

**TARTU ÜLIKOOL**  
**ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT**  
**ZOOLOOGIA OSAKOND**  
**LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL**

Elin Soomets

**KÕRE (*Bufo calamita*) POPULATSIOONIDE DÜNAAMIKA JA  
SEISUND EESTIS**

Magistritöö

Juhendaja: Ph.D. Riinu  
Rannap

TARTU 2013

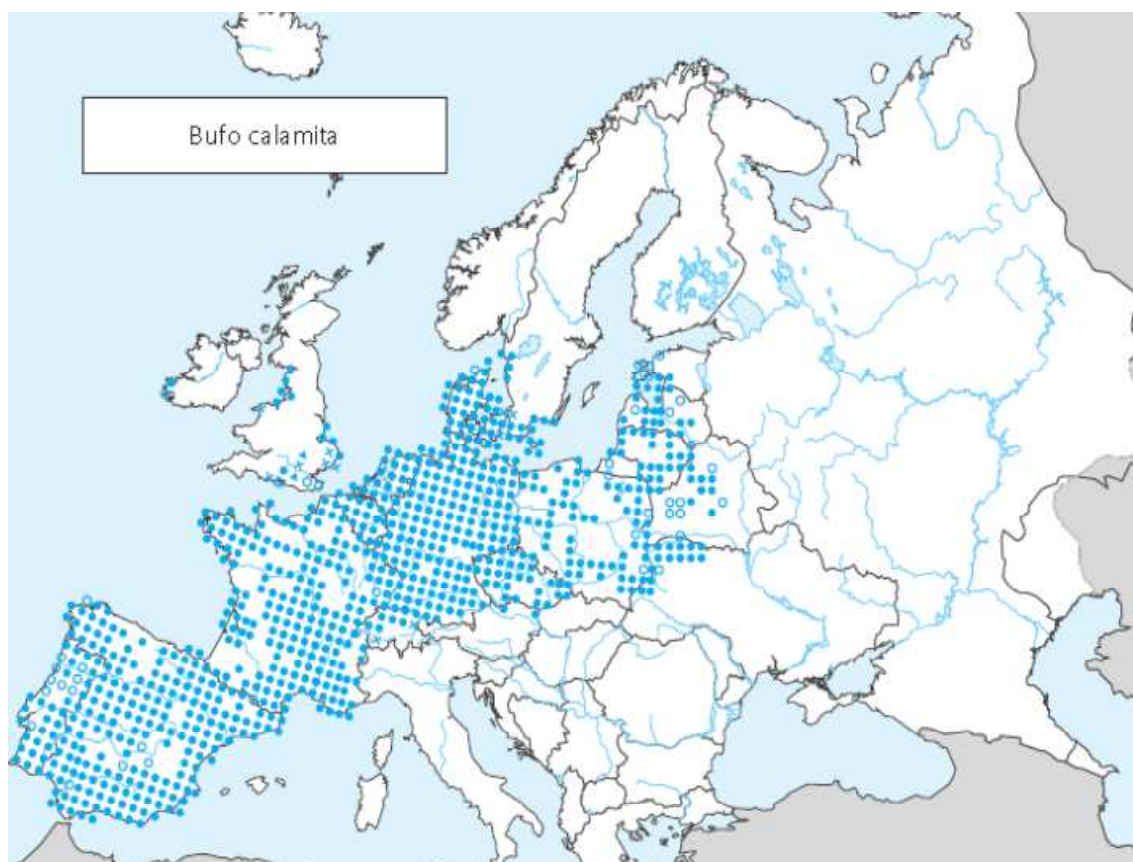
## Sisukord

1. Sissejuhatus.....	3
1.1. Kõre levik ja populatsioonide üldine seisund.....	3
1.2. Kõre elupaigad.....	4
1.3. Populatsioonide arvukust mõjutavad tegurid.....	5
1.4. Kahepaiksete populatsiooni-ökoloogilisteks uuringuteks kasutatav metoodika.....	6
1.5. Magistritöö eesmärgid.....	8
2. Materjal ja metoodika.....	9
2.1. Kõrede selja- ja kõhumustri pildistamine.....	9
2.2. Kõrede fotoidentifitseerimine.....	11
2.3. Kõrede kehapikkuste mõõtmine.....	12
2.4. Kaitsekorraldusliku tegevuse mõju uurimine.....	12
2.5. Statistiline analüüs.....	13
3. Tulemused.....	14
3.1. Kõrede püük-taaspüük.....	14
3.2. Isasloomade arvukuse ja ellujäämuse hinnangud.....	16
3.3. Isasloomade vanuseline struktuur .....	18
3.4. Kaitsekorralduslike tegevuste mõju kõre sigimisveekogu eelistusele.....	21
4. Arutelu.....	22
4.1. Fotoidentifitseerimine.....	22
4.2. Kõre populatsioonide suurused.....	23
4.3. Kõre ellujäämushinnangud.....	26
4.4. Kõre vanuseline struktuur ja kaitsekorraldusliku tegevuse mõju selle kujunemisel.....	26
4.5. Uute sigimisveekogude asustamine.....	27
Kokkuvõte.....	29
Summary.....	30
Tänuavaldus.....	32
Kasutatud kirjandus.....	33
LISAD.....	41

# 1. Sissejuhatus

## 1.1. Kõre levik ja populatsioonide üldine seisund

Euroopas leidub kolme liiki kärnkonna: harilik kärnkonn (*Bufo bufo*), rohekärnkonn (*B. viridis* ka *Pseudepidalea viridis*) ja kõre ehk juttself-kärnkonn (*B. calamita* ka *Epidalea calamita*). Kõre on kolmest kärnkonnaliigist kõige kitsama biogeograafilise levilaga, mis jääb 36°-58° põhjalaiuskraadi vahele, ulatudes Ibeeria poolsaarest Balti riikideni, kuid puudub Lõuna-Alpides ja Balkani poolsaarel (Joonis 1.). Pürenee poolsaarel on kõret leitud 2000 m kõrgusel merepinnast. Eesti läänerannik on kõre levila põhjapiiriks.



**Joonis 1.** Kõre levik Euroopas (Gasc *et al.*, 1997).

○ – andmed enne 1970, ● – andmed pärast 1970, x – välja surnud, ▲ – introdutseeritud.

Rahvusvahelise looduskaitseliidu (IUCN) punase nimestiku ohustatuse kategooriate alusel on kõre populatsioonid Euroopa kontekstis soodsas seisus ehk populatsioonid on elujõulised ja suhteliselt arvukad. Erandiks on levila äärealadel, eriti selle põhjapiiril asuvad populatsioonid, mis on sageli üksteisest isoleeritud elupaikade hävimise ja fragmenteerumise tõttu ning on sellest tulenevalt lokaalses väljasuremisohus. Olulisel

määrar on kõre arvukus langenud või langemas Suurbritannias, Iirimaal, Belgias, Taanis, Rootsis ja Eestis (Fog, 1988; Andren & Nilson, 2000; Beebee, 2002; Buckley & Beebee, 2004; Rannap *et al.*, 2007; Stevens & Baguette, 2008). Seetõttu on kõre ranget kaitset vajava liigina kantud Euroopa Liidu Loodusdirektiivi IV lisasse ning on Eestis looduskaitsealuse alusel I kategooria kaitsealune liik.

## 1.2. Kõre elupaigad

Kõre, nagu ka teised kahepaiksed, vajab eluks omavahel hästi ühendatud komponentidest koosnevat elupaigakompleksi. Viimane koosneb maismaa elupaigast, mis on vajalik toitumiseks, peitumiseks ja talvitumiseks ning vee-elupaigast, mis on oluline sigimiseks ja kulleste arenguks. Kuigi kõre võib läbida kuni 10 km pikkusi vahemaid (Sinsch *et al.*, 2012), ei ole ta suuteline läbima elupaigakompleksi eri osade vahele jäävaid raskesti läbitavaid alasid (nt kõrge rohustu, roostik, võsa; Beebee & Denton, 1996). Kõrele sobilikud elupaigad on päikesele avatud, madala või vähese taimestikuga luutealad ja nõmmed; karjatatud madalmurused kevadeti osaliselt üleujutatavad rannaniidud; kaevandamise tagajärjel tekkinud liiva- või kruusakarjäärid või ka haritav põllumaa, mille läheduses on ajutised kiiresti soojeneva madala veega lombid (Denton *et al.*, 1997; Buckley & Beebee, 2004; Rannap *et al.*, 2007). Kõre eelistab kudeda ajutistes, suve teises pooles ärakuivavates veekogudes (Griffiths, 1997; Rannap *et al.*, 2012). Kudemiseks on sobilik kuni 20 cm sügavusega vesi (Arak, 1988), kuid veekogu pindala osas piiranguid ei ole. Veetemperatuur peab olema stabiilselt üle 18°C, et kulleste areng ja moonde kiirus oleks optimaalne (Banks & Beebee 1987). Kõre on üks väheseid kahepaikseid, kes on võimeline kudema ka soolases vees (Gomez-Mestre & Tejedo, 2004; Rogell *et al.*, 2009), mistõttu sobivad kudemiseks ka Läänemere riimveega ajutiselt üleujutatud ranna-alad. Kuigi kõre eelistab sigida kergelt aluselises vees, jääb sigimisveekogudes pH vahemikku 6.0-8.0 (Banks & Beebee, 1987). Sigimiseks ei sobi alalised kaladega veekogud või veekogud, kus leidub teiste kahepaiksete (eriti hariliku kärnkonna ja/või rohukonna (*Rana temporaria*)) kulleseid (Denton & Beebee, 1997; Bardsley & Beebee, 2001).

### 1.3. Populatsioonide arvukust mõjutavad tegurid

Kõre populatsioonide arvukust mõjutavad tegurid jagunevad biotilisteks ja abiotilisteks. Biotilisteks teguriteks on haigused sh seeninfektsioonid, eelkõige tsütridiomükooos (*Chytridiomycota*), konkurents teiste päris-konnalistega (*Anura*) toidule ja kudemispaigale, kisklus ja kulleste moonde ebaõnnestumine. Kõige enam mõjutab populatsiooni arvukust ja püsijäämist noorloomade suremus ja sobivate kudemispaikade olemasolu (Beebe *et al.*, 1996; Stephan *et al.*, 2001). Kulleste arengu esimestes faasides mõjutab nende ellujäämist enim kisklus (Denton & Beebe, 1997). Peamiselt on kiskjate rollis sõudikute (*Notonecta sp.*) ja kiililiste (*Odonata sp.*) esindajad ning vesilikud (*Triturus sp.*) (Banks & Beebe, 1988; Griffiths, 1997; Stevens & Baguette, 2008). Kulleste hilisemates arengujätkudes on olulisteks arvukust mõjutavateks abiotilisteks teguriteks veekogude kuivamine ja happeline vesi ( $\text{pH} \leq 4,5$ ; Denton & Beebe, 1997).

20. saj. II poolest alates on kõre arvukus levila äärealadel pidevalt vähenenud, seda eelkõige elupaikade hävimise tõttu. Viimane on toimunud avatud luitalade metsastamise, nõmmede ja rannaniitude karjatamise lõppemise või karjatamiskoormuse vähenemise, elupaikade võsastumise ning rannaniitude intensiivse kuivendamise tõttu (Denton *et al.*, 1997; Rannap *et al.*, 2007). Võrreldes 1930-ndate aastatega on käesoleval ajal Eestis säilinud vaid 8% ajaloolistest kõre asurkondadest (Rannap *et al.*, 2007). Olles pioneerliik, on väikeste isoleeritud populatsioonide isendid hakanud asustama sobivate tingimustega teiseseid elupaiku (Boomsma & Arntzen, 1985; Sinsch, 1992). Eestis on sellisteks teisesteks elupaikadeks metsastatud luitaladele rajatud liivakarjäärid (Rannap *et al.*, 2007).

Liigi säilitamiseks ja arvukuse suurendamiseks on viimase paarikümne aasta jooksul mitmel pool Euroopas läbi viidud elupaikade taastamist ja uute kudemisveekogude rajamist. Edusamme on näidata nii Inglismaal (Buckley & Beebe, 2004), Iirimaal (Beebe, 2002), Belgias (Stevens *et al.*, 2003), Taanis (Allentoft *et al.*, 2009), Rootsis (Persson, 2012) kui ka Eestis (Rannap *et al.*, 2012).

## 1.4. Kahepaiksete populatsiooni-ökoloogilisteks uuringuteks kasutatav meetodika

Ohustatud liikide puhul on üheks põletavamaks küsimuseks, kui palju on uuritavas piirkonnas isendeid veel alles jäänud ning kas kaitsekorralduslik tegevus on arvukuse taastamise osas vilja kandnud. Populatsiooni-ökoloogilistes uuringutes kasutatakse püüktaaspüük meetodit, kus esmalt püütakse loomad kinni, markeeritakse individuaalselt ning seejärel lastakse nad taas vabadusse. Kahepaiksete püüdmiseks kasutatakse erinevaid tarasid ja püünis-lõksusid (Dodd Jr., 2009). Hilisem isendite tuvastamine toimub paigaldatud või juba olemasolevate märgiste põhjal. Märgistustehnikad jagunevad invasiivseteks ja mitteinvasiivseteks. Invasiivsed meetodid, mida kahepaiksete märgistamiseks kasutatakse on: 1) varvaste lõikamine (*toe-clipping*); 2) polümeer-värvide ja fluorestseeruvate pigmentidega implantaadid; 3) raadiosaatjad (*PIT-tags*); 4) mikrokiibid ning 5) kodeeritud traatmärgised. Ainsaks kasutusel olevaks mitteinvasiivseks tehnikaks on isendi mustri kaardistamine ehk fotode alusel isendite tuvastamine (Golay & Durrer, 1994; Heyer *et al.*, 1994; Davis & Ovaska, 2001; Arntzen *et al.*, 2004; Gamble *et al.*, 2008; Martin, 2011; Burrow *et al.*, 2012;)

Klassikaliselt on kahepaiksete puhul enimkasutatavaks märgistustehnikaks olnud varvaste lõikamine unikaalse kombinatsiooni alusel (Boomsma & Arntzen, 1985; Heyer *et al.*, 1994). Paraku võib individuaalne märgis muutuda kiskluse käigus varbaid kaotades (Gray *et al.*, 2002) või regenereeruvad lõigatud varbaosad mõne aja möödudes (Davis & Ovaska, 2001). Lisaks on leitud, et varvaste lõikamisega võib kaasneda ka surmaga lõppevaid infektsioone. Nii on näidatud, et 50% sel viisil märgistatud kõredest tekkis ühe kuu möödudes infektsioon, mis võib viia niigi vähese arvukusega populatsioonid väljasuremiseni (Golay & Durrer, 1994; McCarthy & Parris, 2004; McCarthy *et al.*, 2009). Järelikult on sellise märgistamistehnika kasutamine eetilisel küsitav teadusuuringutes üldse ning ohustatud liikide puhul eriti.

Seetõttu on isendite märgistamisel järjest enam hakatud kasutama mitteinvasiivseid meetodeid. Kahepaiksete puhul on selleks nahamustri kaardistamine, tänapäeval eelkõige digitaalsete fotode alusel isendite identifitseerimine. Seda meetodit on võimalik kasutada nende loomaliikide puhul, kelle nahamuster või kehapiigmendid on isendispetsiifilised ja ei muutu elu jooksul. Nahamustri fotoidentifitseerimist on laialdaselt kasutatud erinevate liikide ja taksonite puhul: vaalad (Friday *et al.*, 2000; Albertson-Gibb *et al.*, 2009), hülged (Forcada & Aguilar, 2000; Karlsson *et al.*, 2005; Hiby *et al.*, 2007), tiiger (*Panthera tigris*)

(Karanth *et al.*, 2006), lumeleopard (*Uncia uncia*) (Jackson *et al.*, 2006), Serengeti gepard (*Acinonyx jubatus*) (Kelly, 2001), geko *Naultinus gemmeus* (Knox *et al.*, 2013), sisalik *Draco Dussumieri* (Sreekar *et al.*, 2013), kilpkonna liikide eristamine (Jean *et al.*, 2010). Lisaks on jääkarude (*Ursus maritimus*) identifitseerimisel kasutatud vurrude asetust (Anderson *et al.*, 2007) ning monarhliblikatel (*Danaus plexippus L.*) vastsete pigmentatsiooni (Davis *et al.*, 2004).

Mitmetel Euroopa kahepaiksetel on fotoidentifitseerimiseks sobiv püsiv nahamuster (nt kõhul või seljal), mis võimaldab isendeid omavahel eristada. Kõhumustri fotoidentifitseerimist on kasutatud näiteks harivesilikul (*Triturus cristatus*) (Arntzen & Teunis, 1993), punakõht-ungil (*Bombina bombina*) (Cevik *et al.*, 2008), kollakõht-ungil (*Bombina variegata*) (Gollmann & Gollmann, 2011) ja kõrel (Meyer & Grosse, 1997). Seljamuster on sobivaks identifitseerimistunnuseks näiteks harilikul lehekonnal (*Hyla arborea*) (Pellet *et al.*, 2007).

Mitmed autorid on erinevate kahepaiksete liikide puhul näidanud fotoidentifitseerimismeetodi töökindlust ja eelist alternatiivsete meetoditega võrreldes. Kuid seda meetodit on võimalik kasutada vaid juhul, kui ollakse veendunud looma kehamustri püsimises kogu elu vältel. Meetodi sobilikkuse kasuks räägib Del Lama *et al.* (2011) poolt puukonnaga (*Scinax longilineus*) tehtud võrdlev uuring, kus isendeid tuvastati nii piltide kui laboris elusloomade vaatluse alusel. Tõdeti, et kuigi mõlemal juhul oli tuvastamistäpsus üle 90%, tuleks eelistada mitteinvasiivset fotoidentifitseerimist. Kenyon *et al.* (2009) leidsid, et antud meetod sobib täiskasvanud rohesilmse puukonna (*Litoria genimaculata*) populatsiooni struktuuri lühiajalisteks uuringuteks. Pikaajaliste uuringute puhul on puuduseks piltidelt isendite tuvastamisele kuluv aeg (Plăiașu *et al.*, 2005). Samuti sobib see meetod väikese kuni keskmise (100–500 isendit) populatsiooni suurusega isendite uurimiseks (Arntzen *et al.*, 2004).

Fotoidentifitseerimise abil on tehtud erinevaid populatsiooni suurusi käsitlevaid uuringuid näiteks Prantsusmaal harivesilikuga (Arntzen & Teunis, 1993), Šveitsis hariliku lehekonnaga (Pellet *et al.*, 2007) ja Türgis punakõht-ungiga (Cevik *et al.*, 2008). USA-s kasutati fotoidentifitseerimist, et hallata suurt marmorsalamandrite (*Ambystoma opacum*) andmebaasi (Gamble *et al.*, 2008). Lisaks võimaldab fotoidentifitseerimine määrata kahepaisete kodupiirkonna suurust (Carafa & Biondi, 2004), perekonna siseselt liikide eristamist (Angelini *et al.*, 2010) või hoopis isendite eristamist mitte kehamustri, vaid värvuse varieerumise alusel (Davis & Grayson, 2007). On ka uuritud, kas loomade kehamustrid on populatsioonipõhised või mitte (Costa *et al.*, 2009).

Vähesel määral on fotoidentifitseerimist kasutades uuritud kahepaiksete kehamustri ontogeneetilist muutlikkust/varieerumist, et välja selgitada, missuguse kehapiirkonna muster on kõige püsivam. Näiteks kollakõht-ungi puhul selgus, et kõige vähemuutlik on konna lõuaalune muster, mis ei muutu looma mõõtmete suurenedes nii palju kui kõhumuster (Gollmann & Gollmann, 2011). Samuti on Korsika tähniksalamandri (*Salamandra corsica*) seljamustri muutumist ajas uuritud looma kasvamisel juveniilist täiskasvanuks (Beukema, 2011). Rohesilmse puukonna puhul on meetodit kasutatud noorte moonde läbinud konnade identifitseerimiseks (Kenyon *et al.*, 2010).

## 1.5. Magistritöö eesmärgid

Minu magistritöö eesmärgiks oli fotoidentifitseerimismeetodit kasutades selgitada välja äärmiselt peidulise eluviisiga ja samas ohustatud liigi –kõre– populatsioonide seisund Eestis. Varasemalt ei ole fotoidentifitseerimist kasutades koostatud ühtset terviklikku teadustööd kahepaiksete populatsioonidünaamika väljaselgitamiseks. Seetõttu on minu magistritöö heaks näiteks, kuidas kaasaegset tehnoloogiat kasutades on võimalik populatsioonide seisundit uurida ilma loomi otseselt kahjustamata.

Arvestades, kui vähe on tegelikult teada Eesti kõrede populatsioonide seisundist, oli töö eesmärgiks analüüsida kümne Eesti kõreasurkonna suurusi, isendite suremust ning nende pikkuse järgi vanuseklassidesse jaotumist. Samas on muutused kõre populatsioonidünaamikas üheks võimalikuks variandiks elupaikades tehtud taastamistööde mõju väljaselgitamiseks kõre sigimisedukusele. Kõre populatsioonide seisundite kirjeldamiseks selgitasin välja:

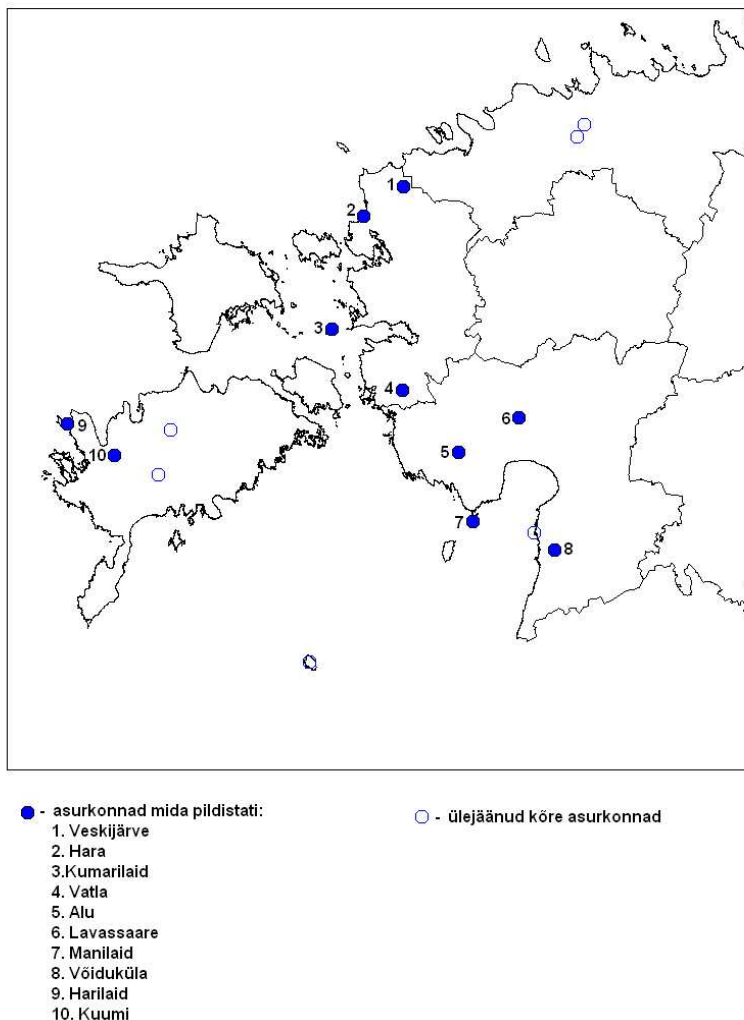
- 1) Millised on Eesti suurimad kõreasurkonnad ja kui arvukad nad on;
- 2) Kui suur on kõrede uuringuperioodi aegne ellujäämus;
- 3) Milline on kõrede vanuseline struktuur uuritud asurkondades ning kuidas seda mõjutab elupaikade taastamine;
- 4) Kõrede valikud sigimisveekogude osas. Kas ja milline mõju on veekogude taastamisel ja uute rajamisel kõrede sigimisveekogu eelistusele.



## 2. Materjal ja meetodika

### 2.1. Kõrede selja- ja kõhumustri pildistamine

Asurkondade arvukuse hindamiseks püük-taaspüük meetodil, püüti ja pildistati kõresid 2005.-2012.a. 16 teadaolevast kõre asurkonnast kümnes (Joonis 2.). Kõik uuritud kõreasurkonnad on üksteisest isoleeritud (vahemaad minimaalselt ca 20 km) ning asurkondade vahelist migratsiooni ei toimu. Kümnest uuritud asurkonnast kaks paiknevad rannaniitudel: Manilaid ja Kumarilaid. Ülejäänud asurkonnad asuvad teisestes elupaikades, peamiselt endistele luitaladele rajatud liivakarjäärides.



**Joonis 2.** Kõre asurkonnad, kus isendeid pildistati 2005.-2012. a.

Pildistamine toimus kõrede sigimisajal – aprilli lõpu ja mai alguse soojadel öödel, mil isasloomad koonduvad kudemispaikadesse. See on ka ainus aeg aastas, mil muidu varjulise eluviisiga kõresid on võimalik hääle järgi suuremal arvul leida. Isendite püüdmise efektiivsus sõltus suuresti öisest õhutemperatuurist, kuna soojematel öödel häälitsevad isasloomad aktiivselt ning on seetõttu sigimisveekogude ümbruses ka lihtsamini leitavad. Kui õhutemperatuur langeb alla +4°C, siis muutuvad kõred passiivseks ning lõpetavad häälitsemise, temperatuuril alla +2°C aga ei ilmu nad tavaliselt varjupaikadest välja (Rannap, avaldamata andmed). Kuna kõrede sigimisaktiivsus sõltub nii õhutemperatuurist, -niiskusest kui ka veekogu vee tasemest (Sacher, 1986; Banks & Beebee, 1987), siis külastati mõnel aastal asurkondi korduvalt õhutemperatuuride tõustes või pärast vihmaperioodi. Samas oli ka aastaid (nt 2007, 2011), kus hilise jaheda kevade tõttu oli sigimine nii lühiajaline, et kõigis vaatluse all olnud asurkondades ei õnnestunud pildistamist läbi viia.

Kõred püüti sigimisveekogudest ja nende ümbrusest kinni käsitsi ning paigutati kogumisämbritesse. Iga veekogu ümbrusest püütud loomad paigutati eraldi, et hiljem oleks võimalik analüüsida ka kõrede sigimisaegset liikumist veekogude vahel. Pildistati nii looduslike kui ka taastatud või täiesti uute (spetsiaalselt rajatud) veekogude ümbruses. Samuti peeti eraldi arvestust sigimisveekogudest eemal (teedel või radadel) kohatud kõrede osas. Emasloomad tulevad sigimisveekogude ümbrusesse isastest mõned päevad hiljem ja viibivad seal vaid lühiajaliselt (Sinsch, 1988). Pärast kudemist lahkuvad emasloomad sigimisveekogust, et vältida kiskjate saagiks langemist, keda isaste häälitsemine kohale võib meelitada (Arak, 1988). Isasloomad viibivad sigimisveekogude ümbruses terve sigimisperioodi, mistõttu on nende kättesaamine märgatavalt lihtsam.

Kõigil aastatel on kõresid pildistanud Riinu Rannap. Pildistamiseks kasutati digitaalset peegelkaamerat Olympus E-500, objektiivi sügavusteravusega 35 mm. Pildistamise ajaks paigutati loom spetsiaalsesse pleksiklaasist karpi, mõõtmetega 10x13 cm. Igast isendist tehti kaks fotot – üks looma seljast ning teine kõhust. Karbi kindlate mõõtmete alusel oli hiljem võimalik mõõta loomade kehapikkust ninamikust kloaagini (SVL e. *snout-to-vent length*). Iga konna käsitseti maksimaalselt 30 sekundit, et vältida üleliigset stressi tekitamist. Loomad vabastati kohe pärast pildistamist sama veekogu kaldapiirkonda, kust nad kinni püüti.

## 2.2. Kõrede fotoidentifitseerimine

Kõrede identifitseerimine toimus isendite selja- ja kõhumustri alusel, mis on igale isendile ainuomane ning püsib muutumatuna kõre eluea jooksul (Meyer & Grosse, 1997). Identifitseerimisele eelnes pilditöötlus Photoshop Cs5 programmiga, et vähendada identifitseerimise käigus tekkida võivaid ebatäpsusi, nagu näiteks sama isendi märkamata jäämine kahte erinevat pilti omavahel võrreldes. Esmalt anti igale pildifailile ainuomane nimi, et ühe isendi selja- ja kõhumustriga fotod teistest selgelt eristada. Seejärel lõigati digitaalsel fotol oleva looma keha taustast välja ning pilt pöörati vertikaalsesse asendisse, et visuaalselt oleks kergem sarnaseid mustreid tabada. Vajadusel muudeti foto värvitooni ja kontrastsust ning lisati teravust, et hilisema vaatluse käigus tuleks muster kõhu/selja üldpinnast paremini esile. Kuna kõigi asurkonna piltide ükshaaval omavaheline võrdlemine on väga ajamahukas, kasutatakse kaasajal isendite identifitseerimiseks erinevaid arvutiprogramme. Kõrefotode identifitseerimiseks kasutati vabavarana saadaolevat 2D programmi Wild\_ID1.0. Iga analüüsitava asurkonna jaoks koostati andmebaas kõigi digitaalsete kõhu ja selja piltidega, mis uuringuperioodi jooksul oli tehtud. Wild\_ID1.0 vahendusel võrdles arvutiprogramm automaatselt omavahel ühe asurkonna andmebaasis olevate konnade mustreid. Identifitseerimise protsess toimus SIFT (*Scale-invariant feature transform*) algoritmi abil, kus pilt jagati suureks hulgaks erinevateks punktideks, mille asukoht üksteise suhtes jäi muutumatuks olenemata pildistamise nurgast, mõõtskaalast, valgustasemest. Identifitseerimine on robustne geomeetrilise moonutuse suhtes. Kõrede puhul paiknesid identifitseerimise aluseks olevad põhipunktid kõrge ja madala kontrastiga kõhu/selja mustri ülemineku piiridel, mida Wild\_ID1.0 programm kasutas algoritmides kõigi fotode omavahelisel võrdlusel. Sarnasuse tõenäosuse koefitsient jäi vahemikku 0-1. Fotode lõplik ekstraheerimine ja identifitseerimine ehk *photo-matching* tehti kindlaks visuaalse vaatluse teel 20 pildi hulgast, mis algoritmide mõõtmistulemustelt olid enim sarnased võrdluse aluseks olnud pildiga (LISA 1.).

### **2.3. Kõrede kehapikkuste mõõtmine**

Kõrede vanuselist struktuuri uuriti vaid isasloomade kehapikkuste alusel, kuna emasloomade osakaal püütud isendite hulgas oli marginaalne. Isendite identifitseerimisele järgnes kõrede SVL pikkuse mõõtmine. Selleks kasutati Image\_J programmi kasutades digitaalse joonlaua kalibreerimiseks kõrede pildistamiseks kasutatud karpi. Sama programmi on kasutaud ka sisaliku *Sceloporus occidentalis* kehapikkuse mõõtmiseks fotodelt (Lambert *et al.*, 2012). Loomade kehapikkus mõõdeti nii piki selga kui piki kõhtu ning seejärel leiti keskmine SVL väärtus, mida kasutati järgnevates analüüsides. Topelt mõõdeti selleks, et vähendada kalibreerimisel või mõõtmisel ette tulevaid ebatäpsusi. Mõõtmistäpsuseks oli 0,1 cm.

### **2.4. Kaitsekorraldusliku tegevuse mõju uurimine**

Kaitsekorralduslike tegevuste (veekogude puhastamine taimedest ja mudast, uute veekogude rajamine või veekogude ümbrusest võsa raadamine) mõju kõre sigimisveekogu valikule uuriti kuues asurkonnas: Manilaiul, Kuumis, Lavassaares, Võidukülas, Veskijärvel ja Vatlas. Alad jaotati vastavalt kas hooldatud või hooldamata aladeks. Hooldatud aladeks olid: Manilaid, Kuumi, Lavassaare, Võiduküla (pärast 2007.a.) ja Veskijärve (pärast 2007.a.). Hooldamata aladeks olid Vatla (enne 2011.a.), Võiduküla (enne 2007.a.) ja Veskijärve (enne 2007.a.).

Nendelt aladelt taaspüütud (eri aastatel taaspüütud) ja korduvpüütud (sama sigimisperioodi jooksul korduvalt püütud) kõrede alusel tehti kindlaks, mil määral mõjutab isendite sigimisveekogude eelistusi tiikide puhastamine ja uute veekogude rajamine. Uueks loeti veekogud, mille rajamisest või hooldamisest oli möödas maksimaalselt 3 aastat. Hii-ruut testi kasutades tehti kindlaks sama veekogu eelistavate ja veekogusid vahetavate kõrede osakaalud, sõltuvalt veekogu uuendamisest.

Vatla, Veskijärve, Lavassaare, Võiduküla ja Kuumi asurkondades analüüsiti ka kõre vanuselise struktuuri muutusi tulenevalt elu- ja sigimispaiiga taastamistöödest. Selleks võrreldi noorloomade osakaalu muutusi taastamistööde eelsel ja järgsel perioodil.

## 2.5. Statistiline analüüs

Kõre asurkondade arvukuse ja ellujäämise hindamisel kasutati Comarck-Jolly Seber'i (CMR) püük-taaspüük mudeli modifikatsiooni POPAN programmiga MARK (White ja Burnham, 1999). POPAN on mõeldud avatud populatsioonile, kus esineb sünd ja surm. Mudelisse oli kaasatud isendi ellujäämustõenäosus ( $\phi$ ), püügitõenäosus ( $p$ ), emigratsioon (PENT) ning super-populatsioon ( $N$ ). Kandidaatmudelid erinesid omavahel hinnanguparameetritel esinevate piirangute osas: parameetrite väärtused olid kas ajas muutuvad ( $t$ ) või konstantsed ( $.$ ). Taaspüükide vaheliseks ajaintervalliks võeti üks aasta. Sobiva mudeli valik tehti väikseima nullist erineva  $AIC_c$  väärtuse põhjal. Lisaks oli mudeli valikul oluline, et seda saaks kasutada võimalikult paljude asurkondade arvukushinnangute leidmisel. Mudelis võeti arvesse vaid isasloomade püük-taaspüük andmestik tulenevalt meetodikast, kus püüti peamiselt häälitsevaid isasloomi.

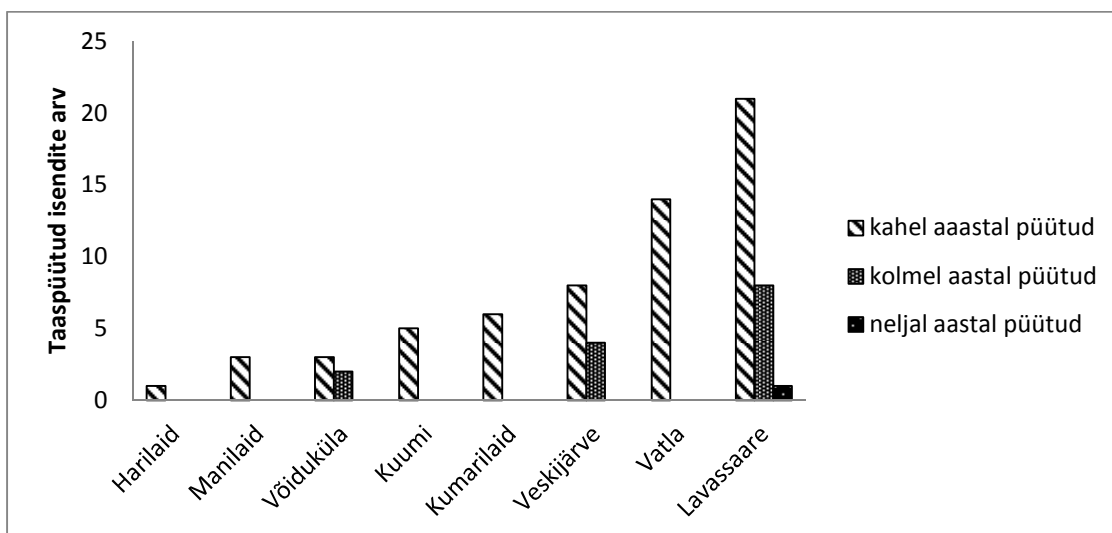
Kõre isasloomade keskmiste pikkuste erinevuse väljaselgitamiseks eri asurkondade lõikes kasutati dispersioonanalüüsi programmis STATISTICA 7.

### 3. Tulemused

#### 3.1. Kõrede püük-taaspüük

2005.-2012.a. püüti ja pildistati kümnes Eesti asurkonnas kokku 843 kõre (LISA 2.). Enim käidi pildistamas Võidukülas – kaheksal aastal, Veskijärvel, Lavassaares, Manilaiul ja Haral seitsmel aastal, Vatlas, Kuumis, Kumarilaiul kuuel, Alus kolmel ja Harilaiul kahel erineval aastal. Et tabada soodsaid ilmastikuolusid, mil isased on kõige aktiivsemad, käidi Manilaiul, Veskijärvel, Võidukülas, Lavassaares ja Vatlas pildistamas sama aasta mitmel eri päeval (LISA 3.).

Taaspüütud isendite arv oli kõigis uuritud asurkondades kokku 92. Neist 14 isendit tabati uurimisperiodi jooksul kolmel eri aastal (kahekordne taaspüük) ja üks isend neljal eri aastal (kolmekordne taaspüük). Seega oli erinevaid taaspüütud isendeid kokku 76. Taaspüütud isenditest 80% tabati kahel aastal, 19% tabati kolmel eri aastal ning vaid 1% tabati neljal eri aastal (Joonis 3.).



**Joonis 3.** Taaspüütud kõrede (n = 76) jaotus taaspüükide arvu ja asurkonna järgi.

Seejuures tabati taaspüütud isenditest 66% kahel või enamal järjestikusel aastal ning 34% puhul jäi kahe taaspüügi vahele enam kui üks aasta.

Taaspüüke saadi kaheksas asurkonnas kümnest. Kõige suurem kõrede taaspüügiprotsent oli Harilaiul (50%), kuigi seal oli püütud loomi vaid kolm. Lavassaares oli taaspüütud isendite osakaal üsna suur – 25%. Veskijärvel oli taaspüütud isendeid 15%, Kuumis 10%, Manilaiul 9%, Kumarilaiul 8%, Vatlas 7% ja Võidukülas 6%. Taaspüüke ei olnud Alul ja Haral (Tabel 1.).

Kui taaspüütud ja sigimisperioodil korduvalt pildistatud isendid kõrvale jätta, oli kõigest 843-st pildistatud kõrest erinevaid isendeid kokku 701 (Tabel 2.). Neist isasloomi oli 648 (93%), emasloomi 41 (5%) ja noorloomi 12 (2%) (Joonis 4.).

**Tabel 1.** Kõre taaspüükide arv uuritud asurkondades eri aastatel, sh kahekordne ja kolmekordne taaspüük ( $\Sigma=92$ ).

	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Manilaid	-	3	-	-	-	-
Kuumi	-	-	-	4	-	1
Veskijärve	-	1	2	1	8 <sup>*(2)</sup>	4 <sup>*(2)</sup>
Lavassaare	5	9	10 <sup>*(5)</sup>	2 <sup>*(1)**(1)</sup>	3	11 <sup>*(3)</sup>
Võiduküla	1	-	3	2 <sup>*(1)</sup>	1 <sup>*(1)</sup>	-
Vatla	6	2	4	1	-	1
Kumarilaid	-	6	-	-	-	-
Harilaid	-	-	-	-	-	1

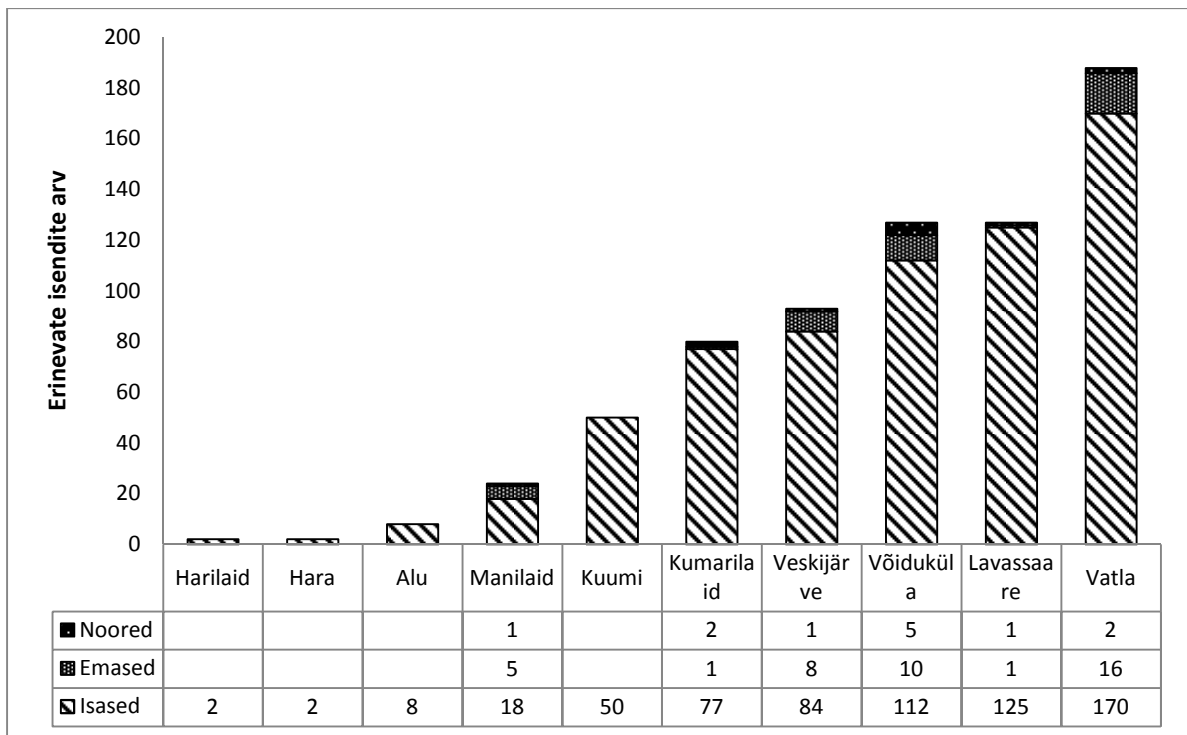
\*<sup>(x)</sup> - kahekordse taaspüügi arv

\*\*<sup>(x)</sup> - kolmekordse taaspüügi arv

**Tabel 2.** Üksikisendite arvu kujunemine uuritud asurkondades.

	Pildistatud isendite arv	Taaspüütud isendite arv	Taaspüügi koefitsent z*	Sigimisperioodil korduvalt pildistatud isendite arv	Erinevate isendite arv
Hara	2	-	-	-	2
Harilaid	3	1	-	-	2
Alu	8	-	-	-	8
Kumari	86	6	-	-	80
Kuumi	55	5	-	-	50
Lavassaare	176	30	10	9	127
Manilaid	30	3	-	3	24
Vatla	212	14	-	10	188
Võiduküla	140	5	2	6	127
Veskijärve	131	12	4	22	93
$\Sigma$	843	76	16	50	701

z\* - kahe-ja kolmekordse taaspüügi arv



**Joonis 4.** Identifitseerimise käigus tuvastati 701 erinevat isendit.

### 3.2. Isasloomade arvukuse ja ellujäämise hinnangud

Eesti kõreasurkondade arvukuste leidmiseks kasutati POPAN mudelit. Uuringu andmetega kõige paremini sobituvaks mudeli vormiks osutus  $\varphi(\cdot) p(\cdot) \text{PENT}(t) N$  (Tabel 3.). Mudel oli üles ehitatud viisil, kus kõre ellujäämistõenäosus ei muutunud püügiperioodi jooksul. Isendite püüdmiseks ja pildistamiseks kasutati sama meetodit, seetõttu oli ka kõre tõenäosus saada püütuks ajas muutumatu. Emigratsioon kui loomade hajumine asurkonna territooriumil kaasati mudelisse ajas muutuvana. Kuna mudel eeldas piisavalt suurt püük-taaspüük andmestikku, siis olid vajaliku suurusega valimid olemas kümnest uuritud asurkonnast neljas. Mis tähendab, et mudeli põhjal õnnestus isasloomade arvukushinnangud leida Kuumi, Vatla, Veskijärve ja Lavassaare asurkondade kohta (Tabel 4.).

Minu töös kasutatud meetodika tõttu puudus püük-taaspüük andmestik emasloomade kohta, mistõttu ei olnud võimalik mudeli alusel hinnata tervete asurkondade suurusi. Denton & Beebe (1993a) väitel on emas- ja isasloomade arvukus suurtes asurkondades enam-vähem võrdne. Seega ekstrapoleerides nelja suurema uuritud asurkonna isasloomade arvukusi terve asurkonna peale, võiksid suuremate populatsioonide üldsuurused olla: Kuumis 240 isendit, Vatlas 348, Veskijärvel 330 ja Lavassaares 380 isendit.



Lisaks võimaldas POPAN mudel leida taaspüükide arvul põhinevalt erinevate asurkondade isasloomade ellujäämuse hinnangud. Isasloomade ellujäämus oli suurim Kuumi ja Lavassaare karjäärides – 44%, Veski järvel 35% ja Vatlas vaid 11% (Tabel 4.).

**Tabel 3.** Alternatiivsed mudelid Eesti kõreasurkondade arvukuste leidmiseks.

Kandidaatmudelid	Kuumi AIC <sub>c</sub> *	Vatla AIC <sub>c</sub>	Veski järve AIC <sub>c</sub>	Lavassaare AIC <sub>c</sub>
$\varphi(t)$ p(.) PENT(t) N	0	0	0	0
$\varphi(t)$ p(.) PENT(.) N	0	0	0	0
$\varphi(.)$ p(.) PENT(.) N	0	29355,48	9744,89	36634,34
$\varphi(.)$ p(.) PENT(t) N	2763,97	29355,48	9744,89	36634,34

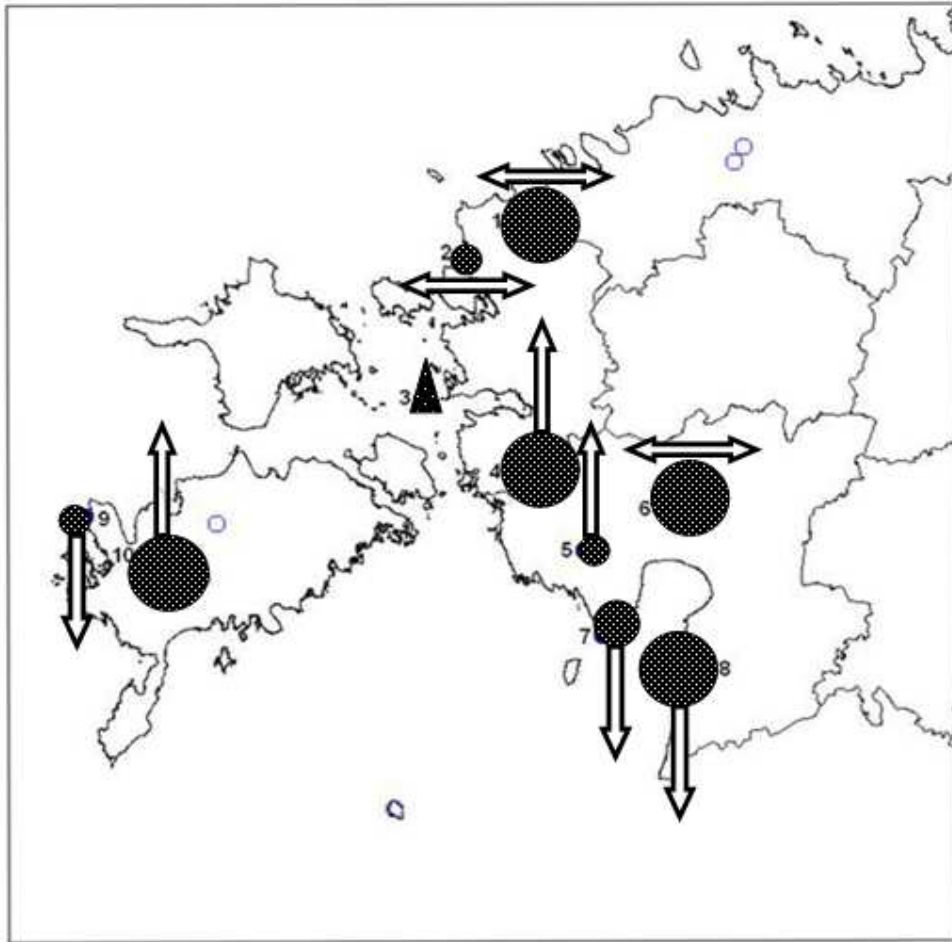
$\varphi$  – ellujäämistõenäosus; p – püügitõenäosus; PENT – emigratsioon; N – superpopulatsiooni suurus; (.) – konstantne suurus; (t) – ajas muutuv suurus; AIC<sub>c</sub>\* – Akaike kriteerium

**Tabel 4.** Kuumi, Vatla, Veski järve ja Lavassaare populatsioonide uuringuperioodi aegsed arvukuse hinnangud.

Asurkond	v*	t	HL	$\varphi \pm SE$	p $\pm SE$	PENT $\pm SE$	N $\pm SE$	N <sub>min</sub> /N <sub>max</sub>	No.Par
Kuumi	55	5	35	0,44 $\pm$ 0,07	0,46 $\pm$ 0,095	1 $\pm$ 0	120 $\pm$ 28,67	82,7- 201,8	3
Vatla	184	14	55	0,11 $\pm$ 0,03	0,97 $\pm$ 0,04	1 $\pm$ 0	174 $\pm$ 7,19	170,42- 211,6	3
Veski järve	100	12	30	0,35 $\pm$ 0,04	0,53 $\pm$ 0,06	1 $\pm$ 0	165 $\pm$ 23,88	129,7- 226,4	3
Lavassaare	165	30	50	0,44 $\pm$ 0,04	0,67 $\pm$ 0,04	1 $\pm$ 0	190 $\pm$ 16,25	165,38- 230,56	3

v\* – valimi suurus; t – taaspüükide arv; HL – häälitsevatel isasloomadel põhinevad varasemad arvukushinnangud;  $\varphi$  – ellujäämistõenäosus; p – püügitõenäosus; PENT – emigratsioon; N – populatsiooni arvukuse hinnang; N<sub>min</sub>/N<sub>max</sub> – minimaalne ja maksimaalne populatsiooni arvukuse hinnang; SE – standardviga; No.Par – parameetrite arv;

Ülejäänud asurkondade puhul – Harilaid, Hara, Alu, Manilaid, Võiduküla ja Kumarilaid – oli püütud isendite ja/või taaspüükide arv arvukuse ja ellujäämuse hindamiseks liiga väike. Küll aga võib öelda, et hinnanguliselt on uuritud asurkondadest nii tõusva, langeva kui stabiilse arvukusega asurkondi võrdselt (kõiki kolm). Kumarilaiu asurkond hukkus uurimisperioodi jooksul (Joonis 5.).



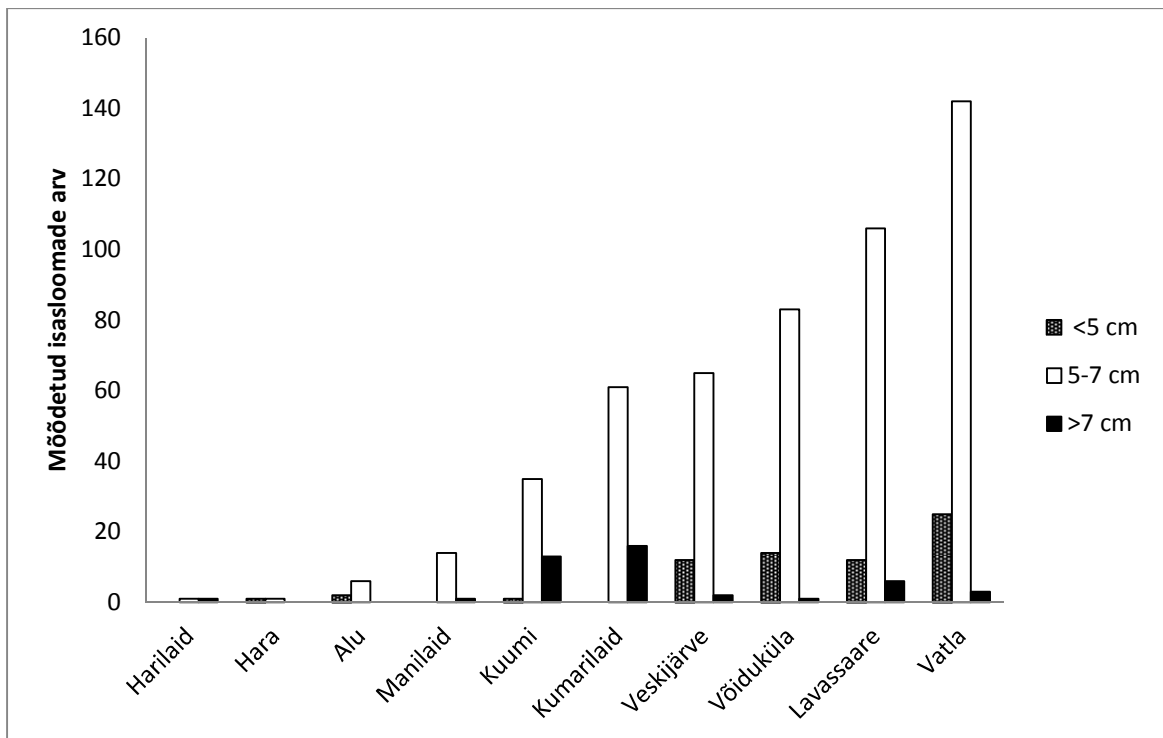
**Joonis 5.** Uuritud asurkondade jaotumine suuruse ja arvukuse trendi järgi.

1-Veskijärve; 2-Hara; 3-Kumarilaid; 4-Vatla; 5-Alu; 6-Lavassaare; 7-Manilaid; 8-Võiduküla; 9-Harilaid; 10-Kuumi; Nooled tähistavad asurkonna arvukuse kasvu/languse/stabiilsuse trende; varjutatud ringidega on tähistatud jaotumine erineva suurusega asurkondadeks; varjutatud kolmnurk (Kumarilaid) tähistab hukkunud asurkonda.

### 3.3. Isasloomade vanuseline struktuur

Kõigis kümnes asurkonnas mõõdeti kokku 623 isaslooma, kes vastavalt pikkusele jaotusid kolme vanuseklassi: noorteks (<5 cm), täiskasvanud isenditeks (5-7 cm) ja eakateks isenditeks (>7 cm) (LISA 4.).

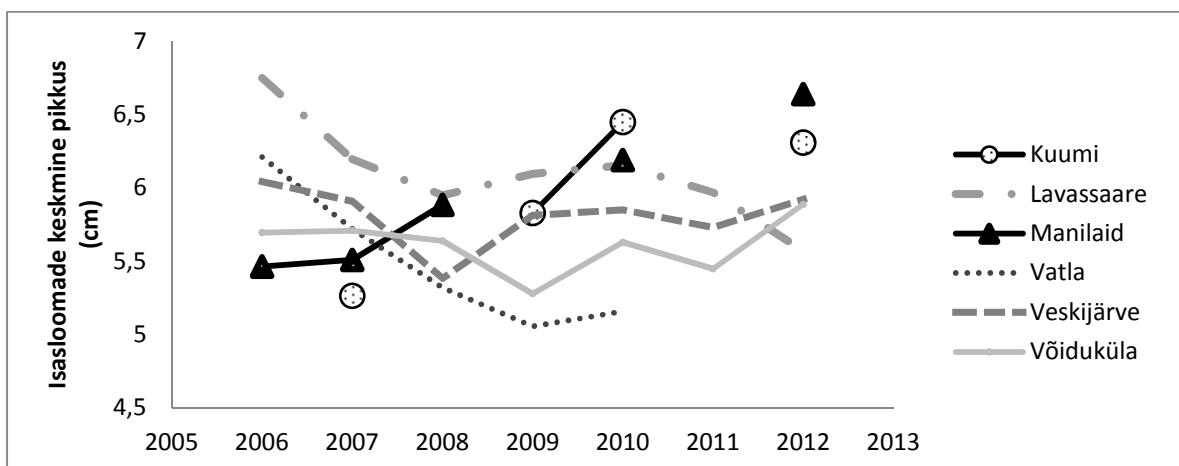
Kõigi mõõdetud kõrede hulgas leidis enim 5-7 cm pikkuseid täiskasvanud isendeid (82%). Noorte isendite osakaal oli 11% ja >7 cm pikkuste loomade osakaaluks 7%. Enim leidis noorloomi Veskijärvel (15%), Vatlas (15%), Võidukülas (14%) ja Lavassaares (10%) ning noored isendid puudusid Harilaiul, Manilaiul ja Kumarilaiul. >7 cm pikkuseid vanu isendeid püüti enim Kuumis (27%), Kumarilaiul (21%) ja Lavassaares (5%) ning need puudusid Alus (Joonis 6., LISA 4.).



**Joonis 6.** Isasloomade jaotumine kolmeks vanuseklassiks uuritud asurkondades.

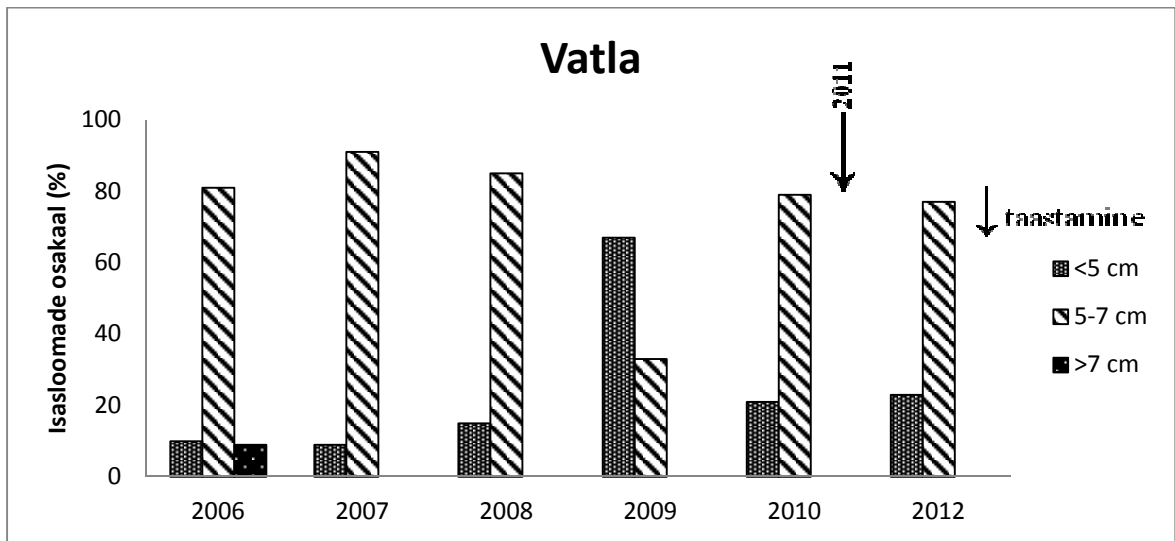
Lavassaares ja Vatlal on kogu uuringuperioodi jooksul esmapäädud kõrede keskmine pikkus vähenenud. Kuumi ja Manilaiu populatsioonides on kõrede keskmine pikkus kasvanud. Veskijärve ja Võiduküla asurkondades on kogu uuringu vältel kõrede keskmine pikkus kõige stabiilsemalt püsinud (Joonis 7.). Vanuselise struktuuri kujunemise aluseks olevad isendite keskmised pikkused erinesid statistiliselt oluliselt üle kõigi uuritud asurkondade (ANOVA:  $F_{9,643}=13,1$ ;  $df=9$ ;  $p<0,001$ ).

Viiest uuritud asurkonnast esines Veskijärvel, Võidukülas ja Lavassaares vee- ja maismaa elupaikade taastamisel mõju noorte isendite osakaalu kasvule (Joonis 8a-8e.).

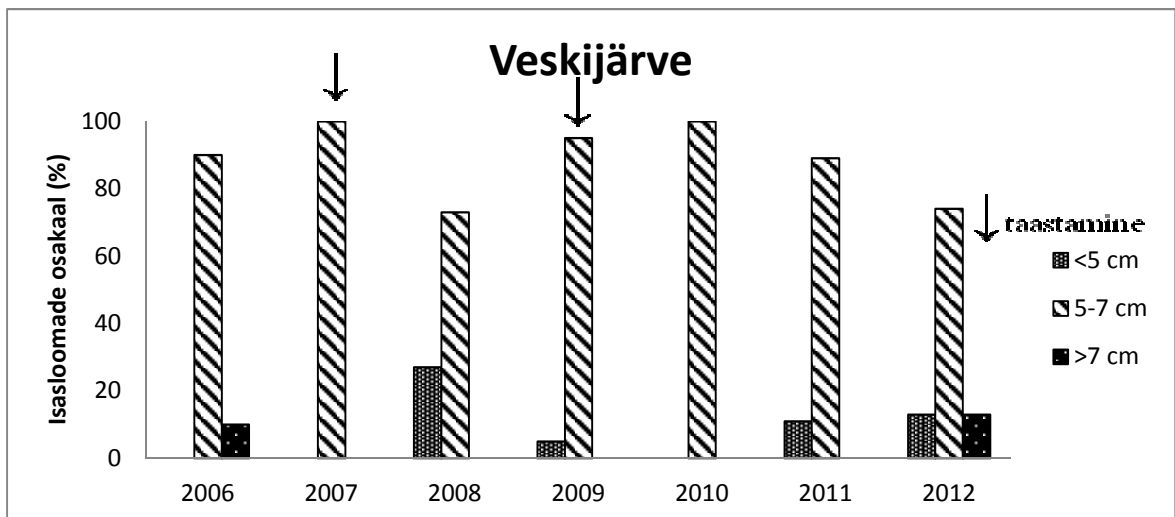


**Joonis 7.** Kõre keskmise pikkuse muutumine suuremates asurkondades esmapäädud isendite alusel (n=534).

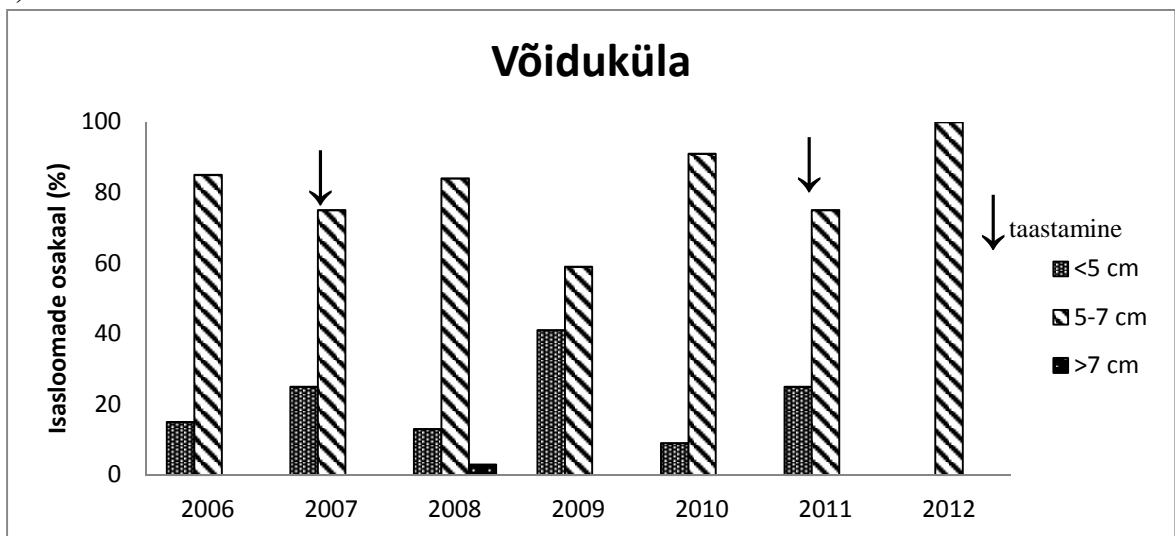
a)



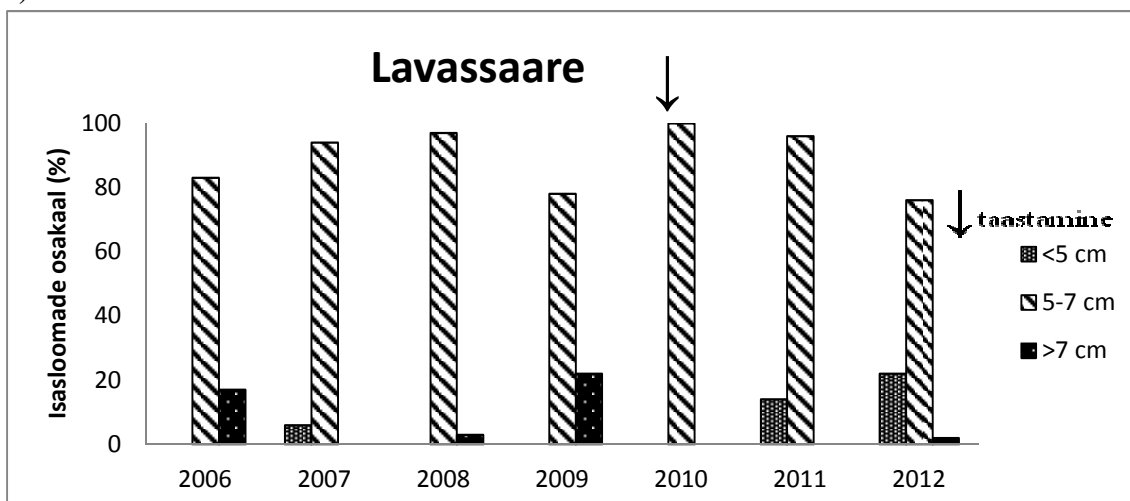
b)



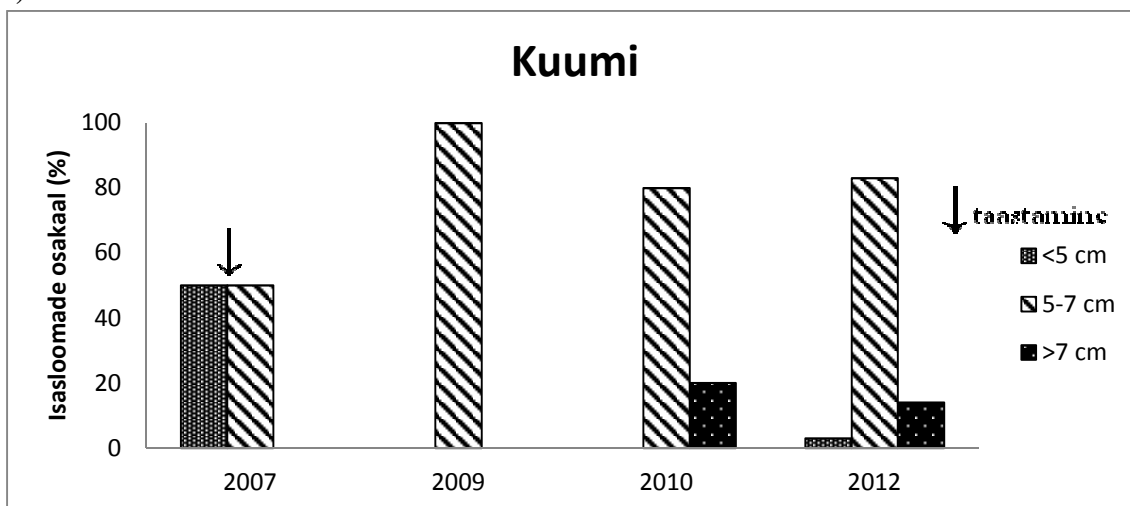
c)



d)



e)



**Joonis 8a-8e.** Suurte asurkondade noorloomade, täiskasvanud ja eakate isasloomade osakaalud eri aastatel ning selle muutused taastamistöele järgnenud perioodil. a) Vatra; b) Vesikijärve; c) Võiduküla; d) Lavassaare; e) Kuumi asurkond.

### 3.4. Kaitsekorralduslike tegevuste mõju kõre sigimisveekogu eelistusele

Taaspüütud ja korduvpüütud kõresid oli kokku 103 (LISA 5.). Hooldamata aladelt püütud 24-st kõrest 16 (66,7%) sigisid eri aastatel samas veekogus ning 8 (33,3%) sigis erinevatel aastatel erinevates veekogudes. Hooldatud aladel püütud 79-st kõrest 30 (38,0%) sigisid aastast-aastasse samas veekogus ja 49 (62,0%) eelistasid uut (taastatud või rajatud) veekogu. Selline erinevus sama veekogu eelistavate ja veekogusid vahetavate kõrede osakaalus, sõltuvalt veekogu uuendamisest, osutus ka statistiliselt oluliseks (hii-ruut test;  $p=0,013$ ).

## 4. Arutelu

### 4.1. Fotoidentifitseerimine

Minu magistritöö eesmärgiks oli saada võimalikult täpne ülevaade kümne Eesti kõreasurkonna populatsiooni-ökoloogilisest seisundist fotoidentifitseerimise meetodit kasutades. Kuna uuritud asurkonnad asuvad hajusalt neljas eri maakonnas ning nende vahelised kaugused on väga suured, siis ei ole teiste meetodite, nt. püünisaedade ja lõksude kasutamine isendite püügiks mõeldav, sest lõkse tuleb röövluse (kährikkoerad, rebased) vältimiseks pidevalt kontrollida. Samuti ei ole täpselt teada, kui suurel alal kõred liiguvad, mis omakorda välistab püünisaedade kasutamise. Lisaks võivad loomad end lõksudes vigastada, mida ohustatud liikide uurimisel tuleks igati vältida. Samuti võib juhtuda, et loomad ei satugi lõksudesse ning oluline informatsioon, mille põhjal hilisemaid järeldusi teha, läheb kaduma (Duarte *et al.*, 2011).

Fotoidentifitseerimist saab kasutada loomade puhul, kelle kehamuster on isendispetsiifiline ja aja jooksul muutumatu. Meetod sobib sellistes uuringutes kasutamiseks, mis ei nõua isendite koha peal tuvastamist. Kuni selle sajandi alguseni oli isendite fotoidentifitseerimine oma kõrge hinna tõttu vähe kasutatud, kuid pärast digitaalsete fotokaamerate kättesaadavuse laienemist ja tehnoloogilist täiustumist kasvas meetodi kasutamine teadustöös. Meetod võimaldab välitööde ajal suhteliselt vähese ajakuluga pildistada suure hulga isendeid. Pildistamisprotsess on lihtne ja odav ning lisaks ei nõua antud meetod ohustatud liikide puhul nt. loomade eelnevat uinutamist või märgistus-eesmärkidel vigastamist, nagu näiteks raadiosaatjate ja mikrokiipide paigaldamisel või varvaste lõikamisel. Seetõttu on isendite pildistamisel välistatud infektsioonide tekkimise oht.

Isendite pildistamisega populatsioonide kohta informatsiooni kogumisel on kõre puhul kõige kriitilisema tähtsusega pildistamiseks valitud aeg, mis tagaks püütud isendite võimalikult suure osakaalu tegelikust asurkonna arvukusest. Võrreldes sigimisperioodi algusega väheneb püütud isendite arv eksponentsiaalselt perioodi lõpu poole (Sinsch, 1988; Stephan *et al.*, 2001). Kirjanduse põhjal võib kõre aastase sigimisperioodi pikkus, olenevalt laiuskraadist kesta kuni neli kuud (Sinsch, 1992), olles Euroopa põhjaaladel pikem kui soojematel lõunaaladel (Miaud *et al.*, 2000). Lisaks võib kõre sigimisperiood jaotuda erinevateks etappideks, mis ebasobivate ilmastikuolude tõttu võivad ka vahele jääda. Näiteks Saksamaal jaguneb kõre aastane sigimisperiood enamasti kolmeks etapiks (Sinsch, 1988). Hispaanias on kõrel täheldatud aga üks peamine ehk kevadine

sigimisperiood (Miaud *et al.*, 2000). Kuigi eeltoodust lähtuvalt peaksid Eestis, kui põhjapoolsel alal, kõred sigima pika-ajaliselt, kestab sigimisperiood enamasti aprilli lõpust juuni alguseni. Lisaks on sigimist täheldatud ka juuni keskpaigas, kuid kõige intensiivsem sigimine toimub siiski ühe-kahe nädala jooksul aprilli lõpust mai alguseni (Rannap, avaldamata andmed). Seetõttu üritati pildistamisperiood kooskõlastada kõre sigimisperioodi tipp-ajaga (aprilli lõpp- mai algus), mis tagaks maksimaalse püütud isendite arvu. Siiski erinesid eri aastatel püütud isendite arvud märgatavalt. Osaliselt tulenes see ilmastikutingimustest, mis oli aastati üsna erinev. Madalamatel õhutemperatuuridel on kõrede sigimisaktiivsus väiksem ja seetõttu ka isasloomi sigimisveekogude ümbruses vähem. Vihmastel ja soojadel öödel kasvab aga kõre sigimisaktiivsus märgatavalt (Sinsch, 1988).

Meetodi peamiseks negatiivseks küljeks on ajamahukas digipiltide töötlemine ja identifitseerimine. Kuid võttes arvesse, et kõigis uuritud kümnes asurkonnas ei ületanud populatsioonide suurus 500 isendit, siis peaks see olema piisav, et meetodi odavus kaaluks üle tuvastamisele kuluva aja (Arntzen *et al.* 2004). Identifitseerimisprotsessi käigus veendusin, et meetod on usaldusväärne. Juhtumeid, kus taaspüütud isendite omavahelisel piltide võrdlusel tuvastasin kõre näiteks kõhu mustri järgi, kuid selja mustri alusel jäi sama isend tuvastamata, oli vaid mõni üksik. Piltide alusel isendite tuvastamise lisaväärtuseks oli võimalus piltidelt mõõdetud isendite pikkuste alusel välja selgitada kõrede vanuseline struktuur, mis veelgi vähendas looduses kõrede käsitlemisele kuluvat aega. Seetõttu on fotoidentifitseerimine igati sobilik meetod ohustatud ja peidulise eluviisiga liikide uurimiseks.

## **4.2. Kõre populatsioonide suurus**

Päriskonnaliste puhul kasutatakse populatsiooni arvukuse hindamiseks sageli häälitsevate isasloomade loendust (Pellet *et al.*, 2005; Pellet *et al.*, 2007; Rannap *et al.*, 2007). Kuigi kõre häälitsemine on kosta ca 1 km kaugusele (Buckley & Beebe, 2004), tões Pellet *et al.* (2005), et 23% isasloomi jääb hääle järgi loendades märkamata. Eestis varem kasutusel olnud kõre asurkondade arvukuse hinnangud põhinesid samuti häälitsevate isasloomade loendusandmetel. Antud magistritöös kasutati aga arvukushinnangute saamiseks isasloomade püük-taaspüük andmestikku ning arvukus selgitati välja POPAN mudeliga. Sarnaselt Pellet *et al.* (2005) uuringuga selgus ka minu uuringust, et senised isasloomade arvukused olid alla hinnatud ning püük-taaspüük

meetodile tuginevad arvukushinnangud osutusid tunduvalt suuremaks varasemalt teada olevast isasloomade arvukusest. Selline arvukuste erinevuse võrdlus oli võimalik läbi viia kümnest uuritud asurkonnast neljas. Nimelt selgus andmete analüüsil, et juhul kui ühe sigimisperioodi jooksul pildistatakse kõresid igas asurkonnas vaid ühel-kahel erineval ööl, saab fotoidentifitseerimise meetodit kasutada vaid suuremate asurkondade puhul. Väiksemates asurkondades on isendite koguarv niivõrd väike, et kõigest paari öö jooksul ei suudeta koguda piisavalt suurt püük-taaspüük andmestikku.

Häälitsevate isasloomade fotoidentifitseerimise põhjal osutusid Eesti suuremateks kõreasurkondadeks Vatla, Lavassaare, Kuumi ja Veskijärve. Erinevus varasemate isasloomade arvukushinnangutega, mis põhinesid häälitsevate isasloomade loendusel, olid püük-taaspüük meetodil saadud arvukushinnangud rohkem kui kolmekordsed. Kusjuures Veskijärvel oli erinevus isegi viiekordne, mille võib tingida kõrede suurem hajumine elupaigaterritooriumil.

Kõik neli kõige arvukamat kõreasurkonda asuvad vanadele luitealadele rajatud praegustes või endistes liivakarjäärides. Warren & Büttner (2008) on näidanud, et kõrele sobib elupaigaks ja sigimiseks inimese poolt aktiivselt kasutuses olevad alad (militaar-treeningu alad, karjäärid), kus maapinna häiringute käigus tekib rohkesti taimestikuvaba koheva liiva ja kruusaga ala, mida kõre kasutab nii päevaseks peitumiseks kui ka talvitumiseks (Husté *et al.*, 2006). Samuti tekivad karjääri nõgudesse ajutised sigimiseks sobivad veekogud. Kuumis ja Lavassaares toimub siiani aktiivne kaevetöö. Kuigi ka Vatla kaevandus on kasutusel, sigivad sealsed kõred nende alade ajutistes lompides, milles otseselt aktiivset kaevetegevust juba mõnda aega ei ole toimunud. Veskijärve puhul on tegemist endise kaevandusalaga, kus aktiivset tegevust ei toimu. Seetõttu võib järeldada, et aktiivse kaevandamise käigus pidevalt tekkivad uued sigimispaigad ja elupaigalaigud on mõjunud soodsalt kõre säilimisele ja püsimisele suhteliselt suurte asurkondadena. Samas on kõigis neljas asurkonnas arvukuse püsimisel olnud oluline roll ka elu- ja sigimispaikade taastamistöodel.

Uuringust selgus, et identifitseeritud isendite arvu poolest Lavassaarega suuruselt võrdses Võiduküla karjääris paiknevas kõre asurkonnas ei õnnestunud mudelit kasutades arvukushinnanguid leida ilmselt madala taaspüükide arvu tõttu. Iseenesest ei pruugi see veel tähendada isendite suurt hukkumist. Nimelt on Võiduküla kõreasurkond üks väheseid, kes kasutab sigimiseks ka ümbruskonna põldudele tekkivaid ajutisi lompe. Kui tingimused karjääris halvenevad, siirduvad kõred põldudele sigima. Karjääris olevate sigimistingimuste paranemisel liiguvad kõred aga karjääri tagasi.



Väikesed isoleeritult laidudel paiknevad kõreasurkonnad on väga tundlikud röövluse suhtes. Nii hukkus Kumarilaiu kõreasurkond paari aastaga kährikkoerte (*Nyctereutes procyonoides*) röövluse tõttu. Ülejäänud väiksema identifitseeritud isendite arvuga asurkondade (Alu, Hara, Harilaid, Manilaid) puhul ei osutunud piisavaks aastas vaid ühe või paari sigimis-öö jooksul kogutud püük-taaspüük andmestik, mistõttu ei võimaldanud POPAN mudel anda hinnanguid nende asurkondade isasloomade arvukuse osas. Siiski on edaspidi võimalik välja selgitada ka väikeasurkondade täpsemad arvukushinnangud, viies igas asurkonnas läbi eraldi üksikuuringud. See tähendab, et uuritavas asurkonnas käiakse pildistamas korduvalt kogu sigimisperioodi jooksul. Väheste isenditega asurkondades on loomi keeruline tabada, kuna sigimisperiood on sageli lühem võrreldes arvukamate populatsioonidega. Sigimisperioodi kogupikkus ei ületa tavaliselt paari nädalat, mistõttu tuleks pildistamisi läbi viia kogu perioodi jooksul igal ööl. Sellega oleks tagatud edasiseks andmeanalüüsiks piisav püük-taaspüük andmestik. Duarte *et al.* (2011) Houston'i kärnkonna (*Bufo anaxyrus*) uuring kinnitas samuti, et kui keskendutakse vaid ühe asurkonna uurimisele ning kogu sigimisperioodi vältel viiakse läbi maksimaalsel määral pildistamis-sessioone, on võimalik saada andmeanalüüsiks piisavalt suur andmestik. Sellest lähtuvalt oleks edaspidi ka Eesti väikeste kõre asurkondade isasloomade arvukuse väljaselgitamiseks võimalik kasutada POPAN mudelit.

Võrreldes isasloomadega, kes valjult häälitsevad on kergesti märgatavad ning satuvad seetõttu enam röövloomade saagiks, on varjulisemate ja raskemini leitavate emasloomade eluiga pikem (Denton & Beebe, 1997; Sinsch, 1998). Seetõttu muutub asurkondades, mis on vaid üksikute isenditega esindatud, iga järgneva isaslooma hukkumisega emas-ja isasloomade suhe, kaldudes üha enam emasloomade suurema hulga poole. Seetõttu ei pruugi väikeasurkondades sugude suhe olla tasakaalus ning isasloomade arvukusi ei saa ekstrapoleerida kogu asurkonna arvukuse väljaselgitamiseks, nagu see on võimalik suuremate asurkondade puhul.

Siit võib järeldada, et kõre arvukus Eesti suurimates asurkondades on märksa suurem kui seda seni on arvatud. Kuigi praeguse uuringuga ei õnnestunud leida arvukushinnanguid kõigi kümne uuritud kõreasurkonna kohta, võib 2005-2012.a. identifitseeritud isendite arvu muutustele tuginedes tõdeda, et uuritud asurkonadest nelja suurima puhul on arvukused stabiilse või pigem tõusva trendiga. Ülejäänud asurkondades (v.a. Alu) valitseb aga hääbumise oht.

### **4.3. Kõre ellujäämushinnangud**

Uuritud asurkondades oli taaspüütud isendite osakaaluks 10,8%. Madal taaspüügiprotsent ei pruugi aga tähendada veel otsest ulatuslikku kõrede suremist. Taaspüükide madalat arvu võib mõjutada mitu erinevat asjaolu. Kõigepealt oleneb see kõre hajumisest maismaa- ja vee-elupaiga vahel, mistõttu ei piisa ühest-kahest pildistamisööst sigimisperioodi jooksul enamuse isasloomade tabamiseks. Kuigi Vatla puhul on tegemist ühe suurima uuritud asurkonnaga, oli isaste kõrede eluea pikkusele viitavalt nii taaspüükide arv (7%), vanade isendite osakaal (2%) kui ka mudeli poolt ennustatud ellujäämus (11%) madalad. Siinkohal on ilmselt mudeli poolsesse madalasse ellujäämushinnangusse peidetud kõre hajumine suuremale karjääris paiknevale elupaiga territooriumile, mistõttu on neid püüdmise ajal keerulisem üles leida ja sellest tulenevalt jäävad taaspüükide arvud kesiseks.

Lisaks ei õnnestunud mitmete asurkondade puhul kas logistilistel (Kumarilaid) või ilmastikust tingitud (Kuumi) põhjustel korduvalt pildistamas käia ja taaspüükide arv jäi madalaks. Sellest hoolimata võimaldas mudel Kuumi puhul leida isasloomade ellujäämushinnangu (44%), mis oli võrdne Lavassaare omaga. Siinkohal tasub märkida, et kõigist Kuumis püütud loomadest  $\frac{1}{4}$  moodustasid vanad loomad, mis samuti viitab suurele ellujäämusele.

Lavassaares ja Veskijärvel oli isasloomade taaspüük mõneti suurem võrreldes teiste asurkondadega. Samas saadi Lavassaares ka enim kahekordseid ja kolmekordseid taaspüüke. Kuna nii Lavassaares kui Veskijärvel püüti mitmel aastal ka vanu isendeid, annab see alust arvata, et neis asurkondades on isasloomade ellujäämus suhteliselt kõrgem võrreldes teiste asurkondadega. Antud väidet toetab ka analüüsis kasutatud POPAN mudel, mille alusel oli isaste kõrede hinnatav ellujäämus Lavassaares vastavalt 44% ja Veskijärvel 35%. Võrdluseks minu uuringuga, on ka Saksamaal näidatud, et kõrede ellujäämus karjäärielupaikades on keskmiselt 40-50% (Sinsch, 1998).

### **4.4. Kõre vanuseline struktuur ja kaitsekorralduslike tegevuste mõju selle kujunemisel**

Fotodelt isendite pikkusi mõõtes ei saa täpselt öelda, kui vanade loomadega on tegemist. Kuid kuna teadaolevalt korreleeruvad kahepaiksetel omavahel looma kehapiikkus ja vanus (Husté *et al.*, 2006) ning isased kõred hakkavad sigima levila põhjaaladel

kolmandal eluaastal, olles <5 cm pikkused (Sinsch, 1992; Sinsch, 1997; Leskovar *et al.*, 2006), jaotasin mõõdetud isendid kolmeks pikkusklassiks, kus <5 cm olid noorloomad ja >7 cm eakad isendid. Selgus, et kümne asurkonna omavahelises võrdluses erinesid kõrede keskmised pikkused olulisel määral. Väikeasurkondades oli vanu isendeid proportsionaalselt oluliselt rohkem kui suurtes asurkondades, mis näitab asurkondade vananemist ja noorte isendite puudumist.

Minu uuringu tulemused näitasid, et üldiselt ei esinenud asurkondade sisest kindlat noorloomade, täiskasvanud ja vanaloomade vahelist proportsiooni, vaid pikkusklasside osakaalud olid pidevas muutumises. Siiski väikeasurkondade puhul ei saa väikese valimi tõttu rääkida selgest vanuselises struktuurist.

Vatla ja Veskijärve asurkondades, mis mudeli hinnangul osutusid arvukateks, esines ka kogu uuringu vältel stabiilselt noorloomi. Noorloomade osakaal saab olla aga kõrge juhul, kui on tagatud edukas sigimine. Selleks on enamuses kõre asurkondades elu- ja sigimispaiku taastatud või nende kvaliteeti parandatud. Analüüsides seoseid taastamiste ja sellele järgnenud aastate jooksul toimunud muutustes erinevate vanuseklasside esindatuses, täheldasin seost taastamistööde ja noorloomade osakaalu kasvu vahel püütud isendite seas. Kõige selgemalt tuleb taastamistööde mõju välja Veskijärvel, kus elupaiga kvaliteeti parandati esmalt 2007.a. ning juba järgmisel aastal tõusis noorloomade osakaal märgatavalt püütud isendite hulgas. Samalaadne mõju noorloomadele kaasnes 2009.a. tehtud tööde järgselt, kuid aastase nihkega. Lavassaares võib 2010.a. ulatusliku võsa võtmise järgselt näha selgelt noorloomade osakaalu kasvu, mis samal ajal indikeerib ka üleüldist sigimisedukuse kasvu. Vatlal on noorloomad stabiilselt olnud esindatud kogu pildistamisperioodi vältel, kuid 2011.a. elupaiga kvaliteedi parandamiseks tehtud tööde järgselt ei toimunud märgatavat muutust asurkonna vanuselises struktuuris võrreldes 2010. aastaga. Võidukülas tõusis mõneti noorloomade osakaal pärast 2007.a. elupaiga taastamistööd, kuid 2011.a. kordus-tööde järgselt ei ilmnunud otsest mõju asurkonna vanuselisele struktuurile. Samuti ei kajastu Kuumis 2007.a. tehtud luitealade avamise mõju noorloomade arvukuse kasvus.

#### **4.5. Uute sigimisveekogude asustamine**

Minimeerimaks lokaalset väljasuremisriski, on oluline, et ühe asurkonna piires oleks mitu kudemisveekogu. Kuna kõre eelistab kudedes kiiresti soojenevates madalaveelistes ajutistes veekogudes, siis on suurema arvu veekogude korral väiksem tõenäosus, et kogu

asurkonna kullest hukuvad lompile kuivamisel (Mann *et al.*, 1991; Beebee *et al.*, 1996). Uuritud asurkondades on olemas liigi säilimise seisukohalt olulised mitme veekogu süsteemid. Neid võiks oma olemuselt võrrelda ka „läte-mülgas“ hüpoteesiga (Griffiths, 1997). Kui esma-eelistatud tiigi olukord halveneb, siirdub kõre alternatiivsesse sigimisveekokku.

Samas kõre puhul on täheldatud, et isasloomadel esineb sigimispäiga truudus (Sinsch, 1992; Husté *et al.*, 2006). Selgus, et sarnaselt Inglismaaga, kus 51% isasloomadest eelistas sigida sama veekogu ääres (Denton & Beebee, 1993b), eelistas Eestis hooldamata aladel 66,7% kõigist taaspüütud isasloomadest samuti sama veekogu kudemiseks. Mis kinnitab isasloomade sigimispäiga truudust. Kuid isasloomade liikumist alternatiivse veekogu juurde võib põhjustada ühe veekogu ääres sigivate isasloomade suurenenud arvukusega kaasnev konkurents emasloomadele. Häälitsemine on energiakulukas ning seetõttu siirduakse teise veekogu juurde, kus madalama konkurentsi tõttu on energiakulu väiksem (Tejedo, 1993). Käesolevast uuringust selgus, et nendes asurkondades, kus oli rajatud uusi lompe või olemasolevaid puhastatud, eelistas suur osa (62%) isasloomadest just uusi/taastatud veekogusid. See näitab taastamistöde positiivset mõju kõre sigimiskäitumisele, kus eelistatakse neid tiike, milles kulleste ellujäämistõenäosus on sobivate tingimuste tõttu suurim. Kuna kõre on varases suksessioonistaadiumis olevate elupaikade liik, väldib ta võsastunud-metsastunud elupaikasid ja rohtunud veekogusid, kus röövlus on suurem. Denton ja Beebee (1993a) on näidanud, et taimestunud kaldaalaga veekogudes on kõre sigimisaegse suremuse võtmeteguriks nastik (*Natrix natrix*). Taimestikust vaba sigimisveekogu on vähem varjuline, mis omab kriitilist tähtsust vee temperatuuri kiiremal tõusul tagamaks kulleste eduka arengu. Samuti ei paku ilma veetaimestikuta ajutised veekogud sobivaid elupaiku konkurentidele (nt harilik kärnkonn) ega kulleseid ohustavatele veemardikatele (Banks ja Beebee, 1988). Veekogude vaheline ala peab samuti olema võimalikult vähese või madala taimestikuga, et tagada kõrele vaba ja ohutu liikumiskoridor.

## Kokkuvõte

Käesolev magistritöö näitab, et fotoidentifitseerimine on hea meetod, millega uurida ohustatud ja peidulise eluviisiga liigi populatsiooni-ökoloogilist seisundit. Fotoidentifitseerimine on ka ainus täielikult mitteinvasiivne püük-taaspüük meetod, mis ei nõua kahepaiksete vigastamist. Kindlasti on suureks plussiks meetodi odavus ning aja jooksul pidevalt täiustuv arvutitarkvara teeb isendite identifitseerimise kiiremaks ja efektiivsemaks. Meetodi peamiseks puuduseks võib pidada identifitseerimisele kuluvat aega.

Kõre (*Bufo calamita*) arvukuse säilitamiseks ja seisundi parandamiseks on oluline teada liigi populatsioonidünaamikat, mistõttu fotoidentifitseerimise meetodit kasutades analüüsiti kümne Eesti kõreasurkonna dünaamikat ja seisundit aastatel 2005-2012. Selgus, et kõige arvukamad ja elujõulisemad kõreasurkonnad asuvad endistele luitealadele rajatud liivakarjäärides Vatlas, Lavassaares, Veskijärvel ja Kuumis. Võrreldes varasemate häälitsevate isasloomade põhjal loendatud arvukusandmetega andis antud töös kasutatud mudel nelja asurkonna arvukuste kohta mitmekordselt suuremad hinnangud. Lisaks leiti, et väikeasurkondade kohta täpsemate populatsioonidünaamiliste järelduste tegemiseks ei piisa paarist pildistamiskorrast sigimisperioodi jooksul, vaid edaspidi tuleb iga asurkonna kohta teha eraldi üksikuurimused.

Suuremate asurkondade ellujäämushinnangud jäid 11% ja 44% vahemikku. Madalam hinnang võib olla põhjustatud nii kõrede suurest suremusest kui ka hajumisest laiemale elupaigaterritoriumile, mis raskendab kõrede taaspüüki.

Kõrede kehapiikkuste alusel (SVL) koostati kõigi uuritud asurkondade vanuseline struktuur. Kuigi kehapiikkus ei võimalda täpselt öelda, kui vanade isenditega on tegemist, annab see siiski võimaluse jaotada isendid vanuseklassidesse. Analüüsi käigus selgus, et suuremates kõreasurkondades on pidevalt olemas noorloomade arvestatav osakaal, mis tagab populatsioonide püsimise jätkusuutlikena. Samas peegeldas eakate isendite olemasolu asurkonnas kõrede suuremat ellujäämist.

On oluline tõdeda, et veekogude taimestikust puhastamise või uute rajamise järgselt eelistas 62% sigivatest isasloomadest uusi veekogusid. Samuti kasvas maismaa-elupaiga ja sigimisveekogude taastamise järgselt noorloomade osakaal asurkonnas. Seega muutused kõre populatsioonidünaamikas on üks võimalikest variantidest, et näidata taastamistöde mõju kõre sigimisedukusele.

## Summary

My thesis shows that photographic identification method (PIM) is one of the best methods to study the population ecology of threatened and cryptic species. PIM is the only non-invasive method, that doesn't require harming of animals. In addition, this method is also cheap to use and constantly improving computer software makes identification procedure faster and more effective. The only negative aspect of this method is its time-consuming identification process.

To preserve the natterjack toad's (*Bufo calamita*) populations and increase the number of specimens, the knowledge about their abundance and population dynamics is in most importance. Therefore using PIM the state and dynamics of 10 Estonian natterjack toad's populations were analyzed, based on photographs of toads in 2005-2012. The results showed that the largest natterjack toad's populations occur in sand quarries in former sand dune areas. While comparing the males' abundance estimations found by PIM with former males' chorus counts, the abundance estimations differed 3-5 times. It means that the populations were much larger than we knew before. In addition, my study demonstrated that one or two photo-sessions during a breeding period is not enough to get sufficient mark-recapture data. Therefore, it is necessary to photograph small populations repeatedly during a breeding season to get adequate information analyzing the low abundance population dynamics.

The survival estimations of larger populations were between 11% and 44%. The low survival rate may indicate the high mortality of animals but it may also refer to high dispersal of individuals which lowers the recapture possibility.

Age structure of studied populations was found by measuring toads SVL (*snout-to-vent length*). Although SVL doesn't show the real age of amphibian, but it allows to distribute them to age-classes, such as young animals, adults and old animals. The results of this analyses showed continuously considerable amount of young toads in larger populations, that ensure the sustainability of population. On the same time the presence of old animals in the population refer to the higher survival.

My study also showed the impact of habitat restoration to the natterjack toad's populations. In restored areas where the water bodies were cleared from vegetation or newly created, the majority of males (62%) preferred to breed in such ponds. Habitat restoration also affected positively the percentage of young toads in the populations.

Therefore the natterjack toad's population dynamics can also be used to show the impact of habitat restoration on toads breeding success.

## **Tänuavaldus**

Soovin tänada oma juhendajat Riinu Rannapit, kellega suurepärasel koostöös sai antud magistratöö valmimine teoks tehtud. Lisaks tänan Eesti Maaülikooli dotsent Tanel Kaarti, kes oli suureks abiks statistiliste mudelite ja analüüsidega. Samuti tahan tänada Asko Lõhmuse juhtimisel tegutsevat Looduskaitsebioloogia töörühma liikmeid, kes nii mõnigi kord olid suureks abiks omapoolsete ettepanekute ja märkustega. Suurimad tänud minu perele ja sõpradele mõistva suhtumise, abi ja nõuannete eest.

Uurimust toetas rahaliselt Eesti Teadusfond (ETF) grant 9051 ning sihtfinantseeritav teadusteema SF0180012s09 (vastutav täitja A. Lõhmus).



## **Kasutatud kirjandus:**

- Albertson-Gibb, R., Poole, M. M., Constantine, R. & Baker, S.** 2009. Capture-recapture estimation of abundance for humpback whales of French Polynesia (Breeding Stock F) using photo-identification. The Scientific Committee of the International Whaling Commission. Madeira, Portugal.
- Allentoft, M. E., Siegismund, H. R., Briggs, L. & Andersen, L. W.** 2009. Microsatellite analysis of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Denmark: populations are islands in a fragmented landscape. *Conservation Genetics*, 10, 15-28.
- Anderson, C. J. R., Roth, J. D. & Waterman, J. M.** 2007. Can whisker spot patterns be used to identify individual polar bears? *Journal of Zoology*, 273, 333-339.
- Andren, C. & G. Nilson.** 2000. Action plan for the conservation of natterjack toad (*Bufo calamita*). Tuna Tryck, Eskilstuna, Sweden.
- Angelini, C., Costa, C., Raimondi, S. Menesatti, P. & Utzeri, C.** 2010. Image analysis of the ventral colour pattern discriminates between Spectacled salamanders, *Salamandrina perspicillata* and *S. terdigitata* (*Amphibia, Salamandridae*). *Amphibia-Reptilia*, 31, 273-282.
- Arak, A.** 1988. Female mate selection in the natterjack toad: active choice or passive attraction? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 22, 317-327.
- Arntzen, J. W. & Teunis, S. F. M.** 1993. A 6-year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Herpetological Journal*, 3, 99-110.
- Arntzen, J. W., Goudie, I. B. J., Halley, J. & Jehle, R.** 2004. Cost comparison of marking techniques in long-term population studies: PIT-tags versus pattern maps. *Amphibia-Reptilia*, 25, 305-315.
- Banks, B. & Beebee, T. J. C.** 1987. Factors influencing breeding site choice by the pioneering amphibian *Bufo calamita*. *Holarctic Ecology*, 10, 14-21.
- Banks, B. & Beebee, T. J. C.** 1988. Reproductive success of natterjack toads (*Bufo calamita*) in 2 contrasting habitats. *Journal of Animal Ecology*, 57, 475-492.
- Bardsley, L. & Beebee, T. J. C.** 2001. Non-behavioural interference competition between anuran larvae under semi-natural conditions. *Oecologia*, 128, 360-367.

- Beebee, T. J. C. & Denton, J. S.**, 1996. Natterjack toad conservation handbook. English Nature. Peterborough.
- Beebee, T. J. C., Denton, J. S. & Buckley, J.** 1996. Factors affecting population densities of adult natterjack toads (*Bufo calamita*) in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 33, 263-268.
- Beebee, T. J. C.** 2002. The natterjack toad *Bufo calamita* in Ireland: current status and conservation requirements. *Irish Wildlife Manuals* No. 10.
- Beukema, W.** 2011. Ontogenetic pattern change in amphibians: the case of *Salamandra corsica*. *Acta Herpetologica*, 6, 169-174.
- Boomsma, J. J. & Arntzen, J. W.** 1985. Abundance, growth and feeding of natterjack toads (*Bufo calamita*) in a 4-year old artificial habitat. *Journal of Applied Ecology*, 22, 395-405.
- Buckley, J. & Beebee, T. J. C.** 2004. Monitoring the conservation status of an endangered amphibian: the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Animal Conservation*, 7, 221–228.
- Burrow, A. L., Herrick, A. L., Geffre, A. C. & Bartelt, P. E.** 2012. A fully adjustable transmitter belt for ranids and bufonids. *Herpetological Review*, 43, 66-68.
- Carafa, M. & Biondi, M.** 2004. Application of a method for individual photographic identification during a study on *Salamandra salamandra gigliolii* in central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 71, 181-184.
- Cevik, I. E., Baskale, E. & Kaya, U.** 2008. A mark-recapture study of the fire-bellied toad (*Bombina bombina*) using photographic recognition and dye marking techniques in North-Western Turkey. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, 8, 75-79.
- Costa, C., Angelini, C., Scardi, M., Menesatti, P. & Utzeri, C.** 2009. Using image analysis on the ventral colour pattern in *Salamandrina perspicillata* (*Amphibia:Salamandridae*) to discriminate among populations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 96, 35-43.

- Davis, A. K., Farrey, B. & Altizer, S.** 2004. Quantifying monarch butterfly larval pigmentation using digital image analysis. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 113, 145-147.
- Davis, A. K. & Grayson, K. L.** 2007. Improving natural history research with image analysis: the relationship between skin color, sex, size and stage in adult red-spotted newts (*Notophthalmus viridescens viridescens*). *Herpetological Conservation and Biology*, 2, 65-70.
- Davis, T. M. & Ovaska, K.** 2001. Individual recognition of amphibians: effects of toe clipping and fluorescent tagging on the salamander *Plethodon vehiculum*. *Journal of Herpetology*, 35, 217-225.
- Del Lama, F., Rocha, M. D., Andrade, M. A. & Nascimento, L. B.** 2011. The use of photography to identify individual tree frogs by their natural marks. *South American Journal of Herpetology*, 6, 198-204.
- Denton, J. S. & Beebee, T. J. C.** 1993a. Density-related features of natterjack toad (*Bufo calamita*) populations in Britain. *Journal of Zoology*, 229, 105-119.
- Denton, J. S. & Beebee, T. J. C.** 1993b. Reproductive strategies in female-biased population of natterjack toads, *Bufo calamita*. *Animal Behaviour*, 46, 1169-1175.
- Denton, J. S. & Beebee, T. J. C.** 1997. Effects of predator interactions, prey palatability and habitat structure on survival of natterjack toad (*Bufo calamita*) larvae in replicated semi-natural ponds. *Ecography*, 20, 166-174.
- Denton, J. S., Hitchings, S. P., Beebee, T. J. C. & Gent, A.** 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology*, 11, 1329–38.
- Dodd Jr, C. K.** 2009. Amphibian ecology and conservation. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Duarte, A., Brown, D. J. / Forstner, M. R. J.** 2011. Estimating abundance of the endangered houston toad on a primary recovery site. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 2, 207-215.
- Fog, K.** 1988. Reinvestigation of 1300 amphibian localities recorded in the 1940s. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 64, 94–96.

- Forcada, J. & Aguilar, A.** 2000. Use of photographic identification in capture-recapture studies of mediterranean monk seals. *Marine Mammal Science*, 16, 767-793.
- Friday, N., Smith, T. D., Stevick, P. T. & Allen, J.** 2000. Measurement of photographic quality and individual distinctiveness for the photographic identification of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. *Marine Mammal Science*, 16, 355-374.
- Gamble, L., Ravela, S. & McGarigal, K.** 2008. Multi-scale features for identifying individuals in large biological databases: an application of pattern recognition technology to the marbled salamander (*Ambystoma opacum*). *Journal of Applied Ecology*, 45, 170-180.
- Gasc, J.P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J., Dolmen, D., Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martínez Rica, J.P., Maurin, H., Oliveira, M.E., Sofianidou, T.S., Veith, M. & Zuiderwijk, A.** 1997. Atlas of amphibians and reptiles in Europe.  
Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris.
- Golay, N. & Durrer, H.** 1994. Inflammation due to toe-clipping in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Amphibia-Reptilia*, 15, 81-96.
- Gollmann, G. & Gollmann, B.** 2011. Ontogenetic change of colour pattern in *Bombina variegata*: implications for individual identification. *Herpetology Notes*, 4, 333-335.
- Gomez-Mestre, I. & Tejedo, M.** 2004. Contrasting patterns of quantitative and neutral genetic variation in locally adapted populations of the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Evolution*, 58, 2343-2352.
- Gray, H. M., Ouellet, M., Green, D. M. & Rand, A. S.** 2002. Traumatic injuries in two neotropical frogs, *Dendrobates auratus* and *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Herpetology*, 36, 117-121.
- Griffiths, R. A.** 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7, 119-126.
- Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayer, L. -A. C. & Foster, M. S.** 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Washington: Smithsonian Institution Press.

- Hiby, L., Lundberg, T., Karlsson, O., Watkins, J., Jüssi, M., Jüssi, I. & Helander, B.** 2007. Estimates of the size of the Baltic grey seal population based on photo-identification data. NAMMCO Scientific Publications, 6, 163-176.
- Huste, A., Clobert, J. & Miaud, C.** 2006. The movements and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in an urban park near Paris (France) with management recommendations. Amphibia-Reptilia, 27, 561-568.
- Jackson, R. M., Roe, J. D., Wangchuk, R. & Hunter, D. O.** 2006. Estimating snow leopard population abundance using photography and capture-recapture techniques. Wildlife Society Bulletin, 34, 772-781.
- Jean, C., Ciccione, S., Talma, E., Ballorain, K. & Bourjea, J.** 2010. Photo-identification method for green and hawksbill turtles – first results from Reunion. Indian Ocean Turtle Newsletter, 11, 8-13.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., Hines, J. E.** 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. Ecology, 87, 2925-2937.
- Karlsson, O., Hiby, L., Lundberg, T., Jüssi, M., Jüssi, I. & Helander, B.** 2005. Photo-identification, site fidelity and movement of female grey seals (*Halichoerus grypus*) between haul-outs in the Baltic Sea. AMBIO, 34, 628-634.
- Kelly, M. J.** 2001. Computer-aided photograph matching in studies using individual identification: an example from serengeti cheetahs. Journal of Mammalogy, 82, 440-449.
- Kenyon, N., Phillott, A. D. & Alford, R. A.** 2009. Evaluation of the photographic identification method (PIM) as a tool to identify adult *Litoria genimaculata* (*Anura: Hylidae*). Herpetological Conservation and Biology, 4, 403-410.
- Kenyon, N., Phillott, A. D. & Alford, R. A.** 2010. Temporal variation in dorsal patterns of juvenile green-eyed frogs, *Litoria genimaculata* (*Anura: Hylidae*). Herpetological Conservation and Biology, 5, 126-131.
- Knox, C. D., Cree, A. & Seddon, P. J.** 2013. Accurate identification of individual geckos (*Naultinus gemmeus*) through dorsal pattern differentiation. New Zealand Journal of Ecology, 37, 60-66.

- Lambert, M. R., Yasuda, C. M. & Todd, B. D.** 2012. Evaluation of a photographic techniques for estimating body size in lizards from a distance. *Herpetological Conservation and Biology*, 7, 83-88.
- Leskovar, C., Oromi, N., Sanuy, D. & Sinsch, U.** 2006. Demographic life history traits of reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*) vary between northern and southern latitudes. *Amphibia-Reptilia*, 27, 365-375.
- Mann, W., Dorn, P. & Brandl, R.** 1991. Local distribution of amphibians: the importance of habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1, 36-41.
- Martin, R. A.** 2011. Evaluating a novel technique for individual identification of anuran tadpoles using coded wire tags. *Herpetological Conservation and Biology*, 6, 155-160.
- McCarthy, M. A. & Parris, K.** 2004. Clarifying the effect of toe clipping on frogs with Bayesian statistics. *Journal of Applied Ecology*, 41, 780-786.
- McCarthy, M. A., Weller, W. F. & Parris, K. M.** 2009. Effects of toe clipping on survival, recapture, and return rates of Jefferson salamanders (*Ambystoma jeffersonianum*) in Ontario, Canada. *Journal of Herpetology*, 43, 394-401.
- Meyer, F. & W.-R. Grosse.** 1997. Populationsökologische Studien an Amphibien mit Hilfe der fotografischen Individualerkennung: Übersicht zur Methodik und Anwendung bei der Kreuzkröte (*Bufo calamita*). *Mertensiella*, 7, 79-92.
- Miaud, C., Sanuy, D. & Avriillier, J. N.** 2000. Terrestrial movements of the natterjack toad *Bufo calamita* (*Amphibia, Anura*) in a semi-arid, agricultural landscape. *Amphibia-Reptilia*, 21, 357-369.
- Pellet, J. & Schmidt, B. R.** 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, 123, 27-35.
- Pellet, J., Helfer, V. & Yannic, G.** 2007. Estimating population size in the European tree frog (*Hyla arborea*) using individual recognition and chorus counts. *Amphibia-Reptilia*, 28, 287-294.
- Persson, K.** 2012. Size, temporal and spatial dynamics of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in Scania. Master's Degree project, Lund University.

- Plăiașu, R., Hartel, T., Băncilă, R. I., Cogălniceanu, D.** 2005. The use of digital images for the individual identification of amphibians. *Studii și Cercetări Biologie, Universitatea din Bacău* 10, 137-140.
- Rannap, R., Lõhmus, A. & Jakobson, K.** 2007. Consequences of coastal meadow degradation: The case of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. *Wetlands*, 27, 390-398.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Tammaru, T., Briggs, L., de Vries, W., Bibelriether, F.** 2012. Northern natterjack toads (*Bufo calamita*) select breeding habitats that promote rapid development. *Behaviour*, 149, 737–754.
- Rogell, B., Hofman, M., Eklund, M., Laurila, A. & Höglund, J.** 2009. The interaction of multiple environmental stressors affects adaptation to a novel habitat in the natterjack toad (*Bufo calamita*). *Journal of Evolutionary Biology*, 22, 2267-2277.
- Sacher, P.** 1986. Zur Entwicklung und Lebensweise von Kreuzkröten larven (*Bufo calamita* Laur.). *Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden*, 7, 107–124.
- Sinsch, U.** 1988. Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Oecologia*, 76, 399-407.
- Sinsch, U.** 1992. Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*, 90, 489-499.
- Sinsch, U.** 1997. Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation. *Oecologia*, 112, 42-47.
- Sinsch, U.** 1998. *Biologie und Ökologie der Kreuzkröte (Bufo calamita)*. Laurenti Verlag, Bochum.
- Sinsch, U., Oromi, N., Miaud, C., Denton, J., Sanuy, D.,** 2012. Connectivity of local amphibian populations: modelling the migratory capacity of radio-tracked natterjack toads. *Animal Conservation*, 15, 388–396.
- Sreekar, R., Purushotham, B., Saini, K., Rao, S. N. & Pelletier, S.** 2013. Photographic capture-recapture sampling for assessing populations of the Indian gliding lizard *Draco dussumieri*. *Plos One*, 8, e55935.

- Stephan, T., Ulbrich, K., Grosse, W. R. & Meyer, F.** 2001. Modelling the extinction risk of isolated populations of natterjack toad *Bufo calamita*. *Web Ecology*, 2, 47-56.
- Stevens, V. M., Wesselingh, R. A. & Baguette, M.** 2003. Demographic processes in a small, isolated population of natterjack toads (*Bufo calamita*) in Southern Belgium. *Herpetological Journal*, 12, 59-67.
- Stevens, V. M. & Baguette, M.** 2008. Importance of habitat quality and landscape for the persistence of endangered natterjack toads. *Conservation Biology*, 22, 1194-1204.
- Tejedo, M.** 1993. Do male natterjack toads join larger breeding choruses to increase mating success? *Copeia*, 1993, 75-80.
- Warren, S. D. & Büttner, R.** 2008. Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *Journal of Wildlife Management*, 72, 738-744.
- White, G. C., Burnham, K. P.** 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46, 120-138.



## **LISAD**

LISA 1. Näide identifitseerimisprotsessi töölaust programmiga Wild\_ID.1.0.

LISA 2. 2005.-2012.a. pildistatud kõrede arv asurkonniti ja aastati (n=843).

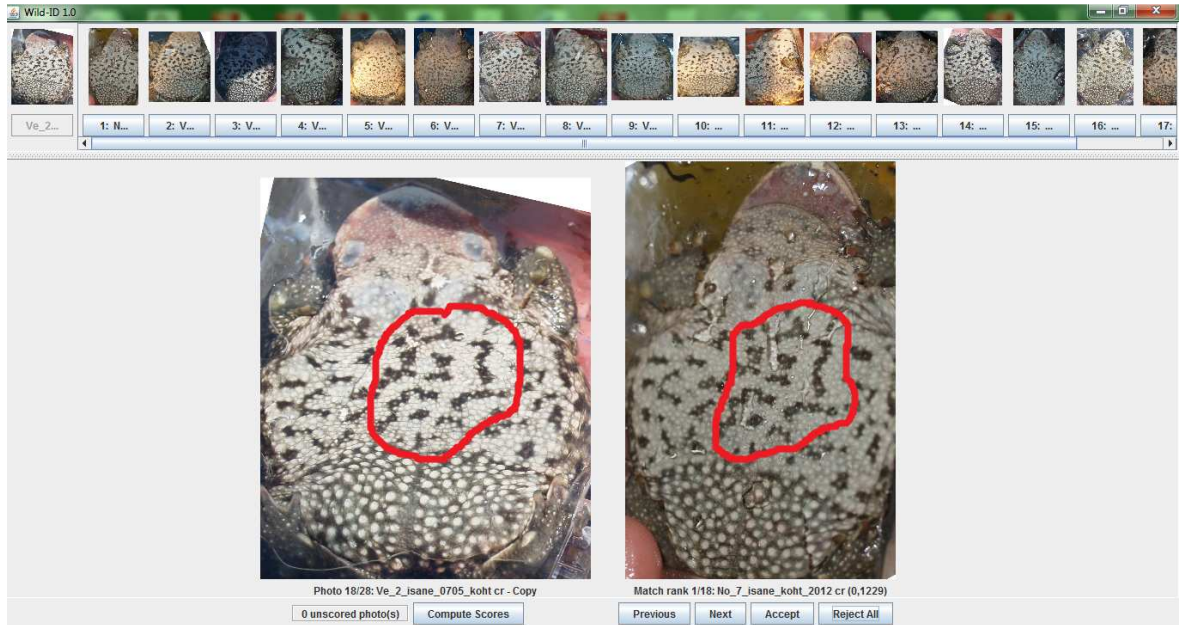
LISA 3. Korduvpildistamised Manilaiu, Veskijärve, Lavassaare, Võiduküla ja Vatla asurkondades.

LISA 4. 623 mõõdetud isaslooma jaotumine erinevatesse pikkusklassidesse eri aastate ja asurkondade lõikes.

LISA 5. 103 taas-ja korduvpüütud kõre isendi esinemine eri asurkondade kudemistiikides.

## LISA 1.

Näide identifitseerimisprotsessi töölaust programmiga Wild\_ID.1.0. Vesikjärvelt püütud sama isend 2009. ja 2012. aastal.



## LISA 2.

2005.-2012.a. pildistatud kõrede arv asurkonniti ja aastati (n=843).

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Manilaid	-	5	8	15	-	1	-	1
Kuumi	-	-	2	1	8	9	-	35
Veskijärve	-	9	5	29	24	14	27	23
Lavassaare	-	28	21	27	21	9	24	45
Võiduküla	5	39	4	36	28	20	3	5
Vatla	-	30	56	47	10	15	-	55
Kumari	-	56	-	30	-	-	-	-
Harilaid	-	-	-	-	-	-	2	1
Hara	-	1	1	-	-	-	-	-
Alu	-	-	-	-	-	-	2	6

### LISA 3.

Korduvpildistamised Manilaiu, Veskijärve, Lavassaare, Võiduküla ja Vatla asurkondades.

Asurkond	Konna_ID	Püügikuupäev	Sigimisel eelistatud tiigid
Manilaid	M18	26.juuni ja 4.juuli 2008	Naada_1/transekt
	M19	4.juuli ja 14.juuli 2008	Naada_1/transekt
	M20		Naada_1/transekt
Veskijärve	Ve3	7. mai ja 23. mai 2006	Veski_1/Veski_1
	Ve13	26.aprill ja 28.aprill 2008	Veski_1/Veski_1
	Ve18		Veski_1/Veski_1
	Ve20		Veski_1/Veski_1
	Ve22		Veski_1/Veski_3
	Ve23		Veski_3/Veski_3
	Ve24		Veski_3/Veski_3
	Ve31	18. aprill ja 28.aprill 2008	Veski_2/Veski_2
	Ve40	26.aprill ja 7.mai 2009	Veski_2/Veski_3
	Ve41		Veski_1/Veski_2
	Ve46	26.aprill ja 28.aprill 2008	Veski_1/Veski_1
		26.aprill ja 7.mai 2009	Veski_5/Veski_5
		28. aprill ja 13. mai 2011	Veski_1/Veski_3
	Ve47		Veski_1/Veski_3
	Ve49		Veski_1/Veski_3
	Ve50		Veski_1/Veski_2
	Ve58		Veski_2/Veski_5
	Ve66		Veski_1/Veski_2
	Ve68		Veski_2/Veski_3
	Ve69		Veski_2/Veski_3
Ve78		Veski_3/Veski_5	
Ve79		Veski_3/Veski_5	
Lavassaare	L126	28.aprill ja 31.mai 2007	Lavas_1/Lavas_1
	L127		Lavas_1/Lavas_2
	L31	23.aprill j 29.aprill 2008	Lavas_1/Lavas_4
	L38		Lavas_1/Lavas_1
	L51		Lavas_1/Lavas_4
	L33		Lavas_2/Lavas_3
	L34		Lavas_2/Lavas_4
	L35		Lavas_2/Lavas_5
	L36		Lavas_2/Lavas_6
Võiduküla	V68	24.aprill ja 2.mai 2008	Võidu_2/Võidu_2
	V69		Võidu_2/Võidu_2
	V72		Võidu_1/Võidu_2
	V79	27.aprill ja 7.mai 2009	Võidu_1/Võidu_1
	V80		Võidu_1/Võidu_1
	V115	7.mai ja 10.mai 2010	Võidu_1/Võidu_1
Vatla	VA79	22.aprill ja 30.aprill 2008	Vatla_2/Vatla_2
	VA80		Vatla_3/Vatla_3
	VA81		Vatla_3/Vatla_3
	VA82		Vatla_3/Vatla_3
	VA83		Vatla_3/Vatla_3
	VA87		Vatla_1/Vatla_1
	VA88		Vatla_3/Vatla_3
	VA89		Vatla_3/Vatla_3
	VA90		Vatla_3/Vatla_3
	VA119		Vatla_1/Vatla_1

#### LISA 4.

623 mõõdetud isaslooma jaotumine erinevatesse pikkusklassidesse eri aastate ja asurkondade lõikes.

Asurkond	Aasta	<5 cm	5-7 cm	>7 cm
Alu	2011	2	-	-
	2012	-	6	-
Hara	2006	-	1	-
	2007	1	-	-
Kumari	2006	-	36	11
	2008	-	25	5
Kuumi	2007	1	1	-
	2009	-	7	1
	2010	-	4	1
	2012	-	23	11
Lavassaare	2006	-	13	4
	2007	-	9	-
	2008	1	16	-
	2009	-	13	1
	2010	-	6	-
	2011	-	16	-
	2012	11	33	1
Manilaid	2006	-	1	-
	2007	-	6	-
	2008	-	5	1
	2010	-	1	-
	2012	-	1	-
Vatla	2006	2	12	1
	2007	4	47	1
	2008	4	22	-
	2009	2	6	-
	2010	3	10	-
	2012	10	44	1
Veskijärve	2006	1	5	1
	2007	-	1	-
	2008	4	11	-
	2009	-	8	-
	2010	-	2	-
	2011	4	19	-
	2012	3	19	1
Harilaid	2011	-	1	-
	2012	-	-	1
Võiduküla	2006	5	34	-
	2007	1	2	-
	2008	3	21	1
	2009	4	9	-
	2010	-	10	-
	2011	1	2	-
	2012	-	5	-

## LISA 5.

103 taas-ja korduvpüütud kõre isendi esinemine eri asurkondade kudemistiikides.

Asurkond	Nr.	Konna_ID	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Manilaid	1	M5	-	-	Mõisa_1	Mõisa_1	-	-	-	-
	2	M6	-	-	Mõisa_1	Mõisa_1	-	-	-	-
	3	M18	-	T	-	T+Naada_1	-	-	-	-
	4	M19	-	-	-	2x eri kuup T+Naada_1	-	-	-	-
	5	M20	-	-	-	2x eri kuup T+Naada_1	-	-	-	-
Asurkond	Nr.	Konna_ID	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Kuumi	6	Ku3	-	-	-	T	-	Kuumi_4	-	-
	7	Ku6	-	-	-	-	Kuumi_2	Kuumi_2	-	-
	8	Ku8	-	-	-	-	Kuumi_2	Kuumi_2	-	-
	9	Ku10	-	-	-	-	Kuumi_2	Kuumi_2	-	-
	10	Ku12	-	-	-	-	-	Kuumi_2	-	Kuumi_5
Asurkond	Nr.	Konna_ID	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Veskijärve	11	Ve3	-	2x eri kuup: Veski_1	-	-	-	-	-	-
	12	Ve13	-	-	-	2x eri kuup: Veski_1	-	-	-	-
	13	Ve18	-	-	-	2x eri kuup: Veski_1	-	-	-	-
	14	Ve20	-	-	-	2x eri kuup: Veski_1	-	-	-	-
	15	Ve22	-	-	-	2x eri kuup:Veski_3 ja Veski_1	-	-	-	-

16	Ve23	-	-	-	2x eri kuup: Veski_3	-	-	-	-
17	Ve24	-	-	-	2x eri kuup: Veski_3	-	-	-	-
18	Ve30	-	-	Veski_1	Veski_1	-	-	-	-
19	Ve31	-	-	-	2x eri kuup: Veski_2	-	-	-	-
20	Ve40	-	-	-	-	2x eri kuup: Veski_2	-	-	-
21	Ve41	-	-	-	-	2x eri kuup_Veski_1 ja Veski_2	-	-	-
22	Ve43	-	-	-	Veski_1	Veski_5	-	-	-
23	Ve46	-	-	-	2x eri kuup: Veski_1	2x eri kuup: Veski_5	-	Veski_1 ja Veski_3	-
24	Ve47	-	-	-	-	-	-	2x eri kuup: Veski_1 ja Veski_3	-
25	Ve49	-	-	-	-	Veski_1	-	Veski_1 ja Veski_3	-
26	Ve50	-	-	-	-	-	-	2x eri kuup: Veski_2 ja veski_1	-
27	Ve58	-	-	-	-	-	-	2x eri kuup: Veski_2 ja Veski_5	-
28	VE65	-	-	-	-	-	Veski_1	Veski_1	-
29	VE66	-	-	-	-	Veski_1	-	Veski_1 ja Veski_2	-

30	VE68	-	-	-	-	Veski_2	-	Veski_2 ja Veski_3	-
31	VE69	-	-	-	-	Veski_2	Veski_2	Veski_2 ja Veski_3	-
32	Ve74	-	-	-	-	-	-	Veski_1	Veski_2
33	Ve77	-	-	-	-	Veski_1	-	Veski_3	Veski_6
34	Ve78	-	-	-	-	Veski_2	-	Veski_3 ja Veski_5	Veski_6
35	Ve79	-	-	-	-	-	-	Veski_3 ja Veski_5	Veski_6

Asurkond	Nr.	Konna_ID	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Lavassaare	36	L22	-	-	Lavas_1	Lavas_2	-	-	-	-
	37	L23	-	-	Lavas_1	Lavas_2	-	-	-	-
	38	L24	-	Lavas_1	Lavas_1	-	-	-	-	-
	39	L27	-	Lavas_1	Lavas_1	-	-	-	-	-
	40	L30	-	Lavas_1	Lavas_2	-	-	-	-	-
	41	L31	-	-	Lavas_2	Lavas_1 ja Lavas_4	-	-	-	-
	42	L37	-	Lavas_1	-	Lavas_2	-	-	-	-
	43	L38	-	-	-	2x eri kuup: Lavas_1	-	-	-	-
	44	L41	-	-	Lavas_1	Lavas_1	-	-	-	-
	45	L46	-	Lavas_1	-	Lavas_1	Lavas_1	-	-	-
	46	L50	-	-	-	Lavas_1	Lavas_2	-	-	-
	47	L51	-	Lavas_1	-	Lavas_1 ja Lavas_4	Lavas_1	-	-	-
	48	L52	-	Lavas_1	-	-	Lavas_2	-	-	-
	49	L53	-	-	-	Lavas_1	Lavas_1	-	-	-
	50	L54	-	Lavas_1	-	Lavas_3	Lavas_1	-	-	-
	51	L60	-	-	-	Lavas_4	Lavas_1	Lavas_1	-	-
	52	L63	-	-	Lavas_1	Lavas_4	Lavas_1	Lavas_5	-	-
	53	L74	-	-	-	-	-	Lavas_5	Lavas_4	-
	54	L81	-	-	-	-	-	-	Lavas_1	Lavas_1
	55	L88	-	-	-	Lavas_3	-	-	Lavas_7	Lavas_5
	56	L91	-	-	-	-	-	-	Lavas_7	Lavas_5
	57	L92	-	-	-	Lavas_4	Lavas_1	-	-	Lavas_1



58	L93	-	-	-	-	-	-	-	Lavas_7	Lavas_5
59	L103	-	-	-	-	-	Lavas_1	-	-	Lavas_1
60	L105	-	-	-	-	-	-	Lavas_5	Lavas_7	Lavas_5
61	L106	-	-	-	-	-	-	-	Lavas_7	Lavas_5
62	L117	-	-	-	-	-	-	-	Lavas_7	Lavas_5
63	L122	-	-	-	-	-	-	-	Lavas_1	Lavas_1
64	L125	-	-	-	-	-	-	Lavas_5	-	Lavas_5

65	L126	-	Lavas_1	2x eri kuup: Lavas_1 ja Lavas_1	-	-	Lavas_1	-	-	-
----	------	---	---------	---	---	---	---------	---	---	---

66	L127	-	Lavas_1	Lavas_1 ja Lavas_2	-	-	-	-	-	-
----	------	---	---------	--------------------------	---	---	---	---	---	---

67	L33	-	-	-	2x eri kuup: Lavas_2 ja Lavas_3	-	-	-	-	-
----	-----	---	---	---	---------------------------------------	---	---	---	---	---

68	L34	-	-	-	2x eri kuup: Lavas_2 ja Lavas_4	-	-	-	-	-
----	-----	---	---	---	---------------------------------------	---	---	---	---	---

69	L35	-	-	-	2x eri kuup: Lavas_2 ja Lavas_5	-	-	-	-	-
----	-----	---	---	---	---------------------------------------	---	---	---	---	---

70	L36	-	-	-	2x eri kuup: Lavas_2 ja Lavas_6	-	-	-	-	-
----	-----	---	---	---	---------------------------------------	---	---	---	---	---

---

Asurkond	Nr.	Konna_ID	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Võiduküla	71	V38	Võidu_1	Võidu_1	-	-	-	-	-	-
	72	V68	-	-	-	2x eri kuup: Võidu_2	-	-	-	-
	73	V69	-	-	-	2x eri kuup: Võidu_2	-	-	-	-

	74	V71	-	-	-	Võidu_4	Võidu_6	-	-	-
	75	V72	-	-	-	2x eri kuup: Võidu_1 ja Võidu_2	-	-	-	-
	76	V79	-	-	-	-	2x eri kuup: Võidu_1	-	-	-
	77	V80	-	-	-	-	2x eri kuup: Võidu_1	-	-	-
	78	V101	-	-	-	Võidu_3	Võidu_1	-	-	-
	79	V106	-	-	-	Võidu_3	Võidu_1	Võidu_1	-	-
	80	V115	-	-	-	-	-	2x eri kuup: Võidu_1	-	-
	81	V122	-	-	-	-	Võidu_5	Võidu_6	Võidu_1	-
Asurkond	Nr.	Konna_ID	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Vatla	82	VA30	-	Vatla_1	Vatla_1	-	-	-	-	-
	83	VA46	-	Vatla_1	Vatla_2	-	-	-	-	-
	84	VA58	-	Vatla_1	Vatla_1	-	-	-	-	-
	85	VA66	-	Vatla_1	Vatla_3	-	-	-	-	-
	86	VA68	-	Vatla_1	Vatla_3	-	-	-	-	-
	87	VA75	-	Vatla_1	Vatla_1	-	-	-	-	-
	88	VA79	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_2	-	-	-	-
	89	VA80	-	-	Vatla_3	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
	90	VA81	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
	91	VA82	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
	92	VA83	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
	93	VA86	-	-	Vatla_1	Vatla_1	-	-	-	-
	94	VA87	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_1	-	-	-	-

95	VA88	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
96	VA89	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
97	VA90	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_3	-	-	-	-
98	VA98	-	-	-	Vatla_3	Vatla_1	-	-	-
99	VA111	-	-	-	Vatla_3	Vatla_1	-	-	-
100	VA113	-	-	-	Vatla_3	Vatla_1	-	-	-
101	VA119	-	-	-	2x eri kuup: Vatla_1	T	-	-	-
102	VA122	-	-	-	-	Vatla_1	Vatla_3	-	-
103	VA160	-	-	-	-	-	Vatla_1	-	Vatla_1

---

**Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina Elin Soomets

(sünnikuupäev: 31.05.1987)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose  
**Kõre (*Bufo calamita*) populatsioonide dünaamika ja seisund Eestis**

mille juhendaja on Riinu Rannap

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
  - 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 27.05.2013