua lisaks muutustele populatsiooni demograafias, juurdekasvu- ja suremusnäitajates ka kaugemaleulatuvaid ökoloogilisi ja evolutsioonilisi tagajärgi (Fenberg & Roy, 2008). Suurkiskjatest toimub valikuline küttimine kõige enam karu puhul, kui tegemist on trofeejahiga, kus eelistatakse küttida suuremaid isendeid. Kuna karu puhul on suguline dimorfism hästi väljendunud, samuti on poegade emade küttimine keelatud, kütitakse eelistatult täiskasvanud isakarusid. Territoriaalselt väljakujunenud sotsiaalse struktuuri selline lõhkumine kutsub esile teiste isakarude immigratsiooni, mille mõjul suureneb noorte karude suremus, keda sisseärännanud isased murravad (Swenson jt., 2001a; Swenson jt., 2001b). Karu puhul on Eestis tegemist laieneva asurkonnaga, mille servaaladel on asustustihedus hõredam ja demograafiline struktuur tuumikalast erinev: ülekaalus on noored isased ja vähe on täiskasvanud emaseid. Emaste (tahtmatu) valikuline küttimine levikuala servaaladel aeglustab oluliselt või peatab täielikult asurkonna levikuala laienemise (Swenson jt., 1994), mis meil toimub peamiselt lõuna suunas.

Hundi puhul võib valikuline küttimine olla seotud sellega, et eelistatakse jahtida suuremaid gruppe, mille puhul on hundi tabamise võimalused suuremad. Suuremad grupid koosnevad aga enamasti vanematest ja nende järglastest ning ühe või mõlema vanema küttimisel suureneb oluliselt kutsikate suremus. Mida varem vanema või vanemad ära kütitakse, seda suurem on kutsikate suremus. Kutsikate suremust vähendab see, kui karjas on kolm või enam vanemat isendit. Huntide küttimisega ei soovitata alustada enne, kui kutsikad on vähemalt kuue kuu vanused (Brainerd jt., 2008). Hunt on tugevalt sotsiaalne liik ja kutsikad õpivad murdmist oma vanemate liikmete kõrvalt. Õppimisprotsess kestab populatsiooni loomuliku struktuuri korral

niikaua, kuni kutsikad lahkuvad karjast, ehk vähemalt nende 9. elukuuni (Packard, 2003). Küttime tõttu varem vanemad kaotanud kutsikad ei ole saanud uluksõraliste edukaks murdmiseks piisavalt koolitust, mistõttu võivad neist saada probleemisendid. Valikulist küttime võib nii hundi kui ka karu puhul hinnata keskmise tähtsusega ohuteguriks.

7.3. Ebaseaduslik küttime

Andmed ebaseadusliku küttime kohta on kõikjal väga napid ning vaid väike osa salaküttimest leiab otsest kinnitust. Samas peetakse seda üheks olulisemaks teguriks, mis pidurdab märgatavalt suurmetsade levikuala laienemist Euroopas (Liberg jt., 2011; Kaczensky jt., 2011). Eestis on ebaseadusliku küttime juhtumitest samuti vaid üksikud tõendamist leidnud, samas räägitakse neist pool-avalikult päris palju. Võimalikud ebaseadusliku küttime põhjused on liikidel erinevad.

Hundi võimaliku ebaseaduslik küttime aluseks on sätestatud ajalised ja koguselised küttimepiirangud ning selle peamised põhjused on järgmised:

- hunte arvatakse olevat märgatavalt enam, kui seireandmed näitavad;
- vähendamaks nende potentsiaalset negatiivset mõju uluksõralistele;
- nähakse ohtu oma jahikoerale;
- jätkuv arusaam hundist, kui „kahjulikust“ loomast;
- kahjustuste vähendamine.

Ilvese võimaliku ebaseadusliku küttime aluseks on sätestatud limiidid ning selle peamised põhjused on järgmised:

- ilveseid arvatakse olevat märgatavalt enam, kui seireandmed näitavad;
- vähendamaks nende potentsiaalset mõju metskitsele ja jänestele.

Karu võimaliku ebaseadusliku küttime põhjused ei ole pigem tahtlikud ning neid küttime peamiselt määramisvea tõttu metsseajahil. Samuti võib siia alla liigitada ka „enesekaitseks“ küttime, mille põhjuseks on hirm eeldatava rünnaku ees.

Ebaseaduslikku küttime võib suurendada liikide kaitsestaatus muutmine, otsustustasandi kaugenemine, erinevate huvigruppidega mitteamtamine ning põhjendamatult suurte küttimepiirangute määramine või nende puudulik põhjendamine.

Tugeva seire ja hästi reguleeritud jahipidamise tingimustes muutub ebaseaduslik küttime oluliseks ohuks alles siis, kui sellest tingitud suremus hakkab ületama asurkonna juurdekasvumäära.

Hundi ja ilvese populatsioonid on meil stabiilsed ning küttimevälise suremuse (mille seas ka võimalik ebaseaduslik küttime) osakaal on kogu suremuses küttimest oluliselt väikesem), mistõttu on ebaseaduslik küttime vähetähtis ohutegur. Karu puhul on tegemist laieneva asurkonnaga, mille servaaladel on asustustihedus kõrgem ja demograafiline struktuur erinev. Samas ei ole sealsed jahimehed karudega harjunud, mis loob ebaseaduslikule küttimele suuremad eeldused. „Enesekaitseks“ täiskasvanud emakarude küttime on olnud üheks põhjuseks, mis on oluliselt pidurdanud karu lõuna-suunalist levikut. Seetõttu võib ebaseaduslikku küttime hinnata karu puhul keskmise tähtsusega ohuteguriks.

7.4. Elupaikade hävimine

Suurmetsade elupaikade kvaliteet sõltub peamiselt metsamaastiku osakaalust ja nende alade

omavahelisest sidususest ning metsa struktuur on siinjuures oluline peamiselt selle sobivusena nende saakliikidele. Eestis on metsade osakaal ning ka nende sidusus suhteliselt hea, mida näitab ka suurkiskjate suhteliselt ühtlane levik mandri-Eestis. Kuna lähitulevikus ei ole ette näha suuremaid muutusi metsamaa ja põllumaa osakaalus, ei ole elupaikade hävimine otseselt oluline ohutegur ühelegi suurkiskjale. Sama kehtib ka Läti (Ozolinš jt., 2007), kuid mitte Balti populatsiooni lõunaosa kohta, kus ilvese elupaik on tugevalt fragmenteerunud nii Leedus (Balčiauskas, 2004) kui ka Poola kirdeosas (Schmidt, 2008b) ning mida peetakse seal üheks olulisemaks ohuks ilvese asurkonna säilimisele.

Metsa intensiivne majandamine võib suurkiskjatele mõjuda kahepidiselt: suurendades negatiivse poolena nende häirimist ja positiivse poolena nende toidubaasi.

Potentsiaalse probleemina on esile kerkinud looduslike või poollooduslike alade tarastamine karjakasvatuse või poollooduslike koosluste hooldamise eesmärgil või jahifarmide loomine. Tarastamise ja karjakasvatusega seoses hävib nii otseselt (tara kui tehiskliiki piires) kui ka kaudselt (vähenenud toidubaas) saakloomade ning sellega seoses ka suurkiskjate elupaik. Selle tegevuse võimaliku lisamõjuna (olenevalt aia tehnilistest näitajatest) suureneb suurkiskjate toitumine põllumajandusloomadest ehk siis suurkiskjate tekitatud kahjustuste hulk. Ulatusliku tarastamisega seoses võib elupaikade hävimist hinnata väikese, kuid potentsiaalselt kasvava tähtsusega ohuteguriks nii hundile, ilvesele kui ka karule.

7.5. Saakloomade arvukuse langus

Ühe saakloomaliigi arvukusest sõltub enim ilves, kelle peamiseks saakliigiks on Eestis metskits, vähem hunt, kes toitub mitmetest meie sõraliste liikidest ning kõige vähem karu, kellele on sõralised pigem juhuslikuks ja lühiajalisel perioodil kasutatavaks saagiks. Sõraliste arvukus võib langeda erinevatel põhjustel: ekstreemsed kliimaatilised tingimused, kõrge kisklusemäär (sh erinevate kiskjaliikide koosmõju), taudide levik ja üleküttimine. Metskits on kõikide mainitud tingimuste suhtes kõige enam haavatav, mistõttu on tema arvukus viimaste aastakümnete jooksul kõikunud suures ulatuses. Lõhmuse (2001) järgi on viimaste aastakümnete jooksul ilvese arvukus olnud sõltuv metskitse arvukusest, teiste sõraliste ja suurkiskjate suhetes selliseid seoseid analüüsi käigus ei leitud. Ilves reageerib vastusena metskitse märgatavale langusele juurdekasvumäära olulise vähendamisega, mida on täheldatud Poolas (Okarma jt., 1997) ning ka Eestis. Metskitse arvukuse oluline langus suurendab nii ilvese üleküttimise kui ka ebaseadusliku küttimise ohtu. Hundi arvukuse mõjutamiseks peaks üheaegselt oluliselt langema mitmete uluksõraliste arvukus, mis on suhteliselt vähetõenäoline.

Niisiis võib saakloomade arvukuse langust pidada ilvese puhul suure tähtsusega ohuteguriks, hundi puhul keskmise tähtsusega ohuteguriks ning karu puhul see ilmselt tähtsust ei oma.

7.6. Taudide levik populatsioonides

Laiaulatuslikku taudide levikut ning selle olulist mõju populatsioonide arvukusele on täheldatud suurkiskjatest vaid koerlastel, kuna enamuse neid tabavatest tõvedest on sugukonnaspetsiifilised ning kanduvad seetõttu vabalt ühelt koerlase liigilt teisele. Samas on koerlaste liigiline mitmekesisus ja asustustihedus oluliselt suurem, kui teiste kiskjaliste puhul.

Praegu on Eestis hundile ja vähemal määral ka ilvesele üheks suuremaks ohuks parasitoosidest

kärntõbi, mille peamisteks edasikandjateks on rebased ja kährikud. Kärntõve leviku märgatavat laienemist nii hundi kui ka ilvese populatsioonis on täheldatud alates aastast 2009 (Jõgisalu & Männil, 2011; Jõgisalu jt., 2010). Kärntõve mõju hundi ja ilvese populatsioonile ei ole eraldi uuritud, küll on aga andmeid rebaste ja koiottide kohta. Näiteks Rootsi rebasepopulatsiooni arvukusele mõjus kärntõve kõrghetk dramaatiliselt. Suukaudse marutaudivastase vaktsineerimise tagajärjel kasvanud rebaste arvukus vähenes keskmiselt 50% (mõnes piirkonnas ligi 90%) pärast kärntõve puhangut (Lindström jt., 1994). Texases läbi viidud pikaajaline uuring kärntõve mõju kohta koiottide populatsioonile näitas, et kõigist uuritud nakatunud loomadest (n=271) oli vaid 1% näha paranemise tunnuseid, mis viitas infektsiooni kõrgele letaalsusele. Kärntõve puhangu haripunktil oli koiottide suremus sellest põhjustatud tüsistuste tagajärjel ligi 70%. Lisaks otsesele suremusele oli nakatunud isenditel võrreldes tervetega märgatavalt madalam ka reproduktiivsus (Pence & Windberg, 1994). Rebaste uurimisel Inglismaal täheldati, et süüdiklestadega nakatunud isendite eluiga oli keskmiselt vaid 1/5 tervete mittenakatunud rebaste omast (Newman jt., 2002). Kärntõbi ei ole kiskjate asurkondade seisundit pikemaajaliselt ohustanud, kuid selle leviku aastatel võib märgatavalt väheneda asurkonna arvukus ja juurdekasvumäär. Seetõttu võib kärntõve levikut hundi ja ilvese puhul vaadelda, kui keskmise tähtsusega ohutegurit, mis võib lühiajaliselt olla suremustegurina oluline. Teiste võimalike taudide mõju Euroopas ei ole praegu ennustatav. Karule ei ole taudide levik praegu teadaolevatel andmetel oluline ohutegur.

7.7. Tehislikud levikutõkked

Isendite võimalus vabalt liikuda on loomapopulatsiooni normaalse funktsioneerimise alus. Vaba liikumine on isenditele oluline nii igapäevaselt oma koduterritooriumi piires, kui ka pikematel sesoonsetel ja hajumisrännetel (Jedrzejewski jt., 2009). Tehislikest levikutõketest võib tulevikus meie suurkiskjatele olulisimaks pidada kiirteid ja nende kaitserajatisi, mis võivad olulisel määral takistada noorte isendite hajumisega seotud rändeid. Täiskasvanud isendite puhul võivad tõkked tekitada vajadust territoriaalsete isendite territooriumite ümberkujundamiseks, samuti takistada neid partnerite otsinguil, mis ulatuvad sageli koduterritooriumist väljapoole. Arvestavateks tehislikeks levikutõketeks on ka muud olulise suurusega suurkiskjate vaba liikumist takistavad rajatised, nagu näiteks aiad, mis asuvad metsaaladel. Tehislikud levikutõkked on kõikidele suurkiskja liikidele praegu väikese, kuid perspektiivis suure tähtsusega ohutegur.

7.8. Häirimine

Suurkiskjate peamised häirimisallikad on inimasustus, liiklus, metsatööd, jahipidamine teistele ulukitele ja loodusturism. Häirimise mõju sõltub nii selle tugevusest kui ka pidevusest – inimasustus ja liiklus on püsivad, metsatööd, jahipidamine ja loodusturism ajutised häirimisallikad (Lõhmus, 2001). Suurkiskjad valivad oma elupaiku vastavalt püsiva häirimisallika tugevusele ja kaugusele ning võivad sellega teatud määral ka kohaneda.

Ajutine häirimine on suurema mõjuga sigimisperioodil, mil pojad ei ole võimelised veel emale järgnema. Kui hunt ja ilves naasevad peale häirimist oma poegade juurde ja viivad nad tavaliselt teise paika, siis talipesast üles aetud alla aastaste poegade emakaru ei naase sinna reeglina tagasi ning pojad hukuvad. Samuti on häirimise tõttu talipesa vahetama pidanud tiinetel emasloomadel poegade kadu suurem, kui teistel emastel (Swenson jt., 1997). Eestis on viimase

kümne aasta jooksul teada 11 juhtumit, kus jahipidamise või metsandusega seotud tööde käigus on talipesast üles aetud (ühel juhtumil maha lastud) sama-aastaste poegade emakaru, kelle pojad on pesas kas hukkunud või inimeste poolt ära võetud ja Nigula metsloomade turvakodusse viidud.

Hundi sigimisaegset ajutist häirimist võib tulevikus enam mõjutama hakata loodusturism kui kiiresti arenev majandusharu. Loodusturism kontsentreerub ka võrreldes teiste võimalike häirimisallikatega enam tema sigimisperioodile.

Kokkuvõttes võib püsivat häirimist ning hundi ja ilvese ajutist häirimist pidada vähese tähtsusega ohuteguriks ning karu ajutist häirimist suure tähtsusega ohuteguriks.

7.9. Hübridiseerumine

Eesti suurkiskjatest ristub lähedaste liikidega vaid hunt ning meie oludes ainult kodukoeraga. Nii Põhja-Ameerikas kui ka mitmel pool Euroopas on hundi ja kodukoera ristandeid tõestatud korduvalt, Lätis tõestati geneetilise analüüsiga hübriidide olemasolu esmakordselt aastal 1999 (Andersone jt., 2002) ning Eestis aastal 2008 (Hindrikson jt., 2011a; Hindrikson jt., 2009). Hübridiseerumine võib olla ohuks hundi soodsa seisundi säilimisele seoses tema kohanemisvõime vähenemisega, samuti võib see suurendada tema agressiivset käitumist ja kahjustuste hulka (Randi, 2011). Hundi ja koera ristandite tekkimise võimalus on suurem olukordades, kus hundi asurkonna seisund on üleküttimise tõttu või mõnel muul põhjusel oluliselt halvenenud. Kuigi hundi ja koera hübriidide olemasolu ei ole Eesti hundi asurkonna seisundi säilimisele tõenäoliselt otseselt ohtlik, võivad sellel olla mitmed kaudsed tagajärjed, mistõttu ei ole nende olemasolu looduses aktsepteeritav. Linnell jt. (2008) järgi tuleks hübriidid võrdsustada seadusandluses huntidega, kasutades samas nende ilmnemisel kõikvõimalikke legaalseid võimalusi nende loodusest eemaldamiseks. Hübridiseerumist võib Eestis pidada hundi puhul keskmise tähtsusega ohuteguriks.

7.10. Ebasoodus avalik arvamus

Avalikust arvamusest, eriti aga just maapiirkondade elanike suhtumisest suurkiskjatesse, sõltub väga palju nende kaitse efektiivne korraldamine. Ebasoodsa avaliku arvamuse korral on suurem tõenäosus ebaseaduslikuks küttimiseks, samuti suureneb surve poliitikutele legaalse küttimise intensiivistamiseks. Seetõttu peetakse suurkiskjate kaitse juures inimeste positiivse suhtumise kujundamist üheks võtmeküsimuseks. Avaliku arvamuse kujundamisel on oluline roll ajakirjandusel.

Inimeste võimaliku negatiivse suhtumise olemasolu peamised põhjused on järgmised:

- hirm enda ja oma lähedaste julgeoleku pärast;
- kari- või koduloomade murdmine või hirm selle pärast;
- uluksõraliste murdmine.

Hunti suhtutakse võrreldes teiste suurkiskjatega kõige negatiivsemalt (Randveer, 2006), kuna hundi puhul tulevad arvesse kõik ülalmainitud põhjused, millest esimene on küll pärit ajaloost. Ilvese puhul on arvestatav vaid uluksõraliste (peamiselt metskitse) murdmine ning karu puhul hirm enda julgeoleku pärast ning kahjustused mesilates. Karu puhul suurendab negatiivset suhtumist inimesega harjunud karude olemasolu ning inimese vigastustega lõppenud

kokkupõrked (Huber, 2005; Dečák jt., 2005).

Kahjustuste olemasolu on üks olulisemaid põhjuseid, mis negatiivset suhtumist lokaalselt suurendab. Randveeri (2006) küsitlusuuringu järgi oli suhtumine hunti märgatavalt negatiivsem alal, kus hundid aastatel 2003–2005 kodukoeri mürdsid. Rootsis tehtud uuringud (Karlsson, 2007) näitavad, et suurkiskjate kahjustuste ennetamiseks kasutuselevõetud meetmete riiklik subsideerimine parandab inimeste suhtumist hunti.

Praegu on Eestis üheks probleemiks suurkiskjate kahjustuste hindamise ekspertide kohati ebapiisav kompetentsus ja vähene kogemus, mille tulemusel määratakse kahjustaja liik pigem suurkiskjaks (peamiselt hundiks aga ka ilveseks), kui koeraks. See suurendab ebaõiglaselt ühelt poolt riigi poolt väljamakstavaid kompensatsioone ja teiselt poolt avalikkuse survet suurkiskjate küttimismahude suurendamiseks. Samuti soosib praegune seadusandlus pigem kahjude kompenseerimist, kui nende ennetamist, mis ei aita kaasa kahjustuste vähendamisele ja selle kaudu ka avaliku arvamuse parandamisele.

Hirm enda julgeoleku pärast on suurem neil aladel, kus ollakse vastavate liikidega vähem kokku puutunud (Balčiauskas jt., 2005), mis võib olla takistuseks näiteks karu lõunasuunalisele levikule Eestis. Uluksõraliste mürdmisest tulenev negatiivne suhtumine on tõenäoliselt suurim hundi puhul, kuna ta toitub kõigist meie uluksõralistest. Samas võib negatiivne suhtumine oluliselt suurendada ilvese puhul aegadel, kus tema peamise saaklooma metskitse arvukus on madal. Uluksõraliste mürdmisest tulenev negatiivne suhtumine väljendub peamiselt jahimeeste hulgas, kellele suurkiskjad on konkurendid. Randveeri (2006), aga ka mitmete teiste (Linnell jt., 2006; Viiburg, 2007) küsitlusuuringute järgi suhtuvad suurkiskjatesse negatiivsemalt madalama haridustasemega inimesed ning vanemaalised inimesed. Kui esimene on seostatav vähese teadlikkusega, siis teine varasemate aastakümnete jooksul kinnistunud arusaamaga suurkiskjatest, kui kahjulikest liikidest.

Kokkuvõtteks võib öelda, et karu ja ilvese puhul on ebasoodus avalik arvamus keskmise ning hundi puhul suure tähtsusega ohutegur.

7.11. Populatsiooni seisundi halvenemine naaberriikides

Eesti suurkiskjate kaitse- ja ohjamistegevusest sõltumata võib Balti populatsioonide seisund oluliselt halveneda, mis suurendaks ohtu ka Eesti populatsioonide pikaajalisele säilimisele. Suuremad riskid on seotud Venemaaga, kus asub suurem osa Balti populatsioonide isenditest, samas ei ole Venemaa seotud enamuse suurkiskjaid puudutavate oluliste rahvusvaheliste lepetega, mistõttu puudub seal rahvusvaheline kohustus asurkondade soodsa seisundi tagamiseks. Kui karu populatsioon tundub Venemaal olevat heas seisus (Губарь, 2011b), siis ilvese populatsioon on piisava levikuala juures madala asustustihedusega ja langustrendis (Мошова, 2011) ning kuigi hundipopulatsioon tundub olevat heas seisus (Губарь, 2011a), on jahipidamine hundile jätkuvalt nõrgalt reguleeritud. Lätis karu püsiv asurkond puudub, samuti on karu asustustihedus väga madal Venemaa Pihkva oblasti läänepoolsetes regioonides (Vaisfeld jt., avaldamata andmed), mistõttu on Eesti karupopulatsioon suhteliselt isoleeritud. Lätis on hundi ja ilvese populatsioonide seire võrreldes Eestiga suhteliselt nõrgemal tasemel (Ozolinš jt., 2008; Ozolinš jt., 2007), mis suurendab omakorda ülekütamise ohtu.

Siiski võib populatsioonide seisundi olulist halvenemist naaberriikides pidada hetkel vähese tähtsusega, kuid potentsiaalselt suureneva tähtsusega ohuteguriks.

7.12. Ohjamise vajadust määravad tegurid

Kahjustuste vähendamine

Kahjustuste vähendamine on oluline nii positiivse suhtumise kujundamises suurkiskjatesse kui ka kahjude kompenseerimiseks kuluvate riigi rahaliste vahendite vähendamiseks. Ohjamine ühe kahjustuste vähendamise meetmena hõlmab nii arvukuse üldist regulatsiooni, ohjamise suunamist kahjustuspiirkondadesse ning kari- või koduloomadele enam spetsialiseerunud isendite küttimeist. Kahjustuste vähendamine on ohjamise vajadust määrava tegurina tähtis hundi, keskmise karu ning väike ilvese puhul.

Sõraliste asurkondade soodsa seisundi säilitamine

Sõraliste asurkondade soodsa seisundi (piisava arvukuse ja juurdekasvuvõime) säilitamine on oluline nii suurkiskjate endi soodsa seisundi säilitamiseks piisava loodusliku toidubaasi tagamiseks kui ka negatiivse suhtumise vähendamiseks jahimeeste hulgas. Sõraliste asurkondade soodsa seisundi säilitamine on ohjamise vajadust määrava tegurina tähtis ilvese, keskmise tähtsusega hundi ning ebaolulise tähtsusega karu puhul.

Inimpelglikkuse säilitamine

Inimpelglikkuse säilitamine on oluline positiivse avaliku arvamuse kujundamisel ja hoidmisel. Inimpelglikkus vähendab võimalikke suurkiskjate ja inimese vahelisi konflikte, mis on seotud nii otseste kokkupuudetega kui ka kari- või koduloomade murdmisest tulenevate kahjudega. Inimpelglikkuse säilitamine on ohjamise vajadust määrava tegurina tähtis karu, keskmise tähtsusega hundi ning ebaolulise tähtsusega ilvese puhul.

Tabel 9. Ohutegurite või ohjamise vajadust määravate tegurite tähtsus liikide lõikes. + ohuteguri tähtsushinnangu järel näitab, et tegemist on potentsiaalselt olulise teguriga, – näitab, et liigile vastav oht olemasoleva teabe kohaselt lähema 10 aasta jooksul puudub.

Ohutegur või ohjamise vajadust määrav tegur	Teguri tähtsus liigile		
	HUNT	ILVES	KARU
Ülekütmine	Väike +	Väike +	Väike +
Selektiivne kütmine	Keskmine	-	Keskmine
Ebaseaduslik kütmine	Väike +	Väike +	Väike +
Elupaikade hävimine	Väike +	Väike +	Väike +
Saakloomade arvukuse langus	Keskmine	Suur	-
Taudide levik populatsioonides	Keskmine	Keskmine	-
Tehislikud levikutõkked	Väike +	Väike +	Väike +
Häirimine	Väike +	Väike	Keskmine
Hübridiseerumine	Keskmine	-	-
Ebasoodus avalik arvamus	Suur	Keskmine	Keskmine
Kahjustuste vähendamine	Suur	Väike	Keskmine
Sõraliste asurkonna soodsa seisundi säilitamine	Keskmine	Suur	-
Inimpelglikkuse säilitamine	Keskmine	-	Suur
Populatsiooni seisundi halvenemine naaberriikides	Väike +	Väike +	Väike +

8. Kaitse ja ohjamise eesmärgid

Põhieesmärk (pikaajaline eesmärk) on säilitada hundi, ilvese ja pruunkaru populatsioonide soodne seisund, arvestades nii ökoloogilise, majandusliku kui ka sotsiaalse aspektidega. Selleks:

- hoitakse Eesti suurkiskjapopulatsioonide piisav arvukus, maksimaalne levikuala sobivates elupaikades, võimalikult looduslähedane demograafiline struktuur, käitumine, elupaik ja toidubaas säilitamiseks nende populatsioonide elujõulisus, ökoloogiline funktsioon ja evolutsiooniline potentsiaal;
- hoitakse suurkiskjate poolt põllumajandusele ja muule varale tekitatud kahjustused populatsioonide elujõulisust arvestades optimaalselt madalal;
- säilitatakse suurkiskjate jahindusliku kasutamise võimalus, kui populatsiooni seisund ja juurdekasvupotentsiaal seda võimaldab;
- suurendatakse inimeste teadlikkust ja kujundatakse soosivat suhtumist suurkiskjatesse;
- vaadeldakse Eesti suurkiskjate populatsioone osana Balti populatsioonidest ning suurkiskjate kaitse- ja ohjamistegevust korraldatakse eesmärgiga toetada Balti populatsioonide soodsa seisundi säilimist.

Eesmärgid aastateks 2012–2021 on:

- säilitada Eestis 15–25 kutsikatega hundikarja (asurkonna üldarvukus ca 150–250 isendit) olemasolu enne jahihooaja algust (sügisel). Nimetatud vahemiku piires määratakse iga-aastased eesmärgid vastavalt seire tulemustele ning see sõltub peamiselt loodusliku toidubaasi seisundist ning kahjustuste suuruselt. Hundi arvukust hoitakse selles vahemikus jahipidamisega;
- säilitada Eestis 100–130 poegadega ilvese pesakonna (asurkonna üldarvukus ca 600–780 isendit) olemasolu enne jahihooaja algust (sügisel). Nimetatud vahemiku piires määratakse iga-aastased eesmärgid vastavalt seire tulemustele ning see sõltub peamiselt loodusliku toidubaasi seisundist. Ilvese arvukust hoitakse selles vahemikus jahipidamisega. Loodusliku toidubaasi ekstreemse vähenemise korral võib lühiajaliselt ilvese pesakondade arv olla määratud miinimumist kuni 30% väikesem;
- säilitada Eestis iga-aastaselt vähemalt 60 sama-aastaste poegadega karu pesakonna (asurkonna üldarvukus ca 600 isendit) olemasolu. Jätkata jahipidamist peamiselt liigi inimpelglikkuse säilitamiseks ja karu tekitatud kahjustuste vähendamiseks, soodustades samas tema levikuala laienemist lõuna suunas;
- vähendada suurkiskjate tekitatavaid kahjustusi vara kaitseks väljatöötatud abinõude efektiivse rakendamisega ning ohjamise suunamisega kahjustuspiirkondadesse.
- suurendada inimeste teadlikkust ja kujundada soosivat suhtumist suurkiskjatesse.

Käesolevas kavas on eesmärgipärast populatsiooni suurust väljendatud erinevate pesakondade arvuna, millest on tuletatud asurkonna üldarvukus sügisel. Pesakondade arv on otseselt seiratav parameeter, väljendab lisaks populatsiooni suurusele ka juurdekasvu ning on erinevalt varem kasutusel olnud asurkonna kevadise üldarvukuse hinnangust täpsem ning kaitse- ja ohjamise korraldamisel paremini kasutatav.

9. Kaitse ja ohjamise korraldamine

Suurkiskjate kaitset ja ohjamist korraldatakse järgneva viie aasta jooksul vastavalt käesolevas ja järgnevas peatükis välja toodud tegevustele (tabel 10) eesmärgiga vähendada võimalikest ohuteguritest tulenevaid riske.

Tabel 10. Kaitse ja ohjamise korralduslikud tegevused ning nende vastavus ohuteguritele.

Korralduslikud tegevused		Ohutegurid		
1.	Õigusaktide muutmine ja täiendamine	7.3.	Ebaseaduslik küttimine	
		7.4.	Elupaikade hävimine	
		7.7	Tehislikud levikutõkked	
		7.9.	Hübriidiseerumine	
2.	Seiresüsteemi käigushoidmine ja arendamine	7.1.	Üleküttimine	
		7.2.	Selektiivne küttimine	
		7.5.	Saakloomade arvukuse langus	
		7.6.	Taudide levik looduses	
		7.9.	Hübriidiseerumine	
		7.10	Ebasoodus avalik arvamus	
3.	Rakenduslike uuringute tegemine	7.1.	Üleküttimine	
		7.5.	Saakloomade arvukuse langus	
		7.6.	Taudide levik populatsioonides	
		7.10	Ebasoodus avalik arvamus	
4.	Kahjustuste käsitlemine	7.1.	Üleküttimine	
		7.3.	Ebaseaduslik küttimine	
		7.10	Ebasoodus avalik arvamus	
5.	Ohjamise korraldamine	7.1.	Üleküttimine	
		7.2.	Selektiivne küttimine	
		7.3.	Ebaseaduslik küttimine	
		7.5.	Saakloomade arvukuse langus	
		7.6.	Taudide levik looduses	
		7.9.	Hübriidiseerumine	
		7.10	Ebasoodus avalik arvamus	
6.	Teadlikkuse tõstmine ning avaliku arvamuse kujundamine	7.1.	Üleküttimine	
		7.3.	Ebaseaduslik küttimine	
		7.8	Häirimine	
		7.10	Ebasoodus avalik arvamus	
7.	Rahvusvaheline koostöö	7.11	Populatsiooni seisundi halvenemine naaberriikides	

10. Tegevuskava

Kaitse ja ohjamise eesmärkidest ja nende täitmise ohuteguritest tulenevaid tegevusi on järgnevalt kirjeldatud vastavalt nende olulisusele, bioloogilisele põhjendatusele, õiguslikele alustele ja rahvusvahelisele praktikale.

Tegevuste eelisjärjestamisel on kasutatud järgmist klassifikatsiooni:

I prioriteet – hädavajalik tegevus, milleta eesmärgi saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu;

II prioriteet – vajalik tegevus, mis on suunatud eesmärgi paremaks saavutamiseks;

III prioriteet – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa eesmärgi saavutamisele.

10.1. Õigusaktide muutmine ja täiendamine

10.1.1. Jahti reguleerivate õigusaktide täiendamine (II)

Suurkiskjate jahti puudutavas seadusandluses on selguse huvides vaja muuta üheselt mõistetavaks hundi ja koera hübriidide jahinduslik staatus. Lisaks on kütitud isenditelt kogutud biomaterjalide paremaks laekumiseks vaja määratleda nende kogumise kord õigusaktides. Tähelepanu tuleb pöörata ka jahimeeste aeg-ajalt esile kerkivale soovile muuta hundi jahiaja algust senisest varasemaks. Üldiselt ei näe kava koostajad vajadust suurkiskjate jahiaegu muuta. Kui mitmel järjestikusel aastal ei suudeta mingil põhjusel siiski täita hundi küttimislimiiti ning seetõttu püsib arvukus vähemalt kaks aastat üle soovitusliku ülempiiri, võib ajutiselt alustada hundi jahiga 1. oktoobril (kuu aega varem). Endine jahiaeg taastatakse, kui soovitud arvukus on saavutatud.

- Jahti reguleerivas seadusandluses võrdsustatakse hundi ja koera hübriid hundiga;
- Kütitud isenditelt kogutud biomaterjalide hulk ja kogumise kord määratletakse õigusakti(de)ga;
- Hundijahi toimumise aega ei muudeta muidu, kui vaid eelpool kirjeldatud stsenaariumi realiseerumisel.

10.1.2. Looduskaitseseadustiku muutmine kahjustuste kompenseerimise põhimõtete osas (II)

Koduloomade mürdmisega tekitatud kahjude vähendamiseks on tarvis teha muudatusi looduskaitseseaduses ja kahjustuste kompenseerimist puudutavas keskkonnaministri määruses, mis motiveeriks loomapidajaid enam tegelema kahjustuste ennetamisega.

- Õigusaktides kirjeldatakse abinõud, mida loetakse suurkiskjate kahjustuste ennetamise puhul efektiivseteks (nt piirdeaia tehnilised näitajad, karjavalvekoerad) ning millistel tingimustel riik nende soetamist rahaliselt toetab;
- Kahjustuste kompenseerimine seostatakse nende korduvusega, kus riigipoolne toetus väheneb korduvate kahjustuste korral, kui omanik pole nende ärahoidmiseks midagi ette võtnud.

10.1.3. Ebaseadusliku küttimisega tekitatud kahjude hüvitamise määrade muutmine (II)

Jahiulukite ebaseadusliku hukkamisega keskkonnale tekitatud kahjude suurus on praegu määratud pigem nende isendite turuväärtuse, mitte nende arvukuse, ökoloogilise olulisuse või kaitsestaatuse põhjal. Samas on väikese arvukusega liikide puhul iga üksiku indiviidi tähtsus ökosüsteemis märgatavalt suurem, kui suure arvukusega liikide puhul.

- Tõstetakse nii hundi kui ka ilvese ebaseadusliku hukkamisega tekitatud kahju hüvitamise määr tasemele 2000 € (samaväärne karuga).

10.1.4. Kava tegevuskava uuendamine (I)

Koostatud kava määrab suurkiskjate kaitse ja ohjamise korraldamise aastateks 2012–2021. Kuna 10 aasta perspektiivis on kõiki toimuvaid muutusi raske prognoosida ja kuna mitmed kavas ettenähtud tegevused sõltuvad eelnevate tegevuste tulemustest, siis vaadatakse 2016 aastal üle kava peatükid 6–12, viiakse vajadusel sisse vastavad täiendused ja muudatused ning koostatakse tegevusplaan ja eelarve järgneviks viieks aastaks. Aastateks 2017–2021 koostatav tegevuskava sisaldab ka kava korraldust uuendamist aastal 2021.

- Kava peatükid 6–12 vaadatakse üle aastal 2016 ning koostatakse tegevuskava ja eelarve aastateks 2017–2021.

Eeldatav maksumus 4000 €, see koosneb tööjõukuludest (juhul, kui teenus ostetakse sisse).

10.2. Seiresüsteemi käigushoidmine ja arendamine

10.2.1. Seiretegevuse säilitamine minimaalselt praegusel tasemel (I)

Suurkiskjate kaitse- ja ohjamistegevuse korraldamise aluseks on adekvaatsete asurkondade seisundi muutuste hinnangute olemasolu. Seetõttu tuleb esmase vajadusena tagada praeguse seiresüsteemi toimimine. See puudutab nii kvalifitseeritud kaadri, varustuse kui ka olemasoleva rahastuse säilitamist minimaalselt praegusel tasemel.

- Säilitatakse seiretegevus vähemalt praeguses mahus ja kvaliteedis.

10.2.2. Seiresüsteemi rakendamine suurtel kaitsealadel (II)

Keskkonnaministri määrus nr 62, 11.07.2003, mis puudutab suurkiskjate loendust, kehtib ka jahipiirkondadega liitmata kaitsealade kohta. Kuna tegelikkuses ei ole siiani vastavat määrust enamusel kaitsealadest (Soomaa RP, Matsalu RP, Alam-Pedja LKA, Endla LKA) rakendatud, siis on andmed suurkiskjate esinemise kohta neil aladel selgelt puudulikud ning seetõttu ka üleeestilised andmed lünklikud. Suurkiskjate seire jaoks on olulisimad talvine jäljevaatluste kaardistamine ning jäljeloendus püsitranssektidel.

- KTK töötab kaitsealade jaoks nende spetsiifikat arvestades välja suurkiskjate seiresüsteemi;
- Kaitsealade valitseja korraldab suurkiskjate seire läbiviimise kaitsealadel.

10.2.3. Suurkiskjate seiremetoodika rakendamine püsiseirealadel ning sõltumatute loendusandmete kogumine (II)

Kuigi jahimaa kasutajal on kohustus koguda ja edastada suurkiskjate seireks vajalikke vaatlusi, on andmete laekumine üle Eesti ebahütlane ning sõltub peamiselt kohapealsete jahimeeste motiveeritusest ja meelsusest. Seetõttu on lisaks suuresti vabatahtlikkusel põhinevale süsteemile oluline kaaluda ka palgaliste spetsialistide rakendamist andmekogumisel. Üheks võimaluseks vastava süsteemi elluviimisel on piiritleda Eestis 4 püsiseireala, kus riikliku seireasutuse töötajad ja/või palgatud spetsialistid viiksid läbi talviseid loenduspäevi ning transektloendusi paralleelselt jahimeeste poolt tehtavaga. Saadud kindla meetoodika järgi kogutud andmed annavad selgema ülevaate nii suurkiskjate kui ka saakloomade arvukuse lokaalsetest muutustest ning annavad võimaluse hinnata jahimeeste kogutavate andmete usaldusväärsust. Sõltumatut seiret viiakse läbi vähemalt kolmel aastal, misjärel hinnatakse selle vajadust edaspidiseks.

- Vähemalt kolme aasta jooksul tehakse suurkiskjate sõltumatut seiret valikaladel

Eeldatav maksumus on kokku 24 000 € (8000 € aastas), sisaldab välitööde transpordikulu ja sisseostetavat teenust.

10.2.4. Seire algandmete kogujate koolitamine (II)

Praeguse seiremetoodika rakendamisel on kriitilise tähtsusega kasutatavate algandmete kvaliteet ja usaldusväärsus. Jäljevaatluste peamiseks puuduseks on see, et pahatihti hinnatakse valesti suurkiskja grupi suurust, mõningatel juhtudel ei tehta vahet ilvese ja hundi jälgedel, karu vaatluste puhul jääb sageli segaseks vaadeldud poegade vanus (kas sama-aastased või üheaastased). Materjali puhul on peamiseks probleemiks kogutavate emaste sigimiselundkondade kvaliteet, kus võetakse kas vale elund või vaid osa emakast. Seetõttu on oluline andmete ja materjali (jäljevaatlused, biomaterjalid kütitud isenditelt) kogujate koolitamine vastavate toimingute läbiviimiseks. Kuna eelmised sarnased üle-eestilised koolitused toimusid aastatel 2002 ning 2007, siis on ilmselt ka andmekogujate koosseis vahepeal muutunud ning suurenenud vajadus vastavate koolituste uuesti läbi viimiseks.

- Viiakse läbi üle-eestiline jahimeeste ja keskkonnaametnike koolituste sari, kus tutvustatakse suurkiskjate seireks vajalike andmete kogumist;
- Tehakse suurkiskjate loendust, tegevusjälgede tundmist ning kütitud ulukitelt võetava materjali kogumist käsitlevad kaks õppefilmi.

Eeldatav maksumus on kokku 47 000 €, sellest filmide tegemine sisseostetava teenusena 39 000 € ja koolituste korraldamine maakondades 8000 €.

10.2.5. Seire algandmete elektroonilise edastamissüsteemi loomine ja rakendamine (II)

Suurkiskjate vaatluste ruumiandmete koondamise ja edastamise hõlbustamise üheks lahenduseks on luua vastav internetipõhine kaardirakendus. Kuna olemasoleva metsaregistri juurde plaanitakse luua üldist jahinduse infosüsteemi, on võimalus teha vastav kaardirakendus selle ühe osana.

- Luuakse suurkiskjate vaatluste sisestamiseks internetipõhine kaardirakendus.

10.3. Rakenduslike uuringute tegemine

10.3.1. Kasutusesoleva seiremetoodika sobivuse ja täpsuse hindamine (II)

Praeguse seiremetoodika positiivseks omaduseks on selle suhteliselt madalad andmete kogumisele minevad kulud. Samas puudub sellise süsteemi puhul piisav teave kogutavate andmete kvaliteedi ja täpsuse osas. Vastava uuringu käigus analüüsitaksegi olemasoleva seiremetoodika sobivust, täpsust ja kuluefektiivsust ning võrreldakse seda naaberriikides kasutatavate meetoditega. Vastavalt saadud tulemustele tehakse ettepanekud praeguse meetoodika puuduste parandamiseks, seire optimeerimiseks ja/või alternatiivsete meetodite kasutuselevõtuks ning pakutakse välja sobivad mudelid asurkonna suuruse ja juurdekasvu prognoosimiseks. Uuringu tulemustest sõltub tegevus 10.2.3.

- Viiakse läbi uuring kasutusesoleva seiremetoodika sobivuse ja täpsuse hindamiseks.

Uuringu maksumus on 3000 €.

10.3.2. Ilvese kiskluse mõju hindamine metskitse populatsioonile (II)

Kuna metskits on Eestis ilvese peamine saakliik, võib kõrge ilvese arvukuse korral eeldada kiskluse tugevat mõju metskitse populatsioonile. Samas on ka ilvese enda juurdekasv tundlik saakloomade arvukuse suhtes, vähenedes metskitse arvukuse langedes. Siiani on ilvese mõju metskitsele hinnatud vaid mõlema liigi kõrge arvukuse tingimustes, praeguseks on aga olukord olulisel määral muutunud ning muutub veelgi. Seetõttu on oluline jätkata eelmise tegevuskava rakendamisperioodil alustatud ilvese kiskluse mõju uurimist metskitse populatsioonile. Uuringu peamiseks eesmärgiks on selgitada, kui suure osa metskitse populatsioonist ilvesed tarbivad ning kuidas see sõltub metskitsede arvukusest. Uuringu käigus püütakse ja varustatakse GPS-GSM kaelusega kokku 10–12 ilvest, jälgitakse nende liikumisi ja otsitakse üles murtud saakloomad samaaegselt metskitse asustustiheduse jälgimisega uurimisalal. Uuringu kestvus on 4 aastat. Uuringu tulemusena pakutakse välja metskitse asurkonna vajaliku suuruse ja võimalused selle säilitamise meetmete kohta. Uuring on seotud tegevusega 10.3.3.

- Jätkatakse ilvese kiskluse mõju uurimist metskitse populatsioonile.

Uuringu maksumus on kokku 79 000 € (ca 20 000 € aastas), sellest eluspüügi ja jälgimise vahendid 25 000 €, transpordikulud 24 000 € ja sisseostetava teenusena tööjõukulud 30 000 €.

10.3.3. Hundi ja ilvese ruumikasutuse (kodupiirkonna suuruse) selgitamine (II)

Territoriaalse käitumisega liikidel võimaldab kodupiirkonna suuruse teadmine isendeid või isendite grappe üksteisest paremini eristada. Ilvese ja hundi puhul kasutatakse kodupiirkonna suurust vaatlusandmete analüüsil, mille käigus selgitatakse välja ilvese pesakondade ning hundi karjade arv ning seega sõltub vastava parameetri täpsusest otseselt seiretulemuste kvaliteet. Kuna suurkiskjate territooriumite suurus sõltub olulisel määral nii saakloomade kui ka kiskjate endi asustustihedusest, oleks neid tarvis jälgida pikema perioodi vältel, mis hõlmaks nii kiskjate kui ka nende peamiste saakloomade populatsioonide fluktuatsioonide erinevaid tasemeid. Kodupiirkonna suuruse selgitamiseks ei ole tarvis teha eraldi uuringuid, sest kasutades loomade telemeetrilist jälgimist laekub vajalik info samaaegselt punktides 10.3.2 ja 10.3.7 toodud uuringute läbiviimisega.

- Jätkatakse hundi ja ilvese kodupiirkonna suuruse uuringuid.

Uuringu maksumused on arvestatud sisse punktides 10.3.2 ja 10.3.7 olevatesse uuringute eelarvetesse.

10.3.4. Suurkiskjate ohjamisalade loomise otstarbekuse hindamine (II)

Suurkiskjate ohjamist on seni korraldatud administratiivüksuste (maakondade) piiridest lähtudes, kuid samas tuleks kaaluda maastikulistest piiridest lähtuvate suuremate ohjamisalade moodustamist, mis sobiksid nii suurkiskjate kui ka näiteks põdra ohjamise korraldamiseks. Uuringus analüüsitakse erinevaid võimalusi maastikupõhiste ohjamispiirkondade suuruse, paiknemise ja piiride kohta ning tehakse ettepanek nende võimaliku kasutuselevõtu kohta ohjamise korraldamisel.

- Viiakse läbi uuring maastikulistest piiridest lähtuvate suurkiskja ohjamisalade loomise võimalikkusest ja otstarbekusest.

Uuringu maksumus on 2500 €, see koosneb sisseostetava teenusena GIS analüüsi tööjõukulust.

10.3.5. Sotsioloogiline uuring suurkiskjate kohta (II)

Viimane sotsioloogiline uuring inimeste suhtumisest suurkiskjatesse tehti aastal 2005. Et teada saada kas ja kuidas on praeguse ohjamispraktika ja kahjude kompenseerimise tingimustes inimeste arvamus suurkiskjatesse muutunud, oleks vajalik sarnase küsimustikuga uuringut korrata. Vajalik oleks hinnata sotsiaalmajanduslikust aspektist inimeste suhtumist suurkiskjatesse selgitamiseks välja negatiivse suhtumise sotsiaalsed põhjused. Sõltuvalt uuringu tulemustest saab kava rakendusperioodi teises pooles võtta vajadusel ette meetmeid suhtumise parandamiseks.

- Viiakse läbi sotsioloogiline uuring inimeste suhtumisest suurkiskjatesse.

Uuringu maksumus on 10 000 €, sellest sisseostetava teenusena andmete kogumise ja analüüsi tööjõukulud 9000 € ja andmete kogumise transpordikulud 1000 €.

10.3.6. Hundi kiskluse mõju hindamine saakloomade populatsioonidele (II)

Kuigi Eestis tervikuna on praeguse arvukuse juures hundi mõju saakliikidele ilmselt vähese tähtsusega, võib lokaalne kiskluse mõju huntidega püsivalt asustatud aladel olla siiski märkimisväärne. Samas võib kisklussurve erinevates süsteemides oluliselt varieeruda, sõltudes saakliikide hulgast ja arvukusest. Seetõttu ei ole võimalik ka teiste uuringute tulemuste otsene ülekandmine Eesti tingimustesse. Hundi kiskluse mõju selgitamisel saab seda arvesse võtta ka hundile oluliste saakliikide, nagu põder ja metssiga, küttimeise planeerimisel. Uuringu käigus varustatakse GPS-GSM kaelusega kokku 10 hunti, jälgitakse nende liikumisi ja otsitakse üles murtud saakloomad samaaegselt saakloomade asustustiheduste jälgimisega uurimisalal. Uuringu kestvus on 5 aastat. Uuringu tulemusena pakutakse välja sõraliste asurkondade vajalikud suurused ja võimalused nende säilitamise meetmete kohta. Uuring on seotud tegevusega 10.3.3.

- Jätkatakse hundi kiskluse mõju uurimist saakliikide populatsioonidele.

Uuringu maksumus on kokku 143 000 € (ca 30 000 € aastas), sellest eluspüügi ja jälgimise vahendid 66 000 €, transpordikulud 37 000 € ja sisseostetava teenusena tööjõukulud 42 000 €.

10.3.7. Maastiku tsoneerimine hundi erineva ohjamisintensiivsusega aladeks (II)

Uuringu eesmärgiks on leida seoseid hundi elupaigakasutuse, lambakasvatuse intensiivsuse ja hundi tekitatud kahjustuste vahel. Analüüsitakse ruumandmeid hundi püasustusalade väljaselgitamiseks, loomapidamise intensiivsust valdade lõikes ning hundi tekitatud kahjustuste piirkondlikku jaotust. Sõltuvalt tulemustest tehakse ettepanek Eesti võimaliku tsoneerimise kohta erineva ohjamisintensiivsusega aladeks, mille eesmärgiks on kahjustuste vähendamine samaaegselt hundi arvukuse hoidmisega soovitud piirides.

- Viiakse läbi uuring hundi elupaigaeelistuse ja kahjustuste leviku kohta.

Uuringu maksumus on 1700 €, koosneb sisseostetava teenusena andmete GIS analüüsi tööjõukulust.

10.3.8. Karu arvukuse võrdlev hindamine mitteinvasiivsete geneetiliste meetoditega (II)

Skandinaavias on geneetiliste meetodite rakendamine karu arvukuse hindamisel levinud praktika ning selle tulemusel on tegelik karu arvukus leitud olevat ligi kaks korda kõrgem võrreldes vaatlustel põhinevate hinnangutega. Niivõrd suurte erinevuste tõttu oleks tarvis analoogne uuring viia läbi ka Eestis. Võrreldes uurimisalal karvalõksudest pärit DNA kaudu saadud karude absoluutarvukust vaatlustel põhinevate tulemustega, on võimalik hinnata praegu kasutuseloleva metoodika viga. Sõltuvalt uuringu tulemustest saab seejärel kaaluda geneetiliste meetodite kaasamist karu seiresse. Uuring kestab pilootuuringuna üks aasta, mille järel hinnatakse jätkuuringute vajadus.

- Viiakse geneetiliste meetoditega läbi uurimisala põhine karu arvukuse võrdlev hindamine.

Uuringu maksumus on kokku 8 800 €, sellest sisseostetava teenusena materjali kogumine 4 000 € ja geneetiline analüüs 4 800 €.

10.3.9. Geneetiliste meetodite rakendamine hundi asurkonna seisundi jälgimisel (III)

Kuna hundi ja koera hübriide on viimastel aastatel hundipopulatsioonis leitud nii Läänemaalt kui ka Valgamaalt, siis eksisteerib oht, et jätkuva hübriidiseerumise tõttu võib langeda hundipopulatsiooni kohasus, samuti võib hübriidiseerumise tagajärjel aja jooksul muutuda huntide käitumine. Seega oleks vaja üle Eesti geneetiliselt seirata hübriidide tekke määra ja jälgida (samuti geneetiliste meetoditega), kas esineb ka hübriidsete geenide introgressiooni, st kas F1 hübriidid annavad ka järglasi. Lisaks hübriidide seirele saab analüüsitud materjali alusel määrata ka:

- efektiivset populatsiooni suurust. Populatsioonide olulisemaid näitajaid nii selle kaitse kui ohjamise seisukohast on efektiivse populatsiooni suurus (N_e), ehk siis lihtsustatult öeldes sigimises edukalt osalevate loomade arv. Rahvusvaheliselt tunnustatud reegli kohaselt peab N_e minimaalselt olema vähemalt 50, et populatsioon suudaks elujõulisena püsida;
- piiriülest geenisiiret (Läti ja Venemaa populatsioonid). Võimalusel tuleks alustada piiriülest koostööd Venemaa vastavate ametkondadega, et kindlaks teha huntide geenisiire ehk migratsiooni määr Eesti ja Venemaa hundipopulatsioonide vahel. Selle määra teadmine on vajalik mõistmaks, kas ja kui palju liigub hunte üle piiri, mis annab aimu, kui avatud on meie hundipopulatsioon. Läti kolleegidega koostöö selles vallas juba käib.

Erinevate pesakondade olemasolu kütitud kutsikate võrdleva analüüsi tulemusel juhul, kui pesakonnast on kütitud juveniilseid isendeid enam kui 1. Koos ruumiandmetega saab selle abil hinnata ja täpsustada kasutuseloleva seiremetoodikaga saadud tulemusi.

- Jätkatakse hundiasurkonna geneetilisi uuringuid.

Uuringu maksumus 28 000 €, see koosneb sisseostetava teenusena geneetilise analüüsi kuludest. Aastal 2012 analüüsitakse aastal 2011 ja aastal 2013 aastal 2012 kütitud huntide DNA-d ning aastal 2015 aastatel 2013 ja 2014 kütitud huntide DNA-d.

10.3.10. Parasitooside levik hundi ja ilvese populatsioonides (III)

- Tehakse hundi ja ilvese parasitofauna liigilise koosseisu ja esinemissageduse inventuur jälgimaks selle muutust ajas.

Uuringu maksumus on 4000 €, sellest 2000 € materjali kogumiseks ja 2000 € analüüsideks.

10.3.11. Sobivate elupaikade paiknemise ja liikumiskoridoride väljaselgitamine (II)

Uuringu eesmärgiks on kaardistada hundi, ilvese ja karu jaoks olulised elupaigad, nende tuumikalad ja rändekoridorid ning hinnata nende olulisust asurkondade soodsa seisundi

säilitamise tagamisel. Uuringu käigus kasutatakse aastate jooksul kogutud suurkiskjate vaatluste ja telemeetriliste uuringute ruumiandmeid ja võrreldakse nende tulemuste kattuvust praeguste ökoloogilise sidususe ehk rohevõrgustiku (RV) aladega. Uuringu tulemustena tuuakse välja suurkiskjate jaoks eriti olulised elupaikade (RV) osad ning tehakse ettepanekud teatud eritingimuste ja -piirangute (nt maksimaalselt lubatava suurusega suurkiskjatele läbimatu taraga piiratud ala maksimaalne suurus ja selle kõrvale jääva vaba liikumiskoridori laius, taraga piiratud maanteedele vajalike ökoduktide asukohad jne) kehtestamiseks neil aladel.

- Tehakse suurkiskjate elupaigauuringud ning hinnatakse rohevõrgustiku sobivust suurkiskjate oluliste elupaikade ja rändekoridoridena.

Uuringu maksumus on 4000 €, see koosneb sisseostetava teenusena GIS analüüsi tööjõukulust.

10.3.12. Ulukiuuringute ala moodustamine (II)

Ühe olemasoleva riigi kasutusse jäetud jahipiirkonna baasil moodustatakse uurimisala ulukite (suurkiskjate ja nende saakliikide) komplektsete ökoloogiliste uuringute läbiviimiseks ning määratletakse uurimisala staatus. Uurimisalal viiakse intensiivistatult läbi erinevate ulukirühmade seiret ja teostatakse erinevaid uuringuid, mis loob võimalused liikidevaheliste ökoloogiliste seoste (otsesed ja kaudsed troofilised seosed) väljaselgitamiseks. Uurimisalal saab konkreetsete uuringute eesmärkidest lähtuvalt viia läbi teaduslikke eksperimente ja/või manipulatsioone ning uuringute spetsiifikast tulenevalt on võimalik seoses sellega suunata uurimisala territooriumil toimuvat jahinduslikku tegevust.

- Moodustatakse ühe riigi kasutuses oleva jahipiirkonna baasil ulukite uurimisala ning määratletakse selle spetsiifiline funktsioon ja staatus.

10.4. Kahjustuste käsitlemine

10.4.1. Suurkiskjate tekitatud kahjude ja kahjude ennetuseks tehtud kulutuste kompenseerimise jätkamine (I)

Jätkatakse sarnastel üldpõhimõtetel suurkiskjate kahjustuste riiklikku kompenseerimist: hüvitatakse osaliselt nii tekitatud kahjud kui ka kahjude ennetamiseks tehtud kulutused, kahjustusjuhtumite kohapealset ekspertiisi ja kahjude menetlemist korraldab Keskkonnaamet.

- Jätkatakse riigi poolt suurkiskjate tekitatud kahjude ning nende ennetamise kulude kompenseerimist.

10.4.2. Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindamise ekspertide koolitamine (II)

Suurkiskjate kahjustuste hindamise ekspertiise peavad tegema inimesed, kes on läbinud selle alase koolituse ning kes omavad vastavaid kogemusi. Seetõttu on vajalik vähemalt kord aastas viia läbi ekspertide koolitus, kus lisaks omavahelistele kogemuste vahetamisele on võimalik sooritada ka praktilisi töid (murtud isendite ülevaatust ja lahkamist). Võimalusel võib

koolitustele kaasata ka välislektoreid näiteks Rootsi Grimsö Ulukikahjustuse Keskusest, kus on sellealane kõrge teadmiste tase.

- Viiakse vähemalt kord aastas läbi suurkiskjate kahjustuste hindamise ekspertide koolitus.

10.4.3. Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindamise ja kahjustaja määramise juhendi koostamine (II)

Riikides, kus on suurkiskjate kahjustuste hindamise ekspertiise tehtud pikemat aega, on välja töötatud vastavad põhjalikud juhendmaterjalid (lähiriikidest näiteks Soomes ja Rootsis). Ka Eestis on vajadus sarnase eestikeelse juhendmaterjali järele. See peaks sisaldama nii ekspertiisi läbiviimise protseduurireegleid kui ka kahjustaja liigi määramist (kahjustuspaiga ja murtud loomadele jäetud spetsiifiliste märkide ja jälgede järgi) koos vastava fotomaterjaliga. Kohapeal koostatud materjali asemel võib kaaluda ka Rootsi või Soome vastavate materjalide tõlkimist ja kohandamist Eesti oludele.

- Koostatakse suurkiskjate kahjustuste hindamise ekspertidele juhendmaterjal kahjustaja liigi määramiseks.

Maksumus on 3000 €, see koosneb tõlkimise ja toimetamise tööjõukulust.

10.4.4. Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindajate varustamine töövahendite ja korduvkahjustuste ennetamise ajutiste vahenditega (II)

Praeguses olukorras on suurkiskjate kahjustuste hindamise ekspertidel puudus selleks tööks hädavajalikest vahenditest, nagu näiteks GPS seadmed kahjustuskoha asupaiga määramiseks. Kahjustaja liigi kindlakstegemiseks oleks suurema kahtluse korral vajalik kasutada rajakaameraid, mida saab ajutiselt murdmispaika üles panna. Hundi puhul on peale esmast rünnakut kariloomadele väga suur tõenäosus sama farmi korduvaks ründeks lähipäevade ja -nädalate jooksul. Taoliste korduvkahjustuste ärahoidmiseks on sobivamaks vahendiks hundilippude liinid, mida kahjustust hinnanud piirkondlik ekspert saaks peale esmast juhtumit kiire ja ajutise (maksimaalselt 3–4 nädalat) abinõuna karjamaa ümber üles panna, andes sellega kahju kannatajale aega püsivate ennetusmeetmete rakendamiseks. Vajaliku lipuliini pikkus võiks esialgu olla kokku 30 km (2 km maakonna kohta), GPS seadmeid 12 ja rajakaameraid 12 (iga KKA regiooni kohta 2).

- Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindamise ekspertide varustamine vajalike töövahenditega.

Maksumus on 25 000 €, sisaldab vahendite soetamiskulusid. sh GPS seadmed 3000 €, rajakaamerad 2000 € ja lipuliinid 20 000 €.

10.4.5. Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindajate kodulehe loomine (II)

Keskkonnaameti arvutivõrku luuakse platvorm, kuhu on ekspertidel võimalik sisestada ekspertiiside käigus kogutud informatsioon ja laadida üles tehtud fotod. See annab võimaluse küsida teistelt ekspertidelt abi kommentaaride näol võimaliku kahjustaja liigi tuvastamiseks ning

sellel on oluline jätkukoolituse funktsioon.

- Luuakse suurkiskjate kahjustuste hindajatele omavaheliseks informatsiooni vahetamiseks koduleht.

10.4.6. Kahjustuse tekitaja kindlakstegemine DNA analüüsi abil (II)

Suurkiskja tekitatud kahju kompenseerimine põhineb kahjustuskohas eksperdi poolt koostatud aktile, kus erinevate tegevusjälgede (murdmis- ja söömisjäljed ohvril, käpajäljed pinnasel jne) põhjal määratakse tõenäoline kahjustaja liik. Enamasti ei ole täie kindlusega võimalik kaudsete tegevusjälgede põhjal kahjustaja liiki siiski kindlaks määrata, eriti keeruline võib olla hundi ja kodukoera tegevusjälgede eristamine. Seetõttu nõuab ekspertiisi läbiviimine koolitatud ja kogenud eksperdi olemasolu, pealiskaudse ekspertiisi alusel võidakse kahjustaja liik kergesti valeks määrata, millest võivad omakorda tuleneda põhjendamatud kahjude kompenseerimised ning valed ohjamisotsused. Suurkiskjate ekspertide täiendkoolitus tähendab erinevate toimunud kahjustusjuhtumite näidisanalüüsi. Selleks on aga vaja teada, kes oli antud juhtumi puhul tegelik kahjustuse tekitaja. Murdja liigi kindlakstegemiseks on parim viis ohvri murdmiskohast võetud sülje DNA analüüs. Arvestatud on esimesel kahel aastal (2012 ja 2013) ca 100 analüüsiga aastas ning aastal 2015 ca 50 analüüsiga.

- Ekspertide koolituse eesmärgil tehakse murtud kariloomade murdmise kohast võetud süljeproovidelt DNA analüüsi.

Maksumus on kokku 13 000 € (3000–5000 € aastas), see koosneb sisseostetava teenusena laborianalüüsides kuludest.

10.5. Ohjamise korraldamine

10.5.1. Praeguse ohjamise korraldamise üldpõhimõtete säilitamine (I)

Säilitatakse praeguse kaitse- ja ohjamise korraldamise üldised põhimõtted. Kaitse- ja ohjamisotsuste aluseks jäävad iga-aastaste seire aruannete põhjal tehtud ettepanekud. Aruanded sisaldavad hinnanguid asurkonna seisundile, selle muutustele, mõjule ja põhjustele, ettepanekud sisaldavad lisaks ka asurkonna muutuste prognoose. Säilib Keskkonnaministeeriumi suurkiskjate kaitse- ja ohjamise korraldamise töörühm, selle erinevaid huvigruppe esindav koosseis ja funktsioon. Keskkonnaministeerium otsustab vastavalt käesoleva kava peatükis 8 välja toodud eesmärkidele iga-aastaselt kaitse- ja ohjamise konkreetset eesmärgid järgmiseks aastaks ning kinnitab selle saavutamise meetmed (limiidid, nende piirkondlik jaotus, küttemispiirangud jne). Meetmete elluviimist korraldab Keskkonnaamet.

10.5.2. Suurkiskjate ohjamisalade moodustamine (II)

Olenevalt tegevuse nr 10.3.4 tulemustest hakatakse suurkiskjate kaitset ja ohjamist, sh limiitide jaotamist, korraldama mitte administratiivseid, vaid maastikulise sidususe alusel moodustatud ohjamisalade piire arvestades.

- Suurkiskjate ohjamist hakatakse korraldama ohjamisalade põhiselt

10.5.3. Hundi ohjamise korraldamise muutmine vastavalt maastiku tsoneeringutele (II)

Sõltuvalt käesoleva kava tegevuse nr 10.3.7 tulemustest, võetakse hundi küttimislimiidi jaotusel aluseks maastiku tsoneering erineva kahjustuste esinemise tõenäosusega piirkondadeks. Sellisel lähenemisel tagatakse hundi madalam asustustihedus põllumajanduspiirkondades ning samas säilitatakse loodusmaastikes elavate karjade loomulik struktuur ja juurdekasv.

- Hundi küttimise korraldamisel lähtutakse tsoneeringu tulemustest.

10.5.4. Hundi ja koera ristandite loodusest eemaldamise korraldamine (II)

Hundi ja koera hübriidse pesakonna olemasolul tuleb riigil võtta kasutusele meetmeid ristandite loodusest eemaldamiseks. Lisaks limiidi suurendamisele hübriidse pesakonna kodupiirkonnas võib anda vajadusel lube nende küttimiseks väljaspool jahiaega, samuti lubada erandkorras kasutada seadusandlusega keelatud jahipidamisviise ja -vahendeid.

- Hundi ja koera hübriidide olemasolul võtab riik kasutusele meetmeid nende eemaldamiseks loodusest.

10.5.5. Tegevusplaani koostamine emata jäänud karupoegade leidmise puhuks (II)

Koostatakse juhend jahinduse ja looduskaitse valdkonnaga seotud ametnikele juhiks, kui leitakse emata jäänud karupojad. Juhend sisaldab tegevusplaane erinevateks võimalike olukordade puhul. Juhend peaks lähtuma põhimõttest, et emata jäänud karupoegi loodusesse tagasiviimise eesmärgil ei rehabiliteerita.

- Koostatakse tegevusjuhend käitumiseks olukorras, kui on leitud emata jäänud karupojad.

10.6. Teadlikkuse tõstmine ja avaliku arvamuse kujundamine

10.6.1. Tegevuskava lühendatud variandi publitseerimine eesti ja inglise keeles (II)

Kavast tehakse lühendatud variant (ilma kaitse korraldamise eelarve peatükita), mis publitseeritakse laiemal lugejaskonnal tarbeks eesti ja inglise keelsena. Lähtudes varasemast praktikast võib seda teha Eesti Terioloogia Seltsi väljaandena sarjas Eesti Ulukid.

- Tegevuskava avaldatakse publikatsioonidena.

10.6.2. Suurkiskjaid tutvustavate lühifilmide tegemine (III)

Koostatakse suurkiskjaid ja nendega seotud legende kajastavad lühifilmid (ca 5 minutilised

klipid). Lühifilme eksponeeritakse suurkiskjaid tutvustaval ringnäitusel (tegevus 10.6.5) ning televisioonis.

- Tehakse suurkiskjaid tutvustavad lühifilmid.

Maksumus kokku 12 000 € (4000 € ühe liigi kohta).

10.6.3. Teabepäevade korraldamine (II)

Korraldatakse vähemalt kaks suurkiskjate kaitset ja ohjamist puudutavat teabepäeva – üks neist seoses käesoleva kava publitseeritava variandi avaldamisega ning teine seoses kavasse tehtavate muudatustega rakendusperioodi keskel. Teabepäevad on mõeldud avalikkusele ja ajakirjandusele, need annavad asjakohast teavet ning aitavad kujundada positiivset suhtumist suurkiskjatesse. Lisaks neile korraldatakse teabepäevi talunikele suurkiskjate kahjustuste ennetamise võimalike meetmete (elektrikarjused, karjavalvekoerad, öised redupaigad) efektiivsuse ning nende rakendamise ja riiklike subsideerimise võimaluste kohta.

- Viiakse läbi teabepäevi karjakasvatajatele ja laiemale avalikkusele.

Maksumus kokku 2000 €.

10.6.4. Hundi, karu ja ilvese eksponeerimine Tallinna loomaaias (III)

Tallinna loomaaeda külastab aastas enam kui 250 000 inimest, sealhulgas palju lapsi. Seetõttu on loomaaial unikaalne ning seni suuresti kasutamata roll inimeste väärtushinnangute kujundamiseks ja suurkiskjate rolli mõistmise edendamiseks. Selle võimaluse ärakasutamine eeldab suurkiskjate külastajatele positiivset emotsiooni ning loomadele sobilikku elukeskkonda pakkuvat eksponeerimist ja eri sihtgruppidele arusaadavas keeles ning vormis suurkiskjatealast informatsiooni edendamist ning väärtushinnangu kujundamist.

Hetkel on loomaaias Eesti suurkiskjatest esindatud vaid ilves. Seetõttu pole võimalik loomaaial oma rolli külastajatele suurkiskjate kaitse ja kasutuse selgitamisel ning väärtushinnangute kujundamisel täies mahus täita. Tegevus on kava koostajate poolt soovituslik ning selle korraldajaks oleks Tallinna loomaaed.

- Ehitatakse välja Eesti suurkiskjate ühtne ekspositsioon. Ekspositsioon on eelkõige suurkiskjatega seotud probleematika tutvustamise keskne. Oluliselt kohal on selles infokandjad ning ekspositsiooni kujundus viisil, mis annaks külastajatele seal näidatavatest loomadest võimalikult positiivse emotsiooni.

10.6.5. Suurkiskjaid tutvustavate voldikute koostamine, trükkimine ja levitamine (III)

Teha täiendatud kordustrükk infovoldikule „Kohtumine karuga“, mis tutvustab karu ja kirjeldab tema eeldatavat käitumist ootamatul kohtumisel inimesega ning inimese soovitatavat käitumist sellistes olukordades, ennetamaks võimalikku konflikti ja füüsilist kontakti. Pärast looduskaitseadustikus tehtud muudatusi kahjustuste kompenseerimise ja ennetamise osas antakse välja infovoldik, mis tutvustab hunti, tema võimalikku ohtu kariloomadele, kahjustuste

ennetamiseks sobivaid abinõusid ning vastavat seadusandlust.

- Antakse välja voldikud teemal „kohtumine karuga“ ja „suurkiskjate kahjustuste ennetamine“.

Maksumus kokku 2000 €, see koosneb koostamise ja trükkimise kuludest.

10.6.6. Suurkiskjaid tutvustava ringnäituse koostamine ja väljapanekud (III)

LCIE töörühma poolt koostatud näitus on elektroonilisel kujul inglisekeelsena olemas, see koosneb 28-st postrist ning tutvustab ilvest, hunti, karu ja ahmi, nende erinevaid seoseid inimestega, konflikte, uuringuid jne Euroopas. Näitus annab laia ülevaate kogu suurkiskjatega seotud temaatikast ega ole seetõttu asendatav teiste avalikkusele mõeldud väljunditega. Näituse kulud sisaldavad tõlkimist ja teksti toimetamist, plakatite printimist, plakatite aluste tegemist (3 plakatit ühel alusel) ning transporti.

- Koostatakse ja eksponeeritakse suurkiskjaid tutvustav näitus.

Maksumus kokku 3000 €, see sisaldab näituse koostamise ja transpordi kulusid.

10.7. Rahvusvaheline koostöö

10.7.1. Rahvusvahelise koostöö jätkamine ja arendamine (II)

Kuna suurkiskjate asurkonnad on reeglina riigiülesed, on nende efektiivse kaitse- ja ohjamistegevuse pikaajaline korraldamine mõeldav vaid riikidevahelise koostööna. Selleks on vaja säilitada ja edasi arendada suhteid Balti populatsioone hõlmavate naaberriikidega ja teiste Euroopa riikidega nii teadus- kui ka populatsioonide kaitse- ja kasutuse poliitika valdkonnas. Lisaks teiste riikide teadmiste ja kogemuste kasutamisele meie suurkiskjate kaitse- ja ohjamise korraldamisel on oluline ka meie kogemuste edasi andmine teistele ning osalemine laiemalt kogu EL suurkiskjapoliitika kujundamisel.

- Jätkatakse aktiivset osalemist IUCN SSG LCIE töögrupis jt rahvusvahelistes töörühmades;
- Jätkatakse ja arendatakse koostööd Põhjamaade ja Balti populatsioone hõlmavate riikidega. Erilist tähelepanu pööratakse infovahetusele naaberriikide Läti ja Venemaaga.

11. Tulemuslikkuse hindamine

Käesolev suurkiskjate kaitse- ja ohjamiskava sisaldab parimat olemasolevat teaduslikku informatsiooni suurkiskjate asurkondade seisundi kohta Eestis. Järgneva kümne (viie) aasta jooksul lähtutakse suurkiskjate kaitse- ja ohjamise korraldamisel käesolevast kavast. Siinkohal

eeldatakse, et järgides tegevuskava ja rakendades seire ja teadusuuringute tulemusi asurkondade kaitse ja ohjamise korraldamisel, säilib asurkondade soodne seisund. Kava täitmise tulemuslikkusele annab niisiis parima hinnangu asurkonna seisundile. Samas on vajalik hinnata ka tegevuskava erinevate tegevuste tulemuslikkust ning nende mõju asurkondade soodsa seisundi säilimisel. Kava täitmise tulemuslikkust hinnatakse erineva sammuga erinevatel tasemetel:

1. Iga-aastaselt koostatakse asurkondade seisundit ja neis toimunud muutusi hindav ning nende oletatavaid põhjuseid kirjeldav ulukiseire aruanne. Aruande koostab Keskkonnateabe Keskus, mille üheks põhimääruslikuks tegevuseks on jahilukite asurkondade seire korraldamine, läbiviimine ja tulemuste avalikustamine ning mille struktuuriüksuse ulukiseireosakonna tööplaanis on vastav tegevus igal aastal sees. Aruannetes antakse asurkondade seisundile hinnang käesoleva kava peatükis 5.3 välja toodud jälgitavate parameetrite alusel. Aruanne on iga-aastaselt vajalik seoses nende liikide ohjamise vajadusega ja jahindusliku kasutamise võimaldamisega. Ulukiseires jälgitavad parameetrid on piisavad ka EL loodusdirektiivist tulenevate nõuete täitmiseks.
2. Vastavalt Euroopa Liidu (EL) loodusdirektiivile (92/43 EMÜ) esitavad liikmesriigid iga kuue aasta järel Euroopa Komisjonile (EK) aruanded direktiivi lisades olevate liikide, mille hulka kuuluvad ka hunt, ilves ja karu, asurkondade seisundi kohta. Aruanded peavad sisaldama liikide levila (10x10 km ETRS 89 ruudustiku alusel ETRS LAEA 52 10 projektsioonis), asurkondade ja elupaikade suurust ning trende. Lisaks neile näitajatele peavad aruannetes olema välja toodud ka ohutegurid ning tulevikuprognosisid. Aruanded peavad põhinema seireandmetel, mitte eksperthinnangutel. EK koostab liikmesriikide aruannete põhjal liikide seisundi koondaruanded EL kohta. Käesoleva kava rakendusperioodi jooksul on vastava aruande esitamise kohustused aastatel 2013 ja 2019.
3. Kava tegevustele antakse kokkuvõttev hinnang kava rakendusperioodi lõpus uue kava koostamise raames aastal 2021. Vahepealne hinnang tegevuste täitmise tulemuslikkusele antakse tegevuskava uuendamise ajal aastal 2016.
4. Tähtajaliste tegevuste lõppemisel antakse selle tulemuslikkusele hinnang vastava tegevuse lõpparuandes tegevuse läbiviija poolt.

12. Kaitse korraldamise eelarve

Järgnevas peatükis on välja toodud tabelitena tegevused, nende prioriteetsusaste, vastutav täitja ja nende läbiviimiseks vajalike rahaliste vahendite suurusjärk järgnevas viieks aastaks. Tegevusi ja nende eelarvet ei planeerita kogu tegevuskava 10 aastase perioodi kohta ning aastate 2017–2021 jaoks koostatakse aastal 2016 uus tegevusplaan ja eelarve. Tegevuste eelarve ei ole detailselt lahti kirjutatud, vaid see sisaldab hinnangulisi summasid, mis on tuletatud varasemate sarnaste tegevuste läbiviimiseks tehtud kulutuste suurusest. Kuna enamus lisarahastust vajavatest tegevustest on projektipõhised (siiani on selliseid tegevusi rahastatud SA KIK vahenditest), kirjutatakse vastavad eelarved detailselt lahti konkreetsetes rahastustaotlustes. Tabelites ei ole välja toodud rahalisi vahendeid nendele tegevustele, mida viivad läbi riigiasutused lähtuvalt õigusaktidest ja asutuste põhimäärustest ning on arvestatud nende asutuste eelarvetesse.

Tabel 11. Tegevused, nende prioriteetsusaste (PR), vastutav korraldaja ning tegevuse elluviimiseks vajalikud rahalised vahendid (tuhandetes eurodes) aastateks 2012–2016.

Nr.	Tegevus	PR	Vastutaja	2012	2013	2014	2015	2016
10.1.	Õigusaktide muutmine ja täiendamine							
10.1.1.	Jahti reguleerivate õigusaktide täiendamine	II	KKM		x			
10.1.2.	Looduskaitseadustiku muutmine kahjustuste kompenseerimise põhimõtete osas	II	KKM		x			
10.1.3.	Ebaseadusliku küttimisega tekitatud kahju hüvitamise määrade muutmine	II	KKM		x			
10.1.4.	Kava tegevuskava uuendamine	I	KKM					4
10.2.	Seiresüsteemi käigushoidmine ja arendamine							
10.2.1.	Seiretegevuse säilitamine minimaalselt praegusel tasemel	I	KKM, KTK, KKA	x	x	x	x	x
10.2.2.	Seiresüsteemi rakendamine suurtel kaitsealadel	II	KTK, KKA		x			
10.2.3.	Suurkiskjate seiremetoodika rakendamine püsiseirealadel ning sõltumatute loendusandmete kogumine	II	KTK			8	8	8
10.2.4.	Seire algandmete kogujate koolitamine	II	KKM, KTK	24*	15	8		
10.2.5.	Seire algandmete elektroonilise edastussüsteemi loomine ja rakendamine	II	KTK	x	x			
10.3.	Rakenduslike uuringute tegemine							
10.3.1.	Kasutuseloleva seiremetoodika sobivuse ja täpsuse hindamine	II	KTK			2,5		
10.3.2.	Ilvese mõju hindamine metskitse populatsioonile	II	KTK	19*	30	30	30	
10.3.3.	Hundi ja ilvese ruumikasutuse (kodupiirkonna suuruse) selgitamine	II	KTK	0**	0**	0**	0**	0**
10.3.4.	Suurkiskjate ohjamisalade loomise otstarbekuse hindamine	II	KTK			2,5		
10.3.5.	Sotsioloogiline uuring suurkiskjate kohta	II	KTK			10		
10.3.6.	Hundi mõju hindamine saakloomade populatsioonidele	II	KTK	23*	30	30	30	30
10.3.7.	Maastiku tsoneerimine hundi erineva ohjamisintensiivsusega aladeks	II	KTK	1,7*				
10.3.8.	Karu arvukuse võrdlev hindamine mitteinvasiivsete geneetiliste meetoditega	II	KTK	8,8*				
10.3.9.	Geneetiliste meetodite rakendamine hundi asurkonna seisundi jälgimisel	III	KTK	7*	7		14	
10.3.10.	Parasitooside levik hundi ja ilvese populatsioonides		KTK			4		
10.3.11.	Sobivate elupaikade paiknemise ja liikumiskoridoride väljaselgitamine	II	KTK				4	

10.3.12.	Ulukiuringute ala moodustamine	II	KKM	x				
10.4.	Kahjustuste käsitlemine							
10.4.1.	Suurkiskjate tekitatud kahjude ja kahjustuste ennetuseks tehtud kulutuste kompenseerimise jätkamine	I	KKA	x	x	x	x	x
10.4.2.	Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindamise ekspertide koolitamine	II	KKA	x	x	x	x	x
10.4.3.	Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindamise ja kahjustaja määramise juhendi koostamine	II	KKA	3				
10.4.4.	Suurkiskjate kahjustuste hindajate varustamine töövahendite ja korduvkahjustuse ennetamise ajutiste vahenditega	II	KKA	25				
10.4.5.	Suurkiskjate tekitatud kahjustuste hindajate kodulehe loomine	II	KKA	x				
10.4.6.	Kahjustuse tekitaja kindlakstegemine DNA analüüsi abil	II	KTK	5	5			3
10.5.	Ohjamise korraldamine							
10.5.1.	Praeguste ohjamise korraldamise üldpõhimõtete säilitamine	I	KKM	x	x	x	x	x
10.5.2.	Suurkiskjate ohjamisalade moodustamine	II	KKA		x			
10.5.3.	Hundi ohjamise korraldamise muutmine vastavalt maastiku tsoneeringutele	II	KKA	x				
10.5.4.	Hundi ja koera ristandite loodusest eemaldamise korraldamine	II	KKA	x	x	x	x	x
10.5.5.	Tegevusplaani koostamine emata jäänud karupoegade leidmise puhuks	II	KKA	x				
10.6.	Teadlikkuse tõstmine ning avaliku arvamuse kujundamine							
10.6.1.	Tegevuskava lühendatud variandi publitseerimine eesti ja inglise keeles	II	KKM	5,4				x
10.6.2.	Suurkiskjaid tutvustavate lühifilmide tegemine	III		4	8			
10.6.3.	Teabepäevade korraldamine	II		0,5	1			0,5
10.6.4.	Hundi, ilvese ja karu eksponeerimine Tallinna Loomaaias	III						
10.6.4.	Suurkiskjaid tutvustavate voldikute koostamine, trükkimine ja levitamine	III		2				

10.6.5.	Suurkiskjaid tutvustava ringnaituse koostamine ja väljapanekud	III	2	0,5	0,5
---------	--	-----	---	-----	-----

10.7.	Rahvusvaheline koostöö							
10.7.1.	Rahvusvahelise koostöö jätkamine ja arendamine	II	KKM, KTK	x	x	x	x	x

x – tegevus eraldi rahastamist ette ei näe

* - on rahastatud KIK 2011 a projektidest

** - vahendid on arvestatud tegevuste 10.3.2. ja 10.3.6. sisse

Lühendid: KKM - Keskkonnaministeerium

KKA - Keskkonnaamet

KTK - Keskkonnateabe Keskus

Tabel 12. Erinevate prioriteetsusastmega tegevuste elluviimisele vajaminevad rahalised vahendid (tuhandetes eurodes) aastateks 2012–2016.

Prioriteet	2012	2013	2014	2015	2016	Kokku
I	0	0	0	0	4	4
II	81,9	108,5	96	72	41	399,4
III	7	13	15	14,5	1	50,5
Kokku	88,9	121,5	111	86,5	46	453,9

13. Kasutatud allikad

Ågren, E. 2005. Sarcoptic mange in wolves and lynx in Finland. Journal of Wildlife Diseases. Lisa: 41 (2).

Allendorf, F. W. & Ryman, N. 2002. The role of genetics in population viability. In Population viability analysis: 50–85. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (koost.) University of Chicago Press, London.

Andersone, Z., Lucchini, V., Randi, E. & Ozolins, J. 2002. Hybridization between wolves and dogs in Latvia as documented using mitochondrial and microsatellite DNA markers. Mammalian Biology, 67: 79–90.

Andren, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Andersen, R., Dannel, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P. F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzen, R. & Segerström, P. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-used landscapes. Biological Conservation, 131: 23–32.

Andren, H., Linnell, J.D.C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Dannel, A., Franzen, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerström, P. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from

censuses of family groups. *Wildlife Biology*, 8:4: 299–306.

Aspi, J., Roininen, E., Ruokonen, M., Kojola, I. & Vilà, C. 2006. Genetic diversity, population structure, effective population size and demographic history of the Finnish wolf population. *Molecular Ecology*, 15:1561–1576.

Aspi, J., Roininen, E., Kiiskila, J., Ruokonen, M., Kojola, I., Bljudnik, L., Danilov, P., Heikkinen, S. & Pulliainen, E. 2009. Genetic structure of the north western Russian wolf populations and gene flow between Russia and Finland. *Conservation Genetics* 10: 815–826.

Bagrade, G., Vismanis, K., Kirjušina, M. & Ozoliņš, J. 2003. Preliminary results on the helminthofauna of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Latvia. *Acta Zooloogica Lituanica*, 13 (1): 3–7.

Balčiauskas, L., Kazlauskas, M. & Randveer, T. 2010. Lynx acceptance in Poland, Lithuania and Estonia. *Estonian Journal of Ecology*, 59 (1): 52–61.

Balčiauskas, L. 2008. Wolf numbers and distribution in Lithuania and problems of species conservation. *Ann. Zool. Fennici*, 45: 329–334.

Balčiauskas, L., Randveer, T. & Volodka, H. 2005. Influence of place of residence and possible property loss on large carnivore acceptance in Estonia and Lithuania. *Acta Biol. Univ. Daugavpil.*, 5 (1): 47–53.

Balčiauskas, L. 2004. Lithuania. In: Arx von M., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F., Breitenmoser U. (eds.) 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. *KORA Bericht*, 19: 140–145.

Bessinger, S. R. & McCullough, D. R. (koost.) 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press, London.

Bibikov, D.I. (koost.) 1985. The Wolf. History, Systematics, Morphology, Ecology. Nauka Publishers, Moscow, 606 lk.

Bishof, R., Nielsen, E., Brøseth, H., Männil, P., Ozoliņš, J. & Linnell, J. 2012. Implementing uncertainty when using recreational hunting to manage large carnivores. *Journal of Applied Ecology*, 49: 824–832.

Boitani, L. 2000. Action plan for the conservation of wolves in Europe. Nature and environment, No 113, Council of Europe Publishing.

Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi-Wallmann U. & Müller, U.M. 2000. Action plan for the conservation of Eurasian lynx in Europe. Nature and environment, No 112, Council of Europe Publishing, 69 lk.

Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors.

Biological Conservation, 83 (3): 279–289.

Breitenmoser, U. & Haller, H. 1993. Patterns of predation by reintroduced European lynx in the Swiss Alps. *J. Wildl. Manage.*, 57(1): 135–144.

Creel, S. & Rotella, J.J. 2010. Meta-Analysis of Relationships between Human Offtake, Total Mortality and Population Dynamics of Gray Wolves (*Canis lupus*). *PLoS ONE* 5 (9)

Dahle, B. & Swenson, J.E. 2003(a). Family breakup in brown bears: are young forced to leave. *Journal of Mammalogy*, 84 (2): 536–540.

Dahle, B. & Swenson, J.E. 2003(b). Home ranges in adult Scandinavian brown bears *Ursus arctos*: effect of population density, mass, sex, reproductive status and habitat type. *Journal of Zoology*, 260: 329–335.

Danilov, P.I. 2005. Game animals of Karelia: ecology, resources, management, protection. Moscow, Nauka, 340 lk.

Danilov P.I., Rusakov O.S., Tumanov I.L., Belkin V.V. & Makarova O.A. 2003. The East European and Caucasian parts of lynx range (the western group of regions): the North-West of Russia. - Matyushkin Ye.N. & Vaisfeld M.A.(koost.) *The Lynx: Regional Features of Ecology, Use and Protection*. Moscow, Nauka: 31–52.

Davidson, J., Ho, S. Y. W., Bray, S., Korsten, M., Tammelaht, E., Hindrikson, M., Østbye, K., Østbye, E., Lauritzen, S-E., Austin, J., Cooper, A. & Saarma, U. 2011. Late-Quaternary biogeographic scenarios for the brown bear (*Ursus arctos*), a wild mammal model species. *Quaternary Science Reviews*, 30: 418–430.

Dečak, D., Franković, A., Grubešić, M., Huber, D., Iviček, B., Kulić, B., Sertić, D. & Štahan, Ž. 2005. Brown Bear Management Plan for The Republic of Croatia. Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management, Department for Hunting & Ministry of Culture, Department of Nature Protection, Zagreb, 90 lk.

Dominguez, G., Espi, A., Prieto, J. M. & de la Torre, J.A. 2008. Sarcoptic mange in Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in northern Spain. *Veterinary record*, 162: 154–155.

Elfström, M., Swenson, J.E. & Ball, J. P. 2008. Selection of denning habitats by Scandinavian brown bears *Ursus arctos*. *Wildl. Biol.*, 14: 176–187.

Elmhagen, B., Ludwig, G., Rusthon, S.P., Helle, P. & Lindén, H. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology*, 79 (4): 785–794.

Ermel, T. 2007. Pruunkaru talvituskohad Eestis. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikool Geograafia Instituut.

Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T., Pikitch, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, E.R.E., Soule, M.E., Virtanen, R. & Wardle, D.A. 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333: 301–306.

Evans, D. & Arvela, M. (ed.) 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007–2012. Final Draft. 123 pp. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2007-2012/reporting_guidelines&vm=detailed&sb=Title

Flagstad, O., Walker, C.W., Vila, C., Sundqvist, A-K., Fernholm, B., Hufthammer, A.K., Wiig, Ø., Kojola, I. & Ellegren, H. 2003. Two centuries of the Scandinavian wolf population: patterns of genetic variability and migration during an era of dramatic decline. *Molecular Ecology* 12: 869–880.

Fourli, M. 1999. Compensation for damage caused by bears and wolves in the European Union. Experiences from the LIFE-Nature projects. European Commission DG XI, Environment, Nuclear Security and Civil Protection, Bruxelles. 68 pp.

Fuller, T.K., Mech, L.D. & Cochrane, J.F. 2003. Wolf population dynamics. – Mech, L.D., Boitani, L. (koost.) 2003. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press: 161–191.

Frankham, R. 1995. Effective population size / adult population size ratios in wildlife: a review. *Genetical Research* 66: 95–107.

Goszczynski, J., Misiorska, M. & Juszko, S. 2008. Changes in the density and spatial distribution of red fox dens and cub numbers in central Poland following rabies vaccination. *Acta Theriologica*, 52 (2): 121–127.

Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. M. & Rodríguez, J. P. 2001. The application of IUCN red list criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15 (5): 1206–1212.

Hellborg, L., Walker, C.W., Rueness, E.K., Stacy, J.E., Kojola, I., Valdmann, H., Vila, C., Zimmermann, B., Jakobsen, K.S. & Ellegren, H. 2002. Differentiation and levels of genetic variation in northern European lynx (*Lynx lynx*) populations revealed by microsatellites and mitochondrial DNA analysis. *Conservation Genetics* 3: 97–111.

Helldin, J.O., Liberg, O. & Glöersen, G. 2006. Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden – frequency and population effects. *Journal of Zoology*, 270: 657–663.

Hensel, R. J., Troyer, W. A. & Erickson, A.W. 1969. Reproduction in the Female Brown Bear. *Journal of Wildlife Management*, 33 (27): 357–365.

Herfindal, I., Linnell, J.D.C., Odden, J., Nilsen, E.B. & Andersen, R. 2005. Prey density,

environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). J.Zool. Lond., 256: 63–71.

Hindrikson, M., Männil, P., Ozolins, J., Krzywinski, A. & Saarma U. 2012a. Bucking the trend in wolf-dog hybridization: first evidence from Europe of hybridization between female dogs and male wolves. Saadetud ajakirjale PLoS ONE.

Hindrikson, M., Remm, J., Männil, P., Ozolins, J., Tammeleht, E. & Saarma U. 2012b. Population sub-structuring and an unusually high proportion of breeders in a social wild mammal population: consequences of severe and continuous hunting pressure? Saadetud ajakirjale Molecular Ecology.

Hindrikson, M., Männil, P. & Saarma, U. 2009. Geneetiline analüüs tõestas hundi ja koera hübriidid Eestis. Eesti Loodus, 9: 6–13.

Ho, S. Y. W., Saarma, U., Barnett, R., Haile, J. & Shapiro, B. 2008. The Effect of Inappropriate Calibration: Three Case Studies in Molecular Ecology. PLoS ONE, 3(2): e1615 doi:10.1371/journal.pone.0001615.

Holt, G. & Berg, C. 1990. Sarcoptic mange in red foxes and other wild carnivores in Norway. Norsk Veterinærtidsskrift, 102 (6): 427–432.

Huber, D. 2005. Why not to Re-introduce „Rehabilitated“ Brown Bears to the Wild. Rehabilitation and Release of Bears. Zoologische Garten, Köln 2005: 28–34.

Huber, D. & Roth, H.U. 1993. Movements of European brown bears in Croatia. Acta Theriologica, 38 (2): 151–159.

Jarnemo, A. & Liberg, O. 2005. Red fox removal and roe deer fawn survival – a 14-year study. Journal of Wildlife Management, 69 (3): 1090–1098.

Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. 2005 Large Carnivores and Ungulates in European Temperate Forest Ecosystems: Bottom-Up and Top-Down Control. - Ray, J. C. (koost.) Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity, lk. 230–246. Island Press, Washington D. C.

Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., Bunevich, A. N., Milkowski, L. & Krasinski, Z. A. 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. Acta Theriologica 42 (4): 399–451.

Jedrzejewski, W., Nowak, S., Kurek, R., Mysłajek, R.W., Stachura, K., Zawadzka, B. & Pchalek, M. 2009. Animals and Roads. Methods of mitigation the negative impact of roads on wildlife. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża. 94 lk.

Jedrzejewski, W., Niedzialkowska, M., Nowak, S. & Jedrzejewska, B. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. Diversity Distrib., 10: 225–233.

Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jedrzejewska, B., Selva, N., Zub, K. & Szymura, L. 2002. Kill Rates and Predation By Wolves on Ungulate Populations in Bialowieza Primeval Forest (Poland). *Ecology* 83(5): 1341–1356.

Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jedrzejewska, B. & Okarma, H. 2001. Daily movements and territory use by radiocollared wolves (*Canis lupus*) in Bialowieza Primeval Forest in Poland. *Can. J. Zool.*, **79**: 1993–2004.

Jedrzejewski W., Jedrzejewska B., Okarma H., Schmidt K., Bunevich A. N. & Miłkowski L. 1996. Population dynamics (1869–1994), demography and home ranges of the lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography*, 19: 122–138.

Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Milkowski, L., Jedrzejewska, B. & Okarma, H. 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica*, 38 (4): 385–403.

Jobin, A., Molinari, P. & Breitenmoser, U. 2000. Prey spectrum, prey preference and consumption rates of Eurasian lynx in the Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica*, 45 (2): 243–252.

Jõgisalu, I. & Männil, P. 2011. Kärntõve levik suurkiskjate populatsioonides Eestis ja selle võimalik seos metsloomade marutaudivastase vaktsineerimisega. *Eesti Jahimees*, 3/4: 10–13.

Jõgisalu, I., Männil, P. & Kont, R. 2010. Spreading of sarcoptic mange in Estonian wolf population following anti-rabies vaccination programme. *Вестник охотоведения*, 7 (2): 372–376.

Kaal, M. & Randla, T. 1984. Ilvesest meie jahifaunas. *Eesti ulukid III*: 3–8.

Kaal, M. 1983. *Hunt*. Tallinn, Valgus.

Kaal, M. 1980. *Pruunkaru*. Tallinn, Valgus.

Kaartinen, S., Luoto, M & Kojola, I. 2010. Selection of den sites by wolves in boreal forests in Finland. *Journal of Zoology*, 281: 99–104.

Kaartinen, S., Kojola, I. & Colpaert, A. 2005. Finnish wolves avoid roads and settlements. *Ann. Zool. Fennici*, 42: 523–532.

Kanellopoulos, N., Mertzanis, G., Korakis, G. & Panagiotopoulou, M. 2006. Selective habitat use by brown bear (*Ursus arctos* L.) in northern Pindos, Greece. *Journal of Biological Research*, 5: 23–33.

Karlsson, J. & Johansson, Ö. 2010. Predictability of repeated carnivore attacks on livestock favors reactive use of mitigation measures. *Journal of Applied Ecology*, 47: 166–171.

- Karlsson, J. 2007. Management of Wolf and Lynx Conflicts with Human Interests. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, 59, 27 lk.
- Kaczenski, P., Jerina, K., Jonozović, M., Krofel, M., Skrbinšek, T., Rauer, G., Kos, I. & Gutleb, B. 2011. Illegal killing may hamper brown bear recovery in the Eastern Alps. *Ursus*, 22 (1): 37–46.
- Kaczensky, P. 1999. Large carnivore depredation on livestock in Europe. *Ursus*, 11: 59–72.
- Kauhala, K. 2004. Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. *Folia Zool.*, 53 (4): 367–378.
- Kauhala, K., Helle, P. & Helle, E. 2000. Predator control and the density and reproductive success of grouse in Finland. *Ecography*, 23: 161–168.
- Kauhala, K. & Helle, P. 2000. The interactions of predator and hare populations in Finland – a study based on wildlife monitoring counts. *Ann. Zool. Fennici*, 37: 151–160.
- Keis, M., Tammelaht, E., Martin, A-J., Lind, A., Männil, P., Valdmann, H. & Saarma U. 2011. Brown bear myrmecophagy in Estonia and comparison with other bear populations (käsikiri).
- Kindberg, J., <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2981/10-100 - cor1> Swenson, J., Ericsson, G., Bellemain, E., Miquel, C., & Taberlet., P. 2011. Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos* population. *Wildlife Biology*. 17 (2): 114–123.
- Klein, L. (koost.) 2010. Loomad ja liiklus Eestis. Käsiraamat konfliktide määratlemiseks ja tehnilised lahendused meetmete rakendamiseks. Maanteeamet, Tallinn-Tartu, 142 pp.
- Kojola, I. 2007. Biology of the bear and the current status of the bear population. In: Management Plan for the Bear Population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry, 2b/2007: 10–17.
- Kojola, I., Aspi, J., Hakala, A., Heikkinen, S., Ilmoni, C. & Ronkainen, S. 2006. Dispersal in an expanding wolf population in Finland. *J. Mammal.*, 87 (2): 281–286.
- Kojola, 2005. Status and development of the wolf population in Finland. - Management Plan for the Wolf Population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry, 11b/2005: 8–14.
- Kojola, I., Huitu, O., Toppinen, K., Heikura, K., Heikkinen, S. & Ronkkainen, S. 2004. Predation on European wild forest reindeer (*Rangifer tarandus*) by wolves (*Canis lupus*) in Finland. *Journal of Zoology*, 263: 229–235.
- Kojola, I., Danilov, P.I., Laitala, H-M., Belkin, V. & Yakimov, A. 2003. Brown bear population structure in core and periphery: Analysis of hunting statistics from Russian Karelia and Finland. *Ursus*, 14(1): 17–20.

- Kojola, I. & Laitala, H-M. 2000. Changes in the structure of an increasing brown bear population with distance from core areas: another example of presaturation female dispersal? *Ann. Zool. Fennici*, 37: 59–64.
- Kont, R., Kübarsepp, M. & Männil, P. 2009. Ilvese telemeetrilised uuringud II. Uuringu aruanne. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus & MTÜ Therio, 17 lk.
- Kont, R., Männil, P., Kübarsepp, M. & Remm, J. 2010. Preliminary results of lynx predation rate on its main prey species roe deer in Estonia. *Вестник охотоведения*, 7 (2): 183–186.
- Kont, R. 2010(a). Ilvese kisklusmäär ja mõju metskitse populatsioonile. Magistritöö. Tartu Ülikool Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, 40 lk.
- Kont, R. 2010(b). Ilvese pesakondade jäljebaatlused Tipu uurimisalal 2010. a talvel. Uuringu aruanne. MTÜ Therio, 10 lk.
- Kreeger, T. J. 2003. *The Internal Wolf: Physiology, Pathology, and Pharmacology*. – Mech, L.D., Boitani, L. (koost.) 2003. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press: 192–217.
- Kvam, T. 1990. Population biology of the European lynx (*Lynx lynx*) in Norway. Dr. Scient. thesis, University of Trondheim, 34 lk.
- Kvam, T. 1984. Age determination in European lynx *Lynx l. lynx* by incremental lines in tooth cementum.- *Acta Zoologica Fennica*, 171: 221–223.
- Kübarsepp, M. & Kont, R. 2008. Hundiasurkonna rakenduslikud uuringud Kikepera uurimisalal 2007/2008. aastal. Uuringu aruanne. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.
- Kübarsepp, M. & Valdmann, H. 2003. Winter diet and movements of wolf (*Canis lupus*) in Alam-Pedja Nature Reserve, Estonia. *Acta Zoologica Lithuanica*, 13 (1): 28–33.
- Levin, M. 2002. How to Prevent Damage from Large Predators with Electric Fences. *Carnivore Damage Prevention News*, 5: 5–8.
- Liberg, O., Chapron, G., Webakken, P., Pedersen, H.C., Hobbs, N.T. & Sand, H. 2011. Shoot, shovel and shut up: cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *Proc. R. Soc. B*, doi: 10.1098/rspb.2011.1275
- Liberg, O., Aronson, A., Brainerd, S. M., Karlsson, J., Pedersen, H.-C., Sand, H. & Wabakken, P. 2010. The Recolonizing Scandinavian Wolf Population: Research and Management in Two Countries. - Musiani, M., Boitani, L. & Paquet, P. C. (koost.) *The World of Wolves: New Perspectives on Ecology, Behaviour and Management*. University of Calgary Press, Alberta, lk 175–205.

- Liberg, O., Andrén, H., Pedersen, H-C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Akesson, M. & Bensch, S. 2005. Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biological Letters* 1: 17–20.
- Lindström, E.R., Andren, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swensson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*, 75 (4): 1042–1049.
- Ling, H. 1954. *Huntide ja ilveste hävitamine*. Tallinn, 61 lk.
- Linnell, J., Salvatori, V. & Boitani, L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared to the European Commission (contract 070501/2005/434162/MAR/B2), 84 lk.
- Linnell, J.D.C., Fiske, P., Herfindal, I., Odden, J., Brøseth, H. & Andersen, R. 2007. An evaluation of structured snow-track surveys to monitor Eurasian lynx *Lynx lynx* populations. *Wildl. Biol.*, 13: 456–466.
- Linnell, J.D.C., Skogen, K., Andersone-Lilley, Z., Balciauskas, L., Herfindal, I., Kowalczyk, R., Jedrzejewski, W., Männil, P., Okarma, H., Olszanska, A., Ornicans, A., Ozolins, J., Poltimäe, R., Randveer, T., Schmidt, K. & Valdmann, H. 2006. Large carnivores in northern landscapes: Final report. Status survey, conflicts, human dimensions, ecology and conservation of bears, lynx and wolves in Estonia, Latvia, Lithuania and Poland. NINA, Trondheim, Norway, 116 lk.
- Linnell, J.D.C., Andersen, R., Andersone, Z., Balciauskas, L., Blanco, J.C., Boitani, L., Brainerd, S., Breitenmoser, U., Kojola, I., Liberg, O., Løe, J., Okarma, H., Pedersen, H.C., Promberger, C., Sand, H., Solberg, E.J., Valdmann, H. & Webakken, P. 2002. The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans. NINA Oppdragsmelding: 731: 1–65.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Liberg, O., Odden, J. & Moa, P. F. 2001. Home Range Size and Choice of Management Strategy for Lynx in Scandinavia. *Envir. Management*, 26 (6): 869–879.
- Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Andersen, R. & Barnes, B. 2000. How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildl. Soc. Bull.*, 28 (2): 400–413.
- Linnell, J. C. D., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R., & Swenson, J. E. 1999. Large carnivores that kill livestock: do «problem animals» really exist? *Wildl. Soc. Bull.*, 27: 698–705.
- Liukkonen, T. & Härkönen, S. 2007. Financial losses caused by lynx. – Management plan for the lynx population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry, 1b/2007: 24–26.
- Lovari, S., Sforzi, A., Scala, C. & Fico, R. 2007. Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door? *Journal of Zoology*. 272: 117–124.

- Lõhmus, A. (koost.) 2001. Suurkiskjate ohjamis- ja kaitsekorralduskava. Keskkonnaministeerium, 67 lk.
- Lynch, M. & Lande, R. 1998. The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* 1: 70–72.
- Martinello, F., Galuppo, F., Ostanello, F., Guberti, V. & Prosperi, S. 1997. Detection of canine parvovirus in wolves from Italy. *Journal of Wildlife Diseases*, 33 (3): 628–631.
- Mattioli, L., Capitani, C., Gazzola, A., Scandura, M. & Apollonio, M. 2011. Prey selection and dietary response by wolves in a high-density multi-species ungulate community. *European Journal of Wildlife Research* 57: 909–922.
- Matson, G. M. 1981. Workbook for cementum analysis. Matson`s Milltown, Montana.
- Mattson, D. J. 1997. Use of Ungulates by Yellowstone Grizzly Bears *Ursus arctos*. *Biological Conservation*. 81: 161–177.
- Mech, D.L., Goyal, M.S., Paul, J.W. & Newton, E.W. 2008. Demographic effects of canine parvovirus on free-ranging wolf population over 30 years. *Journal of Wildlife Diseases*, 44 (4): 824–836.
- Mech, L.D. & Boitani, L. 2003a. Wolf Social Ecology. In: Mech, L.D., Boitani, L. (koost.) 2003. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press: 1–34.
- Mech, L.D. & Boitani, L. 2003b. Ecosystem Effects of Wolves. In: Mech, L.D., Boitani, L. (koost.) 2003. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press: 158–160.
- Melis, C., Jedrzejewska, B., Apollonio, M., Barton, K. A., Jedrzejewski, W., Linnell, J. D. C., Kojola, I., Kusak, J., Adamic, M., Ciuti, S., Delehan, I., Dykyy, I., Krapinec, K., Mattioli, L., Sagaydak, A., Samchuk, N., Schmidt, K., Shkvrya, M., Sidorovich, V.E., Zawadzka, B. & Zhyla, S. 2009. Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 18 (6): 724–734.
- Melis, C., Szafranska, P., Jedrzejewska, B. & Barton, K. 2006. Biogeographic variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography* 33: 803–811.
- Messier, F. 1994. Ungulate Population Models with Predation: A Case Study with the North American Moose. *Ecology* 75(2): 478–488.
- Mills, L.S. & Allendorf, F.W. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10:1509–1518.

- Moks, E., Jõgisalu, I., Saarma, U., Talvik, H., Jarvis, T. & Valdmann, H. 2006. Helminthological survey of wolf *Canis lupus* in Estonia, with an emphasis on the tapeworm *Echinococcus granulosus*. *Journal of Wildlife Diseases*, 42: 359–365.
- Molinari-Jobin, A., Molinari, P., Breitenmoser-Wursten, C. & Breitenmoser, U. 2002. Significance of lynx *Lynx lynx* predation for roe deer *Capreolus capreolus* and chamois *Rupicapra rupicapra* mortality in the Swiss Jura Mountains. *Wildlife Biology* 8 (2): 109–115.
- Mowat, G., Boutin, S. & Slough, B. G. 1996. Using placental scar counts to estimate litter size and pregnancy rate in lynx. *Journal of Wildlife Management* 60 (2): 430–440.
- Muhly, T., Gates, C.C., Callaghan, C. & Musiani, M. 2010. Livestock Husbandry Practises Reduce Wolf Depredation Risk in Alberta, Canada. - Musiani, M., Boitani, L. & Paquet, P. C. (koost.) *The World of Wolves: New Perspectives on Ecology, Behaviour and Management*. University of Calgary Press, Alberta, lk 261–286.
- Männil, P., Veeroja, R. & Tõnisson, J. 2011. Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2011. Aruanne. Keskkonnateabe Keskus, 69 lk.
- Männil, P. 2007. Ilvese pesakonna kodupiirkonna suurus talvel II. Uuringu aruanne. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, 12 lk.
- Männil, P. 2005. Miks hundid murravad koeri? *Eesti Jahimees*, 3: 12–13.
- Mörner, T., Eriksson, H., Bröjer, C., Nilsson, K., Uhlhorn, H., Ågren, E., Hård af Segerstad, C., Jansson, D. S., & Gavier-Widén, D. 2005. Diseases and mortality in free-ranging brown bear (*Ursus arctos*), gray wolf (*Canis lupus*), and wolverine (*Gulo gulo*) in Sweden. *Journal of Wildlife Diseases*, 41(2): 298–303.
- Mykrä, S. 2007. Economic and social significance of the bear population. – Management Plan for the Bear Population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry, 2b/2007: 18–21.
- Nelleman, C., Støen, O-G., Kindberg, J., Swenson, J., Vistnes, I., Ericsson, G., Katajisto, J., Kaltenborn, B. P., Martin, J & Ordiz, A. 2007. Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation*, 138(1-2): 157–165.
- Newman, T.J., Baker, P.J. & Harris, S. 2002. Nutritional condition and survival of red foxes with sarcoptic mange. *Can.J.Zool.*, 80: 154–161.
- Niin, E. 2011. Muutused rebaste ja kährikute küttimises marutaudivastase vaktsineerimise järelkontrolliks. *Eesti Jahimees*, 7/8: 34–37.
- Nowak, S., Mystajek, R.W., Kłosinska, A. & Gabrys, G. 2011. Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammal. Biol.*, doi:10.1016/j.mambio.2011.06.007

- Nowak, S., Myslajek, R.W. & Jedrzejewska, B. 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica*, 50 (2): 263–276.
- Nowicki, P. 1997. Food habits and diet of the lynx (*Lynx lynx*) in Europe. *J Wildl Res.*, 2: 161–166.
- Odden, J., Herfindal, I., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 2008. Vulnerability of Domestic Sheep to Lynx Depredation in Relation to Roe Deer Density. *Journal of Wildlife Management*, 72 (1): 276–282.
- Odden, J., Linnell, J. D. C. & Andersen, R. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of southeastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research*, 52 (4): 237–244.
- Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Sniezko, S., Bunevich, A.N. & Jedrzejewska, B. 1998. Home ranges of wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland, compared with other Eurasian populations. *J. Mammal.*, 72 (1): 842–852.
- Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Kowalczyk, R. & Jedrzejewska, B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42 (2): 203–224.
- Okarma, H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335–386.
- Ordiz, A., Rodriguez, C., Naves, J., Fernandez, A., Huber, D., Kaczensky, P., Mertens, A., Mertzanis, Y., Mustoni, A., Palazon, S., Quenette, P.Y., Rauer, G. & Swensson, J.E. 2007. Distance-based criteria to identify minimum number of brown bear females with cubs in Europe. *Ursus*, 18(2): 158–167.
- Ozoliņš, J., Žunna, A., Pupila, A., Bagrade, G. & Andersone-Lilley, Ž. 2008. Wolf (*Canis lupus*) conservation plan. Environmental Ministry of Latvia, 40 lk.
- Ozoliņš, J., Bagrade, G., Ornicâns, A., Pupila, A. & Vaiders, A. 2007. Action plan for the conservation of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Latvia. Environmental Ministry of Latvia, 42 lk.
- Otstavel, T., Vuori, K.A., Sims, D.E. & Valros, A. 2009. The first experience of livestock guarding dogs preventing large carnivore damages in Finland. *Estonian Journal of Ecology*, 58 (3): 216–224.
- Packard, J.M. 2003. Wolf Behavior: Reproductive, Social, and Intelligent. – Mech, L.D. & Boitani, L. (eds.) 2003. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, lk 35–65.

- Paetkau, D., Waits, L. P., Clarkson, P. L., Craighead, L., Vyse, E., Ward., R. & Strobeck, C. 1998. Variation in Genetic Diversity across the Range of North American Brown Bears. *Conservation Biology*, 12(2): 418–429.
- Palomares, F., Rodriguez, A., Revilla, E., López-Bao, J.V. & Calzada, J. 2011. Assessment of the Conservation Efforts to Prevent Extinction of the Iberian Lynx. *Conservation Biology*, 25 (1): 4–8.
- Palomeras, F. & Caro, T.M. 1999. Intraspecific Killing among Mammalian Carnivores. *The American Naturalist*, 153 (5): 492–508.
- Panek, M., Kaminieniarz, r. & Bresinski, W. 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western poland. *Acta Theriologica*, 51 (2): 187–193.
- Parker, G.R. & Maxwell, J.W. 1986. Identification of Pups and Yearling Wolves by Dentine Width in the Canine. *Arctic*, 39(2): 180–181.
- Pence, D. B. & Ueckermann, E. 2002. Sarcoptic mange in wildlife. *Revue Scientifique et Technique – Office International des Epizooties*, 21 (2): 385–398.
- Pence, D. B. & Windberg, L.A. 1994. Impact of a sarcoptic mange epizootic on coyote population. *J. Wildl. Manag.*, 58: 624–633.
- Persson, I-L., Wikan, S., Swenson, J.E. & Mysterud, I. 2001. The diet of the brown bear *Ursus arctos* in the Pasvik Valley, northeastern Norway. *Wildl. Biol.*, 7: 27–37.
- Pilats V. & Ozoliņš J. 2003. Status of brown bear in Latvia. *Acta Zoologica Lituanica*, 13 (1): 65–71.
- Pozio, E., Miller, I., Jarvis, T. Kapel, C.M.O. & La Rosa, G. 1998. Distribution of Sylvatic Species of *Trichinella* in Estonia According to the Climate Zones. *Journal of Parasitology* 84 (1): 193–195.
- Prugh, L.R., Stoner, C.J., Epps, C.W., Bean, W.T., Ripple, W.J., Laliberte, A.S. & Brashares, J.S. 2009. The Rise of the Mesopredator. *BioScience*, 59 (9): 779–791.
- Pulliainen, E. 1981. Winter diet of *Felis lynx* L. in SE Finland as compared with the nutrition of other northern lynxes. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 46 (4): 249–259.
- Randi, E. 2011. Genetics and conservation of wolves *Canis lupus* in Europe. *Mammal Review* 41 (2): 99–111.
- Randveer, T. 2006. The attitude of Estonians towards large carnivores. *Acta Zoologica Lituanica*, 16 (2): 119–123.

Randveer, T. (ed.) 2003. Jahiraamat. Eesti Entsüklopeediakirjastus, 296 lk.

Randveer, T. 2001. Estonians and the wolf. Human dimensions of large carnivores in Baltic countries. Proceedings of BLCIE symposium. Siauliai, Lithuania, lk 28–35.

Ratkiewicz, M., Matosiuk, M., Kowalczyk, R., Konopiński, M.K., Okarma, H., Ozolins, J., Männil, P., Ornicans, A. & Schmidt, K. 2012. High levels of population differentiation of Eurasian lynx at the edge of the species' western range in Europe revealed by mtDNA analysis. Animal Conservation. doi:10.1111/j.1469-1795.2012.00556.x

Ritchie, E.G. & Johnson, C.N. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. Ecology Letters 12: 982–998.

Rootsi, I. 2011. Hunt ja inimene: suhted Eestis XVIII sajandi keskpaigast XIX sajandi lõpuni. Dissertationes Historiae Universitatis Tartuensis, 24, 282 lk.

Rootsi, I. 2005. Tuli susi soovikusta. Tartu, 480 lk.

Rootsi, I. 2003. Rabid wolves and the man in Estonia of the 18th–19th centuries. Acta Zoologica Lituanica, 13: 72–77.

Rootsi, 2001. Man-eater wolves in 19-th century Estonia. Human dimensions of large carnivores in Baltic countries. Proceedings of BLCIE symposium. Siauliai, Lithuania, lk 77–91.

Räikkönen, J., Bignert, A., Mortensen, P. & Fernholm, B. 2006. Congenital defects in a highly inbred wild wolf population (*Canis lupus*). Mammalian Biology 71: 65–73.

Ryser-Degiorgis, M.-P., Ryser, A., Bacciarini, L. N., Angst, C., Gottstein, B., Janovsky, M. & Breitenmoser, U. 2002. Notoedric and sarcoptic mange in free-ranging lynx from Switzerland. Journal of Wildlife Diseases, 38 (1):228–232.

Ryser-Degiorgis, M.-P., Hoffmann-Lehmann, R., Leutenegger, C. M., Hård af Segerstad, C., Möner, T., Mattson, R. & Lutz, H. 2005. Epizootiologic investigations of selected infectious disease agents in free-ranging Eurasian lynx from Sweden. Journal of Wildlife Diseases, 41 (1):58–66.

Sagør, J.T., Swenson, J.E., & Røskaft, E. 1997. Compatibility of brown bear *Ursus arctos* and free-ranging sheep in Norway. Biological Conservation, 81: 91–95.

Salo, P. 2007. Biology of the lynx. – Management plan for the lynx population in Finland. Ministry of Agriculture and Forestry, 1b/2007: 9–19.

Salvatori, V. & Linnell, J. 2005. Report of the conservation status and threats for wolf (*Canis lupus*) in Europe. Council of Europe, T-PVS/Inf 16, 24 lk.

- Sand, H., Wabakken, P., Zimmermann, B., Johansson, Ö., Pedersen, H. C. & Liberg, O. 2008. Summer kill rates and predation pattern in a wolf–moose system: can we rely on winter estimates? *Oecologia* 156: 53–64.
- Santos, N., Almendra, C. & Tavares, L. 2009. Serologic Survey for Canine Distemper Virus and Canine Parvovirus in Free-ranging Wild Carnivores from Portugal. *Journal of Wildlife Diseases*, 45 (1): 221–226.
- Sastre, N., Vila, C., Salinas, M., Bologov, V. V., Urios, V., Sanchez, A., Francino, O. & Ramirez, O. 2011. Signatures of demographic bottlenecks in European wolf populations. *Conservation Genetics* 12:701–712.
- Sæther, B-E., Engen, S., Odden, J., Linnell, J.D.C., Grutan, V. & Andren, H. 2010. Sustainable harvest strategies for age-structured Eurasian lynx populations: The use of reproductive value. *Biological Conservation* 143: 1970–1979.
- Sæther, B.E., Swenson, J.E., Engen, S., Bakke, O. & Sandegren, F., 1998. Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 83: 403–416.
- Sidorovich, V. E. 2006. Relationship between prey availability and population dynamics of the Eurasian lynx and its diet in northern Belarus. *Acta Theriologica*, 51 (3): 265–274.
- Sidorovich, V.E., Tikhomirova, L.L. & Jedrzejewska, B. 2003. Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990-2000. *Wildlife Biology*, 9 (2): 103-111.
- Singer, A., Kauhala, K., Holmala, K. & Smith, G.C. 2009. Rabies in northeastern Europe – the threat from invasive racoon dogs. *Journal of Wildlife Diseases*, 45 (4): 1121–1137.
- Schmidt, K., Ratkiewicz, M. & Konopinski, M. 2011. The importance of genetic variability and population differentiation in the Eurasian lynx *Lynx lynx* for conservation, in the context of habitat and climate change. *Mammal Review* 41: 112–124.
- Schmidt, K., Kowalczyk, R., Ozolins, J., Männil, P. & Fickel, J. 2009. Genetic structure of the Eurasian lynx population in north-eastern Poland and the Baltic states. *Conservation Genetics* 10: 497–501.
- Schmidt, K. 2008a. Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica*, 53 (1): 1–16.
- Schmidt, K. 2008b. Factors shaping the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) population in the north-eastern Poland. *Nature Conservation*, 65: 3–15.
- Schmidt, K. 1999. Variation in daily activity of the free-living Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *J. Zool. Lond.*, 249: 417–425.

- Schmidt, K. 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 43 (4): 391–408.
- Schmidt, K., Jedrzejewski, W. & Okarma, H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica*, 42 (3): 289–312.
- Schmidt-Posthaus, H., Breitenmoser-Wursten, C., Bacciarini, L. & Breitenmoser, U. 2002. Causes of mortality in reintroduced Eurasian lynx in Switzerland. *Journal of Wildlife Diseases*, 38 (1): 84–92.
- Schwartz, C.C., Swenson, J.E. & Miller, S.D. 2003. Large carnivores, moose and humans: a changing paradigm of predator management in the 21st century. *Alces*, 39: 41–63.
- Smith, M.E., Linnell, J.D.C, Odden, J., & Swenson, J.E. 2000. Review of Methods to Reduce Livestock Depredation: I. Guardian Animals. *Acta Agric. Scand., Sect. A, Animal Sci.*, 50: 279–290.
- Sobrino, R., Arnal, M.C., Luco, D.F. & Gortázar, C. 2008. Prevalence of antibodies against canine distemper virus and canine parvovirus among foxes and wolves from Spain. *Veterinary Microbiology*, 126 (1-3): 251–256.
- Solberg, K.H., Bellemain, E., Drageset, O-M., Taberlet, P. & Swenson, J.E. 2006. An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biol. Conservation*, 128: 158–168.
- Soulé, M. E., Estes, J. A., Berger, J. & Martinez del Rios, C. 2003. Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology* 17 (5): 1238–1250.
- Stahl, P., Vandel, J.M., Ruetten, S., Coat, L., Coat, Y. & Balestra, L. 2002. Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, 39: 204–216.
- Stahl, P., Vandel, J., Herrenschmidt, V. & Migot, P. 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology*, 38: 674–687.
- Støen, O-G., Zedrosser, A., Sæbø, S. & Swenson, J. E. 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia*, 148 (2): 356–364.
- Støen, O-G., Bellemain, E., Sæbø, S. & Swenson, J.E. 2005. Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. *Behav Ecol Sociobiol*, 59: 191–197.
- Sunde, P., Kvam, T., Bolstad, J.P. & Bronndal, M. 2000. Foraging of lynxes in a managed boreal-alpine environment. *Ecography* 23: 291–298.

- Sunde, P., Overskaug, K. & Kvam, S. 1999. Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? *Ecography* 22: 521–523.
- Swenson, J.E., Taberlet, P. & Bellemain, E. 2011. Genetics and conservation of European brown bears *Ursus arctos*. *Mammal Review* 41 (2): 87–98.
- Swenson, J.E., Dahle, B., Busk, H., Opseth, O., Johansen, T., Söderberg, A., Wallin, K. & Cederlund, G. 2007. Predation on Moose Calves by European Brown Bears. *Journal of Wildlife Management*, 71 (6): 1993–1997.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Brunberg, S. & Segerström, P. 2001a. Factors associated with loss of brown bear cubs in Sweden. *Ursus* 12: 69–80.
- Swenson, J. E., Dahle, B. & Sandegren, F. 2001b. Intraspecific predation in Scandinavian brown bears older than cubs-of-the-year. *Ursus* 12: 81–92.
- Swenson, J.E., Gerstl, N., Dahle, B. & Zedrosser, A. 2000. Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Nature and environment, No 114, Council of Europe Publishing, 69 lk.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Söderberg, A., Heim, M., Sørensen, O.J., Bjärvall, A., Franzen, R., Wikan, S. & Webakken, P. 1999a. Interactions between brown bears and humans in Scandinavia. *Biosphere Conservation*, 2 (1): 1–9.
- Swenson, J.E., Jansson, A., Riig, R. & Sandegren, F. 1999b. Bears and ants: myrmecophagy by brown bears in central Scandinavia. *Can. J. Zool.*, 77: 551–561.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. & Söderberg, A. 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67: 819–826.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Brunberg, S. & Wabakken, P. 1997. Winter den abandonment by brown bears *Ursus arctos*: Causes and consequences. *Wildl. Biol.*, 3 (1): 35–38.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biol. Conserv.* 70: 9–17.
- Taberlet, P., Swenson, J. E., Sandegren, F. & Bjärvall, A. 1995. Localization of a contact zone between two highly divergent mitochondrial DNA lineages of the brown bear *Ursus arctos* in Scandinavia. *Conservation Biology* 9 (5): 1255–1261.
- Tallmon, D. A., Bellemain, E., Swenson, J. E. & Taberlet, P. 2004. Genetic monitoring of Scandinavian brown bear: effective population size and immigration. *Journal of Wildlife Management* 68: 960–965.

- Tammeleht, E., Veske, L., Keis, M., Leht, M., Martin, A.-J., Lind, A., Männil, P., Kilk, A., Valdmann, H. & Saarma, U. 2011. Pruunkaru ja inimene: kuidas vältida konflikte. Eesti Loodus, 12: 8–14.
- Tammeleht, E., Remm, J., Korsten, M., Davidson, J., Tumanov, I., Saveljev, A., Männil, P., Kojola, I. & Saarma U. 2010a. Genetic structure in large, continuous mammal populations: the example of brown bears in northwestern Europe. *Molecular Ecology* 19: 5359–5370.
- Tammeleht, E., Korsten, M., Leht, M., Martin, A.-J., Lind, A., Männil, P., Valdmann, H. & Saarma, U. 2010b. Mida sööb pruunkaru Eestis ja Euroopas? Karu kõhust leiti Eestile uus sipelgaliik. Eesti Loodus, 12: 6–13
- Tear, T. H., Kareiva, P., Angermeier, P. L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K., Ruckelshaus, M., Scott, J. M. & Wilhere, G. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55 (10): 835–849.
- Trouwborst, A. 2010. Managing the Carnivore Comeback: International and EU Species Protection Law and the Return of Lynx, Wolf and Bear to Western Europe. *Journal of Environmental Law*, 22 (3): 347–372.
- Zager, P., & Beecham, J. 2006. The role of American Black Bears and Brown Bears as Predators on Ungulates in North America. *Ursus* 17: 95–108.
- Zedrosser, A., Støen, O.-G., Sæbø, S. & Swenson, J. E. 2007. Should I stay or should I go? Natal dispersal in the brown bear. *Animal Behaviour* 74: 369–376.
- Zedrosser, A. & Swenson, J.E. 2005. Do brown bear litter sizes reported by the public reflect litter sizes obtained by scientific methods? *Wildlife Society Bulletin*, 33 (4): 1352–1356.
- Žunna, A., Ozoliņš, J. & Pupila, A. 2009. Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analysis. *Estonian Journal of Ecology*, 58 (2): 141–152.
- Vaisfeld M.A. & Chestin I.E. (koost.) 1993. Bears: brown bear, polar bear, Asian black bear; distribution, ecology, use and protection. Moscow, Nauka, 519 lk.
- Valdmann, H., Andersone-Lilley, Z., Koppa, O., Ozolins, J. & Bagrade, G. 2005. Winter diet of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriologica* 50: 521–527.
- Valdmann, H., Moks, E. & Talvik, H. 2004. Helminth fauna of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Estonia. *Journal of Wildlife Diseases* 40 (2): 356–360.
- Valdmann, H., Koppa, O. & Looga, A. 1998. Diet and prey selectivity of wolf *Canis lupus* in middle- and south-eastern Estonia. *Baltic Forestry* 4 (1): 42–46.

van Dijk, J.J. 2005. Considerations for the Rehabilitation and Release of Bears into the Wild. Rehabilitation and Release of Bears. Zoologische Garten Köln 2005: 7–16.

Viiburg, T. 2007. Jahimeeste suhtumine hunti. Eesti Jahimees, 7: 22–24.

von Arx, M., Breitenmoser-Würsten Ch., Zimmermann F. & Breitenmoser U. (koost.) 2004. Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. KORA Bericht 19.

von Holdt, B. M., Stahler, D. R., Bangs, E. E., Smith, D. W., Jimenez, M. D., Mack, C. M., Niemeyer, C., Pollinger, J. P. & Wayne, R.K. 2010. A novel assessment of population structure and gene flow in grey wolf populations of the Northern Rocky Mountains of the United States. Molecular Ecology 19: 4412–4427.

von Holdt, B. M., Stahler, D. R., Smith, D. W., Earl, D. A., Pollinger, J. P. & Wayne, R. K. 2008. The genealogy and genetic viability of reintroduced Yellowstone grey wolves. Molecular Ecology 17: 252–274.

Vulla, E., Hobson, K.A., Korsten, M., Leht, M., Martin, A.-J., Lind, A., Männil, P., Valdmann, H. & Saarma U. 2010. Mida sööb pruunkaru Eestis ja Euroopas. Karu kõhust leiti Eestile uus sipelgaliik. Eesti Loodus 12: 6–13.

Vulla, E., Hobson, K.A., Korsten, M., Leht, M., Martin, A.-J., Lind, A., Männil, P., Valdmann, H. & Saarma U. 2009. Carnivory is positively correlated with latitude among omnivorous mammals: evidence from brown bears, badgers and pine martens. Annales Zoologici Fennici, 46: 395–415.

Waits, L.P., Taberlet, P., Swenson, J.E., Sandegren, F. & Franzén R. 2000. Nuclear DNA microsatellite analysis of genetic diversity and gene flow in the Scandinavian brown bear (*Ursus arctos*). Molecular Ecology 9: 421–431.

White, P. J. & Garrott, R. A. 2005. Yellowstone's ungulates after wolves – expectations, realizations, and predictions. Biological Conservation 125 (2): 141–152.

Борисов, С. С., Глушков, В. М., Гревцев, В. И., Думнов А. Д., Козловский И. С., Колесников В. В., Машкин В. И., Пиминов В. Н., Рощупкина, Ю. В., Рыбальский, Н. Г., Сафонов, В. Г., Сергеев, А. А., Сеницын, А. А., Снакин, В. В., Сотников, В. Н. & Шиляева, Л. М. 2004. Охотничьи ресурсы России. Аналитический доклад. НИИ-Природа, 104 lk.

Губарь, Ю. П. 2011a. Волк (*Canis lupus* L., 1758). – Охота и охотничьи ресурсы Российской Федерации 2011. Государственное управление ресурсами, специальный выпуск 2011. Пермь: 96–100.

Губарь, Ю. П. 2011b. Бурый медведь (*Ursus arctos* L., 1758). – Охота и охотничьи ресурсы Российской Федерации 2011. Государственное управление ресурсами, специальный выпуск 2011. Пермь: 101–105.

Клевезаль, Г. А. & Клейненберг, С. Е., 1967. Определение возраста млекопитающих по слоистым структурам зубов и кости. Москва, Наука, 144 лк.

Мошева, Т. С. 2011. Рысь (*Felis lynx* L., 1758). - Охота и охотничьи ресурсы Российской Федерации 2011. Государственное управление ресурсами, специальный выпуск 2011. Пермь: 59–64.

Пажетнов, В. С. 1990. Бурый медведь. Москва, Наука, 215 лк.