



UNIVERSITY OF
EASTERN FINLAND

*Luonnontieteiden ja metsätieteiden
tiedekunta
Faculty of Science and Forestry*

TOUKKAINDEKSIN JA PYYNTI-UUDELLEEN PYYNTI -MENETELMIEN ANALYSOINTI
RUPILISKON POPULAATIOKOKON ARVIOINNISSA

Viivi Valkonen

METSÄTIETEEN PRO GRADU,
ERIKOISTUMISALA METSIEN HOITO JA METSÄEKOSYSTEEMIT

JOENSUU 2019

Valkonen, Viivi. 2019. Toukkaindeksin ja pyynti-uudelleen pyynti -menetelmän analysointi rupiliskon populaatiokoon arvioinnissa. Itä-Suomen yliopisto, luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta, metsätieteiden osasto. Metsätieteen pro gradu, erikoistumisala metsien hoito ja metsäekosysteemit. 42 s.

TIIVISTELMÄ

Rupilisko on erittäin uhanalaiseksi luokiteltu pyrstösammakko. Luokittelu perustuu kansainvälisen luonnonsuojeluliiton IUCN:n määrittelemiin kriteereihin. Uhanalaisuuden määrittämiseen tarvitaan populaatiokoon arvioita, joita käytetään myös suojelutarpeen, -toimien ja -alueiden suunnittelussa. Luonnon populaatioita arvioitaessa käytetään usein pyynti-uudelleen pyynti -menetelmää, joka on todettu melko luotettavaksi arviointitavaksi. Rupiliskon tapauksessa tämä menetelmä tarkoittaa pullopyyntiä ja valokuvantunnistusta, ja sen tekeminen on hidasta ja hankalaa.

Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, voiko populaatiokoko arvioitaessa käyttää toukkaindeksiä, jonka selvittäminen lammista on huomattavasti nopeampaa, kustannustehokkaampaa ja helpompaa. Tarkoituksena on myös selvittää, saako Manner-Suomen lammille tehtyä luotettavaa regressiomallia pullopyynnistä, jolloin tulevaisuudessa arviointi voitaisiin tehdä ilman valokuvantunnistusta. Näin säästettäisiin aikaa ja vaivaa. Lisäksi arvioidaan Manner-Suomen rupiliskopopulaation koko ja keskimääräisen osapopulaation koko. Näistä arvioista määritetään rupiliskon uhanalaisuus perustuen IUCN:n populaatiokoko ja sen taantumista koskevaan kriteeriin.

Tutkimuksessa tarkastellaan kahdeksaa Itä-Suomalaista rupiliskolampea. Näistä lammista on kerätty aineistoa toukkahaavinnoin ja pullopyyntimenetelmällä useampana vuotena, vaikkakin vuosien ja lampien välillä aineistossa on isoja eroja. Tutkimuksen lammet valittiin toukkahaavinnasta johdettujen karkeiden populaatiokokoarvioiden perusteella niin, että mukana on pieniä, keskikokoisia ja suuria lampia. Populaatiokoko arvioidaan lammille ensin pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä. Pullopyydyistä liskoista otetut valokuvat tarkastellaan valokuvantunnistusohjelmalla, josta saadusta aineistosta voidaan tehdä arvio lammille, mikäli lammista on saatu jälleen pyydettyä yksilöitä. Pullopyynnistä johdetaan myös indeksi, joka sidotaan pyynti-uudelleen pyynti -menetelmän tuloksiin. Tällä regressiosuoralla saadaan populaatiokokoarviot kaikille lammille. Toukkahaavinnosta lasketaan vastaavasti toukkaindeksi, jota vertaillaan pullopyynti-indeksiin ja regressiosuoraan. Pullopyynti-indeksin ja toukkaindeksin vuosien välisiä korrelaatiota tarkastellaan, jotta voidaan olla varmoja vuosien välisistä vaihteluista ja niiden käytön luotettavuudesta.

Pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä saatiin arviot kolmelle lammelle ja aineistosta saadulla tilastollisesti merkitsevällä regressiosuoralla saatiin luotettavat arviot lopuille lammille (arviot 209-1353). Tuloksista voidaan myös todeta, että toukkaindeksistä saadaan suuntaa-antavia arvioita populaation koosta. Lammen fyysiset ominaisuudet voivat kuitenkin vaikuttaa toukkahaavinnan tuloksiin, joten ne olisi osattava ottaa huomioon, jos arvioita päädytään tekemään tällä menetelmällä. Populaatiokokoarvioiden perusteella lajin uhanalaisuusluokitus populaatiokokoä käsittelevällä kriteerillä luokiteltuna ei kuuluisi uhanalaiseksi, vaan olisi silmällä pidettävä.

Avainsanat: *Triturus cristatus*, toukkaindeksi, pullopyynti-indeksi, pyynti-uudelleen pyynti, populaatiokoko

Valkonen, Viivi. 2019. Analyzing larvae index and capture-recapture methods when estimating the population size of Great crested newt. University of Eastern Finland, Faculty of Science and Forestry, School of Forest Sciences. Master's thesis in Forest Science, specialization Forest management and Forest Ecosystems. 42 p.

ABSTRACT

The Great crested newt is an endangered (EN) salamander species. The classification is based on the criteria set by International Union for Conservation of Nature, IUCN. For classification, we need an estimation of the population size of the species, and that information is needed also when estimating the need for conservation and when designing conservation areas and practices. When estimating the population size for wild populations the most common and reliable method is capture-recapture. For great crested newt this method means bottle trapping and photo identification which are time-taking and unwieldy.

The purpose of this study is to find out if larvae index can be used for population size estimation since it is considerable faster, cheaper and easier way to estimate than capture-recapture method. Second purpose is to find out if it is possible to make a reliable regression model from bottle trapping so estimating could be done without photo identification. This way time and effort could be saved. Third purpose is to estimate the size of the whole newt population of Finland (excluding Åland's population) and for the average sized newt subpopulation. These estimates are needed when classifying IUCN's endangerment class based on population size.

This paper examines eight ponds from Eastern Finland. The data is collected between 2009 and 2017, and it was collected with bottle traps (adults) and netting (larvae). The data is not consistent between years and ponds. The ponds were selected after really broad estimations from larvae netting so that there were small, intermediate and large populations. The first estimation for population size was done by capture-recapture method. The photographs taken of the bottle trapped newts are first identified with a photoidentification program and the results are used for capture-recapture calculations if there have been recaptures. Bottle trap index is calculated from the trapping data and was indexed to the estimates from capture-recapture method. This regression line can be used for estimates for those ponds where there was not recaptures. There is also an index made from the larvae data, and this larvae index is compared to the bottle trap index and the regression line. Both indexes and their correlations are observed to ensure the reliability of the analysis.

Capture-recapture method gave estimates to three ponds and the regression line which was statistically significant was used for the rest. The population size estimates varied between 209 and 1353, depending on pond. The larvae index can be used for approximate estimates but the physical factors that can affect the results of the netting have to be considered. Based on the population size estimates and IUCN's criteria that considers population sizes, the great crested newt in Eastern Finland is near threatened (NT).

Keywords: *Triturus cristatus*, larvae index, bottle trap index, capture-recapture, population size

ALKUSANAT

Aloitin tekemään pro gradu -työtäni rupiliskoista luontevana jatkeena kandidaatin tutkimukselleni, jossa selvittelin valokuvatunnistuksen toimimista lajin tutkimuksessa. Kandin työn jälkeen minulle tarjottiin aiheeseen liittyvää jatkotutkimusaihetta, ja mietin, että kukapa voisi sanoa ei tälle hurmaavalle veijarille ja muutamalle tutkimusretkelle Itä-Suomen syövereihin? En ainakaan minä, ja niin tämä tutkimus sai alkunsa.

Suomessa rupiliskoa on aikaisemmin tutkittu muun muassa EU LIFE-hankkeiden (Protection of the Great Crested Newt in the Eastern Baltic Region 2003 ja Protection of Triturus cristatus in Eastern Baltic Region 2004–2008) parissa, sekä Ville Vuorion rupiliskon suojelubiologiaa koskevassa väitöskirjassa. Tämä tutkimus ei varsinaisesti liity mihinkään aiemmin tehtyyn tutkimukseen, mutta lisää lajin ekologista tietämystä ja mahdollisesti helpottaa lajin tutkimusta tulevaisuudessa.

Tutkimuksen aineisto on tallennettuna työnohjaaja Olli-Pekka Tikkasella sekä allekirjoittaneella.

Suuret kiitokset haluan esittää Olli-Pekalle asiantuntevista neuvoista ja kommenteista, joita sain koko tämän projektin ajan. Kiitokset myös Ville Vuoriolle, joka oli päävastuussa aiemman aineiston keruussa, sekä häntä auttaneille Tarja Pasaselle, Riikka Airivuolle ja Pohjois-Karjalan ELY-keskuksen Sirkka Hakalistolle. Kiitokset Maj ja Tor Nesslingin säätiölle, joka tuki Villeä taloudellisesti aineiston keruussa. Kiitokset ansaitsevat myös kaikki ystäväni ja perheenjäseneni, heidän tukensa ja mielenkiintonsa tekivät työn tekemisestä aina hauskaa ja mielekästä. Viimeiset erityiskiitokset siskoilleni Oonalle ja Outille, auton ja majapaikan lainasta aineiston keruuseen, ja siitä, etteivät he hirveästi valittaneet, vaikka auto ja kämppä saattoivat olla jäljiltäni hieman kuraisia ja metsäntuoksuisia.

Helsingissä 3.6.2019

Viivi Valkonen

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	6
1.1 Lajin perustiedot	7
1.2 Elinympäristön merkitys	8
1.3 Yksilöiden identifioiminen tutkimustyössä	9
1.4 Populaatiokoon arviointi ja pyynti-uudelleen pyynti -menetelmä	10
1.5 Lajin tutkimus Suomessa	11
1.6 Kannan kokoarviot rupiliskon suojelun työkaluina	12
1.7 Tutkimuskysymykset	13
2. AINEISTO	13
3. MENETELMÄT	15
3.1 Pyynti-uudelleen pyynti	15
3.2 Valokuvatunnistus	17
3.3 Populaatiokoon arvioiminen pyynti-uudelleen pyynti -aineistosta	18
3.4 Populaatiokoon arvioiminen pullopyynti-indeksillä (regressioanalyysi)	20
3.5 Toukkahaavinta ja -indeksi	21
4. TULOKSET	22
4.1 Aikuispopulaation kokoarvio pyynti-uudelleenpyynti -menetelmään perustuen	22
4.2 Pullopyynti-indeksiin perustuva aikuispopulaatiokoon arvio	23
4.3 Pyynti-uudelleen pyynti -menetelmän ja pullopyynti-indeksin suhde	24
4.4 Toukkaindeksin soveltuminen populaatiokoon arviointiin	26
5. TULOSTEN TARKASTELU	29
5.1 Toukkaindeksillä saadaan suuntaa-antavia populaatiokokoarvioita	29
5.2 Luotettavimmat populaatiokokoarviot saadaan pyynti-uudelleenpyynti -menetelmällä	31
6. POHDINTA	32
6.1 Menetelmien soveltuvuus kannanseurantaan ja -arviointiin	32
6.2 Arvioitu populaatiokoko	34
6.3 Tulosten merkitys uhanalaisarviointiin	34
7. KIRJALLISUUS	36
8. LIITTEET	41

1. JOHDANTO

Lajien uhanalaistuminen on merkittävä ilmiö niin Suomessa kuin muuallakin maailmassa. Monet lajit uhanalaistuvat nyt nopeammin kuin aiemmin lämpenevän ilmaston ja kasvavan ihmispopulaation seurauksena. Nousevan lämpötilan aiheuttamat muutokset elinympäristöissä ajavat lajeja päiväntasaajalta napoja kohti etelään ja pohjoiseen, aiheuttaen monenlaisia ongelmia (Chen ym. 2011). Kasvava ihmispopulaatio ja kasvava tarve erilaisille luonnonvaroille aiheuttaa elinympäristöjen pirstaloitumista, saastumista ja muita merkittäviä muutoksia, jotka edelleen vaikuttavat lajeihin ja niiden levinneisyyksiin (Vitousek ym. 1997). On arvioitu, että noin 19 % Euroopan eläinlajeista ovat jollain tasolla uhanalaisia (The IUCN Red List of Threatened Species – Regional Assessment 2015), ja uhanalaisten lajien määrä kasvaa koko ajan enemmän ja enemmän kaikkialla muuallakin maapallolla.

Pohjoisella pallonpuoliskolla ilmastonmuutos on todettu olevan nopeampi ja voimakkaampi (Serreze ym. 2000). Suomessa lämpötila on noussut yli kaksi celsius astetta vuodesta 1850 (Mikkonen ym. 2015), ja lämpötilan on ennustettu nousevan 2-5 celsius astetta vuoteen 2050 mennessä (Jylhä ym. 2004). Jylhän ym. (2004) mukaan myös sademäärän on ennustettu nousevan 10 prosenttia vuoteen 2050 mennessä. Elinympäristöjen pirstoutuminen Suomessa ei ole niin voimakasta kuin monissa muissa maissa, mutta myös Suomessa elinympäristöjen pirstoutumisella on huomattavia seurauksia eliöiden elinvoimaisuuteen ja levinneisyyteen (Kouki ym. 2010).

Koska monien lajien uhanalaistumisien syyt ovat samankaltaisia (ilmastonmuutos, elinympäristöjen pirstoutuminen), lajeilla on myös yhtäläisiä vaatimuksia elinympäristöilleen. Monet uhanalaiset lajit kärsivät liian kuivista olosuhteista, liian lämpimästä ilmastosta, sekä liian isoista rakenteellisista muutoksista niiden elinympäristöissä. Maailmanlaajuisesti uhanalaisista eläinryhmistä merkittävin on sammakkoeläimet, ja myös sammakkoeläinten uhanalaistuminen ja sukupuutot johtuvat elinympäristöjen tuhoutumisesta (Hof ym. 2011). Sammakkoeläinten kannat pienenevät myös suhteellisen koskemattomilla alueilla, mikä kertoo siitä, että ilmastonmuutoksella ja siitä johtuvalla kuivuudella on erityisen isot seuraukset sammakkoeläinten elinvoimaisuuteen (Pounds ym. 2006); sammakkoeläimet tarvitsevat kosteita elinympäristöjä, ja se tekee niistä ilmaston muutoksen ensimmäiset uhrit (Hof ym. 2011). Yksi tällaisista uhanalaisista sammakkoeläimistä on rupilisko, *Triturus cristatus* (Laurenti 1768), joka kärsii niin ilmaston lämpenemisestä kuin ihmisten aiheuttamista muista muutoksista.

Rupilisko eli rupimanteri on Euroopassa laajalle levinnyt, Suomessa vain Ahvenanmaalla ja itäisessä Suomessa esiintyvä pyrstösammakko. Suomessa laji on luokiteltu erittäin uhanalaiseksi kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) luokitusten mukaisesti (Hyvärinen ym. 2019). Lisäksi se on rauhoitettu (Manner-Suomessa 1983) ja listattu Euroopan unionin luontodirektiivissä, mikä tarkoittaa tunnettujen lisääntymislampien ja niiden välittömän läheisyyden suojeluvelvoitetta. Maailmanlaajuisesti laji luokitellaan elinvoimaiseksi, vaikka sen elinympäristöt ovat heikentymässä kaikkialla. Elinvoimaisuus perustuu IUCN:n mukaan pääasiassa lajin laajaan levinneisyyteen (Arntzen ym. 2008).

1.1 Lajin perustiedot

Rupilisko kasvaa noin 10-16 senttimetriseksi ja se on väritykseltään musta/tumman ruskea selkäpuolelta ja mahan puolelta kellertävän oranssi, jossa on selkäpuolen värisiä täpliä (Duellman & Trueb 1986). Jokaisella yksilöllä täplien muodostama kuvio on yksilöllinen, ja se mahdollistaa tässäkin tutkimuksessa käytetyn yksilöiden tunnistamisen.

Monien muiden sammakkoeläinten tapaan rupilisko tarvitsee elääkseen niin terrestriaalisen eli maanpäällisen habitaatin kuin vesihabitaatinkin. Terrestriaalinen habitatti lisääntymislammen ympärillä olisi hyvä olla peitteinen ja lehtomainen, ja kenttäkerroksesta tulisi löytyä mm. kasvillisuuden aiheuttamia piilo- ja horrospaikkoja (Vuorio 2009). Laji horrosta talvisin ainakin Keski-Euroopan alueella esimerkiksi lahopuiden alla maalla (Vuorio 2009), ja heti alkukeväästä heinäkuun paikkeille se elää vedessä ja pyrkii lisääntymään. Vesihabitaatin kuuluu olla kalaton, ojittamaton ja sieltä olisi löydyttävä munintaan soveltuvaa kasvillisuutta (Rannap ym. 2006). Rupilisko esiintyy myös ihmisen kaivamissa lammissa, mutta Suomessa rupiliskon lisääntymislammet ovat pääosin luonnonlampia ja ne ovat kooltaan 100-4100 m²:n välillä (Vuorio 2009). Lampien veden korkeus voi vaihdella suuresti, mutta yleensä veden syvyys on alle 2 metriä (Vuorio 2009). Myös Suomessa lisääntymislammet saattavat kuivua kesällä.

Rajoittuneiden elinympäristövaatimuksien takia rupiliskoa voidaan pitää sateenvarjolajina, jonka suojelu suojelisi myös muita uhanalaisia lajeja sekä tällaisia Suomessakin uhanalaistuvia elinympäristöjä (Malmgren 2002). Rupiliskon lisääntymislampia ja niiden lähiympäristöä suojelemalla suojeltaisiin myös muita sammakkoeläimiä, pitkän toukkavaiheen omaavia hyönteisiä (esimerkiksi jotkin sudenkorennot (Koskinen 2015)), leviä, kasveja, sammalia, sieniä ja jäkäliä (Malmgren 2002).

Lisääntymisaikanakin rupilisko viettää suurimman osan ajastaan maalla (Duellman & Trueb 1986). Soidinmenot alkavat melko aikaisin keväällä, kun lämpötila on noussut noin viiden asteen tienoille (Malmgren 2007). Lisääntyminen tapahtuu maaliskuusta heinäkuuhun (Drechler ym. 2015), ja Suomessa on ensimmäiset munat löydetty maaliskuun puolenvälin paikkeilla (Vuorio 2016). Rupilisko munii munansa lammessa olevien kasvien lehtien alapinnalle (Vuorio 2009). Rupiliskon, kuten monien muiden sammakkoeläinten toukkavaiheen aikainen selviytymisprosentti on alhainen, ja kesän lopulla tapahtuvaan muodonmuutokseen, jossa kidukset muuttuvat keuhkoiksi, selviytyy 0-10 % toukista (Griffiths 1997). Muodonmuutoksen jälkeen liskot siirtyvät lammesta maalle (Vuorio 2009). Aikuisten liskojen selviytymisprosentti vaihtelee noin 25 prosentista noin 80 prosenttiin (Griffiths ym. 2010). Luonnosta on löydetty jopa 15 vuoden vanhoja yksilöitä (Hagström 1979), ja pitkä ikä saattaa ehkäistä nopeita paikallisia sukupuuttoja (Malmgren 2002).

Euroopassa lampien hävittäminen, saastuminen ja kalojen istutus sekä uusien teiden rakentaminen ovat vähentäneet ja hajottaneet rupiliskon populaatioiden elinympäristöjä (Wood ym. 2003). Suomessa elinympäristöjen tuhoutuminen on lähinnä hakkuiden, lampien kuivumisen ja kalojen siirtämisen seurausta (Hyvärinen ym. 2019, Vuorio ym. 2016). Hakkuut muuttavat lisääntymislammien ominaisuuksia, esimerkiksi ravinteisuutta ja varjoisuutta, ja lahopuiden ja juurakoiden häviäminen alueelta vähentää rupiliskojen horrostamispaikkoja (Vuorio 2009). Hakkuut myös vähentävät rupiliskojen liikehdintää lampien välillä ja rupiliskojen on todettu välttelevän avohakkuualueita (Vuorio ym. 2014). Melkein kaikki rupiliskopopulaatiot sijaitsevat Suomessa intensiivisen metsätalouden alueella, jossa avohakkuut ovat pääasiallinen hakkuumenetelmä (Vuorio ym. 2013). Ilmastomuutoksen aiheuttamat kylmät ja vähälumiset talvet saattavat heikentää liskojen horrosta, jolloin yksilöt ovat heikompia myös kesällä (Griffiths ym. 2010). Lampien kuivuminen aiheuttaa suuren riskin toukkien kuolemiseen ennen muodonmuutosta. On arvioitu, että toukkavaiheen saalistuspaine ja kilpailu vaikuttavat merkittävimmin rupiliskopopulaatioiden kokoihin (Malmgren, 2007).

1.2 Elinympäristön merkitys

Itä-Suomen rupiliskolampia ja niiden välitöntä ympäristöä voidaan pitää suhteellisen koskemattomina elinympäristöinä verrattuna esimerkiksi muihin Euroopan populaatioihin. Euroopassa elinympäristöjen tuhoutuminen on suurin rupiliskon olemassaoloa uhanalaistava tekijä ja lisäksi näissä maissa suurin osa rupiliskopopulaatioista elää keinotekoisesti tehdyissä lammissa, kun luonnontilaiset lammet on joko hävitetty tai niitä on muokattu niin, etteivät ne

enää ole rupiliskolle suotuisia. Ympäristötekijöillä on rupiliskolle suuri merkitys niin ruuan, piilo- ja talvehtimispaikkojen etsimisen sekä lisääntymisen yhteydessä. Lammen ympärillä oleva kasvillisuus ja maalaji vaikuttavat myös veden laatuun, mikä taas vaikuttaa suuresti lajin lisääntymisen ja toukkavaiheen menestykseen.

Vaikka tänä päivänä ilmastonmuutos on todennäköisesti suurin ulkoinen rupiliskon populaatiokokoon vaikuttava tekijä, myös hakkuilla ja talousmetsien hoitotoimenpiteillä on merkitystä rupiliskon elinvoimaisuuteen. Euroopassa vastaavasti esimerkiksi Kupfer ja Kneitz (2000) ovat todenneet sadan metrin säteellä rupiliskon lisääntymislammesta tehdyillä avohakkuilla olevan vaikutusta populaation liskojen määriin, niin aikuisten kuin toukkienkin.

Vuorion (2009) mukaan soveliaain terrestriaalinen ympäristö rupiliskoille on lahopuinen ja lehtipuuvaltainen metsä, mutta rupiliskot pystyvät lisääntymään myös lammissa, joita ympäröi metsätaloudellisesti hoidettu monimuotoisuudeltaan köyhä talousmetsä. Malmgren (2002) onkin todennut, että vaikka elinympäristö olisikin syystä tai toisesta heikentynyt eikä soveltuisikaan enää lisääntymiseen, rupiliskot voivat esiintyä alueella vielä kauan aikuisten pitkän eliniän vuoksi.

1.3 Yksilöiden identifioiminen tutkimustyössä

Monissa populaatiokokoa, sen rakennetta, tulo- ja lähtömuuttoa, kuolleisuutta ja syntyvyyttä tutkivissa tutkimuksissa rupilisko yksilöitä joudutaan jollakin tavalla merkkamaan. Merkkaamisessa tärkeää on, että merkki on pysyvä, eikä sen tulkitsemisessa voi tapahtua väärinymmärryksiä (Grant 2010). Aiemmin monen sammakkoeläimen tutkimuksessa käytettiin yksilöiden merkitsemisessä varpaiden leikkelyä ja implantteja (Patrick ym. 2006). Isoissa populaatioissa vanhojen keinojen käyttö ei ole toimiva menetelmä, koska satoja erilaisia merkkikombinaatioita ei pystytä luomaan.

Lisäksi varpaiden leikkely ja ihonalaiset implantit aiheuttavat ristiriitaa tutkimuksen ja suojelun välillä, kun fyysinen merkitseminen aiheuttaa yksilöille kipua ja saattaa mahdollisesti lisätä kuolleisuutta. Davis ja Ovaska (2001) huomasivat läntisiä punaselkä salamantereita (*Plethodon vehiculum*) koskevassa tutkimuksessaan leikeltujen liskojen kasvavan suhteessa vähemmän kuin ihonalaisesti implantoitujen ja merkkamattomat liskot. Implantoituja liskoja saatiin myös uudelleen pyydettyä suhteessa enemmän kuin leikeltynä liskoyksilöitä (Davis & Ovaska 2001).

Nykyään monissa, varsinkin uhanalaisia lajeja koskevissa tutkimuksissa käytetään valokuvatunnistusta, jonka suorittaminen on usein helpompaa, nopeampaa ja aiheuttaa muihin

menetelmiin verrattuna vähemmän stressiä yksilöille (Skreekar ym. 2013). Valokuvatunnistus saattaa olla myös kustannustehokasta verrattuna muihin menetelmiin (Bolger ym. 2012), mutta erityisesti isoissa populaatioissa aineiston kasvaessa valokuvatunnistus vaatii jonkinlaisen kuvantunnistusohjelman tunnistuksen käydessä hitaaksi ja hankalaksi. Valokuvatunnistuksessa digikuvaus ja uudet, usein ilmaiset ohjelmat (esim. HotSpotter, Is3), ovat helpottaneet valokuvatunnistusta. Menetelmässä on huomioitava kuvien laatu sekä eläinten ulkomuodon mahdollinen muuttuminen, mitkä saattavat vaikuttaa olennaisesti valokuvatunnistuksen onnistumiseen (Yoshizaki ym. 2009, Valkonen 2016).

1.4 Populaatiokoon arviointi ja pyynti-uudelleen pyynti -menetelmä

Populaatiokokoon vaikuttaa neljä tekijää: syntyvyys, kuolleisuus, lähtö- ja tulomuutto. Rupiliskon populaatiot ovat usein hyvin eristäytyneitä ja yksilöt erittäin paikkauskollisia, joten syntyvyys ja kuolleisuus vaikuttavat populaatiokokoon todennäköisesti lähtö- ja tulomuuttoa voimakkaammin (Hayward ym. 2000).

Populaatioiden koot kertovat kannanmuutoksista ja eroista eri elinympäristöjen välillä. Niillä voidaan myös arvioida uhanalaisuuden vakavuutta ja populaation tarvetta suojelulle. Uhanalaisten lajien tutkiminen edellyttää poikkeamisluvan saamista luonnonsuojelulain rauhoitussäännöksistä ja lisäksi lajia koskevat luontodirektiivin säädökset (Ympäristö.fi).

Monille lajeille, kuten myös rupiliskolle, todellisen populaatiokoon laskeminen on mahdotonta, joten joudutaan tyytymään suhteellisiin arvioihin ja indekseihin. Luotettavien arvioiden tekemiseen vaaditaan laajaa aineistoa pitkältä ajalta. Pelkän indeksin pohjalta ei voi tehdä päätelmiä lajin uhanalaisuudesta, ellei sitä ole sidottu johonkin todellisen arvioon populaation koosta.

Populaatiokokoa voidaan arvioida useilla tavoilla, ja tavan valitseminen riippuu siitä, millainen populaatio on kyseessä (Southwood & Henderson 2000). Yleensä luonnonpopulaatiota tarkastellessa käytetään pyynti-uudelleen pyynti –menetelmää, joka on melko pätevä, mutta vaatii yksilöiden laskemista vähintään kaksi kertaa. Mitä useammin otanta otetaan, sitä luotettavampia tuloksia saadaan. Pyynti-uudelleen pyynti – menetelmässä suoritetaan lajin yksilöiden pyynti, jossa pyydetyt yksilöt merkataan jollakin tavalla, ja sitten ne vapautetaan takaisin omaan elinympäristöönsä. Tietyn ajan kuluttua pyynti suoritetaan uudestaan, ja tästä jälleenpyynnistä saatuja yksilöitä verrataan edelliseen pyyntiin. Aiemmin pyydettyjen ja uusien yksilöiden lukumääriä tarkastelemalla voidaan arvioida populaatiokoko. Pyyntejä

toteutettaessa on hyvä ottaa huomioon pyyntiin mahdollisesti vaikuttavat tekijät, kuten sääolosuhteet, ja yrittää suorittaa pyynnit suhteellisen samankaltaisissa olosuhteissa, jolloin eri pyyntikertoja olisi miellyttävää vertailla.

Yksinkertaisimmillaan populaatiokoon arvioita pyynti-jälkeen pyynti – menetelmästä saadaan kertomalla pyyntikerroilla saatujen yksilöiden määrä, jonka jälkeen tämä luku jaetaan toisella pyynti kerralla kiinnisaatujen merkittyjen yksilöiden määrällä (Pradel 1996). On kuitenkin olemassa paljon muita monimutkaisempia ja erilaisiin tilanteisiin sovellettuja laskukaavoja, joita esimerkiksi tässäkin tutkimuksessa käytettävä populaatiokoon arviointiohjelma Program MARK käyttää. Nämä kaavat jaetaan vielä kahteen: avoimiin ja suljettuihin. Suljetulla mallilla oletetaan, että tutkittavassa populaatiossa ei ole syntyvyyttä, kuolleisuutta, lähtö- tai tulomuuttoa. Avoimessa mallissa nämä otetaan huomioon. Näiden lisäksi mallit voivat tarkastella pyynnin todennäköisyyttä ja yksilöiden käyttäytymistä.

Myös tässä tutkimuksessa rupiliskon populaatiokokoa tutkittiin pyynti-uudelleen pyynti – menetelmällä. Rupiliskoa tutkittaessa käytetään valokuvatunnistusta; valokuvia tarkastelemalla saadaan selville, onko tietty yksilö pyydetty aiemmin vai ei. Valokuvatunnistuksen on todettu soveltuvan hyvin rupiliskojen yksilöimiseen (Drechsler ym. 2015).

1.5 Lajin tutkimus Suomessa

Pyynti-uudelleen pyynti -menetelmän lisäksi rupiliskon ekologiaa ja kantojen tilaa Suomessa on tutkittu toukkaindeksillä, jonka periaatteena on tutkia lajin lisääntymistä haavimalla toukkia rupiliskon lisääntymislammista. Kun haavinta toistetaan vuosittain, saadaan pitkän aikavälin tuloksia lisääntymisen onnistumisesta ja voidaan tutkia esim. miten sääolosuhteet ovat vaikuttaneet lisääntymisen onnistumiseen. Indeksien arvosta ja lammen vesitilanteesta voidaan päätellä lisääntymisen onnistuminen kyseisenä vuotena. Indeksien arvo kuitenkin vaihtelee suuresti vuosien välillä (Pohjois-Karjalan ELY keskus 2017), eikä vielä ole tiedossa korreloivatko aikuisten rupiliskoyksilöiden määrä toukkien määrän kanssa. Toukkien kuolleisuus on suurta, ja monet niistä eivät saavuta lisääntymisikää (Karlsson 2004).

Populaatioiden suhteellista kokoa on tässäkin tutkimuksessa arvioitu toukkahaavinnoista. Eri lammista saatuja toukkahevinnän tuloksia vertaillaan toisiinsa, jolloin saadaan käsitys lampien populaatioiden koosta toisiinsa nähden. Nämä suhteelliset arviot toimivat populaatioiden suurpiirteisessä vertailussa, mutta mitään tarkkoja arvioita niistä ei saa.

Rupiliskoa on aiemmin tutkittu Suomessa liittyen EU:n LIFE –hankkeisiin Protection of the Great Crested Newt in the Eastern Baltic Region (LIFE Starter, 2003) sekä Protection of *Triturus cristatus* in Eastern Baltic Region (LIFE Nature, 2004–2008). Myös ELY-keskus on tehnyt rupiliskoihaisen hankkeen nimeltä ”Ilmastonmuutos metsässä – rupilisko huippumalliksi, METSO turvaverkostoiksi”. Hankkeen tavoitteena oli turvata rupiliskon säilyminen ja erityistä huomiota kiinnitettiin elinympäristöjen laadun parantamiseen ja ennallistamiseen. Lisäksi on tehty myös muita rupiliskon ekologiaan ja biologiaan liittyviä tutkimuksia, kuten Ville Vuorion tekemä LIFE-hankkeeseen kuuluva suojelusuunnitelma (Vuorio 2009), tutkimus lisääntymismenestykseen vaikuttavista ympäristötekijöistä (Vuorio ym. 2013) sekä verrattu rupiliskon elinympäristövaatimuksia samankaltaiseen mutta huomattavasti yleisempään lajiin vesiliskoon (*Lissotriton vulgaris*) (Vuorio ym. 2015).

1.6 Kannan kokoarviot rupiliskon suojelun työkaluina

IUCN on määritellyt uhanalaisuusluokituksiin kriteerit A-E (IUCN Red List... 2012) (esitetty taulukkomuodossa liitteessä 1). Ne koskevat ensisijaisesti lajin kannan, levinneisyysalueen ja esiintymisalueen kokoa ja muutoksia. Rupilisko on Suomessa määritelty vuoden 2019 uhanalaisuusarvioinnissa erittäin uhanalaiseksi, maailmanlaajuisesti uhanalaisuusluokituksessa laji on elinvoimainen (Hyvärinen ym. 2019). Suomen Punaisessa kirjassa (Hyvärinen ym. 2019) rupiliskon luokittelu on tehty kriteerin B2ab(iii):n mukaisesti. Myös Vuorio (2009) on arvioinut rupiliskon uhanalaisuutta soveltaen samoista IUCN:n kriteereistä kriteerejä A, B ja C.

A-kriteeri määrittyy populaation pienenemisen mukaan, ja Manner-Suomessa populaation koon pienenemistä on tapahtunut lajin viimeisen kolmen sukupolven aikana tapahtuneesta habitaattien laadun heikkenemisestä ja esiintymisalueiden pienenemisestä. Populaatioiden pienenemisen suuruusluokasta ei ole varmaa tietoa. B-kriteerissä tarkastellaan levinneisyysalueen ja/tai esiintymisalueen suuruutta sekä laatua. Rupiliskolla koko Suomessa levinneisyysalue lasketaan olevan yhteensä 16 600 km² ja esiintymisalue 71 km² (Vuorio 2009). Lisäksi lajin esiintyminen on pirstoutunut populaatioiden sisällä ja niiden välillä ja habitaattien laatu ja määrä ovat heikentyneet (Vuorio 2009). Kriteeri C määrittyy populaation koon ja taantumisen mukaan. Tässä populaatiokoko määritellään lisääntymiskykyisten yksilöiden perusteella ja rupiliskolle taantumista tarkastellaan kolmen sukupolven aikavälillä. Koska rupiliskon yksilömäärästä Suomessa ei ole tarkkaa arviota, on Vuorio määritellyt populaation taantumisen epäsuorasti kriteerin A1c perusteella. C-kriteeri voitaisiin saada

määriteltyä paremmin, jos rupiliskojen populaatiokoista olisi tarkkoja arvioita pitkältä aikaväliltä.

Uhanalaisuusarvioinnit tehdään kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) ohjeiden mukaisesti, jotta saadut arviot olisivat vertailukelpoisia sekä ajallisesti että alueiden kesken. Uhanalaisuusarvioinnit julkaistaan Suomen lajien punaisessa kirjassa, ja arviointia sekä kirjan valmistelua ohjaa ympäristöministeriön asettama ohjausryhmä LAUHA (Lajien uhanalaisuuden arviointia ja seurantaa edistävä pysyvä ohjausryhmä) (Liukko ym. 2017). Lajin tiedot joiden perusteella arvioinnit tehdään voivat olla havaittuja, arvioituja, ennustettuja, pääteltyjä tai epäiltyjä (Liukko ym. 2017).

1.7 Tutkimuskysymykset

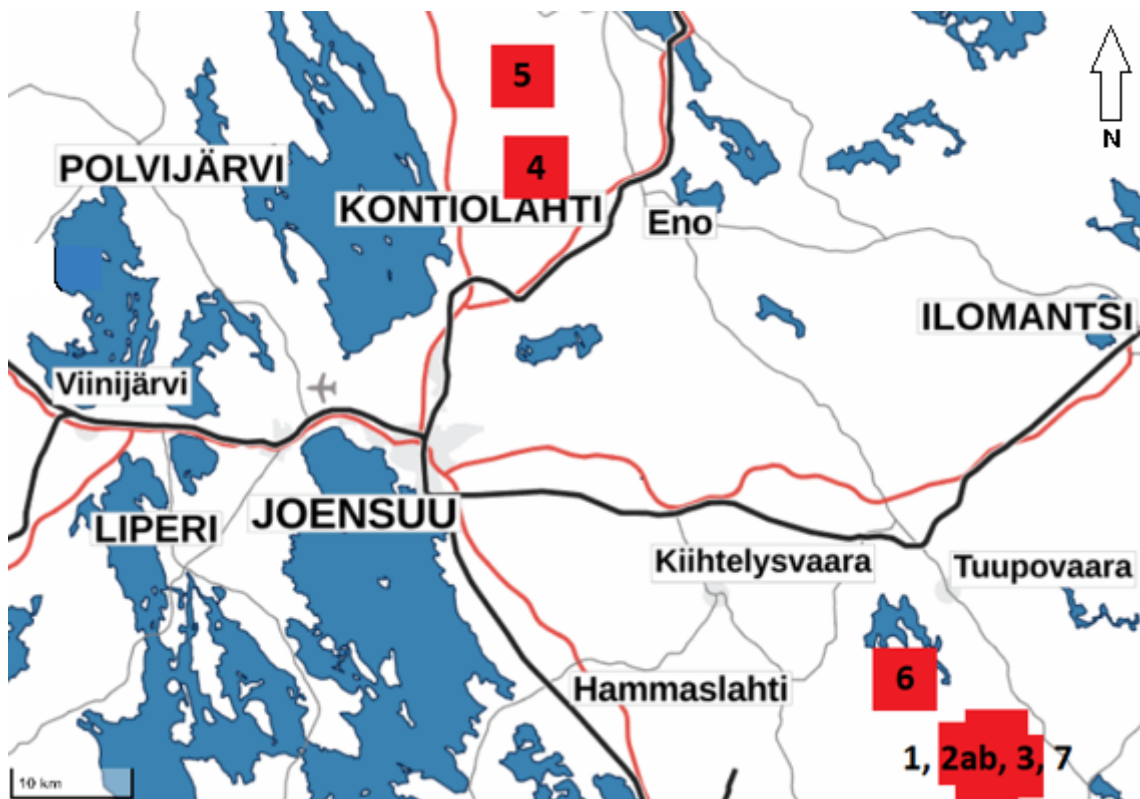
Tutkimuksen tarkoituksena on selvittää pyynti-uudelleen pyynti-menetelmällä populaatiokoon arviot jokaiselle tutkimukseen kuuluvalla lammelle. Näistä tuloksista arvioidaan myös Manner-Suomen keskiarvoisen rupiliskolammen populaatiokoko ja koko Manner-Suomen populaation koko. Nämä arvioidaan Suomessa nyt ensimmäistä kertaa. Arvioiden perusteella arvioidaan myös lajin uhanalaisuutta IUCN:n kriteerin C mukaisesti.

Koska pyynti-uudelleen pyynti – menetelmä vaatii laajaa aineistoa, jonka kerääminen on työlästä ja aikaa vievää, tutkimuksessa selvitetään olisiko paljon nopeammin ja helpommin kerättävästä toukka-aineistosta saatava toukkaindeksi menetelmä, jolla saataisiin luotettavia arvioita populaatiokoosta. Jotta menetelmä olisi luotettava, indeksi pitää jollain tapaa sitoa todellisiin arvioihin populaation koosta.

2. AINEISTO

Tutkimuksen aineisto koostuu pullopyydyksin kerätystä aikuisten yksilöiden valokuva-aineistosta sekä haavilla pyydystettyjen toukkien aineistosta. Valokuva-aineistoa on lampikohtaisesti kerätty alkaen vuodesta 2009, ja toukka-aineistoa on vuosilta 2004-2009, sekä 2015 ja 2017. Vuosien 2015 ja 2017 aikuisten pyynnit ja toukkien haavinnat oli toteutettu tätä tutkimusta varten ja siten ne ovat aineistosta kaikkein kattavimmat.

Tutkimuksen kaikki aineisto on kerätty Kontiolahden ja Joensuun kuntien alueilla sijaitsevista kahdeksasta lammesta. Lampien valinta perustui aiempiin, vuosilta 2004-2014 laskettuihin toukkaindeksi arvoihin, ja tutkimukseen valittiin lampia, jotka olivat indeksiltään hyvin erilaisia (alhainen, keskimääräinen tai korkea toukkaindeksi). Koska kyseessä on uhanalainen laji, on ELY-keskuksen kanssa sovittu, ettei lampien koordinaatteja tai nimiä kerrota, mutta sijainnit voidaan ilmoittaa 5km x 5km tarkkuudella (kuva 1). Lammet on esitelty tutkimuksessa numeroiden mukaan (lammet 1-7), joista lampi 2 on jaettu vielä kahteen (lammet 2a ja 2b). Lammet 2a ja 2b käsitellään joissakin osioissa yhtenä lampena ja joissakin osioissa kahtena, tutkimuksen helpottamiseksi. Tämän syynä on vuosien 2011 ja 2012 aineisto, jolloin liskoja pyydettiin pullopyydyksien lisäksi myös aitapyydyksin. Aitapyydyksillä pyydetessä joidenkin yksilöiden osalta on epäselvää, kummalta lammelta ne alun perin ovat, ja täten esimerkiksi joitakin lampikohtaista populaatiokokoarvioita ei näille lammille voida perustellusti tehdä. Lammet 2a ja 2b sijaitsevat noin 60 metrin päässä toisistaan.



Kuva 1. Pyydettyjen lampien sijainnit Itä-Suomessa 5kmx5km tarkkuudella.

Pullopyynti aineiston keruuta vuosilta 2009 - 2014 ei ollut varsinaisesti suunniteltu populaation koon arviointia silmällä pitäen, vaan tarkoitus oli kerätä pyydetyistä liskoista kuva-aineistoa. Keruu tehtiin muun työn ja tutkimuksen ohessa. Aitapyydyksiä käytettiin vain vuosina 2010 ja 2011, ja silloinkin pullopyynnin ohella. Ville Vuorio ja Pohjois-Karjalan ELY-keskus ovat

olleet päävastuussa tämän aiemman aineiston keruusta. Viimeisin, kesällä 2017 kerätty aineisto kerättiin pullopyydyksillä niin, että jokaisella tutkimukseen kuuluvalla lammella käytiin 3-4 kertaa.

Koko aineistossa oli lopulta 953 pyydettyä aikuista liskoä. Lampikohtaisesti kaikkien vuosien yhteenlaskettujen aikuisten määrä oli välillä 25–416. Pyynti- ja lampikohtaisesti rupiliskoyksilöitä saatiin välillä 0-39, tarkoittaen että joillakin pyyntikerroilla saalis saattoi olla 0 ja suurimmillaan jostakin lammesta yhdellä kertaa saalis oli 39 yksilöä.

Toukkien haavinnasta saatua aineistoa on vuosilta 2004–2009, 2015 ja 2017. Toukkahaavinta-aineistosta ovat vastanneet Ville Vuorio ja Pohjois-Karjalan ELY-keskus. Jokaista lampea ei olla haavittu joka vuosi, vaan esimerkiksi kahdelta lammelta aineistoa on vain parilta viimeiseltä haavintavuodelta. Kaikkien vuosien yhteenlaskettujen toukkien määrät vaihtelivat lampikohtaisesti välillä 3-245. Toukkien lukumäärät haavintakohtaisesti vaihtelivat välillä 0–50.

Aineisto koostuu siis lampi- ja vuosikohtaisista aikuisten ja toukkien määristä. Joillekin lammille aineistoa on vähemmän, koska sitä ei ole kerätty alusta säännöllisesti eikä juuri pelkästään tätä tutkimusta varten. Toukka-aineisto on kokonaan numeerisessa muodossa, kun taas aikuisten kohdalla tutkimuskysymyksestä riippuen käsiteltiin joko numeerista aineistoa tai sitten pyynnin yhteydessä liskoista kerättyä valokuva-aineistoa.

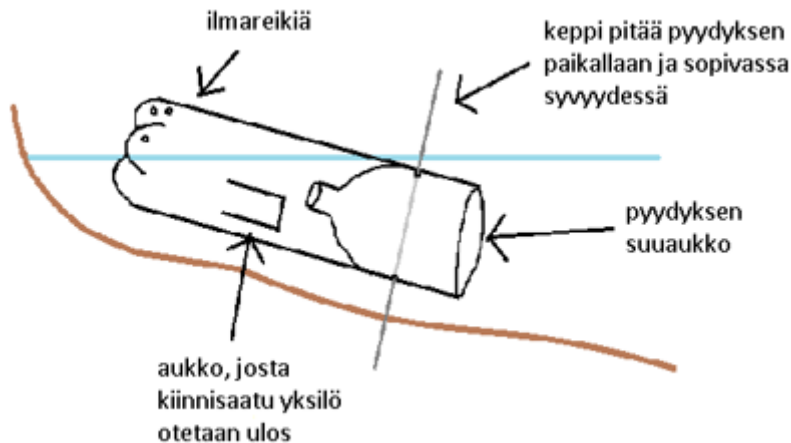
Jo ennen kesän 2017 aineiston keruuta oli ennako-oletuksena, että lammissa on vaihtelevan kokoiset populaatiot. Aiempien toukka-aineistojen tuloksien myötä oletettiin, että kahdessa lammessa olisi muita lampia huomattavasti suurempi lisääntyvä aikuispopulaatio ja kahdessa muussa lammessa muita huomattavasti pienempi aikuispopulaatio.

3. MENETELMÄT

3.1 Pyynti-uudelleenpyynti

Pyynti-uudelleenpyynti aineisto kerättiin pullopyydyksillä (kuva 2), joiden pyyntitehokkuuteen vaikuttaa mm. pyyntiaika ja vedenlämpötila (Karlsson 2004). Pullopyydyksiä on käytetty myös monissa muissa rupiliskoja tutkivissa tutkimuksissa (mm. Unglaub ym. 2015, Maletzky ym. 2007). Pullopyydykset ovat puolentoista litran tyhjästä pullosta tehtyjä pyydyksiä. Pullot ovat katkaistu yläosasta ja pullon suuosa on käännetty sisälle päin niin, että liskojen on mahdollista

mennä pulloon sisälle muttei ulos, katiskan tapaan. Pullon pohjaan on puhkottu pieniä reikiä, jotta pyydyksiin menneillä liskoilla on pyyntiyön aikana mahdollisuus saada happea. Pullon halki menee vielä harjaterästanko, jonka tarkoitus on pitää pullon suuaukko suunnattuna lampeen päin sekä estää pyydyksen liikkuminen pois paikaltaan. Lisäksi pullon kylkeen on vielä leikattu pieni luukku, josta kiinni jääneet yksilöt saadaan pois valokuvausta varten (kuva 2).



Kuva 2. Pullopyydydys ja sen asento lammissa.

Pyydykset vietiin lampiin aina illalla ja haettiin pois aamulla niin, että liskoilla oli aikaa mennä pyydyksiin yön aikana mutta myös minimoiden aikaa, jonka yksilöt joutuivat siellä viettämään. Pyydykset olivat lammissa lammesta ja pyyntiyöstä riippuen 12-17 tuntia. Pyydykset asetettiin lampiin siten, että pyydyksen suuaukko oli kokonaan veden alla lampeen päin ja pyydyksen pohja hieman vedenpinnan yläpuolella, jotta ilmaa pääsi sisään ilma-aukoista. Pyydyksien määrä vaihteli 22:sta 71:een riippuen lammen ympärysmittasta. Pyydykset laitettiin lampien ympärille rantaveteen 2-3 metrin välein, isoimmassa lammissa (lampi 7) pyydykset asetettiin vain lammen pohjois-, itä- ja länsirannoille, missä liskojen oli todettu liikkuvan enemmän (V. Vuorio, julkaisematon aineisto).

Pyydysten nostamisen jälkeen kiinni saadut yksilöt laitettiin ämpäriin, jonka pohjalla oli hieman lammen vettä. Kun kaikki pyydykset oli saatu nostettua, voitiin aloittaa valokuvaaminen. Jokainen yksilö asetettiin yksitellen läpinäkyvään muoviseen rasiaan. Koska rupiliskot voivat olla varsin nopeita liikkeissään, niiden liikkumista estettiin valokuvaamisen ajaksi painamalla niitä hellästi lammen veteen kostutetulla vaahtomuovilla. Valokuvat otettiin muovirasian alta niin, että liskon mahassa oleva kuvio saatiin selkeästi näkymään kuvissa. rasian pohjaan laitettiin näkyville juokseva numero jokaiselle kiinnisaadulle ja kuvatulle

rupiliskoyksilölle. Sen avulla pidettiin kirjaa liskojen lukumäärästä. Kun kaikki yksilöt oli saatu kuvattua, käytiin liskot vapauttamassa takaisin kotilampeensa.

3.2 Valokuvatunnistus

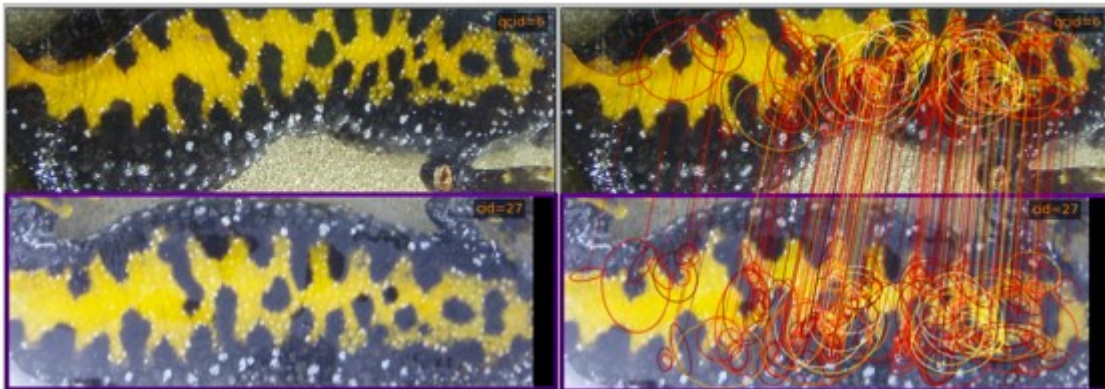
Maastossa otetut kuvat ladattiin tietokoneelle. Kuvat rajattiin ja kierrettiin siten, että mahakuvio näkyi kuvassa keskellä ja, että kaikki yksilöt olivat kuvissa samansuuntaisesti, esim. pyrstö vasemmalla ja pää oikealla. Kuvien kiertäminen oli välttämätöntä valokuvatunnistuksen onnistumiseksi ja rajaaminen nopeutti valokuvantunnistusohjelman toimimista. Tässä vaiheessa kuvat rajattiin vielä niin, että valokuvauksen ohessa kirjoitettu identifiointi numero oli näkyvässä.



Kuva 3. Valokuvan rajaaminen HotSpotterissa. Rajattuun kuvaan yritetään saada vain kuvantunnistuksessa oleelliset asiat; tässä tapauksessa liskojen yksilöllinen mahakuvio.

Kuvat tunnistetaan HotSpotter -nimisellä valokuvantunnistusohjelmalla (Crall ym. 2016). Kuvat ladattiin ohjelmaan ja ensimmäisenä kuvat rajataan uudestaan, tällä kertaa vain mahakuvio pyritään saamaan kuvaan (kuva 3). Kaikkia rajattuja kuvia verrattiin ohjelman avulla toisiinsa ja näin voitiin löytää mahdolliset parit, eli HotSpotter etsi mahdollisimman täsmävän kuvan muista kuvista perustuen mahassa olevaan yksilölliseen kuvioon, toisin sanoen ohjelma etsi aiemmasta pyyntiaineistosta samasta liskosta toista kuvaa. Ohjelma järjestää kaikki aineiston kuvat vastaavuuslukujen mukaisesti suurimmasta pienimpään. Näistä suuret vastaavuusluvut saaneet kuvat olivat yleensä samasta liskoyksilöstä, joskin ohjelma saattoi antaa suuria vastaavuuslukuja myös joillekin kuvapareille, joissa ei ollut sama yksilö,

mutta joissa oli vesipisaroita. Vastaavuusluvut perustuvat kuvien samankaltaisuuksiin, esimerkiksi mahassa oleviin mustiin pilkkuihin tai johonkin mustan ja keltaisen muodostamaan kaareen tms. (kuva 4). Tämän takia on tärkeää rajata kuvat HotSpotterissa mahdollisimman tarkkaan mahakuviolle, ettei vastaavuusluvut perustu esim. taustalla näkyvään vaahtomuoviin tai mahdollisiin havunneulasiin tms. Ohjelma ei siis suoraan väittänyt kahden kuvan olevan samasta yksilöstä, vaan ohjelman käyttäjän piti tehdä lopullinen ”päätös” silmänvaraisesti. HotSpotterin on todettu toimivan hyvin rupiliskojen tunnistuksessa (Valkonen 2016).



Kuva 4. HotSpotterin tunnistama kuvapari samasta yksilöstä. HotSpotterin vastaavuusluvut perustuvat kuvassa näkyviin ohjelman löytämiin yhtäläisyyksiin.

Kun kaksi kuvaa oli yhdistetty toisiinsa ja tunnistettu ne samaksi liskoksi, havaitut kuvat koodattiin samalla numerolla. Näin siis yhdellä koodatulla numerolla voitiin löytää aineistosta kaikki samaa liskoa kuvaavat kuvat. Valokuvatunnistuksen rinnalla käytettiin Excel-taulukoita, jonne kirjattiin ylös koodattu numero ja kuvissa näkyvät liskojen numerot.


Valokuvatunnistus tehtiin luonnollisesti lampikohtaisesti. Poikkeuksena lammet 2a ja 2b, joista valokuvat käsiteltiin yhtenä lampena.

3.3 Populaatiokoon arvioiminen pyynti-uudelleen pyynti -aineistosta

Populaatiokoon arvioinnit tehtiin MARK-ohjelmalla (White 2016), joka on yleisesti eniten käytetty sovellus merkittyjen yksilöiden analysoinnissa pyynti-uudelleen pyynti -menetelmässä.

Ensimmäiseksi HotSpotterilla tunnistettu pyyntiaineisto muokattiin MARK-ohjelmaan sopivaksi, eli jokaiselle pyyntivuodelle (sarakkeet) merkattiin 1, jos kyseinen lisko yksilö oli sinä vuonna havaittu. 0 tarkoittaa, ettei yksilöä ollut pyydetty sinä vuonna. Vaakasuoraan

muodostuu siis jokaiselle havaintomahdollisuus tyypille oma rivinsä, esim. 101000, joka tarkoittaa siis, että lisko on havaittu ensimmäisenä ja kolmantena pyynti vuotena, eli vuosina 2009 ja 2011. Rivin lopussa oleva luku ilmoittaa kuinka monta tällaista lisko on havaittu aineiston keruun aikana. Esimerkiksi 101000 8; tarkoittaa, että liskoja, jotka on havaittu 1. ja 3. pyynti vuotena on kahdeksan kappaletta (kuva 5).

 lampi1.koiraat.naaraat - Copy - Notepad

File Edit Format View Help

```

111000 1;
110100 1;
110010 1;
110000 5;
101000 8;
100111 1;
100110 1;
100001 1;
100000 31;
011000 15;
011001 1;
010100 3;
010010 1;
010001 2;
010000 80;
001100 2;
001010 1;
001011 1;
001001 7;
001000 113;
000111 1;
000110 1;
000101 5;
000100 21;
000011 2;
000010 12;
000001 65;

```

Kuva 5. Tutkimuksen pyynti-uudelleen pyynti aineisto lammelta 1 muokattuna tiedostoksi, jota populaatiokoon analysointiohjelma MARK lukee.

MARK:illa saadaan populaatiokokoarvio sellaisille populaatioille, joista on saatu pyynneissä jälleenpyyntiä, eli aineistossa on vähintään yksi lisko yksilö joka on saatu vähintään kerran uudelleen pyydettyä.

Populaatiokoko arvioitiin suljetulla populaatiomallilla. Suljettu populaatiomalli tarkoittaa, ettei populaatiokoon arvioinnissa oteta huomioon lähtö- eikä tulomuuttoa, eikä syntyvyyttä tai

kuolleisuutta. Tämä on siis kuvitteellinen tilanne, mutta populaatiokokoa arvioitaessa yksinkertaisempaa, koska näitä tekijöitä ei parametrisoida.

Tekstitiedosto syötettiin MARK:iin ja Test-valikosta valittiin Program CAPTURE, joka on MARK:iin integroitu ohjelma suljetuille populaatiomalleille. Progrm CAPTURE:n malleista valittiin Appropriate. Tällöin ohjelma valitsee aineistoon parhaiten soveltuvan mallin jolla arvioida populaatiokokoa. CAPTURE laskee valittua populaatiomallia käyttäen populaatiolle mallista riippuen mm. arvioidun populaatiokoon, 95 % vaihteluvälin ja keskivirheen.

3.4 Populaatiokoon arvioiminen pullopyynti-indeksillä (regressioanalyysi)

Koska joiltakin lammilta on odotettavissa aineisto, jossa jälleenpyyntiä ei ole tapahtunut, oli odotettavissa, että joillekin lammille ei saada populaatiokokoa arvioitua pyynti-jälleenpyynti -menetelmällä. Näille lammille populaatiokokoa voidaan kuitenkin arvioida pullopyynti-indeksistä ja muille lammille MARK:lla arvioiduista populaatiokoista tehdyllä regressiomallilla.

Pullopyynti-indeksi lasketaan suhteuttamalla pyydystettyjen liskojen lukumäärä pyyntiponnistukseen. Pyyntiponnistus laskettiin jakamalla pyydysten lukumäärä pyyntiöiden määrällä (kaava 1). Pullopyynti-indeksin laskeminen mahdollistaa eri lampien vertailun, kun pullopyyntien pyydysmäärät ja -yöt suhteutetaan toisiinsa.

$$\text{pullopyynti} - \text{indeksi} = \frac{\text{pyydettyjen liskojen lukumäärä}}{\frac{\text{pyydysten lukumäärä}}{\text{pyyntiyöt}}} \quad (1)$$

Pullopyynti-indeksi laskettiin jokaiselle lammelle vuosikohtaisesti. Jos siis lammella oli suoritettu pyynti useampaan otteeseen yhden vuoden aikana, näistä pyynneistä saaduista indekseistä laskettiin vuodelle keskiarvo. Indeksit laskettiin vain vuodesta 2015 lähtien, koska pullopyynti-indeksi perustuu pullopyydyksillä pyydystettyihin liskoihin. Lammesta 3 saatiin indeksi laskettua vain vuodelta 2017, kun kyseisellä lammella ei suoritettu pullopyyntiä vuonna 2015.

MARK:lla arvioituja aikuispopulaatiokokoja ja pullopyynti-indeksin välistä riippuvuussuhdetta testattiin lineaarisella regressioanalyysillä. Tämän suoran yhtälöllä laskettiin populaatiokokoarviot myös niille lammille, joilta ei ollut jälleenpyyntejä ja joille ei

siksi pystytty arvioimaan populaation kokoa pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä. Jotta saataisiin parempi käsitys siitä, kuinka hyvin pullopyynti-indeksin arvo kuvaa populaatiokokoa ja siinä olevaa lampien välistä vuosittaista vaihtelua, laskettiin lopuksi vielä lampien pullopyynti-indeksien vuosien välinen korrelaatio. Korrelaatio laskettiin vuosien 2015 ja 2017 välillä, koska silloin pullopyyntiaineistoa oli suurimmalta osalta lammista. Lammelta 3 ei vuonna 2015 suoritettu pyyntiä, joten se on jätetty pois korrelaatiotarkastelusta.

3.5 Toukkahaavinta ja -indeksi

Toukkahaavinta tehtiin haavilla vetäen noin kaksi metriä pitkä J-kirjaimen muotoinen veto. Haavinvetoja tehtiin 10-50 lampea kohden koko lampi kiertäen. Lampien aurinkoisemmilla ja lämpimämmillä pohjoispuolilla haavienvetoja tehtiin useampia, koska siellä toukkien esiintyminen on todennäköisempää lämpimämmän veden ansiosta (Vuorio 2009). Jos ensimmäisiltä 20 vedolta ei saatu yhtäkään toukkaa, lammessa vedettiin toiset 20 haavinvetoa. Haavinta suoritettiin luonnollisesti vain silloin kuin lammissa oli vettä, eli vain silloin kuin muninta ja toukkien selviytyminen on ylipäänsä ollut mahdollista.

Jotta toukkahaavintojen tuloksia pystyttiin vertailemaan toisiinsa, laskettiin tuloksista jokaiselle lammelle toukkaindeksi. Toukkaindeksi saatiin jakamalla pyydettyjen toukkien lukumäärä haavinvetojen lukumäärällä (kaava 2).

$$\text{toukkaindeksi} = \frac{\text{pyydettyjen toukkien lukumäärä}}{\text{haavinvetojen lukumäärä}} \quad (2)$$

Myös toukkaindeksissä vuosien välistä korrelaatiota tutkittiin, jotta tiedettäisiin, kuinka tasaisena indeksien arvot pysyvät vuosien välillä, ja saataisiinko näin toukkaindeksillä luotettavia arvioita populaatiokoolle. Yksittäisten vuosien indeksejä verrattiin myös kaikkien vuosien keskiarvoihin.

Jotta voitaisiin tarkastella, kuinka hyvin toukkaindeksi kuvaa populaatiokokoa, tutkittiin myös toukkaindeksin ja pullopyynti-indeksin välistä korrelaatiota. Tätä korrelaatiota tutkittaessa käytettiin molempien indeksien lampikohtaisia kaikkien vuosien keskiarvoja.

Aiemmat ennakoarvot populaatioiden koista perustuivat vuosien 2004-2014 tehtyihin toukkaindekseihin.

4. TULOKSET

4.1 Aikuispopulaation kokoarvio pyynti-uudelleenpyynti -menetelmään perustuen

Pyydettyjen rupiliskojen määristä voidaan jo päätellä, että kaikille lammille ei voida saada populaatiokoon arviota MARKilla (lampikohtaiset pullopyynnin tulokset esitetty tarkemmin taulukkomuodossa liitteessä 2). Lampi 7:n 2015 vuoden pyyntien tuloksena oli nolla yksilöä, joten jälleenpyynti oli mahdotonta. Vaikka lammilta 3, 5 ja 6 oli pyydettyjen rupiliskojen määrä huomattavasti suurempi, jälleenpyyntiä ei näilläkään lammilla tapahtunut, eli yhtäkään rupiliskoyksilöä ei ollut pyydetty kahta kertaa.

MARK:n Program CAPTURE:lla saatiin kuitenkin arviot lammille 1, 2ab ja 4 (taulukko 1). Lammesta 1 saatiin suurin kokoarvio, 1313 aikuista yksilöä. Lammilta 2ab tulos oli 840 yksilöä, mikä tässä tilanteessa tarkoittaa näiden kahden lammen yhteenlaskettuja populaatiokokoja. Lammen 4 populaatiokooksi saatiin 290 yksilöä. MARK:n Appropriate toiminnolla valitsemat populaatiokoon arvioimiseen soveltuvat mallit vaihtelivat jokaisen lammen yhteydessä: lammelle 1 MARK käytti mallia Chao M(th), lammille 2ab mallia Burnham M(tb) ja lammelle 4 mallia M(0) (Chao 1987; Burnham & Overton 1978; Burnham & Anderson 1992).

Taulukko 1. Pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä arvioidut populaatiokokoarviot, mallit, keskivirhe ja 95 % luottamusvälit lammille 1, 2ab ja 4.

	Arvioitu koko	Malli	Keskivirhe	95% lv alin	95% lv ylin
Lampi 1	1313	M(th)	180,4	1021	1738
Lampi 2ab	840	M(tb)	46	757	937
Lampi 4	290	M(0)	147,8	132	785

Cooch & White (2001) selittävät mallit seuraavasti:

M(0) = uudelleen pyynnin todennäköisyys pysyy vakiona pyyntien aikana

M(t) = uudelleen pyynnin todennäköisyys vaihtelee ajan kuluessa

M(b) = yksilöiden käyttäytyminen pysyy vakiona pyyntien aikana

M(h) = yksilöiden käyttäytyminen epäyhtenäistä pyyntien aikana

Aineiston ominaisuudet vaikuttavat siihen, minkälainen malli lammen populaation tutkimiseen valitaan. Lammen 1 pyyntiaineisto oli suuri, lammelta pyydettiin yhteensä 458 yksilöä ja uudelleen pyydettyjen yksilöiden osuus aineistosta oli sekin suuri, 15,9 prosenttia (esitetty tarkemmin liitteessä 3). Uudelleen pyydettyjen yksilöiden määrä kuitenkin vaihteli suuresti

vuosien välillä. Tästä syystä lammelle valikoitui malli, jossa uudelleen pyynnin todennäköisyyden vaihtelu ja yksilöiden käyttäytymisen epäyhteneväisyys on otettu huomioon.

Lammelle 2ab valikoitui malli, jossa on huomioitu uudelleen pyynnin todennäköisyyden vaihtelu sekä yksilöiden käyttäytymisen pysyminen vakiona. Tämä perustuu todennäköisesti lammilta 2ab saatuun aineistoon, jossa uudelleen pyydettyjen liskojen osuus koko aineistosta jäi varsin pieneksi, 1,2 prosenttiin.

Lammen 4 pyynti-uudelleen pyynti aineisto koostui vain kahdesta vuodesta ja laskelmat perustuvat lammen kolmeen uudelleen pyydettyyn yksilöön (esitetty tarkemmin liitteessä 4). Aineiston pienuus aiheutti valinnan yksinkertaisimpaan malliin, jossa oletetaan uudelleen pyynnin todennäköisyyden pysyvän vakiona pyyntien aikana.

4.2 Pullopyynti-indeksiin perustuva aikuispopulaatiokoon arvio

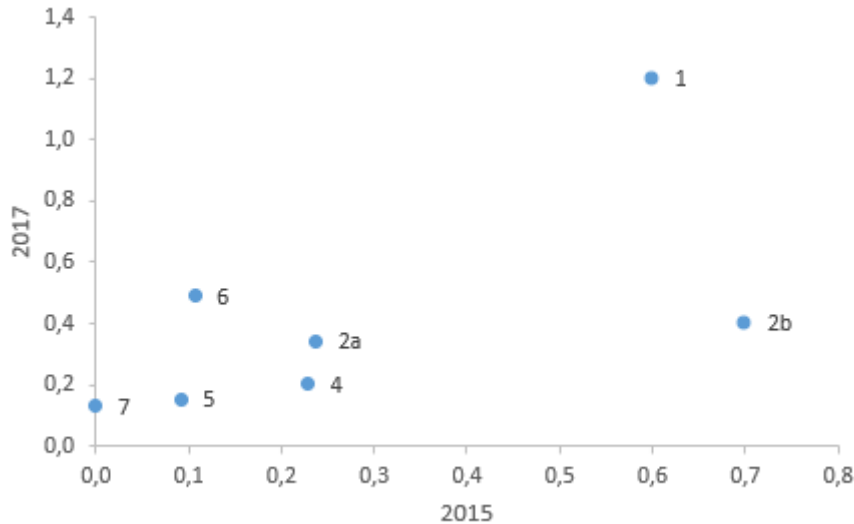
Suurin pullopyynti-indeksi saatiin lammelta 1 vuonna 2017 (1,190), ja pienin lammelta 5 vuonna 2015 (0,091). Lampien 2ab indeksit ovat laskettu yhteen. Vuonna 2015 lammelta 7 ei saatu pyydettyä yhtäkään liskoa, joten pullopyynti-indeksi on nolla.

Taulukko 2. Lampikohtaiset pullopyynti-indeksit vuosilta 2015-2017. Pyynti-indeksi saadaan jakamalla pyydystettyjen liskojen lukumäärä pyydyksien määrällä ja pyyntiöiden määrällä.

	2015	2017
Lampi 1	0,630	1,190
Lampi 2ab	0,449	0,355
Lampi 3	-	0,716
Lampi 4	0,229	0,201
Lampi 5	0,091	0,152
Lampi 6	0,106	0,490
Lampi 7	0	0,129

Kun jokaiselle lammelle on tiedossa pullopyynti-indeksi, tarkasteltiin niiden korrelaatiota (kuva 6). Lampea 3 ei voitu ottaa mukaan tarkasteluun, koska siltä ei pyydetty liskoja eikä täten saatu pullopyynti-indeksiä vuodelta 2015. Vuosien 2015 ja 2017 pullopyynti-indeksien välillä ei ollut korrelaatiota ($R_p = 0,636$, $P = 0,106$). Kuvasta 6 voidaan katsoa joko lammen 1 tai 2b poikkeavan muusta aineistosta. Korrelaatiokerroin paranee, jos lampi 1 jätetään pois korrelaatiotarkastelusta ($R_p = 0,39$), mutta tämän lammen poisjättäminen tarkastelusta ei

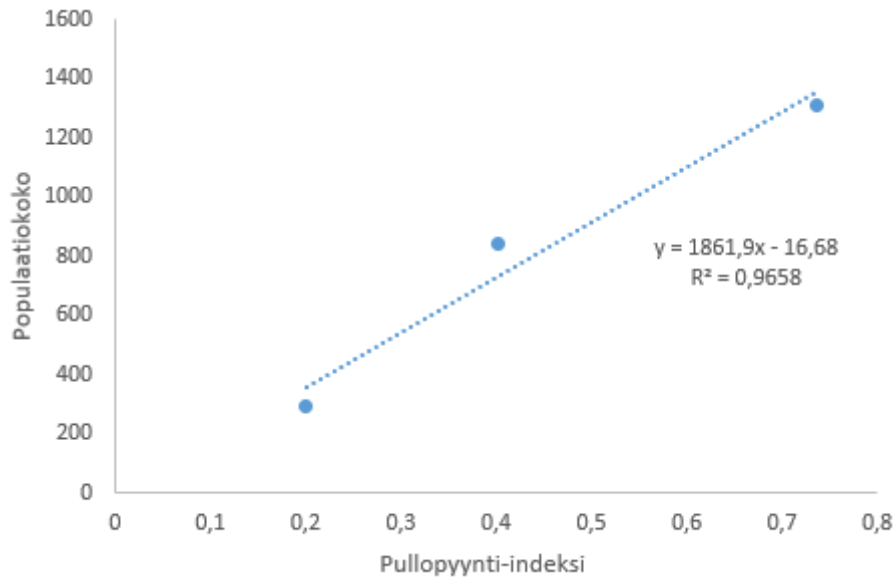
kuitenkaan ole tilastollisesti perusteltua P-arvon ollessa suuri ($P = 0,446$). Jos taas lampi 2b jätetään pois, vuosien 2015 ja 2017 indeksien välillä on merkittävä korrelaatio ($R_P = 0,903$, $P = 0,014$).



Kuva 6. Pullopyynti-indeksin korrelaatio vuosien 2015 ja 2017 välillä. $R_P = 0,636$ ja $P = 0,106$ ja (vastaavat ilman lampea 2b: $R_P = 0,903$, $P = 0,014$). Lampi 3 puuttuu kuvasta, koska tältä lamelta ei suoritettu pyyntiä vuonna 2015, eikä sitä siten voida ottaa mukaan tarkasteluun.

4.3 Pyynti-uudelleen pyynti -menetelmän ja pullopyynti-indeksin suhde

Lammilta 1, 2ab ja 4 pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä arvioituja populaatiokokoja selitettiin vuosien keskiarvoisella pullopyynti-indeksillä (kuva 7). MARK:lla arvioitua populaatiokokoja verratessa lampien pullopyynti-indekseihin huomataan, että mitä suurempi lammen populaatiokoon arvio oli, sitä suurempi oli myös lammesta saatu pullopyynti-indeksi, eli pullopyynti-indeksin ja arvioidun populaatiokoon välillä oli positiivinen riippuvuussuhde.



Kuva 7. Lampien 1, 2ab ja 4 pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä arvioidun populaatiokoon riippuvuus pullopyynti-indeksien arvoista. Regressiosuoran yhtälö $y = 1861,9x - 16,68$. Selityskerroin $R^2 = 0,9658$, P-arvo 0,118.

MARK:lla arvioitu populaatiokoko oli voimakkaan positiivisesti riippuvainen pullopyynti-indeksin arvosta ($R^2 = 0,9658$, $P = 0,118$). P-arvon suuruus johtuu tässä tilanteessa pisteiden vähäisyydestä. Kuvaajasta saadulla regressiosuoran yhtälöllä ($y = 1861,9x - 16,68$) saadaan laskettua arviot myös muille lammille. Regressioyhtälön avulla lasketut populaatiokoot on listattu taulukkoon 3. Lammelle 1 saatiin MARK:lla populaatiokooksi arvioitua 1313, kun taas regressiosuoran kaavalla populaatiokooksi saatiin 1353. Näiden arvioiden eroavaisuus jäi 40 yksilöön, mikä on pieni suhteutettuna populaation kokoon. Lammelle 4 MARK arvioi kooksi 290 yksilöä, ja edellä lasketulla regressioyhtälön kaavalla tulos oli 357 (ero 67 yksilöä). Samalla kaavalla lasketut populaatiokoot lammille 2a (395) ja 2b (637) ovat myös hyvin lähellä MARK:lla saatua tulosta molemmille lammille (840). Muiden lampien osalta populaatiokoon arviot seuraavat pullopyynti-indeksien vuosittaista keskiarvoa ja saadut arviot liikkuvat 223 ja 1316 yksilön välillä (pullopyynti-indeksien keskiarvo 0,129–0,716).

Taulukko 3. Lampien kaikkien vuosien pullopyynti-indeksin keskiarvo ja näiden mukaan lasketulla regressiomallilla ($Y = 1861,9 * \text{pullopyynti-indeksin keskiarvo} - 16,68$) arvioitu populaatiokokoo.

	Pullopyynti-indeksin ka	Keskivirhe	Mallilla arvioitu koko
Lampi 1	0,736	±0,194	1353
Lampi 2a	0,221	±0,037	395
Lampi 2b	0,351	±0,104	637
Lampi 3	0,716	0	1316
Lampi 4	0,201	±0,010	357
Lampi 5	0,121	±0,021	209
Lampi 6	0,298	±0,136	538
Lampi 7	0,129	±0,046	223

4.4 Toukkaindeksin soveltuminen populaatiokoon arviointiin

Toukkahaavinnoista saatiin hyvin vaihteleva aineisto (taulukko 4). Esimerkiksi lammelta 2b toukkia saatiin pyydettyä useampana vuonna yli 30, ja vastaavasti näin suuria lukumääriä saatiin muilta lammilta vain lammesta 3 vuonna 2008. Lammella 2b on myös suurin keskiarvoinen toukkaindeksi (30,63), kun seuraavaksi suurin keskiarvo on lammella 3 (12,25). Huonoiten toukkia on saatu haavittua lammesta 7, jossa haavinta suoritettiin kyllä jokaisena vuotena kuten lammella 2b, mutta keskiarvoinen toukkaindeksi oli vain 0,5.

Taulukko 4. Toukkapyynnit lampi- ja vuosikohtaisesti. Lukumäärä kertoo, kuinka monta toukkaa saatiin kahdellakymmenellä haavinvedolla.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2015	2017	ka
Lampi 1	-	-	-	-	16	5	4	0	6,25
Lampi 2a	0	10	-	10	-	7	-	5	6,4
Lampi 2b	32	50	50	10	34	2	46	21	30,63
Lampi 3	-	-	11	-	35	0	-	3	12,25
Lampi 4	-	-	-	-	-	-	3	2	2,5
Lampi 5	-	-	-	-	-	-	2	1	1,5
Lampi 6	15	0	2	0	2	1	3	6	3,63
Lampi 7	0	0	1	0	0	1	2	0	0,5

Toukkaindeksin avulla lampikohtaisia haavintatuloksia on helpompi vertailla. Lammen 2b haavinnan tulokset ovat joka vuonna olleet aineiston suurimpia (taulukko 5). Lammella 2b toukkaindeksi on vuosina 2005 ja 2006 ollut 2,5, seuraavaksi suurin toukkaindeksi jossain muussa lammessa kuin 2b on 1,75 (lammesta 3 vuonna 2008). Myös kaikkien vuosien

indekseistä laskettu keskiarvo on lammelle 2b huomattavasti suurempi (1,53), muilla lammissa keskiarvot vaihtelevat välillä 0,03 ja 0,49.

Taulukko 5. Toukkaindeksit lampi- ja vuosikohtaisesti.

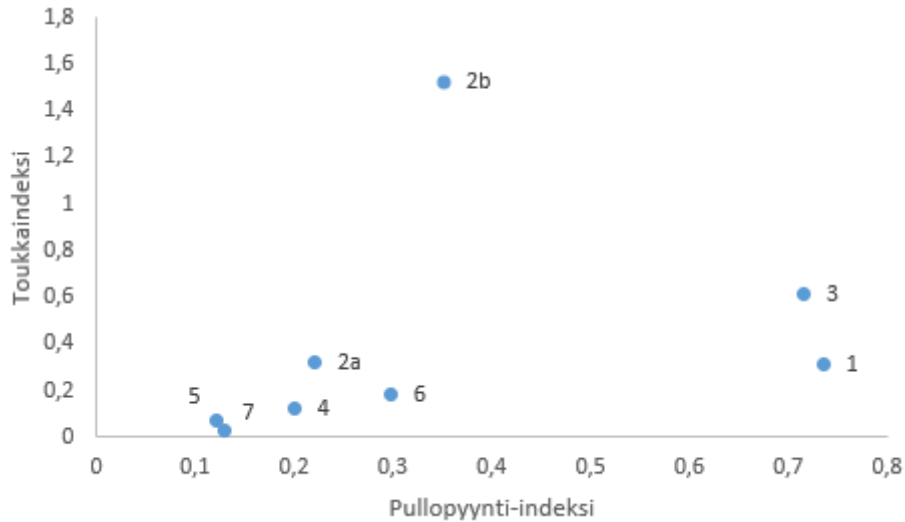
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2015	2017	ka	Keskivirhe
Lampi 1	-	-	-	-	0,8	0,25	0,2	0	0,31	±0,148
Lampi 2a	0	0,5	-	0,5	-	0,35	-	0,25	0,28	±0,083
Lampi 2b	1,6	2,5	2,5	0,5	1,7	0,1	2,3	1,05	1,53	±0,302
Lampi 3	-	-	0,55	-	1,75	0	-	0,15	0,49	±0,343
Lampi 4	-	-	-	-	-	-	0,15	0,1	0,13	±0,018
Lampi 5	-	-	-	-	-	-	0,1	0,05	0,08	±0,018
Lampi 6	0,75	0	0,1	0	0,1	0,05	0,15	0,3	0,18	±0,082
Lampi 7	0	0	0,05	0	0	0,05	0,1	0	0,03	±0,013

Korrelaatio oli suurta kaikkien kokeiltujen yhdistelmien välillä, ja vaikka korrelaatiokerroin oli suurin verrattaessa vuotta 2015 keskiarvoihin ($R_P = 0,991$), ei muissakaan yhdistelmissä ollut tähän suurta eroavaisuutta ($R_P = 0,962$ ja $R_P = 0,914$). Tilastollinen merkitsevyys oli suurta kaikissa vertailuissa ($P < 0,002$).

Taulukko 6. Toukkaindeksin vuosien 2015 ja 2017 välinen, sekä molempien vuosien ja kaikkien vuosien keskiarvon väliset korrelaatiokertoimet, selityskertoimet R^2 , sekä P-arvot. Lampi 2b on huomioitu arvoissa.

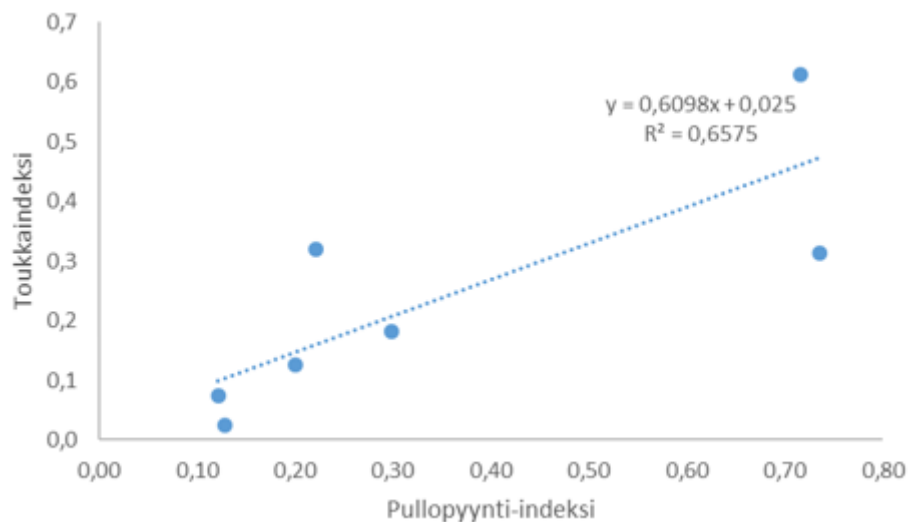
	Korrelaatiokerroin	Selityskerroin	P-arvo
2015 vs. 2017	0,962	0,926	0,002
2015 vs. ka	0,991	0,984	0
2017 vs. ka	0,914	0,837	0,001

Kun tutkittiin, onko pullopyynti-indeksin ja toukkaindeksin välillä korrelaatiota, lampi 2b poikkesi muista huomattavasti suuremmalla toukkaindeksillään (kuva 8). Tämän lammen toukkaindeksi aiheutti kaikkien lampien molempia indeksejä vertaillessa P-arvon nousun 0,471, mikä tarkoittaa 47,1% riskiä hylätä oikea nollahypoteesi. Pullopyynti-indeksin ja toukkaindeksin välillä ei siis ole tilastollisesti merkittävää korrelaatiota.



Kuva 8. Vuosien keskiarvoisten pullopyynti-indeksien suhde toukkaindeksiin. Lammet 2a ja 2b ovat tässä kuvattu omina lampinaan. $P = 0,471$.

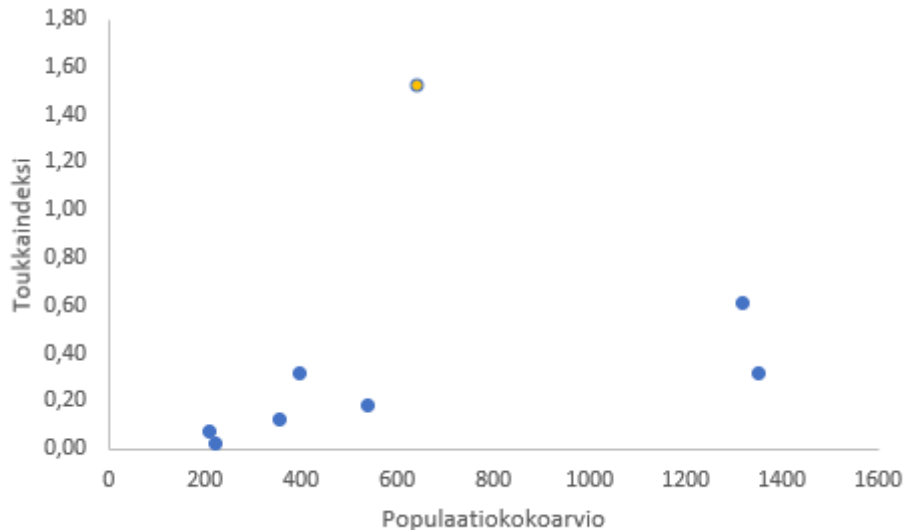
Jos lampi 2b jätetään huomioimatta, muuttuu toukkaindeksin ja pullopyynti-indeksin välinen korrelaatio vahvemmaksi, ja tilastollisesti merkitseväksi ($P = 0,032$) (kuva 9). Tällöin myös korrelaatiokerroin on kohtalaisen suuri ($R_P = 0,797$), tarkoittaen että pullopyynti-indeksiä voidaan jossain määrin selittää toukkaindeksillä.



Kuva 9. Vuosien keskiarvoisten pullopyynti-indeksien suhde toukkaindeksiin. Lampi 2b on jätetty tästä pois. $P = 0,032$.

Kun toukkaindeksien keskiarvoja selitetään regressiosuorasta lasketuilla populaatiokoon arvioilla, huomataan, että lammen 2b arvot aiheuttavat tilastollisen riippuvuussuhteen puuttumisen ($R^2 = 0,094$, $P = 0,46$) (kuva 10). Jos lampi 2b jätetään pois tarkastelusta,

toukkaindeksin ja pullopyynti-indeksin korrelaatio on tilastollisesti merkittävää ($R^2 = 0,652$, $P = 0,028$).



Kuva 10. Populaatiokokoarvioiden selittäminen toukkaindeksin keskiarvoilla. Lampi 2b on merkitty kuvaajaan keltaisella värillä.

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Toukkaindeksillä saadaan suuntaa-antavia populaatiokokoarvioita

Toukkien lukumäärä lammissa voi vaihdella suuresti vuosien välillä, esimerkiksi kevään ja kesän lämpötilojen ja lammen vedenkorkeuden mukaan (Vuorio 2009). Talven lämpötila saattaa myös vaikuttaa lisääntymisen onnistumiseen seuraavana kesänä (Griffiths ym. 2010). Toukkavaiheen saalistuspaine ja kilpailu on todettu vaikuttavan merkittävästi rupiliskopopulaation kokoon (Malmgren, 2007), mutta aikuisten rupiliskojen lukumäärä populaatiossa on huomattavasti toukkia vakaampi (Karlsson 2004). Tästä syystä rupiliskon aikuispopulaatiokokoa voi olla hankala päätellä toukkien määrästä.

Kuitenkin jo haavittujen toukkien lukumäärästä ja lampikohtaisesta keskiarvosta voidaan päätellä jotain lampien populaatioiden koosta. Ennen vuoden 2017 aineistonkeruuta aikuisten populaatiokokoa oltiin hyvin epämääräisesti arvioitu toukkahaavintojen tuloksista. Arvioinnit perustuivat toukkaindekseihin, ja populaatioita oli arvioitu tasoilla iso/keskikokoinen/pieni.

Kun näitä tasoja verrattiin regressiomallilla saatuihin populaatiokokoarvioihin, useimmilta lammita saatiin samansuuntaisia tuloksia. Esimerkkinä voidaan tarkastella lampea 7, jossa pullopyynti toteutettiin ensimmäistä kertaa vuonna 2015, mutta toukkahaavainnoista oli kertynyt aineistoa jo monen vuoden ajalta. Lammen populaation kokoa oli jo ennen pullopyyntiäkin pidetty muita lampia pienempänä, kun toukkien lampikohtaista keskiarvoa verrattiin muihin lampiin. Tämän lammen populaatiokokoarviot olivatkin tutkimuksen lammista pienimpiä.

Vaikka joillekin lammita toukkaindeksi näyttäisi antavan samansuuntaisia tuloksia kuin pyynti-uudelleen pyynti -menetelmä ja sen tuloksista johdettu regressiomalli, on kuitenkin huomattava, että toukkaindeksistä saadaan vain suuntaa-antavia arvioita. Lammissa 4 ja 6 oletettiin toukkahaavintojen perusteella olevan tämän tutkimuksen keskiverto populaatiota pienemmät populaatiot (toukkaindeksi lammella 4 = 0,13 ja lammella 6 = 0,18, kaikkien lampien keskiarvoinen toukkaindeksi = 0,4), mutta molemmista lammista saatiinkin oletettua isommat populaatiokokoarviot. Myös lammen 1 toukkaindeksien keskiarvo on kaikkien lampien keskiarvoihin verrattuna vasta neljänneksi suurin, vaikka pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä saaduista populaatiokoon arvioista oletetaan lammessa olevan aineiston suurin rupiliskopopulaatio. Lammita 2ab oletettiin populaatiokoon olevan muiden lampien populaatiokokoihin verrattuna iso, mutta regressiosuoralla lasketut populaatiokoot lammita 2a pieni ja lammita 2b keskikokoinen.

Toukkaindeksi ja pullopyynti-indeksi antavat samansuuntaisia tuloksia. Vaikka lammit eivät olekaan indeksien suhteen samassa järjestyksessä, kun ne järjestellään pienimmästä suurimpaan, ovat kuitenkin lammit 4, 5 ja 7 aina molemmissa indekseissä kolmen pienimmän joukossa. Enemmän vaihtelua löytyy indeksien suurimmista arvoista, ja suurimmat vaihtelutkin indeksien arvoissa on suurimpien lampien joukkoon kuuluvilla lammita 1 ja 2b.

Toukkaindeksin korrelaatioita tarkastellessa taas huomataan, että korrelaatio on melko suurta niin vuosien välillä kuin yksittäisiä vuosia verrattaessa kaikkien vuosien keskiarvoihin. Tästä voidaan päätellä, että indekseissä ei vuosien välillä ole lampikohtaisesti suuria heittoja. Korrelaatioiden pienistä P-arvoista ($< 0,002$) voidaan päätellä, että havaitut poikkeamat voidaan selittää otantavirheellä. Tämä tukee toukkaindeksin käytettävyyttä suuntaa-antaviin populaatiokoon arviointeihin.

Lammen fyysiset ominaisuudet saattavat vaikuttaa toukkaindeksiin siten, että populaatiokoon arvioiminen niiden pohjalta on epävarmaa. Esimerkiksi lammen 2b toukkaindeksi vuotta 2009 lukuun ottamatta ollut huomattavasti muita lampia suurempi, vaikka pullopyynnissä pyydettyjen yksilöiden lukumäärä ei anna aihetta epäillä lammessa olevan huomattavasti

suurempaa populaatiota verrattuna muihin lampiin. Lammen 2b tapauksessa tämä johtuu todennäköisesti lammen mataluudesta ja muodosta, joka ajaa toukat haavinnalle otollisimmille alueille lammen pohjoispäätyyn, minne haavintakin painottuu. Poikkeuksellisen suuret toukkaindeksi-arvot vääristävät korrelaatioiden ja regressioiden tuloksia, ja siten myös mahdollisia populaatiokokoarvioita.

Voidaan siis päätellä, että toukkahaavinnat antavat osviittaa aikuispopulaation suuruudesta, mutta luotettavia tuloksia niistä ei saa toukkien lukumäärän suuren vaihtelun ja lammen fyysisten, toukka- ja haavintoihin mahdollisesti vaikuttavien ominaisuuksien takia. Aikuisten rupiliskojen määrästä ei myöskään voida suoraan päätellä tulevan vuoden toukkien määrää, koska lisääntymisen onnistumiseen vaikuttaa aikuisten rupiliskojen määrän lisäksi monet muut hankalasti ennustettavat tekijät, kuten sääolosuhteet. Toukka- ja haavinnat ovat kuitenkin helppo ja nopea tapa määrittää onko lampi rupiliskon lisääntymiselle sovelias vai ei ja onko lisääntyminen onnistunut hyvin kyseisenä vuotena.

5.2 Luotettavimmat populaatiokokoarviot saadaan pyynti-uudelleenpyynti -menetelmällä

MARK:lla saatuja populaatiokokoarvioita voidaan pitää melko luotettavina, koska ne perustuvat tieteellisesti hyväksytyihin matemaattisiin kaavoihin. Toki on otettava huomioon tuloksien keskivirheet ja 95 prosentin luottamusvälit, jotka varsinkin lammen 4 tapauksessa ovat varsin suuret ja kertovat tuloksien epämääräisyydestä. Lammille 1 ja 2ab keskivirheet ja luottamusvälit ovat pienemmät ja näin voidaan päätellä tuloksien olevan melko tarkkoja. Erot lampien populaatiokoon arvioiden keskivirheissä tulee aineiston koosta ja pyyntivuosien määrästä. Lammilta 1 ja 2ab pullopyyntiaineistot ovat tutkimuksen suurimmat, ja näiltä lammilta pyynnit oltiin suoritettu jokaisena pyyntivuotena. Lammelta 4 pullopyynti oli suoritettu vain kahtena vuotena ja pyydettyjen liskojen lukumäärä oli huomattavasti lampia 1 ja 2ab pienempi.

MARK:lla ja MARK:n ja pullopyynti-indeksien regressiosuoralla arvioidut populaatiokoon arviot eivät luonnollisestikaan poikkea näiden kolmen lammen (1, 2ab ja 4) tapauksissa hirveästi. Selityskerroin ($R^2 = 0,9658$) kertoo, että 96,58 prosenttia regressiosuoralla lasketun populaatiokoon arviosta voidaan selittää pullopyynti-indeksin vaihtelulla. Regressiosuoran avulla laskettavia populaatiokoon arvioita voidaan siis pitää melko luotettavina selityskertoimen ollessa näin suuri. Suoran P-arvo (0,118) on melko suuri, johtuen tiedettyjen

pisteiden vähäisyydestä. P-arvon mukaan noin 12 prosentilla tapauksista pullopyynti-indeksillä ja populaatiokoonarviolla ei ole yhteyttä.

Kun regressiosuoralla laskettuja populaatiokoon arvioita verrataan lisäksi toukkaindeksin arvoihin, näyttää myös toukkaindeksi antavan ainakin joillekin lammille samansuuntaisia tuloksia. Toukkaindeksin kasvaessa myös populaatiokoon arvio kasvaa. Selkeän poikkeuksen tähän tuo lampi 2b, joka vääristää korrelaatiota poikkeuksellisen suurella toukkaindeksillään. Tämäkin puoltaa ajatusta siitä, että toukkaindeksiä voidaan käyttää populaatiokoon arvioimiseen, mutta tietyllä varauksella.

Tutkittaessa pullopyynti-indeksin vuosien 2015 ja 2017 välistä korrelaatiota huomataan, että jos poikkeava lampi 2b jätetään pois tarkastelusta, vuosien väliset indeksiarvot korreloivat keskenään. Tämä tukee oletusta siitä, että pullopyynti-indeksiä voidaan yksikseen käyttää populaatiokoon arvioimiseen, koska vuosien väliset indeksien keskiarvot eivät heittele merkittävästi. Tässäkin tapauksessa pitää osata huomata, jos pullopyydyttävässä lammessa on jotain fyysisiä, mahdollisesti indeksiin haitallisesti vaikuttavia tekijöitä.

6. POHDINTA

Tutkimuskysymyksiin pystyttiin vastaamaan aineiston hajanaisuuden huomioon ottaen hyvin. Lampien väliset erot aineiston keruussa aiheuttivat jonkin verran vaikeuksia indeksien laskemisessa, mutta tästä huolimatta tuloksia voidaan pitää melko uskottavina. Jos pullopyynti- ja toukkahaavinta-aineistot olisivat olleet yhteneväisemmät pyyntitehokkuuksiltaan sekä lampi että vuosikohtaisesti, olisi useammalle lammelle todennäköisesti saatu populaatiokoon arviot MARK:lla ja indeksien keskiarvot laskettua kaikilta vuosilta. Näin oltaisiin saatu populaatiokokoarviot perustuen tieteellisesti pätevin kaavoihin, sekä indeksien korrelaatioita olisi pystytty tutkimaan vielä paremmin.

6.1 Menetelmien soveltuvuus kannanseurantaan ja -arvointiin

Muihin tutkimuksiin vertailtaessa huomattiin, että aikuisten ja toukkien lukumäärien suuret heittelyt vuosien välillä on normaalia. Luoteisessa Ranskassa tutkittiin keinotekoisien lammen rupiliskopopulaation kehitystä kuuden vuoden ajan (Arntzen & Teunis 1993). Lammen

populaatiokoko kasvoi viidessä vuodessa rupiliskon istuttamisesta 335 aikuisyksilöön, mutta se romahti kuudentena vuotena 16 toukkien kehityksen suuren vaihtelun seurauksena. Myöhemmin kanta todettiin stabiloituneen noin 40 aikuiseen yksilöön. Jehlen ym. (2000) tutkimuksessa rupiliskon ja marmorivesiliskon toukkien ja aikuisten pyyntimäärät suhteutettiin toisiinsa indeksin (niche breadth index) avulla, ja lammesta pyydettyjen rupiliskojen aikuisten ja toukkien indekseissä ei ollut isoja eroja. Tutkimuksen aineistoa oli kuitenkin kerätty vain kolmena vuotena ja vain kahdesta lammesta saatiin sekä toukkia että aikuisia. Vaikka indeksien erot näiden kahden lammen toukkien ja aikuisten välillä eivät olleet isot, ei myöskään tässä tutkimuksessa näin pienestä aineistosta saataisi arvioitua aikuisten määrää toukkien määrästä eikä toisin päin.

Hieman suuremmalla aineistolla tehty tutkimus rupiliskon selviytymismahdollisuuksista tehtiin yhdellä englantilaisella lammella, ja myös tässä tutkimuksessa toukkien ja aikuisten välillä ei nähty korrelaatiota (Cooke 1995). Pyydettyjen aikuisten yksilöiden keskimääräinen lukumäärä vaihteli vuosittain ollen alimmillaan 3 yksilöä ja ylimmillään 183 yksilöä. Toukkien keskimääräiset lukumäärät vuosittain vaihtelivat myös suuresti, ollen alimmillaan 0.3 ja ylimmillään 71. Aikuisten ja toukkien lukumäärää ei tässä tutkimuksessa voida kuitenkaan suhteuttaa samalla tavalla toisiinsa erilaisista pyynti- ja havainnointimenetelmistä johtuen. Mutta tämänkin tutkimuksen tulokset tukevat väitettä siitä, että toukkien ja aikuisten määrät voivat vuosittain vaihdella suuresti, eikä siis yhden vuoden toukkien määrästä voida vielä arvioida aikuisten määrää.

Rupiliskon populaatioissa voi siis tapahtua nopeastikin merkittäviä muutoksia. Tällaisia nopeita muutoksia voi olla vaikeaa havaita, etenkin jos populaatiokoko arvioidaan käyttäen keskiarvoisia indeksiarvoja. Aineiston määrällä ja tasalaatuisuudella on merkittävä rooli arvioinneissa, jos niitä aletaan tehdä toukka- tai pullopyynti-indekseistä.

Toukkaindeksiin, jonka aineiston hankkiminen on huomattavasti nopeampaa, halvempaa ja vaivattomampaa kuin pyynti-jälleen pyynti -aineiston, käyttäminen suuntaa-antavien populaatiokokoarvioiden tekemiseen on siis tämän tutkimuksen tulosten valossa mahdollista, jos aineistoa on monelta vuodelta. Myös lammen mahdollisten fyysisten, toukkaindeksiin vaikuttavien tekijöiden tunnistaminen on tarpeellista, jos arvioita aletaan tekemään. Toukkaindeksi on nopea tapa tutkia lammen soveltuvuus lajin lisääntymisen sekä lisääntymisen onnistuminen kyseisenä kesänä. Jos kuitenkin halutaan tarkkoja arvioita aikuispopulaatiokoosta, on tarpeellista suorittaa aineiston keruu pyynti-uudelleen pyynti -menetelmää käyttäen. Vaikka aineiston keruu on tällöin aikaa vievämpää ja vaivalloisempaa, aikuisten rupiliskoyksilöiden määrä kertoo aikuispopulaatiokoon arvion tarkemmin ja

luotettavammin kuin toukkaindeksistä johdettu arvio. Regressiosuoran yhtälöä voidaan käyttää ainakin Manner-Suomen rupiliskopopulaatioiden kokojen arvioimiseen, mutta tätäkin varten lammilta joudutaan keräämään pullopyyntiaineisto. Jos populaationkoon arvioimiseen käytetään regressiosuoran yhtälöä, vältetään kuitenkin valokuvatunnistuksen tekemiseltä sekä pyynti-jälkeen pyynti -menetelmän arvioiden laskemiselta.

6.2 Arvioitu populaatiokoko

Rupiliskon populaatiokokoa on arvioitu aiemmin ympäri Eurooppaa. Ruotsissa tehdyissä tutkimuksissa lampien populaatiot voivat olla 1000 aikuisen yksilön kokoisia, mutta keskimääräisessä lammessa lisääntymiskykyisiä yksilöitä on noin 300 (Malmgren 2007; Karlsson ym. 2007). Ruotsin populaatiokokoarvioihin perustuen Vuorio (2009) on arvellut 100 lisääntymiskykyisen yksilön määrän lampea kohti olevan Suomessa jo verraten suuri niukempiravinteisten lampien takia. Elinkelpoisen populaation, jossa ei ole suurta riskiä geneettiselle taantumiselle, vähimmäiskooksi on arvioitu 500 lisääntymiskelpoisen yksilön populaatiota (Bernardes 1995; Briggs ym. 2006). Tämän tutkimuksen lammista lammet 1 ja 3 ovat populaatiokoon arvioiltaan tällaisia elinkelpoisia populaatioita, mutta muissa lammissa populaatiot ovat suuremmassa riskissä paikalliselle sukupuutolle.

Tässä tutkimuksessa mukana olleet lammet edustavat erikokoisia ja -laatuisia lampia. Näiden kahdeksan lammen pyynti-uudelleen pyynti -menetelmällä saatujen populaatiokokoarvioiden avulla voidaan karkeasti arvioida keskimääräisen rupiliskopopulaation kokoa Suomessa. Tutkimuksessa käsiteltyjen lampien arvioiden keskiarvoksi saadaan 629 yksilöä, mikä on huomattavasti suurempi kuin Vuorion (2009) aikaisempi arvio Manner-Suomen rupiliskolammille arvioima keskiarvo (100 aikuista yksilöä). Jos kuitenkin oletetaan, että tutkimuksessa mukana olleet lammet edustavat Manner-Suomen rupiliskolampista keskimääräistä otosta, voidaan kaikkien aikuisten yksilöiden määrä arvioida Manner-Suomessa löytyville lammille, joista rupiliskon on todettu elävän ja lisääntyvän. Näitä lampia on löydetty yhteensä 70 (Vuorio 2009), joten kaikkien aikuisten yksilöiden määrän voidaan arvella olevan noin 42 000.

6.3 Tulosten merkitys uhanalaisarviointiin

Aiemmin rupiliskon uhanalaisuusarviot populaatiokokoon perustuen on tehty epäsuorasti kriteeriä C1 (populaatiokokoon pieneneminen) käyttäen, koska tietoa populaatioiden koista ei ole aiemmin juuri ollut. Vuorion (2009) arviot populaation pienenemisestä on tässä tapauksessa päätelty tapahtuneen ojituksen seurauksena viimeisen kolmenkymmenen vuoden aikana, ja tämän aiheuttaman habitaattien tuhoutumisen ja laadun huonontumisen takia. Tämän tutkimuksen tuloksilla voidaan arvioida uhanalaisuutta myös kriteerillä C2, joka perustuu lisääntymiskykyisten yksilöiden määrään osapopulaatioissa, osapopulaationkokoon verrattuna koko populaatioon sekä erittäin suuriin vaihteluihin lisääntymiskykyisten yksilöiden määrässä. Jos oletetaan, että Manner-Suomessa keskimääräisen osapopulaation koko on noin 600 aikuista yksilöä, ja koko alueen populaation koko noin 42 000 aikuista yksilöä, voidaan kriteerin C mukaan arvioida Manner-Suomen rupiliskopopulaation olevan uhanalaisten luokkien ulkopuolelle, silmällä pidettäväksi (NT). IUCN:n kriteeri vaarantuneelle (VU), joka on lievin uhanalaisuusluokka, on alle 10 000 aikuista yksilöä (liite 1).

Lajien kantojen seurannoista saatavat aineistot ovat usein epävarmoja johtuen luontaisista vaihteluista, mittavirheistä sekä aineiston keräämisessä ja käsittelyssä käytettävien määritelmien ja käsitteiden epäselvyydestä. Se, miten näihin epäselvyyksiin suhtaudutaan ja miten niitä tarkastellaan saattaa vaikuttaa suurestikin lopputulokseen. Myös rupiliskon tapauksessa aineistoja voidaan tarkastella monitulkintaisesti ja saada näin erilaisia uhanalaisuusarvioita. Mikäli arviot vaihtelevat suuresti riippuen siitä, miten näitä epävarmuustekijöitä on tarkasteltu, tulee kaikki vaihtoehdot esittää. Lopullisen päätöksen pitää olla varovaisuusperiaatteen mukainen ja uskottava ja se pitää dokumentoida (Mannerkoski & Rytteri 2007).

Populaation koko ja rakenne, sekä niiden muutokset antavat paljon tietoa lajin hyvinvoinnista ja suojelutarpeesta. Näiden tietojen yhdistäminen elinympäristötekijöiden tarkasteluun antaisi vielä enemmän tietoa muutoksia aiheuttaneista syy-seuraussuhteista, ja näitä tietoja voidaan käyttää lajien suojelualueiden ja – toimien suunnittelussa ja toteutuksessa. Manner-Suomen rupiliskopopulaation tapauksessa elinympäristötekijöiden tarkempi tarkastelu olisi oivallinen jatkotutkimusprojekti.

7. KIRJALLISUUS

Arntzen, J.W. & Teunis, S.F.M. 1993. A six-year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Heterological Journal* 3:99-110.

Arntzen, J. W., Kuzmin, S., Jehle, R., Beebee, T. J. C. Tarkhnishvili, D., Ishchenko, V., Ananjeva, N., Orlov, N., Tuniyev, B., Denoël, M., Nyström, P., Anthony, B., Schmidt, B. & Ogrodowczyk, A. 2008. *Triturus cristatus*. In IUCN Red List of Threatened Species. IUCN 2009, Version 2009. Saatavissa: www.iucnredlist.org

Beebee, T.J.C. 2012. Effects of Road Mortality and Mitigation measures on Amphibian Populations. *Conservation biology* 27:657-668.

Bernardes, A. T. 1995. Mutational meltdown in large sexual populations. *Journal de Physique I Vol 5*: 1501-1515.

Bolger, D.T., Morrison, T.A., Vance, B., Lee, D., & Farid, H. 2012. A computer-assisted system for photographic mark-recapture analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 3.5:813-822.

Briggs, L., Rannap, R., Pappel, P., Bibelriether, F. & Päivärinta, A. 2006. Monitoring methods for the Great crested newt *Triturus cristatus*. Työseloste "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic region." Tallinn-Odense. 17s.

Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 1992. Data-Based Selection of an Appropriate Biological Model: The Key to Modern Data Analysis. *Wildlife 2001: populations*. 16-30.

Burnham, K.P. & Overton, W.S. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65:625-633.

Chao, A. 1987. Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics* 43:783-791.

Chen, I.-C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.R., & Thomas, C.D. 2011. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333:1024-1026.

Cooch, E. G. & White, G. C. 2001. Program MARK. A gentle Introduction. Colorado State University. Saatavissa: <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/> [Viitattu 9.1.2019].

Crall, J., Parham, J. & Stewart, C. 2016. HotSpotter User Guide. Valokuvantunnistusohjelma. Saatavissa: <http://cs.rpi.edu/hotspotter/HotSpotterUserGuide.pdf> [Viitattu 13.12.2016]

- 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.
- Drechsler A., Helling T. & Steinfartz S. 2015. Genetic fingerprinting proves cross-correlated automatic photo-identification of individuals as highly efficient in large capture-mark-recapture studies. *Ecology and Evolution* 5:141-151.
- Duellman, W. E., and Trueb, L. 1986. "Biology of Amphibians." McGraw-Hill, New York. 696 s.
- Grant, E. H. C. 2010. Visual Implant Elastomer Mark Retention through Metamorphosis in Amphibian Larvae. *The Journal of Wildlife Management* 72:1247-1252.
- Griffiths, R. A. 1997. temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 7:119-126.
- Griffiths, R. A., Sewell, D. & McCrea, R. S. 2010. Dynamics of a declining amphibian metapopulation: Survival, dispersal and the impact of climate. *Biological Conservation* 143:485-491.
- Hagström, T. 1979. Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Urodela) in SW Sweden. *Holarctic ecology* 2:108-114.
- Hayward, R., Oldham, R.S., Watt, P.J., & Head, S.M. 2000. Dispersion patterns of young great crested newts (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10:129-136.
- Hof, C., Araujo, M.B., Jetz, W., & Rahbek, C. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 480:516-519.
- Houlahan J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H., & Kuzmin, S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404:752-755.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kempainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) 2019. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019 Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 s.
- IUCN. 2012. IUCN Red List categories and criteria: Version 3.1. Toinen painos. IUCN, Gland, Switzerland. 32 s.
- Jehle, R., Bouma, P., Sztatecsny, M., & Arntzen, J.W. 2000. High aquatic niche overlap in the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* (Amphibia, Urodela). *Hydrobiologia* 437:149-155.
- Jylhä, K., Tuomenvirta, H. & Ruosteenoja, K. 2004: Climate change projections for Finland during the 21st century. *Boreal Env. Res.* 9: 127–152.

Karlsson, T. 2004. Estimating Population Sizes, Viability and Sensitivity of the Crested Newt (*Triturus cristatus*) at a Landscape Scale. University of Kalmar, Department of biology & environmental science. 24 s.

Karlsson, T., Betzholtz, P-E., & Malmgren, J. C. 2007. Estimating viability and sensitivity of the great crested newt *Triturus cristatus* at a regional scale. web Ecol. 7:63-76.

Koskinen, J. 2015. Dragonfly communities of North Karelian forest lakes and ponds. Pro gradu -tutkielma. Itä Suomen yliopisto. http://epublications.uef.fi/pub/urn_nbn_fi_uef-20150463/urn_nbn_fi_uef-20150463.pdf

Kouki, J., Löfman, S., Matikainen, P., Rouvinen, S., & Uotila, A. 2010. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking Habitat Requirements of Wood-associated Threatened Species to Landscape and Habitat Changes. Scandinavian Journal of Forest Research 16:27-37.

Kupfer, A. & Kneitz, S. 2000. Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. Herpetological Journal 10:165-172.

Liukko, U.-M., Uddström, A., & Rytteri, T. 2017. Opas eliölajien uhanalaisuuden arviointiin; Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) arviointiohjeet ja kansalliset täydennykset. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 1/2017: 99 s.

Maletzky, A., Kyek, M. & Goldschmid, A. 2007. Monitoring status, habitat features and amphibian species richness of Crested newt (*Triturus cristatus* superspecies) ponds at the edge of the species range (Salzburg, Austria). Teoksessa: Laffaille, P. (toim.). Ann. Limnol. – Int. J. Lim., 43(2): 107-115.

Malmgren J. C. 2002. How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). Herpetological journal 12: 29-35.

Malmgren, J. C. 2007. Åtgärdsprogram för större vattensalamander och dess livsmiljöer (*Triturus cristatus*). Naturvårdsverket Report No 5636. 62 s.

Mannerkoski, I. & Rytteri, T. 2007. Eliölajien uhanalaisuuden arviointi. Maailman luonnonsuojeluliiton (IUCN) ohjeet. Suomen ympäristökeskus 146 s.

Mikkonen, S., Laine, M., Mäkelä, H.M., Gregow, H., Tuomenvirta, H., Lahtinen, M., & Laaksonen, A. 2015. Trends in the average temperature in Finland, 1847-2013. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 29:1521-1529.

Oldham, R. S., Keeble, J., Swan, M. J. S., & Jeffcote, M. 2000. Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). Herpetological Journal 10:143-155.

Patrick, D. A., Hunter Jr, M. L., & Calhoun, A. J. 2006. Effects of experimental forestry treatments on a Maine amphibian community. *Forest Ecology and Management* 234:323-332.

Pohjois-Karjalan ELY-keskus. 2017. Toukkahaavintojen tulokset 2004-2017. Saatavana opinnäytetyön tekijöiltä.

Pounds, A., Bustamante, M. R., Coloma, L. A., Consuegra, J. A., Fogden, M. P. L., Foster, P. N., La Macra, E., Masters, K. L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sanchez-Azofelfa, G. A., Still, C. J. & Young, B. E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease by global farming. *Nature* 439:161-167.

Pradel, R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics*, 703-709.

Rannap, P. & Briggs, L. 2006. The characteristics of great crested newt *Triturus cristatus*' breeding ponds. "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic Region"-projektin raportti. Tallinna. 29 s.

Serreze, M.C., Walsh, J.E., Chapin, F.S., Osterkamp, T., Dyurgerov, M., Romanovsky, V., Oechel, W.C., Morison, J., Zhang, T., & Barry, R.G. 2000. Observational evidence of recent change in the northern high-latitude environment. *Climatic Change* 46:159-207.

Skreekar, R., Purushotham, C.B., Saini, K., Rao, S.N., Pelletier, S. & Chaplod, S. 2013. Photographic Capture-Recapture Sampling for Assessing Populations of the Indian Gliding Lizard *Draco dussumieri*. *PloS one* 8.2:1-5.

Southwood, R. & Henderson, P. A. 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Publishing Ltd. 806 s.

Sztatecsny, M., Jehle, R., Schmidt, B.R. & Arntzen, J.W. 2004. The abundance of premetamorphic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*) as a function of habitat determinants: an a priori model selection approach. *herpetological Journal* 14:89-97.

The IUCN Red List of Threatened Species – Regional Assessment. 2015.

[Verkkodokumentti]. Saatavissa:

https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/red_list_overview_new_1.pdf [viitattu 23.5.2019].

Unglaub, B., Steinfartz, S., Drechsler, A. & Schmidt, B. R. 2015. Linking habitat suitability to demography of a pond-breeding amphibian. *Frontiers in Zoology* 2015 12:9

Valkonen, V. 2016. Valokuvatunnistus rupiliskon populaation koon ja rakenteen tutkimuksessa. Metsätieteen kandidaatin tutkielma. Itä-Suomen yliopisto. Saatavilla opinnäytetyön tekijältä.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 25:494-499.

Vuorio V. 2009. Suomen uhanalaisia lajeja: Rupilisko (*Triturus cristatus*). Suomen ympäristö 34. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Joensuu. 101 s.

Vuorio, V., Heikkinen, R. K. & Tikkanen O-P. 2013. Breeding success of the threatened great crested newt in boreal forest ponds. *Annales Zoologici Fennici* 50: 158-169.

Vuorio, V., Tikkanen, O-P., Mehtätalo, L. & Kouki, J. 2014. The effects of forest management on terrestrial habitats of rare and a common newt species. *European Journal of Forest Research* 134: 377-388.

Vuorio, V. 2016. Conservation biology of the great crested newt in boreal forests in Finland. *Dissertationes Forestales* 214. 45 p.

Vuorio, V., Reunanen, P., & Tikkanen, O-P. 2016. Spatial Context of Breeding Ponds and Forest Management Affect the Distribution and Population Dynamics of the Great Crested Newt. *Annales Zoologici Fennici* 53:19-34.

White, G. C. 2016. Program MARK – Mark and Recapture Parameter Estimation. Populaatiokoon arviointiohjelma. Saatavissa: <http://www.phidot.org/software/mark/> [viitattu: 15.11.2016].

Wood, P.J., Greenwood, M.T., & Agnew, M.D. 2003. Pond biodiversity and habitat loss in the UK. *Area* 35:206-216.

Ympäristö.fi. Lupa rauhoitetun lajin vahingoittamiseen, häirintään, pyyntiin tai tappamiseen. 2018. [Verkkodokumentti]. Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu. Saatavissa: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Luvat_ilmoitukset_ja_rekisterointi/Luonnon_suojelun_luvat/Lupa_lajien_rauhoitussaannoista_poikkeamiseen/Lupa_rauhoitettujen_elainten_hairintaan_pyyntiin_tai_tappamiseen [viitattu: 17.10.2018].

Yoshizaki, J., Pollock, K.H., Brownie, C. & Webster, R.A. 2009. Modeling misidentification errors in capture-recapture studies using photographic identification of evolving marks. *Ecology* 90:3-9.

8. LIITTEET

Liite 1. IUCN:n määrittämät kriteerit uhanalaisuuden arviointiin.

Kriteeri	Äärimmäisen uhanalainen (CR)	Erittäin uhanalainen (EN)	Vaarantunut (VU)
A) Populaation pieneneminen	Populaatio pieni $\geq 70-90\%$ viimeisen kymmenen vuoden tai kolmen sukupolven aikana	Populaatio pieni $\geq 50-70\%$ viimeisen kymmenen vuoden tai kolmen sukupolven aikana	Populaatio pieni $\geq 30-50\%$ viimeisen kymmenen vuoden tai kolmen sukupolven aikana
B) Levinneisyysalueen koko	Esiintymisalueen koko $< 100\text{km}^2$ + vähintään kaksi seuraavista: a) vakavasti hajaantunut tai vain yksi lokaatio, b) jatkuva pieneneminen, c) todella suuri vaihtelu JA/TAI esiintymisalue $< 10\text{km}^2$ ja ainakin kaksi vaihtoehtoista a-c	Esiintymisalueen koko $< 5000\text{km}^2$ ja ainakin kaksi seuraavista: a) todella pirstaloitunut tai ei enempää kuin 5 lokaatiota, b) jatkuva pieneneminen, c) todella suuri vaihtelu JA/TAI esiintymisalue $< 500\text{km}^2$ ja ainakin kaksi vaihtoehtoista a-c	Esiintymisalueen koko $< 20000\text{km}^2$ + vähintään kaksi seuraavista: a) vakavasti hajaantunut tai ei enempää kuin kymmenen lokaatio, b) jatkuva pieneneminen, c) todella suuri vaihtelu JA/TAI esiintymisalue $< 2000\text{km}^2$ ja ainakin kaksi vaihtoehtoista a-c
C) Populaatiokoon pieneneminen (C1) ja sen koko (C2)	< 250 aikuisia yksilöitä JA jompikumpi seuraavista: a) arvioitu jatkuva populaatiokoon pieneneminen, ainakin 25% seuraavien kolmen vuoden tai yhden sukupolven aikana, b) jatkuva populaatiokoon pieneneminen ja ei 50 aikuisyksilön suurempia osapopulaatioita tai ainakin 90% aikuisyksilöistä yhdessä samassa osapopulaatiossa tai c) suuret vaihtelut aikuisyksilöiden määrässä	< 2500 aikuisia yksilöitä JA jompikumpi seuraavista: a) arvioitu jatkuva populaatiokoon pieneneminen, ainakin 20% seuraavien viiden vuoden tai kahden sukupolven aikana, b) jatkuva populaatiokoon pieneneminen ja ei 250 aikuisyksilön suurempia osapopulaatioita tai ainakin 95% aikuisyksilöistä yhdessä samassa osapopulaatiossa tai c) suuret vaihtelut aikuisyksilöiden määrässä	< 10000 aikuisia yksilöitä JA jompikumpi seuraavista: a) arvioitu jatkuva populaatiokoon pieneneminen, ainakin 10% seuraavien kymmenen vuoden tai kolmen sukupolven aikana, b) jatkuva populaatiokoon pieneneminen ja ei 1000 aikuisyksilön suurempia osapopulaatioita tai c) suuret vaihtelut aikuisyksilöiden määrässä

D) Erittäin pieni tai eristynyt populaatio	<50 aikuisyksilöä	<250 aikuisyksilöä	<1000 aikuisyksilöä TAI eristynyt populaatio (<20 km ²) tai lokaatioiden lukumäärä (≤5)
E) Kvantitatiivinen analyysi	Sukupuuton todennäköisyys = ≥50% seuraavien 10 vuoden tai kolmen sukupolven aikana	Sukupuuton todennäköisyys = ≥20% seuraavan 20 vuoden tai 5 sukupolven aikana	Sukupuuton todennäköisyys = ≥10% seuraavan 100 vuoden aikana

Liite 2. Jokaiselta lammelta pyydettyjen liskojen lukumäärä vuosikohtaisesti.

	2009	2011	2012	2015	2016	2017
Lampi 1	50	110	149	38	22	89
Lampi 2ab	88	12	41	43	4	63
Lampi 3	-	9	23	-	-	64
Lampi 4	-	-	-	31	-	34
Lampi 5	-	-	-	8	-	21
Lampi 6	-	-	-	5	-	68
Lampi 7	-	-	-	0	-	25

Liite 3. Lammilta 1, 2ab ja 4 pyydettyjen liskojen lukumäärä, uudelleen pyydettyjen yksilöiden määrä ja niiden osuus koko aineistosta.

	Pyydetyt yksilöt	Uudelleen pyydetyt	Uudelleen pyydettyjen osuus
Lampi 1	458	73	15,94
Lampi 2ab	251	3	1,20
Lampi 4	65	3	4,62

Liite 4. Lammilta 1, 2ab ja 4 pyydettyjen liskojen lukumäärä, uudelleen pyydettyjen yksilöiden määrä suluissa.

	2009	2011	2012	2015	2016	2017
Lampi 1	50	110(8)	149(25)	38(8)	22(8)	89(24)
Lampi 2ab	88	12(1)	41(0)	43(0)	4(0)	63(2)
Lampi 4	-	-	-	31	-	34(3)