

Metssea (*Sus scrofa*) kaitse ja ohjamise tegevuskava: 2024–2033

Keskkonnaametile, 26.10.2023 sõlmitud töövõtulepingu alusel

Jaanus Remm, Ragne Erimäe / OÜ Rewild, 2023-17

Eelnõu kavand / 12.06.2024

Käesoleva eelnõu koostamise käigus peeti nõu erinevate metsseaga seotud asjatundjate, huvigruppide ja osapooltega, kes olid ja/või mida esindasid:

Tõnis Korts, Marko Vinn, Priit Vahtramäe, Endrik Raun – *Eesti Jahimeeste Selts*;

Olev Kalda, Helen Prommik, Annely Veetamm – *Põllumajandus- ja Toiduamet*;

Epp Moks, Katrin Mähar, Triin Tedersoo, Age Kärssin, Imbi Nurmoja –

Riigi Laboriuuringute ja Riskihindamise Keskus;

Jaanus Põldmaa – *Eesti Talupidajate Keskliit, Eesti Põllumajandus-Kaubanduskoda*;

Lea Tummeleht – *Eesti Maaülikool, veterinaarmeditsiini ekspert*;

Harri Valdmann – *Tartu Ülikool, ulukimetajate ekspert*;

Eliisa Pass – *ulukkanaliste ekspert*;

Margo Tannik, Tarvo Roose, Liivi Plumer – *Keskkonnaamet*;

Rauno Veeroja – *Keskkonnaagentuur*;

Aimar Rakko – *Kliimaministeerium*.

Sisukord

1	Liigi kirjeldus ja seosed.....	4
1.1	Levik.....	4
1.2	Populatsiooni kujunemine ja arvukus	5
1.2.1	Euroopas.....	5
1.2.2	Eesti populatsioon	5
1.2.3	Naaberalade asurkonnad	13
1.3	Elupaik ja kodupiirkond	13
1.4	Toitumine	14
1.4.1	Taimne põhitoit	14
1.4.2	Inimtekkeline toit	15
1.4.3	Loomne ja alternatiivne taimne toit	16
1.5	Sigimine ja elukäik.....	16
1.6	Suremus	17

1.7	Metssiga kiskjate saakobjektina	17
1.8	Metsseast johtuvad kahjustused ja ohud	20
1.8.1	Kahju teistele liikidele	20
1.8.2	Zoonoosid jm nakkused	21
1.8.3	Põllu- ja metsakahjustused	22
1.9	Muud seosed inimesega	23
1.9.1	Kodusea põlvnemine	23
1.9.2	Jahiobjekt	23
1.9.3	Inimtekkelised toiduallikad	24
2	Seadusandlik staatus ning seire ja ohjamise korraldus	26
2.1	Regulatsioonid	26
2.1.1	Kaitse	26
2.1.2	Jaht	26
2.1.3	Kahjustused	27
2.1.4	Lisasöötmise	27
2.2	Seire	27
2.2.1	Juhuvaatlused	27
2.2.2	Küttimisandmed	28
2.2.3	Ruutloendus	28
2.2.4	Pabulaloendus	29
2.2.5	Rajakaamerate põhine loendus	29
2.2.6	Seireandmete analüüs	30
2.3	Ohjamine	31
2.3.1	Nakkuste leviku piiramine	31
2.3.2	Põllu- ja metsakahjustuste ennetamine	31
2.3.3	Erinevate küttimisviiside ülevaade ja mõju taudi tõrjes	32
3	Mõjutegurid	35
3.1	Geneetilise mitmekesisuse muutus	35
3.1.1	Populatsiooni isolatsioon – V	35
3.1.2	Suunatud küttimine – V	36
3.1.3	Hübriidiseerumine ja introgressioon – N	36
3.2	Looduslik suremus ja nakkused	37
3.2.1	Looduslikud vaenlased – P / K	37

3.2.2	Sigade Aafrika katk – S-KR.....	37
3.2.3	Parasiidid – V-K.....	37
3.2.4	Muud nakkused – V	38
3.3	Inimesest johtuv suremus	38
3.3.1	Legaalne küttimine – S / P	38
3.3.2	Illegaalne küttimine – V-K.....	38
3.3.3	Populatsiooni demograafilise ja sotsiaalse struktuuri rikkumine – S.....	39
3.3.4	Koordineeritud tõrjumine – K-S (V)	39
3.3.5	Hukkumine liikluses – V	39
3.4	Toitumistingimused.....	40
3.4.1	Loodusliku toidubaasi muutus – N / V.....	40
3.4.2	Lisasöötmine – P	40
3.4.3	Inimtekkeline toidubaas – P	41
3.5	Elupaigatingimused.....	41
3.5.1	Häirimine – V.....	41
3.5.2	Elupaiga killustatus ja rohevõrgu sidusus – V-K / N (P)	42
4	Kaitse ja ohjamise eesmärgid aastateks 2024–2033	43
4.1	Arvukuse sihttase	43
4.2	Nakkuste leviku eesmärk	43
4.3	Seire sihid ja korraldus	44
5	Kaitse ja ohjamise tegevused aastateks 2024–2033	44
5.1	Alusinfo loome ja teadmus: seire, uuringud ja koolitused	44
5.1.1	Asurkonna seire mõõdikute arendamine	44
5.1.2	Asurkonna seire täpsuse ja usaldusväärsuse tõstmine.....	45
5.1.3	Metssea elupaigamudel	45
5.1.4	Alternatiivse SAK tõrje strateegia analüüs	46
5.1.5	Metssea sigivusnäitajate uuring	46
5.1.6	Jahimeeste jt huvigruppide koolitamine	46
5.1.7	Alusuuringud.....	46
5.2	Jahikorraldus	47
5.2.1	Jahivõtete ja -vahendite diskussioon	47
5.2.2	Metssea küttimise soodustamine maaspesitsevate lindude elupaikades	47
5.2.3	Metssea regulatiivne määratlus ning rikkumiste käsitlemise analüüs.....	48

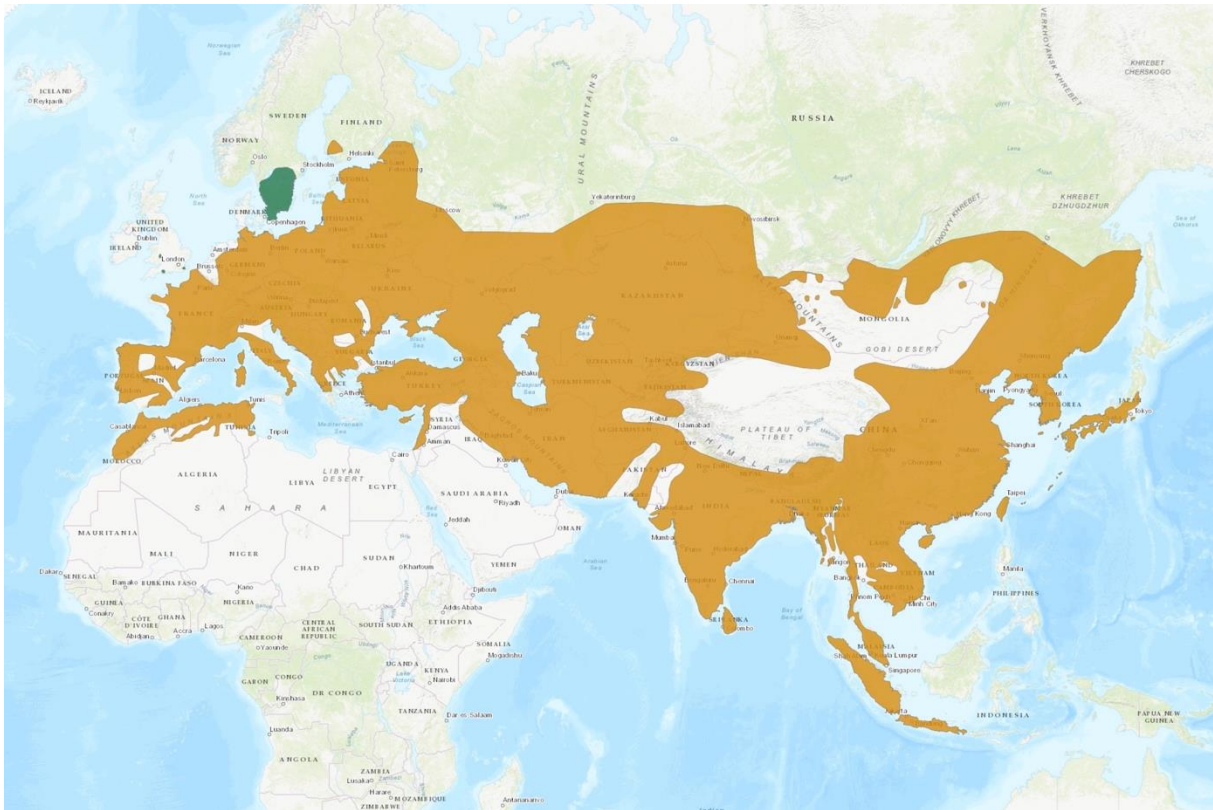
5.2.4	Metsseajahi korralduse regulatsioonid	49
5.3	Tauditõrje	49
5.3.1	Tauditõrje korralduse täpsustamine	49
5.3.2	Jäätmekäitluse tõhustamine	50
5.3.3	Rahvusvaheline koostöö	50
5.4	Maamajanduskahju ennetamine	50
5.4.1	Põllumeeste ja jahimeeste koostöö ning infovahetus	50
6	Ajakava ja eelarve	51
7	Allikad	52

1 Liigi kirjeldus ja seosed

1.1 Levik

Metssiga (*Sus scrofa*) on sigalaste sugukonna, aga ka sõraliste seltsi vabalt elavatest liikidest kõige laiema levikuga – koos introdutseeritud populatsioonidega, võib seda liiki leida kõigist maailmajagudest peale Antarktika.

Metssea looduslik levila ulatub Lääne-Euroopast Aasia idaserva (joonis 1), lisaks on liiki sisse viidud ka Austraaliasse, Uus-Meremaale ning Põhja- ja Lõuna-Ameerikasse (Wilson ja Mittermeyer 2011). Biogeograafilises mastaabis määravad metssigade asustustiheduse eelkõige talvised olud ja taimestiku produktiivsus, samas kui suurkiskjad nagu hunt (*Canis lupus*) mõjutavad seda vähemal määral (Melis jt 2006). Metssea ilmumine Eesti aladele sai võimalikuks juba 9 500–8 000 a. e.m.a omnivoorsetele imetajatele toidubaasiks vajaliku taimestiku arenemisel. Metssiga taandus erakordselt külmade talvede tõttu ajutiselt oma levila põhjapoolsematelt aladelt keskaja lõpus, kuid naases taas 20. sajandil, mil ajutiselt hõivamata levila piirkondades kujunesid taas välja elujõulised populatsioonid (Lepiksaar 1986).



Joonis 1. Metssea looduslik levila. Pruuniga on näidatud looduslikult asustatud ala ning rohelisega ala, kuhu inimene on metssea taasasustanud. (Keuling ja Leus 1919)

1.2 Populatsiooni kujunemine ja arvukus

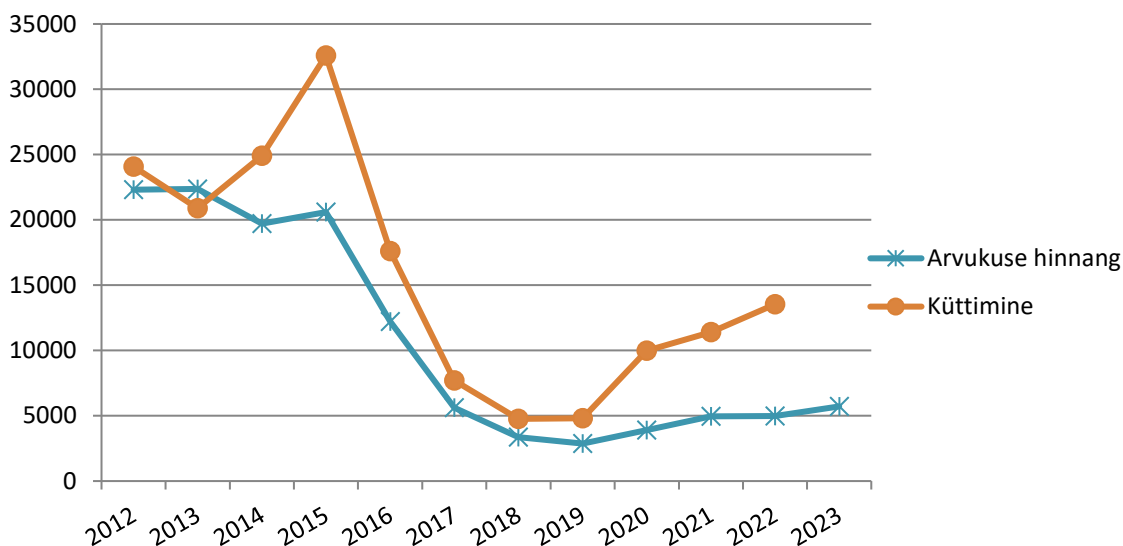
1.2.1 Euroopas

20. sajandi teisel poolel kasvas metssigade arvukus kogu Euroopas (Boitani jt 1995, Fruzinski 1995, Neet 1995, Geisser ja Reyer 2005, Massei jt 2015). Sel ajal laienes metssea levila ka piirkondadesse, mida peeti varasemalt üle 50 cm paksuse lumikatte tõttu metssigadele sobimatuks, sh Põhja-Karjala ja Lõuna-Siber (Danilkin 2001). Arvukuse tõusu seostatakse eelkõige küttimise mõju languse, pehmete talvede ning antropogeenset päritolu toiduallikate, st põllukultuurid ja lisa söötmine, kättesaadavuse suurenemisega (Massei jt 2015).

1.2.2 Eesti populatsioon

Eestisse jõudis metssiga taas loomulikult viisil levides 1930. aastatel ja populatsioon kasvas jõudsalt vaatamata 1939.–1941. a karmidele talvedele (Lepiksaar 1986). Eesti metssigade populatsiooni jõudsat kasvu 21. sajandi alguses saab seostada selgelt ulatusliku metssigade lisa söötmisega, mis ületas karmide talvede negatiivse mõju ning võimaldas hoida levila põhjapiiri lähedasele alale ebaloomulikku stabiilselt suurt asustustihedust (Oja jt 2014). 2015. a hindasid jahimehed metssea jahihooaja järgse populatsiooni suuruseks 20 600 isendit ja kütiti 32 580 metssiga, mis olid senise seireajaloo rekordtulemused (Veeroja ja Männil 2016, joonis

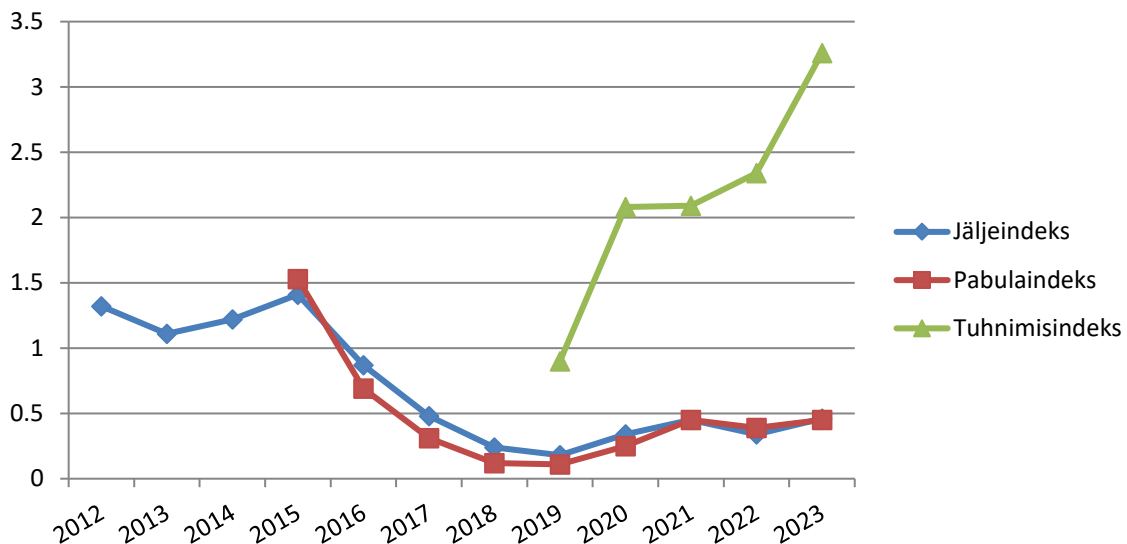
2). Samas, arvestades küttemisstruktuuri ja kütitud isendite arvu, võis populatsiooni tegelik suurus olla arvukuse hinnangust kordades suurem.



Joonis 2. Jahimeeste hinnang metssea arvukusele ning küttemismaht 2012.–2023. a Eestis. (Veeroja ja Männil 2015, Veeroja jt 2023)

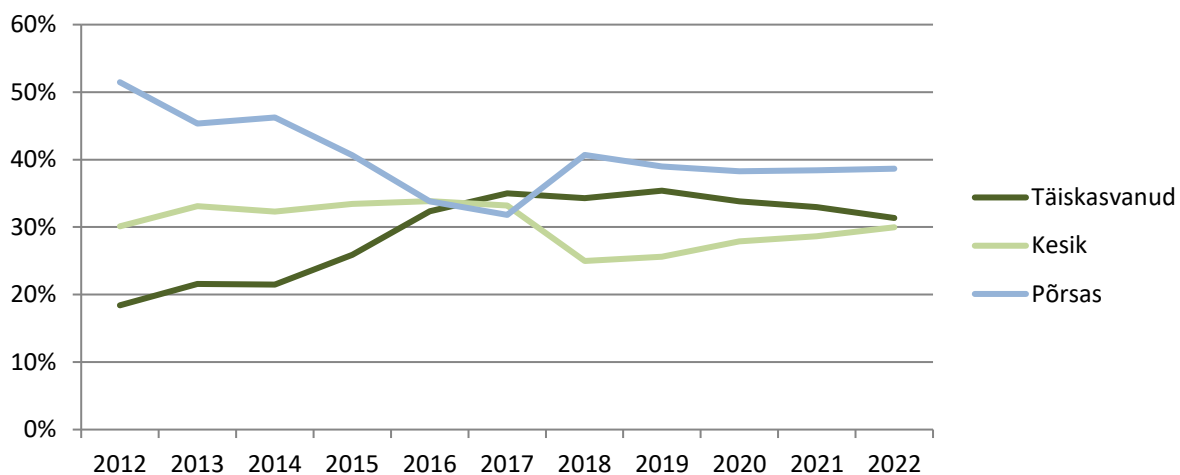
Sigade Aafrika katk (SAK) jõudis Eestisse 2014. aastal ning esialgu põhjustas see arvukuse languse peamiselt Valga-, Viljandi, Võru- ja Ida-Virumaal, samas suuremas osas Eestist populatsiooni kasv jätkus. Haiguse edasise leviku laienemise ning küttemissurve tõstmise tagajärjel langes järgnevatel aastatel metssigade arvukus drastiliselt, s.h ka saartel. Erandiks jäi Hiiumaa, kuhu SAK teadaolevalt levinud ei ole. Muhu saarel on üksikuid SAK juhtumeid küll teada, kuid ulatuslikku laastamistööd haigus seal teinud ei ole ja seetõttu on metssigade arvukus saarel jätkuvalt väga kõrge. Alates 2019. a on arvukus erinevatele allikatele (jäljeloendus, pabulaindeks, jahimeeste hinnang ja küttemisstatisitika) tuginedes taas järjepidevalt kasvanud ning küündis 2022/2023. jahiaasta lõpus tõenäoliselt ca 15 000 isendi piirile (joonised 2 ja 3, Veeroja jt 2023). Lisaks madalale SAK-i survele on arvukuse tõusule tõenäoliselt aidanud kaasa suhteliselt soojad ja lumevaesed talved, põllumajandussaaduste kättesaadavus ning perioodiliselt esinevad rikkaliku loodusliku toidubaasiga head „tõruaastad“.

Metssea sarnaste suurimetajate puhul peetakse asurkonda jätkusuutlikuks juhul, kui see on terviklik ning sigimisealiste isendite arvukus on vähemalt 1 000 isendit (IUCN punase nimestiku kriteeriumid C2, D; IUCN 2000, 2024), samuti on metssiga suhteliselt laialt levinud (asurkonna levila > 20 000 km²; kriteerium B). Arvukuse muutus (langus) on viimase kümne aasta jooksul olnud küll ulatuslik, kuid tänaseks on selge, et see ei ole kestav ning asurkond on taas tõusutrendis. Seega on Eesti metssea asurkond looduskaitsealiselt "ohuväline" (*Least Concern*) ja võib lugeda soodsas seisus olevaks.

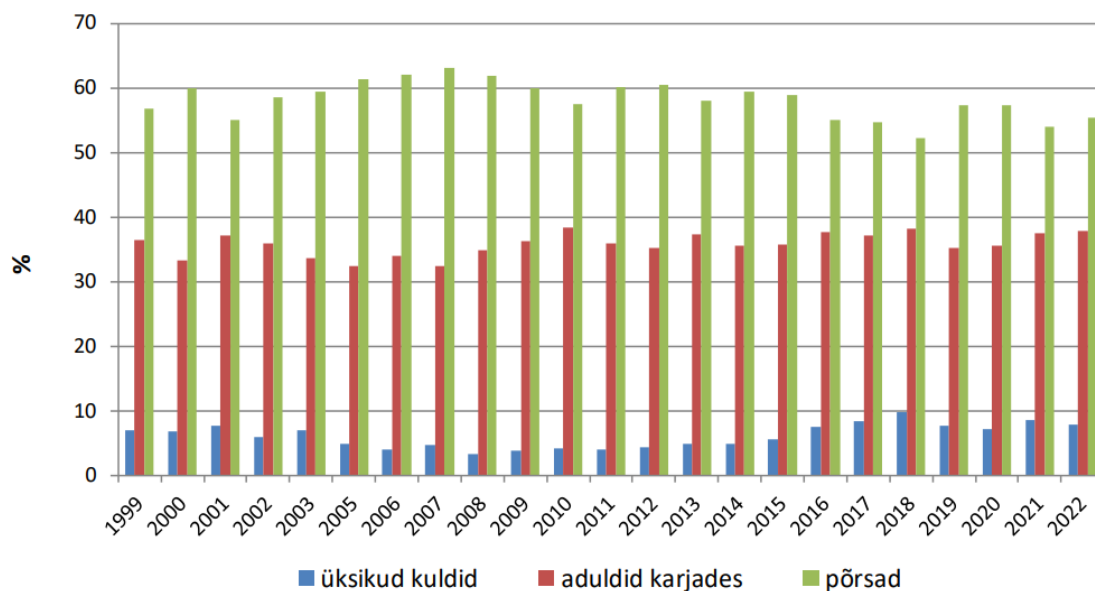


Joonis 3. Metssea jäljeindeks, pabulaindeks ja tuhnimisindeks 2012.–2023. a Eestis. (Veeroja ja Männil 2015, Veeroja jt 2023)

Küttimisstatistika ja vaatlusandmed kinnitavad, et viimase kümne aasta jooksul on metssea populatsiooni struktuur oluliselt muutunud. Kiire kasvu faasis moodustasid põrsad (nooremad kui 12 kuud) ligemale poole kütitud loomadest, kuid SAK-aegselt on püsinud umbes 40% lähedal (joonis 4). Kesikute (12 kuni 24 kuud) osakaal on püsinud enam-vähem kolmandiku ümber, täiskasvanud (vanemad kui 24 kuud) isendite osakaal on tõusnud viiendikust kolmandikuni ning on alates 2016. a püsinud enam-vähem samal tasemel. Samal ajal ei ole sügiseste vaatluste põhjal toimunud väga suuri muutusi põrsaste osakaalus populatsioonis (joonis 5). Osati on sellised muutused seletatavad suunitlusega küttida senisest enam täiskasvanud loomi, kuna neil on suurim potentsiaal asurkonna juurdekasvule. Samas headel aastatel tõstavad populatsiooni arvukust just noorloomad – põrsaste looduslik suremus on väga väike ning osavõtt sigimisest algab nooremas eas. Seega tuleks populatsiooni kasvu vältimiseks neil aastail suurendada küttimissurvet ka põrsastele, jättes jahiaasta lõpuks teadaolevatesse karjadesse alles mitte rohkem kui üks-kaks põrsast.

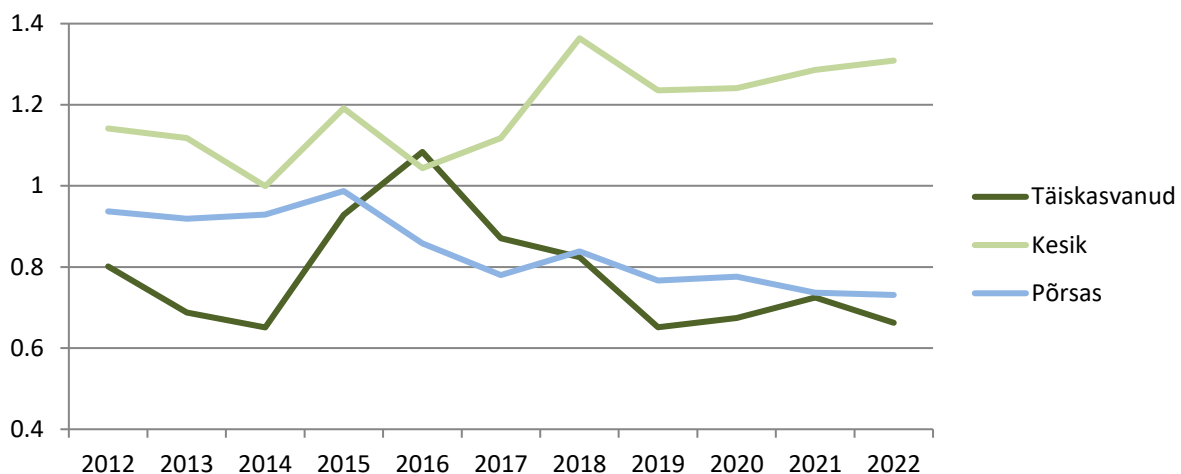


Joonis 4. Eri vanuserühmade osakaal (%) kütitud metssigade hulgas jahiaasta kaupa.



Joonis 5. Metsseasurkonna struktuur sügiseste vaatluste põhjal (%) (Keskkonnaagentuur 2023).

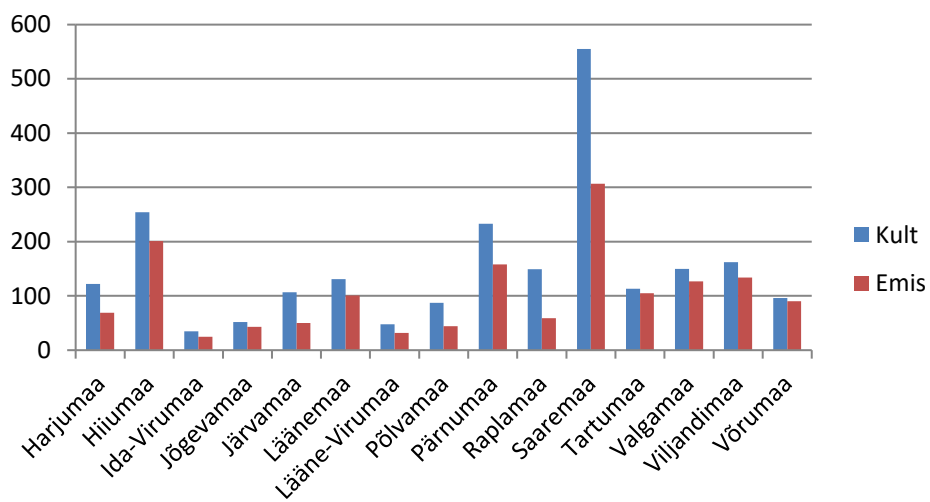
Vaadates, kuidas on läbi aastate muutunud kütitud metssigade sugude jaotus, on näha muutusi kõigis vanuserühmades. Põrsad (nooremad kui 12 kuud) on ainus vanuserühm, kus kütmine on juhuslik ning ei ole põhjust kahtlustada, et jahimehed eelistaks teadlikult üht sugu teisele. Samas on ilmne, et alates SAK levikust on suurenenud kultide osakaal põrsaste hulgas. Seejuures ei ole teada, kas selline erinevus eksisteerib juba looteas või hukuvad mingil põhjusel emispõrsad esimestel elukuudel kultpõrsastest sagedamini. Samas põhjustab see sugude ebavõrdset jaotust ka hilisemates vanuserühmades ning võib olla üks põhjuseid, miks üksikute kultide osakaal populatsioonis on tõusnud (joonis 6).



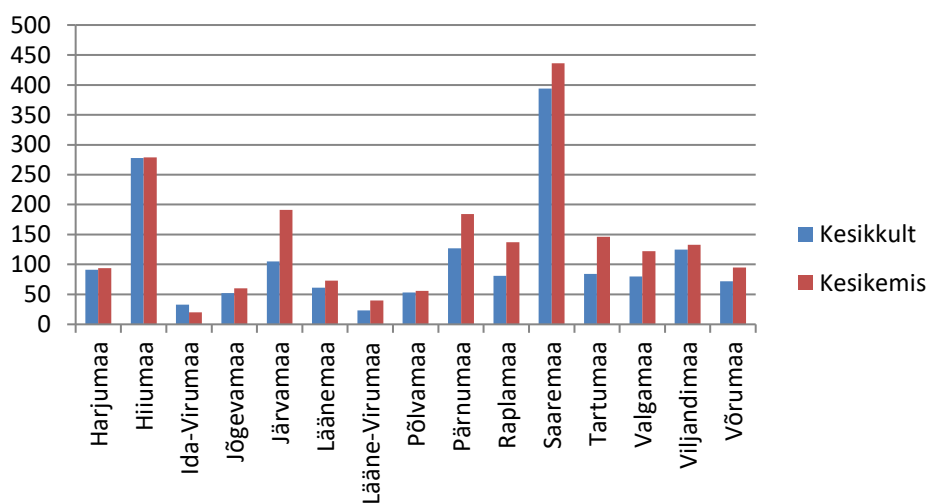
Joonis 6. Sugude suhe kütitud metssigade hulgas vanuserühma ja jahiaasta kaupa. Ühest suuremad väärtused näitavad emiste ülekaalu, ühest väiksemad väärtused kultide ülekaalu kütitud isendite hulgas.

Kesikute vanuserühmas (12 kuni 24 kuud) on kütitud metssigade hulgas olnud pidev emiste ülekaal ning alates SAK levikust on see kasvanud. Täiskasvanud (vanemad kui 24 kuud) metssigade hulgas kütiti emiseid kultidest rohkem vaid 2016. jahiaastal, seejärel on emiste osakaal langenud ja jäänud enam-vähem SAK-eelsele tasemele. Seoses SAK leviku tõkestamise ja metssigade asustustiheduse kasvu piiramisega on soositud emiste kütimist, makstes ühe meetmena kütitud emiste eest nõ pearaha, kuid meetme tõhusus on olnud küsitav. Ainult kesikute kütimisandmeid vaadates võiks seda meetet tõhusaks pidada, kuid täiskasvanud emiste hulgas ei ole võimalik mõju välja tuua. Arvestades meetme kulukust ja mõju piiratust tasub tõsiselt kaaluda selle meetmega jätkamist. Sama eelarve piires võiks olla suurem mõju juhul, kui rahaliselt premeeritaks hoopis riiklikult ette antud kütitumiseesmärgi saavutamist.

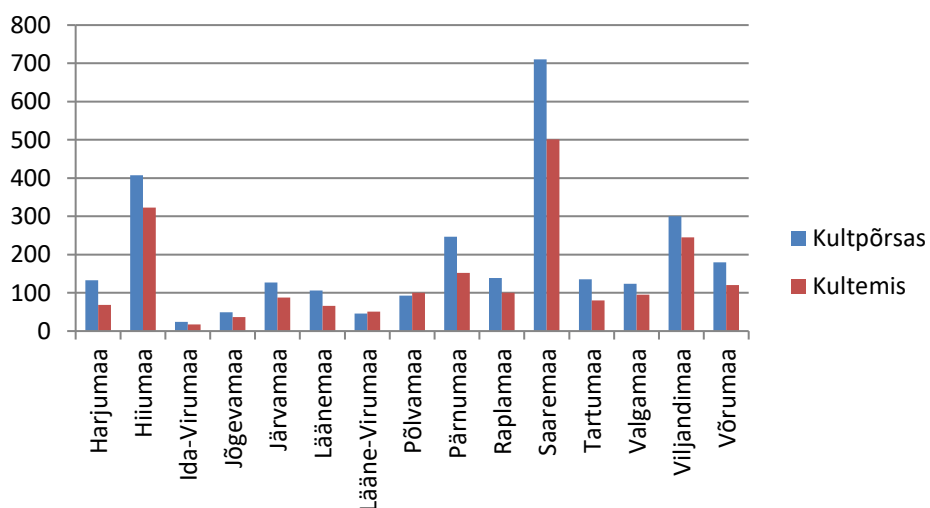
Kütitud metssigade soolist ja vanuselist jaotumist maakondade ja kuude lõikes võrreldakse 2022. jahiaasta andmete alusel, kuna ohjamiskava koostamise ajal ei ole 2023. jahiaasta andmed veel täielikult koondatud. 2022. a jahindusstatistika andmete alusel on eranditult kõigis maakondades kütitud täiskasvanud (vanemad kui 24 kuud) kulte emistest rohkem (joonis 7a). Kesikute vanuserühmas (12 kuni 24 kuud) on olukord vastupidine – enamikus maakondades ületab kesikemiste kütimine selgelt kesikkultide kütimist, kolmes maakonnas (Harju, Hiiu ja Põlva) ei ole emiste ülekaal suur ning vaid Ida-Viru maakonnas jääb kesikemiste kütimine kesikkultidele alla (joonis 7b). Pörsaste vanuserühmas (nooremad kui 12 kuud) on jällegi kütitud metssigade hulgas enamiku maakondades selge kultide ülekaal, erandiks on vaid Lääne-Viru maakond, kus kulte on kütitud mõnevõrra vähem kui emiseid (joonis 7c).



a



b



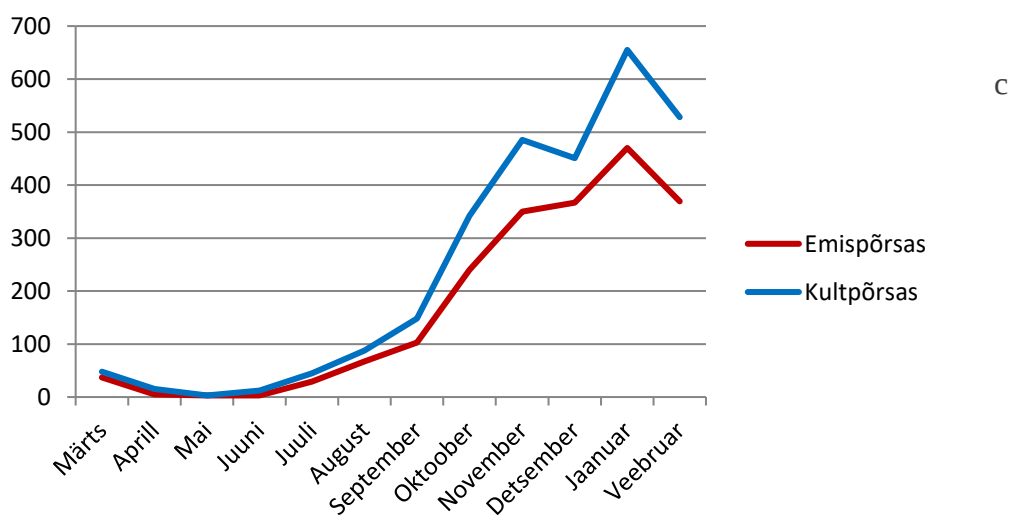
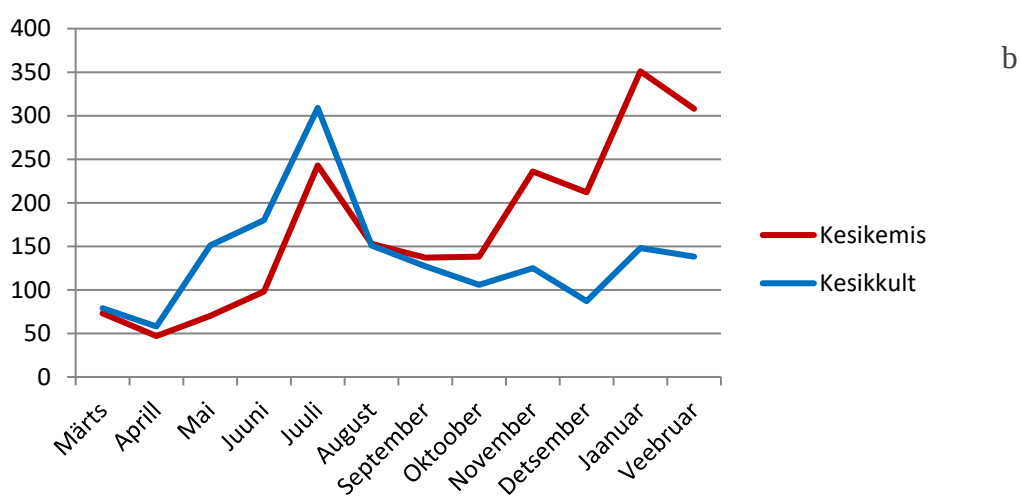
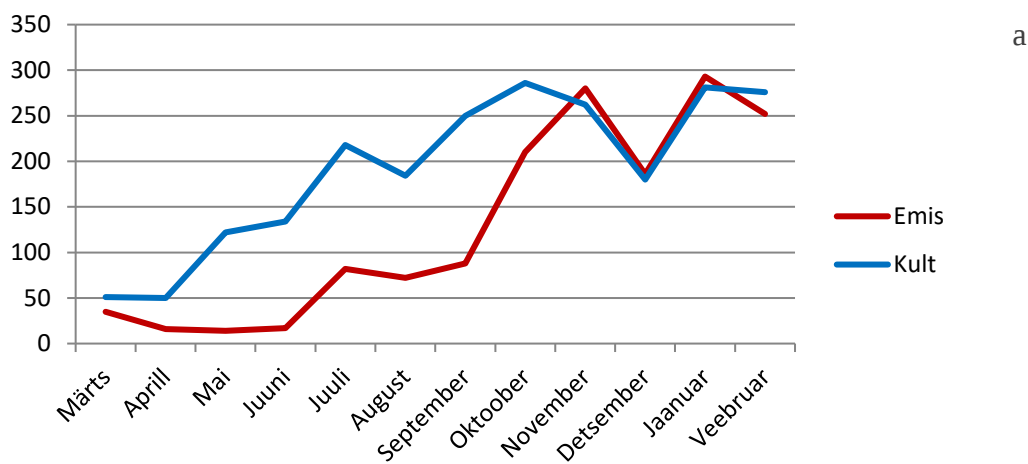
c

Joonis 7. 2022. jahiaastal kütitud täiskasvanud (üle 24 kuu) metssead (a), metssea kesikud (12 kuni 24 kuud; b) ning põrsad (nooremad kui 12 kuud; c) maakonna ja soo kaupa

Täiskasvanud metssigade vanuserühmas (vanemad kui 24 kuud) suureneb mõlema soo puhul kütmine jahiaasta edenedes, olles miinimumis varakevadel ning jõudes tippu hilissügiseks (joonis 8a). Nii emiseid kui kulte kütiti enim novembrist veebruarini, sel ajal oli ka sugude jaotus enam-vähem võrdne. Talvekuudest kütiti täiskasvanud metssigu vähem vaid detsembris ja arvestades, et see tendents on sarnane kõigis vanuserühmades (vaata ka jooniseid 8b ja 8c), võib vähenenud kütmine olla seotud pühade ja jõulurahu väljakuulutamisega kalendriaasta lõpus. Muul ajal aastast kütiti kulte emistest oluliselt rohkem, kuid kuna see kattub põrsaste kasvatamise ajaga, võib emiste vähene esindatud olla põhjustatud jahimeeste soovist mitte jätta põrsaid pärast emaslooma hukkumist abitusse seisundisse. Seega takistab täiskasvanud metssigade vanuseklassis emiste ja kultide võrdset kütimist vähemalt osaliselt liigi bioloogia.

Kesikute vanuseklassi (12 kuni 24 kuud) kuuluvate metssigade kütmine erineb mitmeti täiskasvanud isendite omast. Esiteks on kütitud isendite arvus kaks tipuaega – esimene südasuvel ja teine talvel. Suvine kütmine võib olla seotud kahjustuste ennetamisega ning kuna karjades on põrsad suurema tõenäosusega vanematel emistel, eelistatakse heidutusjahil kesikuid. Teiseks hakkab silma, et kui esimesel poolaastal kütitakse eelkõige kesikkulte, siis alates sügisest kütitakse emiseid kultidest kaks korda rohkem. Sarnaselt täiskasvanud emistele võivad jahimehed suvel säästa põrsastega kesikemiseid, talvel aga eelistada nooremaid emiseid vanematele, et tagada järgmiseks aastaks parem juurdekasv.

Põrsaste vanuseklassis (nooremad kui 12 kuud) kasvab kütitud isendite arv jahiaasta edenedes ning on tõenäoliselt seotud eelkõige põrsast arenguga – kuigi metssea jooksuaeg ei ole väga rangelt ainult talvel, sünnib siiski enamik pesakondasid kevadel ning saavutab sügiseks piisava kehasuuruse. Aastaringselt kütiti kultipõrsaid emispõrsastest rohkem ning see ei saa olla seotud jahimeeste sooviga emiseid jahis säästa, sest nii noorte metssigade puhul ei ole võimalik kaugusest ja eriti kiiresti liikuvate loomade sugu eristada. Kui sooline valik kütimisel on täiesti juhuslik, võib kahtlustada, et pesakondades on toimunud nihe võrdsest jaotusest kultide ülekaalu poole.



Joonis 8c. 2022. jahiaastal kütitud täiskasvanud (üle 24 kuu) metssead (a), metssea kesikud (12 kuni 24 kuud; b) ning põrsad (nooremad kui 12 kuud; c) kuu ja soo kaupa.

1.2.3 Naaberalade asurkonnad

Eesti metssigade populatsioon sarnaneb geneetiliselt Venemaa, Soome ja Poola metssigadele (Iacolina jt 2018) ja riikidevaheline liikumine on seni olnud suhteliselt vaba ning seega populatsiooni isolatsiooni ei ole esinenud. Ilmselt on väga lähedane geneetiline seos ka Läti asurkonnaga. Läti Riigimetsa Teenistuse (*Valsts meža dienests*) ja Statistikaameti (*Centrālā statistikas pārvalde*) andmeil on metssea baaspopulatsiooni asustustihedus Lätis 2023/2024. jahihooajal tüüpiliselt vahemikus ca 2–10 isendit/1 000 ha ning baaspopulatsiooni kogusuurus on ca 24 000 isendit. Seejuures Eesti piiri naabruses Valka ja Smiltene rajoonides (vastu Valga- ja Võrumaad) on arvukus keskmisest mõnevõrra kõrgem. 2022/2023. jahihooajal kütiti üle poole koguasurkonnast (ca 28 000 isendit, sh juurdekasv). Seoses SAK levikuga on Läti metssea populatsiooni tugevalt vähendatud, arvukuse kõrgseis oli 2013/2014 jahihooajal, mil baaspopulatsiooni suuruseks hinnati 74 200 isendit.

Aktuaalset informatsiooni arvukuse kohta Venemaa Leningradi ja Pihkva oblastites ei õnnestunud kava koostamise käigus leida.

Soomes ulatub metssea levila põhja suunas umbes poole riigini (Pohjois-Pohjanmaa ja Kainu maakondade lõunaosani), kuid Eestiga sarnasel tasemel (> 1 is/1 000 ha) on asustustihedus siiski vaid kohati Lõuna- ja Kagu-Soomes (Ruha ja Kunnusrant 2023). Soome baasasurkonna suurus on ca 2 500 isendit ning arvukus on langustrendis. Kütitud on viimastel aastatel keskmiselt ca 1 000 isendit aastas.

1.3 Elupaik ja kodupiirkond

Kuigi metssiga ei ole elupaigatingimuste osas väga nõudlik (Mexia-de-Almeida jt 2004), omavad varjumisvõimalused (Acevedo jt 2006) ja toitumistingimused (Fonseca 2008) metssea elupaigavalikus olulist mõju. Näiteks Poolas on metssea asustustihedus kõrgeim piirkondades, kus metsa osakaal ületab 40% ning seostub põõgi- ja tammeenamusega metsade rohkusega (Borowik jt 2013). Eestis seevastu ei paista metsamaa osakaal metssea asustustihedusele väga tugevat mõju avaldavat (Oja jt 2014) ning sinne puistute koosseis erineb eelviidatud uuringu omast oluliselt.

Metssea eelistatud elupaik Eestis on tiheda kuuse-alusmetsaga segametsad ning roostikud, kus leidub nii varjetingimusi kui toitu. Suhteliselt sageli asustavad metssead ka tuulemurde, soometsasid ja metsalagendikke, aga liiguvad sageli ka põldudele toituma jm (Veeroja 2015). Elupaigakasutus võib varieeruda johtuvalt aasta- ja kellaajast. Näiteks külastavad metssead viljapõlde sagedamini suveöödel. Üldiselt ongi metssead öise eluviisiga eelkõige inimmõjuga piirkondades ning loodusmaastikus aktiivsed kogu ööpäeva vältel (Podgórski jt 2013).

Metssea kodupiirkonna suurus Eestis lisa söötmise tingimustes on ca 10–15 km² (95% MCP), kuid hooajati võidakse kasutada mitu korda suuremat ala (Veeroja 2015). Kodupiirkonna sisse jääva ala kasutuse jaotus on väga ebaühtlane, aktiivselt kasutatakse vaid paari protsenti kogu piirkonnast (95% tõenäosustihedusest). Täiskasvanud kuldid üldiselt pigem väldivad üksteist, kuid emiste karjade kodupiirkonnad võivad kattuda (Boitani jt 1994). Samuti taluvad metssead karjaväliseid isendeid söötmiskohtades (Andrzejewski ja Jezierski 1978).

1.4 Toitumine

Metssiga on oportunistlik omnivoor ja generalist (Senior jt 2016), kelle toitumine varieerub nii aastaajati kui levila piires ning sõltub eri toiduobjektide kättesaadavusest (Schley ja Roper 2003, Baubet jt 2004, Cellina 2008, Ballari jt 2015). Viimane mõjutab omakorda metssea elupaigavalikut (Fonseca 2008, Keuling 2009, Thurfjell jt 2009, Keuling jt 2010) ning nii avaldubki metssea mõju teistele liikidele eelkõige läbi toitumise ning eri toiduallikate kättesaadavusest põhjustatud muutuste elupaigavalikus. Metssea toiduobjektid ja nende ohtrus või puudumine mõjutavad omakorda oluliselt metssea sigimisbioloogiat (Massei jt 1996, Servanty jt 2009, Canu jt 2015, Frauendorf jt 2016, Gamelon jt 2017).

1.4.1 Taimne põhitoit

Kesk-Euroopas läbi viidud toitumisuuringud näitavad, et väga suur tähtsus on kõrge energiasisaldusega toiduallikatel nagu tammetõrud (peamiselt kivitamm *Quercus petraea* ja harilik tamm *Q. robur*) ja pähklid (harilik pook *Fagus sylvatica*), kusjuures tõrud esinevad sagedamini ja suuremas osakaalus (Cellina 2008). Eestis esineb harilikku tamme vähesel määral ja see on rohkem levinud pehmemas kliimaga suursaartel, mistõttu asendavad metssead seda teiste taimsete toiduallikatega (täpsemalt peatükkides 1.4.2 ja 1.4.3). Headel aastatel, mil kõrge energiasisaldusega toitu on ohtralt, on positiivne mõju metssigade arvukusele (Gethöffer jt 2007, Cutini jt 2013). Kõrge energiasisaldusega toidu olemasolu ja ohtrus mõjutab ka metssigade viljakust (Massei jt 1996, Servanty jt 2009, Canu jt 2015, Frauendorf jt 2016, Gamelon jt 2017), seejuures on eriti oluline just tammede saagirikkus, tõenäoliselt tõrudes esineva lüsiini tõttu (Gamelon jt 2017). Lisaks võib headel tõruaastatel suureneda suguküpsete põrsaste osakaal populatsioonis, kuna toiduohtus võimaldab neil saavutada kriitilise kehamassi juba esimesel eluaastal (Gethöffer jt 2007, Cellina 2008, Servanty jt 2009, Gamelon jt 2017). Kui toitu on ohtralt, saavad emised varem suguküpseks (Briedermann 1990) ja veavad arvukuse kasvu headel aastatel (Bieber ja Ruf 2005). Eelkõige noored emised võivadki viljastuda ja poegida hiljem kui enamik metssigu märtsis-aprillis (Gethöffer jt 2007, Cellina 2008). Kõrvalekaldeid poegimisajas on täheldatud ka Eestis (foto 1), mis annab tunnistust, et vaatamata põhjapoolsele asukohale toimivad reproduktiivbioloogilised mehhanismid sarnaselt levila põhiosa populatsioonidega. Kui suguküpsus on aga juba saavutatud, üritavad emised valitsevatest keskkonnatingimustest sõltumatult igal aastal sigida (Servanty jt 2009).



Foto 1. Saaremaal 17.02.2024 ajujahi käigus soovimatult hukkunud metsseapõrsas – põrsa suuruse ja metsa all leiduvate tegevusjälgede järgi hinnates oli emis poeginud hiljemalt veebruari esimesel nädalal. Kõrvalekalded poegimisajas raskendavad ka populatsiooni ohjamist, sest jahimeestele võib olla nii väikeste põrsaste hukkumine moraalselt vastuvõetamatu ning poegade emiste küttimine läheb vastuollu jahieetikaga.

1.4.2 Inimtekkeline toit

Kui kõrge energiasisaldusega toitu napib, võivad metssead seda osaliselt või täielikult asendada põllukultuuridega (Fournier-Chambrillon jt 1995, Schley ja Roper 2003, Herrero jt 2006, Cellina 2008, Merta jt 2014) või lisaöödaga (Andrzejewski ja Jezierski 1978, Cellina 2008, Navarro-Gonzalez jt 2013, Ježek jt 2016, Oja jt 2017^A, Oja 2017). Eestis 2012.–2015. a kogutud materjali alusel oli inimtekkelise toidu esinemissagedus metssea kevadises toidus sõltuvalt piirkonnast 25–73%, sel ajal ei olnud lisaööda kogused piiratud (Oja 2017). Suviti suureneb

põllumajandusmaastiku osatähtsus elupaigana ühes saagi valmimisega (Thurfjell jt 2009, Keuling jt 2010). Samas on täheldatud, et sugugi kõik metssead ei liigu suvel metsast põldudele – märkimisväärne osa populatsioonist võib täielikult põllumajandusmaastikku ümber asuda, samas osa jääb kas loodusmaastikusse või liigub metsa ja põldude vahel (Keuling jt 2009).

1.4.3 Loomne ja alternatiivne taimne toit

Inimtekkelised toiduallikad ei ole ainus alternatiiv kõrge energiasisaldusega tõrudele ja pähklitele. Näiteks on leitud, et lisasöötmata populatsioonides tarbitakse rohkem taimede juuri (Groot Bruinderink ja Hazebroek 1994) ning männiseemneid (Massei jt 1996). Sarnaselt oli Eestis 2012.–2015. a kogutud materjali alusel taimede juurte esinemissagedus lisasöödetavas populatsioonis 27 ja kaitsealadel 38% (Oja 2017). Kehvadel tõruaastatel suureneb ka loomse toidu osakaal, mis on olulisem just noorloomadele (Groot Bruinderink ja Hazebroek 1994). Samuti on täheldatud, et kehvas konditsioonis metssead toituvad sagedamini selgroogsetest loomadest (Wilcox ja van Vuren 2009). Harilikult jääb looduslikus levilas loomse toidu osakaal siiski 1–16% vahemikku (Ballari ja Barrios-García 2014), ent kuna loomse toidu seedimine on taimsest toidust kiirem, võib see olla tugevalt alahinnatud (Fournier-Chambrillon jt 1995). Kättesaadavuse tõttu varieerub erinevate loomsete toiduobjektide osakaal tugevalt aastaajati (Baubet jt 2003, Herrero jt 2006, Ballari jt 2015).

Loomses toidus esinevad selgrootutest teod, vihmaussid, hulkjalgsed, putukad ja nende vastsed (Briedermann 1990, Schley ja Roper 2003, Cellina 2008). Seejuures tarbivad metssead tiguseid (Herrero jt 2006) ja vihmausse (Baubet jt 2003) võimalusel aastaringselt ning nende sagedus toidus võib ulatuda koguni 92%. Selgroogsetest esineb sagedamini pisiimetajaid, linde ja sõralisi, samas kui kalade, roomajate ja kahepaiksete leidumine on harvem (Briedermann 1990, Schley ja Roper 2003, Cellina 2008, Wilcox ja Van Vuren 2009, Ballari jt 2015). Kui sõralistest toitumise puhul ei ole võimalik alati kindlalt eristada, kas metssiga on saaklooma ise murdnud või tarbinud raibet, sh kisjate poolt murtud, siis pisiimetajate ja lindude murdmisest on rohkem tõendeid (Briedermann 1990, Focardi jt 2000, Saniga 2002, Giménez-Anaya jt 2008, Oja 2017). Metssead ohustavad eelkõige kanalisi (Briedermann 1990, Svobodová jt 2012, Carpio jt 2014, Senserini ja Santilli 2016, Oja jt 2017^A) ja veelinde (Purger ja Mészáros 2006, Giménez-Anaya jt 2008) ning nende pesi, kuid samas on toitumisuuringutes registreeritud ka värvulisi, tuvisid, rähne ja kakke (Cellina 2008, Ballari jt 2015, Oja jt 2017^A).

1.5 Sigimine ja elukäik

Erinevalt enamikust sarnase kehasuurusega sõralistest, kes on tüüpilised K-strateegid, on metsseale omased nii K- kui r-strateegide parimad omandused. Ühest küljest esineb sugudevaheline erinevus kehasuuruses (Focardi jt 2008) ning täiskasvanud metssigade loomulik suremus on väike (Keuling jt 2013). Samal ajal on metsseal teiste sarnase suurusega sõralistega võrreldes suurim viljakus (Boitani jt 1995, Focardi jt 2008, Fonseca jt 2010, Servanty jt 2009), mis võimaldab populatsioonil kasvada väga kiires tempos. Soodsate olude püsimisel võib metssiga kergesti nuhtlusliigiks muutuda, kui looduslikud tegurid suremust ei tõsta ning küttimise mõju tagasihoidlikuks jääb.

Eri uuringutes leitud metssea pesakonna suurus korreleerub laiuskraadiga 58–72% ulatuses olles põhja pool iga laiuskraadi kohta keskmiselt 0,15 põrsa võrra suurem (Bywater jt 2010). Pesakonna suurus võib olla ka seotud sugude suhtega – Prantsusmaal leiti, et kuni kuuest põrsast koosnevates pesakondades oli sugude suhe ülekaalus isaste ning sellest suuremates pesakondades emaste poole (Servanty jt 2007). Eestis 2009/2010 talvel kütitud metssigade viljakusnäitajate uuring näitas, et metssea pesakonna suurus sarnaneb Lääne-Euroopa populatsioonidele ning pesakondi esineb ka emispõrsastel, samas kui adultemiste keskmine pesakonna suurus jääb selgelt alla Kesk- ja Ida-Euroopa populatsioonidele (Veeroja ja Männil 2014).

1.6 Suremus

Metssea suremuses võivad väga suurt mõju omada keskkonnatingimused, eriti külmad ja lumerohked talved. Madala temperatuuri (Lemel jt 2003) ning sügava lumikatte tingimustes (Jędrzejewski jt 1992, Okarma jt 1995) muutub toidu otsimine raskemaks ja samas nõuab rohkem energiat, mis omakorda tõstab vastuvõtlikkust haigustele ning võib põhjustada näljasurma. Lisaks on metssiga Eestis hundi (*Canis lupus*) eelistatud saakobjekt (Valdmann jt 1998) ning juhusliku saagina esineb ta ka karu (*Ursus arctos*; Vulla jt 2009) ja ilvese (*Lynx lynx*; Valdmann jt 2005) toidus. Arvukuse määramisel on suuremas skaalas suurkiskjate mõju siiski väike (Melis jt 2006), jäädes oluliselt alla ka küttimisele (Nores jt 2008). Eelkõige kõrge asustustiheduse juures võib aga haiguste mõju ületada isegi küttimisest põhjustatud suremust (Morelle jt 2020), näiteks SAK-i puhul.

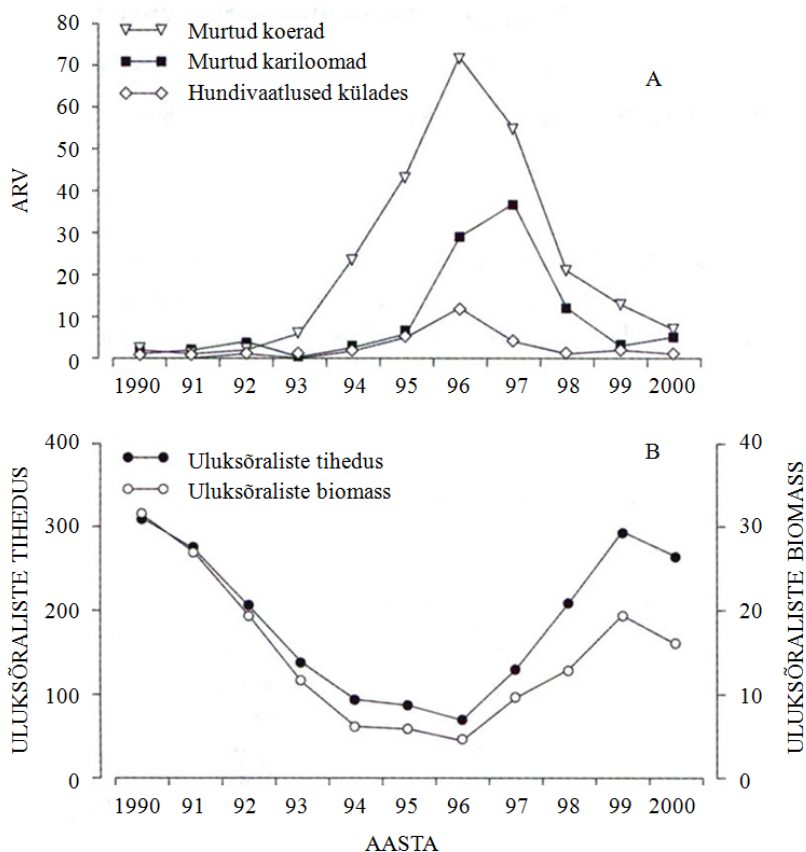
Salaküttimine moodustab hinnanguliselt väikese osa metssea suremusest, kuid tuleb arvestada, et andmed selle kohta on väga lünklikud. Aastatest 2012–2023 on teada vaid 48 juhtumit (67 hukkunud isendit). Pikemas perspektiivis on juhtumite sagedus olnud pigem langev, kuid see võib olla seotud metssea arvukuse langusega. Aastail 2012–2016 oli keskmiselt 6,0 registreeritud illegaalse küttimise juhtumit aastas, 2017–2023 vastavalt 2,4 juhtumit aastas. Siinkohal tuleb siiski arvestada, et metssea puhul on ebaseadusliku küttimise tuvastamine, jälitamine ja menetlemine keerukas ning pole veenvat alust arvata, et see number ei võiks olla mõnevõrra suurem.

Eesti teedel on registreeritud aastas keskmiselt ca 160 liikluses hukkunud metssiga (aastatel 2009–2018 oli 1 579 hukkumisjuhtumit; Remm ja Remm 2019). Arvatavasti on ka mõned registreerimata juhtumid ning liikluses hukkuvaid metssigu on siiski mõnevõrra rohkem.

1.7 Metssiga kiskjate saakobjektina

Kuigi Eestis võib metssiga murda nii karu (Vulla jt 2009) kui ilves (Valdmann 2005), on tema peamine looduslik vaenlane kahtlemata hunt, kelle jaoks metssiga on teiste sõralistega võrreldes eelistatud saakobjekt (Valdmann jt 1998). Kui sõraliste asustustihedus langeb, suureneb hundikahjude oht, sh kodukoerte ja kariloomade mürdmised (Sidorovich jt 2003, Janeiro-Otero jt 2020, Kojola jt 2022). Valgevene põhjaosas läbi viidud uuring näitas, et kui saakloomade asustustihedus oli alla 10 isendi 1 000 ha kohta, sagesid hundikahjud

märkimisväärselt võrreldes perioodidega, mil saakloomade asustustihedus ületas 20 isendit 1 000 ha kohta (joonis 5; Sidorovich jt 2003), huntide asustustihedus oli samal ajal keskmiselt 0,175 isendit 1 000 ha kohta. Seejuures on oluline märkida, et välja toodud numbrilised väärtused ei ole erinevatel põhjustel otseselt Eesti oludele üle kantavad, vaid neil on pigem indikatiivne väärtus. Lisaks saakloomade ohtrusele sõltub hundikahjude esinemine ka maastikulistest eripäradest, loomapidamise traditsioonidest, erinevate kiskjavastaste meetmete rakendamisest jne.



Joonis 9. Hundi murtud koerte (∇) ja kariloomade arv ($\blacksquare$) ning külates tehtud hundivaatluste arv ($\diamond$; A) seoses uluksõraliste asustustiheduse ($\bullet$; isendite arv/100 km²) ja biomassiga ($\circ$; tonni/100 km², B), arvestatuna kokku põdra, metskitse ja metssea kohta 728 km² suurusel uurimisalal Valgevenes. Hundi koduloomade murdmist ning vaatlusi jälgiti 240 km² suurusel alal, mis hõlmas 14 küla. Joonis kohandatud teadusartiklist (Sidorovich jt 2003).

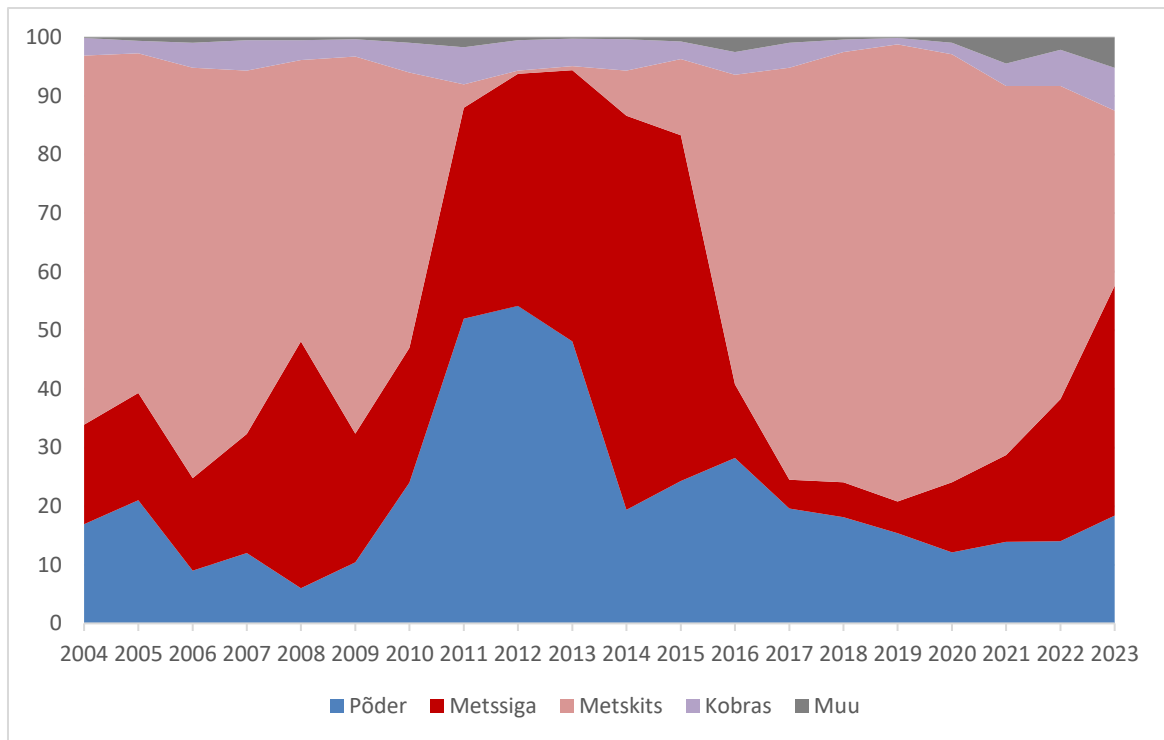
Eestis on hundi toidubaasi seire raames M. Kübarsepp (Keskkonnaagentuur) registreerinud erinevate ulukite esinemist hundi saakloomade seas. Vastavalt nendele andmetele on metssea osakaal viimase 20 aasta jooksul sõltuvalt sõraliste arvukusest suuresti varieerunud (tabel 1, joonis 10). Vahetult enne SAK viiruse Eestisse jõudmist domineeris hundi saakloomana metssiga, kuid järgnevatel aastatel langes tema osakaal isegi alla 10%. Viimasel kolmel aastal on metssea esinemissagedus saakloomade seas tõusnud taas SAK-eelsele tasemele.

Tõenäoliselt võimaldas hundi sagedasem toitumine metsseast metskise populatsioonis 2011/2012. a madalseisust kiiremini taastuda, nii et 2016. a, kui SAK oli juba metssigade arvukust oluliselt vähendanud, oli metskitse populatsioon taas arvukas. Kava koostamise ajaks on põdra arvukus viidud alla 2004. a taseme ning metskitse arvukus on viimase viie aasta madalaim, kuigi ka metskitse asurkonna seisu hinnatakse jätkuvalt soodsaks (Veeroja jt 2023).

Seega on metssea ohjamisel oluline arvestada ka teiste uluksõraliste arvukusega – kui metssea populatsiooni madalseis langeb kokku metskitse ja põdra arvukuse langusega, võivad suurkiskjate konfliktid inimesega kiiresti sagedeneda, mis omakorda ohustab suurkiskjate mainet ja seab ohtu nende soodsa seisundi püsimise. Kuid samuti tuleb ka suurkiskjate kaitse ja ohjamise eesmärkide seadmisel arvestada sõraliste arvukuse võimalike muutustega. Näiteks võib epideemiate (nagu SAK) puhul saakloomade arvukus tugevalt langeda või langetatakse seda sihilikult tasemele, kus kiskjate normaalset sihtarvukust ei ole võimalik tagada.

Tabel 1. Eri ulukiliikide esinemise sagedus (%) hundi saakloomade seas – andmed hundi Loode-Eesti seirealalt (M. Kübarsepp).

Aasta	Põder	Metssiga	Metskits	Kobras	Muu
2004	16,9	17	63	3	0,1
2005	21	18,3	58	2,1	0,6
2006	9	15,8	70	4,3	0,9
2007	12	20,3	62	5,2	0,5
2008	6	42,1	48	3,4	0,5
2009	10,4	22	64,3	3,0	0,3
2010	24	23	47	5,1	0,9
2011	52	36	4	6,3	1,7
2012	54,2	39,6	0,5	5,2	0,5
2013	48,1	46,3	0,7	4,7	0,2
2014	19,4	67,2	7,7	5,4	0,3
2015	24,3	59	13	3,0	0,7
2016	28,2	12,6	52,8	3,9	2,5
2017	19,6	4,9	70,3	4,3	0,9
2018	18,1	6,0	73,4	2,1	0,4
2019	15,4	5,4	78,0	1,1	0,1
2020	12,1	12,0	73,0	2,0	0,9
2021	13,9	14,8	63,0	3,8	4,5
2022	14,0	24,3	53,4	6,2	2,1
2023	18,4	39,2	29,9	7,3	5,2



Joonis 10. Eri ulukiliikide esinemise sagedus (%) hundi saakloomade seas – andmed hundi Loode-Eesti seirealalt (M. Kübarsepp).

1.8 Metsseast johtuvad kahjustused ja ohud

1.8.1 Kahju teistele liikidele

Mõju taimedele. Suurem osa metssea toidust on taimne ning sisaldab taimede maapealseid ja -aluseid osi, sh vilju ja seemneid (Briedermann 1990, Fournier-Chambrillon jt 1995, Schley ja Roper 2003, Baubet jt 2004, Oja jt 2017^A). Maapinda üles tuhnides võib metssiga põhjustada lokaalseid häiringuid ja kahjustada ka kaitsealuseid liike. Väljavõtte Eesti keskkonnaseire infosüsteemist KESE¹ näitab, et ohustatud taimekoosluste metsaelupaikade seires on hinnatud sõraliste kahjustuste esinemist maapinnal alates 2010. a kokku 1 978 korral, seejuures on kahjustused tuvastatud 414 korral ehk 21% juhtudest, kuid pole täpsustatud sõralise liiki ega kahjustuse tugevust. 2011. a on ka loopealsete ja nõmmede seires ühel korral märgitud sõraliste kahjustusi maapinnal ning täpsustatud liigina metssiga. Kaitstavate soontaimede liigiseires on metssea tegevuse esinemist ohu- ja mõjutegurina hinnatud kokku 11 korral, seejuures neljal juhul oli mõju tugevus nõrk, kuuel korral keskmine ja ühel juhul tugev. Metssea tegevusest mõjutatud liigid on: palu-karukell (*Pulsatilla patens*), karedahambane osi (*Equisetum x trachyodon*), tõmmu käpp (*Neotinea ustulata*), kõdu-koralljuur (*Corallorhiza trifida*), rohekas õõskeel (*Coeloglossum viride*), kivi-kurereha (*Geranium columbinum*), kummeli-võtmehein (*Botrychium multifidum*), pisikannike (*Viola pumila*) ja soohiilakas (*Liparis loeselii*). Lisaks on seitsmel juhul kirjeldatud sõraliste kahjustusi maapinnal, sh viiel juhul on mõju seireliigile olnud nõrk, ühel juhul keskmine ja ühel juhul tugev. Sammaltaimede seires on metssea mõju

¹ <https://kese.envir.ee>; 13.12.2023

välja toodud vaid ühel korral – 2022. a tuvastati ühes kõnt-tanuka leiukohas nõrk sõraliste kahjustus maapinnal, seejuures märgiti, et esineb metssea tuhnimisjälgi. Seega esineb eluslooduse seire andmetel Eestis küll üksikuid metssea ja teiste sõraliste kahjustusi kaitsealustele taimedele ja elupaikadele, kuid samas ei ole tuvastatud tugevat pikaajalist negatiivset mõju mitte ühelegi kaitsealusele taimeliigile.

Mõju maaspesitsevatele lindudele. Väljavõte Eesti keskkonnaseire infosüsteemist KESE² näitab, et haudelinnustiku seiretes on metssea mõju kirjeldatud erinevate seirenäitajate all. Mererannikute haudelinnustiku seires hinnati metssea tegevust ohu- ja mõjutegurina 2022. a 14 seirekohas, seejuures 11 korral mõju puudus ning kolmel juhul esines nõrk mõju. Väikeste meresaarte haudelinnustiku seires on metssea mõju hinnatud 68 korral (2020, 2022), seejuures mõju ei tuvastatud, küll aga on erinevatel aastatel kirjeldatud metssea mõju teise seirenäitaja all 24 korral, seejuures seitsmel juhul oli mõju nõrk, seitsmel keskmine, üheksal tugev ja ühel juhul mõju puudus. Lisaks on veel 33 korral kirjeldatud metssea tegevusjälgede esinemine saarel ilma mõju tugevust hindamata. Neil kordadel, kui täheldati metssea mõju haudelindudele või lihtsalt liigi esinemist, kirjeldati maapinna tuhnimist, puhkepesade olemasolu ning kajaka- ja luigepesade rüüstamist. Metsise mängude seires (2021, 2022) hinnati metssea mõju 122 korral, seejuures kahel juhul mõju puudus, 68 juhul oli mõju nõrk, 39 korral keskmine ja 13 juhul tugev. Lisaks on metssea esinemist metsise mängudes hinnatud kokku 382 korral (2013–2016), seejuures 200 juhul tuvastati metssigade tegevus mängualal ja 182 juhul mitte. Seega näib, et kuigi lokaalselt võivad metssead maaspesitsevaid linde kahjustada, on üldine mõju mereliste elupaikade haudelinnustikule pigem väike. Erandiks võivad siinkohal olla ulatuslike roostikega rannikualad, eriti kaitsealadel, kus jahipidamine on keelatud. Metsaelupaikades seevastu jagavad metssead maaspesitsejatega elupaika sagedamini ja ka mõju liikidele võib avalduda tugevamini.

Koostatavas metsise kaitse tegevuskavas on välja toodud, et pesarüüste ohu vähendamiseks on keelatud metssea söödaplatside rajamine metsise elupaikades kaitstavatel aladel (Leivits, koostamisel). Soovitav on hoiduda lisasöötmisest ka metsise elupaikades, mis ei asu kaitstavatel aladel (kindlasti riigimaal). Sama põhjendusega on ette pandud senisest rohkem soodustada metssea küttimist metsise elupaikades.

1.8.2 Zoonoosid jm nakkused

Kuna mets- ja kodusiga on geneetiliselt väga lähedased liigid, on nad vastuvõtlikud ka samadele haigustekitajatele. Osad haigustekitajad vajavad ülekandumiseks otsekontakti, mistõttu Eestis on nende siire mets- ja koduseapopulatsioonide vahel ebatõenäoline. Sellised haigustekitajad on näiteks sigade süüdiklest (*Sarcoptes scabiei* var. *suis*), sametlest (*Demodicosis phylloides*) ja seatäi (*Haematopinus suis*; Järvis 2011^A). Mitmesugused geohelminidid parasiteerivad sigu peensooles (*Ascaris suum*, *Strongyloides ransomi*), käärsooles (*Oesophagostomosis suum*) ja maos (*Hyostrongylosis suum*; Järvis 2011^B). Vee- ja pinnase kaudu levivad ka algloomtõvede tekitajad *Isospora suis*, *Eimeria* prk esindajad ja *Balantidium coli* (Järvis 2011^C), neist viimane võib ohustada ka inimest. Sead on lõpp-peremeheks ka parasiitidele, mis vajavad oma

² <https://kese.envir.ee>; 13.12.2023

arengutsüklis vaheperemehi, kellest toitudes võivad kodusead nakatuda eelkõige väliaedikutes või vabapidamisel. Näiteks kopsuussid *Metastrongylus elongatus*, *M. pudendotectus* ja *M. salmi* kasutavad vaheperemeestena vihmausse, peensoole parasiiteeriv *Macracanthorhynchus hirudinaceus* aga mardikalisi (Järvis 2011^B).

Sead võivad olla lisaperemeheks ka mitmetele inimesi ohustavatele parasiitidele, näiteks maksakaan *Fasciola hepatica*, *Opisthorchis* prk esindajad, *Paragonimus kellicotti* ja *P. westermani*, *Schistosoma* prk esindajad, harilik laiuss *Dipyllobothrium latum* (Järvis 2011^D), inimesekirp (*Pulex irritans*; Järvis 2011^A). Inimese nookpaeluss *Taenia solium* kasutab siga vaheperemehena ja nakatumine toimub saastunud liha süües (Järvis 2011^D). Lihaskoes parasiiteerivad ka *Trichinella* prk esindajad, Eestis on leitud *T. nativa*, *T. britovi*, *T. spiralis* ja *T. pseudospiralis* (Järvis 2011^B). Viimasel ajal on rohkem tähelepanu saanud ka *Alaria alata*, mis kasutab metssiga säilitusperemehena (Järvis 2011^D) ning võib samuti saastunud liha süües inimesele ohtlik olla (Möhl jt 2009).

Metssiga on mitme kodusigadel leviva viirushaiguse reservuaar: Aujeszky haigus, sigade tsirkoviirus, sigade parvoviirus, sigade respiratoor-reproduktiivsündroom, transmissiivne gastroenteriit, seagriip, sigade transmissiivne gastroenteriit, E-hepatiit, suu- ja sõrataud, sigade klassikaline katk, sigade Aafrika katk (Ruiz-Fons jt 2008).

SAK viiruse levik Euroopas algas 2007. a Gruusiast, kust see levis edasi Ida-Euroopa ja Aasia metsseapopulatsioonides. Kõrge suremusmäär tõttu on sel haigusel tugev majanduslik mõju, juhul kui nakkus levib metsseapopulatsioonist kodusigadele. Viimasel ajal on eri riikides SAK levikut soodustavaid tegureid uuritud ning leitud seoseid metssigade asustustiheduse, vanuse ja sesoonsusega (Sauter-Louis jt 2021). Poolas levis SAK algul peamiselt piirkondades, kus populatsiooni asustustihedus oli suurem kui 10 is/1 000 ha, mistõttu soovitati vähendada metssigade arvukust allapoole vastavalt piirmäär (Śmietanka jt 2016). Eestis ei ole metssigade asustustihedus mitte kunagi ametlikel andmetel nii kõrge olnud, kuid epideemia ajal langes see isegi alla 1 is/1 000 ha (Schulz jt 2019). Poolas tõusis SAK esinemise tõenäosus 3–20%, kui asustustihedus muutus 4–20 is/1 000 ha, samuti leiti seos metsamaa osakaaluga (Podgórski jt 2020).

1.8.3 Põllu- ja metsakahjustused

Kuna metssea kahjustusi põllumajanduskultuuridele riiklikult ei seirata, ei ole ka Eestist kasutatavat ja võrreldavat infot kahjustuste ulatuse, sageduse ja nende muutuste kohta ning ei ole võimalik hinnata, kas viimase 10–20 a jooksul on metssea arvukus olnud sellisel tasemel, et sel oleks olnud oluline negatiivne mõju põllumajanduskultuuridele. Samas teateid ja kirjeldusi, kui metssead on kellegi kartuli- või aiamaa põhjalikult üles tuhkinud, leidub meedias ohtralt ning nisu- ja kaerapõldudel võib suve teisel poolel märgata sissetallatud radasid. Põllumeeste hinnangul võib kõrge arvukuse aastatel metssea põhjustatud kahjustuste kogumaht terve Eesti peale olla märkimisväärne, võrreldav nt kevadiste hanekahjudega põldudel. Lisaks põldudele võib metssiga põhjustada kahjusid ka loomakasvatustes (lisaks nakkusohule) näiteks lambakarjamaade aedu lõhkudes, loomasöödaks kasvatatavas kultuuris, heinamaa ja põllu siledat pinda tuhnides, muutes väetamise ja niitmise keerulisemaks jms.

Kuigi metsamajandusele võib metssea tuhnimine isegi kasuks olla, aidates kaasa seemnete võrsumisele, ei saa välistada üksikjuhtumeid, kui metssiga on põhjustanud ka reaalselt kahju. Sellised juhtumid siiski ei ole ulatuslikud, mistõttu metssiga metsakahjuriks ei peeta.

1.9 Muud seosed inimesega

1.9.1 Kodusea põlvnemine

Metssiga oli üks esimesi liike, kelle inimene kodustas ning seejuures toimus kodustamine samaaegselt mitmes eri kohas üle Euraasia (Larson jt 2005). Kuna nende kahe liigi vahel ristumisbarjäär puudub, on alates kodustamisest toimunud pidev geenivool metssea ja kodusea (*Sus domesticus* ka *Sus scrofa domesticus*) populatsioonide vahel. Kuigi teatud juhtudel võib kodustatud liigi geenide introgressioon vanemliigi populatsioone negatiivselt mõjutada, on metssea puhul kirjeldatud suurenenud reproduktiivsusega seotud geenide ülekandumist (Fulgione jt 2016), mis hoopis parandab metssea kohasust. Üksikuid kodu- ja metssigade vahelisi hübriidiseerumise juhtumeid on esinenud ka Eestis. Näiteks kütiti mõned aastad tagasi Tartu maakonnas Alatskivi jahipiirkonnas metsseakari, mis sisaldas kirju karvastikuga hübriidseid isendeid. Tookordne juhtum oli seotud kohaliku vabapidamisel koduseakarjaga, kuid Eestis on selline praktika väga harv. Geenivoolu võimalikkus on seotud kodusea pidamise viisidega ning Eestis on looduses hübriidiseerumise oht madal, mida kinnitab ka hiljutine üle-Euroopaline hübriidiseerumise uuring (Iacolina jt 2018).

1.9.2 Jahiobjekt

Lisaks tihedatele seostele kodusigadega on metssiga Eestis ka üks olulisemaid ja arvukamaid jahiulukeid (Veeroja jt 2023). Metsseajaht on atraktiivne kuna tema küttimise viisid on ühtaegu huvipakkuvad ja väljakutseterohked ning jahisaaduse kulinaarne väärtus kõrgeltkõrgelt hinnatud. Küttimise mõju metssea suremusele ületab tänapäeval isegi suurkiskjate mõju (Selva 2004, Nores jt 2008). Lisaks suremusele on leitud ka küttimise mõju metssea aktiivsusemustritele. Ajujahi järgselt võivad metssead lühiajaliselt lahkuda oma tavapärasest kodupiirkonnast või valida nõ turvalisemat elupaika (Sodeikat ja Pohlmeier 2003, Keuling jt 2008^A, Scillitani jt 2010, Thurfjell 2011, Saïd jt 2012). Jahipidamine mõjutab emiste elupaigakasutust mõnevõrra tugevamalt kui kultidel (Saïd jt 2012). Kuigi on teada, et jahipidamine mõjutab metssigade käitumist, esineb eri uuringutes mõju tugevuse, suuna ja kestuse osas palju varieeruvust (Keuling ja Massei 2021). Kindlasti mõjutavad eri küttimise viisid metssiga erinevalt (Thurfjell 2011), kuid sellele võivad lisanduda küttimissageduse, aastaaja, jahikoorte, jahimeeste arvu, aastaaja, metssea asustustiheduse ning refuugiumite olemasolu ja suuruse mõjud (Keuling ja Massei 2021). Jahisurve tugevus võib mõjutada ka sigimises osalevate emiste vanuselist jaotust (Servanty jt 2009), nii et emised alustavad sigimist nooremana. Ühtlasi võib tugeva jahisurvega populatsioonides sageda ühe emise viljastamine sama sigimisperioodi jooksul mitme kuldi poolt, mille tulemusel on pesakonnad suuremad ning tänu suuremale geneetilisele mitmekesisusele ka kohasemad (Gayet jt 2016).

1.9.3 Inimtekkelised toiduallikad

Üks oluline osa jahipidamisest on ka metssigade lisa söötmine, mille algusaeg ulatub 5 000 kuni 2 500 aastat e.m.a., mil inimasulate lähedale rajatud jäätme hunnikud võisid toimida omamoodi lisa sööda kohtadena (Lepiksaar 1986). Cellina (2008) rühmitas lisa söötmise eesmärgi alusel järgnevalt: a) heidutussöötmine, b) peibutussöötmine, c) mass-söötmine, d) söödapõllud, e) toidupuuduse kompenseerimine, f) soolak ja g) sööda abil vaktsineerimine. Kõiki neid lisa söötmise tüüpe on metssea puhul kasutatud, kuid seejuures tuleb arvestada erinevusi loodusliku toidu rohkuses ja kättesaadavuses. Praktikas on aga sageli keeruline lisa söötmise eri tüüpe üksteisest eristada ning üks ei pruugi välistada teist. Eestis on rakendatud lisa söötmist nii karmide talvede negatiivse mõju leevendamiseks (Oja jt 2014), põllukahjustuste vältimiseks kui jahipidamise hõlbustamiseks. Kuni laialdase SAK levikuni oli metssigade lisa söötmine Eestis suhteliselt kontrollimatu – koguti küll jahistatistilist infot söötmiskohtade arvu kohta, kuid puudusid igasugused piirangud söötmiskohtade tiheduse ja söödakoguste kohta.

Aastatel 2003–2013 kehtinud jahiseadus ning sellele eelnenud jahikorralduse seadus nägid jahipiirkonna kasutajale ette ka ulukihoolde tegemist. Selle üheks väljundiks oli metssigade lisa söötmine. Konkreetsed tööd ja mahud määras maakondlik keskkonnateenistus jahipiirkonna kasutusõiguse loas. Soovitused omakorda tulid jahimaade korralduskavast, mille koostamise eesmärk oli saada andmeid jahiulukivaru seisundi ja suuruse ning jahimaa kvaliteedi kohta, koostada jahimaakorralduskava ja nõustada jahimaa kasutajat, hinnata jahimaa kasutamist, jahiulukite hooldusvõtete sobivust ning jahindusalaste õigusaktide toimimist. Kui veel toona vaadeldi jahiulukivaru kui majandusressurssi, mille kasvu tuli igal võimalusel maksimeerida, siis tänapäevase jahinduse eesmärk on sekkuda asurkonna seisundi heaolu toetamisse minimaalselt ja kärpida seda vaid ulatuses, mis kahjude vähenemist aitab oluliselt alla tuua. Samuti vähendada söötmisega tekkivat negatiivset mõju elupaikadele ja teistele liikidele. Metssea puhul saab rääkida populatsiooni kärpimisest ka haiguste leviku tõkestamise vältimiseks koduseafarmidesse, mis eeldab asurkonna tiheduse vähendamist veelgi suuremas ulatuses.

Lisa söötmine võib mõjutada metssigade elupaigakasutust, aktiivsumusteid ja sotsiaalsust. Lisa söödetavad karjad kasutavad oma kodupiirkonna tuumala rohkem (Boitani jt 1994) ning vähendavad kodupiirkonna suurust võrreldes mittesöödetavate karjadega (Prévot 2010). Aastaringse lisa söötmise korral võivad metssead loobuda sesoonsetest elupaigavahetustest (Boitani jt 1994) ning kasutada vähese loodusliku toidubaasiga elupaikasid sagedamini (Thurfjell jt 2009). Metssead on küll valdavalt öise eluviisiga, kuid sõltuvalt söötmiskohta kasutavate karjade arvust võib osa karju külastada seda päevasel ajal või taluda söötmiskohal võõraid liigikaaslasi (Andrzejewski ja Jezierski 1978).

Lisa söötmise seos kahjustustega. Heidutussöötmist on praktiseeritud põllukahjustuste vältimiseks ning selle toimimisele on ka mõningast tuge (nt Andrzejewski ja Jezierski 1978, Calenge jt 2004), kuid pikas plaanis ületab positiivne mõju metssea, eriti noorloomade, viljakusele (Cellina 2008) ja sellest põhjustatud asustustiheduse suurenemine heidutuse võimaliku mõju. Ka Eestis osaleb märkimisväärne osa noorloomadest sigimises (Veeroja ja Männil 2014), mis peegeldab lisa söötmise positiivset mõju asurkonnale. Šveitsis kahjustasid metssead viljapõlde rohkem nendes piirkondades, kus oli rohkem lisa söötmist (Geisser ja Reyner

2004). Lisaks on kaugus söötmiskohast üks olulisemaid kahjustuste ulatust selgitavaid tegureid (Lindblom 2011).

Uuritud on ka heidutussöötmise mõju maaspesitsevate lindude pesarüüstele ning see võib olla nii pesarüüset vähendav (Vander Lee jt 1999), suurendav (Cooper ja Ginnett 2000, Jones jt 2010, Selva jt 2014, Oja jt 2015) kui ebaoluline (Greenwood jt 1998, Jones jt 2002). Pesarüüste riski tõus võib avalduda mitmeti. Esiteks kasvab pesarüüste risk koos lisa söötmisest põhjustatud metssea asustustiheduse tõusuga (Oja jt 2014). Teiseks kontsentreerivad metssea söötmiskohad ka teisi pesarüüstajaid (Cooper ja Ginnett 2000, Selva jt 2014, Oja jt 2015). Kolmandaks, kuna sõraliste söötmiskohad meelitavad lisaks sihtliikidele ligi ka nendest toituvaid kiskjaid (Cooper ja Ginnett 2000, Oja 2011, Süld jt 2014), võib negatiivne mõju lindudele avalduda ka läbi nende liikide.

Lisasöötmise seos nakkustega. Sagenenud kontaktide tõttu võivad söötmiskohad soosida haiguste levikut (Sorensen jt 2014) ja seda isegi mitu aastat pärast lisa söötmise lõpetamist, sest metssigu koondav mõju püsib pärast pikaajaliselt kasutusel olnud söötmiskohtade hülgamist jahimeeste poolt (Oja jt 2015). Lissöötmise soosiv mõju nakkuse levikule võib avalduda ka juhul, kui parasiit kasutab vaheperemeest. Näiteks Eestis on metssea nakatumine kopsuussidega mõjutatud lissöötmise intensiivsusest (Oja jt 2017^B), niisamuti on ka söötmiskohtade vihmaussidel leitud kõrgem kopsuussidega nakatumise osakaal (Humbert ja Henry 1989, Nagy jt 2015). Samas võib lissöötmise mõju nakkuse levikule erineda isegi sarnase levikuteega haigustekitajate puhul. Nii näiteks leiti Hispaanias, et nakatumine pinnasel leiduvate parasiitidega sõltub söötmiskohtade tihedusest ning on metssigade asustustihedusest sõltumatu (Navarro-Gonzales jt 2013), samas kui Eestis mõjutas nakatumist eelkõige metssigade asustustihedus, mitte lissöötmine (Oja jt 2017^B). Vastuolulisi tulemusi võivad põhjustada geograafilised eripärad nii söötmiskohtade kasutuses kui haigustekitajate vastupidavuses keskkonnatingimustele (Oja 2017). SAK leviku tingimustes soovitati ka metssigade lissöötmist piirata (Gavier-Widén jt 2015), kuid see näis olevat nakkuse leviku tõkestamisel üks väiksema mõjuga meetmetest (Guinat jt 2017).

Lissöötmise seos küttimisega. Püsivalt kättesaadav lisatoit võimaldab vältida järske langusi arvukuses karmidel toidunappusega talvedel, mil metssigade suremus suureneb järsult (Jezierski 1977, Okarma jt 1995). Kuna ulatuslik ja pikaajaline lissöötmine tõstab viljakusnäitajaid (Cellina 2008), soosib see metssigade arvukuse tõusu, mis omakorda aitab tõsta eduka jahi tõenäosust. Samal ajal saab küttida varitsus- ja hiilimisjahi käigus söötmiskohtadel käivaid ja nende lähedusse koondunud metssigu. See teeb jahipidamise lihtsamaks ja võimaldab reguleerida metssigade arvukust ilma ajukahitajata, mis on tugevalt häiriv ka teistele metsloomadele. Väikestes jahiseltsides võibki söötmiskohtades varitsemine olla peamine jahipidamise viis – jahimeeste arv on liiga väike, et seada üles tõhusat kütiliini, edukaks ajukahitajaks vajaminevate ajajate arvust rääkimata. Seejuures on oluline eristada massilist söötmist peibutussöötmisest – väiksema söödakogusega söötmiskohtade negatiivsed mõjud on lokaalsemad (Oja jt 2015), seejuures on vastavas uuringus välja toodud nn väikeste söötmiskohtade sööda kogused sarnased tänapäeval lubatud peibutussööda kogustega (vaata ka peatükki 2.1.4).

2 Seadusandlik staatus ning seire ja ohjamise korraldus

2.1 Regulatsioonid

2.1.1 Kaitse

Metssea kui vabalt elava loomaliigi isendikaitse on Eestis reguleeritud loomakaitseseadusega, metssea kui mitte kaitsealuse loomaliigi kasutamist reguleerib jahiseadus. Jahiseadus ja looduskaitseadus sätestavad asurkonna kaitse läbi kaitse ja ohjamise tegevuskava koostamise juhul, kui metssea seire tulemustest nähtub, et liigi soodne seisund on ohus või kui liigi arvukuse suurenemisest on tingitud oluline negatiivne mõju keskkonnale või oht inimese tervisele ja varale. Varem ei ole Eestis metssea kaitse ja ohjamise tegevuskava koostatud ning senine ohjamine on tuginenud eeldustele, et metssea soodne seisund Eestis ei ole ohus ning ühtlasi ei ole negatiivne mõju keskkonnale või inimesele olnud oluline. Loomade kaitse haiguste ja loomataudide eest on reguleeritud veterinaarseadusega, viimane keskendub aga eelkõige inimese ja inimese poolt peetavate loomade kaitsele. Vabalt elavad loomad (sh metssiga) on käsitletud kui zoonooside levitajad.

2.1.2 Jaht

Jahiseaduse § 4 (2) kohaselt on metssiga suuruluk, kellele võib vastavalt jahieeskirja § 5 pidada aastaringselt varitsus-, hiilimis- või ajujahti. 1. oktoobrist 31. märtsini võib pidada ka jahti jahikoeraga, välja arvatud FCI 6. rühma kuuluva jahikoeraga, kelle tõustandardis kinnitatud maksimaalne turjakõrgus on üle 52 cm. Metssea küttimiseks on vajalik jahiluba, aga SAK leviku tingimustes on lubatud surmata ilmsete SAK tunnustega metssiga ka ilma jahiloata (Jahiseadus § 33¹). Sel juhul tuleb viivitamata teavitada Keskkonnaametit, lisaks tuleb olenemata jahiloa olemasolust teavitada ka Põllumajandus- ja Toiduametit. Metssiga võib tulistada ainult kuuliga, vintraudse püssiga peab vintraua kaliiber olema vähemalt 6,5 mm ning padrunis kasutatava kuuli kaal vähemalt 9,0 g. Püünisaeda on lubatud kasutada ainult metsseajahil sigade Aafrika katku leviku piiramise eesmärgil Keskkonnaameti määratud juhtudel.

Erinevalt teistest suurulukitest ei ole metssea küttimine piiratud jahieeskirjaga isegi poegade üleskasvatamise perioodil. Kuni 2015. a oli jahieeskirjas põrsastega emise küttimine lubatud vaid ajavahes 01.10–28.02 (liigaastal kuni 29.02), kuid seoses SAK leviku ja vajadusega arvukust kiiresti vähendada, kaotati need piirangud. Seega viimasel kaheksal aastal on põrsastega emiseid tundlikul perioodil kaitsnud pigem jahimeeste eetika ja jahinduse hea tava reeglid, mille alusel emaslooma küttimise tõttu noorloomade abitusse seisundisse jätmine ei ole põhjendatud tegu. Ka loomakaitseaduses on abitusse seisundisse jätmine defineeritud kui looma suhtes lubamatu tegu, kuid kuna vastav peatükk kirjeldab loomapidamisnõudeid, ei ole üheselt selge, kas see kohaldub ka vabalt elavatele loomadele.

2.1.3 Kahjustused

Jahiseaduse 6. peatükk sätestab uluksõraliste tekitatud kahju põllumajanduskultuuridele ning metsamaal kasvavatele okaspuudele hüvitamise. Vastavalt jahiseadusele ei ole jahipiirkonna kasutaja kohustatud metssea tekitatud kahju hüvitama, kui maaomanik on kirjalikult keelanud jahipidamise oma kinnisasjal või seda takistanud või põllumajanduskultuuri kasvupindala kahjustatud ala on väiksem kui 100 m² või põllumajanduskultuuri kahjustus üle 5 ha suurusel põllumaal on tekkinud välispiirile lähemal kui 10 m. Sellest erand tekib vaid olukorras, kus maaomanik ja jahipiirkonna kasutaja on omavahel sõlminud jahimaade jahipidamiseks kasutamise lepingu ning selles kahjude kompenseerimise viisi ja korra omavahel kokku leppinud. Valdav osa Eesti maaomanikke just seda viimati nimetatud võimalust kasutabki.

2.1.4 Lisasöötmine

Looduskaitseseadus keelab metssigade lisa söötmise metsise püsielupaigas, muul kaitsealal, hoiualal, püsielupaigas ja kaitstava looduse üksikobjekti kaitsevööndis on lisa söötmine lubatud vaid kaitstava loodusobjekti valitseja nõusolekul. Seoses SAK levikuga on Põllumajandus- ja Toiduameti otsusega metssea söötmine lubatud vaid peibutamise eesmärgil – korraga võib söödakohas maas olla kuni 5 kg lisa sööta ning söötmiskohtade tihedus kuni üks söötmiskoht 1 000 ha jahimaa kohta. Põllumajandus- ja toiduameti koostatava otsuse alusel jätkatakse metssigade peibutussöötmisele seniste piirangute rakendamist, kuid lisaks keelatakse toidu ja söödajäätmete kättesaadavaks tegemine metssigadele ning teiste metsloomaliikide söötmisel peab olema tagatud, et sööt ei oleks metssigadele kättesaadav.

2.2 Seire

Metsseaga seotud seireandmete kogumine on määratud keskkonnaministri (edaspidi kliimaministri) määrusega „Jahiulukite seireandmete loetelu ja kogumise kord ning seiret korraldama volitatud asutus“. Vastavalt määrusele on seire korraldaja ja seireandmete analüüsija ning seirearuande koostaja Keskkonnaagentuur, Keskkonnaamet kogub lisa söötmiskohtade andmeid. Eestis on seni metssea populatsiooni muutuste jälgimiseks kasutusel neli meetodit: jahimeeste vaatlused, küttimisstatistika, talvine ruutloendus ning kevadine hirvlaste pabulaloendus, mille käigus täheldatakse üles ka metssigade väljaheited ning hinnatakse tuhnitud maapinna ulatust. Alates 2024. aastast juurutatakse uue meetodina rajakaamerate põhise arvukuse hindamist. Täpsemalt kõigist nimetatud meetoditest allpool. Metssea põhjustatud kahjustusi seni süsteemselt seiratud ei ole.

2.2.1 Juhuvaatlused

Metssea vaatlusi tehakse ajavahemikul 1. novembrist kuni 28. veebruarini, mille alusel hinnatakse asurkonna soolist ja vanuselist koosseisu ning juurdekasvu. Vaatluslehele märgitakse kuupäevade kaupa nähtud üksikisendid ning täiskasvanud isendite ja põrsaste arv nähtud karjades. Jahiaasta lõpus annavad jahipiirkondade kasutajad vaatluste jm kogemuse põhjal hinnangu metssigade arvukusele oma jahipiirkonnas. Rajakaamerate laialdane

kasutuselevõtt lisasöötiskohtades on võimaldanud jahimeestel tõsta nii vaatluste hulka kui nendega kogutavate andmete kvaliteeti, sest kellaajalised võrdlused võimaldavad eri karju paremini eristada, samas võib nii jääda teadmata osa populatsioonist vaatlemata. Esiteks ei pruugi kogu metssea populatsioon inimtekkelisi toiduallikaid kasutada (Keuling jt 2009). Teiseks, kuna SAK leviku tingimustes on söötiskohtades lisatoidu kogused piiratud, on eeldatavasti vähenenud ka nende koondav mõju (Oja jt 2015). Kolmandaks eelistavad metssead looduslikku toitu (Stillfried jt 2017, Oja 2017), mistõttu ei pruugi nad jahipiirkonna kasutajate vaatevälja sattuda, kui mujal on looduslikku energiarikast toitu piisavalt. Viimane võib olla varasemast olulisem tegur tingimustes, mil metssigade arvukus on langenud ning samuti headel saagiaastatel ja ühtlasi suurema tammede osakaaluga piirkondades, näiteks Saaremaal.

2.2.2 Küttimisandmed

Jahindusstatistiliste andmete aruandeperiood on jahiaasta ning need esitatakse Keskkonnaagentuurile iga aasta 20. märtsiks. Kütitud metssigade kohta tuleb esitada nende arv, sugu ja vanusegrupp. Lisaks esitatakse jahindusstatistika osana metssigade arvukuse hinnang aruandeperioodi lõpus, liikluses ja muul põhjusel hukkunud metssigade arv, jahimeeste arv, jahikoerte arv tõurühmade kaupa. Lisaks võib Keskkonnaamet koguda kütitud või hukkununa leitud jahiulukite kohta järgmisi andmeid: küttimise või hukkununa leitud isendi leidmise kuupäev, küttimispaiga või leiukoha jahipiirkond ja geograafilised koordinaadid, isendi sugu ja vanusegrupp. Soses SAK levikuga tuleb jahipiirkonna kasutajatel esitada Keskkonnaametile iga eelneva kuu metssigade küttimisandmed järgneva kuu 10. kuupäevaks, mis kirjeldab hästi küttimissurve ja kütitud metssigade vanuselise ja soolise jaotuse muutusi kuude lõikes (vaata ka peatükki 1.2.2). Keskkonnaametile tuleb esitada ka lisasöötiskoha geograafilised koordinaadid. Kütitud isendite arv on üks laiemalt kasutatavaid metssea arvukuse indikaatoreid, kuid see sõltub mitte ainult populatsiooni suurusest, vaid ka küttimispingutusest, ilmast, elupaigast jne.

2.2.3 Ruutloendus

Ruutloenduse andmeid koguvad jahipiirkondade kasutajad, loendaja märgib ruutloenduse lehele loenduse kuupäeva, loendustransektiga ristunud jäljeradade arvu liikide kaupa (sh metssiga), loendatavate jälgede maksimaalse vanuse, loenduspäeva õhutemperatuuri ja lume sügavuse. Loendus tuleb läbi viia ajavahemikul 15. jaanuar kuni 31. märts 24–48 tundi pärast lumesadu ning vahetult enne loendust ei tohi esineda ekstreemset pakast, tugevat lumesadu või tugevat tuult. Registreeritakse kõik loendustransektiga ristuvad ulukite jäljerajad isegi sellisel juhul, kui loendaja võib suure kindlusega järeldada, et mitu erinevat ristunud jäljerada kuuluvad samale isendile. Loendus toimub 3 km küljepikkusega ruudukujulistel transektidel, mis võimaldab loenduse alustamist ja lõpetamist samas kohas ning samas välistab loendustransekti väljumise ühest loenduspiirkonnast. Ühe ulukiloenduse ruuduga ei tohiks koguda andmeid suurema kui 100 km² loenduspiirkonna kohta. Ulukiruut tuleb paigutada sellisesse loenduspiirkonna osasse, kus ulukite esinemisagedus on eeldatavasti suurim. Ulukiruudu paigutamisel tuleb silmas pidada, et biotoobid transektil paikneksid ligikaudu

proportsionaalselt nende esinemisele looduses. Jäljeindeks on suurel skaalal hea suhtelise asustustiheduse indikaator (Bobek jt 2014, Bragina jt 2015, Deryabina jt 2015), kuid selle kasutamine eeldab lumikatte olemasolu ning tulemusi võivad mõjutada paljud faktorid, sh lisasöötmine, sest pideva ja piisava lisasööda olemasolul võivad metssead oma liikumist vähendada ning koonduda söötmiskohtade lähedusse (Jezek jt 2013).

2.2.4 Pabulaloendus

Lisaks jahipiirkonna kasutajate kogutavatele andmetele on alates 2015. a viidud kevadeti läbi ka ulukite talve jooksul kogunenud pabulahunnikute loendust. Üle Eesti on paigutatud 47 seireala. Alates 2023. a on lisandunud seireala Kaitseväe Keskpölgoonil ning alates 2024. a ka Nursipalu ja Sirgala Kaitseväe harjutusaladel. Seega on kokku 50 pabulaloenduse ala. Kõikidel valdavalt metsaaladel paiknevatel seirealadel on kaheksa 1 km küljepikkusega ruudukujulist transekti, kokku 32 km loendusmarsruuti. 2 m laiusel alal loendatakse kõik hirvlaste, jäneste ja metssea poolt viimasel talvel tekitatud pabulahunnikud ja kanaliste ekskremendid. Lisaks hinnatakse transektile ulatuvate metssea tuhnimislaikude suurust 2 m laiuse pabulaloenduse transektiala piires. Kui talvise ruutloenduse tulemusi mõjutab ilm ja lumikatte olemasolu ning paksus, siis pabulaloenduse tulemusi võivad mõjutada transekti ümbritseva elupaiga eripärad. Näiteks osad talvel kasutatavad alad võivad olla kevadise loenduse toimumise ajal ülejutatud, mistõttu jäävad ekskremendid registreerimata. Sarnaselt ruutloendusele ei ole võimalik kogutava indeksi väärtust lihtsa kalkulasiooni abil asustustiheduseks ümber arvutada, kuid siiski võimaldab see hinnata populatsiooni arvukuse trendi.

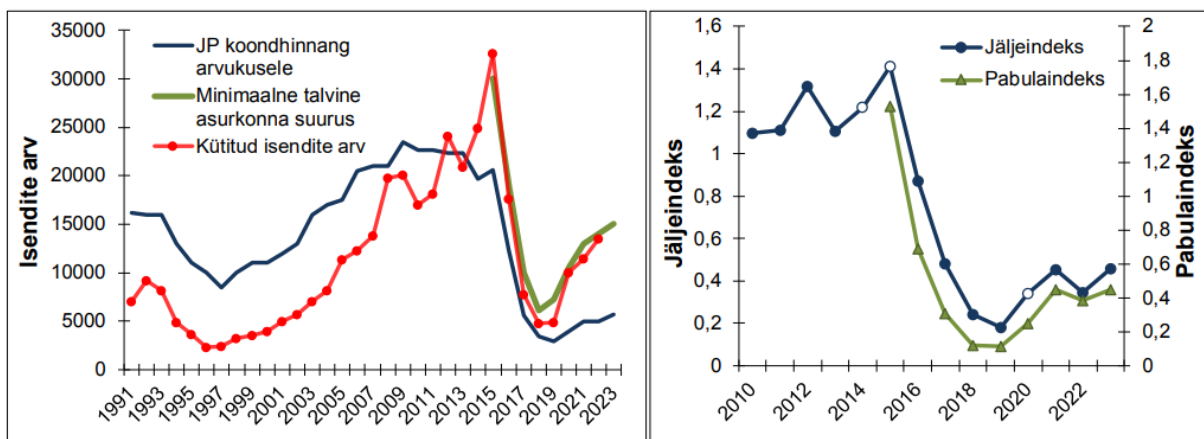
2.2.5 Rajakaamerate põhine loendus

Alates 2024. aastast juurutatakse uue seiremeetodina rajakaamerate tehtud juhuvaatlustel põhinevat nn REM (*random encounter models*) ulukite loendust ja asustustiheduse määramist. Tegemist on meetodiga, mis hindab vabalt liikuvate ja märgistamata loomade arvukust vastavalt nende sattumisele rajakaamera vaatevälja (Rowcliffe jt 2008). Eeldatakse, et mida kõrgem on liigi asustustihedus, seda sagedamini läbivad isendid juhuslikult kaamera(te) tuvastamisala (Royle ja Nichols 2003). Vaatlusaladeks on samad 47 kohta, kus alates 2015. a on teostatud pabulaloendused (välja arvatud kolm Kaitseväe ala). See annab hea võimaluse võrrelda kogutavaid REM andmeid nii varasemate kui ka samaaegsete pabulaloenduse andmetega. Igale vaatlusalale paigutatakse igal kevadel 35 päevaks 26 kaamerat, mis teeb vaatlusala kohta arvestuslikult 910 kaamerapäeva.

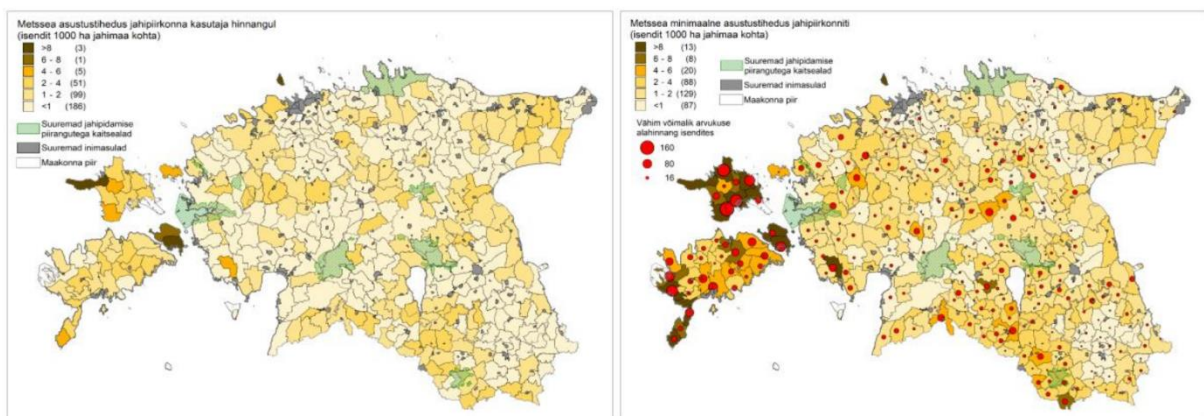
Seireks vajalikud ca 700 rajakaamerat on Keskkonnaagentuur 2018.–2023. a pilootuuringute (Veeroja ja Linder 2019) ja ettevalmistuste käigus juba hankinud. Rajakaamerate salvestatavate fotode analüüsiks on loodud masinõppel põhinev piltidelt liigi tuvastamise tarkvara prototüüp, mida on kavas järk-järgult arendada. On alust arvata, et selline meetod võimaldaks hoida kokku nii ulukite arvukuse hindamise töömahtu võrreldes seni kasutatud meetoditega, kui ka tõsta hinnangu täpsust (Rowcliffe jt 2008).

2.2.6 Seireandmete analüüs

Kõigil meetoditel on oma eelised ja puudused, kuid kombineerituna kirjeldavad need suuremaid populatsioonis toimuvaid muutuseid võrdlemisi hästi (joonis 11). Jahimeeste hinnang arvukusele erineb üldisest arvukuse trendist enim, eriti suursaartel (joonis 12) ning sellega seotud probleeme on lühidalt lahatud ülal. Siiski näib, et vähemalt viimastel aastatel on koos tegeliku arvukuse kasvuga suurendatud ka küttimissurvet. Metssea küttimismaht ja struktuur lepitakse kokku jahindusnõukogus, mis moodustatakse regionaalse jahindustegevuse korraldamiseks võrdsetel alustel jahipiirkonna kasutajate ja maaomanike esindajatest, lähtudes ulukiseire aruandest ja jahipiirkonna kasutaja ettepanekust. SAK leviku tingimustes kehtestab metssigade küttimismahu Keskkonnaamet.



Joonis 11. Talvine metssea asurkonna suuruse (Keskkonnaagentuuri hinnang ja jahipiirkonna kasutajate hinnangute summa), kütitud isendite arv (punane joon) ja asustustiheduse muutusi iseloomustavate ruutloenduse jäljeindeksi ja pabulaindeksi muutused (Veeroja jt 2023).



Joonis 12. Metssea asustustihedus jahipiirkonniti 2022. aastal (Veeroja jt 2023). Vasakpoolne kaart on koostatud jahipiirkonna kasutajate poolt antud arvukushinnangute alusel, parempoolse kaardi koostamisel on arvestatud lisaks jahipiirkonna kasutajate poolt antud arvukuse hinnangutele ka järgneval jahihooajal (2022) kütitud kesikute ja täiskasvanud isendite arvu.

2.3 Ohjamine

2.3.1 Nakkuste leviku piiramine

Seni on metsseal esinev kõige ägedam, majandust mõjutavam ja tõrjemeetmeid nõudev nakkus olnud sigade Aafrika katk. SAK juhtumite levik on Eestis olnud nii kiire, et väga tõenäoliselt on see toimunud olulisel määral inimese kaasabil, nt saastunud sõidukite ja jalatsitega. Kuna metssigadel on SAK olnud seni väga virulentne (kõrge suremusega) ning metssead reeglina ei liigu väga suurtel aladel, siis võib eeldada, et vaid metssealt-metsseale nakates oleks taudi levik olnud oluliselt aeglasem. Metsigadel on peamiseks SAK tõrje meetodiks olnud arvukuse jõuline langetamine ja seejärel suhteliselt madalal tasemel hoidmine ning korjuste hävitamine.

SAK nakkuskolde ilmnemisel loomakasvatuse või lihakäitlemise ettevõttes kehtestatakse sellele tauditõrje tzoneering³. Seal hulgas on ette nähtud, et nakkusega tabandunud ettevõttes hukatakse kõik kodusead ja hävitatakse korjused, piiratakse inimeste, sõidukite ning teiste põllumajandus- ja koduloomade sisse- ja väljaliikumine ning desinfitseeritakse või hävitatakse nakkusohtlik olme ja esemed. Nakkuskolde ümbruses kehtestatakse 3 km raadiusega kaitsetsoon ning 10 km raadiusega järelevalvetsoon, kus piiratakse ka teistes farmides ja lihakäitlemise ettevõtetes inimeste, kodusigade jt koduimetajate liikumine ning kehtestatakse ranged sanitaarnõuded ja järelevalvekord. Samuti on piiratud sigade, nende liha ja jäänuste ning väljaheidete ja allapanu transport kogu tsooni ulatuses. Seega, isegi kui nakkuskoldes ja selle otseses naabruses ei nähta ette meetmeid vahetuid metssigadega, on kogu tsooni ulatuses kehtivad piirangud loomakasvatuse ja lihakäitlemise ettevõtetele väga koormavad. Juhul, kui SAK levib metssigadel seafarmi naabruses on hoolimata sanitaarmeetmetele (sh sisenevate inimeste ja sõidukite desinfitseerimine) siiski suur oht, et nakkus levib metsast farmi.

2.3.2 Põllu- ja metsakahjustuste ennetamine

Metssea põhjustatud põllu- ja metsamajanduslikke kahjustusi riik ei hüvita, küll võib jahimaa kasutamise lepingus olla eraldi sellekohane kokkulepe maaomaniku ja jahiseltsi vahel. Kuigi kõrge arvukuse korral võib seakahjustuste üle-eestiline kogumaht olla märkimisväärne, on seakahjustuste omapäraks nende ruumiline hajutatus, mistõttu võiks tugev ja suure ulatusega kahjustuspiirkond välja kujuneda erakorralise juhtumina. Tõenäoliselt seetõttu on üldine kahjustuste tase olnud suhteliselt talutaval tasemel ning reaalseid ulatuslikke ennetusmeetmeid ei ole seni rakendatud. Küll aga on teada lokaalseid tugevaid kahjustusjuhtumeid. Paraku metssea põhjustatud põllu- ja metsakahjustuste infot seni süsteemselt kogutud ei ole, mistõttu võib mulje kahjustuste vähesusest olla petlik.

³ Sigade aafrika katku tõrje tegevusjuhend. Põllumajandus- ja Toiduamet. Kinnitatud Põllumajandus- ja Toiduameti peadirektori 21.12.2023. a käskkirjaga nr 1.1-2/95

2.3.3 Erinevate küttemisviiside ülevaade ja mõju taudi tõrjes

Jahipidamisviisid. Eestis on metsseale lubatud jahipidamisviisid aastaringne varitsus-, hiilimis- ja ajujaht ning ajaliselt piiratud (01.10 kuni 31.03) jaht jahikoeraga.

Varitsusjaht. Sobivad varitsuskohad asuvad metssea poolt sagedasti kasutatavates kohtades – kultuurpõllud viljade valmimise ajal, söödapõllud, lisa söötmis- ja peibutuskohad. Varitsusjahi läbiviimisel tuleb lisaks ulukite väljatulemise võimalusele arvestada ka tuule suuna ning loomade liikumistrajektooriga. Maapealsetest varitsuspaikadest jahti pidades tuleb valida need ulukite põhilisele liikumissuunale vastutuult. Varitsuskoha vahetamine jahi ajal ei ole soovitatav, sest see võib lähenevat ulukit hirmutada. Varitsusjahi edukust võib tõsta jahikantslite ja kõrgistmete rajamisega – ühelt poolt vähendavad mugavad varjumiskohad vajadust varitsemise ajal asendit vahetada, teisalt takistavad lähenevatel ulukitel inimese tuvastamist lõhna järgi. Lisaks on ka kõrgusest varitsemine maapealsest turvalisem, sest pole ohtu põgeneva karja alla jääda. Varitsusjahi peamised eelised teiste jahipidamisviiside eest on mugavus, vaatluste ja valikulise laskmise võimalus ning väike jahiks vajalike inimeste arv.

Hiilimisjaht. Kui varitsusjahil ootab jahimees uluki ilmumist sobivale laskekaugusele, siis hiilimisjahi puhul on tegemist vastupidise olukorraga – jahimees üritab ise ulukile märkamatult sobivale laskekaugusele jõuda. Uluki asukoht on enne hiilimise alustamist kindlaks tehtud muude vahenditega, näiteks binokkel, rajakaamera, termokaamera. Ka hiilimisel on oluline arvestada tuule suunda, jäädes tabatavast ulukist alati allatuult. Kuna jahimees tekitab paratamatult liikumisega mõningast heli, on õnnestumise tõenäosus väiksem kui varitsusjahi puhul. Maapinnal viibides on see ka jahimehele ohtlikum jahiviis kui varitsusjaht. Hiilimisjahi edukus sõltub kogemusest rohkem kui teiste jahiviiside puhul. Sarnaselt varitsusjahiga on eeliseks aga väike jahiks vajalike inimeste arv ning vaatluste ja valikulise laskmise võimalus.

Ajujaht on aktiivne jahipidamise viis, mille puhul piiratakse ulukeid kindlal maa-alal ning ajajad suunavad helisid tekitades, sageli hõigete ja/või paugutitega, ulukid küttiliini. Jahi edukaks läbiviimiseks võib teostada eelluuret, mida on eriti hea läbi viia lumikatte olemasolul, samuti valida kohti, kus metssead suurema tõenäosusega puhkavad, näiteks peibutuskohade läheduses. Ajujahi edukaks läbiviimiseks on vaja teiste jahipidamisviisidega võrreldes oluliselt suuremat inimeste hulka. Kui ajajate arv on liiga väike, jäävad ulukid tihedas metsas varju. Ka küttiliinis peab olema jahimeeste arv piisavalt suur, et ajast lahkuvad ulukid küttiliinist läbi ei jookseks. Võrreldes teiste jahipidamise viisidega on ajujaht oluliselt häirivam, kuna liikuma aetakse ka need ulukid, kellele parajasti jahti ei peeta. Eriti ohtlik võib selline tegevus olla maanteed lähedal, kuna ajast põgenevad ulukid võivad ka teid ületada, mistõttu kasvab oht liikluses ulukiõnnetuste tekkimiseks. Piisava hulga jahimeeste olemasolul võib ajujaht olla väga efektiivne jahipidamise viis, kuid selle läbiviimist piiravad oluliselt maastikulised eripärad, näiteks väga suured metsatükid, liiga tihe alusmets, puhastamata metsasihid jms.

Jaht jahikoeraga sarnaneb ajujahile ning mõnikord kasutataksegi neid kahte jahiviisi paralleelselt. Kui sama metsatükki ajada läbi algul ajajatega ja seejärel jahikoeraga, võib koer leida ulukeid, kes varem ajajatel hoopis märkamata jäid. Koeraga jahi eelised ajujahi ees ilmnevadki selle suuremas efektiivsuses. Esiteks ei ole koeraga jahi korral vaja nii suurt hulka inimjõudu kui ajujahil – hästi töötav jahikoer on suuteline uluki metsatükist ise üles otsima ja

kütiliini ajama. Teiseks suudavad jahikoerad otsida ja ajada metssigu ka väga tihedas maastikus, näiteks roostikus, kus metssigadel on kerge varjuda ning inimeste liikumine on raskendatud. Jahikoera kasutamisel on ka mõned miinused: koer võib loobuda uluki ajamisest enne kütiliinini jõudmist, lahkuda metsatükist koos ajatava ulukiga või hakata ajama ulukit, kellele parajasti jahti pidada ei soovita, sh ajatava uluki teise vastu ümber vahetada. Samas on enamikul juhtudel võimalik koera järjepideva treenimise ja jahi parema korraldusega neid probleeme vältida. Praegu on võimalik Eestis jahikoera välja õpetada ainult temaga järjepidevalt metsas käies. Koeraga jahi läbiviimist võib teatud juhtudel takistada ka suurkiskjate, eelkõige hundi leidumine piirkonnas, kuna jahi käigus on oht hundi ja koera vaheliseks konfliktiks, mistõttu jaht selles konkreetses kohas katkestatakse.

Jahipidamisvahendite hulgas on nii neid, mis on üldlubatud, kui ka selliseid, mis on osaliselt või täielikult keelatud või mille kasutamine on vastuolus levinud hea tava ning jahieetika ja -moraaliga. Jahti tõhusamaks muutmise vahendite kasutamisel võib tekkida vajadus hakata määrama ka sõralistele jahi ülemlimiite, nagu toimitakse suurkiskjate puhul. Seni on sõralistele määratud vaid jahimahu alammäär.

Söödaga peibutamine. Eestis on metssigade lisa söötmine keelatud, kuid lubatud on peibutamine söödaga, mis tõstab oluliselt nii varitsus-, hiilimis- kui ajujahi efektiivsust, viimase puhul eriti lumikatte puudumise korral. Valdavalt kasutatakse peibutusena teravilja ja selle jääke, kuid on kasutatud ka tammetõrusid, kartuleid jm juurvilju, pähkleid, toidutööstuse jääke, peamiselt pagaritooteid. Omaette peibutamise viis on veel söödapõllud – metsamaastikusse rajatud väikesed kultuurviljade põllud, millelt vilja ei koristata. Metssea puhul sõltub lisa söötmise mõju populatsiooni arvukusele oluliselt nii lisa sööda kogusest kui selle saadavalolemise ajast – peibutussöötamise puhul on kogused väikesed ja jäävad alla looduslikule toidubaasile samas elupaigas.

Valgusti. Vastavalt kehtivale jahiseadusele on kunstliku valgusallika kasutamine jahil keelatud, välja arvatud tasku- ja otsmikulambi kasutamine lasketulemuse selgitamiseks ning haavatud ja surnud uluki otsimiseks. Seejuures on Keskkonnaametil õigus kehtestada uluki kaudu leviva haiguse tõkestamiseks tingimused ja ajavahemik, mille korral kunstliku valgusallika rakendamine on lubatud. Näiteks KeA käskkiri 6. mai 2023 nr 1-1/23/60 lubab sigade Aafrika katku tõrjumise eesmärgil lasta metssigu seisva mootoriga mootor- ja maastikusõidukist, mootor- ja maastikusõidukit muul viisil kasutades ning kunstliku valgusallika abil kuni 28.02.2025. Jahieeskiri lubab kunstlikku valgusallikat kasutada vaid siis, kui püssiraua suue on lasu hetkel kõrgemal kui 2,5 meetrit, näiteks kõrgistmelt küttides. Kuna Eestis on pimedat aega metssea peamise jahiaja jooksul palju, hõlbustaks valgusti kasutamine nii hiilimis- kui ka varitsusjahi läbiviimist. Kuna valgusti kasutamine ei jää ulukile märkamatuks, ei ole selle abivahendiga seotud eetilis-moraalsed kaalutlused nii tugevad kui öösihiku puhul.

Öösihiku kasutamine on praegu Eestis lubatud vaid Keskkonnaameti loal uluki kaudu leviva haiguse tõkestamiseks, kuid seni ei ole öösihiku kasutamise tingimusi ette nähtud. Öösihiku kasutamine tõstaks kahtlemata varitsus- ja hiilimisjahi efektiivsust pimedas, kuid selle vahendiga on seotud tugevad eetilis-moraalsed kaalutlused – erinevalt valgustist jääb öösihiku

kasutamine kütitavale ulukile märkamatuks ning võib anda jahimehele liiga suure eelise – tabatud uluk pääseb vaid ebatäpse lasu korral. Samuti on oht, et juba soetatud vahendit hakatakse kasutama ka teiste ulukite puhul. Öösihiku lubamine võib vajada ühiskonnas põhjalikumat arutelu, samuti tuleb vaadata naaberriikide kogemusi, näiteks kuidas on jahipidamine muutunud pärast öösihiku kasutuselevõtmist Soomes.

Püünisaed. Vastavalt jahieeskirjale on Eestis lubatud püünisaedade kasutamine Keskkonnaameti määratud juhtudel, kuid seni ei ole see meetod Eestis rakendamist leidnud. Tegemist on levinud meetodiga Ameerika Ühendriikides, kus metssead (ja nende ristandid) põhjustavad kohalikule loodusele suurt ohtu. Sisuliselt on tegemist aiaga piiratud söötmiskohaga, kuhu metssead söödaga sisse meelitatakse ning seejärel terve karjana ära kütitakse. Erinevalt meil levinud varitsusjahist ei ole ülejäänud karjal võimalust põgeneda. Eestis on aiajaht kohaliku jahieetikaga vastuolus – kuna ulukitel ei ole mitte mingit põgenemisvõimalust, on tegemist pigem hukkamise kui jahipidamisega. Samas erijuhtudel, näiteks SAK leviku piiramisel väga kõrge asustustiheduse korral võib see olla siiski otstarbekas. Eestis on jahipidamine vabatahtlik harrastus ning vastuolulisuse tõttu on vähe tõenäoline, et jahimehed ise sellise abivahendi kasutusele võtaks. Tõenäoliselt eeldaks püünisaedade kasutamine kutseliste jahimeeste rakendamist, kuid sel juhul tuleks ka seadustes luua võimalused ja määrata tingimused, mille korral on riiklik sekkumine lubatud.

Vibujaht. Jahivibu kasutamine on jahiseaduses ja jahieeskirjas rangelt määratletud, kuid seni on see vahend Eestis lubatud vaid jahipidamisel väikeulukitele, kuigi mujal kasutatakse seda ka suurulukijahil. Metssea puhul oleks jahivibu kasutatav kas varitsus- või hiilimisjahis. Vibujahi populaarsus on Eestis tõusuteel ning selle lubamine ka metssea tabamisel võib aidata tõsta ka huvi metssea küttimisele. Kuna vibujahi läbiviimisel häiritakse teisi ulukeid minimaalselt, võiks see teatud juhtudel olla isegi eelistatud, näiteks kaitsealadel ja asulate lähedal. Vibujahi lubamine on siiski seotud eetilise-moraalsete dilemmaadega ning vajab laiemat ühiskondlikku arutelu. Seejuures on oluline tõsta ka teadlikkust praeguste piirangute osas. Kui jahivibu kasutust laiendatakse ka suurulukitele, tuleb hoida senist nõuete, sh väljaõppe ja kontrolli taset.

Mootorsõiduk. Eestis on keelatud kasutada mootorsõidukit uluki tagaajamiseks ning selle kasutamine uluki laskmisel, küll aga on Keskkonnaameti kehtestatud tingimustel ja korral uluki kaudu leviva haigusel tõkestamiseks lubatud ulukite laskmine seisva mootoriga mootor- ja maastikusõidukist ning mootor- ja maastikusõidukit muul viisil kasutades. Mootorsõidukeid on võimalik kasutada varjena, mis annab eelise ajutistes kahjustuskohtades varitsusjahi läbiviimiseks. Samuti on võimalik uluki otsimisel katta mootorsõidukiga kiiresti suur ala, mis aitab kaasa hiilimisjahiks uluki otsimisel. Lisaks on võimalik kasutada mootorsõiduki tulesid abistava valgusallikana.

Püüniste kasutamine metsseajahil ei ole lubatud, kuigi salakütid on kasutanud nii traatpüüniseid (silmsus) kui püünisraudu. Tegemist on ebaseaduslike vahenditega, mille puhul ei ole välistatud ka teiste ulukite sattumine püünistesse ning nende kasutuse seadustamisel esineks nii eetilise-moraalseid probleeme kui kaasneks oht teistele liikidele. Seetõttu ei ole soovitatav selliseid jahivahendeid lubada.

3 Mõjutegurid

Järgnevalt on analüüsitud metssea populatsioonile mõju avaldada võivaid tegureid, sh võivad need põhjustada nii arvukuse langust kui ka tõusu. Arvukuse languse soovimatuks tagajärjeks võib omakorda olla populatsiooni jätkusuutlikkuse vähenemine, seevastu metssea arvukuse tõus võib kaasa tuua kahjustuste sagenemise ning metsseaga seotud nakkuste suurema leviku. Olulisemateks mõjuteguriteks metssea populatsioonile on sigade Aafrika katk, looduslike vaenlaste rohkus/vähesus, küttimissurve ning inimtekkeline toidubaas ja lisa söötmine.

Järgnevalt analüüsitud mõjutegurite tähtsused on lühendatud ja määratud vastavalt:

- KR** kriitilise tähtsusega, võib 20 aasta jooksul viia asurkonna hävimisele;
- S** suure tähtsusega, võib 20 aastaga viia asurkonna kahanemisele > 20% ulatuses;
- K** keskmise tähtsusega, võib 20 aastaga viia asurkonna kahanemisele < 20% ulatuses;
- V** väikese tähtsusega, omab vaid lokaalset tähtsust ning asurkonna kahanemise oht 20 aasta jooksul on < 20%;
- N** metssea arvukusele neutraalne või nõrk positiivne mõju, mis tõstab populatsiooni arvukust vaid nii vähe, et sellega ei kaasne olulist suure ulatusega kahjustuste sagenemist (lokaalselt võib kahjustuste tõus olla märgatav);
- P** metssea arvukusele positiivse mõjuga tegur, mis võib viia asurkonna olulisele kasvule, mis omakorda võib kaasa tuua märkimisväärse kahjustuste jt ohtude sagenemise suures ulatuses.

3.1 Geneetilise mitmekesisuse muutus

3.1.1 Populatsiooni isolatsioon – V

Eesti metssigade populatsioon sarnaneb geneetiliselt Venemaa, Soome ja Poola metssigadele (Iacolina jt 2018) ja riikidevaheline liikumine on seni olnud suhteliselt vaba ning populatsiooni isolatsiooni ei ole esinenud. Seoses Euroopa julgeolekuolukorra halvenemisega ning sõjategevusega Ukrainas on hakatud riigipiiri kinni ehitama ning tulevikus katab ulukitele läbimatu piiritaratara arvatavasti kogu idapiiri maismaa osa. Sarnane riikide idapiiride kindlustamine toimub ka Lätis, Leedus ja Poolas. Piiritara väljaehitamisel väheneb geenisiire Balti riikide ning Venemaa ja Valgevene metsseapopulatsioonide vahel. Samas, kuna metssiga suudab hästi ujuda ja suures osas kulgeb idapiir mööda Narva jõge ning läbib Peipsi-Pihkva järve, Narva veehoidlat ja mõningaid väikejärvi (Pabra, Pattina, Kriiva, Vaniku järv), mis pole tarastatud, ei katke ühendus täielikult ka juhul, kui piiritarad ehitatakse välja kogu maismaapiiri ulatuses. Eeldatavasti jääb siiski ka looduslikes elupaikades piiritarasse katkestusi, eelkõige soistel aladel ja väikestel veekogudel. Nii võib piiritara negatiivne mõju Eesti metssigade geneetilisele mitmekesisusele avalduda eelkõige lokaalselt piiriäärsetel aladel ning juhul, kui seal esineb ka muid isolatsiooni põhjustavaid tegureid.

Eesti keskkonna kandevõime on selgelt suurem, kui põhipopulatsiooni 1 000 isendit. Seega oleks populatsiooni isoleerumise mõju pigem väikese tähtsusega ka juhul kui Eesti

populatsioon isoleeruks kõigist naaberaladest (vähemalt lühemas ja kesk-pikas perspektiivis). Reaalselt on osalise isolatsiooni tekkimise ohtu ette näha vaid Venemaaga.

3.1.2 Suunatud küttimine – V

Nii emiste kui ka kultide suunatud küttimine võib viia geneetilise mitmekesisuse vähenemisele (Allendorf ja Hard 2009). Kui sigimises osaleva populatsiooni suurus on väike, võib väheneda heterosügootsus ja haruldased alleelid populatsioonist kaduda (Harris jt 2002). Kuna emised veavad arvukuse kasvu, soovitati SAK leviku tingimustes metssigade asustustiheduse kiireks vähendamiseks just emiste suunatud küttimist. Pikas perspektiivis võiks selline strateegia metssea populatsiooni geneetilisele mitmekesisusele negatiivselt mõjuda. Samas on leitud, et kultide panus järglaste geneetilisele mitmekesisusele näib olevat oluliselt suurem kui emiste panus (Pérez-González jt 2014). Samuti võivad emised viljastuda juba umbes aasta vanusena, mistõttu näib, et metssead on kohastunud emiste suurenenud suremusega toime tulema.

Suunatud küttimine võib iseenesest viia geneetilise mitmekesisuse kahanemisele, kuid selle mõju sigivusele ja elulemusele võiks avalduda pikema aja jooksul. Seega 20 aasta perspektiivis on suunatud küttimine väikese tähtsusega mõjutegur. Küll aga võivad olla pikemaajalised tugevamad mõjud, eriti koosmõjus teiste teguritega nagu nt populatsiooni isoleerumine või killustumine.

3.1.3 Hübridiseerumine ja introgressioon – N

Mitmeli pool Euroopas on kodusea geenide introgressioon metssea populatsiooni suhteliselt levinud (Iacolina jt 2018). Kodustatud liigi geenide introgressioon võib vanemliigi populatsioone negatiivselt mõjutada. Kuna metssea puhul kanduvad aga üle muuhulgas ka suurenenud reproduktiivsusega seotud geenid (Fulgione jt 2016), võib hübridiseerumine populatsiooni kasvu potentsiaali oluliselt tõsta. Samas korreleerub hübridiseerumise risk kodusea pidamise viisidega ning Eestis peetakse kodusigu valdavalt suurfarmides. Hiljutise üle-euroopalise hübridiseerumise uuringu tulemustel Eesti metssea populatsioonist hübridiseerumise märke ei leitud (Iacolina jt 2018). Siiski on minevikust teateid laigulistest metssigadest, seega võib vaatamata laialdase introgressiooni puudumisele üksikuid hübridiseerumise juhtumeid esineda.

Eesti maaelu ja seakasvatuse tootmisvõtete omapärasid arvestades on mets- ja kodusea hübridiseerumise tõenäosus väga madal. Seoses SAK-ga seotud bioohutuse, taudiennetuse ja -tõrje meetmetele võib eeldada, et mets- ja kodusea ristumise tõenäosus/sagedus on veelgi madalam, kui meetmete kehtestamisele eelnevalt Näiteks on oluliselt vähenenud sigade pidamine väikefarmides ja kodustes oludes, kus kokkupuude metssigadega on tõenäolisem kui suurfarmides. Juhul, kui hübridiseerumise tõenäosus/sagedus suureneks, oleks mõju metssea sigivusele ja seeläbi arvukusele positiivne ning võiks potentsiaalselt kaasa tuua kahjustuste sagenemise.

3.2 Looduslik suremus ja nakkused

3.2.1 Looduslikud vaenlased – P / K

Metssiga on hundi eelistatud saakobjekt. Hundi arvukuse langus väga madalale või loodusest kadumine võiks kaasa tuua metssea aga ka teiste sõraliste populatsiooni olulise kasvu. Teisalt kiskjad laialt levinud saakloomi välja küttida üldjuhul ei suuda (negatiivne tagasiside mehhanism). Seega hundi arvukuse märkimisväärsel tõusul võiks olla kuni keskmise tugevusega mõju metsseale. Kuid seda eelkõige tingimustes, kus alternatiivsete saakloomade (metskitse) arvukus on madalseisus. Alternatiivsete hundi saakobjekti ohtruse korral võiks mõju metsseale olla usutavasti vaid vähene.

3.2.2 Sigade Aafrika katk – S-KR

Suurima mõjuga haigus on viimastel aastatel olnud SAK, mis vähendas metssea populatsiooni suurst mitmekordselt ning ületas täielikult küttimise mõju (Schulz jt 2019, Morelle jt 2020, Veeroja jt 2023). Siiski oli Poolas mittekütitavatel aladel metssea suremus mõnevõrra väiksem kui kütitavatel (Morelle jt 2020), mistõttu ei saa öelda, et taudiaegne küttimine mõjutab vaid neid metssigu, kes oleksid viiruse tagajärjel nagunii hukkunud. Enamgi veel – kirjeldatud süsteemis on metssea asustustihedus kordades suurem kui Eestis, mis tähendab, et taudi leviku tingimustes võib üleküttimine metssea populatsiooni täiendavalt ohustada ning raskendada taudijärgset taastumist.

Eestis langes SAK aktiivse leviku ajal metssea asustustihedus *ca* 2 aasta jooksul (so üsna kiiresti) rohkem kui 5-lt tasemeni 1,0–1,5 is/1 000 ha. Tõenäoliselt oleks kestvama ägeda taudipuhangu korral langenud/langetatud arvukus veelgi madalamale tasemele. Seega võib SAK kujuneda kriitilise tähtsusega ohuteguriks, mis pikemalt kestva taudi korral võib koostoimes teiste teguritega viia isegi piirkonniti asurkonna kadumiseni. Tänu efektiivsetele meetmetele ja metssea arvukuse langusele vähenes SAK-i levik ning populatsiooni taastumisele aitasid kaasa soodsad toitumistingimused järgnevatel aastatel. Kuna nii madala asustustiheduse ajal taudi levikut ei täheldatud, on täiendav oht, et sellist piirväärtust tõlgendatakse kui soovituslikku metssea asustustiheduse taset, mis lisab täiendava ohu populatsiooni seisundile.

3.2.3 Parasiidid – V-K

Metssiga on vastuvõtlik paljudele erinevatele parasiitidele, kes üldjuhul ei põhjusta peremehe surma, kuid võivad nõrgestada organismi. Suremus erinevate haiguste tagajärjel kasvab eriti just lumerohkete ja karmide talvedega aastatel (Okarma jt 1995). Viimasel aastakümnel on Eesti talved olnud metsseale pigem leebed, kuid kliima muutuste tingimustes on raske talviseid ilmasid ja lumeolusid pikemalt prognoosida. Seega on parasiidid kokkuvõttes sõltuvalt talve karmusest väikese kuni keskmise tähtsusega ohutegur.

3.2.4 Muud nakkused – V

Sigade klassikaline katk, suu- ja sõrataud, tuberkuloos jt. looduslikud taudid ja seakasvatusest loodusesse levida võivad taudid on seni olnud vähem virulentsed ja vähem epideemilised kui SAK. Hinnanguliselt on tegemist väikese tähtsusega ohuteguriga, mille suudab populatsioon suhteliselt väheste kadudega üle elada ning taastuda. Siiski ei saa välistada uudsete, seni teadmata taudide levikut Eestisse, kuid nende mõju on võimatu käesolevaga hinnata.

3.3 Inimesest johtuv suremus

3.3.1 Legaalne küttimine – S / P

Küttimine on üks suurema mõjuga metssea suremust mõjutavaid tegureid ning see ületab selgelt suurkiskjate mõju (Selva 2004, Nores jt 2008), kuid jääb alla taudidest põhjustatud suremusele (Morelle jt 2020). Viimastel aastakümnetel on küttimise mõju metssea populatsioonide kasvukiirusele olnud selgelt väike (Melis jt 2006, Veeroja jt 2023), kuid see võib osutuda oluliseks täiendavaks suremust põhjustavaks teguriks taudide ulatusliku leviku tingimustes (Morelle jt 2020).

Tegemist on metssea arvukusele suure tähtsusega teguriga, mis johtuvalt meelsusest, sotsiaalsetest teguritest ja kollektiivsetest otsustest võib metssea arvukust märkimisväärselt nii langetada kui ka oluliselt tõsta. Seega on legaalse küttimise korraldusega tihedalt seotud populatsiooni stabiilsus. Jahi tõhusust võib tõsta nt peibutussöötmise, mille puhul sööda kogused on väikesed ning toidubaasi maht ei tõuse oluliselt, seega ei saa seda käsitleda lisasöötmisena.

3.3.2 Illegaalne küttimine – V-K

Metssea küttimine on Eestis suhteliselt vaba – kuigi jahiloa olemasolu on vajalik, pole seatud ülempiiri kütitavate isendite arvule nagu suurkiskjate puhul. Lisaks pole küttimisele seatud aastaajaga seotud piiranguid – nii emiste kui kultide jaht on lubatud aastaringselt. Siiski tuleb ette juhtumeid, kui on kütitud ilma jahiloata või ebaseaduslikke vahendeid kasutades. Näiteks 2018. a detsembris kütiti Valgamaal Rebasemõisa külas tiine emis ja kolm põrsast, omamata vastavat jahiluba. Paar aastat varem kütiti ilma jahipidamisõigusega Saaremaal Mustjala jahipiirkonnas viis metssiga. Kuna aga ei legaalse ega illegaalse küttimise mõju ei ole piiranud metssea arvukuse kasvu Eestis ega Euroopas, ei saa seda praegu oluliseks ohuteguriks pidada.

Illegaalse küttimise levik ja sagedus on väga suure teadmatuse määraga tegevus. Mõju metssea populatsioonile võib esineda, eriti juhul kui avalik arvamus metssea suhtes on ebasoodne, tugeva majandussurutise või poliitilise ebastabiilsuse korral vms. Metssea küttimine (sh illegaalne küttimine) eeldab spetsiifilisi oskusi, mis piirab illegaalse küttimise levikut. Usutavasti on illegaalse küttimise mõju hetkel kogu Eesti kontekstis vähene ning võib avalduda pigem lokaalselt.

3.3.3 Populatsiooni demograafilise ja sotsiaalse struktuuri rikkumine – S

Looduslikus süsteemis on metssea noorloomade suremus väga kõrge – ligemale pooled metssead hukkuvad esimesel eluaastal ning kolmandik teisel (Jezierski 1977). Samas rohke toidubaasiga aastatel võib suremus olla ka vaid 10% ning toidunappusega aastatel 90%. Kuni neljanda eluaastani on kultide suremus emiste omast suurem, alates kuuendast eluaastast vastupidi (Jezierski 1977). Seega on võimalik selektiivse küttimisega mõjutada nii populatsiooni sigimispotentsiaali kui ka küttimisvälist suremuse taset.

Juhul, kui populatsiooni struktuuri suunamine suurendades parimas sigimiseas emiste suremust on üleriigiliselt koordineeritud, on tegu suure tugevusega mõjuteguriga.

3.3.4 Koordineeritud tõrjumine – K-S (V)

Eestis ei ole metssiga invasiivne võõrliik, mistõttu tema loodusliku populatsiooni tõsine kahjustamine oleks vastuolus riiklike seadustega. Metssea liigne tõrjumine või ohjamine võib osutuda probleemiks näiteks kaitsealuste liikide kaitsemeetmena või taudide ohu vähendamiseks, samas varasemalt on metssea täielik väljatõrjumine õnnestunud vaid saartel (Massei jt 2011). Hästi kohanemisvõimelise liigina kasutavad metssead varjumiseks alasid, kus jahipidamine on raskendatud või keelatud – suured loodusmassiivid, kaitsealad, elamute ja tiheasustusega alade lähedus. Toimub ka tühjaks jäänud alade taasasustamine piirnevate aladelt. Seega pikas perspektiivis ei ole väikeseskaalaline tõrjumine püsiv ning suureskaalaline tõrjumine traditsiooniliste jahipidamismeetoditega saavutatav (Guberti jt 2022).

Kui metssea tõrjumiskampaania on korraldatud üleriigiliselt, võib saavutada keskmise kuni suure tugevusega mõju. Kui tegemist on lokaalse tõrjumisprojektiga, nt üksikul kaitsealal, siis on tõenäoliselt võimalik saavutada vaid väikese tugevusega mõju, sest tagasiränne naaberaladelt kompenseeriks lokaalse arvukuse languse efekti. Lokaalselt võib olla võimalik saavutada tugevamat efekti kestva tõrjumisprogrammiga, kuid sellisel juhul on suur oht minna vastuollu ühiskondlike väärtuste ja moraalinormidega.

Metssiga on Eestis oluline hundi toiduobjekt. Seega on metssea ohjamisel oluline arvestada ka teiste uluksõraliste arvukusega – kui metssea populatsiooni madalseis langeb kokku metskitse ja põdra arvukuse languse või madalseisuga, võivad suurkiskjate konfliktid inimesega kiiresti sagedeneda, mis omakorda ohustab suurkiskjate mainet ja seab ohtu nende soodsa seisundi. Teisalt tuleb ka suurkiskjate kaitse ja ohjamise eesmärkide seadmisel arvestada saakliikide arvukuse muutuste ja nende arvukuse soodustamis- või piiramisvajadustega.

3.3.5 Hukkumine lii kluses – V

Aastatel 2009–2018 registreeriti Eesti maanteedel 1 579 metssea hukkumine lii kluses või kokkupõrge sõidukiga (Remm ja Remm 2019). See teeb aastas keskmiselt ca 160 hukkunud metssiga. Isegi juhul, kui mõned juhtumid on registreerimata ja tegelik lii kluses hukkumise tase on mõnevõrra kõrgem, on see vaid ca 1% võrreldes küttimismahuga. Seega on lii kluses hukkumine väikese tähtsusega ohutegur, mis võib avalduda väga lokaalselt.

3.4 Toitumistingimused

3.4.1 Loodusliku toidubaasi muutus – N / V

Metssiga on väga plastilise elupaigavalikuga ja suudab asustada erinevaid elupaigatüüpe, kui seal on piisavalt toitu ja varjumisvõimalusi. Looduslikud kõrge energiasisaldusega toiduallikad (tõrud ja pähklid) on metssea jaoks kriitilise tähtsusega (Gethöffer jt 2007, Cellina 2008, Cutini jt 2013) ja nende vähesusel suureneb looduslik suremus. Tõrurohketel aastatel koonduvad metssead sobivatesse metsadesse – Białowieża rahvusparkis registreeriti 34% metssea vaatlustest tammesisaldusega metsades, mis moodustasid kõigist metsadest <10% (Okarma jt 1995). Samas võivad metssead looduslikku toitu asendada sagenenud põllukultuuride tarbimisega (Fournier-Chambrillon jt 1995, Schley ja Roper 2003, Herrero jt 2006, Cellina 2008, Merta jt 2014). Ühtlasid võivad metssead tõrude ja pähklite vähesust kompenseerida taimede maa-aluste osade (Groot Bruinderink ja Hazebroek 1994), männiseemnete (Massei jt 1996) ning loomsete toiduallikatega (Groot Bruinderink ja Hazebroek 1994, Wilcox ja van Vuren 2009).

Seoses suureulatuslike keskkonnamuutustega võivad metssea looduslikud toitumistingimused nii halveneda kui ka paraneda. Kuna metssiga suudab lülituda ümber teistele toiduobjektidele, siis võimalik negatiivne mõju oleks ilmselt vähene. Toitumistingimuste paranemine (nt tammikute levik) võtab aega rohkem kui 20 aastat, seega oleks võimalik positiivne mõju populatsioonile hinnatavas ajaskaalas nõrk, kuid pikemas perspektiivis võib olla tegu märkimisväärselt tugeva mõjuteguriga.

3.4.2 Lisasöötmise – P

Lisasöötmise loodusliku toidu vähesuse perioodil vähendab loomulikku suremust ning tõstab noorloomade sigimispotentsiaali (Cellina 2008). Varasematel aastakümnetel on lisasöötmise Eestis metssigade arvukust oluliselt tõstnud (Oja jt 2014), kuid seoses SAK levikuga on lisasöötmise keelatud. Karjadevahelised sagenenud kontaktid söötmiskohtades võivad soosida haiguste levikut (Sorensen jt 2014, Oja jt 2017^B, Guberti jt 2022) ja seda isegi mitu aastat pärast lisasöötmise lõpetamist (Oja jt 2015). Samas viimaste aastate kõige suurema suremust mõjutava teguri SAK viiruse levikut ei ole söötmiskohtade tihedus oluliselt soosinud. (Guinat jt 2017, EFSA 2020).

Lisasöötmise suurendab oluliselt sigivust ja vähendab suremust ning seega on tegemist tugeva positiivse mõjuteguriga. Seega võib sellega seostada kahjustuste taseme tõusu. Vastavalt kehtivatele õigusaktidele võib metssigu sööta vaid nende peibutamise eesmärgil jahipidamise hõlbustamiseks ning söötmiskohtade tihedus ei tohi olla suurem kui üks söötmiskoht 10 km² kohta. Kuna peibutus söötmise korral on sööda kogused väga väikesed, ei ole seda käsitletud lisasöötmisena. Lisaks on lisasöötmise täielikult keelatud metsise püsielupaigas, muul kaitsealal, hoiualal, püsielupaigas ja kaitstava looduse üksikobjekti kaitsevööndis on lisasöötmise lubatud vaid kaitstava loodusobjekti valitseja nõusolekul. Teadaolevalt ei ole lähemal ajal riiklikku kavatsust kehtivat korda leevendada, mistõttu lisasöötmise mõju metssea

populatsioonile on eeldatavasti minimaalne. Küll aga võib toimuda kontrollimatu illegaalne tahtlik lisasöötmine, kuid ka metssigade ligipääs muul eesmärgil ladustatud põllumajandussaadustele või- jäätmetele, mille mõju ulatust hinnata on käesolevaga keeruline. Samuti on seni riiklikult reguleeritud vaid jahinduslikul eesmärgil lisasöötmist, kuid seoses hobifotograafia ja loodusturismi populaarsuse tõusuga sageneb üha enam mittejahinduslikel eesmärkidel peibutamine.

3.4.3 Inimtekkeline toidubaas – P

Isegi, kui lisasöötmist ei toimu, on metssigadel jätkuvalt ligipääs muudele inimtekkelistele toiduallikatele, peamiselt põllukultuuridele, mis leevendavad loodusliku toidu vähesust (Fournier-Chambrillon jt 1995, Schley ja Roper 2003, Herrero jt 2006, Cellina 2008, Merta jt 2014). Suvisel viljade valmimise ajal mõjutab põllukultuuridest toitumine ka metssea elupaigakasutust (Thurfjell jt 2009, Keuling jt 2008^B, Keuling jt 2010).

Põllumajandusest pärit toiduallikad on ilmselt kõige olulisem metssea arvukust tõstev tegur, mis võimaldab kõrge arvukuse püsimist ka loodusliku toidu vähesuse korral. Põllukahjustuste sagenemine võib tekitada probleeme metssea sotsiaalse taluvusega ja põhjustada ebasoodsat avalikku arvamust, mis omakorda võib tuua kaasa teiste ohutegurite avaldumise, sh põhjendamatult kõrge legaalne ja illegaalne küttimissurve.

3.5 Elupaigatingimused

3.5.1 Häirimine – V

Metssead liiguvad ka linnalistes asulates, mis suurendab inimese ja metslooma vahelise konflikti ohtu. Aedade ja rohealade tuhnimine ning võimalikud on ründed rihmastamata koortele võivad põhjustada ebasoodsa avaliku arvamuse tugevnemist. Hiljutine Tallinna rohealade uuring paljastas, et praegu elab sealsetel rohealadel püsivalt 15 metssiga, kuid tulevikus võib see arv kiiresti kasvada (Klein jt 2023). Tiheasustusega aladel on metssigade arvukuse vähendamine küttimise teel raskendatud, mistõttu seda tehakse erilubadega ja ühekordsete aktsioonidena. Näiteks Paljassaares korraldati seajahti 2015., 2016. ja 2017. aastatel.

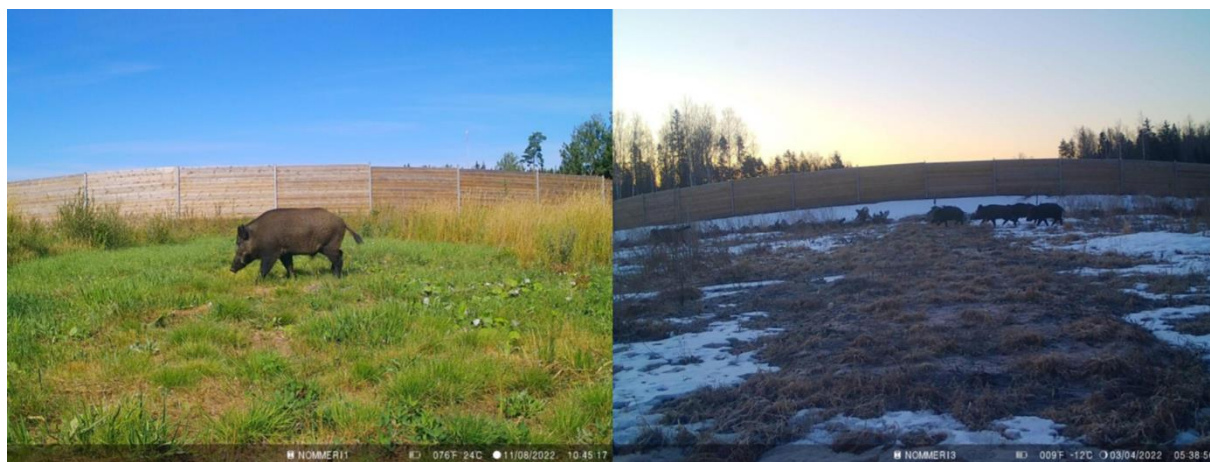
Seoses transporditaristu arendamise ja teeohutuse tõstmisega on viimastel aastatel suurenenud tarastatud maanteelõikude hulk. Kohtades, kus nii suurulukite kui inimeste läbipääs on lahendatud samal rajatisel, esineb oht inimese ja metslooma vahelise konflikti tekkeks. Seni valminud ökoduktidest esineb selline olukord Kohatul, eriti juhul, kui koos inimesega liiguvad rihmastamata koerad (Valdmann jt 2022). Samas oht on olemas ka teistel ulukirajatistel, mida inimesed liikumiskeelust hoolimata kasutavad. Sellistes rohekoridorides ja nende läheduses on oht metsloomaga kohtuda suuremgi kui mujal metsateedes, sest need toimivad liikumisteede koondumiskohana.

Häirimise mõju metsseale on reaalselt lokaalne ning väikese ulatusega. Küll aga sagenenud negatiivse kogemusega inimese ja metssea kontaktide korral võib avalik arvamus muutuda

ebasoodsaks. See omakorda annab alust teiste ohutegurite tugevamale avaldumisele, nt võib suurene da küttimissurve, illegaalne küttimine jm.

3.5.2 Elupaiga killustatus ja rohevõrgu sidusus – V-K / N (P)

Seoses transporditaristu arendamisega rajatakse Eestisse ka ühe enam ulukitarasid, mis tekitavad metssea populatsioonile riigisisese liikumisbarjääri ning võivad suurendada killustumise ohtu. Selliste mõjude leevendamiseks on ette nähtud leevendusmeetmed – suur- ja väikeulukitele tuleb varasemate uuringute põhjal kindlaks tehtud kohtadesse rajada vajaliku tihedusega läbipääsud, mis projekteeritakse ja ehitatakse koos uue trassi või trassilaiendusega. Ülepääsudena on Eestis kasutusel ökoduktid, altpääsudena suur- ja väikeulukitunnelid ning kallasrajad. Lisaks on mitmetele lõikudele rajatud ka samatasandilisi läbipääse – tarakatkestused – mida mõned juhul on turvalisuse suurendamiseks täiendatud ulukifoorisüsteemidega. Senine ulukirajatiste seire näitab, et metssead on kõik Eestis seni rajatud ökoduktid omaks võtnud (Valdmann ja Kruuse 2016, Erimäe jt 2022, Valdmann jt 2022, fotod 2 ja 3). Juhuvaatlused kinnitavad, et metssead suudavad läbida ka üsna väikseid, isegi ca 2 m läbimõõduga tunneleid. Puuduvad siiski süsteemselt kogutud andmed selliste väikeste läbipääsude kasutussageduse kohta (Erimäe jt 2022).



Fotod 2 ja 3. Metssead ületasid Nõmmeri ökodukti nii üksikult (vasakul) kui karjas (paremal). Allikas: Erimäe jt 2022.

Arvestades Eesti olusid ja realistliku taristuarenduse perspektiivi ei kujuneks negatiivne mõju rohkem kui keskmise tugevuse tasemele. Küll aga võib üksikute soodsate elupaikade eraldumine terviklikust ökosüsteemist tuua kaasa lokaalse metssea arvukuse märkimisväärse tõusu (nt looduslike vaenlaste puudumisel) ning tuua seega kaasa kahjustuste taseme tõusu.

4 Kaitse ja ohjamise eesmärgid aastateks 2024–2033

Käesoleva tegevuskava üldiseks eesmärgiks on ühelt poolt tagada metssea asurkonna jätkusuutlikkus ja levik kogu Eesti ulatuses ning säilitada tema funktsioneerimine looduslikus ökosüsteemis ja toiduahelas, ning samas hoides arvukust piisavalt madalal tasemel, et vältida ulatuslike taudiepideemiatega puhkemine ja levik ning hoida muude kahjustuste sagedus sotsiaalse ja majandusliku talutavuse piires. Seejuures on oluline tagada asurkonna geneetiline sidusus naaberaladega, so Läti ja Venemaaga.

4.1 Arvukuse sihttase

Baasasurkonna asustustiheduse üle-eestiline sihttase (arvestuslik ülemmäär) on **3 isendit/1 000 ha** arvestatuna metsseale ligipäasetava maismaa pindala kohta, kuid sihttaset võib piirkonniti varieerida hoides kõrgemat arvukust ilma taudi ohuta piirkondades (nt seni Hiiumaa) ning vajadusel taudikolletes ja taudi leviku ohuga aladel sihttaset oluliselt alandades. Kui sihttaset piirkondlikult tõstetakse, siis ei tohiks see ületada 5 is/1 000 ha. Alandada ei tohiks sihttaset reeglina madalamaks, kui 1 is/1 000 ha, kuid olulise majandusliku kahju vältimiseks võib lokaalselt ja ajutiselt sihttasemeks määrata 0 is/1 000 ha. 0-tasemega ala suurus võib olla kuni 1 500 ha ning ajaline kestus kuni 1 aastat, nt olulise nakkusohu korral seafarmi ümber 2 km raadiusega tsoon.

Eeldusel, et Eesti jahipiirkondade piiresse jääva maismaa kogupindala, mis on metsseale ligipäasetav on ca 42 400 km² (arvates välja tiheasustusalad, kinnised tööstusalad jms), oleks asustustihedusel 3 is/1 000 ha kogu asurkonna suurus ca **12 500–13 000 isendit**.

Soosida tuleb asurkonna jaotust nii, et sigivate emiste juurde koondunud nn perekarjade arv oleks võimalikult väike ja seega selliste seltsingute suurus suhteliselt suur. Tinglikult võiks metssea sigivatest emistest ja nende ümber koondunud kesikemistest ja põrsastest koosnevate perede sihtarv olla ca 2 500 tk kogu Eesti peale. Nii asustaks keskmise jahipiirkonna maismaa suurust pindala (mediaan ca 11 350 ha) ca 6–7 sigivat adultemist ning tüüpilise perakarja suurus oleks 3–4 isendit (välja arvatud sama aasta põrsad). Sellele lisanduvad üksikuna või seltsinguna elavad isasloomad, kes moodustaks baasasurkonnast ca 35–40%.

Kui sihttase on saavutatud, siis suunata jahikorraldus selliselt, et hoitaks juhtemiseid ja osalt ka 2–5 aastaseid kulte ning kütitaks pigem nende kõrvalt põrsaid ja kesikuid ning üksikuid vanu kulte. Juhul, kui olukord nõuab arvukuse alandamist, siis küttida pigem üks terve kari täielikult ning jätta teine kari puutumata või küttida teisest karjast vaid noorloomad. Kui on vajalik arvukuse tõstmine/taastamine, siis võib mõõdukas mahus küttida eelistatult kulte ja väikeses osas ka noorloomi.

4.2 Nakkuste leviku eesmärk

Eesmärk on hoiduda suure ulatusega ägeda nakkuse levikust (nagu SAK). Hoides metssea arvukus piisavalt madalana ja muud tauditõrje meetmed piisavalt tõhusana nii, et taudikolde tekkimisel hääbub selle levik kuni mõnekümne kilomeetri ulatuses. Viimaste aastate kogemus

on näidanud, et olemasolev ja sihiks seatud asustustihedus (1,0–1,5 is/1 000 ha) on selleks piisav. On olnud küll mõned taudi nn ülehüpped pikema vahemaa taha, kuid arvatavasti on need toimunud inimese kaasabil, nt saastunud sõidukite või rõivastega, ning mitte metssigade vahendusel.

4.3 Seire sihid ja korraldus

Metssea arvukuse seirel on eesmärk oluliselt tõsta arvukuse hinnangu täpsust ning lisada seirataivate mõõdikute hulka asurkonna struktuuri näitajad nagu karjade arv, sugude suhe, vanuseline jaotus. Täpsem pilt asurkonna seisundist võimaldaks oluliselt tõhustada tauditõrje planeerimist. Seire täpsuse tõstmiseks on vajalik nii andmete kogumise kui analüüsimise meetoodika arendamine, sh nt rajakaameratel põhinev REM analüüs.

5 Kaitse ja ohjamise tegevused aastateks 2024–2033

Järgnevates alapeatükkides on kirjeldatud aastateks 2024–2033 kavandatud tegevused metssea kaitseks ja ohjamiseks. Tegevuste ajakava ja eelarve on esitatud kava peatükis 6.

Metssea tegevuskava tulemuslikkuse hindamise keskseteks mõõdikuteks on:

- 1) elujõulise metssea asurkonna olemasolu ja üle-eestiline levik;
- 2) SAK, aga teiste taudide puudumine või selgelt vähene esinemine metssea asurkonnas ning metsast-farmi nakkuste leviku puudumine;
- 3) metssea põhjustatud põllu ja metsamajanduskahjude tase, mis on ühiskondlikult talutaval tasemel.

Tegevuste prioriteetsus on jagatud kolmeks vastavalt järgnevale klassifikatsioonile.

I prioriteet – hädavajalik tegevus, ilma milleta eesmärgi saavutamine planeeritavas ajavahemikus on võimatu, see on väärtuste säilimisele ja toimivate ohutegurite kõrvaldamisele suunatud tegevus ja kaitsekorralduse tulemuslikkuse hindamiseks vajalik tegevus.

II prioriteet – vajalik tegevus, mis on suunatud väärtuste taastamisele ja potentsiaalsete ohutegurite kõrvaldamisele.

III prioriteet – soovituslik tegevus ehk tegevus, mis aitab kaudselt kaasa väärtuste säilimisele ja taastamisele ning ohutegurite kõrvaldamisele.

5.1 Alusinfo loome ja teadmus: seire, uuringud ja koolitused

5.1.1 Asurkonna seire mõõdikute arendamine

Prioriteet: I

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaagentuur

Metssea asurkonna seireskeemi muuta nii, et määratavateks ja rakendusotsuste aluseks olevateks väärtusteks on: 1) baasasurkonna suurus, 2) iga-aastane juurdekasvu tase või kogu asurkonna suurus sügisel pärast noorloomade kõrge loodusliku suremuse hooaega, 3) karjade arv ning üksikuna elavate isendite osakaal või arv. Samuti eristada sugude suhe. Eesmärk on täpsemalt kirjeldada asurkonna struktuuri, millest oleks abi nakkuste leviku tõrje planeerimisel ja korraldamisel. Eeldatavasti oleks taudi levik reeglina seda aeglasem, mida vähematesse karjadesse on sama suur asurkond jagunenud.

5.1.2 Asurkonna seire täpsuse ja usaldusväärsuse tõstmine

Prioriteet: I

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaagentuur

Asurkonna seires tuleb saavutada oluliselt täpsem arvukuse hinnang. Hetkel on eri osapoolte hinnatud või määratud arvukuse varieeruvus *ca* 3–4 korda (isegi 5 korda). Nii on Eesti baasasurkonna käesoleva aja suuruseks erinevatel hinnangutel pakutud *ca* 4–15, ka 20 tuhat isendit. Täpsem arvukuse hinnang võimaldaks mh stabiilsemaid küttimismahte ja jahikorraldust. Praegu kipuvad küttimismahud fluktrueeruma. Ruutloendus ei ole sobiv meetod metssea arvukuse hindamiseks. Jahiseltside esitatavad metssea arvukuse väärtused sageli ei ole vahetult metsast empiirilisel kogutud, vaid on paljudel juhtudel pelgalt hinnangud. Ilmselt võimaldaks seire täpsust tõsta arendatav rajakaameratel ja REM-analüüsil põhinev metoodika, kuid on ka pakutud, et lahendus võiks olla riigi palgatud seirajate kasutamine ruutloendusele sarnase vaatlusmetoodikaga. Samuti tasub senisest rohkem ära kasutada söötmiskohtadele paigutatud rajakaamerate infot. Kindlasti on oluline, et kõik arvukuse hindamisega tegelevad osapooled seletavad üheselt mõistetavana lahti saadud hinnangu tuletuskäigu ja metoodika. Soovitav on lisada arvukuse määrangule selle täpsuse hinnang, st statistilise vea piirväärtused.

5.1.3 Metssea elupaigamudel

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaamet

Metssea elupaigamudeli koostamine ja täpsustamine, et saaks selgemalt määratleda, kuidas arvestada sihttasel 3 is/1 000 ha. Oluline on täpsustada, mis kuulub arvestusliku elupaiga pindala sisse ja mis mitte. Tulemusena oleks võimalik suunata küttimislimiit nii, et see vastab jahiseltside kaupa reaalsele elupaiga hulgale ja keskkonna kandevõime jaotusele. Pärast täpse mudeli valmimist, kui asurkonna arvukuse ruumilise jaotuse arvestus viiakse vastavusse elupaikade jaotusega, võib olla vajalik vastavalt ümber arvestada ka baasasurkonna arvukuse sihtväärtus, kuivõrd praegune sihtväärtus sisaldab ka metsseale sobimatut või vähesobivat pindala.

5.1.4 Alternatiivse SAK tõrje strateegia analüüs

Prioriteet: **III**

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaamet / Põllumajandus- ja Toiduamet / EMÜ, TÜ

Seni on tauditõrje põhimõte olnud viia metssea arvukus nii madalaks, et taudi levik hääbub. Alternatiivse strateegiana on välja pakutud, et võiks kaaluda hoopis arvukuse tõstmist sellisele tasemele, mis kiirendaks evolutsiooniliste protsesside tulemusena resistentsuse teket. Näiteks on teada, et Hispaanias on SAK taandunud sporaadiliseks 20 aastaga. SAK resistentsuse teke ning selle järel nakkuse taandumine loodusest võiks aidata kokku hoida hilisemate ennetus- ja tõrjemeetmete arvelt. Samuti tuleks täpsemalt hinnata, kas nakkuse leviku barjäär metsa ja farmi vahel on piisav selleks juhul, kui SAK tase metssea populatsioonis tõuseks senisest märkimisväärselt kõrgemaks.

5.1.5 Metssea sigivusnäitajate uuring

Prioriteet: **II**

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaagentuur

Kütitud emiste sigivusnäitajate määramine eri vanusgruppide ja aastate lõikes. Selleks tuleb teha kütitud emiste emakatest kollaskehade ja loodete määramine ning analüüs. Loodete põhjal annab määrata ka prenataalset soolist jaotust. Ühtlasi võimaldaks see hinnata iga-aastast juurdekasvu taset ning seega aidata kaasa seatud seire-eesmärkide täitmisele.

5.1.6 Jahimeeste jt huvigruppide koolitamine

Prioriteet: **I**

Võimalik(ud) korraldaja(d): Eesti Jahimeeste Selts, Kliimaministeerium

Viia läbi jahimeeste koolitused populatsiooni bioloogiast ja hetkeseisust, jahikoorte aretamisest, kasvatamisest ja treenimisest, jahikorralduse ja regulatsioonide muudatuste tutvustus ning uute jahivõtete tutvustus (juhul, kui need tulevad). Seatud arvukuse sihttaseme juurde on asjakohane anda praktiline suunis asurkonna struktuuri kujundamiseks. Vastavad asjakohased koolitused tasub lisaks jahimeestele suunata põllumeestele, kelle maadel on seakahjustuste oht. Metsseaga kokkupuutuvate ringkondade teadlikkuse tõus aitaks täita kõiki käesoleva tegevuskava eesmärke, kuid aitaks maandada ka sotsiaalsete pingete ohtu ning tõsta huvigruppide jt osapoolte vahelist informatiivset sidusust ja teine-teise mõistmist. Koolituste töökava koostamise käigus koguda koolituste sihtrühmadelt tagasisidet sisusoovide kohta.

5.1.7 Alusuuringud

Prioriteet: **III**

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaamet, Kliimaministeerium, Keskkonnagentuur

Lisaks eelnimetatud rakenduslikemale uuringutele ja analüüsidele väärrib arendamist ka Eesti kohta käiv alusinformatsiooni kogum. Näiteks on ette pandud jätkata metssea raadio-/satelliittelemeetria uuringut, mis annaks head alusinfot liigi tegeliku ruumikasutuse, kodupiirkonna suuruse, karjade vaheliste kontaktide jms kohta. Tulemusena oleks võimalik mõista populatsiooni protsesse ja nendega kaasnevaid ohte ning täpsemalt kavandada eesmärgiks olevat asurkonna tiheduse jaotust ja koosseisu. Varem on aastatel 2010–2014 teostatud nelja metssea telemeetriline jälgimine Edela-Eestis (Veeroja 2015), kuid on oluline silmas pidada, et seoses SAK leviku ja tõrjemeetmetega selle uuringu järel Eesti asurkond sattunud uudsesse olukorda. Niisiis võib olla muutunud ka liigi ruumikasutus ja sotsiaalne käitumine.

5.2 Jahikorraldus

5.2.1 Jahivõtete ja -vahendite diskussioon

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): Kliimaministeerium

Lua diskussioon/debatt, millised jahivõtted võiks olla lubatud ja milliseid võiks senisest rohkem soositada. Näiteks on pakutud, et on jahivõtteid ja vahendeid, mis võiks vajadusel aidata senistest tavadest tõhusamini tauditõrjet teostada, sh öösihik, valgustiga jaht, koeraga jaht, aiajaht jm. Kuid on ka vahendeid, mis ei ole senise Eestis jahitava hulka kuulunud, kuid on teistes riikides kasutusel ning huvi Eestis on tõusev, sh vibujaht. Näiteks võiks senisest rohkem soosida koeraga jahti, kuivõrd hästi väljaõpetatud jahikoeraga on jaht tõhusam ning see tõstab jahi potentsiaali ka tauditõrje meetmena. On välja pakutud, et koeraga jahi hooaega võiks alustada varem, alustades koeraga jahti 1. septembrist ning lubada koera jooksumist alates 1. augustist. Koeraga jahi lõpp võiks olla jätkuvalt 31. märts. Öösihikuga ja valgustiga jaht on tauditõrje olukorras jahiseadusega lubatud, kuid neid saab kasutada vaid KeA otsusel, mida seni veel ei ole. Ühtlasi on alust arvata, et selliste vahendite kasutamine aitaks vähendada nn jahipraaki (vigastatud loomi), kui jaht toimub hämaras, ning seega võiks neis näha ka loomakaitselisi eeliseid. Igal juhul on oluline arvestada ning läbi arutada ja analüüsida uudsete võtete ja vahendite sobivus senise Eesti jahikultuuriga ja -eetikaga.

5.2.2 Metssea küttimise soodustamine maaspesitsevate lindude elupaikades

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): Kliimaministeerium, Keskkonnaamet

On teada, et metssiga võib rüüstata maaspesitsevate lindude pesi, sh mitmeid kaitsealuseid linnuliike. Seetõttu tuleks suunata metssea küttimine senisest rohkem metsise jt ulukkanaliste mängukohtadesse ja teistesse registreeritud maaspesitsejate elupaikadesse. Eeldatavasti õnnestuks niimoodi mõnevõrra langetada metssea esinemissagedust neil aladel, mis omakorda tõstaks ohustatud linnuliikide pesitsusedukust. Näiteks on leitud, et kui talvel kütiti väikekiskjaid, siis järgmisel kevadel oli pesitsusedukus kõrgem (Pass jt 2021). Kindlasti tuleb

rakendamisele eelnevalt teostada täpsem analüüs ja koostada juhis jahimeestele, kuidas seda korraldada. On selge, et metsise mänguperioodil ei saa lubada inimeste liikumist ja seajahti otse mängualal. Samuti võib jaht häirida linde pesitsemise ajal, mistõttu tuleb ka sel ajal vältida metssigade koondamist maaspesitsevate lindude elupaikadesse. Kui pidada jahti ainult pesitsusvälisel ajal, siis võivad metssead küll mängu- ja pesitsemisajaks alale tagasi liikuda, kuid samas langebki see ajaliselt kokku madalama kütmissurvega ning selline liikumine oleks tingitud eelkõige looduslike toiduallikate jaotumisest maastikus.

Peibutussöödaga jaht võiks olla lubatud metsiste mängukohast rohkem kui 1 km kaugusel sõltumata sellest, kas selles kohas on määratletud metsise püsielupaik. Metsise mängu perioodil 1. veebruarist kuni 31. maini ei tohiks teostada koeraga jahti, ajujahti ega muid sarnaselt suure häiringuga jahi tüüpe.

5.2.3 Metssea regulatiivne määratlus ning rikkumiste käsitlemise analüüs

Prioriteet: I

Võimalik(ud) korraldaja(d): Keskkonnaamet, Kliimaministeerium

Osapoolte (sh Eesti Jahimeeste Selts) hinnangul on metssea jahiga ja tauditõrjega seotud kohustused ja eksimuste eest ette nähtud karistused osalt ebaproportsionaalsed. Soovitakse, et metssiga jääks regulatiivselt suurulukiks, kuid näiteks peaks vähendama ohtu, et jahiselts jääb sisuliselt vähese eksimuse eest jahipiirkonna kasutusloast ilma – nt juhul kui ei suudeta ette nähtud jahimahtu täis küttida aga ka teistel juhtudel. On selge, et teatud puhkudel tuleks ebaseadusliku küttimise jm reeglite rikkumise karistusi karmistada (võimalik, et mõnel juhul ka kriminaliseerida), kuid väiksemate eksimuste karm karistamine põhjustab jahimeestes liigset mõistmatust, vastuseisu ja trotsi.

Viimase 12 aasta jooksul on Keskkonnaameti andmetel registreeritud Eestis 47 metssea ebaseadusliku küttimise juhtu, neist 11 juhul on eksitud protseduuriliste reeglite vastu, sh eksimusi ühisjahist osavõtjate nimekirja koostamisel, küttimist aegunud loaga, jahiloale õigel ajal küttimise märke tegemata jätmise, jahiloa mahakandmata jätmist jms. Sellised eksimused võivad olla tingitud pigem hooletusest, mitte soovist reegleid tahtlikult eirata. Ühtlasi aitab selliseid eksimusi vältida infosüsteemide arendamine (JAHIS) ja aeguvatest lubadest teavitamine, näiteks automaatteavituse saatmine kümme päeva enne jahipidamisõiguse lõppemist.

On lootust, et kui hirm eksimuste (nt küttimismahu täitmata jätmise ees) väheneb, siis muutuvad täpsemaks ka jahimeeste kogutavad ja edastatavad seireandmed. Ebaproportsionaalselt karmide karistuste olukorras võib tekkida motiiv andmeid moonutada nii, et oht karistuseks oleks väiksem. See aga pärsib suuremas ulatuses Eesti tauditõrje ja populatsiooni suunamise võimekust.

Vajalik on alustada jahiga seotud karistuste teemaline osapoolte arutelu ning koostöös leida senisest parem lahendus, mis maksimeeriks motivatsiooni ausaks infovahetuseks ning seatud

eesmärkide täitmiseks. Võimalik, et asjakohane on metssea kütimisega seotud küsimustes koostöökoogu kokkukutsumine, mis hõlmaks eri huvigruppe ja koguneks regulaarselt.

5.2.4 Metsseajahi korralduse regulatsioonid

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): Kliimaministeerium

On mitu olukorda, kus hetkel kehtiv metsseajahi regulatsioon ei võimalda tõhusat kahjustuste ja taudi leviku ennetust. Näiteks on tehtud ettepanek, et põllukahjustuste ennetamiseks tuleb luua kord, mis võimaldaks maaomanikul (põllumehel) suurte kahjustuste korral korraldada ise jahti kahjustustega põllul. Ilmselt on selleks vajalik keskkonnaameti luba vastavalt dokumenteeritud kahjustuste olukorrale ning kooskõlastada tegevus ka kohaliku jahiseltsiga.

Lisaks põllukahjuste ennetamisega seoses tuleks algatada diskussioon seajahi lubamisest kaitsealade sihtkaitsevööndites. Näiteks Matsalu rahvuspargis on suured rooalad, kus metsseale meeldib olla ning kus jahti pidamine on piiratud. See põhjustab omakorda olukorra, kus metssea asustustihedus on suhteliselt kõrge, esinevad kahjustused maaspesitsevatele lindudele ja põllukultuuridele ning püsib kõrgendatud taudi leviku oht, kuid arvukuse reguleerimine on tugevalt raskendatud sest metssead viibivad suure osa ajast jahikeeluga alal.

Vajalik on ka ette näha võimalused püünisaedade jm seni keelatud jahivõtete kasutamiseks juhtudel, kus nende kasutamine on siiski otstarbekas, nt tauditõrje eesmärgil. Algatada osapoolte diskussioon metsseajahi regulatsioonide ülevaatuseks ja muutmiseks kaitse-eeskirjades ning kaitsekorralduskavades.

5.3 Tauditõrje

5.3.1 Tauditõrje korralduse täpsustamine

Prioriteet: I

Võimalik(ud) korraldaja(d): Põllumajandus- ja Toiduamet, Keskkonnaamet

Täpsustada Põllumajandus- ja Toiduameti (PTA) ning Keskkonnaameti (KeA) koostöö vormi, määratledes senisest selgemini, mis on kummagi poole ülesanded ja vastutused. Teiste riikide kogemus on näidanud, et SAK jt taudide leviku tõrjumist on olnud lihtsam korraldada juhul kui kohalik keskkonnaamet ja veterinaaramet kuuluvad sama ministeeriumi alla. Ilmselt seisneb põhjus ladusamas infovahetuses ning ülesannete paremas organiseerituses. Eestis vähemalt esialgu PTA ja KeA toomine sama ministeeriumi alluvusse ei oleks otstarbekas, kuid asutuste koostöö täpsem organiseerimine oleks kindlasti abiks. Luua ajutine või alaline asjaomaste asutuste koostöökoogu, mis arutab läbi ja täpsustab edasise koostöö, ülesannete jaotuse ja infovahetuse korralduse.

5.3.2 Jäätmekäitluse tõhustamine

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): Põllumajandus- ja Toiduamet

Taudi leviku ohu vähendamiseks tõhustada metssea korjuse jäätmekäitlust ja järelvalvet jäätmekäitluse üle. Eriti oluline on see SAK ohuga piirkondades, kuid ennetuslikult tasub ka mujal. Lisaks loomsete jäänuste käitlemisele on oluline pöörata tähelepanu ka metsseale söödaks viidavate toidujäätmetega.

5.3.3 Rahvusvaheline koostöö

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): Kliimaministeerium / Põllumajandus- ja Toiduamet

Kuna SAK, aga ka teised nakkused levivad üle riigipiiride, on nende ennetamine ja tõrje paljuski rahvusvahelise koostöö küsimus. Koostöö Euroopa Liidu piires on üsna hästi korraldatud, kuid nii ökoloogiline kui epidemioloogiline erialane kontakt katkenud Venemaaga seoses Vene-Ukraina sõjaga. Seejuures tuleb pidada meeles, et Kagu-Eesti maismaapiir Venemaaga on 135,6 km pikk, kuid metssiga võib üsna vabalt liikuda ka üle Lämmijärve (ca 35 km) ja Narva jõe (76,7 km). Venemaal on mitmed metssea taudid laialt levinud, sh SAK, marutaud jm, mis omakorda mõjutab epidemioloogilist olukorda Eestis. Otsida võimalusi erialase infovahetuse taastamiseks Venemaaga, samuti Valgevenega kolleegidega, kellega on epidemioloogiline suhtlus juba varem olnud puudulik. Läti ja Leeduga on infovahetus piisav ning seda tuleb vähemalt samal tasemel hoida.

5.4 Maamajanduskahju ennetamine

5.4.1 Põllumeeste ja jahimeeste koostöö ning infovahetus

Prioriteet: II

Võimalik(ud) korraldaja(d): kohalikud jahiseltsid, Eesti Jahimeeste Selts

Jahiseltside ja põllupidajate vahelise koostöö edendamine võimaldaks tõhustada metssea põhjustatud põllumajanduskahjude ennetamist. Nt. jahimehed saaksid anda põllumeestele sisendit põllukultuuride paigutamiseks vastavalt reaalsele loomade liikumisele. Soodustada põllumeeste ja jahimeeste vahelist suhtlust. Seni on olnud puudulik ka seakahjustuste informatsiooni kogumine ja analüüs. Võimalik, et arusaam kahjustuste ulatuslikkusest on hälbinud johtuvalt usaldusväärse informatsiooni vähesusest. Üks viis kahjustuste info senisest paremaks kogumiseks oleks arendada Jahilubade Infosüsteemile (JAHIS) liides, mis võimaldab põllumeestel mugavalt kahjustuste infot edastada nii jahimeestele kui ka riigile. Kuna paljud põllumehed ei tegele igapäevaselt jahiga (kuigi mitmed neist on ka jahimehed), peaks meetme juurde kuuluma põllumeestele suunatud vastavad koolitused ja juhendmaterjalid.

6 Ajakava ja eelarve

Eelkirjeldatud tegevused jaotuva kümne aasta peale, mille jooksul pöhirõhk on perioodi esimesel poolel aastatel 2024–2028 (Tabel 2). Tegevuskava perioodi teise poolde jäävad jätkutegevused, järjepidevalt teostatavad meetmed ning tegevused ja täiendused, mille vajadus ilmneb esimeste aastate jooksul.

Tabel 2. Metssea tegevuskava esimeses pooles, aastateks 2024–2028 ette nähtud tegevuste ajakava ja eeldatav maksumus. Hinnad (sadades eurodes) sisaldavad kõiki kulusid ja makse, va käibemaks. Tähistus: x – tegevus planeeritakse riigieelarveliste vahendite baasil, ressursi vajadus selgub konkreetse tegevuse kavandamisel.

	Tegevus	Võimalik korraldaja	Priori-teetsus	2024	2025	2026	2027	2028	Kokku
1	Alusinfo loome ja teadmus: seire, uuringud ja koolitused								
1.1	Asurkonna seire mõõdikute arendamine		I						
1.2	Asurkonna seire täpsuse tõstmine		I						
1.3	Metssea elupaigamudel		II						
1.4	Alternatiivse SAK tõrje strateegia analüüs		III						
1.5	Metssea sigivusnäitajate uuring		II						
1.6	Jahimeeste jt huvigruppide koolitamine		I						
1.7	Alusuuringud		III						
2	Jahikorraldus								
2.1	Jahivõtete ja -vahendite diskussioon		II						
2.2	Jahi soodustamine maaspesitsevate lindude elupaikades		II						
2.3	Metssea regulatiivne määratlus ning rikkumiste käsitlemise ülevaatus		I						
2.4	Metsseajahi korralduse regulatsioonid		II						
3	Tauditõrje								
3.1	Tauditõrje korralduse täpsustamine		I						
3.2	Jäätmekäitluse tõhustamine		II						
3.3	Rahvusvaheline koostöö		II						
4	Maamajanduskahju ennetamine								
4.1	Põllumeeste ja jahimeeste koostöö ning infovahetus		II						

7 Allikad

- Acevedo, P., Escudero, M.A., Muños, R., Gortázar, C. (2006) Factors affecting wild boar abundance across and environmental gradient in Spain. *Acta Theriol* 51:327–336.
- Allendorf, F.W., Hard, J.J. (2009) Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *PNAS* 106:9987–9994.
- Andrzejewski, R., Jezierski, W. (1978) Management of wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriol* 23:309–339.
- Ballari, S.A., Barrios-García, M.N. (2014) A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mamm Rev* 44:123–134.
- Ballari, S.A., Cuevas, M.F., Ojeda, R.A., Navarro, J.L. (2015) Diet of wild boar (*Sus scrofa*) in a protected area of Argentina: the importance of baiting. *Mamm Res* 60:81–87.
- Baubet, E., Bonenfant, C., Brandt, S. (2004) Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys* 16:99–111.
- Baubet, E., Ropert-Coudert, Y., Brandt, S. (2003) Seasonal and annual variations in earthworm consumption by wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.). *Wildl Res* 30:179–186.
- Bieber, C., Ruf, T. (2005) Population dynamics of wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *J Appl Ecol* 42:1203–1213.
- Bobek, B. (2014) Use of a line intercept snow track index and plot sampling for estimating densities of wild boar (*Sus scrofa*) in southwestern Poland. *Wildl Biol Pract* 10:7–16.
- Boitani, L., Mattei, L., Nonis, D., Corsi, D. (1994) Spatial and activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. *J Mamm* 75:600–612.
- Boitani, L., Trapanese, P., Mattei, L. (1995) Demographic patterns of a wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. *J Mt Ecol* 3:197–201.
- Borowik, T., Cornulier, T., Jędrzejewska, B. (2013) Environmental factors shaping ungulate abundances in Poland. *Acta Theriol* 58:403–413.
- Bragina, E.V., Ives, A.R., Pidgeon, A.M., Kuemmerle, T., Baskin, L.M., Gubar, Y.P., Piquer-Rodríguez, M., Keuler, N.S., Petrosyan, V.G., Radeloff, V.C. (2015) Rapid declines of large mammal populations after the collapse of the Soviet Union. *Conserv Biol* 29:844–853.
- Briedermann, L. (1990) Schwarzwild. 2nd edn. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- Bywater, K.A., Apollonio, M., Cappai, N., Stephens, P.A. (2010) Litter size and latitude in a large mammal: the wild boar *Sus scrofa*. *Mammal Rev* 40:212–220.
- Calenge, C., Maillard, D., Fournier, P., Fouque, C. (2004) Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *Eur J Wildl Res* 52:112–120.
- Canu, A., Scandura, M., Merli, E., Chirichella, R., Bottero, E., Chianucci, F., Cutini, A., Apollonio, M. (2015) Reproductive phenology and conception synchrony in a natural wild boar population. *Hystrix* 26:77–84.
- Carpio, A., Guerrero-Casado, J., Tortosa, F., Vicente, J. (2014) Predation of simulated red-legged partridge nests in big game estates from South Central Spain. *Eur J Wildl Res* 60:391–394.
- Cellina, S. (2008) Effects of supplemental feeding on the body condition and reproductive state of wild boar *Sus scrofa* in Luxembourg. PhD thesis, University of Sussex, UK.
- Cooper, S.M., Ginnett, T.F. (2000) Potential effects of supplemental feeding of deer on nest predation. *Wildl Soc Bull* 28:660–666.
- Cutini, A., Chianucci, F., Chirichella, R., Donaggio, E., Mattioli, L., Apollonio, M. (2013) Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. *Ann For Sci* 70:493–502.

- Danilkin, A. (2001) The wild boar: an unprecedented spread or restoration of the species range? *Dokl Biol Sci* 380:457–460.
- Deryabina, T.G., Kuchmel, S.V., Nagorskaya, L.L., Hinton, T.G., Beasley, J.C., Lerebours, A., Smith, J.T. (2015) Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. *Curr Biol* 25:R824–R826.
- EFSA. Epidemiological analyses of African swine fever in the European Union (November 2018 to October 2019). *EFSA J.* 2020, 18, e05996.
- Erimäe, R., Erimäe, J., Kruuse, M., Tull, A. (2022) Põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Võõbu teelõigu ulukirajatiste sh Rõõsa ja Nõmmeri ökoduktide seire lõpparuanne. Loodushuvi OÜ.
- Focardi, S., Capizzi, D., Monetti, D. (2000) Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *J Zool* 250:329–334.
- Focardi, S., Gaillard, J.M., Ronchi, F., Rossi, S. (2008) Survival of wild boars in a variable environment: unexpected life-history variation in an unusual ungulate. *J. Mammal.* 89:1113–1123.
- Fonseca, C. (2008) Winter habitat selection by wild boar *Sus scrofa* in southeastern Poland. *Eur J Wildl Res* 54:361–366.
- Fonseca, C., Silva, A.A., Alves, J., Vingada, J., Soares, A.M.V.M. (2010) Reproductive performance of wild boar females in Portugal. *Eur J Wildl Res* 57:363–371.
- Fournier-Chambrillon, Ch., Maillard, D., Fournier, P. (1995) Diet of the wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *J Mount Ecol* 3:174–179.
- Frauendorf, M., Gethöffer, F., Siebert, U., Keuling, O. (2016) The influence of environmental and physiological factors on the litter size of wild boar (*Sus scrofa*) in an agriculture dominated area in Germany. *Sci Total Environ* 541:877–882.
- Fruzinski, B. (1995) Situation of wild boar populations in western Poland. *J Mt Ecol* 3:186–187.
- Fulgione, D., Rippa, D., Buglione, M., Trapanese, M., Petrelli, S., Maselli, V. (2016) Unexpected but welcome. Artificially selected traits may increase fitness in wild boar. *Evol Appl* 9:769–776.
- Gamelon, M., Focardi, S., Baubet, E., Brandt, S., Franzetti, B., Ronchi, F., Venner, S., Sæther, B.-E., Gaillard, J.-M. (2017) Reproductive allocation in pulsed-resource environments: a comparative study in two populations of wild boar. *Oecologia* 183:1065–1076.
- Gavier-Widén, D., Gortázar, C., Ståhl, K., Neimanis, A., Rossi, S., Hård Av Segerstad, C., Kuiken, T. (2015) African swine fever in wild boar in Europe: a notable challenge. *Vet Rec* 176:199–200.
- Gayet, T., Devillard, S., Gamelon, M., Brandt, S., Say, L., Baubet, E. (2016) On the evolutionary consequences of increasing litter size with multiple paternity in wild boar (*Sus scrofa scrofa*). *Evo* 70:1386–1397.
- Geisser, H., Reyer, H.-U. (2004) Efficacy of hunting, feeding, and fencing to reduce crop damage by wild boars. *J Wildl Manage* 68:939–946.
- Geisser, H., Reyer, H.U. (2005) The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *J Zool* 267:89–96.
- Gethöffer, F., Sodeikat, G., Pohlmeier, K. (2007) Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. *Eur J Wildl Res* 53:287–297.
- Giménez-Anaya, A., Herrero, J., Rosell, C., Couto, S., García-Serrano, A. (2008) Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a mediterranean coastal wetland. *Wetlands* 28:197–203.
- Greenwood, R.J., Pietruszewski, D.G., Crawford, R.D. (1998) Effects of food supplementation on depredation of duck nests in upland habitat. *Wildl Soc Bull* 26:219–226.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. (1994) Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. *J Zool, Lond* 233:631–648.

- Guberti, V., Khomenko, S., Masiulis, M., Kerba, S. (2022) African swine fever in wild boar: ecology and biosecurity. 2nd ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Organisation for Animal Health, European Commission.
- Guinat, C., Jurado-Díaz, C., Sánchez-Vizcaíno, J.M., Dixon, L., Pfeiffer, D.U. (2017) Effectiveness and practicality of control strategies for African swine fever: what do we really know? *Vet Rec* 180:97.
- Harris, R.B., Wall, W.A., Allendorf, F.W. (2002) Genetic consequences of hunting: What do we know and what should we do? *Wildl Soc Bull* 30:634–643.
- Herrero, J., García-Serrano, A., Couto, S., Ortuño, V.M., García-González, R. (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *Eur J Wildl Res* 52:245–250.
- Humbert, J.F., Henry, C. (1989) Studies on the prevalence and the transmission of lung and stomach nematodes of the wild boar (*Sus scrofa*) in France. *J Wildl Dis* 25:335–341.
- Iacolina, L., Pertoldi, C., Amills, M., Kusza, S., Megens, H.-J., Bâlceanu, V.A., Bakan, J., Cubrik-Curik, V., Oja, R., Saarma, U., Scandura, M., Šprem, N., Stronen, A.V. (2018) Hotspots of recent hybridization between pigs and wild boars in Europe. *Sci Rep* 8:17372
- IUCN (2000) IUCN Red List Categories and criteria. Version 3.1, Second edition. International Union for Conservation of Nature.
- IUCN (2024) Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 16. International Union for Conservation of Nature.
- Janeiro-Otero, A., Newsome, T.M., Van Eeden, L.M., Ripple, W.J., Dormann, C.F. (2020) Grey wolf (*Canis lupus*) predation on livestock in relation to prey availability. *Biol conserv* 243:108433.
- Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B., Okarma, H., Ruprecht, A.L. (1992) Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Białowieża National Park, Poland. *Oecologia* 90:27–36.
- Jezierski, W. (1977) Longevity and mortality rate in a population of wild boar. *Acta Theriol* 22:337–348.
- Ježek, M., Holá, M., Kušta, T., Cervený, J. (2016) Creeping into a wild boar stomach to find traces of supplementary feeding. *Wildl Res* 43:590–598.
- Ježek, M., Kušta T., Cervený J. (2013) Effect of supplementary feeding on spatial activity of wild boar during the winter season. In: 31st IUGB Congress. Belgium, pp. 219.
- Jones, D.D., Conner, L.M., Warren, R.J., Ware, G.O. (2002) The effect of supplemental prey and prescribed fire on success of artificial nests. *J Wildl Manage* 66:1112–1117.
- Jones, D.D., Conner, L.M., Warren, R.J., Ware, G.O. (2010) Effects of a supplemental food source and nest density on success of artificial ground nests. *Proc Annu Conf Southeast Assoc Fish and Wildl Agencies* 64:56–60.
- Järvis, T. (2011^A) Veterinaarparasitoloogia. Lest- ja putuktõved. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Järvis, T. (2011^B) Veterinaarparasitoloogia. Ümarusstõved, kidakärssusstõved, kaanid, keelussid. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Järvis, T. (2011^C) Veterinaarparasitoloogia. Lameusstõved. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Järvis, T. (2011^D) Veterinaarparasitoloogia. Algloomtõved. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Keuling, O. (2009) Managing wild boar – considerations for wild boar management based on game biology data. PhD thesis, Dresden University of Technology, Germany.
- Keuling, O., Baubet, E., Duscher, A., Ebert, C., Fischer, C., Monaco, A., Podgórski, T., Prevot, C., Ronnenberg, K., Sodeikat, G., Stier, N., Thurfjell, H. (2013) Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *Eur J Wildl Res* 59:805–814.
- Keuling, O., Lauterbach, K., Stier, N., Roth, M. (2010) Hunter feedback of individually marked wild boar *Sus scrofa* L.: dispersal and efficiency of hunting in northeastern Germany. *Eur J Wildl Res* 56:159–167.

- Keuling, O., Leus, K. (2019). *Sus scrofa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019. Seis: 15. märts 2024.
- Keuling, O., Massei, G. (2021) Does hunting affect the behavior of wild pigs? *Hum-Wildl Int* 15:44–55.
- Keuling, O., Stier, N., Roth, M. (2008^A) How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *Eur J Wildl Res* 54:729–737.
- Keuling, O., Stier, N., Roth, M. (2008^B) Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L. *Eur J Wildl Res* 54:403–412.
- Keuling, O., Stier, N., Roth, M. (2009) Commuting, shifting or remaining?: Different spatial utilisation patterns of wild boar *Sus scrofa* L. in forest and field crops during summer. *Mamm Biol* 74:145–152.
- Klein, L., Timm, U., Rajasaar, V. (2023) Suur- ja väikeimetajate levik ning elupaikade sidusus Tallinnas. Elusloodus.
- Kojola, I., Hallikainen, V., Kübarsepp, M., Männil, P., Tikkunen, M., Heikkinen, S. (2022) Does prey scarcity increase the risk of wolf attacks on domestic dogs? *Wildl Biol* 2022:e01038.
- Larson, G., Dobney, K., Albarella, U., Fang, M., Matisoo-Smith, E., Robins, J., Lowden, S., Finlayson, H., Brand, T., Willerslev, E., Rowley-Conwy, P., Andersson, L., Cooper, A. (2005) Worldwide phylogeography of wild boar reveals multiple centers of pig domestication. *Science* 307:1618–1621.
- Leivits, A. (koostamisel) Metsise (*Tetrao urogallus*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet.
- Lemel, J., Truve, J., Söderberg, B. (2003) Variation in ranging and activity behaviour of European wild boar *Sus scrofa* in Sweden. *Wildl Biol* 9:29–36.
- Lepiksaar, J. (1986) The Holocene history of therioloana in Fennoscandia and Baltic Countries. - In *Nordic Late Quaternary Biology and Ecology* (L.-K. Kdnigsson, Ed.). *Striae* 24: 51–70. Uppsala.
- Lindblom, S. (2011) Distribution of wild boar (*Sus scrofa*) damage and harvest loss in crop fields. MSc thesis, Lund University, Sweden.
- Massei, G., Genov, P.V., Staines, B.W. (1996) Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriol* 41:307–320.
- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorny, B., Rosell, C., Náhlik, A. (2015) Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Manage Sci* 71:492–500.
- Massei, G., Roy, S., Bunting, R. (2011) Too many hogs? A review of methods to mitigate impact by wild boar and feral hogs. *Hum-Wildl Int* 5:79–99.
- Melis, C., Szafrńska, P.A., Jędrzejewska, B., Bartoń, K. (2006) Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J Biogeogr* 33:803–811.
- Merta, D., Mocała, P., Pomykacz, M., Frąckowiak, W. (2014) Autumn-winter diet and fat reserves of wild boars (*Sus scrofa*) inhabiting forest and forest-farmland environment in south-western Poland. *Folia Zool* 63:95–102.
- Morelle K., Bubnicki J., Churski M., Gryź J., Podgórski T., Kuijper D.R.J. (2020) Disease-induced mortality outweighs hunting in causing wild boar population crash after African Swine Fever outbreak. *Front Vet Sci* 7:378.
- Möhl, K., Große, K., Hamedy, A., Wüste, T., Kabelitz, P., Lückner, P., 2009. Biology of *Alaria* spp. and human exposition risk to *Alaria mesocercariae* — a review. *Par Res* 105:1–15.
- Nagy, G., Csivincsik, Á., Sugár, L. (2015) Wild boar density drives *Metastrongylus* infection in earthworm. *Acta Parasitol* 60:35–39.

- Navarro-Gonzalez, N., Fernández-Llario, P., Pérez-Martín, J.E., Mentaberre, G., López-Martín, J.M., Lavín, S., Serrano, E. (2013) Supplemental feeding drives endoparasite infection in wild boar in Western Spain. *Vet Parasitol* 196:114–123.
- Neet, C. (1995) Population dynamics and management of *Sus scrofa* in western Switzerland: a statistical modelling approach. *J Mt Ecol* 3:188–191.
- Nores, C., Llaneza, L., Álvarez, A. (2008) Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildl Biol* 14:44–51.
- Oja, R. (2011) Metssea (*Sus scrofa*) lisaõõtmise kõrvalmõjud maaspesitsevatele lindudele, teistele imetajatele ja taimedele. Magistritöö, University of Tartu, Estonia.
- Oja, R. (2017) Consequences of supplementary feeding of wild boar – concern for ground-nesting birds and endoparasite infection. PhD thesis, Tartu Ülikool.
- Oja, R., Kaasik, A., Valdmann, H. (2014) Winter severity or supplementary feeding – which matters more for wild boar? *Acta Theriol* 59:553–559.
- Oja, R., Soe, E., Valdmann, H., Saarma, U. (2017^A) Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds. *PLoS ONE* 12:e0179463.
- Oja, R., Velström, K., Moks, E., Jokelainen, P., Lassen, B. (2017^B) How does supplementary feeding affect endoparasite infection in wild boar? *Parasitol Res* 116:2131–2137.
- Oja, R., Zilmer, K., Valdmann, H. (2015) Spatiotemporal effects of supplementary feeding of wild boar (*Sus scrofa*) on artificial ground nest depredation. *PLoS ONE* 10:e0179463.
- Okarma, H., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., Krasiński, Z.A., Miłkowski, L. (1995) The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on ungulate mortality in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriol* 40:197–217.
- Pass, E., Penda, M., Löhmus, A. (2021) Short-term effects of predator removal and habitat restoration on ground-nesting birds in drained forests. *Wetland Ecology and Management* 30:161–169.
- Pérez-González, J., Costa, V., Santos, P., Slate, J., Carranza, J., Fernández-Llario, P., Zsolnai, A., Monteiro, N.M., Anton, I., Buzgó, J., Beja-Pereira, A. (2014) Males and females contribute unequally to offspring genetic diversity in the polygynandrous mating system of wild boar. *PLoS ONE* 9:e115394.
- Podgórski, T., Baś, G., Jędrzejewska, B., Sönnichsen, L., Śnieżko, S., Jędrzejewski, W., Okarma, H. (2013) Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. *J Mammal* 94:109–119.
- Podgórski, T., Borowik, T., Łyjak, M., Woźniakowski, G. (2020) Spatial epidemiology of African swine fever: Host, landscape and anthropogenic drivers of disease occurrence in wild boar. *Prev Vet Med* 177: 104691.
- Prévot, C. (2010) Influence of artificial feeding on spatial utilisation patterns of the wild boar (*Sus scrofa* L.). In Book of Abstracts 8th International Symposium on Wild Boar and Other Suids. United Kingdom, pp 21–22.
- Purger, J.J., Mészáros, L.A. (2006) Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous duck *Aythya nyroca*. *Bird Conserv Int* 16:309–316.
- Remm, J., Remm, P. (2019) Ulukiõõnetuste looduslike ohutegurite analüüs. Eesti riigimaanteede võrgu loomaõõnetuste registri täiendamine, liiklusohutlike lõikude selgitamine ning kaardirakenduse loomine. Rewild, 2019-5.
- Rowcliffe, J.M., Field, J., Turvey, S.T., Carbone, C. (2008) Estimating animal density using camera traps without need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45: 1228–1236.
- Royle, J.A., Nichols, J.D. (2003) Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84: 777–790.

- Ruha, L., Kunnusranta, M. (2023) Suomen villisikakanta tammikuussa 2023. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 22/2023. Luonnonvarakeskus.
- Ruiz-Fons, F., Segalés, J., Gortázar, C. (2008) A review of viral diseases of the European wild boar: effects of population dynamics and reservoir rôle. *Vet J* 176:158–169.
- Saïd, S., Tolon, V., Brandt, S., Baubet, E. (2012) Sex effect on habitat selection in response to hunting disturbance: the study of wild boar. *Eur J Wildl Res* 58:107–115.
- Saniga, M. (2002) Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zool* 51:205–214.
- Sauter-Louis, C., Conraths, F.J., Probst, C., Blohm, U., Schulz, K., Sehl, J., Fischer, M., Forth, J.H., Zani, L., Depner, K., Mettenleiter, T.C., Beer, M., Blome, S. (2021) African Swine Fever in Wild Boar in Europe—A Review. *Viruses* 13:1717.
- Schley, L., Roper, T.J. (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev* 33:43–56.
- Schulz, K., Staubach, C., Blome, S., Sauter-Louis, C. (2019) Analysis of Estonian surveillance in wild boar suggests a decline in the incidence of African swine fever. *Sci Rep* 9:8490.
- Scillitani, L., Monaco, A., Toso, S. (2010) Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? Some evidences and management implications. *Eur J Wildl Res* 56:307–318.
- Selva, N. (2004) The role of scavenging in the predator community of Białowieża primeval forest (Poland). PhD Thesis, Universidad de Sevilla.
- Selva, N., Berezowska-Cnota, T., Elguero-Claramunt, I. (2014) Unforeseen effects of supplementary feeding: ungulate baiting sites as hotspots for ground-nest predation. *PLoS One* 9:e90740.
- Senior, A.M., Grueber, C.E., Machovsky-Capuska, G., Simpson, S.J., Raubenheimer, D. (2016) Macronutritional consequences of food generalism in an invasive mammal, the wild boar. *Mamm Biol* 81:523–526.
- Senserini, D., Santilli, F. (2016) Potential impact of wild boar (*Sus scrofa*) on pheasant (*Phasianus colchicus*) nesting success. *Wildl Biol Pract* 12:15–20.
- Servanty, S., Gaillard, J.M., Allaine, D., Brandt, S., Baubet, E. (2007) Litter size and fetal sex ratio adjustment in a highly polytocous species: the wild boar. *Behav Ecol* 18:427–432.
- Servanty, S., Gaillard, J.-M., Toïgo, C., Brandt, S., Baubet, E. (2009) Pulsed resources and climate-induced variation in the reproductive traits of wild boar under high hunting pressure. *J Anim Ecol* 78:1278–1290.
- Sidorovich, V.E., Tikhomirova, L.L., Jędrzejewska, B. (2003) Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in northeastern Belarus during 1990–2000. *Wildl Biol* 9:103–111.
- Śmietanka, K., Wozniakowski, G., Kozak, E., Niemczuk, K., Frączyk, M., Bocian, L., Kowalczyk, A., Pejsak, Z. (2016) African Swine Fever Epidemic, Poland, 2014–2015. *Emerg Infect Dis* 22:151708.
- Sodeikat, G., Pohlmeier, K. (2003) Escape movements of family groups of wild boar *Sus scrofa* influenced by drive hunts in Lower Saxony, Germany. *Wildl Biol* 9(Supplement 1):43–49.
- Sorensen, A., van Beest, F.M., Brook, R.K. (2014) Impacts of wildlife baiting and supplemental feeding on infectious disease transmission risk – a synthesis of knowledge. *Prev Vet Med* 113:356–363.
- Stillfried, M., Gras, P., Busch, M., Börner, K., Kramer-Schadt, S., Ortmann, S. (2017) Wild inside: urban wild boar select natural, not anthropogenic food resources. *PLoS ONE* 12:e0175127.

- Süld, K., Valdmann, H., Laurimaa, L., Soe, E., Davison, J., Saarma, U. (2014) An invasive vector of zoonotic disease sustained by anthropogenic resources: the raccoon dog in Northern Europe. *PLoS One* 9:e96358.
- Svobodová, J., Koubová, M., Mrštný, L., Albrecht, T., Kreisinger, J. (2012) Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *Eur J Wildl Res* 58:315–323.
- Thurfjell, H. (2011) Spatial behaviour of wild boar. PhD thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden.
- Thurfjell, H., Ball, J.P., Åhlén, P.-A., Kornacher, P., Dettki, H., Sjöberg, K. (2009) Habitat use and spatial patterns of wild boar *Sus scrofa* (L.): agricultural fields and edges. *Eur J Wildl Res* 55:517–523.
- Valdmann, H., Andersone-Lilley, Z., Koppa, O., Ozolins, J., Bagrade, G. (2005) Winter diets of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriol* 50:521–527.
- Valdmann, H., Erimäe, R., Erimäe, J., Tull, A., Kruuse, M. (2022) Kolu ja Kohatu ökoduktide ning nendega seotud ulukirajatiste toimivuse seire lõpparuanne. ELUS.
- Valdmann, H., Kruuse, M. (2016) Põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Aruavalla-Kose lõigu ulukirajatiste, sh Kuusiku ökodukti seire lõpparuanne. ELUS.
- Valdmann, H., Koppa, O., Looga, A. (1998) Diet and prey selectivity of wolf *Canis lupus* in middle-and south-eastern Estonia. *Balt For* 4:42–46.
- Vander Lee, B.A., Lutz, R.S., Hansen, L.A., Mathews, N.E. (1999) Effects of supplemental prey, vegetation, and time on success of artificial nests. *J Wildl Manage* 63:1299–1305.
- Veeroja, R., (2015) Metssea karja tegevuspiirkond, elupaigakasutus ja mõju teistele liikidele erinevate lisa söötmisrežiimide tingimustes. Rakendusuuringu aruanne. Keskkonnaagentuur.
- Veeroja, R., Linder, M. (2019) Rajakaamerate kasutamine ulukite arvukuse hindamiseks juhusliku kohtamise mudeli abil. Aruanne. Keskkonnaagentuur.
- Veeroja, R., Männil, P. (2014) Population Development and Reproduction of Wild Boar (*Sus scrofa*) in Estonia. *Wildl Biol Pract* 10:17–21.
- Veeroja, R., Männil, P. (2015) Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2015. Keskkonnaagentuur.
- Veeroja, R., Männil, P. (2016) Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2016. Keskkonnaagentuur.
- Veeroja, R., Männil, P., Jõgisalu, I., Kübarsepp, M. (2023) Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2023. Keskkonnaagentuur.
- 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. *Ann Zool Fenn* 6:395–415.
- Wilcox, J.T., Van Vuren, D.H. (2009) Wild pigs as predators in oak woodlands of California. *J Mammal* 90:114–118.
- Wilson, D.E., Mittermeier, R.A. (eds.) (2011) Handbook of the mammals of the world. Vol 2. Hoofed mammals. Barcelona: Lynx Edicions.