

Pro gradu -tutkielma

**Viitasammakon (*Rana arvalis*) liikkuminen ja elinpiiri
muuttuneessa elinympäristössä**

Janne Ruuth



Jyväskylän yliopisto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia
9.11.2017

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Janne Ruuth.: Viitasammakon (*Rana arvalis*) liikkuminen ja elinpiiri
muuttuneessa elinympäristössä
Pro gradu –tutkielma: 32 s.
Työn ohjaajat: MMT Atte Komonen
Tarkastajat: FT Janne Valkonen, FT dos. Esa Koskela
Marraskuu 2017

Hakusanat: Elinpiiri, kuoppapyydyys, radioseuranta, radiolähetin, sarkaoja, paloallas

TIIVISTELMÄ

Ihmisen aiheuttama elinympäristöjen väheneminen ja ympäristön saastuminen ovat aiheuttaneet ennen näkemättömän sukupuuttoaalton, jonka seurauksena yhä useampien uhanalaisten lajien esiintymisalueet ovat pienentyneet entisestään viimeisen 100 vuoden aikana. Yksi näistä lajeista on viitasammakko, joka on luokiteltu EU:n luontodirektiivissä liitteen IV(a) lajeihin, jotka ovat tiukasti suojeltuja myös luonnonsuojelualueiden ulkopuolella. Laji on taantunut Keski-Euroopassa, mutta se on yhä yleinen Pohjois-Euroopassa. EU:n komission mukaan viitasammakon lisääntymis- ja levähdyspaikoiksi tulee määrittää paikallispopulaation käyttämä elinalue. Elinalueen kokoon ja käyttöön vaikuttavat useat ympäristötekijät, joiden tekijöiden vaikutusta lajin liikkeisiin ja elinympäristön käyttöön on usein haastavaa arvioida. Radioseuranta tarjoaa tehokkaan työkalun eläinten liikkeiden ja elintapojen tutkimukseen. Tässä tutkimuksessa selvitettiin radioseurantamenetelmällä viitasammakon (*Rana arvalis*) elinympäristövaatimuksia ja elinympäristön käyttöä muuttuneessa ympäristössä turvetuotantoalueella. Tutkimuksessa kerättiin tietoa viitasammakon kesäelinympäristöstä ja sen etäisyydestä kutupaikkaan, sekä tehtiin päätelmiä kesäelinympäristön laadusta ja koosta. Seurannasta saatavat tiedot mahdollistavat entistä tarkemmat lajin uhanalaisarvioinnit ja auttavat suuntaamaan luonnonsuojelun panoksia sinne, missä tarve on suurin. Tutkimuspopulaatioksi valittiin kutukartoituksen perusteella suhteellisen runsas viitasammakoesiintymä. Soidinäanteleviä viitasammakkokoiraita saattoi kohdata täysin kasvillisuutta vailla olevissa sarkaojissa, mutta kutu laskettiin aina paikkoihin, joissa oli edes vähän kasvillisuutta. Poikaset liikkuvat eniten keskikesällä, kun aikuisten yksilöiden liikkuminen painottui alku- ja loppukesään. Eniten viitasammakoita esiintyi tutkimusalueen keskellä, turvekankaiden välisessä paloaltaassa, josta radioseurantaan valitut yksilöt oli pyydetty ja johon ne oli vapautettu radioseurantatutkimusta varten. Yksittäisten liikkumishavaintojen pituus vaihteli saman populaation yksilöiden välillä jopa 341 metriä. Syksyllä viitasammakot kaivautuivat maahan talvehtimaan. Turvetuotantoalue näyttää soveltuvan esiintymispaikaksi, mikäli tietyt elinympäristön kannalta tärkeät vaatimukset täyttyvät. Viitasammakoita esiintyi turvetuotantoalueen runsasvetisissä kasvittuneissa sarkaojissa ja paloaltaissa, sekä niiden ympäristössä. Tulosten perusteella vaikuttaisi, että viitasammakon elinympäristövaatimukset voivat olla aiemmin luultua vaatimattomammat. Tutkimusalueen viitasammakkokanta vaikutti elinvoimaiselta, joskin elinympäristöjen laatua ja kytkeytyneisyyttä voidaan edelleen parantaa ja ottaa se paremmin huomioon turvetuotannollisia toimenpiteitä suunniteltaessa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Evolutionary Biology

Janne Ruuth.: Moor frog (*Rana arvalis*) movement and habitat use at the altered habitat
Master of Science Thesis: 32 p.
Supervisors: DSc. Atte Komonen
Inspectors: PhD Janne Valkonen, Doc. Esa Koskela
November 2017

Keywords: habitat, pit trap, radio tracking, radio transmitter, living environment, ditch, pool

ABSTRACT

Human-induced habitat loss and environmental contamination have caused an unprecedented extinction wave, as a result of which the occurrences of increasingly endangered species have decreased further over the past 100 years. One of these species is the moor frog, which is classified under the EU Habitats Directive Appendix IV (a). These species are strictly protected also outside nature conservation areas. The species has declined in Central Europe, but is still common in Northern Europe. According to the EU Commission, the reproductive and resting places should be determined by the local population used by the local population. Many complex environmental factors affect the size and use of animals' ecological network. Estimating the effect of these factors on animal movements and use of habitat is often very challenging. Radio tracking provides powerful tool for studying movements and habits of animals. In this study we investigated with the radio tracking method moor frogs (*Rana arvalis*) habitat requirements and use of the habitat in a changed environment in a peat production area. The aim of the study was to get information on moor frog's summer habitat and distance to the spawning site, and to draw conclusions about the quality and size of summer habitat. The acknowledge collected from study makes possible more specific accurate threat assessments of specie and help to direct the conservation inputs to where the need is greatest. The research population was selected based on the spawning survey of a relatively large occurrence of moor frogs. Displaying males could be encountered in completely vegetation-free ditches, but the spawn was always let down on places where there was even little vegetation. The juveniles moved mostly in the mid-summer when the movement of adult individuals was focused on early and late summer. Most moor frogs were encountered in a fire pond between peatlands in the middle of the study site, where they were caught and released for radio tracking research during spawning. Movement varied 341 meters between individuals of the same population. In the autumn moor frogs burrowed into the ground for winter. The peat production area seems to be suitable as a place of occurrence if certain requirements relevant to the habitat are met. Moor frogs occurred in small, watery and vegetated ponds and ditches and their surroundings. Based on the study, it would appear that the living environment requirements of the moor frog may be more modest than was previously assumed. The moor frog population of the research area seemed vital but the quality and connectivity of the habitats can be further improved and taken into greater consideration when designing peat production measures.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
1.1. Tutkimuksen tausta.....	5
1.2. Elinympäristö ja ekologinen lokero	5
1.3. Elinympäristön käyttö ja liikkumien	6
1.4. Sammakoeläinten (Amhibia) elämän historia	7
1.5. Viitasammakon biologia, ekologia ja levinneisyys	7
1.6. Radioseuranta	10
1.7. Tutkimuksen tavoitteet	11
2. MENETELMÄT	12
2.1 Tutkimusalue	12
2.2. Kutukartoitus	14
2.3. Radioseuranta	14
2.4. Sammakoiden pyydystäminen.....	16
2.5. Elinympäristöt	17
2.6. Käytetyt koe-eläimet ja luvat	18
2.7. Aineiston käsittely	18
3. TULOKSET	19
3.1. Lisääntymispaikat.....	19
3.2. Liikkumisaktiivisuus	20
3.3. Liikkuminen ja elinympäristön käyttö	21
4. TULOSTEN TARKASTELU	25
KIITOKSET	28
KIRJALLISUUS	29

1. JOHDANTO

1.1. Tutkimuksen tausta

Euroopan talousyhteisön neuvosto sääti Euroopan talousyhteisölle luontodirektiivin ympäristökokouksessa Rio de Janeirossa vuonna 1992 (92/ETY). Luontodirektiivin liitteissä määritellään Euroopan talousyhteisön arvokkaana pitämät luontokohteet ja lajit. Suomi on sitoutunut noudattamaan luontodirektiiviä, ja sen säädökset on sisällytetty Suomen luonnonsuojelulakiin ja -asetukseen, jonka kansallista toteutusta Euroopan komissio valvoo. Euroopan komission mukaan luontodirektiivin lajiliitteen IVa mukaisten lajien lisääntymis- ja levähdyspaikkoihin tulee käyttää laaja-alaista määritelmää, jonka mukaan lisääntymis- ja levähdyspaikoiksi tulee määrittää paikallispopulaation käyttämä elinalue. Elinympäristön rajaaminen on kuitenkin usein haastavaa ja joskus mahdotonta lajeilla piilottelevaa elämää viettävillä lajeilla, kuten sammakkoeläimillä. Tämän tutkimuksen tarkoituksena on saada täsmällistä tietoa viranomaisille luontodirektiivissä IVa suojellun viitasammakon käyttämistä kesäaikaisista maaelinympäristöistä (levähdyspaikat) ja niiden etäisyyksistä lisääntymispaikoilta.

Direktiivin tärkein käsite on lajin suojelutaso. Suojelutaso on suotuista, jos laji pystyy selviämään luonnollisen elinympäristönsä osana, eikä lajin luontainen levinneisyysalue pienene tulevaisuudessa (Reunanen 2006). Levinneisyysaluetta ja elinympäristöä voidaan tutkia eläimiin kiinnitetyillä radiolähetimillä. Seurannalla voidaan saada tietoa lajin keskeisistä elinympäristöominaisuuksista, kuten levähdys- ja lisääntymispaikoista, sekä tehdä päätelmiä lajin elinpiirin käytöstä ja suojelun tarpeesta (Buehler 1976). Tässä tutkimuksessa kerättiin radioseuranta-aineistoa direktiivilajeihin kuuluvan viitasammakon (*Rana arvalis*) esiintymisestä muuttuneessa elinympäristössä Keski-Suomessa sijaitsevalla Valkeissuon turvetuotantoalueella. Tietoa kerättiin viitasammakon keskeisten elinympäristöjen ominaisuuksista, kuten laadusta, koosta ja elinympäristöjen kytkeytyneisyydestä.

1.2. Elinympäristö ja ekologinen lokero

Käsitteenä elinympäristöllä tarkoitetaan paikkaa ympäristössä, jossa jokin eliö elää (Odum & Baret 1971). Thomas (1979) määritteli, että elinympäristö koostuu ympäristöolosuhteiden ja resurssien kokonaisuudesta alueella, missä eri eliöiden populaatiot elävät ja lisääntyvät. Ympäristöolosuhteet ovat elottomia ympäristötekijöitä kuten tuuli tai lämpötila, kun resurssit ovat puolestaan jotain mitä eliö voi kuluttaa, kuten ravinto. Elinympäristön määritelmä ei ole aina selkeä, koska yhden lajin ympäristöolosuhde voi olla toiselle lajille resurssi ja yhden resurssi toiselle lajille ympäristöolosuhde. Elinympäristötutkimuksessa kannattaakin keskittyä vain tiettyyn lajiin tai lahkoon, jolloin elinympäristö voidaan luokitella jatkuvaksi muuttujaksi, joka vaihtelee olosuhteiden soveltuvuudesta ja resurssien saatavuudesta riippuen (Randolph 1977, Hall ym. 1997). Lajeilla on erilaisia vaatimuksia elinympäristönsä suhteen, jotka perustuvat ympäristöolosuhteisiin ja lajikohtaisiin fysiologisiin ominaisuuksiin (Hanski 1998). Elinympäristön ominaisuuksien ja resurssien täytyy kohdata lajin ekologisten vähimmäisvaatimusten kanssa, jotta laji voi esiintyä siinä. Elinympäristövaatimusten ansiosta toiset elinympäristöt soveltuvat lajin elinympäristöksi paremmin kuin toiset, joten toiset elinympäristöt ovat suositumpia kuin toiset (Johnson 1980).

Elinympäristön käyttöä voidaan arvioida ekologisen lokeron avulla (Hutchinson 1957). Lajin ekologinen lokero määrittää lajin esiintymisen reunaehdot. Laji, jolla on väljät elinympäristövaatimukset, pärjää monenlaisissa ympäristöissä, kun taas laji jolla on tiukat elinympäristövaatimukset selviytyy ainoastaan tietyntyläisessä ympäristössä. Kapean ekologisen

lokeron omaavat lajit eivät sopeudu esimerkiksi ympäristönmuutokseen yhtä helposti kuin lajit, joiden ekologinen lokero on laajempi (Lande 1998). Kapea ekologinen lokero tekee lajista helpommin vaarantuvan elinympäristön vähentyessä tai sen laadun heikentyessä (Pocheville 2005). Uhanalaisen lajin säilyminen riippuu sen populaatioiden elinympäristöjen määrästä, laadusta, sekä eri elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyydestä toisiinsa (Hanski 1998). Lisäksi populaatioiden väliset erot ja yksilöiden välinen vaihtelu vaikeuttavat ekologisen lokeron määrittämistä erityisesti vaikeasti havaittavilla lajeilla (Pocheville 2005).

1.3. Elinympäristön käyttö ja liikkumien

Elinympäristöä käytetään tilanteesta riippuen ravinnon hankintaan, suojapaikkoina ja lisääntymiseen. Elinympäristön käyttö vaihtelee elinkiertoon kuuluvan käyttötarkoituksen mukaan (Randolph 1977). Elinympäristöä voidaan käyttää useampaan käyttötarkoitukseen myös samanaikaisesti (Litvaitis ym. 1996). Lajin elämänhistoria aikana valikoituneet käyttäytymismallit ovat synnynnäisiä ja ne ohjaavat elinympäristön käyttöä usein tietyn strategian mukaan (Rasmussen & Rasmussen 1979). Esimerkiksi lisääntyminen pyritään jaksottamaan ajankohtaan, jolloin ympäristöolosuhteet ja resurssit ovat parhaimmillaan poikasten selviytymisen kannalta. Liikkuminen tapahtuu sellaiseen aikaan tai sellaisissa olosuhteissa, missä saalistajia on mahdollisimman vähän liikkeellä (Randolph 1977, Björn 1988).

Kaikki organismit liikkuvat ja vaihtavat paikkaa, eli levittäytyvät tavalla tai toisella ajan myötä. Levittäytyminen vaihtelee lajista riippuen eläinten aktiivisesta liikkumisesta passiiviseen kasvin siementen levittäytymiseen (Bagon 1996). Uusille alueille levittäytyminen on keskeinen lajien populaatiodynamiikkaa ylläpitävä voima, sekä yksi kiinnostavimmista ekologisista ilmiöistä (Bagon 1996). Levittäytyminen voi pitää sisällään monenlaista liikettä ja se johtaa usein uusien elinympäristöjen asuttamiseen. Levittäytyminen uudelle alueelle tapahtuu joko suoraan sattuman ja erehdyksen kautta tai valikoivasti, jolloin sopiva elinympäristö valikoituu useammasta vaihtoehdosta (Baker 1978). Eläin voi vaihtaa elinympäristöään useaan otteeseen vuoden aikana. Aluetta, jonka sisällä eläin vaihtaa elinympäristöä säännöllisesti, esimerkiksi eri vuodenajan mukaan, kutsutaan elinpiiriksi. Tällaista meno-paluuliikettä elinympäristöjen välillä kutsutaan migraatioksi eli muuttoliikkeeksi (Bagon 1996). Muuttoliike on erityisen yleinen eläimillä, joiden lisääntymisaikainen elinympäristö poikkeaa merkittävästi muuna aikana käytettävästä elinympäristöstä. Kun yksilö siirtyy syntymäpaikastaan uudelle normaalin elinpiirin ulkopuoliselle alueelle, voidaan puhua lähtömuutosta. Lähtömuutto on myös evolutiivisesti kannattavaa, koska eläimet pyrkivät levittäytymään luontaisesti (Maynard 1972, Hamilton & May 1977, Parker 1984). Lähtömuuttoa voi ilmetä esimerkiksi huonon ravintovuoden seurauksena, kun resurssit käyvät vähiin ja syntyy kilpailutilanne. Kilpailu voi ilmetä lajien välisenä tai sisäisenä resurssi- tai häirintäkilpailuna. Häirintäkilpailun seurauksena saatavilla olevat resurssit jakautuvat epätasaisesti yksilöiden välille. Tämän seurauksena todennäköisyys lähtömuuttoon kasvaa. Lähtömuutto voi olla hyvin riskialtista, mutta joskus vanhan kolonisoidun alueen jättäminen voi suoda paremmat selviämismahdollisuudet uudella alueella (Gadgil 1971). Lähtömuuttavilla yksilöillä on myös suurempi todennäköisyys joutua saaliiksi, koska ne voivat ajautua muuton vuoksi epäsuotuiseseen ympäristöön. Säilyminen uudessa ympäristössä riippuu olosuhteiden soveltuvuudesta ja resurssien määrästä uudessa elinympäristössä.

Elinympäristön ympäristöresurssit voivat muuttua tai hävitä väliaikaisesti tai pysyvästi, minkä seurauksena elinympäristöön muodostuu laikkuja eli elinympäristö pirstoutuu pienemmiksi elinympäristölaikuiksi. Pirstoutumisen seurauksena ympäristön kantokyky laskee,

minkä seurauksena aiemmin isot yhtenäiset populaatiot hajoavat pienemmiksi paikallispopulaatioiksi, eli metapopulaatioiksi (Hanski ym. 1998). Elinympäristön koko riippuu resurssien yleisestä saatavuudesta kyseisellä elinympäristölaikulla. Seurauksena populaation elinkyky heikkenee ja riski kuolla sukupuuttoon kasvaa (Hanski ym. 2005). Pirstoutumisen vaikutukset ovat kuitenkin lajikohtaisia ja riippuvat lajin ekologiasta (Hanski ym. 2005). Pirstoutumisesta arvioidaan olevan vähiten haittaa muuttaville ja eniten haittaa paikallaan pysyville lajeille.

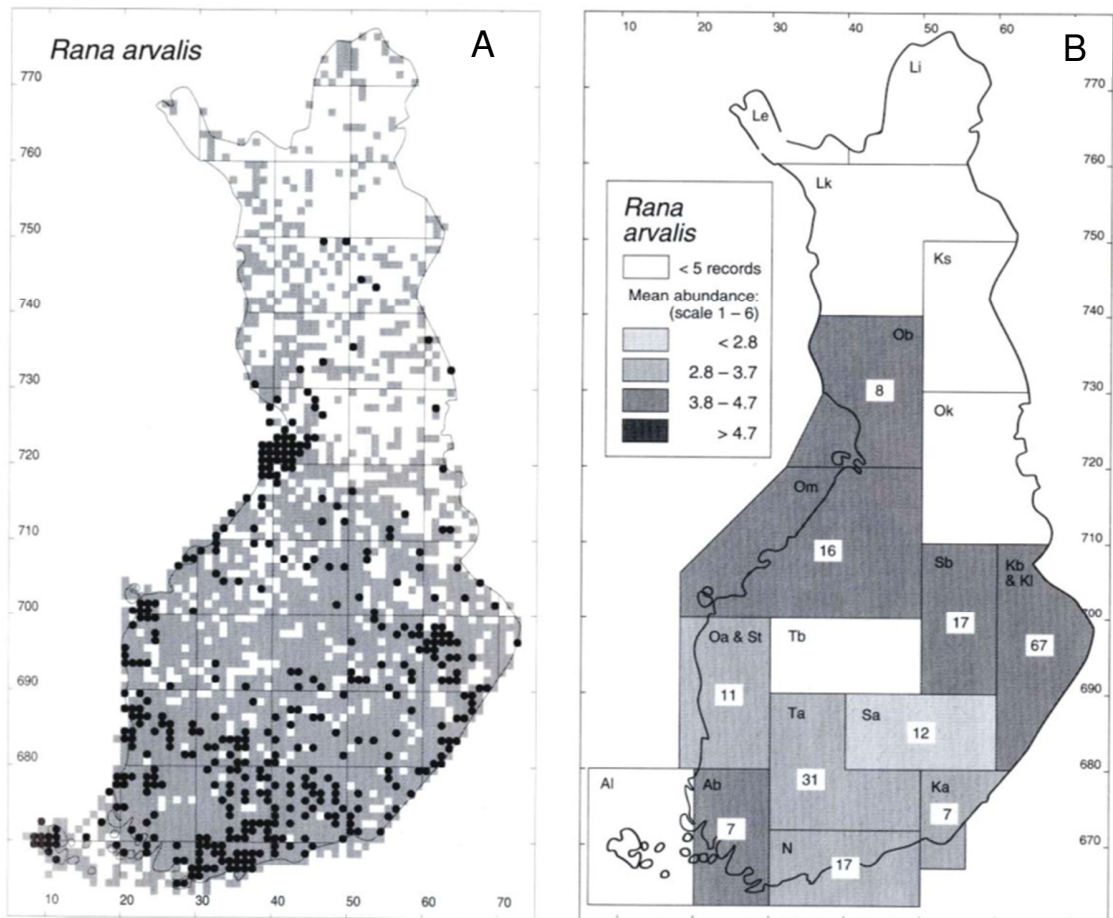
1.4. Sammakkoeläinten (*Amphibia*) elämän historia

Sammakkoeläimet polveutuivat varsieväkalojen (*Tetrapoda*) luokasta devonikaudella 395 miljoona vuotta sitten. Sammakkoeläimet olivat tuolloin dominoiva maaselkärankaisten joukko, joista myös matelijat (*Reptilia*) kehittyivät noin 100 miljoonaa vuotta myöhemmin hiilikaudella. Sammakkoeläimet palasivat käyttämään osittain tai kokonaan vettä elinympäristönään (Sahney ym. 2010). Sammakkoeläinten (*Amphibia*) nimitys tulee kreikan kielestä *amfo*=molemmat ja *bios*=elämä (Tirri ym. 1993). Nimi kuvastaa sammakkoeläinten elinkierron kaksivaiheisuutta: yksilökehitys tapahtuu vedessä kiduksilla hengittävänä toukkavaiheena, joka päättyy metamorfoosin kautta pääosin terrestrisessä ympäristössä vietettävään aikuisuuteen. Sammakkoeläimet ovat ektotermisiä, joten niiden ruumiinlämpö on riippuvainen ympäristön lämpötilasta, mistä johtuen suurin osa sammakkolajeista elääkin Keski-Amerikan neotrooppisella vyöhykkeellä (Stuart 2004 ym.). Boreaalisen vyöhykkeen sammakkopopulaatiot ovat nuorempia 10 000 vuotta sitten päättyneen jääkauden ja ankarien ympäristöolosuhteiden aiheuttamien pullonkaulailmiöiden vuoksi (Hewitt 1996). Jotkin boreaaliset sammakkoeläimet ovat sopeutuneet kylmään ympäristöön tuottamalla soluissaan jäätymistä estäviä proteiineja (Mikko & Andersson 1995). Sammakkoeläinten keuhkot eivät ole yhtä hyvin kehittyneet kuin matelijoilla ja useimmat lajit hengittävätkin diffuusiolla suoraan ihon läpi aikuisenakin (Duellman & Trueb 1986).

Tammikuussa 2014 sammakkolajeja tunnettiin 7189 (Amphibian Species of the World 2014), mikä on noin 1000 enemmän kuin esimerkiksi vuonna 2007. Joka vuosi löydetään noin 200 uutta sammakkolajia, vaikka useiden sammakkolajien populaatiot jatkavat uhanalaistumistaan. Sammakkoeläimet on jaettu kolmeen lahkoon ja 57 heimoon, joista ruskosammakot (*Rana*) kuuluvat laajaan aitosammakoiden sukuun (*Anura*). Ruskosammakot ovat verrattain pieniä, noin 50 lajia käsittävä suku, joista Euroopassa esiintyy 30 lajia. Suomessa ruskosammakoista esiintyy kolme lajia: tavallinen sammakko (*Rana temporaria*), mölysamakko (*Pelophylax ridibundus*) ja viitasammakko (*Rana arvalis*) (Arnold & Burton 1978).

1.5. Viitasammakon biologia, ekologia ja levinneisyys

Viitasammakko on pienikokoinen, tukeva ja lyhytjalkainen ruskosammakko. Viitasammakoiden luusto on hyvin kehittynyt, mikä viittaa sopeutumiseen maaelämään (Heatwole 2005, Burton 1978). Viitasammakon (*Rana arvalis*) nimi tulee sanoista *Rana* = sammakko ja *arvalis* = pelto, mikä viittaa aukeaan ja heinikkoiseen paikkaan (Latdict 2017). Viitasammakko on läheistä sukua tavalliselle sammakolle, minkä vuoksi ne jakavat samoja resursseja keskenään ja lajien elinympäristöt ovat osittain tai kokonaan päällekkäisiä. Viitasammakolla on kuitenkin tiukemmat vaatimukset elinympäristön suhteen kuin tavallisella sammakolla (Stoyanova & Mollov 2008). Viitasammakoiden levinneisyys ulottuu Euraasian pohjois-, itä- ja länsiosiin (Bogdan 1966).



Kuva 1. Vasemmassa kartassa (kuva A) sammako- ja matelija-atlaksen viitasammakkohavainnot (mustat ruudut) vuosilta 1980–1992. Oikeassa kartassa (kuva B) havaintojen perusteella arvioitu lajin yleisyys (Terhivuo 1993).

Suomessa viitasammakoiden levinneisyys ulottuu lähes koko maahan, mutta sen yleisyys laskee pohjoiseen mentäessä (Terhivuo 1993) (Kuva 1 A ja B).

Viitasammakko esiintyy merenlahtien ja järvien tulvarannoilla, keidas- ja aapasoilla, sekä soistuneilla metsämailla, kun taas tavallinen sammakko kelpuuttaa lähes kaikenlaiset kosteikot elinpiireinensä (Terhivuo 1993, Jokinen 2012). Viitasammakot tarvitsevat kosteutta lisääntymisen lisäksi fysiologisen tasapainon ylläpitämiseen, koska lajin iho on sammakkoeläimille tyypillisesti ohut ja sisältää limarauhasia, joiden toiminta häiriintyy ihon kuivussa liikaa (Duellman & Trueb 1986, Stebbins & Cohen 1995, Hofrichter 2000). Viitasammakoiden väritys eroaa sukupuolen mukaan: urokset ovat tummempia ja tasavärisempiä kuin naaraat, jotka ovat vaaleampia ja kirjavampia. Urosten väritys muuttuu kutuaikaan osittain tai kokonaan siniseksi (Heatwole 2005). Viitasammakon ihon sisältämät pigmenttisolut ovat aktiivisia myös kutuajan ulkopuolella, koska viitasammakot pystyvät vaihtamaan sävyään kulloisenkin elinympäristön värien mukaan (oma havainto). Viitasammakon vatsan väritys on vaalea ja matalakontrastinen. Tavallisen sammakon vatsa on yleensä värikäs ja kontrasti on voimakkaampi. Viitasammakon takajalkojen metatarsaalikyhmy on iso ja kölimäinen, kun tavallisella sammakolla kyhmy on kupera ja pehmeä. Viitasammakko muistuttaa ruskosammakkoa (*Rana temporaria*) paljon, mutta se on ruskosammakkoa

hoikkarakenteisempi ja pyöreämpi (Arnold & Burton 1978, Heatwole 2005). Sen kuono on myös suipompi ja kaartuu sivulta loivemmin kuin tavallisen sammakon kuono. Aikuiset viitasammakot ovat pienempiä kuin tavalliset sammakot ja viitasammakkonaaraat ovat pienempiä kuin viitasammakkokoiraat (Arnold & Burton 1978, Heatwole 2005).

Viitasammakkokoirailta on kutuaikaan hyvin erottuva lajityypillinen pulputtava ääni, joka kuulostaa siltä, kuin upotettuun pulloon virtaisi vettä tai pieni koira hakkuisi rytmikkäästi kaukaisuudessa (Koli ym. 1984). Ääntelyn on tarkoitus herättää naaraan huomio parittelua varten (Arnold & Burton 1978). Viitasammakkourokset ääntelevät nähtävästi reviiiriääntelyä myös kutuajan ulkopuolella. Ääntelyä tapahtuu yleensä auringonlaskun aikaan noin kaksi minuuttia joka ilta koko aktiivisen kauden ajan (oma havainto). Viitasammakkonaaraat eivät ääntele (Heatwole 2005, Arnold & Burton 1978).

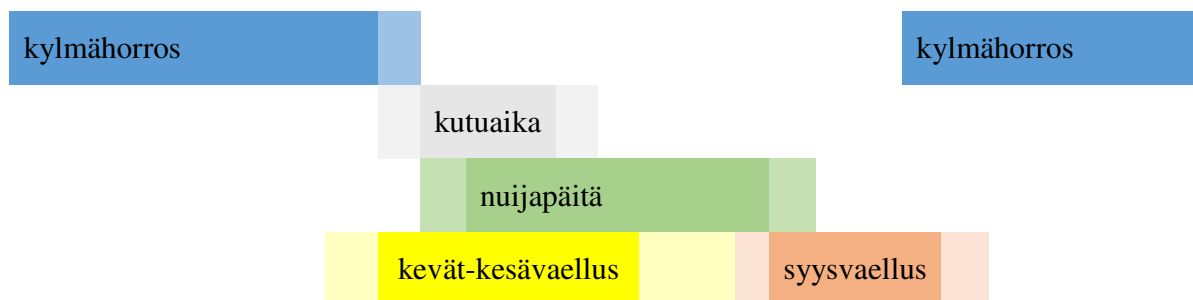
Viitasammakon lisääntymispaikkoina ovat yleensä rehevien vesialueiden tulvaniityt ja suot. Soidin ja kuteminen tapahtuvat yleensä syvämmässä vedessä kuin tavallisella sammakolla (Arnold & Ovenden 2002). Kutu kiinnitetään useimmiten laonneiden, veden pinnan tuntumassa olevien sarojen päälle, jossa aurinko pääsee lämmittämään kutua. Kuturypäs sisältää noin 1500 munaa, joista noin 30–80% kuoriutuu toukiksi, riippuen paikasta ja parittelun onnistumisesta (kirjoittajan oma havainto). Kutu ajoittuu vapun tienoille ja se kestää noin kaksi viikkoa kevään edistymisestä riippuen (Kuva 2). Viitasammakkonaarat siirtyvät ruokailemaan maalle pian kudun jälkeen ja urokset seuraavat perässä noin viikon naaraiden jälkeen (Jokinen 2012).

Viitasammakoiden arvioidaan liikkuvan 200–2000 metrin pituisia matkoja kutupaikkojen ja kesäelinpiirien välillä (Elmberg 2008). Liikkuminen voi olla vähäistä soistuneilla alueilla, koska sopivia elinpiirejä löytyy lähempää kuin kuivemmissä elinympäristöissä. Viitasammakot viihtyvät kosteikkojen läheisyydessä, koska ne tarvitsevat avovettä lisääntymiseen sekä tarpeeksi suojaisia paikkoja, kuten varvikkoja tai pensaikkoja saalistajien välttämiseksi. Lajille on tyypillistä paikkauskollisuus ja se saattaaakin pysytellä ja saalistaa hyönteisiä koko kesän pienellä, muutaman neliömetrin kokoisella alueella, mikäli ravintoa ja suojaa on hyvin saatavilla.

Viitasammakoiden liikkeitä on yleensä vaikea havaita yöaktiivisuuden vuoksi. Liikkuminen keskittyy yleensä sateisiin ja lämpimiin öihin. Viitasammakoiden liikkeitä on helppo seurata lisääntymisaikaan sen näyttävän soidinkäyttäytymisen vuoksi. Laji viettää hyvin piilottelevaa elämää lisääntymisajan ulkopuolella, minkä seurauksena yksilöiden havaitseminen on vaikeaa.

Viitasammakko saalistaa maan pinnalla odottelemalla, kun sopiva saalishyönteinen osuu kohdalle. Saalistus tapahtuu nopealla hyökkäyksellä, johon saattaa liittyä takaa-ajoa.

tammi helmi maalis huhti touko kesä heinä elo syys loka marras joul



Kuva 2. Viitasammakon vuodenvieritys (Jokinen 2012)

Viitasammakoilla on lyhyehkö limainen kieli, johon se tartuttaa saaliinsa, joten saalistus tapahtuu yleensä lähietäisyydeltä (oma havainto). Lisäksi sammakon leuoissa on pieniä hampaita, jotka helpottavat saalishyönteisiin tarttumista. Ravintohyönteisten määrä vähenee syksyä kohti, jolloin viitasammakot alkavat valmistautua talvehtimiseen. Syysvaellus sijoittuu yöaikaan syys–lokakuun vaihteeseen. Viitasammakoiden talvehtimisestä ei ole varmaa tietoa. Aiempien havaintojen perusteella viitasammakot talvehtivat vedessä ja maaperässä karikkeeseen kaivautuneena (Elmberg 2008, Lappalainen & Sirkiä 2009).

Ihmisten aiheuttamat ympäristönmuutokset voivat vähentää viitasammakolle soveltuvia suoja- ja lisääntymispaikkoja. Viitasammakoiden elinympäristöä muutetaan yleisimmin vesitasetta heikentämällä esimerkiksi kuivamaalla alueita metsätalouden, maanviljelyn tai turpeen nostoa varten. Esimerkiksi ennen yhtenäisen suoymäristö muuttuu turvetuotannon seurauksena kosteikoiden mosaiikiksi, mikä voi vähentää populaatioiden välisiä vuorovaikutussuhteita. Pienissä elinympäristöissä elinympäristölaikun reunan suhteellinen osuus kasvaa, kun taas laikun suhteellinen koko pienenee. Suo- ja metsäkuvioiden reuna-alueiden osuus kasvaa, mikä aiheuttaa muutoksia alueen pienilmastossa ja eliöstössä (Frankham 1998, Vos & Chardon 1998, Hanski & Kalliola 2007). Suoymäristössä suotyypin tai suon rakenteella voi olla merkittävä vaikutus sammakkoeläinten esiintymiseen ja sopeutumiseen pieniin elinympäristölaikkuihin. Pinta-ala ei kuitenkaan yksin selitä elinympäristön soveltuvuutta, vaan siihen vaikuttaa myös elinympäristön laatu ja kytkettyneisyys muihin elinpiiriin elinympäristöihin (Calabrese & Fagan 2004).

1.6. Radioseuranta

Radiolähetinseuranta on yleisesti käytetty tutkimusmenetelmä useilla eri eläinlajeilla (Kruuk 1978, Honkasalo 2002, Katajisto 2006, Okkonen 2007, Vierelä 2008, Lehtonen & Oksanen 2012, Leinonen 2013). Yleensä radioseurantaa käytetään, kun halutaan saada hyvin yksityiskohtaista tietoa esimerkiksi eläinten liikkumisesta ja elinympäristöjen käytöstä (Kenward ym. 1987). Menetelmällä voidaan saada paljon tietoa pienten, hyvin piilossa pysyttelevien eläinten liikkeistä ja käyttäytymisestä (Wolcott 1980). Radiolähetintekniikat voidaan jakaa kahteen käyttötarkoitukseen: radioseurantaan ja radiotelemetriaan, joista ensimmäistä käytetään eläinten paikannukseen ja toista tiedon keräämiseen eläinten käyttäytymisestä ja elintoinninnoista. Kuitenkin yleisesti puhutaan telemetriasta, varsinkin jos paikannus- ja käyttäytymistietoa kerätään samanaikaisesti (Macdonald & Amlaner 1980, Kenward ym. 1987).

Mikäli seurattavana on useita eläimiä, vastaanotin voidaan ohjelmoida skannaamaan radiolähtimiä automaattisesti eri taajuuksilla. Automaattinen skannaus säästää myös jatkuvalta taajuuden säätämiseltä, mikä helpottaa siirtymistä paikasta toiseen merkittävästi. Antennina käytetään kolmielementtistä Yagi-antennia. Yagi-antennin muodostavat heijastaja ja suuntaajat. Nämä vaikuttavat eniten antennin ominaisuuksiin, kuten suuntaavuuteen, säteilykuvioon, kaistanleveyteen ja näiden kautta vahvistukseen. Kolmielementtisen Yagi-antennin säteily muodostaa kapean dipolin, joka lähtimen säteilyyn leikatessaan kertoo säteilyn suunnan ja etäisyyden (Yagi 1928).

Radioseurantatutkimus nykyäsitäksen mukaan ainut on luotettava keino, jolla voidaan saada tarkkaa tietoa pienten eläinten, kuten sammakoiden liikkeistä ja elinpiiristä (Macdonald & Amlaner 1980, Kenward 1987). Radiolähtimien soveltuvuudesta sammakkoeläinten seurannasta ei kuitenkaan tiedetä paljoa, vaikka se on alati yleistävä menetelmä sammakkoeläinten seurannassa etenkin USA:ssa ja Australiassa. Viitasammakoita ei ole tiedettävästi seurattu radiolähtimin ennen tätä tutkimusta. Radiolähetinvöitä on käytetty

sammakkoeläimillä aikaisemmin mm. lehtisammakoilla Australiassa (Rowley & Alford ym. 2007), metsäsammakolla Kanadassa (Muths 2003) ja USA:ssa (Baldwin ym. 2006), sekä kuubalaisella puusammakolla (McGarrity & Johnson 2010).

Lähetinten käyttöön liittyy kuitenkin myös epävarmuustekijöitä. Lähettimet voivat irrota helposti, jos kiinnitysmenetelmä on ei toimi kunnolla (Burrow ym. 2012, Muths 2003). Burrow ym. (2012) käytti sammakotutkimuksessaan vöitä, jotka aukesivat itsestään antennin tarttuessa kiinni aluskasvillisuuteen (Kuva 2). Kyseisessä menetelmässä 50 % koe-eläimistä karkasi, 20 % joutui saalistuksen kohteeksi, 9 % katosi signaali ja 9 % kuoli (n=34). Viuhka-antennin tarttumista kasvillisuuteen saatiin vähennettyä merkittävästi lyhentämällä antenni 16 senttimetrinä 10 senttimetriin. Antennin lyhentäminen vähensi lähettimen kantomatkaa hieman. Muths 2003 käytti tutkimuksessaan metsäsammakkoa (*Rana sylvatica*), joka on läheistä sukua viitasammakolle. Muthsin tutkimuksessa seurattiin 11 yksilöä, joista 5:ltä putosi lähetinvyö 24 tunnin aikana seurannan aloituksesta. Lopuilla 6 yksilöllä vyö säilyi kiinnitettynä 7–30 vuorokautta. Rowley & Alford ym. 2007 tutkimuksessa seurattiin 12 lehtisammakkoyksilöä laboratoriossa 5 vuorokautta ennen lähettimen asentamista ja 5 vuorokautta lähettimen asentamisen ja jälkeen. Lähettimellä ei havaittu olevan vaikutusta sammakoiden liikkumiseen. Baldwin ym. 2006 seurasivat 43 metsäsammakkoa 7 kk ajan, joista yksittäisiä saatiin seurattua keskimäärin 25,6 vuorokautta. Vyö voi aiheuttaa myös eritasoisia hiertymiä riippuen vyön valmistusmenetelmästä. Hiertymiä aiheuttaa enimmäkseen vyön alle jäävä kuollut iho ja siihen tarttuneet roskat (Muths 2003, Burrow ym. 2012). Muths (2003) käytti vyömateriaalina kuminauhaa, johon oli pujotettu lasisia helmiä hiertymien ehkäisemiseksi, mikä rajasi hiertymien määrän muutamaan yksilöön.

Lähettimistä koituvat haitat ovat lajispesifisiä. Esimerkiksi petolinnuilla ei voida käyttää kaulalähetintä, koska linnun pitää pystyä nielemään suuria ravintokappaleita. Liimattavat lähettimet voivat toimia lämmönjohtimena, jonka seurauksena eläin voi kylminä kausina kärsiä hypotermiasta. Haitalliset vaikutukset voidaan jakaa kahteen luokkaan: väliaikaisiin ja pitkäaikaisiin (Tester 1971). Kummassakin luokassa voi olla kroonisia tai akuutteja vaikutuksia. Yleensä vaikutukset ovat väliaikaista passiivisuutta tai ruokahaluttomuutta. Joidenkin lintujen on havaittu jättävän pesänsä lähettimen pukemisen jälkeen (Amlaner ym. 1978) tai jänisten jääneen helpommin petojen saaliiksi johtuen jatkuvista lähettimen poistamisyrityksistä (Keith ym. 1968).

Lähetin voi vaikuttaa myös lisääntymismenestykseen (Leuze 1976). Moor & Macdonald (2005) havaitsi tutkimuksissaan, etteivät lähettimillä varustetut vesimyyränaaraat kelvanneet uroksille parittelukumppaneiksi niin hyvin kuin lähettimettömät naaraat. On havaittu, että lähetin voi aiheuttaa passivoitumista. Esimerkiksi jänisten liikkumisen on havaittu vähentyvän ja ruumiinpainon kasvavan lähettimen pukemisen jälkeen (Leuze 1976, Kenward 1982). Lähettimistä koituvia pitkäaikaisia haittavaikutuksia voi olla vaikea arvioida, etenkin silloin kun on kyse arasta lajista, tai lajista joka liikkuu paljon. Huonosti istuvat lähettimet voivat aiheuttaa myös kroonisia haittoja, kuten ihon hiertymistä tai muutoksia eläimen luontaiseen käyttäytymiseen, joka voi johtaa eläimen energiankulutuksen lisääntymiseen (Greenwood & Sargeant 1973).

1.7. Tutkimuksen tavoitteet

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää viitasammakon elinympäristövaatimuksia ja elinympäristön käyttöä turvetuotantoalueella sijaitsevassa muuttuneessa ympäristössä sammakoihin kiinnitettävien radiolähettimien. Kun viitasammakon liikkeitä tunnetaan paremmin, voidaan tehdä päätelmiä lajin tarvitseman elinympäristön määrästä ja laadusta sekä tehdä

päätelmiä lajin suojelun tasosta. Tutkimuksesta saadaan ekologista perustietoa viitasammakoiden liikkumisesta, jota voidaan hyödyntää käytännön luonnonsuojelussa ja luontoselvityksien taustatietona. Luonnonsuojelulaki edellyttää viitasammakon lisääntymis- ja levähdyspaikkojen turvaamista niin maan- kuin vesienkäytön suunnittelussa ja ohjauksessa, mutta olennaiset tiedot viitasammakon ekologiasta, kuten lisääntymis- ja levähdyspaikat ovat puutteelliset. Viitasammakon kesäaikaisista maaelinympäristöistä ei tiedetä Suomessa, eikä muualla boreaalisella vyöhykkeellä paljoa. Puutteellisten tietojen perusteella tehdyt ratkaisut ovat usein ali- tai ylimitoitettuja.

Tutkimuskysymykset ja hypoteesit:

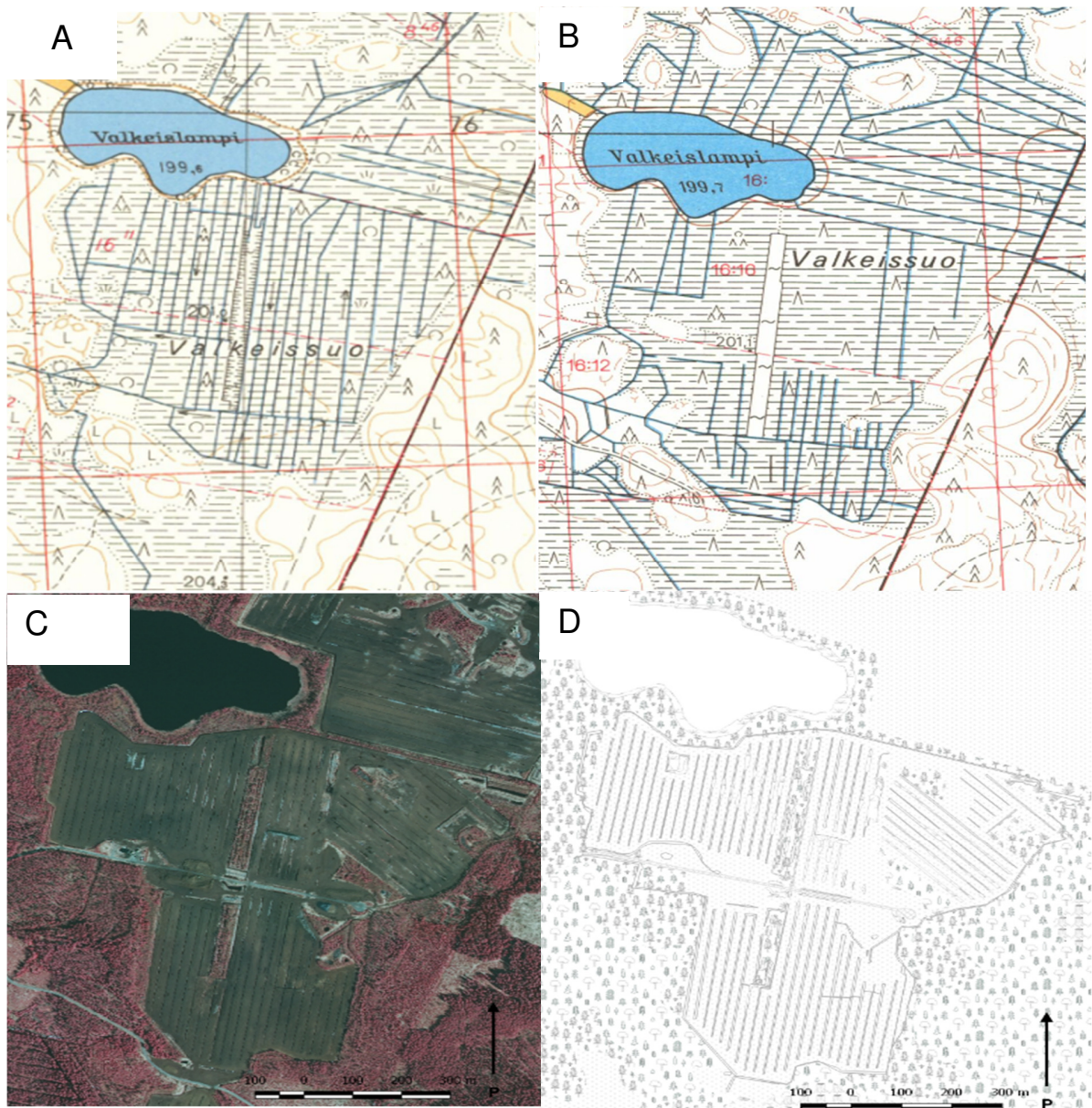
Mikä on viitasammakon paikallispopulaation elinympäristön laajuus, eli lisääntymis- ja levähdysalueiden koko? Elinympäristön laajuutta arvioidaan mittaamalla viitasammakoiden matkaa säännöllisin väliajoin koko aktiivisuuskauden ajan. Mitkä elinympäristön osat soveltuvat kutupaikoiksi? Viitasammakoiden kutupaikat kartoitetaan, ääntelyhavaintoja, yksilöitä ja kuturyppäitä laskemalla. Mitkä ovat lajin suosimia kesäaikaisia elinympäristöjä ja miten laji käyttää elinympäristöä? Elinympäristöt jaetaan eri luokkiin kasvillisuuden perusteella ja lasketaan eri yksilöiden viettämä aika eri elinympäristöissä.

2. MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue

Tutkimusalueen valinta aloitettiin esiselvityksellä huhtikuussa 2013, jossa käytiin läpi 6 suokohdetta, joilla viitasammakoita oli havaittu aikaisemmin. Kohteista 2 olivat luonnontilaisia tai lähes luonnontilaisia ja kohteista 4 olivat turvetuotantoalueiden reunamaita tai oja. Tutkimusalue valikoitui yksilölukumäärän, tutkimusalueella kulkemisen helppouden ja lyhimmän etäisyyden perusteella Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitokseen.

Tutkimuksen kohteeksi valikoitui Petäjävvedellä sijaitseva, turvetuotannossa oleva Vapo Oy:n Valkeissuon turvetuotantoalue (ETRS-TM35FIN -tasokoordinaatit N 6911526 E 420340 (Maanmittauslaitos 2013). Alue sijaitsi Petäjäveden ja Jyväskylän kunnan rajalla noin 500 m Jyväskylän kunnan rajasta länteen. Selvitysalue kuuluu alueellisessa uhanalaisuusarvioinnissa eteläboreaaliseen Järvi-Suomen vyöhykkeeseen, joka on eliömaantieteellisesti runsasta viitasammakoiden esiintymisaluetta (Terhivuo 1993). Tutkimusalue käsitti kuvassa 3 (C ja D) näkyvän turvetuotantoalueen sekä tuotantoalueen lähiympäristön metsäiset reuna-alueet. Tutkimusalueen koko oli noin 146 hehtaaria, josta tuotantoalueen osuus oli noin 41 hehtaaria. Tuotantoalue koostui noin 50 cm syvistä ja noin 70 cm leveistä, pysyvästi kosteista sarkaojista, joiden väliin jäi noin 5 m leveä tuotantosarka. Sarkaojia oli noin 30 kappaletta pohjois-eteläsuuntaisesti ja 12 kappaletta kaakkois-luoteissuuntaisesti.



Kuva 3. Tutkimusalueen karttakuva vuonna 1963 (A). Vuonna 1985 (B) ja vääräväririkuvana 2013 (C) sekä rasterikarttana 2013 (D).

Tutkimusalueen keskellä sijaitsi kaksi turvekangasta, joilla sijaitsi vanhoja turvehautamuodostelmia. Valkeissuolla on nostettu turvetta jo toisen maailmansodan aikaan aseellisuuden tarpeisiin. Historiallisesta turpeennostosta jäänyt jäljelle pohjois-eteläsuuntainen turvehautamuodostelma, joka näkyy kartoissa keskellä (Kuva 3). Vanhimman maastokartan perusteella Valkeissuo on ojitettu laajasti 1960-luvulla (Kuva 3A). Ojien määrä näyttäisi vähentyneen vuoden 1985 maastokarttakuvassa (Kuva 3B). Maastokarttatarkastelun perusteella tutkimusalue näyttäisi olleen aikaisemmin matalapuustoista rämettä (Kuva 3A ja B). Energiaturvetuotannon valmistelut on aloitettu vuonna 1994 ja turvetuotanto käynnistyi nykyisessä mittakaavassaan vuonna 1997, minkä jälkeen alue on pysynyt suhteellisen muuttumattomana. Tutkimuksen aikana vuonna 2013 Valkeissuo oli voimakkaasti muuttunutta

ja kokonaan luonnontilaisuutensa menettänyttä turvetuotantoaluetta (Kuva 3C ja D). Turvehaudoista on nostettu turvetta edellisen kerran 40–50-luvulla. Hautamuodostumat koostuivat viidestä kosteasta ojasta sekä niiden väliin jäävistä puustoisista turvekannaksista. Kannasten mosaiikkinen kasvillisuus on pääosin isovarpurämettä, kun altaiden kasvillisuus oli pääosin saraista luhtaa. Kenttäkerroksessa esiintyi pääosin rämeille tyypillisiä rahkasammalia. Turvekankaat oli eristetty muusta tuotantoalueesta reunaojin. Kankaiden välistä kulki itä-länsi suunnassa 200 m pitkä ja 2,5 m leveä päällystämätön huoltotie. Tien kummallakin puolella kankaiden reunalla sijaitsi kaksi tuotantokenttään kuuluvaa paloallasta. Paloaltaiden ympärillä oli hieman puustoa ja pajukkoa. Tuotantoalueen ympäristö oli pääosin puustoista metsikköä.

2.2. Kutukartoitus

Viitasammakoiden kutu alkoi 6.5.2013, jolloin suoritettiin kutupaikkojen kartoitus tutkimusalueella. Kartoitus perustui viitasammakkourosten kevät aikaisten urosten ääntelyhavaintojen laskemiseen, kutuparien ja yksittäisten yksilöiden laskemiseen sekä kuturyppäiden laskemiseen. Laskennat suoritettiin Jokisen (2012) viitasammakkoiseselvityksen ohjeistuksen mukaisesti joka päivä kutuajan loppuun 21.5.2013 saakka. Kartoituksissa alueet käveltiin läpi siten, että yksikään kartoitettava alue ei jäänyt yli 100 m päähän kartoittajasta. Aluetta kierrettiin joka tarkkailukerralla kävellen, välillä pysähtyen kuuntelemaan viitasammakkourosten kutuääntelyä. Kudut ja kutuparit laskettiin tehokkaan valon ja kiikareiden avulla. Lajimääritys tehtiin koiraiden helposti tunnistettavan, sinertävän värityksen ja soidinääntelyn perusteella (Lappalainen & Sirkiä 2009).

Kevään edistyminen vaikuttaa viitasammakoiden kudun käynnistymiseen merkittävästi, minkä vuoksi on tärkeää kohdistaa kartoitukset oikealle ajalle heti lumen lähdön jälkeen. Viitasammakoiden ääntely on selvimmin kuultavissa iltahämärissä ja öisin, joten kartoitukset ajoitettiin 19.00–03:00 väliselle ajalle. Sää tarkkailuiden aikana oli puolipilvisestä aurinkoiseen, tyyni tai lähes tyyni. Lämpötila vaihteli +5–(+18) celsiusasteen välillä. Kaikki viitasammakkohavainnot kirjattiin ylös. Kudun loppuvaiheessa kuturyppäitä käytiin laskemassa myös päiväsaikaan niistä paikoista, joissa ääntelyä oli havaittu. Viitasammakoiden sijainnit tallennettiin GPS-laitteeseen, josta ne siirrettiin QGIS Desktop 2.14.1 with GRASS 7.0.3 -ohjelmaan.

2.3. Radioseuranta

Radioseurannat suoritettiin vuoden 2013 touko–marraskuun aikana. Ensimmäiset yksilöt otettiin seurantaan kutukartoituksen yhteydessä 8.5.2013 (Taulukko 1). Seuranta varten hankittiin kahdenlaisia lähetinlaitteita yhteensä 26 kpl. Lähettimet tilattiin kahdessa 13 kappaleen sarjassa. Ensimmäiset lähettimet olivat tyypiltään BD-2C lähettimiä (Holohil Ltd. Kanada) ja ne toimivat 138–139 Mhz taajudella. Toinen sarja lähettimiä tilattiin henäkuussa 2013. Lähettimet olivat 140–141 Mhz taajudella toimivia Pico-lähettimiä (Biotrac co. Englanti). Eri valmistajien lähettimiä jouduttiin käyttämään ensimmäisten lähettimien valmistajan ilmoitettua valmistusmateriaaliongelmista. Lähettimet oli koodattu eri taajuuksille 10 Khz välein.

Lähettimien maksimipaino saa olla 5–10 % eläimen painosta lajista riippuen (Aldridge & Brigman 1988, Liukkonen-Anttila 2002, Muths 2003). Lähetin ja paristo on kapseloitu biologisesti inertillä vedenpitävällä epoksilla, joka suojaa lähetintä vaurioilta. Lähettimen suurin yksittäinen komponentti on paristo, jonka sijoittelu määrää lähettimen muodon. Sammakoille tarkoitetuilla lähettimillä on tärkeää, että paristo on sijoitettu siten, ettei lähetin tee eläimestä



Kuva 4. Radioseurantaviitasammakko.

liian kömpelöä (Muths 2003). Yleensä paristo sijoitetaan lähettimen perään, minkä ansiosta lähettimestä tulee pitkä ja kapea (suullinen tiedonanto Tom Garin, Holohil Systems Ltd.).

Kummankin lähetinvalmistajan lähettimet olivat suorakaiteen muotoisia n. 6 x 20 mm kokoisia, epoksilla vahvistettuja paloja, joiden toisessa päässä oli antenni ja toisessa reikä silikoniputken läpivientiä varten (Kuva 4). Eri valmistajien valmistamat lähettimet erosivat toisistaan antennin rakenteen, taajuuden, pulssin, frekvenssin ja värin perusteella. Yksi lähetin painoi yhdessä silikonivyön (RS Components Ltd.) kanssa noin $1,4 \text{ g} \pm 0,2 \text{ g}$. Lähettimen akun kesto riippuu sen lähettämistä pulsseista minuutissa (ppm) ja pulssin pituuden (ms) suhteesta. Mitä pidempi pulssiväli ja lyhempi pulssipituus, sitä pidempään akku kestää (suullinen tiedonanto Sarah Levett, Biotrack co.).

Lähettimet puettiin yksilön ylle em. silikonivyöllä kuvan 4 mukaisesti. Lähettimet käyttivät virtalähteenään yleisesti mm. kelloissa käytettäviä hopeaoksidi-paristoja, joiden käyttöikä oli radiolähettimissä noin 85 vuorokautta. Lähettimet jouduttiin vaihtamaan kerran uusiin, jotta koko kesän mittainen jakso saatiin seurattua. Lähetyksen vastaanottamiseen käytettiin kannettavaa, 138–174 MHz välillä toimivaa Yagi-harava-antennilla varustettua radiovastaanotinta (SIKA receiver, Biotrac co.). Lähettimien taajuudet tallennettiin vastaanottimen muistiin.

Seurannat suoritettiin 2–4 vuorokauden välein kesän 2013 aikana. Yhteen seurantakertaan kului keskimäärin aikaa 2–6 tuntia riippuen siitä, etsittiinkö yksilöt esiin tarkistusta varten vai kirjattiinko yksilön sijainti esimerkiksi puolen neliömetrin tarkkuudella. Yksilöt etsittiin esiin ainoastaan siinä tapauksessa, jos yksilö ei ollut liikkunut lainkaan kolmen seurantakerran välisenä aikana (n. 1 viikko). Yhden sammakon etsiminen esille saattoi joskus viedä huomattavan pitkän ajan.

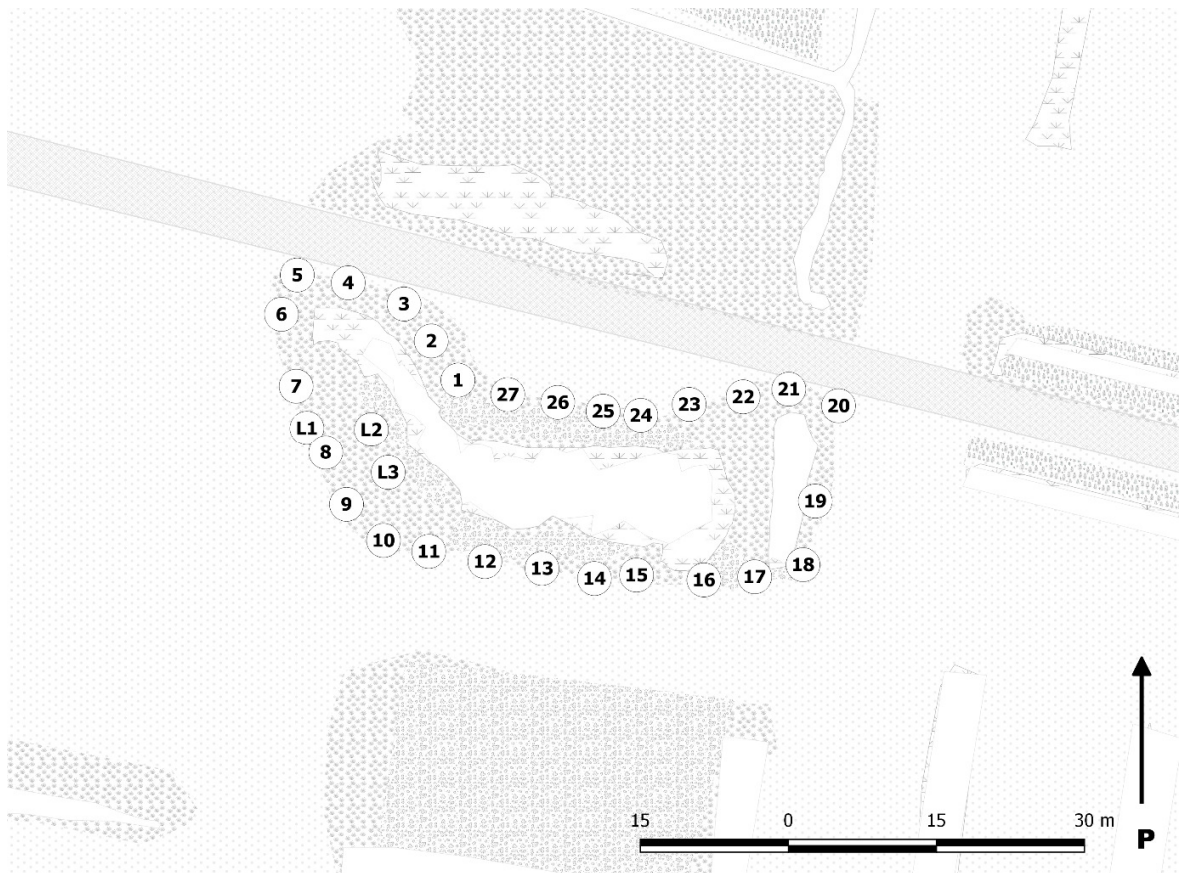
Paikannus suoritettiin kiertämällä tutkimusalaa Yagi-antennin (Lotek co. Englanti) ja siihen sopivan SIKA-radiovastaanottimella (Lotek co. Englanti). Varsinainen paikantaminen maastossa tapahtui ristisuuntimilla, jossa kohde paikannettiin vähintään kahdesta suunnasta. Paikantajan etäisyys paikannettavaan saatiin arvioitua vastaanottimen radiosignaalin voimakkuuden perusteella. Paikannukset pyrittiin suorittamaan siten että välimatkaa jäisi kaikista suunnista alle puoli metriä paikantajaan. Sammakon sijainti merkattiin alueesta otettuun ortokuvaan (Maanmittauslaitos 2010) ja tiedot havaintopaikasta kirjoitettiin ylös.

GPS-GSM-menetelmä ei tullut kysymykseen GPS-laitteiden suuren koon ja virrankulutuksen vuoksi. Lisäksi etäseurannalla ei olisi saatu tarpeeksi tarkkaa tietoa elinympäristöjen käytöstä ja lyhyiden 0,5–2 metrin liikkumisten välillä.

2.4. Sammakoiden pyydystäminen

Ensimmäiset seurantaan valitut yksilöt pyydystettiin käsin kutuaikaisen kartoituksen aikana 6.5.2013 ja laskettiin luontoon 8.5.2013. Ensimmäisestä otoksesta karkasi tai katosi kaikki 30.5.2013 mennessä, lukuun ottamatta yksilöitä numero 6 ja 7. Otosta täydennettiin pitkin kesäkuuta kutuseurannan perusteella valitun turvekankaiden välissä, huoltotien eteläpuolella sijaitsevasta patoaltaasta ja sen itäpuolella sijaitsevasta ojasta. Viitasammakoita pyydystettiin pääsääntöisesti kutulammen ympärille asetetuilla kuoppapyydysillä, jotka kaivettiin altaan viitasammakoiden parhaaseen kutuaikaan, mutta pelkät ämpärit eivät kuitenkaan pyytäneet sammakoita, koska viitasammakot osasivat kiertää ne. Sammakoiden pyydystämiseksi radioseuranta varten sovellettiin Hartung & Glandin (2008) menetelmää, jossa koko sammakoiden kutulampi aidataan. Aita saatiin valmiiksi noin kuukausi seurannan aloittamisen jälkeen (1.6.2013). Sammakot eivät pystyneet kiertämään tai alittamaan aitaa, jonka ansiosta viitasammakot ohjautuvat aidan alla sijaitseviin pyydysämpäreihin pyrkiessään lammelle tai sieltä pois. Aita aseteltiin siten että joka toinen pyydys jäi aidan sisäpuolelle ja joka toinen ulkopuolelle. Viitasammakot eivät päässeet kiertämään aitaa, joten ainut reitti kutupaikalta ulos toiseen elinympäristöön kulki kuoppapyydysen kautta. Viitasammakot eivät päässeet myöskään ulos kuoppapyydysestä omin avuin.

Aita rakennettiin laudasta ja mustasta, 2 m korkeasta ja 0,70 mm paksusta turvepeittomuovista aita, jolloin koko aidatun alueen pinta-alaksi tuli 1040 m². Aita tuettiin 80 cm korkeilla, maahan upotetuilla puutolpilla, joiden päälle laskostettiin 2 m leveä turpeenpeittomuovi. Muovin helmat (noin 40–50 cm/puoli) peitettiin maalla ja turpeella. Aita muodosti kokonaisuudessaan noin 150 m pitkän ja 40–50 cm korkean seinämän lammen ympärille. Aidan alle aseteltiin 27 kannellista kuoppapyydysämpäriä (Vanttilan muovi, valkoinen, 10 l, korkeus 24,8 cm). Ämpäriin kanteen (Vanttilan muovi, valkoinen, tuote 1550, halkaisija 27,1 cm) leikattiin mattoveitsellä 15,5 cm halkaisijaltaan oleva aukko. Ämpärit pyrittiin asettelemaan siten, että joka toinen ämpäri sijaitsi aidan sisäkaarella ja joka toinen ulkokaarella. Kolme ämpäriä (L1, L2 ja L3) aseteltiin aitauksen sisäpuolelle länsipuolen heinikkoon, jolloin pyydysämpäreiden määrä nousi 30:een. Pyydysämpärit nimettiin seuraavasti; sisäkehällä pyydysnumerot 1, 2, 4, 5, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22, 24, sekä ulkokehällä pyydysnumerot 3, 6, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23, 25, 26 ja 27 (Kuva 5).



Kuva 5. Aitauksen alla sijaitsevien kuoppapyydysten sijainti ja numerointi.

Aidan reunoilta yli työntyvät turpeenpeittomuovin reunat vedettiin ämpäreiden yli ja tuettiin maa-aineksella sekä turpeella. Pyydysten kohdalta turpeenpeittomuovi halkaistiin mattoveitsellä 8 eri suunnasta. Pyydysämpärit täytettiin 1/3 osaan asti vedellä ja ämpärin puoleen väliin porattiin pieni reikä ylimääräisen sadeveden viemäroimiseksi ulos ämpäristä. Jokaiseen ämpäriin laitettiin lepokivi sekä noin 1 litra rahkasammalta sammakoiden lepoalustaksi pyydysten tarkistuksen väliseksi ajaksi. Ämpäreiden vesi vaihdettiin noin 1–2 viikon välein tai tarvittaessa useammin, jos veteen oli kehittynyt sameutta tai hajua. Pyydystetyt sammakot punnittiin, mitattiin ja niiden sukupuoli määritettiin, jonka jälkeen yksilö vapautettiin aidan toiselle puolelle kuin mistä se saatiin kiinni. Viitasammakkoyksilölle laitettiin radiolähetin ennen vapauttamista, mikäli yksilö valittiin mukaan seurantaan. Vain isokokoisia ja hyväkuntoisia yksilöitä valittiin mukaan radioseurantaan, ja ainoastaan silloin kun koeasetelman yksilömäärää oli tarve täydentää.

2.5. Elinympäristöt

Luontotyytit kuvastavat viitasammakoiden elinpiirejä vain suuntaa-antavasti, joten tässä tutkimuksessa käytettiin pääosin kasvillisuuteen perustuvaa elinympäristöluokittelua. Tutkimusalueen elinympäristöt jaettiin karkeasti viiteen erilaiseen ympäristöön: heinikko, pajukko, saraikko, varvikko, sammalikko ja tuotantoalue. Heinikkoa esiintyi lähinnä paloaltaiden rannoilla ja pohjoisen turvekankaan ja paloaltaan välissä. Heinikon lajisto koostui pääosin tavanomaisista niittylajeista, kuten hietakastikka (*Calamagrostis epigejos*), niittynurmikka (*Poa pratensis*) ja nurmilauha (*Deschampsia cespitosa*). Heinikot vaihettuivat

suoraan pajukkoihin ranta-alueilla. Pajukkoa esiintyi pääosin paloaltaiden ympärillä ja turvekankaiden reunoilla, sekä tuotantoalueen keskelle jääneillä turvehautojen kasvillisuussaarekkeilla. Pajukko koostui pääosin 3–4 m korkeasta kiiltopajusta (*Salix phyllicifolia*). Kiiltopajua esiintyi etenkin paloaltaiden vesirajassa tiheinä kasvustoina. Saraikot olivat osittain päällekkäin pajukkojen kanssa vesirajalla. Saraikkoa edustivat kasvittuneet sarka- ja eristysojat sekä lampien rantavedet. Saraikon kasvillisuus koostui pääosin sarakasveista, kuten tupasvillasta (*Eriophorum vaginatum*) ja pullosarasta (*Carex rostrata*). Saraikkoiset ojat painottuivat alueen koillisosaan. Saraikkoisten ojien osuus koko tuotantoalueesta oli noin 1/3. Saraikkoiset ojat näkyvät kuvassa 3C vaaleampina alueina tuotantoalueella, jossa myös turvetuotanto oli vähäisempää. Tuotantoaluetta ympäröi kostea kitukasvuinen turvekangas, joka on luokiteltu varvikoksi tässä tutkimuksessa. Tutkimusalueen rämeet tai rämemuuttumat edustivat vähiten muokattua ympäristöä. Tyypin puusto oli pääosin 5–10-metristä männikköä, pensaskerroksessa esiintyi useita rämevarpuja, kuten vaivaiskoivuja (*Betula nana*), suopursuja (*Rhododendron tomentosum*), suokukkia (*Andromeda polifolia*) ja pohjanvariksenmarjoja (*Empetrum nigrum ssp*). Varvikkotyypin yleisimmät kenttäkerroksen lajit olivat rämerahkasammal (*Sphagnum angustifolium*), rusorahkasammal- (*Sphagnum rubellum*) ja punarahkasammal (*Sphagnum magellanicum*). kuivemmillä paikoilla esiintyi sammalvaltaista korpipiirteistä kuusisekametsää, jota kutsutaan tässä tutkimuksessa sammalilikoksi. Sammalikon kasvillisuustyytit vaihtelivat ruohokorven ja mustikkatyytin tuoreen kankaan välillä. Luokka ”tuotantoalue” tarkoittaa akuutisti muokattua ja suorassa ihmisvaikutuksen alaisuudessa olevaa ympäristöä, kuten turvetuotantosarkoja tai läjityskasoja.

2.6. Käytetyt koe-eläimet ja luvat

Lähetintutkimukset ovat yleistyneet 2000-luvulla myös sammakkoeläimillä entistä pienempien lähettimien tultua markkinoille. Luonnonvaraisten eläinten seuraaminen vaatii aina luvan (Anonyymi, Ympäristöministeriö 2013). Lisäksi voidaan tarvita myös koe-eläintoimikunnan lupa, jos lähettimen asentaminen aiheuttaa neulanpistoa vastaavaa tai kovempaa kipua tutkittavalle eläimelle (suullinen tiedonanto Aulis Jämsä, K-S ELY). Tutkimukseen on haettu koe-eläinlupa koe-eläinlautakunnasta (ESAVI/3500/04.10.07/2013) sekä Keski-Suomen ELY-keskuksen poikkeamislupa luonnonsuojelulain (1096/1996) 39 §:n mukaisesta rauhoitettujen sammakkolajien yksilöiden häiritsemis- ja pyydystämiskiellosta (Dnro KESELY/226/07.01/2014). Radioseurannassa käytettiin koe-eläiminä yhteensä 50 viitasammakkoyksilöä.

2.7. Aineiston käsittely

Paikannustiedot tallennettiin GPS-laitteeseen (Garmin GPSMAP62) maantieteellisinä etäisyyskoordinaatteina (ETRS89) FIN35- projektiossa, joka on yleinen Suomessa käytetty koordinaattijärjestelmä. Havaintojen väliset maantieteelliset etäisyydet laskettiin R-tilasto-ohjelmalla (versio 3.3.1). Koordinaatit ja etäisyydet siirrettiin Excel 2013 - taulukkolaskentaohjelmaan (Microsoft Corporation 2013). Aineistosta poistettiin epävarmat paikannukset ja paikannukset hävinneistä yksilöistä edelliseen varmaan paikallistamisajankohtaan asti. Yksittäiset paikannukset yleistettiin täydentämällä aineistoa kopioimalla ensimmäisen seurantavuorokauden tiedot joka vuorokaudelle kahden havaintokerran välille. Näin saatiin seuranta-ajasta yhteneväinen ja lisättyä painotusta paikoille, joissa sammakko oli viihtynyt pidempään.

Yleistyksen jälkeen aineisto analysoitiin Qgis 1.8 (GNU general public licence, Boston, USA) paikkatieto-ohjelman AniMove (version 1.1.3.33.3, Faunalia, Italy) lisäosalla, jolla

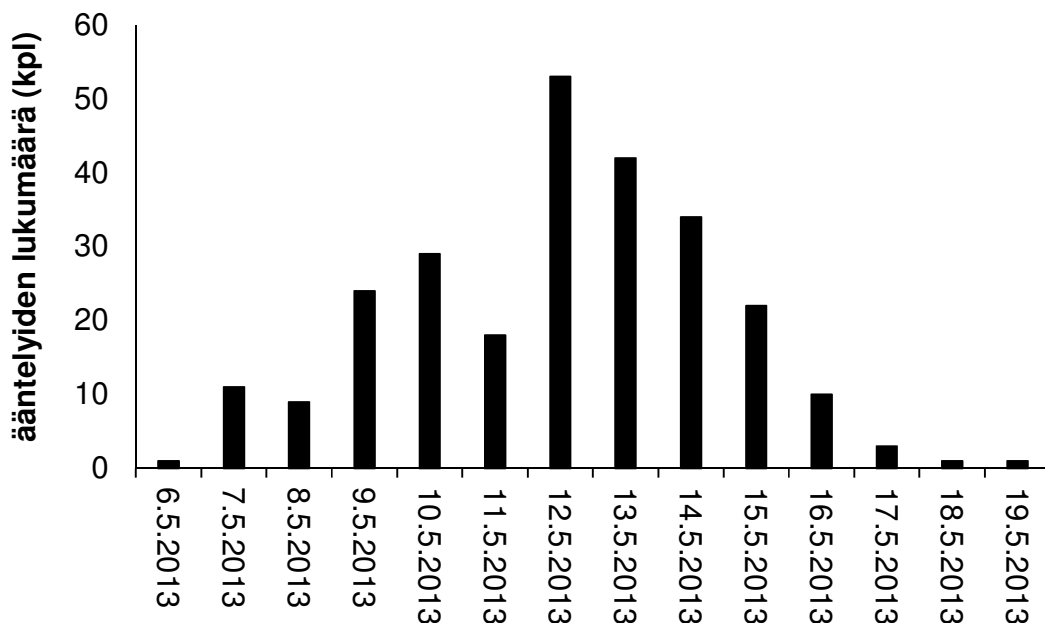
laskettiin konveksin peitteen minimointi (*minium convex polygon*, MCP) joka yksilölle erikseen. MCP-menetelmä yhdistää uloimmat paikannukset pienimmäksi mahdolliseksi kuperaksi monikulmioksi, joka sisältää tietyn määrän havaintopisteistä (Worton 1987). Havaintopisteistä otetaan yleensä huomioon 95 % havaintopisteistä. MCP:llä saadaan ainoastaan hyvin suuripiirteisiä arvioita yksilöiden elinympäristön käytöstä, mutta se on usein ainoa menetelmä pienten aineistojen käsittelyssä (Getz & Wilmers 2004). Elinympäristön käyttöä voidaan tarkentaa laskemalla eri elinpiireillä vietetty aika prosentuaalisina osuuksina koko seuranta-ajasta. Elinympäristöä voidaan pitää sitä suositumpana, mitä suurempi prosentuaalinen osuus havainnoista sijoittuu kyseiseen ympäristöön.

Tilastollinen testaus suoritettiin IBM SPSS Statistics 14.0 for Windows -ohjelmalla. Testauksessa käytettiin SPSS -ohjelman kaksisuuntaista Spearman korrelaatiota. Spearman korrelaatio soveltuu aineistoille, jotka eivät noudata normaalijakaumaa. Tilastollisilla testeillä pyrittiin selvittämään ympäristötekijän ja yksilöiden fysiologisten ominaisuuksien vaikutusta liikkumiseen. Ympäristötekijänä testeissä oli sade ja fysiologisen ominaisuutena pituus tai paino.

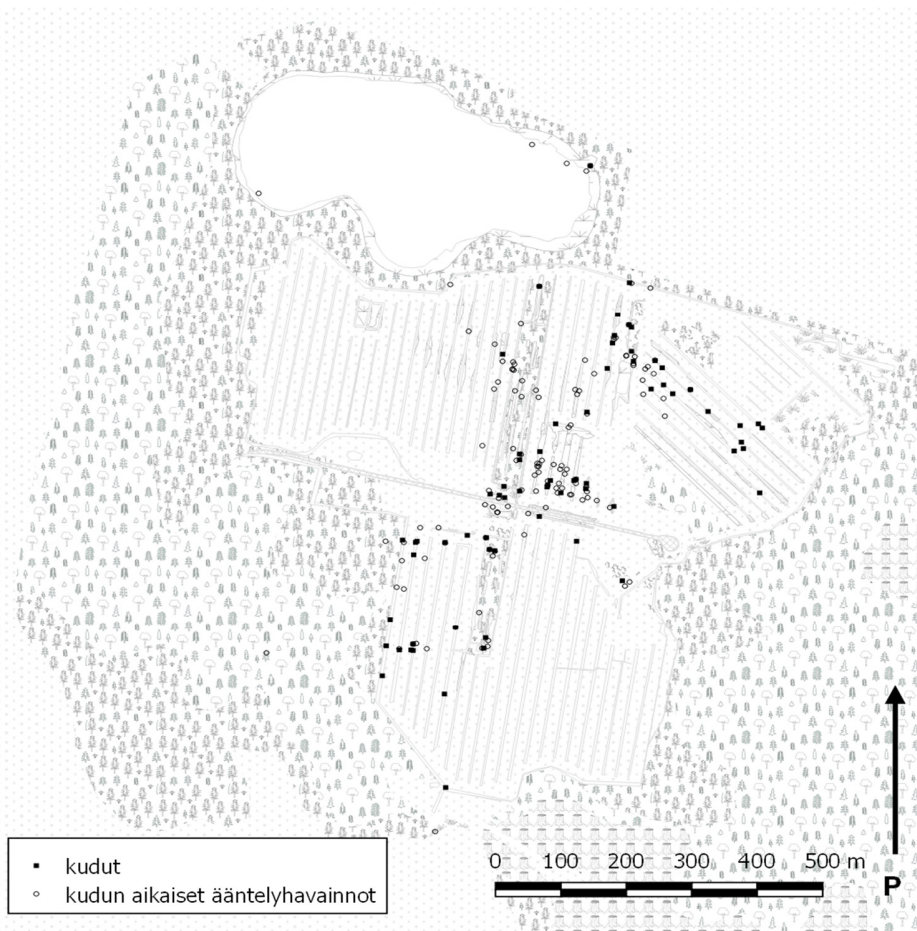
3. TULOKSET

3.1. Lisääntymispaikat

Kutuaikaisia ääntelyhavaintoja kertyi yhteensä 250 kappaletta 6.5.–19.5.2014 välisenä aikana (Kuva 6). Kuturyppäitä laskettiin koko kudun aikana yhteensä 109 kappaletta (Kuva 7). Urosten ääntelyaktiivisuus oli huipussaan 12.5., jonka jälkeen se väheni 4 vuorokauden sisällä toukokuun loppua kohti (Kuva 8).



Kuva 6. Kutuaikaiset ääntelyhavaintojen jakautuminen eri vuorokausille aikavälillä 6.–21.5.2013.

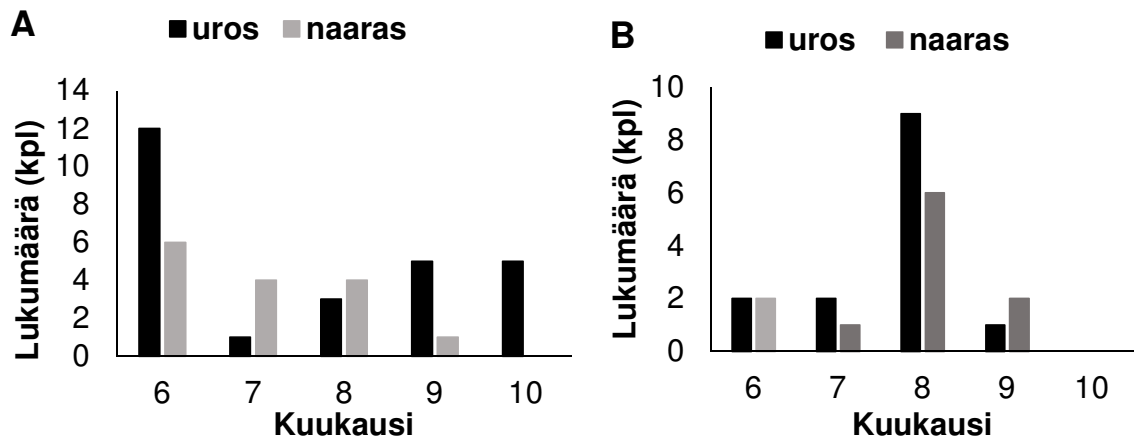


Kuva 7. Kutuaikaiset kuturypyt ja ääntelyhavainnot välillä 6.–21.5.2013.

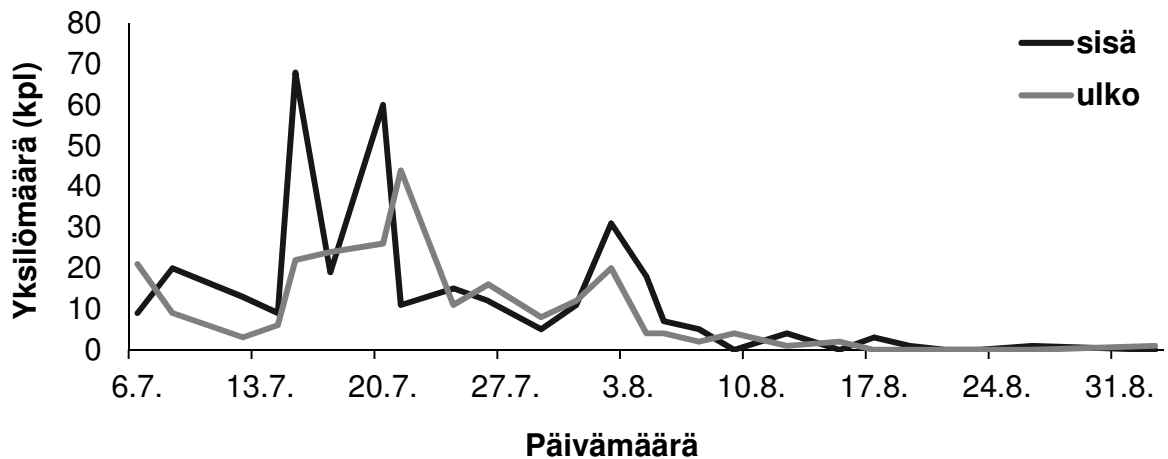
Tutkimuksessa oli tarkoitus seurata kutuaikaan käsin pyydystettyjen 10 viitasammakkoyksilön liikkeitä koko kesän ajan (5 naarasta ja 5 urosta). Joukkoa jouduttiin kuitenkin tutkimuksen edetessä täydentämään kuoppapyydyksien avulla, koska kaikki yksilöt, lukuun ottamatta yksilöitä 6, 33 ja 37 katosivat tai joutuivat saaliiksi. Pelkät ämpärit eivät kuitenkaan pyytäneet sammakoita, koska viitasammakot pääsivät kiertämään pyydykset. Aidan asentamisen jälkeen pyydysämpäreihin alkoi ilmaantua viitasammakoita pitkin kesää, lukuun ottamatta noin kolmen viikon jaksoa heinäkuun puolessa välissä. Viitasammakoita saatiin kiinni 11.6.–28.10.2013 välisenä aikana yhteensä 49 yksilöä, joista 29 oli uroksia ja 20 naaraita (Kuva 7).

3.2. Liikkumisaktiivisuus

Kesä–heinäkuussa viitasammakoita tavattiin pyydyksistä lammen puolelta, kun taas elokuussa viitasammakoita havaittiin useammin kohti lampea (Kuva 7). Viitasammakon poikaset nousivat paloaltaasta maanpinnalle noin kahden kuukauden ikäisinä. Maalle nousu alkoi 6.7. ja näkyi lisääntyneenä poikasten määränä varsinkin aidan sisäpuoleisissa kuoppapyydyksissä (Kuva 9). Maalle nousu kesti noin kaksi viikkoa, minkä jälkeen poikasten määrä pyydyksissä oli suhteellisen vähäistä. Poikasten määrä pyydyksissä lisääntyi kuitenkin hetkellisesti elokuun ja heinäkuun vaihteessa (Kuva 9).



Kuva 8. Paloaltaan ympäriltä pyydyksiin päätyneiden viitasammakoiden määrä kesällä 2013. Pyydykset aidan sisäpuolella (A) ja pyydykset aidan ulkopuolella (B).



Kuva 9. Sammakonpoikasten määrä pyydyksissä 6.7.–2.9.2013.

3.3. Liikkuminen ja elinympäristön käyttö

Radioseuranta aloitettiin viiden naaraan ja viiden uroksen otoksella toukokuun alussa viitasammakoiden kudun aikaan. Otosta piti täydentää heti toukokuun lopulla, naaraiden karattua kudun jälkeen, vyötärön koon pienenemisen vuoksi. Radioseurantaotosta piti täydentää myös myöhemmin kesällä yksilöiden karkaamisen sekä saaliiksi jäämisen vuoksi.

Paikannuksia kertyi 177 vuorokautta kestäneen tutkimuksen aikana yhteensä 382. Vähintään yhden kuukauden mittaista seurantatietoa kertyi yhteensä 14 yksilöstä. Seurattujen yksilöiden sukupuolijakauma oli 10 urosta ja 2 naarasta, joiden keskimääräinen ruumiinpaino oli $16,4 \pm 2,73$ g (\pm = keskihajonta) ja keskimääräinen pituus $50,8 \pm 1,7$ mm ($n=12$). Yksilöt liikkuivat keskimäärin $266,7$ m \pm 153 ja elinpiirien koko oli keskimäärin $2\,988$ m² \pm 3291 ($n=12$) (Taulukko 1).

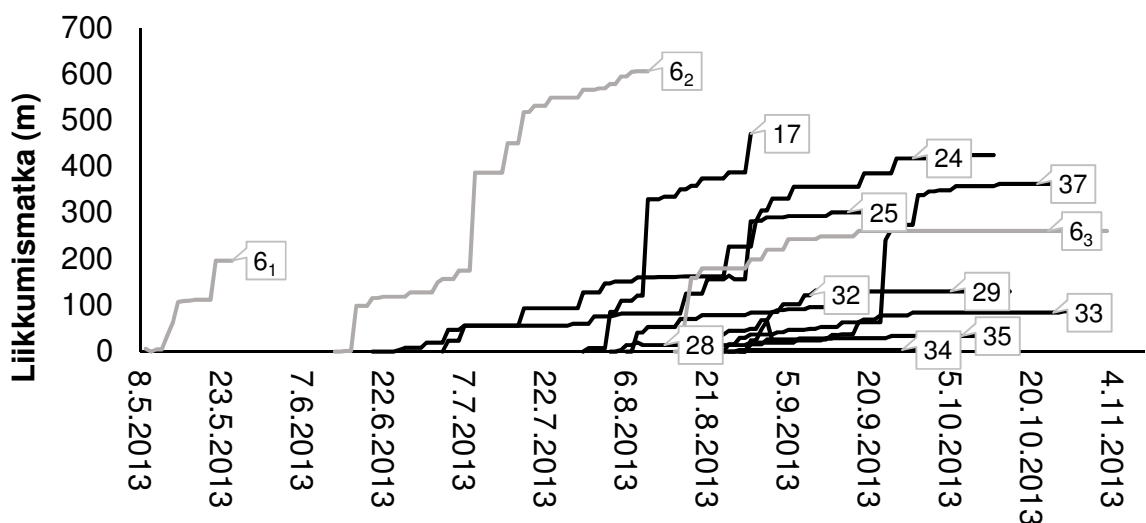
Yksilöiden pituus ei korreloinut liikkumismatkan kanssa (Spearman $n = 12$, $r = -0,032$, $P = 0,922$). Myöskään paino ei korreloinut liikkumismatkan kanssa (Spearman $n = 12$, $r = -0,175$, $P = 0,587$). Elinpiirin koko korreloi positiivisesti keskimääräisen vuorokausikohtaisen

Taulukko 1. Viitasammakoiden radioseurantahavainnot kesällä 2013. Yksilöiden seurantakertojen lukumäärä (Seurantakerrat), liikkumisvuorokausien määrä (Liikkumiskerrat), Yksilön kulkema kokonaismatka (Matka) ja elinpiirin koko (Koko).

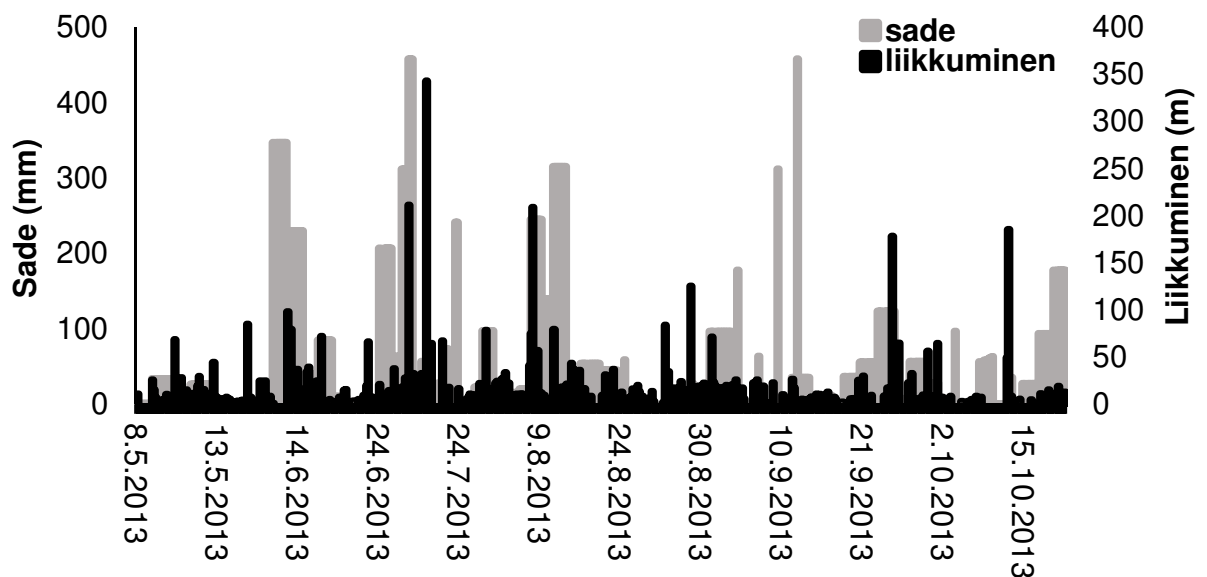
Yksilö	Sukupuoli	Jakso(t)	Paino (g)	Pituus (mm)	Seurantakerrat	Liikkumiskerrat	Matka (m)	Koko (m ²)
u6	uros	8.–22.5., 12.6.–5.8., 12.8.–25.10.	24,3	57	52	24	993	20 360
n30	naaras	15.8.–1.11.	12,6	53	29	12	135	571
u32	uros	19.8.–4.10.	16,7	50	12	9	154	80
u24	uros	19.6.–16.10.	18,3	52	41	15	429	574
u25	uros	30.6.–12.7., 17.8.–1.11.	12,1	49	33	17	357	4 030
u28	uros	2.–28.8., 16.–30.9.	12,8	49	18	5	34	70
u29	uros	5.8.–15.10.	14,9	52	31	11	119	100
u35	uros	24.8.–15.10.	15,1	47	22	4	76	351
u37	uros	26.8.–1.11.	13,3	46	25	13	362	3 233
u33	uros	19.8.–24.9.	25,4	54	27	10	56	154
n22	naaras	16.6.–9.8.	20,6	51	20	8	98	224
u17	uros	26.7.–26.08.	10,7	50	15	10	387	6108

liikkumismatkan kanssa (Spearman $n = 12$, $r = 0,734$, $P < 0,05$). Puolet liikkumishavainnoista oli välillä 3,58–14,37 m, mediaani = 6,87 m.

Empiirisen tarkastelun perusteella viitasammakot liikkuivat aktiivisimmin ja pisimpiä yksittäisiä matkoja elokuun alun ja syyskuun lopun välillä (Kuva 9). Liikkuminen oli vähäisintä kesäkuun lopun ja heinäkuun lopun välisenä aikana ja lokakuussa (Kuva 10). Sateella ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta viitasammakoiden liikkumiseen (Spearman korrelaatio: $r = 0,073$, $n = 368$, $P = 0,065$). Yksilöiden väliset seurannat alkoivat pääosin eri aikoihin ja samaan aikaan seurannassa olleiden yksilöiden määrä on pieni, joten liikkumisessa tapahtuvaa vaihtelun tilastollista riippuvuutta kausivaihteluun ja ympäristötekijöiden vaikutusta ei pystytä havaitsemaan kuin yksilötasolla (Kuva 9). Osa yksilöistä liikkui useita satoja metrejä, kun osa jäi kutulammen rannalle koko aktiivisuuskaudeksi. Pisimmän matkan liikkuivat urosyksilöt numero 6, 24 ja 17.



Kuva 9. Radioseurattujen yksilöiden kumulatiivinen liikkumismatka kesällä 2013. Numerokyltti viittaa yksilönumeroon. (6₁, 6₂, 6₃ tarkoittaa eri seurantajaksoja yksilöllä 6).



Kuva 10. Seurantapäivän pisin matka (metriä) ja 24 tunnin sadekertymä (millimetriä).

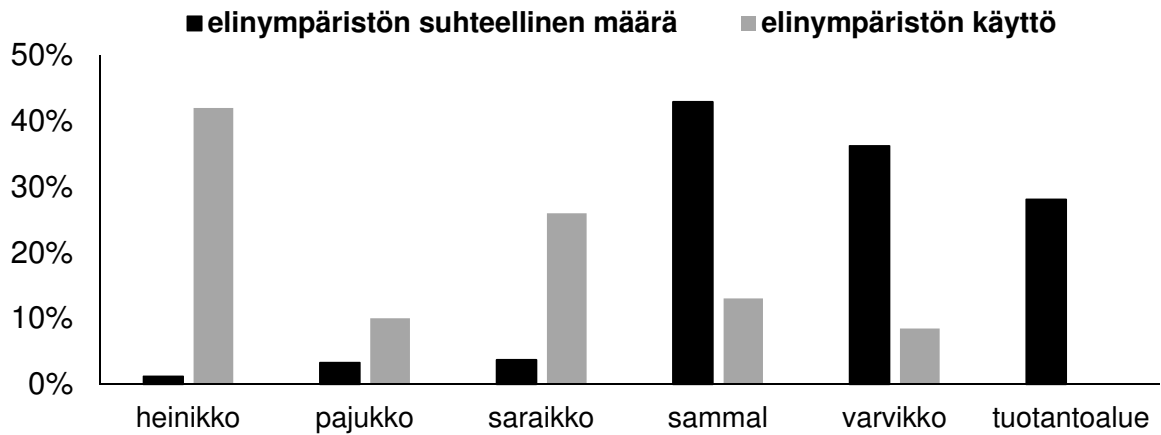
Eri elinympäristöjen pinta-alojen suhteellinen osuus tutkimusalueella jakautui elinympäristöjen välillä seuraavasti: heinikko 1 % (1,7 ha), pajukko 3 % (4,7 ha), saraikko 4 % (4,8 ha), tuotantoalue 28 % (41,1 ha), varvikko 36 % (52,9 ha), sammalikko 46 % (62,6 ha). Seurattujen viitasammakoiden elinympäristöjen käyttö eli kyseisessä elinympäristössä vietetty aika jakautui elinympäristöjen välillä seuraavasti: heinikko 42 %, saraikko 26%, varvikko 8 %, pajukko 10 %, sammalikko 13 % (Kuva 11).

Heinikko oli selvästi suosituin elinympäristö, vaikka sitä oli vähiten suhteessa muihin elinympäristöihin (Kuva 12). Heinikkoa oli pääosin kaistaleina paloaltaiden ja saroittuneiden ojien rannoilla. Suurimmat heinikkoalueet sijaitsivat pyydystys- ja vapautuspaikan läheisyydessä turvekankaiden väliin jäävällä alueella. Lisäksi heinikkoa esiintyi puustoisten alueiden, kuten varvikoiden ja sammalikon reunamilla. Viitasammakot eivät vaihtaneet elinympäristöä enää heinikossa havaitsemisen jälkeen. Eniten heinikossa viettivät aikaa elosyyskuussa seurannassa olleet yksilöt: 28, 29, 32 ja 33 (Kuva 12). Kyseiset yksilöt pysyttelivät paloaltaan tuntumassa koko seurannan ajan. Heinikon jälkeen suosituin elinympäristö oli veden tuntumassa kasvava saraikko (Kuva 11). Saraikot vaihettuivat yleensä suoraan heinikoista avoveteen päin.

Saraikkoa käyttivät eniten elinympäristönään yksilöt numero 17 ja 35, joista 35 pysytteli kutulammen läheisyydessä suurimman osan ajastaan, kun taas yksilö 17 siirtyi paloaltaan pohjoispuolella sijainneen turvekankaan saraisten altaiden läheisyyteen (Liite 1, Kuva 12).

Pajukko oli elinympäristönä kolmanneksi suosituin. Pajukot sijoituivat pääosin heinikoiden ja sarakoiden väliin jääville rantapenkoille. Pajukossa viettivät eniten aikaa kutulammen ympäristöön jääneet yksilöt 30 ja 22 (Liite 1, Kuvat 2 ja 11).

Sammalikkoa oli pääosin tutkimusalueen reunamilla ja laikuittaisesti tutkimusalueen keskellä sijaitsevilla turvekankailla. Sammalikossa viihtyivät pisimään yksilöt 6, 24 ja 37. Nämä yksilöt edustivat seuranta-aineiston eniten liikkuneita yksilöitä (Liite 1, Kuvat 1,4 ja 9).



Kuva 11. Koko tutkimusalueen elinympäristöjen pinta-alojen osuudet (musta) ja radioseurannassa olleiden viitasammakoiden kussakin elinympäristössä vietetyn ajan jakautuminen elinympäristöittäin (harmaa).

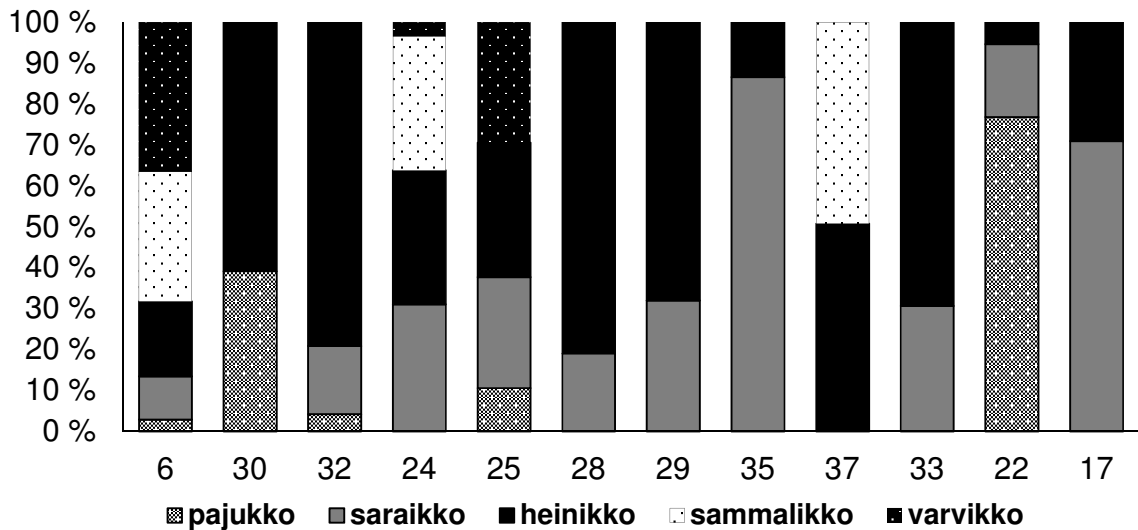
Varvikko oli yleisin elinympäristötyyppi ja sitä esiintyi joka puolella tutkimusaluetta itse turvetuotantoaluetta lukuun ottamatta. Varvikoissa esiintyivät pisimpään myös sammalikossa paljon aikaa viettänyt yksilö 6 sekä kutulammen ympäristössä ja turvekankailla liikkunut 25.

Yhtäkään seurannassa ollutta viitasammakkoa ei tavattu tuotantoalueella seurannan aikana tai kutuajan ulkopuolella.

Seuranta päättyi 1.11.2013, milloin myös kaikkien yksilöiden lähettimet poistettiin. Kaikki syksyllä seurannassa olleet yksilöt (29, 35, 37, 24 ja 6) olivat kaivautuneet 1–2 cm maahan heti karikkeen alapuolelle. Havaitsimme seurannassa olleen yksilön 6 läheisyydestä myös kolme muuta maahan kaivautunutta viitasammakkoa. Viitasammakot olivat kaivautuneet karikkeeseen 10–20 cm päähän toisistaan.

Yksilöiden välinen elinympäristön käyttö vaihteli runsaasti. Heinikko oli ainut elinympäristö, jossa joka yksilö havaittiin vähintään kerran seurannan aikana. Seuraavaksi useimmin viitasammakot käyttivät elinympäristönään saraikkoa (Kuva 12).

Varvikko oli harvimminkin käytetty elinympäristö, jota käytti elinympäristönään vain kolme yksilöä. Seurantakertojen välillä eniten liikkuneet yksilöt viettivät eniten aikaa myös erilaisissa ympäristöissä (Kuva 12).



Kuva 12. Elinympäristön käytön prosentuaalinen jakautuminen eri yksilöiden välillä.

4. TULOSTEN TARKASTELU

Tulosten perusteella voidaan tehdä alustavia päätelmiä viitasammakoiden lisääntymisestä, talvehtimispaikoista, liikkeistä ja elinympäristön käytöstä aktiivisuuskauden aikana. Tutkitut yksilöt käyttivät elinympäristönään pääosin heinikkoa, mistä viitasammakot oli pyydystetty kutuaikaan ja johon ne oli vapautettu seurantatutkimusta varten. Tutkimusalueella heinikoita esiintyi vain pysyvätisten ojien ja paloaltaiden lähistöllä. Vapautuslammen lähellä pysyttely voi viitata siihen, että viitasammakot liikkuvat vaihtelevasti ja suosivat veden läheisyyttä, mutta eivät vietä vedessä aikaa aktiivisuuskauden aikana. Lisäksi seurannassa olleet viitasammakot jäivät maan pinnalle talvehtimaan. Elinympäristöjen määrittämiseen ei käytetty virallisia luontotyyppejä, koska tutkimusalueen kaltaisista muuttumista ei ole olemassa virallista luokittelua riittävän tarkalla tasolla. Tämä oli ensimmäinen kerta, kun viitasammakon liikkeitä tutkittiin yksilöihin kiinnitetyn radiolähtetimen.

Aiemmissa tutkimuksissa viitasammakoiden liikkumisen on havaittu olevan kausiluonteista ja painottuvan keväälle ja syksyyn (Stugren 1966, Gelder & Hoedemaekers 1971, Elmberg 2008, Kovar ym. 2009). Tutkimusten mukaan viitasammakoiden on havaittu liikkuvan useita satoja metrejä, jopa kilometrejä keväisellä kutuvaelluksellaan (Gelder & Hoedemaekers 1971, Gelder & Wijnands 1987, Kovar ym. 2009). Tutkimuksessani osa viitasammakoista liikkui kudun jälkeen 250–1000 m matkoja. Osa yksilöistä ei juuri liikkunut kutulammelta, joten vaikuttaakin, että vain osa populaatiosta siirtyy kutulammelta kauemmaksi kesäajaksi. Liikkuminen vaihteli eri viitasammakkoyksilöiden ja seurantakertojen välillä runsaasti. Pisimmän matkan liikkivat yksilöt, joiden seuranta alkoi keväällä ja kesällä. Suurin osa yksilöistä liikkui vain vähän seurantakertojen välillä, mutta osa yksilöistä liikkui pitkiä matkoja suhteellisen lyhyellä aikavälillä, kunnes liikkumismatkat muuttuivat hyvin paikallisiksi aktiivisuuskauden loppua kohden. Pisin yksittäinen matka seurantakertojen välillä oli 341 m (Liite 1, Kuva 1). Viitasammakoiden lisääntymispaikoiksi soveltuvia tulvarantoja on selvitysalueella vain kohtalaisesti, mutta silti lajin on havaittu olevan alueella varsin runsaslukuinen etenkin tutkimusalueen koillisosassa.

Viitasammakot käyttivät lisääntymispaikkoinaan turvetuotantoalueen saroittuneita paloaltaita sekä ojia. Eniten soittimella esiintyneitä viitasammakoita oli tutkimusalueen keskellä, turvekankaiden välisessä paloaltaassa. Lisääntymispaikat painoutuivat turvetuotantoalueen läheisyyteen, vaikka alueen pohjoisosassa on tuotantoalueesta eristetty isohko lampi, jonka saroittuneet rannat tarjoavat suotuisan lisääntymispaikan viitasammakolle. Tutkimuksessa tehtyjen kartoitusten perusteella näyttää siltä, että vaikka äänneleviä viitasammakkokoiraita voi kohdata myös täysin kasvillisuutta vailla olevissa sarkaojissa, kutu laskettiin kuitenkin aina paikkoihin, joissa on edes jonkin verran kasvillisuutta. Tällaisia paikkoja ovat etenkin saroittuneet tai pajukasvustoiset altaat ja ojat, joissa urokset voivat äännellä vain houkutellakseen naaraita muualle kutemaan muiden urosten luota (Ryan ym. 1981, Gerhardt & Huber 2002). Viitasammakot kiinnittävät kudun vesikasvillisuuteen veden pinnan alapuolelle, minkä vuoksi kuturyppäät voivat jäädä kokonaan veden alle, ja ovat silloin hyvin vaikeasti havaittavissa. Siksi on mahdollista, että osa kudusta on voinut jäädä havaitsematta. Turvetuotantoalueella vesi on tummaa ja lämpenee nopeasti keväturingossa, mikä voi osaltaan lisätä vaihtolämpöisten viitasammakoiden kutuaktiivisuutta. Viitasammakoita ei havaittu vedessä kudun jälkeen, lukuun ottamatta tilanteita, joissa seurattava yksilö pakeni veteen piiloutuakseen.

Elinpiirien koko oli keskimäärin 5 516 m² ja yksilöiden välinen vaihtelu oli suurta (70–20 360 m²). Turvetuotantoalueen turvekankaat, paloaltaat ja heinittyneet ojat muodostavat viitasammakolle sopivan mosaiikkisen ympäristön (Mazerolle 1999). Aiemmin on myös havaittu, että tuotantoalueen eristysojat ja paloaltaat voivat toimia myös uusina viitasammakoiden lisääntymis- ja levähdyspaikkoina (Alaranta 2013). Viitasammakoiden menestymiseen alueella voi vaikuttaa myös laajahko kostea metsäalue tutkimusalueen länsireunalla, minne osa seuratuista viitasammakoista havaittiin siirtyvän viettämään kesää ja talvehtimaan. Nämä yksilöt viettivät aikaa myös useammassa elinympäristössä, kuten varvikossa ja sammalikossa. Kyseisten yksilöiden suurempi elinympäristöjen määrä johtui todennäköisesti pidemmästä seuranta-ajasta sekä aktiivisuusaikaan ajoittuneesta seurannan aloitusajankohdasta. Mitä pidempään liikkuvaa yksilöä saatiin seurattua, sitä todennäköisemmin se kohtasi myös erilaisia elinympäristöjä seurannan aikana. Tästä voidaan päätellä, että viitasammakot voivat käyttää elinympäristöään suhteellisen monipuolisesti kesän aikana. Syksyllä seurantaan otettujen yksilöiden elinpiirit olivat pienempiä kuin kesällä aloitettujen, mikä voi olla seurausta sammakoiden siirtymisestä talvehtimisalueelle, minkä jälkeen ne eivät liikkuneet enää lammen ulkopuolelle. Talvehtimisalueiden luontotyypit olivat pääosin heinikkoa, mikä selittää suurta heinikon osuutta viitasammakoiden elinympäristönä.

Kuoppapyydysten avulla pyydettyjen viitasammakoiden liikkeet painoutuivat kesäkuussa kutulammelta ulospäin ja elokuussa lampea kohti. Sama yksilö saattoi jäädä lampea ympäröiviin pyydyksiin useaan kertaan. Viitasammakoiden liikkuminen aidatun kutulammen ympärillä saattaa viitata talvehtimispaikan etsintään. Pyydyksiin jäi myös lukuisia viitasammakon poikasia, jotka poikaset nousivat lammesta heinäkuun puolen välin jälkeen, mikä on tavanomainen viitasammakoiden poikasten lammesta nousuaika (Jokinen 2012). Poikasia päätyi pyydyksiin noin viikon ajan heinäkuun loppupuoliskolla. Huomattavaa oli myös poikasten suuri määrä myös aidan ulkopuolissa pyydyksissä, josta voidaan päätellä, että ne pyrkivät muilta kutualueilta kohti paloallasta.

Kaikki seuratut viitasammakot suosivat maalla talvehtimistä, koska jokainen seurannassa ollut yksilö löytyi tutkimuksen päätyttyä lokakuun lopussa kaivautuneena maahan karikekerroksen alle. Talvehtimisen aloittaneet yksilöt löytyivät pajujen juuriin ja sammalikkoon kaivautuneena. Löysimme myös useamman tutkimukseen kuulumattoman

viitasammakon samalta paikalta talvehtimasta. Tutkimukseni tulos on ristiriidassa aiempien viitasammakoiden talvehtimisestä tehtyjen havaintojen kanssa: Elmberg (2008) havaitsi ruotsalaisten viitasammakoiden menevän jokien pohjaan talvehtimaan. Valkeisuolla maalla talvehtimiseen voi vaikuttaa elinympäristön vesitase. Vedessä talvehtiminen ei välttämättä onnistu, jos tuotantoalueen paloaltaiden veden pinta laskee pumppauksen seurauksena ja lammet jäätyvät pohjaan asti. Seurauksena voi syntyä suuntaavaa valintaa, joka suosii maalla talvehtimistä (Boyles ym. 2007).

Tutkimuksen perusteella vaikuttaa, siltä että viitasammakon elinympäristövaatimukset voivat olla aiemmin luultua vaatimattomammat. Turvetuotantoalue näyttäisi soveltuvan esiintymispaikaksi, jos tietyt elinympäristön kannalta tärkeät vaatimukset täyttyvät. Minimivaatimuksia voivat olla esimerkiksi vesialtaiden ja kasvillisuuden mosaiikkisuus sekä lammikoiden tarpeeksi pitkä ruoppausväli, jotta kasvillisuus ehtii vakiintua niissä. Lisäksi sammakoiden menestymiseen voi vaikuttaa tuotantoaluetta ympäröivän metsän kosteus ja maantieteellisen sijainnin sademäärä. Tässä tutkimuksessa seurattiin vain yhden paikallispopulaation viitasammakoita yhdellä tietynlaisella turvetuotantoalueella, joten yleisesti turvetuotantoalueen soveltuvuudesta viitasammakon elinympäristönä ei voi sanoa varmuudella mitään.

Sateen ja ilmankosteuden on havaittu vaikuttavan *Rana*-sukuun kuuluvien sammakoiden liikkumisaktiivisuuteen (Baldwin ym. 2006, Fellers & Kleeman 2007). Myös tässä tutkimuksessa liikkumismatkojen pituus ja liikkumisen määrä vaikuttivat olevan yleisempää runsaiden ja pitkään jatkuneiden sateiden jälkeen. Liikkuminen ei korreloinut sateen kanssa tilastollisesti merkitsevästi, mutta tulos oli melko lähellä hylkäämisrajaa. Tulokseen voi vaikuttaa sammakoiden seurannan painottuminen loppukesälle ja syksyyn, milloin viitasammakot olivat pääosin siirtyneet talvehtimispaikalleen ja liikkuminen oli vähäisempää myös sateen aikana. Sää tiedot ovat Tikkakosken lentokentän sääasemalta, mikä sijaitsee noin 20 km tutkimusalueesta. Pitkähkö etäisyys sääasemaan aiheuttaa epävarmuutta sääaineistoon, joten sää tiedot kertovat hyvin karkeaa tietoa sademääristä tutkimusalueella.

Epävarmuutta tuloksiin aiheuttaa lisäksi yksilöiden eriaikainen seuranta ja seurannan jaksottuminen eri vuodenaikoihin. Suurin osa onnistuneista seurannoista painottui loppukesään ja syksyille. Seuranta tutkimuksessa onnistuneiden radioseurantajaksojen määrä on pieni, minkä vuoksi lajin yleisestä liikkumiskäyttäytymisestä ei pystytä tekemään suoria johtopäätöksiä. Seuranta-aineisto perustui käsin kirjaamiseen, eikä tutkimusalueella ollut mahdollista vierailia joka päivä rajallisten resurssien vuoksi, minkä vuoksi aineistoa kertyi suhteellisen vähän verrattuna siihen, jos käytössä olisi ollut GPS-GSM-menetelmä. GPS-GSM menetelmällä paikannus saataisiin kuitenkin vain parhaimmillaan suuripiirteinen tieto elinympäristöstä joidenkin metrien tarkkuudella, kun radiomenetelmällä saatiin useimmiten yksilön tarkka sijainti elinympäristössään näköhavaintoperusteisesti. Tilanteissa, joissa yksilö oli kaivautunut lehtiin tai sammalten joukkoon tai sukeltanut veteen jouduttiin havainto tekemään epäsuorasti.

Radiolähtiminä käytettiin kahden eri valmistajan saman tyyppisiä lähettämiä. Eri valmistajien lähettimet erottuivat toisistaan antennin jäykkyyden perusteella. Molempien lähetintyyppien kohdalla havaittiin 6 cm pitkän antennin kiertyvän joissain tilanteissa saroihin kiinni, minkä seurauksena seurannassa ollut yksilö oli päässyt vetämään itsensä lähettimestä irti. Radiolähtimien paino ei ylittänyt 5 % seurannassa olleiden yksilöiden painosta, joten radiolähtimien painolla ei arvioida olleen merkittävää vaikutusta viitasammakoiden liikkumismahdollisuuksiin (Aldridge & Brigman 1988, Liukkonen-Anttila 2002, Muths 2003). Radiolähtimien yksilöllistä vaikutusta viitasammakoiden käyttäytymiseen ei voi kuitenkaan sulkea pois yksilöiden välisen suuren liikkumisen vaihtelun vuoksi.

Radiolähettimet aiheuttivat osalle yksilöistä hiertymiä erityisesti tutkimuksen alussa. Hiertymien määrää saatiin kuitenkin vähennettyä asettamalla vyöt löysemmälle ja puhdistamalla vyö, mikäli siihen oli ilmaantunut pinttynyttä likaa. Väiden löysäämisen seurauksena seurantayksilöt pääsivät kuitenkin irtoamaan lähetimestä herkemmin. Naaraat karkasivat lähettimistä useammin kuin urokset. Naarailla on huomattavasti hoikemmat jalat, mikä edesauttoi lähettimien irtoamista niiden vyötäröltä. Vyöt eivät pysyneet naarailla kiinni, koska niiden vyötärön koko pieneni kudun purkauduttua ulos parittelun yhteydessä. Urokset tarttuvat naarasta kiinni vyötärestä kudun aikana, mikä voi osaltaan vaikuttaa lähettimen irtoamiseen naaraalta.

Useita seurannassa olleita viitasammakoita jäi myös sorsien, kyiden, harakoiden ja vesimyyrien saaliiksi. Saaliiksi jäämiseen saattoi vaikuttaa antenni, jonka ansiosta seurantayksilön saattoi olla vaikeampaa kaivautua sammalikkoon tai pohjalietteeseen saalistajan ulottumattomiin. Toisaalta viitasammakoiden ja tavallisten sammakoiden populaatioista jää yksilöitä runsaasti saaliiksi myös luontaisesti (Laurila ym. 2006). Viitasammakon elinympäristössä tuleekin olla riittävästi piilopaikkoja (levähdyspaikkoja) selviytymisen turvaamiseksi.

Lisääntymis- ja levähdyspaikat ovat lajin elinympäristön osia, jotka ovat välttämättömiä lajin säilymiselle elinympäristössään. Viitasammakon kohdalla lisääntymis- ja levähdyspaikka käsittää kutupaikan tai lähekkäiset kutualtaat, sekä esiintymispaikalla olevan muun elämiseen soveltuvan ympäristön. Lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittämis- ja heikentämiskielolla on tarkoitus säilyttää ekologinen toiminnallisuus siten, että esiintymispaikka voi jatkossakin tarjota kaiken, mitä kyseinen eläin tarvitsee voidakseen levätä tai lisääntyä onnistuneesti. Lisääntymis- ja levähdyspaikan heikentämisellä tarkoitetaan jonkin sellaisen toimenpiteen tekemistä, joka johtaa lisääntymis- ja levähdyspaikan toiminnallisuuden heikkenemiseen. Viitasammakon kohdalla tämä tarkoittaa kutemiseen ja ravinnon hankkimiseen tarkoitettujen lammen kuivattamista ja kasvillisuuden poistamista lammen ympäriltä, jolloin kulkuyhteydet suojaisiin ja kosteisiin räme- tai korpilaikkuihin katkeaa.

Tämä tutkimus osoittaa, että lisääntymis- ja levähdyspaikan ympärillä monenlainen maankäyttö (esimerkiksi turvetuotanto) on mahdollista, mikäli kulkuyhteydet eri lisääntymis- ja levähdyspaikkojen välillä turvataan. Kulkuyhteydskasvillisuutena olisi hyvä olla puustoa ja heinikkoa vähintään 5–10 m kaistaleena. Havaintojen perusteella viitasammakko kykenee kulkemaan suotuisissa olosuhteissa, kuten lämpimänä, sateisena yönä jopa 341 metrin matkoja.

KIITOKSET

Tutkimus tehtiin yhteistyössä ELY-keskuksen ja Vapo Oy:n biologien kanssa. Työn ohjaajana toimii Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksen maatalous- ja metsätieteiden tohtori Atte Komonen. Yhteistyötahoina ELY-keskuksella olivat Johanna Hallman sekä Timo Kypärä ja Vapolla biologi Lauri Ijäs. Tutkimuksessa avustivat keväällä, kesällä ja syksyllä harjoittelijat Maiju Peura, Olli-Pekka Tervo ja Henna Ruuth. Suuret kiitokset heille kaikille tutkimuksessa avustamisessa.

KIRJALLISUUS

- Aldridge H.D.J.N. & Brigham R.M. 1988. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: a test of the 5% "rule" of radio telemetry source. *J. Mammal.* 69: 379–382.
- Amlaner C.J. 1978. Biotelemetry from free ranging animals. Teoksessa: Stonehouse B. *Animal Marking: Recognition Marking of Animals in Research*, Macmillan, London, s.205–228.
- Arnold E.N. & Burton J.A. 1978. *Euroopan sammakkoeläimet ja matelijat*. Tammi.
- Arnold N., Oviden D. 2002. *A field guide to the Reptiles and Amphibians of Britain and Europe*. Harper Collins Publishers, 288 p.
- Begon M., Townsend C.R. 1996. *Ecology: From Individuals to Ecosystems, 4th Edition*. John Wiley & Sons, Limited. Sussex, UK.
- Baker R.R. 1978. *The Evolutionary Ecology of Animal Migration*. Hodder & Stoughton, London.
- Baldwin R.F, Calhoun A.J.K., de Maynadier P.G. 2006. Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: a case study using movements and habitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *J Herpetol* 40: 442–453.
- Björn L. 1998. Plasticity or fixed adaptive traits? Strategies for predation avoidance in *Rana arvalis* tadpoles. *Oecologia* Vol. 117: 119–126.
- Bogdan S. 1966. Geographic variation and distribution of the Moor Frog, (*Rana arvalis Nilsson*): *Ann. Zool.* 3: 29–39.
- Boyles J.G., Dunbar M.B., Storm J.J ym. 2007. Energy availability influences microclimate selection of hibernating bats. *J. Exp. Biol.* 24: 4345–50.
- Buehler E.R. 1976. Chemiluminescent tag for tracking bats and other small nocturnal animals. *J. Mammal.* 57: 173–176.
- Burrow A., Herrick, Adam., ym. 2012. A Fully adjustable belt for ranids and bufonids. *Herpetol. Rev.* 34:345–348. *Herpetol. Rev.* 43: 66–68.
- Calabrese J. M., and W. F. Fagan. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 529–536.
- Duellman W. E. & Trueb, L. 1986. *Biology of Amphibians*, John Hopkins University Press, Baltimore.
- Elmberg J. 2008. *Ecology and natural history of the moorfrog (Rana arvalis) in boreal Sweden*. Supplement 13: 179–194. D. Glandt & R. Jehle (toim.): Der Moorfrosch/The Moor frog.
- Fellers G.M. Kleeman P.M. 2007. California red-legged frog (*Rana draytonii*) movement and habitat use: implications for conservation. *J Herpetol* 41: 276–286.
- Frankham R. 1998. *Inbreeding and extinctions: Island Populations*. Conservation Biology, 12: 665–675.
- Gelder J.J.V. & Hoedemaekers H.C.M. 1971. Sound Activity and Migration During the Breeding Period of *Rana temporaria* L., *R. arvalis* Nilsson, *Pelobates fuscus* Laur. and *Rana esculenta* L. *J. Anim. Ecol.* 40: 559–568.
- Gelder J.J.V & Wijnands H.E.J. 1987. Twenty years of ecological investigations on the moor frog *Rana arvalis* Nilsson. In *Der Moorfrosch--Metelener Artenschutzsymposium*, Teoksessa Glandt D. & Podloucky R. (toim.) *Beih. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspfl, Niedersachs*, s. 141–5.
- Gerhardt H.C. & Huber F. 2002. *Acoustic communication in insects and anurans: common problems and diverse solutions*. University of Chicago Press, Chicago.

- Gadgil M. 1971. Dispersal: population consequences and evolution. *Ecology*. 52: 253–261.
- Getz W.M. & Wilmers C.C. 2004. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography*. 27: 489–505.
- Greenwood R.J. and Sargeant A.B. 1973. Influence of radio packs on captive mallards and blue-winged teal. *J Wildlife Manage*. 37: 3–9.
- Hamilton W.D. & May R.M. 1977. Dispersal in the stable habitats. *Nature*. 269: 578–581.
- Hall L.S., Krausman P.R. & Morrison M.L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull*. 25: 173–182.
- Hamarus A. & Jämsä A. 2014. Poikkeaminen luonnonsuojelulain (1096/1 996) 39 §:n mukaisesta rauhoitettujen sammakolajien yksilöiden häiritsemis- ja pyydystämiskiellosta. Dnro KESELY/226/07.01/2014.
- Hanski I & Kalliola I. 2007. *Kutistuva maailma. Elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset*. Gaudeamus, Helsinki.
- Hanski I. 2005. The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss. *International Ecology Institute*. 63: 307.
- Hanski I., Lindström J., Niemelä J., ym. 1998. *Ekologia*. WSOY, Helsinki.
- Hartung H. & Glandt D. 2008. Seasonal migrations and choice of direction on moor frogs (*Rana arvalis*) near a breeding pond in North West Germany. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 13*: 455–465. D. Glandt & R. Jehle (toim.): Der Moorfrosch/The Moor frog.
- Hartung H. 1991. Untersuchungen zur terrestrischen Biologie von Populationend es Moorfrosches (*Rana arvalis* Nilsson 1842) unter besondere reruicksichtigudng Jahresmobilität, PhD thesis, University of Hamburg.
- Heatwole H. 2005. *Amphibian Biology*. Surrey Beatty & Sons. Devon, UK.
- Hewitt G.M. 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biol. J. Linn. Soc*. 58: 247–276.
- Hofrichter R. 2000. *Amphibians. The world of Frogs, Toads, Salamanders and Newts*. Firefly Books, Buffalo.
- Honkasalo T. 2002. Metsämyyrän (*Clethrionomys glareolus*) vaikutus kenttämyyrän (*Microtus arvalis*) jälkeläistuotantoon, aktiivisuuteen ja tilankäyttöön. Ekologian ja Ympäristöhoidon Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto, 31 s
- Hutchinson G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22: 415–427.
- Jokinen M. 2012. *Viitasammakko Rana arvalis Nilsson, 1842*. Esiselvitys, SYKE 2012.
- Johnson D.H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61: 65–71.
- Katajisto J. 2006. Habitat use and population dynamics of brown bears *Ursus arctos* in Scandinavia. Helsinki Department of Biological and Environmental Sciences. PhD.
- Kruuk H. 1978. Spatial organisation and territorial behaviour of the European badger *Meles meles*. *J. Zool*. 184: 19.
- Koli L. 1984. *Suomen eläimet, osa 3: Kalat, sammakkoeläimet ja matelijat*. Weilin+Göös. Helsinki.
- Keith L.B., Meslow E.C. & Rongstad O.J. 1968. Techniques for snowshoe hare population studies. *J. Wildlife Manage*. 32: 801–812.
- Kenward R.E. 1982. Techniques for monitoring the behaviour of grey squirrels by radio. *Telemetric Studies of Vertebrates*. Cheeseman and R.B. Mitson (toim.), *Academic Press, London*. s. 175–196.

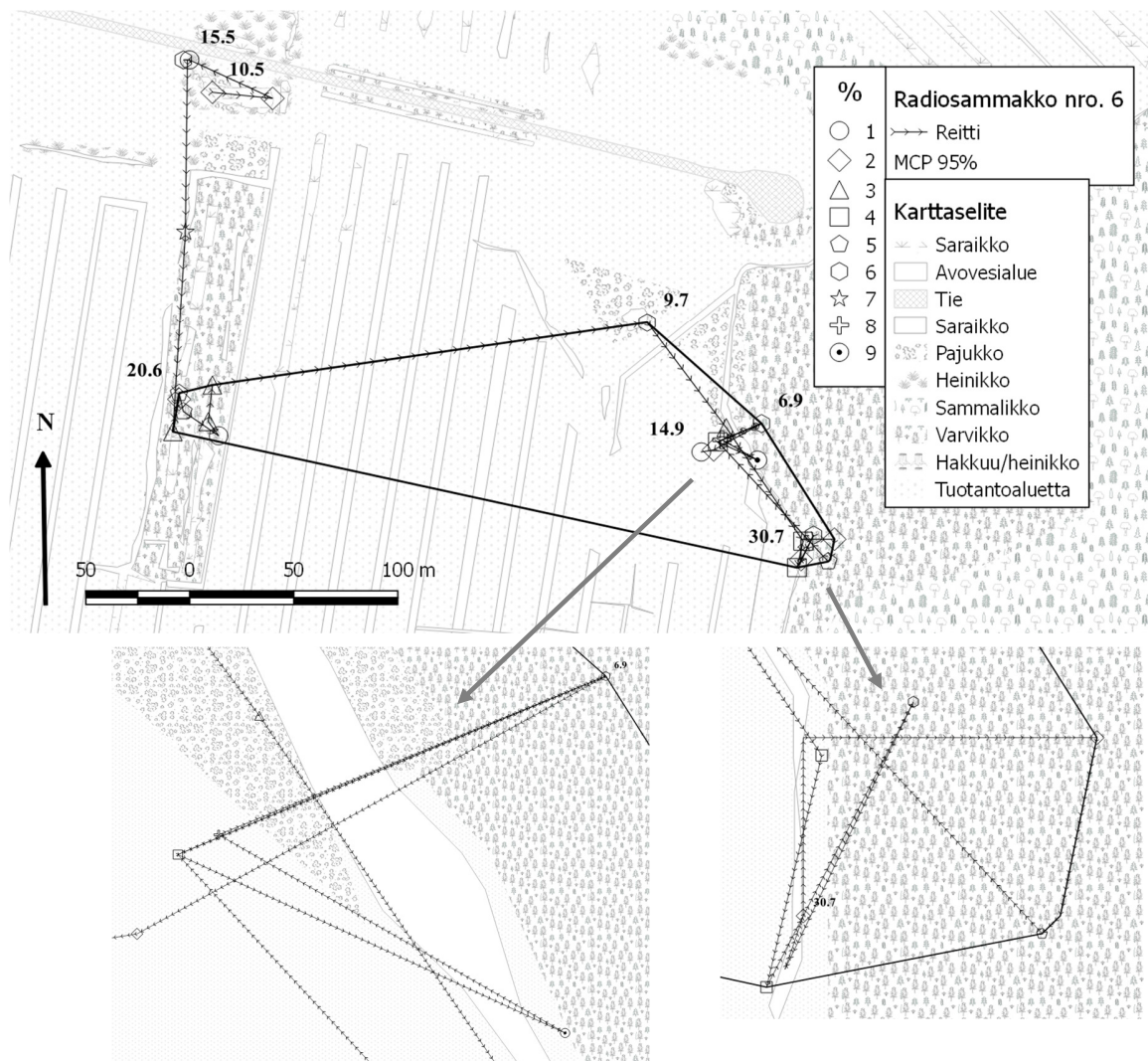
- Kenward R.E 1987. *Wild life radio tagging*. Academic press, London.
- Kovar R., Brabec M., Radoval V. & Boeck R., 2009. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30: 367–378.
- Lande R. 1998. An thropogenic, Ecological and Genetic Factors in Extinction and Conservation. *Res. Popul. Ecol.* 40: 259–269.
- Lappalainen M. & Sirkiä P. 2009: *Suomalainen sammakkokirja*. Kustannusosakeyhtiö Sammakko, Turku.
- Laurila A., Pakkasmaa S. & Merilä J. 2006. Population divergence in growth rate and antipredator defences in *Rana arvalis*. *Oecologia* 147: 585–595.
- Leinonen V. 2013. *Meritaimenen (Salmo trutta M. trutta) radiotelemetriaseuranta Tenojoessa 2011–2012*. Turun ammattikorkean kala- ja ympäristötalous.
- Lehtonen E., Oksanen S., Aalto N., ym. 2012. Rysillä Selkämereltä pyydystettyjen hallien satelliittiseuranta vuosina 2008–2009. *Riista ja kalatalous tutkimuksia ja selvityksiä 2/2012*. Riista ja kalatalous.
- Leuze C.C.K. 1976. *Social behaviour and dispersion in the water vole, Arvicola terrestris (L.)*. PhD Thesis. University of Aberdeen, Aberdeen.
- Liukkonen-Anttila T. 2002. Radioseurannasta. <http://shiekkal.letku.net/fasaanit/radioseurannasta.html>. Luettu 5.5.2014
- Litvaitis J.A., Titus K. & Anderson E.M. 1994. Measuring vertebrate use of territorial habitats and foods. Teoksessa: Bookhout T.A. *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. 5th ed. The Wildl. Soc. Bethesdas. s. 254–74.
- Mahoney K.D. Latdict. Latin Dictionary & Grammar Resources. Luettu 10.11.2017. <http://latin-dictionary.net/>
- Macdonald D.W. & Amlaner C.J. 1980. A practical guide to radio tracking. A Handbook on *Biotelemetry and Radio Tracking*. Pergamon Press, Oxford.
- Maynard Smith J. 1972. *On Evolution*. Edinburgh University Press. Edinburgh
- Mazerolle M. 1999. *Amphibians in fragmented peat pogs: abundance, activity, movements and size*. *J. Herpetol.* 35:13–20
- McGarrity M.E & Johnson S.A. 2010. An Effective Chemical Deterrent for Invasive Cuban Treefrogs. *Hum-Wildl Interact.* 40:14
- Mikko S. & Andersson L. 1995. Low major histocompatibility complex class II diversity in European and North American moose. *P. Natil. Acad Sci. USA.* 92: 4259–4263.
- Moor T., & Mcdonald D. 2005. Indirect negative impacts of radio-collaring: sex ratio variation in water voles. *J. Appl. Ecol.* 42: 91– 98.
- Muths E. 2003. A radio transmitter belt for small ranid frogs. *Herpetol. Rev.* 34:345–348.
- Odum E.P. & Barrett G.W. 1971. *Fundamentals of ecology*. W.B. Sanders Co., Philadelphia.
- Okkonen L. 2007. *Teeren (Tetrao tetrax) pienpoikasajan elinympäristöt ja poikasravinnoksi tarjolla olevan selkärangatonfaunan määrä ja laatu keskisuomalaisissa talousmetsissä*. Ekologian ja ympäristönhoidon Pro Gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto, 32s.
- Parker G.A. 1984. *Evolutionarily stable strategies. Behavioral Ecology: An Evolutionary Approach*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Peuranen S. & Hohtola E. 2013. Eläinkoelupa. ESAVI/3500/04.10.07/2013
- Pocheville A. 2005. The Ecological Niche: History and Recent Controversies. Teoksessa: Heams T., Huneman P., Lecointre G., ym. (toim.), *Handbook of Evolutionary Thinking in the Sciences*, s.547–586
- Randolph S.E. 1977. Changing spatial relationships in a population of *Apodemus sylvaticus* with onset of breeding. *J Anim. Ecol.* 46: 653–676.

- Rasmussen D.R. & Rasmussen K.L. 1979. Social ecology of adult males in confined troop of Japanese macaques (*Macaca fuscata*). *Anim. Behav.* 27: 434–445.
- Reunanen P. 2006. Liito-orava lainsäädännössä - ekologis-juridinen näkökulma lajisuojeluun. *Ympäristöjuridiikka*. 1: 34.
- Rowley J. & Alford R. 2007. Techniques for tracking amphibians: the effects of tag attachment, and harmonic direction finding versus radio telemetry. *Amphibia-Reptilia* 28: 367–376.
- Ryan M.J., Tuttle M.D & Taft L.K. 1981. The costs and benefits of frog chorusing behaviour. - *Behav. Ecol. Sociobiol.* 8: 273–278.
- Sahney S., Benton M.J. & Falcon-Lang H.J. 2010. Rainforest collapse triggered Carboniferous tetrapod diversification in Euramerica. *Geology*. 38: 1079–1082.
- Stuart S., N., Chanson J., S., Cox N., A., ym. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306: 1783–1786.
- Stugren B., 1966. Geographic variation and distribution of the moor frog, *Rana arvalis* Nilss. *Ann. Zool. Fen.* 3. 29±39.
- Stebbins R.C. & Cohen N.W. 1995. *Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Stoyanova A. & Mollov I. 2008. Diet and trophic niche overlap of the Moor frog (*Rana arvalis* Nilsson, 1842) and the Common frog (*Rana temporaria* L. 1758) from Poland. *Anniversary Scientific Conference of Ecology, Proceedings*: 181–190.
- Terhivuo J. 1993. Provisional atlas and status in of populations the of Finland for herpetofauna 1980-92. *Zool. Fennici* 30:55-69.
- Tester J.R. 1971. Interpretation of ecological and behavioural data (111 wild animals obtained by telemetry with special reference to errors and uncertainties. *Proceedings of a Symposium on Biotelemetry*. 1: 385–408.
- Tirri R., Lehtonen J., Pihakaski S. 1993 ym. *Biologian sanakirja*. Otava. Suomi.
- Vierelä M. 2008. Lohen (*Salmo salar*) kutuvaelluskäyttäytyminen Näätäjärven vesistössä. Kalabiologian ja kalatalouden Pro gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto, 33 s
- Vos C.C & Chardon J.P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog (*Rana arvalis*). *J. Appl. Ecol.* 1: 44-56.
- Wolcott T.G. 1980. Optical and radio optical techniques for tracking nocturnal animals. *A Handbook on Biotelemetry and Radio Tracking*. Pergamon Press, Oxford.
- Worton B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Model.* 38: 277–298.
- Thomas J. W. 1979. *Wildlife habitats in managed forests: The Blue Mountains of Oregon a Washington*. U.S.D.A., Forest Service Handbook 553. Washington D.C.
- Yagi H., 1928. Beam transmission of ultra-shortwaves, *Proceedings of the IRE*, 16: 715–740.

LIITE 1. Liikkumiskartat

Yksilö nro 6 uros 8.5.–22.5. ja 12.6.–25.10.2013

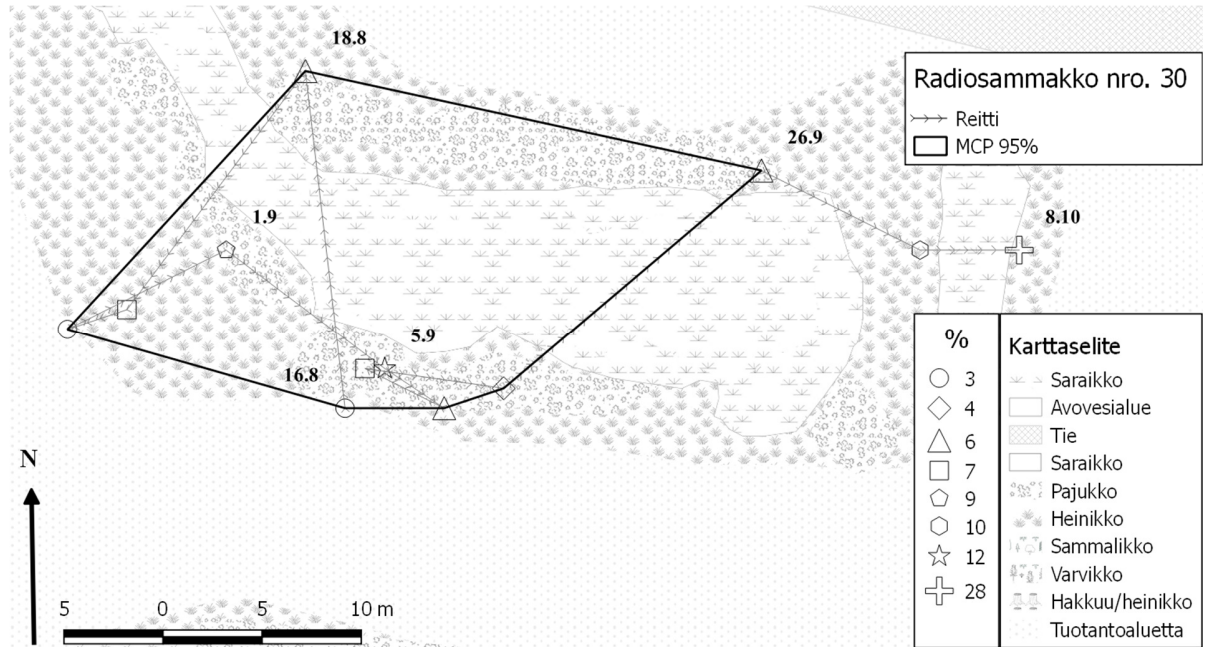
Yksilö vapautettiin lampeen 8.5. (Kuva 1. vasen yläkulma), jossa se vietti aikaa ensin lammen eteläosan ja itäosan saraikoissa, kunnes se siirtyi 20.5. eteläisen turvekankaan itäpuolelle saraikkoiselle ojan reunalle. Lammikoiden sarat olivat pääosin vedessä ja rantavyöhykkeessä kasvavaa pullosaraa. Yksilö kulki turvekangasta etelään 14.6. Yksilö tavattiin useaan otteeseen turvekankaan varvikosta 3.7. asti, josta se siirtyi 6.7. turvekentän yli länteen, turvekentän reunassa sijaitsevalle paloaltaalle. Täältä yksilö jatkoi matkaansa 12.7. kaakkoon metsän reunaan turvekentän eristysojan reunalle. Täällä elinympäristö vaihteli heinikon, varvikon ja sammalikon välillä 21.9. asti, kunnes sammakko kaivautui maahan. Seuranta lopetettiin 25.10., kun yksilö oli kaivautunut maahan talvehtimaan. Yksilön kaivautumispaikalta noin 30 cm säteeltä löytyi myös kaksi muuta seurannan ulkopuolista talvehtimaan kaivautunutta yksilöä.



Kuva 1. Yksilön nro 6 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 30 naaras 15.8.–1.11.2013

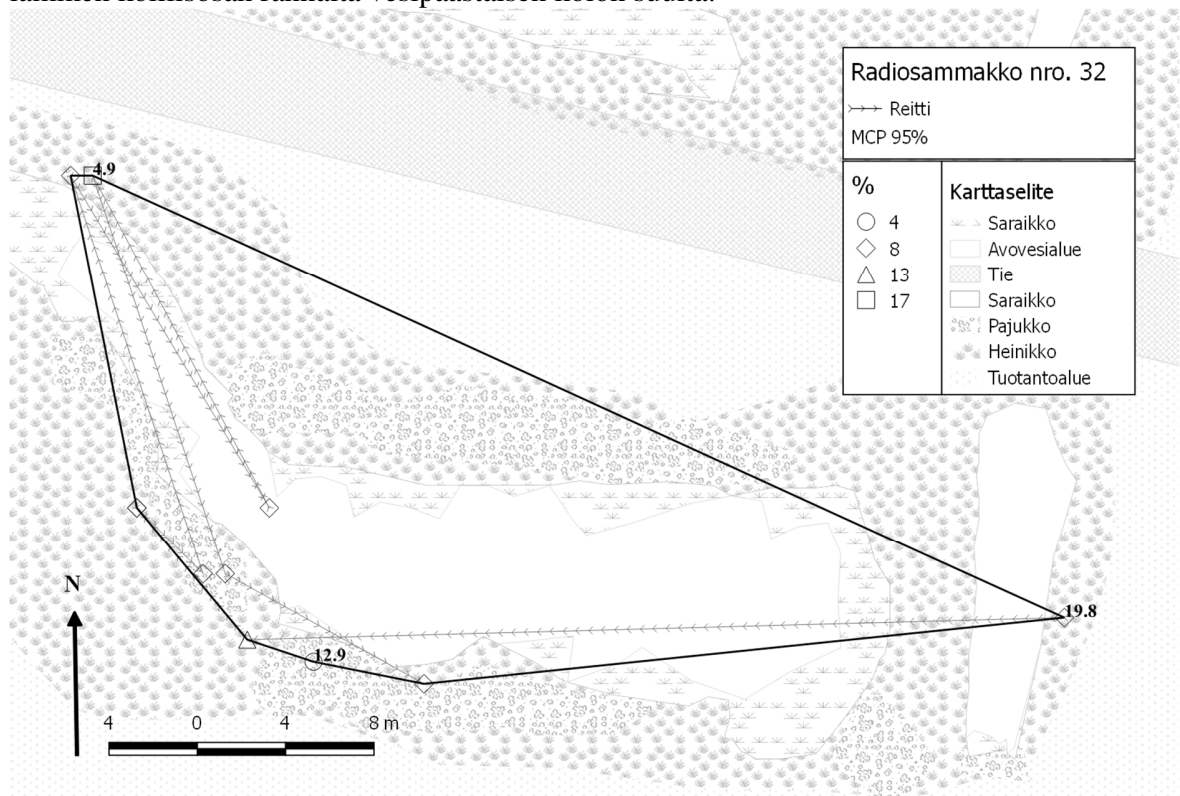
Yksilö pysyi tutkimuslammen lammen ympäristössä. Elinympäristö vaihteli heinikon ja pajukon välillä. Liikkuminen loppui 7.10. ja yksilö löytyi kaivautuneena maahan. Lähetin poistettiin 1.11.



Kuva 2. Yksilön nro 30 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 32 uros 19.8.–4.10.2013

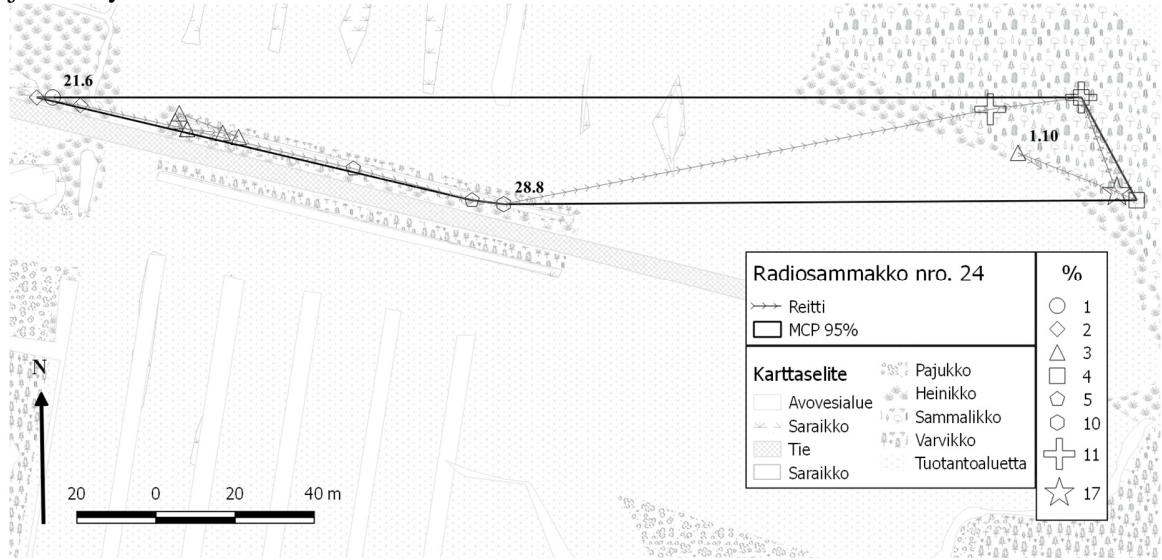
Yksilö vapautettiin lammen itäpuoleisen ojan itäpuolelle, josta se siirtyi 28.8. lammen eteläpuolelle saraikkoon. Saraikosta yksilö siirtyi 30.8. lammen pohjoispuolella sijaitsevien nuorten koivujen juurelle. Yksilö havaittiin 2.9. uimassa lammessa ja 4.9. yksilö oli jälleen palannut samaan paikkaan koivun taimien juureen lammen pohjoisosaan. 8.9. vahvin signaali tuli eri puolilta lammen eteläosaa, mutta näköhavaintoa ei saatu. Yksilön jäänteet löytyivät 4.10. lammen koillisosan rannalta vesipäästäisen kolon suulta.



Kuva 3. Yksilön nro 32 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 24 uros 19.6.–16.10.2013

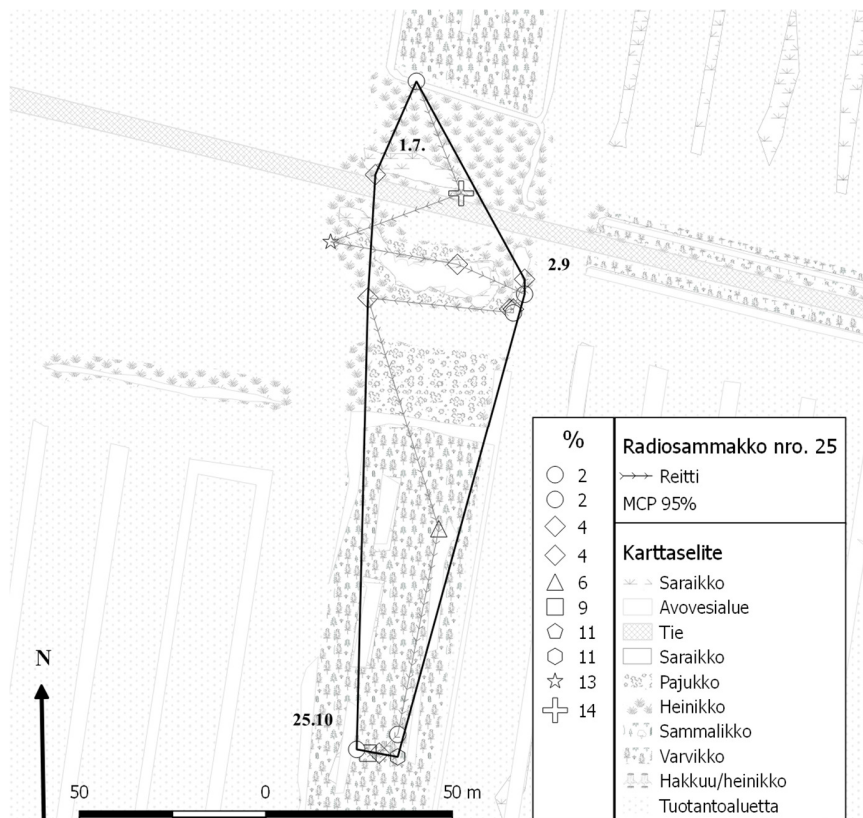
Yksilö pyydystettiin käsin huoltotien pohjoispuolen ojasta turvehaudan kohdalta. Yksilö vietti seurantojen välissä aikaa ojan ympäristössä liikkuen noin 10–37 m matkoja. Liikkuminen jatkui aina 30.6. asti, kunnes yksilö havaittiin huoltotien viereiseen ojan penkalta 3.7. Yksilö viihtyi ojan heinikkoisessa varvikossa 28.8. asti, kunnes se siirtyi tutkimusalueen keskellä sijaitsevan paloaltaan eteläpuoleiselle turvekangasmetsäsaarekkeelle rahkasammalikkoon. Täällä yksilö vietti aikaansa 30.8.–25.9. asti, kunnes se löytyi kuolleena ojan pohjalta 15.10. Tarkkaa sammakon kuolinaikaa on vaikea määrittää, koska radiosignaali heikkeni 25.9. jälkeen, minkä jälkeen yksilöstä ei oltu saatu enää näköhavaintoa.



Kuva 4. Yksilön nro 24 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 25 uros 30.6.–12.7.2013 ja 17.8.–25.10.2013

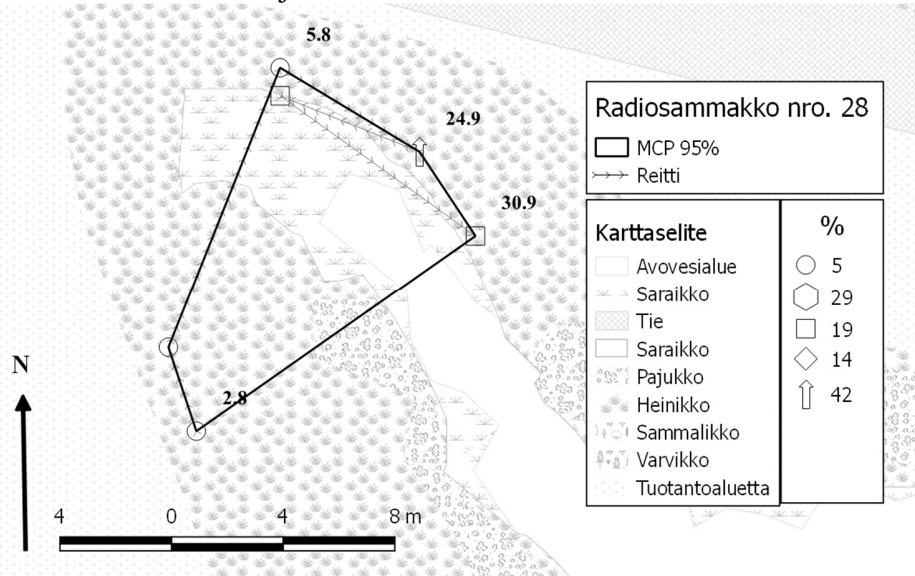
Yksilö vapautettiin 30.6. lampeen tien pohjoispuolelle, jossa sammakko vietti aikaa heinikossa 11.7. asti, josta se siirrettiin hoitoon vyöstä selkään syntyneiden nirhaamien takia. Yksilö palautettiin maastoon 17.8. tutkimuslammen länsipuolelle, jossa se vietti aikaa heinikossa, josta se siirtyi 28.8. lammen pohjoispuoleiseen pajukkoon. Tämän jälkeen yksilö siirtyi 2.–19.9. väliseksi ajaksi lammen itäpuolella sijaitsevan ojan heinikkoon. Seuraavaksi yksilö siirtyi lammen lounaisosaan muutamaksi päiväksi, kunnes se siirtyi 25.9. ulos lammikolta 64,8 metriä eteläisen turvehaudan pohjoisosiin, rahkasammalien joukkoon. Sammalien joukosta se jatkoi 30.9. matkaansa 56 metriä etelään, jossa aikaa vietettiin turvehaudan penkan kolossa, kunnes lähetin löytyi irrallaan koivun juurelta turvepenkasta 25.10.



Kuva 5. Yksilön nro 25 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 28 uros 2.8.–30.9.2013

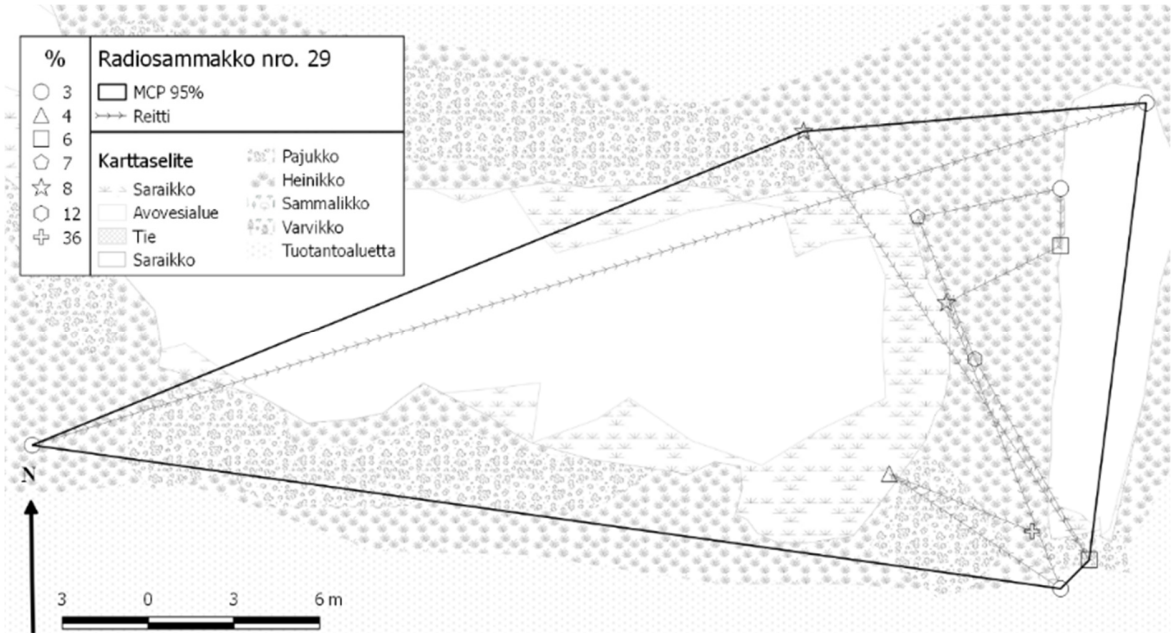
Yksilö vapautettiin 2.8. lammen reunalle heinikkoon, josta yksilö siirtyi paloaltaan pohjoispuolella sijaitsevaan heinikkoon, missä se liikkui edestakaisin rantaheinikossa noin 8 metrin säteellä. Yksilö ja lähetin katosivat 30.9.



Kuva 6. Yksilön nro 28 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 29 uros 5.8.–15.10.2013

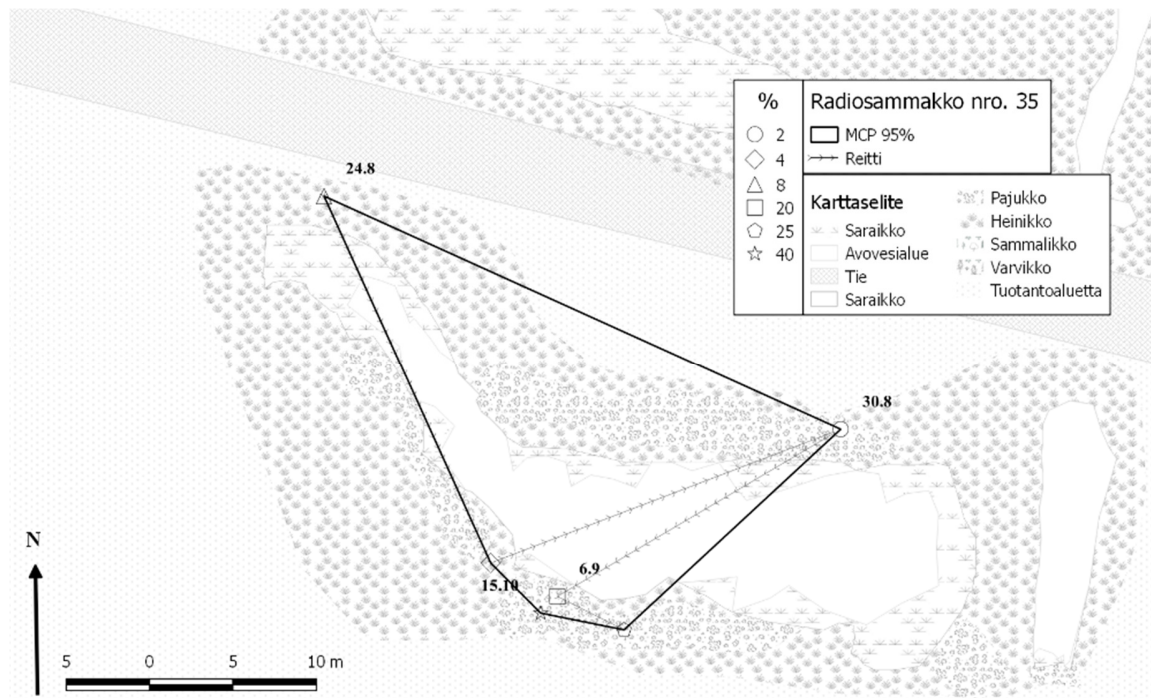
Yksilö vapautettiin 5.8. lammen luoteisosaan heinikkoon, josta se siirtyi 7.8. lammen itäpuolelle ojan päätyheinikkoon. Seuraavalla seurantakerralla 9.8. sammakko oli siirtynyt lammen pohjoispuolelle pajukkoon. 16.8. yksilö tavoitettiin ojan eteläpäädyssä pajujen juurelta. Yksilö vietiin hoitoon 15.10. nirhaamien vuoksi. Seuranta ei jatkettu, vaan yksilö vapautettiin lammen rannalle ilma lähetintä hoidon jälkeen.



Kuva 7. Yksilön nro 25 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 35 uros 24.8.–15.10.2013

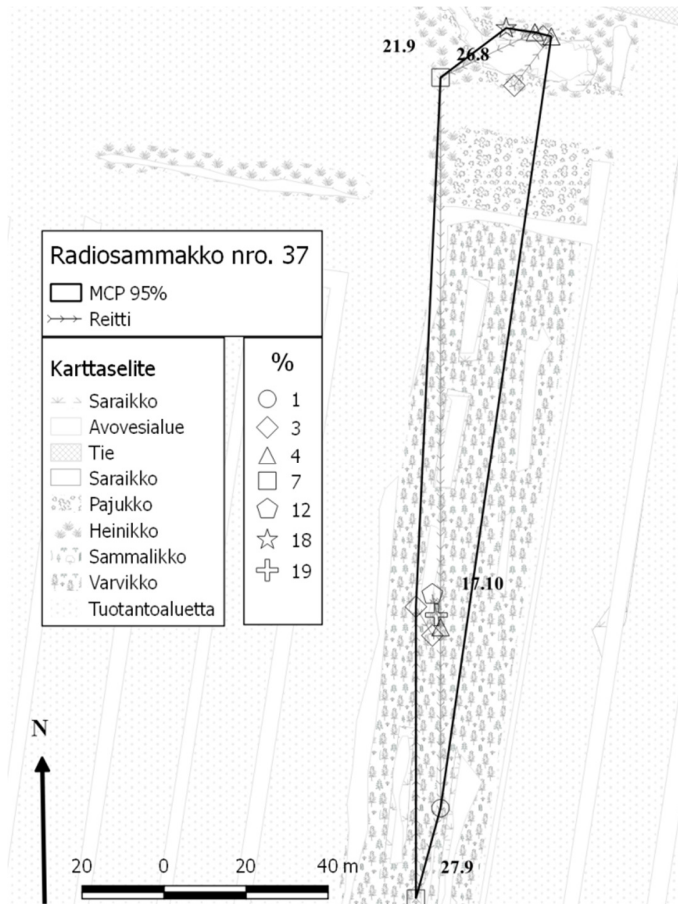
Sammakko vapautettiin pyydykselle 4. tutkimuslammen länsipään heinikkoon 24.8. Yksilö kulki ensin paloaltaan eteläpuolelle, josta se jatkoi matkaansa 30.8. paloaltaan pohjoispuolella sijaitseviin pajukoihin noin viikoksi. Pajukoista yksilö siirtyi taikaisin paloaltaan eteläpuolelle 6.9., jossa se liikkui noin metrin säteellä, kunnes se jäi vesimyyrän saaliiksi 28.9. tienoilla. Lähetin ja sammakon raato löydettiin vesimyyränkolosta 15.10.



Kuva 8. Yksilön nro 35 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 37 uros 26.8.–1.11.2013

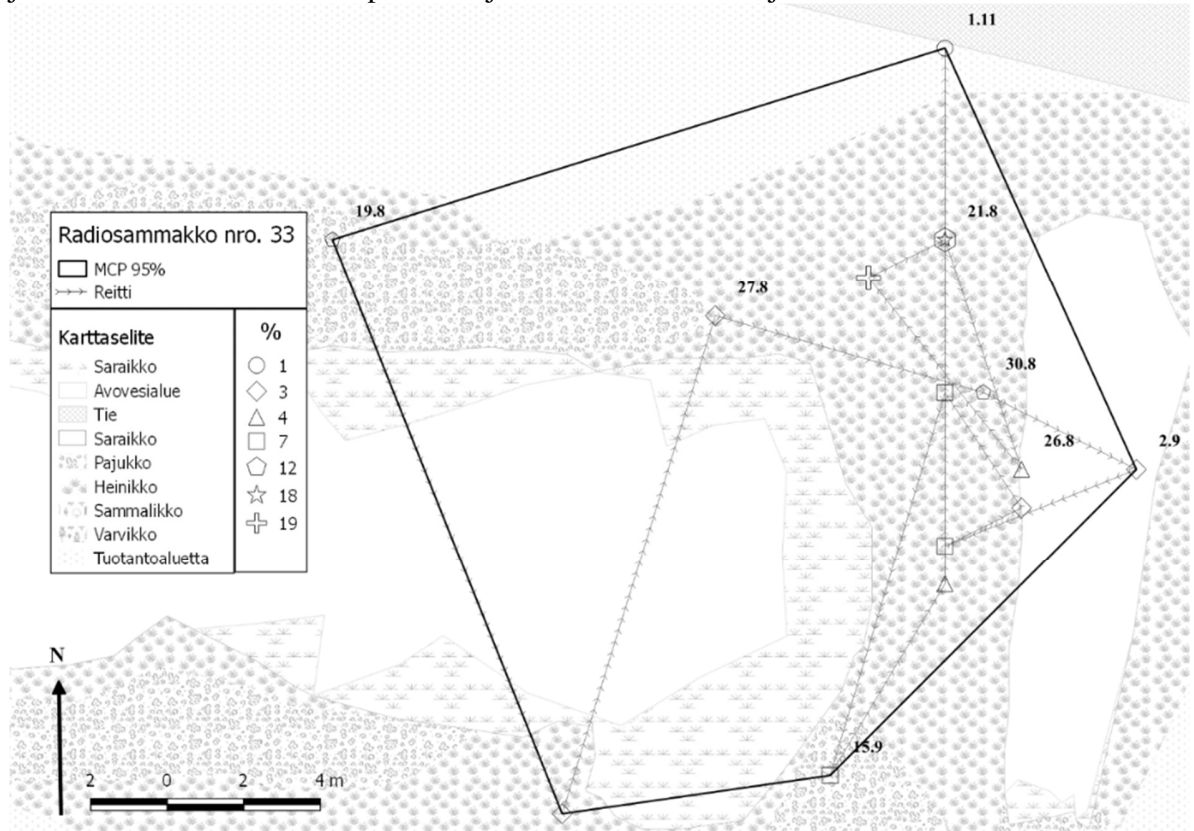
Yksilö vietti 24.8. suurimman osan ajastaan lammen läheisyydessä rantaheinikossa ja -pajukossa, kunnes se siirtyi 27.9. 178 metriä eteläpuoleisen turvekankaan eteläosassa sijaitsevaan heinikkoon. Yksilö palasi 27.9.–30.9. 64 m pohjoiseen turvekankaan keskivaiheille. Tämän jälkeen yksilö kulki seurantakertojen välissä noin 2–10 metrin matkoja turvehautojen välisissä rahkasammalikoissa, kunnes se kaivautui rahkasammalikkoon keskelle turvehautaa 10.10., jossa yksilö vietti aikaa aina lumeen tuloon asti. Lähetin käytiin poistamassa 1.11.



Kuva 9. Yksilön nro 37 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 33 uros 19.8.–1.11.2013

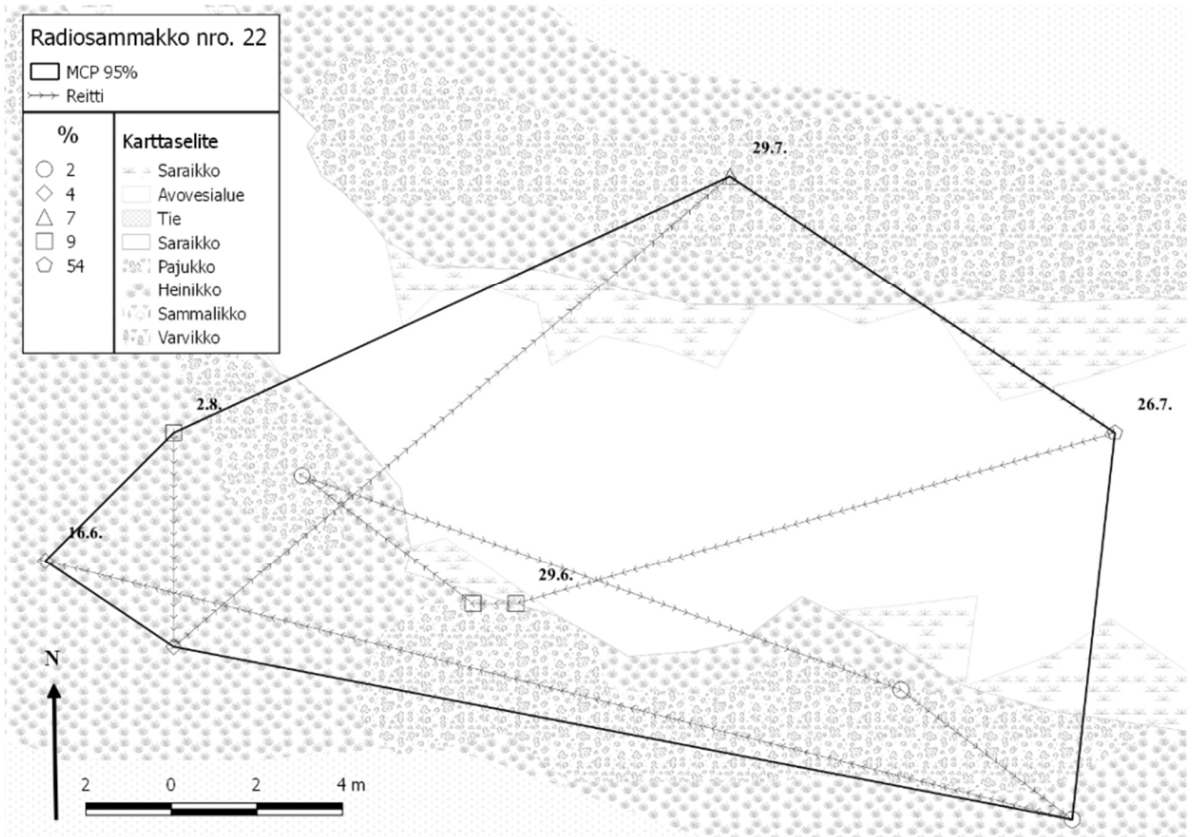
Isokokoinen yksilö vapautettiin lammen pohjoispuolelle heinikkoon. Yksilö siirtyi lammen eteläpuoleiseen saraikkoon 21.–25.8. välisenä aikana. 26.8. yksilö tavattiin lammen pohjoispuoleisesta saraikosta, jonka jälkeen yksilö tavattiin 27.8. kaivautuneena lammen itäpuoleiselle saviselle kannakselle, ojan lammen väliin noin 3 cm syvyyteen. 30.8. sammakko oli siirtynyt pois kuopasta ja siirtynyt pajukon juurelle lehtien alle. Siirtyminen johtui todennäköisesti yksilön häiriintymisestä yksilön esiin kaivamisen seurauksena. Tämän jälkeen yksilö siirtyi vielä ja kaivautui itäpuoleisen ojan seinämään turvekasan sisälle 1.11. Siirtyminen jatkuvasti uuteen talvehtimispaikkaan johtui todennäköisesti jatkuvasta häirinnästä.



Kuva 10. Yksilön nro 33 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 22. naaras 16.6.–9.8.2013

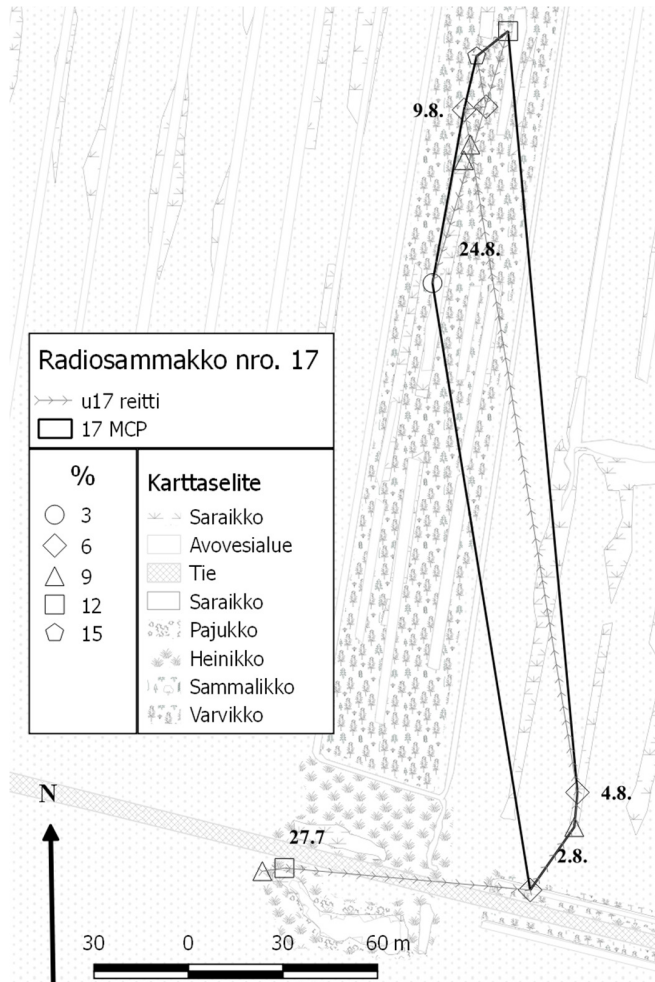
Yksilö vapautettiin lammen (Kuvassa 11 keskellä) lounaisosaan heinikkoon, jossa yksilö vietti aikaa eri puolilla lammen eteläosaa, jossa elinympäristöt vaihtelivat heikon saraikon ja pajukon välillä. Eteläosasta yksilö siirtyi lammen koillisnurkkaan pajujen juurelle 29.6.–26.7. väliseksi ajaksi. 29.7. lähetin vaihdettiin patterin hiipumisen vuoksi ja yksilö siirtyi rantakoivikkoa pitkin hieman länteen. Lännestä yksilö siirtyi lammen lounaisosiin, kunnes se katosi 9.8. Viimeinen havainto sammakosta oli 2.8.



Kuva 11. Yksilön nro 22 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

Yksilö nro 17 uros 26.7.–25.08.2013

Yksilö vapautettiin paloaltaan pohjoispuolelle heinikkoon. 27.7., josta se siirtyi tien toiselle puolelle ojaan 2.8. Seuraavan kerran yksilö havaittiin 4.8. tuotantoalueen sarkaojasta, josta se siirtyi pohjoisen turvekankaan pohjoispuolelle 9.8 kosteaan saraikkoon, josta se jatkoi edelleen kohti pohjoista turvehautoja pitkin. 24.8. lähetin vaihdettiin uuteen ja sammakko jäi kyyn saaliksi heti seuraavana päivänä.



Kuva 12. Yksilön nro 17 liikkuminen. ”%” tarkoittaa yksilön viettämää aikaa tietyssä elinympäristössä prosentteina koko seuranta-ajasta.

