

Pro Gradu-tutkielma

**Lajikohtaiset perinteet vai laajat ekologiset lähtökohdat
- *Ex-situ* projektien menestys eläinlajien ja
populaatioiden suojelussa**

Noora Kaunisto



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

27.10.2012

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

KAUNISTO, N. : Lajikohtaiset perinteet vai laajat ekologiset linjaukset – *Ex-situ* projektien menestys eläinlajien ja populaatioiden suojelussa

Pro Gradu –tutkielma: 68 s.
Työn ohjaajat: FT Leena Lindström, FT Elisa Vallius
Tarkastajat: Prof. Tapio Mappes, Dos. Heli Siitari
Lokakuu 2012

Hakusanat: *ex-situ* suojelu, siirtoistutus, istutus, uudelleenistutus, vankeuskasvatus, kuntoutus, rikastus

TIIVISTELMÄ

Eläinten vankeudessa pitoa tai siirtoja sisältävät *ex-situ* suojelumenetelmät ovat yleistyneet reaktiona eläinlajien uhanalaistumiseen. Menetelmien heikoista tuloksista johtuen *ex-situ* suojelualue on kohdannut raskasta kritiikkiä. Rajallisten resurssien vuoksi on olennaista selvittää *ex-situ* suojelun kannattavuus tai kehityskelpoisuus verrattuna *in-situ* suojeluun. Laajojen ekologisten ominaisuuksien mukaan vaihteleva *ex-situ* suojelumenestys voi viitata liiaksi perinteisiin ja tarhausasenteisiin nojaaviin menetelmiin ja tarpeeseen kehittää alaa ekologisesti kestävämmäksi. Kirjallisuuteen perustuvassa tutkimuksessani selvitin, miten vankeudessa pidettyjen eläinten selviytyminen eroaa luonnosta siirrettyjen selviytymisestä. Tutkin, miten toisaalta taksonomia, ja toisaalta lajin ekologiset ominaisuudet vaikuttavat siirrettyjen eläinten selviytymiseen *ex-situ* menetelmien suhteen. Painotin alan eläinpsykologisia ja käyttäytymistieteellisiä taustoja. Lyhyiden seuranta-aikojen vuoksi ainoa toimien onnistumista kuvaava mittari tutkielmassa on eläinten selviytyminen seuranta-ajasta. Eläimistä n. 42% selviytyi kulloisenkin seuranta-ajan (k.a. 751 pv) loppuun. Luonnosta siirretyt eläimet selviytyivät paremmin kuin vankeudessa pidetyt. Selviytyminen oli merkittävästi erilaista eri ravinnonkäyttöryhmissä, mutta selviytyminen ei vaihdellut taksonomisten jakojen mukaan. Petojen kohdalla revierillisyydellä oli merkittävästi negatiivinen vaikutus selviytymiseen. Vankeudenaikainen koulutus vaikutti negatiivisesti herbivorien selviytymiseen, mutta positiivisesti hyönteissyöjien selviytymiseen. Tulokseni viittaavat siihen, että alan toimien ja raporttien tulisi mahdollisesti pohjata tarkemmin lajien biologisiin ja ekologisiin ominaisuuksiin ja tarpeisiin, tarhakäytäntöihin nojaavien, lajikohtaisten toimintaperinteiden sijaan. Erityisen selkeä vaikutus eläinten selviytymiseen oli kohdealueen kunnostamisella, alueen suojelustatuksella sen sijaan ei ollut vaikutusta. Siten alueiden kuntoon tulisi kiinnittää suurempaa huomiota, huomioiden selkeästi siirrettävän lajin ekologiset ominaisuudet ja tarpeet. Kuntoutettujen eläinten selviytyminen ei eronnut muista, eli loukkaantuneiden eläinten kuntouttamiseen voisi panostaa. Alan raportointi ja toimenpiteiden kuvaus osoittautui hyvin hajanaiseksi. Tulosteni perusteella olisi ensiarvoisen tärkeää kehittää yhtenäiset standardit, mittarit sekä raportointikäytänteet eläinten käsittelylle, kohdealueiden kunnostamiselle ja suojelulle sekä tulosten

mittaamiselle ja raportoinnille, jotta *ex-situ* toimien ylläpito olisi kannattavaa aluekohtaisen suojelun rinnalla.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Evolutionary Biology

KAUNISTO, N.: Taxon-based traditions or wider ecological premises – the success of *ex-situ* conservation programmes in conserving animal species and populations

Master of Science Thesis: 68 p.

Supervisors: PhD Leena Lindström, PhD Elisa Vallius

Inspectors: Prof. Tapio Mappes, PhD Heli Siitari

October 2012

Key Words: *ex-situ* conservation, introduction, reintroduction, captive breeding, pre-release training, enrichment, survival

ABSTRACT

Due to the current extinction rate of animal species, there has been an increase in the so called *ex-situ* conservation programs. In *ex-situ* programs, animals can be held in captivity as a part of conservation plan. *Ex-situ* programs have faced critique because of the many unsolved problems inherent to the procedures. It is essential to retrace whether *ex-situ* conservation can still be seen as an option alongside with *in-situ* conservation. The aim of my literature based MSc thesis was to find out how the post-release survival of animals used in different kind of *ex-situ* programs differs according to the ecological traits vs. species related features of the animals, when using different choice of target area, origin of the animals, confinement period, and the chosen release measures. If the post-release survival of the animals is markedly different among ecologically different groups, one could argue that the measures used are too much based on traditional views and zoo-like approaches. And thus incorporating a more ecological approach could advance the field. According to my survey the monitoring of animals in reviewed programs was very short in duration, so the only measure available to judge the success of the projects was the survival of the animals. On average 42% of the animals survived the monitoring period (average 751 days), and captive-held animals survived poorer than wild-born. There were marked differences in the survival ratios among different trophic levels, but no difference in survival ratio was found in between taxonomic groups. Territoriality had a negative effect on predators' post-release survival. Pre-release training had a negative effect on the survival of herbivores, but a positive effect on the survival on insectivores. Knowledge of the wider biological and ecological needs of the species in question should therefore be incorporated into the conservation programs, instead of counting on taxonomic traditions transmitted from zoos. Rehabilitation of the target area had a markedly positive effect on the animals' survival, but the conservation status of the area did not. My results underline that assessing the suitability of target areas for *ex-situ* programs should be done more thoroughly, according to the ecology of the species in question. The survival of rehabilitated animals did not differ from the survival of those that had not suffered physical trauma. Rehabilitation may then have potential in conserving small populations. The reporting of the results and the description of the measures was very varying in the papers. To benefit future projects, current *ex-situ* procedures should be better reported and

monitored, with more coherent standards, measurements and concepts for the management of animals, the choice of procedures and the choice of target areas.

Sisältö

1.	JOHDANTO	7
2.	Suojelun perusta: Populaatiokoko ja geneettinen monimuotoisuus	9
3.	Käyttötymistieteen ja eläinpsykologian rooli suojelubiologian toimissa	10
3.1	Eläinten eloonjäämistaidot ja vankeuden vaikutus niihin.....	11
3.2	Stressi, emotionaaliset vaikutukset sekä ex-situ toimenpiteiden sosiaaliset vaikutukset.....	13
4.	Populaatioiden- ja lajiensuojelun <i>ex situ</i> menetelmät	15
4.1	Peruskäsitteistö	16
4.2	Vapautuksen variaatiot	17
4.3	Seuranta	18
5.	Menestyksen mittarit <i>Ex-situ</i> toimenpiteissä	19
6.	Tutkimus, tutkimuskysymykset ja hypoteesit	21
6.1	Siirtomenestykseen vaikuttavat yleiset lajinsisäiset tekijät	24
6.2	Siirtomenestykseen vaikuttavat toimenpidetekijät	25
6.2.1	Eläinten alkuperä sekä kohdealueen valinta ja käsittely.....	25
6.2.2	Yleisten toimenpiteiden valinta	26
6.2.3	Koulutus, vankeusolot ja ihmiskontaktit	27
7.	AINEISTO JA MENETELMÄT	28
7.1	Aineiston etsintä ja lähteet	28
7.2	Materiaalin käsittely	28
7.3	Tilastollinen analyysi	31
8.	TULOKSET	32
8.1	Yleisiä tilastoja	32
8.2	<i>Ex-situ</i> toimien menestys	33
8.2.1	Trofiatasoon, taksonomiaan ja lajiominaisuuksiin liittyvät erot eläinten selviytymisessä	34
8.2.2	Käsittelyihin liittyvät erot eläinten selviytymisessä	36
8.2.3	Kohdealueeseen liittyvä eläinten selviytymisen vaihtelu	40
9.	Tulosten tarkastelu	41
9.1	Laji-, lajiryhmä- tai lajiominaisuuskohtaiset tekijät	42
9.2	Menestykseen vaikuttavat toimenpidetekijät.....	44
9.2.1	Eläinten alkuperä	44
9.2.2	Koulutus, rikastus vai häkitys.....	45
9.2.3	Vapautuksen toimenpiteet	46
9.3	Vapautusympäristöä ja -olosuhteita koskevat tekijät.....	46
9.4	Johtopäätökset.....	47
	KIITOKSET	50
	Kirjallisuus	50
	LIITTEET	

1. JOHDANTO

Eläinlajit uhanalaistuvat kasvavaa tahtia (IUCN 2012); nykyinen sukupuuttovauhti on jopa 1000 – 10 000 -kertainen taustasukupuuttoihin nähden (Singh 2002). Uhanalaistumiseen ovat johtaneet elinalueiden pieneneminen, pirstaloituminen ja laadullinen heikkeneminen, lajien liikapyynti ja salametsästys sekä kotoperäisiä lajeja kilpailun tai saalistuksen kautta uhkaavat vieraslajit (Magin ym. 1994). Lajiston harvenemisen myötä on herännyt selkeä suojelutarve, ja erityisesti populaatioiden *ex-situ* suojelumenetelmät ovat yleistyneet (Wolf ym. 1996). Menetelmissä pyritään pysäyttämään lajin tai populaation yksilömäärän väheneminen tai palauttamaan tietyltä alueelta kadonnut laji huomattavien interventioiden avulla. Menetelmiä (jatkossa ”*ex-situ* menetelmiä”) ovat esim. yksilöiden tai populaatioiden siirtäminen vankeuteen kasvatettavaksi, eläinten siirtäminen tai lisääminen vankeudesta luontoon sekä siirrot alueelta toiselle (IUCN 1995). *Ex-situ* menetelmien perimmäisenä tavoitteena on itseään ylläpitävien ja geneettiseltä ainekseltaan terveiden populaatioiden luominen (Kleiman 1989).

Eräiden hyvin uhanalaisten eläinten kohdalla *ex-situ* toimenpiteet ovat estäneet sukupuuton lyhyellä tähtämellä (Magin ym. 1994). Menetelmien laajan käytön kannattavuus on kuitenkin kyseenalaistettu (esim. Snyder ym. 1996). Kokoavissa katsauksissa *ex-situ* projektien menestyksen on todettu olleen huolestuttavan pientä, ja projektien onnistumisprosentin vaihtelevan 11%:n ja 75 %:n välillä (Griffith ym. 1989, Beck ym. 1994, Fischer & Lindenmayer 2000, Wolf ym. 1996, Seddon 1999). Heikommin tutkittujen lajiryhmien kohdalla toimet ovat tarjonneet kasautuvia epäonnistumisia (Dodd & Seigel 1991, Short ym. 1992). *Ex-situ* toimien heikon menestyksen vuoksi *in-situ* toimille, lajien elinympäristöjen suojelulle, on ehdotettu aina korkeampaa prioriteettia suojelutoimia vaativissa tilanteissa (Curio 1996). Eläinten siirtoa on kehoitettu välttämään kokonaan erityisesti, mikäli lajin vähenemisen alkuperäistä syytä ei tiedetä (Trenham & Marsh 2002).

Ex-situ toimien lopputulokseen vaikuttavien tekijöiden erottaminen toisistaan on haastavaa. Geneettiset tekijät hankaloittavat erityisesti pienten populaatioiden pitkän tähtäimen suojelua (Bryant & Reed 1999, Lacy 2000, Woodworth ym. 2002, Araki ym. 2007). Vankeuden vaikutukset eläinten eloonjäämistaitoihin ja psyykeen voivat haitata eläinten selviytymistä luonnossa (Grenier ym. 2007, Clubb & Mason 2003, Mathews ym. 2005, McPhee 2004, Myers ym. 1988, Shepherdson 1994, Snyder ym. 1996). Useat hankkeet epäonnistuvat lajikohtaisen ekologisen ja käyttäytymistieteellisen tiedon puutteen (Durant & Mace 1994, Shepherdson 1994, Stamps & Swaisgood 2007), petojen ja salametsästyksen (Cheyne 2006), lajin alueellisten vähenemissyyden ennalleen jäämisen (Grenier ym. 2007, Short ym. 1992) sekä kohdealueen ihmislähtöisten uhkien vuoksi (Cheyne 2006, Craig 1994, Jule ym. 2008). Raportoinnin puutteellisuus (Beck ym. 1994, Fischer & Lindenmayer 2000, Sarrazin & Barbault 1996, Seddon ym. 2007) sekä epäyhtenäiset käsitteistöt ja mittarit (Sarrazin & Barbault 1996) haittaavat alan kehitystä. Kokonaisuudessaan raportointi on vääristynyttä; suuri osa siirto- ja istutusprojekteista on jäänyt raportoimatta (Bright & Morris 1994). Raportointi painottuu parhaiten onnistuneisiin projekteihin (Reading ym. 1997), ja erityisesti epäonnistumiset jäävät usein raportoimatta kokonaan (Dodd & Seigel 1991, Short ym. 1992).

Raskaiden toimien ylläpidon nähdään syövän rahoitusta laajemmilta, elinympäristölähtöisiltä suojeluprojekteilta (Sarrazin & Barbault 1996), jotka olisivat mallinnusten mukaan pitkällä tähtämellä tehokkaampia (Swart & Lawes 1996). Väitteet muiden eläinten vankeudessa pitämisen suojelutavoitteista nähdään osin taloudellisten intressien vaikuttamana retoriikkana: eläintarhoissa hyvin pieni osa vankeudessa pidetyistä

eläimistä liittyy edes etäisesti suojeluohjelmiin (Rahbek 1993). Eläintarhojen on arvioitu säilyttävän vain noin 20 uhanalaista eläinlajia ja mahdollisesti n. 20 alalajia (Jenkins 1992). Uhanalaisista eläimistä vain 3% (linnut) – 34% (nisäkkäät) on edustettuina eläintarhoissa (Magin ym. 1994). Vain n. 15% eläintarhojen nisäkäsedustuksesta on uhanalaisia lajeja, ja yleisesti ko. lajien yksikkökoot ovat liian pieniä geneettisen monimuotoisuuden säilymisen kannalta (Magin ym. 1994). Poliittisen päätöksenteon tilanteissa *ex-situ* menetelmien edustaman ”viimeisen mahdollisuuden” olemassaolo saattaa lykätä kauaskantoisempia *in-situ* suojelutoimia, kuten lajin elinalueen ennallistamista tai salametsästyksen kitkemistä (Seddon ym. 2007).

Toisaalta karismaattisen lippulaivalajin onnistunut suojelu voisi johtaa alueidenkin suojeluun, ja suosittujen lajien kohdalla yleisön ja yhteisöjen olennaisen tärkeä tuki on helpompaa saada myös alueiden suojelun puolelle (Dietz ym. 1994). Tietyt, voimakkaasti ravintoverkoissa vaikuttavat eläinryhmät voivat myös olla olennaisia välineitä ekosysteemin toiminnan säilyttämisessä (Miller ym. 1999, Singer ym. 2000). Eläinten takavarikoiminen viranomaisten huostaan vahvistaa CITESin ja muiden villieläinten suojeluun pyrkivien säännösten painokkuutta (Warren & Swan 2002). Kuntouttamisprosessien kautta pienetkin määrät luontoon vapautettuna säästyviä eläimiä voivat olla pienille, uhanalaisille populaatioille merkittäviä. Joissain tapauksissa *ex-situ* toimet voivat myös olla ainoita tarjolla olevia.

Pro-gradu tutkielmassani selvitin *ex-situ* toimenpiteiden onnistumista ja siihen vaikuttavia tekijöitä, painottaen vankeudessa pidon vaikutuksia eläinten villinä elämisen kykyyn. Pyrin analysoimaan toistaiseksi toteutettujen toimien menestystä suhteessa toisaalta taksonomiseen luokkaan ja toisaalta laajempiin ekologisiin ominaisuuksiin, kuten lajin ravinnonkäyttöön, sosiaalisuuteen, vanhemmanhoivaan tai reviirillisyyteen. Suojelutoimissa on klassisesti keskitytty perinteisiin laji- ja lajiryhmäjakoisiin, sekä eläinten vankeudessa säilyttämiseen perinteisten tarhauskäytänteiden mukaan. Yksi tutkimuskysymyksistäni oli, voisivatko laajemmat ekologiset, eläinten käyttäytymisen kautta toteutuvat näkökulmat tuoda parannuksia projektien suunnitteluun ja onnistumiseen. Ensimmäisenä, olennaisimpana tekijänä pidin ravinnonkäyttöryhmää (kasvissyöjät, pedot, omnivorit vs. hyönteissyöjät). Eri ravinnonkäyttöryhmään kuuluvien eläinten opittavat selviytymis- ja ravinnonkäyttötaidot poikkeavat toisistaan selvästi. Opittavien taitojen määrä suhteessa periytyviin voi poiketa ravinnonkäyttöryhmittäin ja opittavien taitojen haastavuus voi vaihdella. Lajin sosiaalisuus ja reviirillisuus puolestaan liittyvät erityisesti vapautuksenjälkeiseen dynamiikkaan, psykologiseen stressiin, sosiaalisten taitojen kehittymiseen ja aggressioon vankeudessa tai vapautuspaikalla.

Tutkielmaan sisällytetyt ekologiset ja käyttäytymistieteelliset ominaisuudet on valittu olettaen, että eläinten evolutiivisia tai eläinpsykologisia ja käyttäytymistieteellisiä tekijöitä huomioiden voi löytyä eläintarhausperinteiden mukaan toteutettua osuvampia suojelun toimintamalleja. Eläimet, joiden käyttäytymisvalmiuksien kehittyminen tai säilyminen toteutuu vankeusoloissa parhaiten, voisi olettaa selviytyvän *ex-situ* toimien jälkeen parhaiten vapaudessa. Mikäli *ex-situ* toimien tulokset vaihtelevat voimakkaasti ekologisten ominaisuuksien mukaan jaettujen lajiryhmien välillä, saa *ex-situ* suojelualaa kohdannut kritiikki vahvistusta. Tuolloin lajikohtaiseen ekologiseen tai biologiseen tietoon ei mahdollisesti ole kiinnitetty tarpeeksi huomiota, ja ala on ehkä pohjannut liian selvästi perinteiksi muodostuneisiin, lajikohtaisiin toimintamalleihin ja lähinnä resurssien sekä helppohoitoisuuden mukaan vakiintuneisiin eläintarhauskäytänteisiin. Joka tapauksessa ekologisten ominaisuuksien mukaan jakautuva vaihtelu projektien tuloksissa viittaisi jatkotutkimusten tarpeeseen.

Tutkielmassani selvitin, miten toimenpiteissä valitut menetelmät vaikuttavat menestykseen yleisesti, ja kunkin laji- tai ekologisen ryhmän kohdalla. Tutkin myös, miten

kohdealueen valinta, suojelu ja käsittely vaikuttavat eläinten selviytymiseen. Erityisesti se, ilmeneekö alueen kunnostamisella ja suojelulla erilaisia vaikutuksia eläinten selviytymiseen, onko tulos sama kummallakin toimenpiteellä, vai kulkevatko tekijät yhdessä, kiinnosti kysymyksenä. Luon seuraavassa katsauksen vankeudessa elävien eläinten geneettisen terveyden, eloonjäämistaitojen ja psyykkisen hyvinvoinnin ylläpitoon ja tarkastelen em. tekijöiden yhteyksiä tehtyjen toimien onnistumiseen. Erityisesti painotan eläinpsykologista ja käyttäytymistieteellistä taustaa. Ikävä kyllä hyvin harvoissa tutkimuksissa on seurattu populaatioita pitkiä aikoja, mistä syystä en tutki vankeuden tai siirron aiheuttamien geneettisten tekijöiden vaikutuksia eläinten luontoon vapauttamisen jälkeen. Tutkielma rajautuu selkärangkaisiin eläimiin, joista vielä kalat karsiutuvat pois taloudelliseen hyödyntämiseen painottuvan tutkimusperinteen vuoksi.

2. SUOJELUN PERUSTA: POPULAATIOKOKO JA GENEETTINEN MONIMUOTOISUUS

Ex-situ suojelumenetelmien taustalla ovat populaatioekologian ja -genetiikan periaatteet, jotka korostavat yksilömäärän ja geneettisen terveyden merkitystä populaatioiden säilymiselle (Craig 1994). Monet populaation säilyvyyden osatekijät voivat olla riippuvaisia tarpeeksi suuresta yksilömäärästä: populaation demografinen toimivuus, suuremman ryhmäkoon yksilöille suoma turva pedoilta ja kilpailijoilta, eläinten tehokas lisääntymiskumppanin löytäminen, yhteinen saalistus ja ravinnonetsintä sekä tarvittaessa yhteinen jälkeläisten hoito (Watkinson ym. 2003). Populaation koko onkin ekologian alkuhistoriasta asti nähty tärkeimmäksi populaation selviytymisen taustatekijäksi (Shaffer 1981, Leimu ym. 2006). Liian suoraviivaista populaatiokokoon nojaamista suojeluharkinnassa on myös kritisoitu, sillä olennaisia ovat myös lukuisat lajin lisääntymisjärjestelmään ja sosiaaliseen rakenteeseen sekä ympäristönmuutoksiin liittyvät tekijät (Craig 1994). Esimerkiksi geneettisen materiaalin siirtäminen pieneen populaatioon maantieteellisesti kaukaisten lajikumppanien muodossa voi altistaa populaation ulkosiitosheikkoudelle (*outbreeding depression*), jossa tietyn alueen olosuhteisiin (ympäristöolosuhteet, pieneliöstö jne.) syntyneet sopeutumaiset tai edulliset alleeliyhdistelmät purkautuvat, kun alueelle tuodut geenit sekoittuvat geenipooliin (Templeton ym. 1986).

Ex-situ projekteissa kohdepopulaatiot ovat usein pieniä sekä vankeudessa että luonnossa. Lisäksi eläinten lisääntyminen vankeusolosuhteissa on yhä, huolimatta vuosien tutkimuksista, monilla lajeilla vähäistä tai olematonta (Hermes ym. 2004). Jotta *ex-situ* suojelutoimin saataisiin ehkäistä populaatioiden pienuuteen liittyvät uhat ja erityisesti heterotsygotian väheneminen populaatioissa, tulisi toimenpiteiden tavoitteen ensikädessä olla aikaansaada populaatiossa mahdollisimman suuri alkukasvu (Komers & Curman 2000). Erittäin uhanalaisten lajien tapauksessa yksilömäärä on voinut olla kriittisen pieni jo kauan, ja populaatiot saattavat olla heikkoja geneettiseltä monimuotoisuudeltaan. Lisäämiseen ei välttämättä ole löydettävissä uutta, tervettä perimää, mikä vaikeuttaa populaation kasvuun saamista entisestään. Populaatioiden geneettiseen manipulointiin liittyy muitakin suojelubiologisia ongelmia, kuten kysymys siitä, tulisiko geneettisesti erilaiset osapopulaatiot säilyttää erillään vai suosia harvoja suuria yksilökeskittymiä. Kumpaankin liittyy omat etunsa ja haittansa (Craig 1994).

Vankeudessa kasvatettujen eläinten lisäämisen luonnonpopulaatioihin on pelätty voivan vaikuttaa negatiivisesti koko kohdepopulaation geneettiseen materiaaliin: eläimet voivat sopeutua geneettisesti vankeuteen tai niille voi kehittyä luontaisten valintapaineiden heikentyessä luontoon soveltumattomia mutaatioita tai yhdistelmiä (Araki ym. 2007, McPhee 2003), jotka eläinten vapautuksen myötä siirtyisivät luonnonpopulaatioon. Vankeudessa kasvattamisen ja lisäämisen ohjelmat vaativat siten suuren panostuksen

syntyvien geneettisten rasitteiden (geneettinen sopeutuminen vankeuteen, sisäsiittoisuus vankeudessa kasvattaessa, siirtojen riskit) minimointiin. Esimerkiksi kaloilla on löydetty selvää sopeutumista vankeusolosuhteisiin (esim. Johnsson ym. 2001). Nisäkkäistä on samansuuntaisia, joskin yksittäisiä tuloksia (Frankham ym. 1986, Price 1984).

Voidaan olettaa, että geneettisen monimuotoisuuden säilyttäminen on suurin haaste pitkän aikavälin populaatioiden vankeushoidossa, vaikka stokastiset ja demografiset muutokset voivatkin määrätä lyhyen aikavälin menestyksen (Durant & Mace 1994). Esim. tapaus przewalskin hevonen, kenties tunnetuin sukupuutolta pelastaminen *ex-situ* toimin, oli kaatua ensimmäisten toimijoiden heikkoon genetiikan tuntemukseen ja siitä seuranneeseen vankeuspopulaation geneettisen materiaalin yksinkertaistumiseen edelleen (Dierendonck & Wallis de Vries 1996). Toisaalta erityisesti eläintarhojen tekemä ”säilytystyö” kohtaa edelleen raskasta kritiikkiä johtuen sekä epäonnistuneesta geneettisen monimuotoisuuden ylläpidosta että heikosta eläinten fyysisen ja psyykkisen terveyden ja elintaitojen ylläpidosta (esim. Lees & Wilcken 2009, Magin ym. 1994). Yksilöt olisi ensin saatava selviytymään vapautustoimenpiteistä, jotta *ex-situ* toimin luotujen tai vahvistettujen populaatioiden tulevaisuutta voisi spekuloida pidemmälle.

3. KÄYTTÄYTYMISTIETEEN JA ELÄINPSYKOLOGIAN ROOLI SUOJELUBIOLOGIAN TOIMISSA

Käyttäytymistieteen sekä biologisen psykologian ja sosiobiologian tieteenalojen kehittymisen myötä on alettu tunnustaa kognitiivisten ja affektiivisten kykyjen luultua laajempi levittäytyminen eläinkunnan sukupuuhun (esim. Brown & Laland 2001, Huber & Gajdon 2006, Pepperberg 2006). Affektiivisten tilojen myönnetään nyt kehittyneen eläimille evoluution kautta hyvinkin aikaisina ja yhteisinä, kasvavan kelpoisuuden suuntaan ohjaavina tiloina (esim. Broom 1998, Panksepp 1998, Edgar ym. 2011). Samalla kun on havaittu muiden selkärangkaislajien samankaltaisuus ihmislajin kanssa, on huomattu myös tarve suojella ennen staattiseksi ajateltujen ”lajiedustajien” sijaan eläinten käyttäytymispiirteitä, sosiaalisia kykyjä ja sukupolvelta toiselle siirtyviä taitoja (Shepherdson 1994), jotka voivat heikentyä paljon geneettisiä tekijöitä nopeammin (May 1991). Sekä metodologisista että filosofisista syistä muista selkärangkislajeista on suhteellisen vaikeaa saada tarkkaa psykologista tai ns. sosiobiologista tietoa (Candland 2005). Siten näiden eläinten säilyttäminen terveinä vankeusoloissa on haastavaa. Käyttäytymistiede, biologinen psykologia ja eläinten hyvinvointia tutkivat tieteenalat ovat kuitenkin kehittäneet joitakin työkaluja, joita on tarjottu myös suojelubiologian piiriin. Näitä ovat esimerkiksi julistukset siitä, että muihinkin selkärangkaisiin pätevät alkeellisen tietoisuuden ja tunne-elämän periaatteet (Low ym. 2012), työkalut eläinten hyvinvoinnin ja affektiivisten tilojen todentamiseen, sekä keinot eläinten hyvinvoinnin edistämiseen vankeudessa (esim. Veissier ym. 2009, Boissy ym. 2007).

Eläinten selviytymiseen vaikuttavat, ekologiset tekijät suojeluprojekteissa toteutuvat erityisesti eläinten käyttäytymisen kautta (Curio 1996), ja käyttäytyminen puolestaan toteutuu pohjaten eläinten kognitiivisiin, affektiivisiin ja motivaatiotiloihin (Dawkins 1990). Kuitenkaan käyttäytymistiedettä, sosiobiologiaa, tai laajoja ekologisia tekijöitä, joiden toteutumisen osia em. tekijät ovat, ei toistaiseksi ole laajalti sisällytetty suojelubiologian projekteihin (Curio 1996). Ekologisilta ominaisuuksiltaan erilaiset lajit kohtaavat todennäköisesti erilaisia haasteita vankeusoloissa. Edelleen esimerkkinä ravinnonkäyttö, joka asettaa eri lajeille erilaisia ravinnonhankinnan, mahdollisen pedoilta suojautumisen ja jälkeläisten kasvattamisen oppimiseen liittyviä sekä motorisia ja psykologisia haasteita vankeusoloissa.

Eläinten pitäminen vankeudessa vaikuttaa eläinten kykyyn selviytyä myöhemmin luonnossa lukuisin eri tavoin. Eläinten erilaiset temperamentit ovat osittain sopeutuvia ympäristöönsä (Drent ym. 2003, Plomin 1990), ja vankeuden valitessa toiseen suuntaan eläinten käyttäytyminen voi muuttua nopeasti epäedulliseksi luonnonoloja ajatellen (McDougall ym. 2006, mutta kts. myös Kunzl ym. 2003). Keinotekoinen ympäristö voi johtaa puutteelliseen elintärkeiden taitojen (pedoilta suojautuminen, ravinnon hankinta ja käsittely jne) kehittymiseen tai oppimiseen (Beringer ym. 2004, Frankham ym. 1986, Mathews ym. 2005, Shepherdson 1994, Stoinski ym. 2003). Vankeusolojen virikkeettömyys ja stressaavuus voivat aiheuttaa eläimissä negatiivisia aivokemiallisia ja –fysiologisia muutoksia sekä psyykkisiä muutoksia, jotka näkyvät esim. stereotyyppisenä käyttäytymisenä (Carlstead ym. 1991, Clubb & Mason 2003, Kastelein & Wierkema 1989). Eläimet voivat leimautua tai tottua ihmiseen (Beringer ym. 2004, Sarrazin & Barbault 1996) ja/tai jäädä sosiaalisesti kyvyttömiksi omien lajitovereidensa tai jälkeläistensä suhteen (Beck & Power 1988, Suomi & Harlow 1972). Mainittuja ongelmia on pyritty estämään esimerkiksi vankeudenaikaisella koulutuksella, vankeusolojen luonnonmukaistamisella ja virikkeellistämällä, lajityyppillisen sosiaalisen kanssakäymisen tukemisella sekä eläinten ihmiskontaktien vähentämisellä vankeusaikana.

3.1 Eläinten eloonjäämistaidot ja vankeuden vaikutus niihin

Eläinten eloonjäämistaidot ovat sekoitus geneettisesti määräytyviä ominaisuuksia sekä oppimista suoraan kokemukseräisesti ja kulttuurisen välittymisen kautta (Griffin ym. 2000, McLean ym. 2000). Jako opittavaan ja synnynnäiseen ei kuitenkaan ole selkeä, eikä biologiassa enää aikoihin ole tehty selkeää jakoa ”vaistoihin” ja opittaviin taitoihin (Tierney 1986). Siirtoistutusten tulokset olivat yhtenä tekijänä kumoamassa näkemystä ”vaistoista” eläinten käyttäytymistieteen pohjana (Biggins ym. 1999, Kleiman ym. 1986, Shier & Owings 2007, Stoinski ym. 2003, Taubes 1992). Oppiminen ei olekaan nähtävissä äärimmäisen harvinaisena ja monimutkaisena, vaan melko perustavanlaatuisena ja yleisenä keskushermoston mahdollistavana ominaisuutena (Tierney 1986).

Neurofysiologian ja -kemian kautta käyttäytyminen on kaikilla eläimillä jossain määrin geneettistä. Siten monet luonnossa äärimmäisen tärkeät käyttäytymispiirteet menettävät merkitystään vankeudessa, kun valintapaineet niiden ilmenemisen puolesta heikkenevät tai lakkaavat (Britt ym. 2004^a, Frankham ym. 1986). Lisäksi luonnossa elämistä ajatellen epäedulliset piirteet voivat nousta esiin vankeuspopulaatioissa, kun ko. piirteitä vastustavia valintapaineita ei enää ole (Britt ym. 2004^a.) Toisaalta on esitetty, että suurin osa vankeuden aiheuttamista, geneettisistä käyttäytymismuutoksista on ennemminkin määrällistä kuin laadullista, johtuen joko vankeuden epäsuotuisista olosuhteista tai korkeintaan geneettisen ”liikkuma-alan” muutoksista luonnonvalinnan heikentyessä vankeudessa (Price 1984).

Elintaitojen tai käyttäytymispiirteiden jakautuminen periytyvään ja opittavaan ei ole missään määrin suoraviivainen ja selkeä ilmiö. Samallakin lajilla tietyt käyttäytymispiirteet voivat olla suurelta osin geneettisiä, tarvitte vain herättäviä ärsykeitä, ja toiset täysin opittavia (esim. karhu: Pazhnetov & Pazhnetov 2003). Toisaalta samakin elintärkeä taito voi olla tietyiltä osin periytyvää, mutta taidon tehokkuus selviytymistä ylläpitävälle tasolle opittavaa (Reid ym. 2010). Joillakin lajeilla on perinnöllisesti tehokas määrä esim. saalistajilta suojautumisen mekanismeja, mutta monien lajien edustajat tarvitsevat kokemuksen aiheuttamaa oppimista selviytyäkseen (Biggins ym 1999, Curio 1993, Rohner & Krebs 1996, Shier & Owings 2006). Joissain tapauksissa osa jopa samaan puolustusmekanismiin tarvittavista tekijöistä on geneettisiä, osa oppimisenvaraisia (Kelley & Magurran 2003). Klassisena paradigmana on kauan ollut, että oppimiskykyä osoittava käyttäytymisen joustavuus ja muuntuvuus on ominaista lähinnä lajeille, jotka hyödyntävät

vaihtelevaa määrää eri resursseja ja joilla on monimutkainen sosiaalinen yhteisö rakenne. Teoria rajaa siten tehokkaimman oppimiskyvyn ulkopuolelle esim. suurimman osan matelijoista. Tätäkin paradigmaa on kuitenkin kritisoitu, sillä esimerkiksi anolisiskojen (*Anolis evermanni*) on havaittu sopeuttavan käyttäytymistään oppimisen kautta täysin uudenvälisiin tilanteisiin ja haasteisiin (Leal & Powell 2012).

Elintaitojen oppimisen probleemalla on kauaskantoiset vaikutukset *ex-situ* suojelutoimien onnistumiseen. Vankeudessa eläneet eläimet ovat usein luonnonvaraisia tai luonnosta pyydettyjä yksilöitä heikompia saalistajilta suojautumisessa ja turvan etsimisessä, ravinnonhankinnassa, lisääntymiskumppanin löytämisessä, ihmisen välttämässä (Bachman 1984, Frankham ym. 1986, Kleiman ym. 1994, Kleiman ym. 1986, Reinert 1991, Miller ym. 1999) ja jopa perustavanlaatuisen motoriikan (Stoinski ym 2003, Stoinski & Beck 2004) sekä selviytymiseen tarvittavan fyysisen suorituskyvyn suhteen (Alberts 2007). Vankeusolojen haasteeton ympäristö voi johtaa myös aivojen alikehittymiseen, jolloin eläimelle ei kehity joustavia käyttäytymismalleja. Luonnosta pyydettyjenkin eläinten selviytymiskykyjen on havaittu heikkenevän vankeudessa (Håkansson & Jensen 2005, Mathews ym. 2005), mikä osaltaan myös tukee oletusta psykologisten tekijöiden tärkeydestä alalla. Vankeuden aiheuttamien muutosten merkitys voi olla vaikeasti arvioitavaa. Vaikka eläin testatessa suorittaisi luonnollisenkaltaisia käyttäytymisvasteita ärsykkeisiin, se ei välttämättä toimi sillä tasolla ja intensiteetillä, jota luonnossa selviytyminen vaatisi (Miller ym. 1999).

Useilla lajeilla, joilla esiintyy jälkeläisten hoivaa, nuoret yksilöt oppivat eloonjäämistaidot vanhemmiltaan, ja laumaelämään sopeutuneiden lajien nuoret aikuisilta yksilöiltä (esim. gibbonit: Cheyne ym. 2008, preeriakoirat: Shier & Owings 2006 & 2007, pedot: Jule ym. 2008). Sosiaalinen oppiminen voi tapahtua kokeneempien lajikumppaneiden käyttäytymistä seuraamalla, toimimalla uudessa tilanteessa yhdessä harjaantuneen lajikumppanin kanssa tai ehdollistamalla toimintaan esim. lajikumppaneiden varoitusääniä ja niiden aiheuttamaa toimintaa havainnoimalla (Shier & Owings 2006). Toisaalta myös monet täysin ilman jälkeläishoivaa kehittyvät eläimet tarvitsevat sosiaalista oppimista (kalat: Brown & Laland 2001, Suboski & Templeton 1989), ja joillakin luonnostaan ei-sosiaalisilla lajeilla esiintyy sosiaalista elintaitojen oppimista (esim. Wilkinson ym. 2010). Tällaiset kulttuuriset tekijät vaativat eläinten vankeudessa pitämisen kehittämistä geenipankkiajattelusta eteenpäin. On mahdollista, että opittavien kykyjen harjaantumisen tulisi lisäksi tapahtua tiettyssä kehitysvaiheessa (Hellstedt & Kallio 2005), sillä joidenkin vankeudessa kasvatettujen eläinten on havaittu olevan heikompia kyvyiltään vielä kaksikin vuotta luontoon vapauttamisen jälkeen (Stoinski ym 2003). Hyvin paljon luonnonoloista eroavat vankeusolosuhteet voivat estää joidenkin luonnossa tarvittavien, perinnöllistenkin ominaisuuksien ilmenemistä sekä tiettyjen käyttäytymismuotojen täysimittaista toteuttamista (Kohane & Parsons 1988). Selviytymistaitojen, kuten petojenvälttämiskäyttäytymisen, kehittymisen mekanismit vaikuttavat monelta osin lajikohtaisilta (Blumstein ym. 2002), ja siten niiden soveltuvuus vankeudessa säilytettäväksi tai opittavaksi vaatii mahdollisesti tarkkaa lajikohtaista tai ekologiseen tietoon pohjaavaa harkintaa.

Ex-situ menetelmien tuloksille on tyypillistä tietty rakenne, jossa vapautettujen eläinten kuolleisuus on suurimmillaan ensimmäisten noin kahden kuukauden ajan vapautuksen jälkeen (esim. Bar-David ym. 2005, Tavecchia ym. 2009). Välittömään kuolleisuuteen vaikuttavat oletettavasti ainakin stressi sekä taitotekijöiden puute (Bar-David ym. 2005). Taitotekijöiden puutteella tarkoitetaan alttiutta nälkiintymiselle tai predaatiolle (Fischer & Lindenmayer 2000) tai kokemattomasta emosta johtuvalle poikaskuolleisuudelle. Siirron aiheuttama stressi puolestaan johtuu uudesta alueesta, ihmiskäsittelystä ja eläinten välisten sosiaalisten siteiden rikkoontumisesta (Bar-David ym.

2005). Monet vankeudessa eläneet eläimet kykenisivät luontoon päästyään oppimaan menetetyt tai kehittymättä jääneet kyvyt, mutta täysin menetettyjen kykyjen saaminen takaisin kestää hyvin kauan (Zidon ym. 2009). Luonnonoloissa, petojen ja kilpailijoiden lähettyvillä, ei välttämättä ole tarpeeksi aikaa harjoitella herkkyyksikauden mentyä. Ei voida suoraan olettaa täysin naiivin eläinyksilön voivan hankkia yrityksen ja erehdyksen kautta selviytymistäidot, jotka populaatiossa ovat kehittyneet pitkän predaatiohistorian aikana.

Mainittujen taustatekijöiden valossa vankeudesta vapautettavien eläinten kouluttamista (*pre-release training*) on alettu pitää olennaisena. Pedonvälttämiskäyttäytymistä ja ravinnonhankintaa voidaan pyrkiä opettamaan eläimille (Griffin ym. 2000, Miller ym. 1990). Elintaitojen opettamisessa ei vielä olla erityisen pitkällä lajin ekologiin ominaisuuksiin nähden parhaiden menetelmien tutkimisessa ja soveltamisessa. Vapautuksen menetelmistä ns. pehmeä vapautus (*soft release*) vapautusta edeltävine sopeutumisaitauksineen voidaan lukea kouluttamiseen, jos se edistää selviytymistä antaen eläimille aikaa oppia uuden ympäristönsä riskit ja välittömästi vapautuksen jälkeen tarvittavat tiedot ennen vapautusta (Beck ym. 1994). Varsinaisen kouluttamisen lisäksi vankeusympäristön rikastaminen (*enrichment*) on keino lisätä lajityypillistä, luonnollista käyttäytymistä ja ylläpitää eläinten motorista ja hermostollista taitotasoa (Shepherdson 1994). Rikastaminen tarkoittaa luonnollisten haasteiden ja mahdollisuuksien tarjoamista vangituille eläimille riittävän tilan, riittävien motoristen haasteiden, lajikumppanien läsnäolon, manipuloitavien esineiden ja luonnonmukaisten ravinnonhankintahaasteiden muodossa. Vankeusympäristön eläimille tuottama stressi voi muuttua siedettävämmäksi, kun ympäristön manipuloinnin mahdollisuudet moninaistuvat (Carlstead & Shepherdson 1994). Ympäristön runsaalla rikastamisella on saatu erittäin lupaavia tuloksia vankeudessa elävien eläinten suorituskyvyn, älykkyyden ja aivofysiologisen terveyden säilymisessä (Greenough ym. 1979, van Praag ym. 2000) sekä virikkeettömyyden aiheuttaman stereotyyppisen käyttäytymisen vähenemisessä (Kastelein & Wiepkema 1989, Shepherdson ym. 1990). Rosenzweig & Bennet (1996) ovat havainneet, että virikkeellisessä ympäristössä kasvaneilla rotilla on aivoissaan enemmän synapseja, aivojen massa on suurempi ja rottien ongelmanratkaisukyky parempi kuin virikkeettömästi häkkikasvatetuilla verrokeilla. Heidän mukaansa eläimet tarvitsevat tietyn verran monimuotoisuutta ja haasteellisuutta ympäristöönsä, jotta niiden lajinomaiset aivofysiologiset ja käyttäytymiseen liittyvät ominaisuudet voivat kehittyä täysin. Jopa täysikasvuinen tai ikääntynyt eläin voi hyötyä rikastamisesta: edulliset aivofysiologiset muutokset toimivat myös niillä (van Praag ym. 2000).

Vankeusolosuhteissa eläimet saattavat joutua elämään jatkuvassa läheisyydessä esineisiin tai ilmiöihin, jotka luonnossa aiheuttaisivat pelko- ja pakorefleksiä (Kohane & Parsons 1988). Tämä voi aiheuttaa epätoivottua oppimista ja tottumista: eläimet eivät välttämättä osaa varoa petoja, ihmisiä tai liikennettä, vaan liikkuvat riskialttiisti (Hellstedt & Kallio 2005, Zidon ym. 2009). Rikastamisella voidaan myös vaikuttaa eläinten ihmisseläisyyteen: esimerkiksi papukaijoilla vankeusympäristön rikastaminen vähensi papukaijojen tarvetta hakea virikkeitä ja läheisyyttä ihmisestä (Meehan & Mench 2002), mikä voi myös luontoon vapautettuna vähentää ihmisen tappamaksi tulemisen riskiä.

3.2 Stressi, emotionaaliset vaikutukset sekä ex-situ toimenpiteiden sosiaaliset vaikutukset

Minkä tahansa eläimille luontaisen toiminnan voimakas rajoittaminen voi aiheuttaa niissä stressiä ja turhautumista (Teixeira ym. 2007), vaikka vankeussukupolvia olisi takana jo useita (Mason ym. 2001). Laajimmillaan stressi määritellään eläimen biologiseksi vasteeksi kokemukseen, joka uhkaa sen homeostaasia eli tasapainoa (Moberg 2000). Eläinten hyvinvointitieteessä stressi määritellään usein tilanteeksi, jossa eläimen ulkoiset

(ympäristöstä johtuvat) tai sisäiset (eläimen omien tarpeiden, luontaisten toimintamallien jne.) vaatimukset ylittävät eläimen resurssit vastata niihin (Dantzer 1991). Sisäisillä toiminnan tarpeilla viitataan toimintoihin, joiden eläin kokee olevan välttämättömiä. Hyvin virikkeettömissä oloissa eläimet ovat tutkimuksissa valinneet mieluummin ruoka-annoksen, jonka eteen joutuvat tekemään töitä, kuin saman annoksen ilman ponnisteluntarvetta. Eläimen tarve vaikuttaa sisäiseen tilaansa (esim. aloitteellinen, ruokahalun herättävä ravinnonhaku) voi olla niin suuri, että toiminnan evääminen eläimeltä saa aikaan stereotyyppistä käyttäytymistä (Morgan & Tromborg 2007).

Mikäli stressi nähdään ensimmäisen määritelmän mukaiseksi biologiseksi vastineeksi homeostaasia haastavaan tekijään, sopivantasaisen (virikkeet, haasteet) stressin voidaan nähdä edistää eläimen toimintakykyä ja terveyttä. Tuolloin sekä liian vähäinen että erityisesti liiallinen stressi on haitallista eläimelle (Mendl 1999). Vankeusoloissa liian vähäinen stressi tarkoittaa tällöin tylsistymiseen johtava virikkeettömyyttä, kun taas liiallista stressiä aiheuttavat epäluonnolliset olosuhteet: pieneksi rajattu, virikkeetön elinympäristö, ruuhkaisuus, olot, jotka pakottavat eläimet kohtaamisiin hierarkiassa ylempien eläinten kanssa (Gelling 2010) sekä jatkuva ihmisten – tai eläintarhoissa ihmismassojen – läheisyys (Newberry 1995). Mikäli taas stressi määritellään hyvinvointitieteen mukaisesti (vaatimuksiksi, jotka *ylittävät* eläimen resurssit vastata niihin), ”sopivaa stressiä” ei ole olemassa. Tuolloin tylsistymiseen johtava virikkeettömyyskin on liiallista stressiä.

Suurin psykologista pahoinvointia eläimissä aiheuttava stressin muoto on jatkuva uhan kokemus, johon eläin ei itse voi vaikuttaa (Weiss 1968, Morgan & Tromborg 2007). Ratkaisuksi on onnistuneesti kokeiltu piilopaikkojen, manipuloitavien esineiden, kilpailevien virikkeiden ja sekä sosiaalisesti että rakenteellisesti luonnollisempien olojen tarjoamista eläimille (Kessel & Brent 2001, Shepherdson 1994). Onnistunut virikkeellistäminen tuo vankeudessa elävälle yksilölle takaisin luonnossa väistämättömän interaktion eläimen toiminnan ja sen seuraamusten välillä – eläin kykenee vaikuttamaan omaan ympäristöönsä ja sen ominaisuuksiin (Shepherdson 1994). Hyvinvointia voi lisätä myös eläimelle tarjottu mahdollisuus seurata ympäristön liikehdintää ja mahdollisuus piiloutua katseilta (Newberry 1995). Jatkuva tapahtumien samankaltaisuus ja tylsistyminen voi aiheuttaa stressiä ja ahdistumista eläimissä (Morgan & Tromborg 2007), ja siten myös tapahtumien eritasoista odotettavuutta ja vaihtelevaa syklistä voidaan käyttää rikastamiseen.

Eläinten kokema, vankeuteen liittyvä voimakas stressi on vakava ongelma *ex-situ* projektien vankeustoimien yhteydessä. Eläinten stressihormonipitoisuudet voivat olla koholla kuukausia kerrallaan ja viikkoja vielä vankeuskokemusten jälkeen (Aguilar-Cucurachi ym. 2010). Jo muutaman tunnin vankeus aiheuttaa herkissä eläimissä voimakkaita stressivasteita (merikilpikonna: Gregory ym. 1996, tuatara: Tyrell & Cree 1998). Ellei eläin ehdi palautua stressikokemuksista, keskushermoston kuormittuminen voi johtaa heikentymiseen immuunipuolustuksessa, aineenvaihdunnassa, kasvussa ja lisääntymisterveydessä (Moberg 2000, Saltz & Rubenstein 1995). Lyhytaikainenkin, voimakas stressikokemus voi haitata kognitiivisia kykyjä, mikä *ex-situ* toimien vapautustilanteessa herkästi johtaa suojautumiskyvyttömyyteen ja kuolemaan (Mendl 1999). Käyttäytymisen kannalta pitkäaikainen, epäsopien vankeusolojen aiheuttama stressi voi aiheuttaa vähentynyttä lisääntymiskäyttäytymistä, lisääntynyttä epätyypillistä tai stereotyyppistä käyttäytymistä, lisääntynyttä pelokkuutta ja piilottelua, lisääntynyttä aggressiota taikka periksiantaneisuutta, alistuneisuutta ja lamautuneisuutta (Morgan & Tromborg 2007).

Eläinten pahoinvoinnin ja stressaantuneisuuden tulkinta on haastavaa: pitkäaikaisen stressin seuraukset voivat vaihdella ääripäästä toiseen: lamaantuneisuudesta ravaamiseen,

piilottelusta maanisuuuteen ja äänekkyydestä täyteen hiljaisuuteen (Morgan & Tromborg 2007). Eläimille stressaavat vankeustekijät voivat niin ikään olla vaikeasti tulkittavia ihmisen näkökulmasta: eläimille hyvin haitalliset äänet, valot, hajut, lämpötilat, pinnat ja kaikupinnat voivat jäädä täysin huomioitta ja ymmärtämättä, samoin kuin eläimelle sopivin sosiaalinen ympäristö (Morgan & Tromborg 2007). Eläinten hyvinvointi vankeudessa ei välttämättä myöskään sovi saumattomasti tulevaan luonnossa selviytymiseen: vankeudessa eläin saattaa voida paremmin kesynä ja ihmisiin tottuneena – luonnonoloissa on toisin (Newberry 1995).

Selviytymistaitojen heikentymisen lisäksi vankeudessa elämisen affektiivinen ja emotionaalinen vaikutus eläimiin on vaikeasti hallittava tekijä. Pahimman vankeudessa elävien eläinten ongelman voidaan nähdä olevan emotionaalinen kipu ja sen aiheuttama stressi (Jordan 2005). Esimerkiksi gorilloilla psyykkisen stressin negatiiviset emotionaaliset vaikutukset voivat estää suojelutoimenpiteiden onnistumisen (King ym 2005). Tunneperäinen stressi on gorilloilla suuri nuoruusvaiheiden kuolleisuuden syy, kuten myös vanhempien, jo tiettyyn paikkaan ja sosiaaliseen ympäristöön tottuneiden yksilöiden siirtokuolleisuuden syy (King ym. 2006). Nuorten eläinten mahdollisimman luonnollinen ja pitkä kytkös emoonsa voi olla vaikuttava tekijä selviytymisessä (Sjöäsen 1996). Emon ja jälkeläisten erottaminen toisistaan voi olla sekä emotionaalisesti että aivofysiologisesti ja muun somaattisen terveyden kannalta ratkaisevan haitallista sekä emolle että jälkeläiselle (van Praag ym. 2000). Emootiot, ja siten emotionaalinen stressi, ovat hyvin konservoituneita ilmiöitä eläinten sukupuussa (Jordan 2005). Niiden olemassaolo tietyllä lajilla ei edellytä ns. määritellyn itsetietoisuuden olemassaoloa lajilla (Jordan 2005).

Sellaisten lajien kohdalla, joilla on voimakas sosiaalinen järjestäytyneisyys tai jopa kulttuuri, sosiaalisiin tekijöihin liittyviä haasteita on erityisen paljon. Mikäli alueellisia kulttuurieroja voidaan epäillä olevan, tulisi vapauttamisen tai siirron suunnittelemisessa selvittää alueellinen samankaltaisuus lähtö- ja kohdepopulaatioissa, jotta siirrettävä eläin integroituisi populaatioon ja sillä olisi edes potentiaaliset mahdollisuudet lisääntyä (Beck ym. 2007). Lajin sosiaalisuutta voidaan pyrkiä käyttämään hyödyksi, mikäli tunnetaan tarpeeksi lajikohtaista käyttäytymistä. Kun eläimet joutuvat itselleen tuntemattomiin olosuhteisiin, ne voivat hyötyä kontakteista itselleen läheisiin lajikumppaneihin (Pinter-Wollman ym. 2009). Eläimet voivat suojautua yhteisesti, saada nopeammin tietoa ympäristöstä ja oppia ryhmässä nopeammin uusia taitoja ja tehtäviä (Moscovice & Snowdon 2006). Kuitenkin edelleen lajikohtainen tieto on olennaista, kun pyritään käyttämään eläinten sosiaalisuutta niiden parhaaksi siirtotoimenpiteissä – on tasapainoitava hyödyn puolella, aiheuttamatta resurssikilpailua tai siirrettävien eläinten pysyvää eriytymistä omaksi ryhmäkseen mahdollisesta paikallisesta populaatiosta (Pinter-Wollman ym. 2009).

4. POPULAATIOIDEN- JA LAJIENSUOJELUN *EX SITU* MENETELMÄT

Ex-situ käytännöt voivat olla välttämättömiä, mikäli uhkaavasti pienentynyt populaatio halutaan saada toipumaan. Vankeuteen siirron ja erilaisten lisäämistoimenpiteiden tarkempia syitä ovat esimerkiksi katastrofinjälkeinen apu, lajin pelastaminen sukupuutolta sekä populaation tai lajin ylläpito sen aikaa, että lajia ja sen mahdollisia suojelukeinoja saadaan tutkittua tarkemmin (Kleiman 1989).

Vankeudessa pitämistä vaativat menetelmät voidaan jakaa vankeudessa kasvatettujen eläinten hoitoon ja vapauttamiseen sekä vankeuteen pyydettyjen eläinten hoitoon ja vapauttamiseen (*captive raised vs. wild born*: IUCN 1995). Vankeudessa kasvattamisen etuja ovat geneettinen valvonta, terveiden sukupuiden rakentamisen mahdollisuus,

herkkien elinvaiheiden suojeleminen predaatiolta, suojeleminen salametsästykseltä, eläinten lukumäärän nopea kasvattaminen ja mahdollisesti yleisön parissa tehty ympäristökasvatustyö (Foose & Wiese 2006). Toimien onnistuminen vaatii huomattavaa lajikohtaista tietoa ja taloudellista panostusta kasvatusympäristöön ja eläinten hoitoon.

IUCN on lanseerannut useina vuosina ”*Best practice*” –prinsiipit, joiden mukaan *ex-situ* toimenpiteet, tulisi toteuttaa (IUCN 1995). Niiden mukaan vapautustoimenpiteiden tulisi olla nelivaiheisia, alkaen etukäteismallinnuksesta tai kannattavuus- ja onnistumisarviointista, jota seuraisi valmisteluvaihe, jossa eläimet ja kohdealueet valitaan tarkasti. Kolmas vaihe olisi itse vapautus ja neljäs vapautuksenjälkeinen seuranta. Lajin tai populaation alkuperäinen vähenemisen syy alueella tulee selvittää ja hoitaa ennen eläinten palauttamista alueelle. Lisäksi, jos ollaan siirtämässä eläimiä uudelle alueelle, elinympäristön soveltuminen lajille tulee selvittää yksityiskohtaisesti, myös huomioiden vapautettavien eläinten mahdollisen vaikutuksen alueeseen (Cheyne 2006).

Myös tarkkoja kriteeristöjä on pyritty muokkaamaan siirtojen ja istutusten toimeenpanojen kannattavuusarvioiteja varten. Esimerkiksi neljän kategorian ja kolmentoista kriteerin menetelmä (Kleiman ym. 1994) on asteittain etenevä työkalu, jonka avulla voi selvittää, onko siirto tai istutus tietyssä tapauksessa toimiva suojelukeino. Se ottaa huomioon (1) lajin tilanteen: villin populaation koon ja siihen kohdistuvat, mahdollisesta toimenpiteestä johtuvat riskit. (2) Lajin elinympäristöä koskevat kriteerit vaativat, että alkuperäisen vähenemisen syyt on eliminoitu, elinalueen on oltava suojeltu heikkenemiseltä, tarpeeksi suuri alaltaan ja resursseiltaan sekä lajin vain historiassa asuttama tai harvaan asuttama. (3) Biopoliittisten kriteerien mukaan siirto ei saa uhata paikallisia asukkaita tai olla ristiriidassa paikallisten lakien kanssa. (4) Resurssikriteerien mukaan käytettävissä tulee olla riittävä teknologia, rahoitus, toimenpidetietous ja lajin biologiaa koskeva tieto. Joillekin lajiryhmille on toimenpidesuosituksia aiempien tulosten pohjalta (esim. orava: Poole & Lawton 2009). Resursseihin liittyy haastavia ongelmia: hyvin harvat suojelualueet ovat tarpeeksi suuria etenkin suurten nisäkäslajien pitkän tähtäimen säilyttämiseen (Singer ym. 2000, Wilson & Stanley Price 1994). Suurpiirteisistä ohjeista ja aiempien toimien heikosta raportoinnista johtuen kohdeympäristön sopivuuteen liittyvä epävarmuus on kuitenkin yleisimpiä raportoituja syitä projektien epäonnistumiseen (Wolf ym. 1998).

4.1 Peruskäsitteistö

Ex-situ –menetelmien käsitteistö pohjaa IUCN:n (1989) mukaan siirron (*translocation*) käsitteeseen. Siirto tarkoittaa elävien organismien kuljettamista yhdeltä alueelta toiselle. Menetelmät voidaan jakaa edelleen kolmeen: populaatioiden tai yksilöiden takaisinistutuksiin alueille, joilta ne ovat hävinneet (*reintroduction*), populaatioiden tai yksilöiden istutuksiin niille uusille alueille joko vahingossa tai tahallisesti (*introduction*) sekä populaatioiden lisäämiseen tai vahvistamiseen uusilla yksilöillä (*restocking*; myös Kleiman 1989). Populaatioiden vahvistamisesta käytetään myös termejä *supplementation*, *reinforcement* ja *augmentation*. Substituutiossa tietylle alueelle sijoitetaan laji tai alalaji, jonka toivotaan ekologiselta rooliltaan olevan samankaltainen kuin aiemmin alueella tärkeää ekolokeroa täyttänyt, sittemmin täysin sukupuuttoon kuollut laji (Seddon & Soorae 1999)

Käsitteistö ei ole yksiselitteistä, kuten ei muukaan *ex-situ* -suojelualan toiminta: siirto (*translocation*) voidaan myös nähdä omana toimenpiteenään, jolloin sen piiristä jäävät pois vankeudessa kasvatettujen eläinten vapauttamiset. Takaisinistutukselle puolestaan on useampi termi lopputuloksen mukaan: *re-establishment* voi tarkoittaa onnistunutta takaisinistutusta, kun taas *reintroduction* epäonnistunutta tai tuloksiltaan epävarmaa takaisinistutusta (IUCN 1998). *Reintroduction* –termin heikkous on, että se ei viittaa

lainkaan eläinten alkuperään. Eläinten alkuperällä on suuri merkitys toimenpiteissä: Vankeudessa syntyneet ja kasvaneet eläimet menestyvät ja selviytyvät selvästi heikommin vapautettuina kuin luonnossa syntyneet tai luonnosta siirretyt eläimet (esim. Jule ym. 2008).

Myös yksittäisten villieläinten kuntouttaminen (*rehabilitation*) ja luontoon vapauttaminen voidaan lukea *ex-situ* menetelmien valikoimaan (Cheyne 2009). Vaikka kuntoutus usein nähdään yksittäistä eläintä koskevana ”eläintensuojeluna”, uhanalaisten eläinten kohdalla yksittäisillä yksilöilläkin voi olla suojeluarvoa. Kuntoutus voi alan terminologiaa edelleen sekoittaen tarkoittaa myös sekä vankeudessa eläneen eläimen harjoittamista luonnossa selviytymiseen että vapautuksen jälkeistä hoitamista (Kleiman 1989). Vankeushoito (*Captive Care, CC*) voi tarkoittaa esimerkiksi heikoimmin selviytyvien, nuorten yksilöiden hoitamista vankeudessa, kunnes ne saavuttavat ”turvallisemman” koon tai kehitysvaiheen (Norris ym. 2011)

Istutus (*introduction*) nähdään toimenpiteistä heikoimmin perusteltavana vaihtoehtona, sillä se edellyttäisi onnistuakseen jopa saavuttamattoman paljon kerättyä tietoa lajille täysin uudesta kohdealueesta (Kleiman 1989). Termin pahan kaiun vuoksi joissain tapauksissa puhutaan pehmenellen ”hyväntahtoisesta istutuksesta” (*benign introduction*). Myös populaatioiden lisääminen (*augmentation, supplementation*) nähdään ongelmallisena, koska se altistaa kohdepopulaation siirrettävien yksilöiden mukanaan tuomille patogeeneille (Cunningham 1996), vieraille geeneille (Templeton ym. 1986), jo muotoutuneen sosiaalisen rakenteen horjumiselle sekä aggressiolle (Bertolero ym. 2007, Goossens ym. 2005). Toimenpidejakojen sisälläkin on käytäntöeroja, esim. vapautusta edeltävässä koulutuksessa, vankeudenaikaisen ihmiskontaktin määrässä, vankeusolojen suomissa liikkumis- ja toimimismahdollisuuksissa, koulutus- ja kuntoutuspanoksissa, vankeudessa syntyneiden eläinten kasvatusmenetelmissä sekä itse vapautustilanteeseen panostamisessa esim. alueelle totuttamisen keinoin (Kleiman 1989).

4.2 Vapautuksen variaatiot

Yleisimpiin jakoihin itse vapautustapahtumassa kuuluu pehmeä – kova –vastakkaisuus. Pehmeä strategia (*soft release*) tarkoittaa eläinten pitämistä vangittuna vapautusalueella ennen vapautusta (Scott & Carpenter 1987). Eläimet voivat ensin tottua ympäristöön ja havaita pako- ja suojapaikat, ravinnonhakumahdollisuudet jne. ennen vapaaksi pääsyään. Pehmeäksi strategiaksi voidaan joissain tapauksissa lukea tapaukset, joissa eläintä ei pidetä vangittuna kohdealueella, vaan houkutellaan se jäämään joksikin aikaa esim. ruokinnalla. Kova vapautusstrategia (*hard release*) sen sijaan tarkoittaa, ettei eläimillä ole muuta suojaa kuin kuljetuksenaikainen rakennelma, ja ne vapautetaan kohdealueelle välittömästi, ilman tottumisaikoja (Hardman & Moro 2005). Vapautuksen kova-pehmeä-vastakkaisuus on vaihtelevasti tulkittu ja osittain lajikohtainen; välitön vapautus on joissakin artikkeleissa laskettu kovaksi silloinkin, kun paikalle jätetään sekä pesärakennelmia että ravintoa (esim. Wimberger ym. 2009^b).

Pehmeän ja kovan vapautustavan vaikutuksista on ristiriitaisia tutkimustuloksia. Uutta aluetta vierastavat eläimet saattavat joissain tapauksissa liikkua lajin normaaliin nähden vähemmän ja pienemmällä osalla vapautusaluetta, jolloin niiden hajut keskittyvät ja saalistuspaine voi olla suurempi (Banks ym. 2002). Pehmeä vapautusmenetelmä voisi tällaisessa tapauksessa kenties auttaa eläimiä tottumaan ensin turvautusti ympäristöönsä, ja sitten hajaantumaan luonnolliseen tapaan. Alueeseen tottuneet eläimet kykenevät mahdollisesti myös pakenemaan nopeammin tuntemiaan reittejä pitkin (Bright & Morris 1994, Biggins ym. 1999). Pehmeä vapautusmenetelmä voi myös edistää eläinten ravinnonkäyttöä alueella, ehkäisten eläinten suoraviivaista kulkua takaisin kotialueelleen (”*homing*”; Rogers 1988), tai levittäytymistä tarkkaan valitulta ja laadultaan paremmalta

alueelta pois (Bright & Morris 1994). Toisaalta kaikissa tutkimuksissa ei ole todettu vapautustavan aiheuttamaa selviytymiseroa pehmeän vapautustavan hyväksi (esim. Hardman & Moro 2006).

Vapautus voi olla ajoitukseltaan *free release* toimenpide (esim. Patton ym. 2010), jossa eläimet kuljetetaan lukuisille eri kohdille vapautusalueelta ja vapautetaan yhtäaikaan. Eläimiä ei pidetä vankeudessa päivää kauempaa – ne vapautetaan saman vuorokauden kuluessa kuin pyydettiin. Vastakohtana *free release* toimenpiteelle Patton (2010) esittelee aitausvapautuksen (*boma release*), jossa eläinryhmä pidetään kohdealueella päiviä tai viikkoja aidattuna. Aitauksesta ne vapautetaan yksi kerrallaan tietyin väliajoin. *Free release* tekniikan eriytynyt vapautus vähentää aggressiivisten kohtaamisten riskiä suurilla ja yksinelämään sopeutuneilla lajeilla verrattuna aitausvapautukseen, jossa eläimet joutuvat odottamaan vuoroaan (Linklater ym. 2006). ”Vapaan vapautuksen” eduksi voidaan voimakkaasti territoriaalisilla eläimillä laskea myös se, että kun yksilöiden vapautusten välinen aika minimoidaan, asettuvat reviirit melko luontevasti, eivätkä ensin vapautetut ehdi voimakkaasti samaistumaan alueeseen, mistä seuraisi aggressioita ja taisteluja uusien vapautusten myötä (Patton 2010).

4.3 Seuranta

Seuranta on yleisesti laiminlyöty osio suojeluprojekteissa, vaikka juuri se voitaisiin nähdä elintärkeänä toimena tulevaisuuden suojelubiologisten toimien kannalta. Esimerkiksi vuonna 1994 alle puolet tunnetuista uudelleenistutusprojekteista luovutti eteenpäin minkäänlaista seuranta- ja arviointitietoa (Beck ym. 1994). Samaan aikaan vain 29 % 336:sta lintuja ja nisäkkäitä koskevista translokaatioprojektista merkitsi eläimiä, ja vain 16 % käytti radioseurantaa vapautuksen jälkeen (Wolf ym. 1996). Nekin projektiseurannat, joista toimitetaan asiallinen raportti, ovat usein ajallisesti täysin riittämättömiä mittaamaan toimenpiteen todellisia, populaatioissa aikaansaatuja vaikutuksia (Beck ym. 1994). Erityisesti eläinten kuntoutus-vapautus-toimenpiteissä seuranta laiminlyödään yleisesti (Lunney ym. 2004): onnistumiseksi saatetaan niissä tulkita eläimen onnistunut kuntoutus ja sen jälkeinen luontoon vapauttaminen, ilman minkäänlaista seurantaa eläimen selviytymisestä luonnossa.

Selkeän standardiarvioinnin ja yhtenäisten seuranta- ja raportointimenetelmien tarve on suuri (Beck ym. 1994, Kleiman ym. 1994, Sarrazin & Baurbault 1996). Seuranta-ajan tulisi määräytyä kyseessä olevan lajin elinkaaren ja elinkaaristrategioiden, kuten lisääntymisen ajoittumisen ja nopeuden, mukaan. Esimerkiksi pitkäisillä matelijoilla seurannan tulisi kestää vähintään 20 vuotta (Dodd & Seigel 1991). Monikaan raportti ei toistaiseksi yllä näihin tavoitteisiin.

Käytännössä seuranta suoritetaan merkitsemällä eläimiä yksilöllisesti tai pannoituksella ja radioseurannalla. Itse seurannassa otetaan projektista ja sen tavoitteista riippuen ylös aina eläinten selviytymisprosentti tai kuolleisuus ja kuolinsyyt, ja usein eläinten lisääntymismenestys, liikkuminen ja uuden alueen käyttö, ravinnon löytäminen ja käyttö, muu käyttäytyminen luonnonvaraiseen populaatioon verrattuna, fyysiset muutokset kuten painonlasku tai kasvu, jne. Käyttäytymistieteen ja yksilöllisten fyysisten muutosten avulla voidaan yrittää ennustaa pidempiaikaisia toimenpiteen seurauksia (esim. Van Dierendonck ym. 1996). Tuolloin on kuitenkin olennaista pyrkiä minimoimaan tarkkailijakohtaiset erot esimerkiksi tarpeeksi tiukasti määritellyillä tutkimuslomakevaihtoehdoilla (Van Dierendonck ym. 1996).

Seurannassa on olennaista ottaa huomioon perinteisissä populaatiokokojen arvioinnissakin tarvittavat laskentamenetelmät. Pannoittaminen on kätevää, koska muussa tapauksessa on tehtävä havaittavuuslaskelmia (*detectability*), jotta kuolleisuuden sijaan ei havaita eläinten löytäminen vaikeutta. Toki silloinkin, kun käytetään lähetinpantoja, on

pyrittävä erottamaan pannan rikkoutuminen tai irtoaminen seurattavan yksilön kuolemasta. Toisaalta pannat voivat lisätä eläinten kuolleisuutta esimerkiksi takertumalla tai aiheuttamalla tulehduksia (Watland ym. 2007, Richard-Hansen ym. 2000). Seurannan ongelmaa on lähestytty esimerkiksi siten, että vain kuolleina löydetty yksilöt on laskettu kuolleisuusprosentteihin ja erikseen on raportoitu ”kadonneiden” ryhmä, tai on raportoitu varmasti elossa olevien osuus, tai arvioitu elossa olevien osuus, jossa osa kadonneista on laskettu todennäköisyyksien avulla elossasäilyneiksi.

5. MENESTYKSEN MITTARIT *EX-SITU* TOIMENPITEISSÄ

Vankeudessa pidettyjen eläinten vapautuksenjälkeistä menestystä on seurannan rinnalla kyettävä arvioimaan, jotta populaatiota voidaan hoitaa edelleen ja jotta toimenpiteestä voidaan oppia tulevia suojelubiologisia projekteja varten. Toisaalta on kyseenalaista puhua itseään ylläpitävästä populaatiosta ilman ajanmääreitä – kuin tavoiteltaisiin ikuisia populaatioita – ja toisaalta populaatiotoimenpiteen kuvaaminen ”menestykseksi” on ongelmallinen, koska se viittaa valmiiseen projektiin, jolle jälkiseuranta ja huolto ei enää ole tarpeellista (Seddon 1999). Kuitenkin tarvitaan jonkinlaisia mittareita ja kriteereitä, jotta tiedetään, mihin suuntaan toimia on kehitettävä.

Tutkimusraporteissa on käytetty monenlaisia mittareita ja määreitä *ex situ* toimenpiteiden menestykselle tai epäonnistumiselle. Vaikka raportit pyrkivät olemaan ammattimaisia ja välillä otaksuvat onnistumisiakin, valtaosa niistä esittää vain lyhyen tähtäimen onnistumismääreitä (Germano & Bishop 2009). Esimerkiksi Bertolero (2009) on kehittänyt kriteereitä onnistumisille. Jos populaatiota seurataan hyvin kauan, voidaan esittää korkeamman tason tuloksia (*criteria of high category*), eli pitkäaikaiseen populaation säilymiseen, kehittymiseen tai kasvuun liittyvää aineistoa (Bertolero & Oro 2009). Sen sijaan useissa tutkimuksissa on raportoitu alemman tason - yksilöitä koskevia – tuloksia. Näitä ovat esimerkiksi välittömästi vapauttamista seuraava selviytyminen, yksilön koon vaihtelu tai vapauttamisen jälkeinen alueen käyttö.

Ex-situ toimenpiteiden arviointikriteerit voidaan jakaa seuraaviin osioihin (Bertolero 2009): 1) eläinten fyysinen kunto ja terveys vapautuksen jälkeen; 2) eläinten kasvu vapautuksen jälkeen, 3) eläinten säännöllinen lisääntyminen vapautettuina ja uusien yksilöiden onnistunut liittyminen populaatioon; 4) yksilöiden selviytyminen (*survival*), jonka tulisi olla alkuongelmien jälkeen yhtä korkea kuin luonnonpopulaatioissa. Em. neljä ensimmäistä kriteeriä ovat alemman tason kriteereitä, vain osittaisen onnistumisen takaavia. Ainoa mittari todelliselle onnistumiselle on Bertoleron mukaan 5) populaation positiivinen kasvukerroin (λ); itseään ylläpitävän populaation aikaansaaminen ($\lambda \geq 1$). Tässä on olennaista riittävän pitkä, lajin elinkaareen perustuva seuranta-aika (myös Fischer & Lindenmayer 2000). Valitettavasti tähän tavoitteeseen ylletään harvoin.

Toisaalta onnistuneen toimenpiteen mittariksi on ehdotettu armollisempaa muotoilua, jossa onnistumiseen riittää, jos vapautetut yksilöt selviytyvät samalla todennäköisyydellä kuin villinä kasvaneet lajitoverinsa (UFAW 1992). Kritiikkinä ajatukselle mainittakoon, että näillä arvioilla kohdealueen kuntoon tai kunnostukseen ei välttämättä tarvitse panostaa, eikä selviytymisen rajoilla kamppailevaa populaatiota tai lajia välttämättä todella auteta. Em. ehdotuksen mukaan toimiessa vapautustoimet näyttäytyisivät sitä hohdokkaammin onnistuvina, mitä vakavammin villi populaatio olisi vaikka salametsästyksen tai alueiden menetyksen kourissa. On ehdotettu myös laajempien tavoitteiden arviointia, joka määrittäisi toimenpiteen onnistuneeksi, jos se johtaa ekosysteemin tai alueen entistä parempaan suojeluun, kävi siirrettäville eläimille miten tahansa (Kleiman 1989).

Myös raskaampaa arviointikriteeristöä on ehdotettu; esim. Wolf ym. (1996) esittivät, että itseään ylläpitävän populaation voi katsoa olevan onnistuneesti ”pelastettu” prosessi vasta, kun *kaikki* populaation yksilöt ovat luonnonympäristössään syntyneitä, ja ylläpito jatkuu senkin jälkeen. Seddon (1999) on muotoillut menestyksekkään *ex-situ* projektin toiminnaksi, jonka seurauksena vapautetut eläimet selviytyvät, niiden jälkeläiset selviytyvät ja populaatio säilyy *ennalta biologisesti perustellun seuranta-ajan*. Beck ym. (1994) ovat esittäneet onnistuneen siirron tai toimen kriteereiksi, että villi populaatio saavuttaa toimenpiteiden seurauksena vähintään 500 yksilön rajan ja eläimet ovat omillaan, ilman ihmisen tukitoimia. Vaihtoehtoisesti Beck ym. esittävät arviointikeinoksi geneettistä tai demografista analyysiä populaation mahdollisuuksista kehittyä itseään ylläpitäväksi populaatioksi.

Erlaisia arviointimenetelmiä on ehdotettu lajeille myös erilaisten elinkaaristrategioiden mukaan (Kleiman ym. 1991). K-strategisteja koskeviin onnistumistuloksiin riittäisi niiden mukaan yksinkertainen vapautuksenjälkeinen selviytyminen, kun taas R-strategistien seurannassa onnistumiseen voitaisiin päätyä vasta, kun havaitaan selkeä onnistunut lisääntymispanos ja jälkeläisten selviytyminen ensimmäisten vuosien aikana. Yksittäisten eläinten vapauttaminen jo olemassa oleviin populaatioihin vaatii myös omanlaisensa mittarit; esimerkiksi liittyen yksilöiden integroitumiseen kohdepopulaatioon ja lisääntymiseen siinä *villien yksilöiden* kanssa (Britt ym. 2004^a). Sekä seurannassa että arvioinnissa tiedostetaan selkeä tarve yhtenäisille ohjeistuksille ja vaatimuksille, jotta projekteista olisi hyötyä tulevaisuuden suojeluprojekteille. Pitkän tähtäimen syvemmät tavoitteet (itseään ylläpitävä populaatio) on määriteltä, mutta yleisesti seurannan kesto on niin lyhyt, ettei ko. tavoitteiden täyttymistä voida juurikaan spekuloida. Siispä olisi selkeää tarvetta lyhyen tähtäimen arviointiperiaatteille (Ostermann ym. 2001). Matson ym. (2004) ovat ehdottaneet, että noin vuoden seuranta voisi riittää lyhyen tähtäimen arviointiin, eli näkemään, onko populaatio kykenevä selviytymään välittömästi ilmenevistä uhista kuten predaatiosta. Esitys on kohdannut kritiikkiä: vuoden aikana voidaan nähdä tosiaankin välittömän petoverotuksen jälkeen mahdollinen tasaantuma, ja voidaan selvittää eläinten kykyä talvehtia tai rakentaa pesiä, mutta sen soveltuvuutta todelliseksi korkean luokan onnistumismittariksi on kyseenalaistettu (Germano & Bishop 2009). Vähimmäisvaatimuksena tulisi em. mukaan, onnistuneen rekrytoinnin lisäksi, olla seuranta ainakin sen ajan, joka tarvitaan lajin edustajien täysikasvuisuuden saavuttamiseen.

Pinter-Wollman ym. (2009) ehdottavat vapautettujen eläinten käyttäytymiseen ja fysiologiaan pohjaavia arviointimenetelmiä pidemmän seurannan ollessa mahdotonta. Mikäli laji tunnetaan tarpeeksi hyvin, voidaan verrata vapautettujen eläinten käytöstä ja fysiologian ylläpitoa paikallisiin saman lajin luontaisiin edustajiin. Tällaisia mittareita voivat olla kuolleisuuden ja lisääntymismenestyksen (Richard-Hansen ym 2000) lisäksi eläimen taso ravinnonhankinnan keinojen hallitsemisessa (Bright & Morris 1994), liikkumislaajuus ja elinalueen käyttötaso (Clarke & Schedvin 1997, Covan 2001, van Vuren ym. 1997). Eläinten kunnosta ja ravitsemustilanteesta voidaan tehdä päätelmiä seuraamalla niiden aikabudjetteja verrattuna terveeseen lajiesimerkkiin (Dierendonck ym. 1996) tai mahdollisesti lähilajiin.

Puhtaan fysiologian puolelta mittareiksi on ehdotettu yleistä fyysistä kuntoa ja stressihormoneita (Wikelski & Cooke 2006), kehon massaa ja sen muutoksia sekä naaraiden lisääntymisfysiologian toimintaa (Molony ym 2006). Lisääntyminen siirtopaikalla on olennainen siirron onnistumisen kriteeri, mutta siinäkin ei riitä jälkeläisten syntyminen. Jälkeläistenkin pitäisi olla elinkelpoisia ja kyetä puolestaan lisääntymään. Moro (2003) esittää leveäjalkapussikärpille (*Parantechinus apicalis*) lyhyen aikavälin (5 v.) onnistumisen määreeksi lisääntymistä ja *toisen sukupolven* selviytymistä

niinikään synnyttämään elinkykyisiä jälkeläisiä. Pidemmän aikavälin selviytymisen mittariksi hän esittää itseään ylläpitävää populaatiota, säilyvää populaatiokokoa ja tiedetyn yksilömäärän samansuuruutta muiden, luonnonvaraisten populaatioiden rinnalla. Joissakin projekteissa on mallinnuksen tai lajitietouden pohjalta pyritty määrittämään yksiselitteinen yksilömäärätavoite siirretylle populaatiolle (Ausband & Foresman 2007), johon yltäminen määritettynä aikavälinä tarkoittaisi operaation onnistumista. Määrätavoitteiden asettaminen edellyttää ehdottomasti laji- ja metapopulaatiokohtaista tietoa (Sarrazin & Barbault 1996).

Koska arviointimenetelmiä on näin monenlaisia, keräämäni, useasta lähteestä kootut toimenpiteisiin vaikuttavat tekijät ovat vain suuntaa-antavia tietoja tulokseen positiivisesti vaikuttavista suuntauksista ja tuloksiin negatiivisesti vaikuttavista valinnoista. Vaikka valtaosa artikkeleista on yhdenmukaisia ”itseään ylläpitävä populaatio” –teorian kanssa, harva tutkimus sisältää vuosikausien seurantaa.

Mittareiden toimivuudessa on aina rajoitteensa. Siirrettyjen eläinten luontaista pienempi löytämisosuus alueella voi tarkoittaa joko suurempaa kuolleisuutta tai leviämistä pois alueelta (Skjelseth ym. 2007). Toisaalta tarkkaan valitulta alueelta poistuminen on usein varsin perusteltua laskea kuolleisuuteen (Brightsmith ym. 2005). Usein, erityisesti äärimmäisen uhanalaisten lajien kohdalla, ei ole mahdollista verrata luonnollisiin populaatio- tai selviytymismääriin. Lisäksi joidenkin lajien edustajia on vaikeampaa löytää kuin toisten. Löytymistodennäköisyys voi olla myös positiiviseen suuntaan vinoutunut: vankeudessa kasvatettuja eläimiä saattaa löytyä laskennoissa enemmän kuin villejä, mikä voi tarkoittaa hyvän selviytymisen lisäksi tarkoittaa pelkkää helppoa kiinni jäämistä.

6. TUTKIMUS, TUTKIMUSKYSYMYKSET JA HYPOTEESIT

Tutkimukseni tarkoitus oli selvittää, mitä taustoja, syitä ja trendejä liittyy eläinten vankeudessa pitämistä vaativien lajiensuojelu- sekä populaatioiden hoitomenetelmien menestyksiin. Menestyksen mittarina toimii yksinkertaisesti eläinten selviytyminen ja pysyminen alueella: se osuus eläimistä, jotka eivät katoa, dispersoi tai kuole. ”Selviytymisellä” on siis tutkielmassani tiukemmat kriteerit kuin monessa tutkimuksessa, jossa selvinneet on arvioitu kadonneiden tai alueelta poistuneiden osalta. Tämä siksi, että kauas tarkkaan valitulta alueelta leviävät eläimet selviytyvät selvästi heikommin (Biggins ym. 1993), eivätkä usein osallistu paikallisen populaation kasvuun. Selviytyminen on ns. alemman tason kriteeri toimien onnistumiselle, ja sen käyttö johtuu seurantojen lyhyydestä. Korkeamman tason kriteerit (populaation positiivinen kasvukerroin, toisen sukupolven onnistunut lisääntyminen tai jopa itseään ylläpitävän populaation syntyminen) vaativat niin pitkiä seurantoja, että aineistoon olisi jäänyt jäljelle hyvin harvoja tutkimuksia.

Tutkimuskysymyksiä oli useita (Taulukko 1). Tavoitteenani oli selvittää, onko *ex-situ* toimenpiteiden onnistumisessa eroja laajoilta ekologisilta ominaisuuksiltaan erilaisten lajien välillä. *Ex-situ* suojelutoimien arvioinnissa on kehitetty edistyneitä malleja esim. eläinten yksilöllisen, fyysisen kunnon arviointiin projekteissa. Alan lähtökohtaiset näkökulmat painottuvat ulkokohtaisiin ja eläinten tarhaamisesta lähteviin periaatteisiin. Alalla ei juuri ole arvioitu laajojen ekologisten ominaisuuksien vaikutusta eläinten selviytymiseen siirroista, ja juuri niiden ominaisuuksien sisällä eläinpsykologiset ja käyttäytymistieteelliset tekijät voivat muodostaa eroja. Ensinnä eroja voi muodostua eri trofiatasojen (herbivorit, hyönteissyöjät, omnivorit ja pedot) välillä, sillä ravinnonkäytöltään erilaiset lajit kohtaavat hyvin erilaisia haasteita, ja toisaalta todennäköisesti eroavat toisistaan kognitiivisella ja sosiaalisella tasolla. Eri ravinnonkäyttöryhmiin kuuluvat lajit ovat erilaisia kehittymiseen ja elintaitojen oppimiseen liittyvien tarpeidensa osalta. Hyvin erikoistuneet tai ravinnonkäyttötavoiltaan vaativat, suurelta osin opittaviin taitoihin nojaavat lajit (pedot) voisivat oletettavasti olla

haastavampia siirrettäviä tai istutettavia kuin generalistiset lajit (osa herbivoreista). Pitkälti synnynnäisistä taidoista ja kyvyistä selviytymisessään riippuvaiset lajit voisivat olla helpoimpia vankeudessa hoidettavia.

Muita ekologisia ominaisuuksia tutkielmassa olivat sosiaalisuus, reviirillisuus ja poikasten hoito. Vastakohtaisesti selvitin, onko toimenpiteiden menestyksessä ollut eroja perinteisten lajiryhmien (luokat, lahkot) välillä. Tärkeä kysymys liittyy myös toimenpiteisiin yleisesti – millä toimenpiteillä (vankeudessa kasvatus vs. luonnosta siirtäminen / kouluttaminen tai rikastaminen vs. häkkikasvatus / *soft release* vs. *hard release* / kuntoutus vai ei / ihminen vai emo tai sijaisemo kasvattajana...) eläimet ovat selviytyneet parhaiten. Edelleen kohdealueen valintaan liittyi kysymyksiä: miten usein kohdealueet on kunnostettu ja/tai suojeltu, ja miten ko. tekijät vaikuttavat toimenpiteen menestykseen? Onko jompikumpi tekijä tärkeämpi – eli onko jompikumpi onnistuneempaa? Keskityin erityisesti käyttäytymiseroihin sekä vankeuden aiheuttamiin käytösmuutoksiin ja niiden vaikutuksiin menestyksen suhteen. Pettymyksekseni artikkeleissa ei kuitenkaan annettu kuvauksia toisaalta eläinten tarkoista oloista vankeudessa tai vastaavasta käyttäytymisen tai taitotasojen tilanteesta, jotta niitä olisi voinut verrata toisiinsa ja lopullisiin selviytymistuloksiin. Tarkoitukseni oli alun perin päästä myös vertailemaan vapautettujen eläinten kuolleisuuden syitä keskenään ja toisaalta lajin alueelliseen vähenemiseen johtaneiden, alkuperäisten syiden kesken. Tekijöiden tarkka selvitys ja luokittelu ei kuitenkaan lopulta ollut mahdollista tutkielman puitteissa. Laajimpana kysymyksenä tutkielmassa se, minkä laajojen tekijöiden suhteen (ekologiset ominaisuudet vai taksonomiset jaot) siirrettävien eläinten selviytyminen vaihtelee, voi antaa suuntaviivoja alan kehitystarpeiden selvittämiseksi edelleen.

Taulukko 1. Aineiston käsittelystä ja arvioinnista jäljelle jääneet tutkimuskysymykset. Tulosten vertailussa ja menetelmien toimivuuden arvioinnissa vastemuuttujana eläinten *survival ratio*.

Mikä on onnistumista selittävä taustatekijä?	Ekologiset tekijät	Vs.	Taksonipohjaisuus
	Trofiataso		Taksonominen luokka
	Lajin sosiaalisuus		
	Lajin reviirillisuus		
Mitkä ovat perusmenetelmien toimivuuden erot?	Siirto luonnosta	Vs.	Vankeustoimet
			Koulutus / ei koulutusta
			Kuntoutus / terveet eläimet
			Kasvattajana ihminen / kasvattajana emo
Mitkä ovat vapautusmenetelmien toimivuuden erot?	<i>Soft release</i>	Vs.	<i>Hard release</i>
Mitkä ovat alueen valinnan ja käsittelyn aiheuttamat erot selviytymisessä?	Suojelu	Vs.	Kunnostaminen

Monia kysymyksiä tai vaikuttavia tekijöitä jouduttiin jättämään pois analyysistä, osin siksi, että ne vaikuttavat liiaksi laji- ja tapauskohtaisesti. Vapautettavien eläinten määrän itsenäinen vaikutus selviytymiseen jäi pois, koska vaikutus on lajikohtainen, mutta kiistellyin mekanismein. Geneettisten tekijöiden tarkastelemisen jätin minimiinsä, sillä seurannat, joissa geneettiset vaikutukset ehtisivät tulla esille, olivat kirjallisuudessa hyvin harvinaisia. Toisaalta geneettisten taustojen mukaan otto olisi vaikeutunut myös siksi, että hyvin yleisesti vapautettuja eläimiä raportoitiin kuolleen runsaasti välittömän hävikin nimissä. Siten pullonkaulailmiö olisi saattanut johtua vankeuspopulaation ylläpidon ongelmien sijaan vapautustoimenpiteestä itsestään. Sukupuolijakaumakin oli alunperin

otettu mukaan lähinnä populaatioiden tulevaisuuden pohdintaa helpottamaan. Optimaalisinta vapautettujen eläinten ikää, kokoa tai elinvaihetta, ja vapautuksen vuodenaikaa, oli mahdotonta ottaa mukaan juuri laji- ja tapauskohtaisuuden vuoksi. Monia muuttujia putosi myöhemmin tutkielman teon aikana pois heikon raportoinnin ja huonon vertailukelpoisuuden vuoksi.

6.1 Siirtomenestykseen vaikuttavat yleiset lajinsisäiset tekijät

Teoriassa *ex-situ* suojelutoimien onnistumiseen vaikuttavista tekijöistä lajia itseään koskevia ovat esimerkiksi genetiikka, lisääntymisjärjestelmä ja jälkeläisten hoito, sopeutuminen vankeuteen, sukupolven pituus, demografia, lajin tarvitsema liikkuma-ala, kotiutumistaipumus sekä asema ravintoketjussa (Chapron ym. 2009, Devineau ym. 2010, Wolf ym. 1998). Lajin sopivuutta vankeudessa pitämiseen puolustavat vähäinen jälkeläishoiva, helppo kasvatettavuus vankeudessa ja elossasäilymisen vaatimien käyttäytymis- ja muiden ominaisuuksien geneettinen periytyvyys (Bloxam & Tonge 1995). Ennako-oletukseni oli, että kaikille lajeille tai lajiryhmille ei löydy samaa, parasta toimenpidettä. Toivoin voivani esittää suositeltavia menetelmiä eri lajiryhmille, tai ainakin ilmaista selvästi ongelmallisimpia menetelmiä ja riskitekijöitä. Toimenpiteiden yleinen menestys tai arviot onnistumisen todennäköisyyksistä olisivat tärkeitä, sillä niiden avulla voitaisiin pyrkiä kohdentamaan suojeluun osoitettavia rajallisia resursseja toimivimpiin kohteisiin.

Tutkimukseni alussa oletin, että generalistiset lajit ovat selvinneet vankeudessa hoito- ja siirtotoimenpiteistä parhaiten. Generalismiperusteiden pettäminen alkoi kuitenkin vaikuttaa todennäköiseltä; esimerkiksi hyönteissyöjien voisi olettaa olevan ravinnoltaan melko generalistisia, mutta muutoin niiden elinympäristövaatimukset saattavat olla hyvinkin tarkat. Generalismin ja spesialismin jako on myös hyvin laajan lajiskaalan tutkielmassa vaikeaselkoinen tekijä; laji voi vaikuttaa generalistiselta, mikäli se kuluttaa ravintoa eri trofiatasoilta, mutta kuitenkin hyväksyä käyttöönsä harvempia ravintolajeja kuin ravintonsa trofiatason suhteen spesialisti eläinlaji. Generalismin lajikohtainen arviointi ei lopulta sopinut tutkielman puitteisiin.

Eri eläinryhmillä trofiatasoittain eri toimenpidetekijät saattavat olla ratkaisevimpia. Lajin ravinnonhankinnan taitojen opittavuus on yksi olennainen tekijä projektien onnistumisessa. Siinä suhteessa pedot voisivat oletettavasti olla heikoimmilla, sillä niillä ravinnonhankinta vaatii pisimmälle erikoistuneita taitoja. On myös mahdollista, että suuret lajerot sumentavat trofiatasoja koskevat erot esimerkiksi sosiaalisten taitojen, jälkeläishoivaan liittyvien kykyjen ja motoristen vaatimusten suurten erojen vuoksi. Siten voisi olettaa lajikohtaisen biologisen, ekologisen ja evolutiivisen tietämyksen olevan suuressa roolissa projektien onnistumisessa. Toimenpiteiden onnistumisen vaihtelu suhteessa ekologisiin ominaisuuksiin voisi merkitä tähänastisten toimenpiteiden jakautumista vääriin, kenties totuttuihin taksonomisiin jakoihin perustuen.

Joidenkin lajiryhmien käsittelyn voisi lähtökohtaisesti olettaa olevan helpompaa kuin toisten. Jälkeläishoivan määrän voisi ajatella olevan merkitsevää siksi, että vankeudessa kasvatettuina ilman emon hoivaa ja ohjausta luonnossakin selviytyvät eläimet kenties menestyisivät paremmin vapautuksen jälkeen. Eläinryhmien soveltuvuus *ex-situ* suojeluprojekteihin on kuitenkin hienosyisempi kysymys. Esimerkiksi matelijoilla useat selviytymisen kannalta olennaiset piirteet vaikuttavat geneettisesti periytyviltä. Tällaisia ovat kalkkarokäärmeiden saalistuskäyttäytyminen ja tiettyjen iguaanien saalistajilta suojautumiseen liittyvä käyttäytyminen. Näiden olennaisten piirteiden perinnöllinen siirtyvyys helpottaa lajien vankeudessa kasvattamista ja luontoon vapauttamista, sillä koulutus voisi olla helpompaa periytyvästi elintaidot hallitsevilla lajeilla kuin niillä lajeilla,

joilla suurempi osa taidoista on opittavia (Alberts ym. 2007). Toisaalta käsitystä oppimisen suuresta merkityksestä lähinnä vain ”kehittyneemmillä” eläimillä on kyseenalaistettu aivan lähiaikoina (Leal & Powell 2012). Vanhemmanhoivan puuttuminen voisi osaltaan puoltaa jonkun lajiryhmän suojelua *ex-situ* menetelmin; tällaisia lajeja ovat esimerkiksi kilpikonnat (Brattstrom 1974). Kuitenkin sammakkoeläimillä ja matelijoilla suoritetuissa *ex-situ* projekteissa on osin hyvin matala onnistumisprosentti muihin eläinryhmiin nähden (Dodd & Seigel 1991). Erityisesti kohdelajin lyhyt sukupolven pituus on haitta vankeuskasvatuksessa; se lisää geneettistä sopeutumista vankeuteen *ex-situ* toimien aikana (Pedrono & Sarovy 2000).

Oletuksena oli, että lajin sosiaalisen käyttäytymisen monimuotoisuus asettaisi myös lisää vaatimuksia vankeudessa kasvattamista vaativien toimenpiteiden onnistumiseen. Tässä tapauksessa esim. pariutumis-, lauma-, tai ravinnonjakokäyttäytymiseltään erikoistuneimmat lajit olisivat toisaalta vaativampia hoidettavia ja toisaalta hyötyisivät onnistuneesta ja pitkälle suunnitellusta vankeudenaikaisesta kouluttamisesta eniten. Kiinnostavaa vapautukseen valittavien yksilöiden käyttäytymisen ja oppimisen osalta on, että voisi olettaa vankeuteen vähiten sopeutuvien (vaikeimmin hoidettavien ja ihmisen kannalta ”hankalimpien”) yksilöiden menestyvän parhaiten vapautettuina. Toisaalta älykkäinä pidettyjä eläimiä, kuten petoja, on kenties koulutettu useammin, mutta ne voivat myös monimutkaisten elintapojensa, usein laajan luonnollisen liikkuma-alansa ja sosiaalisten järjestelmiensä vuoksi tarvita saamaansakin enemmän huomiota ja haastaa koulutuksen resursseja pidemmälle (Clubb & Mason 2003). Siten kouluttaminen voi korreloida sekä paremman onnistumisen että epäonnistumisen kanssa, eikä yksiselitteistä hypoteesia voida asettaa. Rikastamisen, eli vankeusympäristön virikkeellistämisen ja liikkuma-alan lisäämisen, voisi sensijaan olettaa lisäävän selviytymistä kaikilla lajeilla silloin, kun rikastaminen tehdään tarkoituksenmukaisesti (Shepherdson 1994).). Tässä tuloksia hämärtävä tekijä saattaaakin olla lähinnä, mitkä kuhunkin eläinryhmään liitettävät, oletetut tarpeet ovat. Eli mitkä ovat perinteiset, kenties totuttuihin eläintarhaoloihin yhdistetyt ajatukset lajiryhmäkohtaisista tarpeista (esim. laiduntajat vs. pienpedot). Suureen liikkuma-alaan yhdistettävillä eläimillä voi olla jo ennen rikastamista enemmän tilaa kuin lajeilla, joiden oletetaan selviytyvän pienellä alalla, ja joiden tapauksessa jopa rikastetut olot saattavat jäädä ahtaiksi.

Vapauksen ajan valinta voi vaikuttaa eläinten selviytymiseen trofiatasoittain. Petojen saalistusonni vaihtelee sykleittäin, joten niiden menestys olisi oletettavasti hyvinkin riippuvainen vapauttamisen ajankohdan huolellisesta valinnasta. Toisaalta myös hyönteissyöjien, ja joissain tapauksissa kasvin-syöjien (esim. medensyöjät!) kohdalla ajoitus on ratkaisevassa roolissa. Ajoitus on kuitenkin niin laji- ja aluekohtainen tekijä, että sitä ei otettu mukaan analyysihin.

6.2 Siirtomenestykseen vaikuttavat toimenpidetekijät

6.2.1 Eläinten alkuperä sekä kohdealueen valinta ja käsittely

Lajieroihin pohjaavien tekijöiden lisäksi *ex-situ* projektin onnistumiseen vaikuttavat toimenpidevalinnat; siirrettävien eläinten alkuperä, määrä ja valinta, kohdealueen valinta, toimenpiteiden valinta, siirrettävien eläinten geneettinen materiaali, eläinten koulutus vapautusta varten sekä käytetyt eläinten käsittelyn menetelmät (Jule ym. 2008, Wolf ym. 1998). Taustatietojen pohjalta hypoteesini oli, että luonnosta pyydytetyt eläimet selviytyisivät paremmin kuin vankeudessa kasvatetut. Esim. Kierulff ym. (2002) mainitsevat, että vankeudessa kasvaneet kultaleijonatamariinit kärsivät 70% kuolleisuuden ensimmäisenä vuonna vapautuksen jälkeen, kun taas vapaana syntyneiden yksilöiden siirto johti vain 18 %:n kuolleisuuteen vuodessa. Muutoinkin luonnosta siirtämisen on ehdotettu

olevan parempi vaihtoehto herkästi vankeudesta kärsiville eläimille (esim. Grey-Ross ym. 2009, Hamilton ym. 2010, Griffith ym. 1989). Lajikohtaisia eroja oletettavasti on. Joidenkin eläinten on tiedetty menestyvän hyvin vankeudessaakin olon jälkeen, toisten kärsivän merkittävää heikkenemistä sekä fysiologisella että psyykkisellä tasolla (Clubb & Mason 2003). Vankeuden vaikutusten on aiemmin todettu olevan erityisen negatiivisia älykkäillä pedoilla, joilla on luonnostaan suuri elintilan tarve (Clubb & Mason 2003). Siten pedoilla negatiivinen vankeusvaikutus olisi odotetuimmillaan korostunut.

Alueen valinta on siirroissa kriittinen tekijä. Vapautusympäristöä koskevia tekijöitä ovat saalistajat ja eläinten saatavilla olevat resurssit (Devineau ym. 2010, Tavecchia ym. 2009). Resurssien saatavuus kohdealueella riippuu toisaalta ravintolajien löytymisestä alueella, ja toisaalta eläinten kyvyistä ja taidoista niiden hyödyntämisessä (Price 1986). Siten hypoteesini oli, että alue, jolla laji on elänyt läheisessä historiassa, ja joka olisi mahdollisimman luonnontilainen (= suojeltu ja/tai kunnostettu), tukisi siirtoa parhaiten. Saalistajat voivat verottaa vapautettujen eläinten yksilömääriä suuresti, mikäli vapautetut eläimet eivät ole harjaantuneita suojautumaan (esim. Bertolero ym. 2007, Kierulff 2000).

Muiden oman lajin edustajapopulaatioiden läheisyys merkitsee toisaalta geenivirran, ja toisaalta lajinsisäisen kilpailun muodostumisen mahdollisuutta. Eläinten suuri tiheys johtaa lisääntyneeseen sosiaaliseen toimintaan, mikä reviiirillisten lajien edustajissa voi johtaa lisääntyvään hierarkkisuuteen ja aggressioihin (Brattstrom 1974). Alueella jo olemassa oleva, tiivis saman lajin populaatio voi olla ongelmallinen; tulokkaat eivät välttämättä voi asettua alueelle, tai asettumisesta seuraa aggressioita (Bertolero ym. 2007). Oletinkin, että siirtotoimenpiteissä jäisivät vähemmistöön tapaukset, joissa kokoelma eläimiä siirrettäisiin valmiiseen ja vakiintuneeseen saman lajin populaatioon, mutta mikäli tällaisia tapauksia löytyisi, niiden menestys olisi heikompi.

Alueen suojelu- tai kunnostusstatukseen liittyen myös ihmisten läheisyys alueella vaikuttaa eläinten selviytymiseen (esim. Treves & Karanth 2003, Nelson ym. 2003). Suojellut alueet ovat oletettavasti suojelemattomia kauempana asutuskeskittymistä ja raskaasti liikennöidyistä teistä, mikä myös tukisi odotusta suojeltujen alueiden sopivuudesta siirtoihin. Siirron negatiiviseen tulokseen voi toisaalta johtaa ihmisen aiheuttaman ympäristön heikkenemisen lisäksi myös vapautettujen eläinten mahdollisesti aiheuttama ympäristön kunnan huonontuminen, mikäli ympäristön soveltuvuutta lajille ei ole kyetty varmistamaan (Grundmann & Didier 2000). Tästäkin syystä uudelleenistutusten voisi olettaa olevan selvästi menestyksekkäämpiä kuin istutusten.

6.2.2 Yleisten toimenpiteiden valinta

Vapautuksen menetelmä voi vaikuttaa eläinten selviytymiseen luonnossa vapautuksen jälkeen. Pehmeän vapautuksen etuja on lueteltu kirjallisuudessa useita (Banks ym. 2002, Bright & Morris 1994, Biggins ym. 1999). Toisaalta osassa aiemmista tutkimuksista ei ole todettu vapautustavan aiheuttamaa selviytymiseroa pehmeän vapautustavan hyväksi (esim. Hardman & Moro 2006). Välittömän toimenpiteen jälkeisen hävikin osalta voisi olettaa, että toimenpiteissä tulisi tähdätä aiheutetun stressin minimointiin, jotta stressiperäiset syyt eivät pahentaisi vapautuksen jälkeistä välitöntä kuolleisuutta (Bar-David ym. 2005). Esimerkiksi toimenpiteet, joissa yhteiseen elämiseen tottuneita eläimiä ei eroteta toisistaan, vaan muodostuneet sosiaaliset suhteet säilytetään, ovat osoittautuneet hyödyllisiksi, stressin välttämisen lisäksi erityisesti eläimillä, jotka hyötyvät tuttuun yksilöiden läsnäolosta esim. puolustautumisen suhteen (preeriakoirat, Shier, 2006). Kova vapautus ja välittömästi vapautusta edeltävät käsittelyt voivat stressata eläimiä, jolloin sosiaalistenkin eläinten ryhmittäminen hajoaa, ja eläinten selviytyminen voi kärsiä voimakkaasti (Wimberger ym. 2009^b). Toisaalta hypoteesina voi edelleen pitää lajikohtaisuutta vapautus- ja käsittelytoimien vaikutuksissa. Saaliseläinten kohdalla pehmeä toimenpide voi

olla parempi eläinten selviytymisen kohdalla silloin, kun vapautusaitaus sallii ympäristön riittävän tarkastelun ja pakopaikkojen havaitsemisen ennen vapautusta. Odotin siis kirjallisuuden pohjalta, että vapautusmenetelmän vaikutus jäisi epäselväksi tai vain varovaisesti pehmeää vapautusta puoltavaksi, lajikohtaisuuden vuoksi.

Tutkielmasta oli jätettävä pois useita toimenpidetekijöitä, jotka saattavat vaikuttaa ex-situ projektien onnistumiseen. Esimerkiksi eläinten määrä suorana vaikuttimena populaation tulevaan kasvuun. Siirron onnistumisprosentti ja populaation tuleva kasvukerroin nousevat joissain tapauksissa asymptoottisesti, kun siirrettäviä eläimiä on runsaammin (Komers & Curman 2000, Griffith ym. 1989, Wolf ym 1998). Vaikutus lähtee vähintään sadasta yksilöstä (Kleiman 1989, Fisher & Lindenmayer 2000). Toisaalta esim. sammakkoeläimillä sama luku on tuhat; sen ylittävät projektit ovat olleet menestyksekkäimpiä (Germano & Bishop 2009). Siirrettyjen eläinten lukumäärän vaikutusta selviytymiseen ei tutkielmassani analysoitu selviytymiseen vaikuttavana, erillisenä tekijänä seurantojen lyhyden vuoksi; kasvukerrointen tai populaatiotason menestyksen spekulointi olisi ollut mahdotonta. Myös vapautukseen valittavien eläinten ikä voi olla merkittävä tekijä, sillä esim. kotiutumistaipumus on erilainen eri-ikäisillä eläimillä lajien sisällä. Vapautetun eläimen ikä vaikuttaa myös siihen, miten se integroituu uuteen populaatioonsa (Kleiman 1989). Matelijoilla vapautuksen tulevaisuudennäkymät ovat valoisimmat, jos vapautetaan juveniiliyksilöitä; ne sosiaalistuvat uuteen populaatioonsa helpoimmin (Wilson ym. 2004). Nuorilla yksilöillä leviäminen ja oman elinalueen etsiminen on luonnostaan ajankohtaisimmillaan (Stamps & Swaisgood 2007). Eläinten elinvaihe tai ikä jäi kuitenkin pois muuttujan roolista tutkielmassa, sillä se olisi vaatinut jokaisen lajin kohdalla erikseen harkitun luokittelun, ja siten annettua enemmän tietoa artikkelien taustoista, jotta muuttuja olisi ollut vertailukelpoinen lajien välillä.

6.2.3 Koulutus, vankeusolot ja ihmiskontaktit

Kouluttamisen onnistuminen riippuu siitä, miten hyvin lajin ominaiset haasteet tunnetaan ja huomioidaan. Joissakin pedoilta suojautumisen koulutustapauksissa – joillakin lajeilla – mallit tai nuket eivät toimi, vaan parhaaseen tulokseen tarvitaan aidoille pedoille altistumista (esim. van Heezik ym. 1999). Ihmiskontaktien määrän tai laadun vaikutus vapautuksenjälkeiseen selviytymiseen voidaan niinkään nähdä lajikohtaisena (van Heezik ym. 1999). Alan heikosta seurannasta ja raportointikäytännöistä johtuen tietämys lajikohtaisesti parhaista koulutusmenestyksistä voi olla vähäistä. Tästä johtuen odotin, että koulutuksen vaikutukset ovat lajikohtaisia: käytänteet voivat olla konservoituneita, kaavamaisesti lajiryhmittäin sovellettuja ja heikosti lajikohtaiset ekologiset, evolutiiviset tarpeet huomioivia. Vankeudessa kasvaneiden eläinten osalta odotin, että omien vanhempien tai sijaisvanhempien kasvattamat eläimet voisivat selviytyä luontoon siirtämisen jälkeen paremmin, ainakin, mikäli eläimille on vankeusympäristön suhteen annettu mahdollisuus luonnollisenkaltaisiin oppimistilanteisiin.

Odotin, että lajin vankeudessa käyttöönsä saama tila ja luonnonmukaiset olosuhteet ovat vaikuttaneet erilaisiin hoitotuloksiin erilaisilla lajeilla, sillä hoito-olosuhteet riippuvat myös käytettävissä olevista varoista ja standardoituvat siksi usein. Näin ollen odotin suurempikokoisten eläinten, tai aluevaatimuksiltaan tarkimpien, pärjänneen projekteissa vaihtelevimmin, ellei jopa heikoimmin. Odotin, että helpoimmin vankeudessa elämiseen ja ihmisen läheisyyteen oppivat eläimet tarvitsevat enemmän koulutusta, jotta niiden luonnossa tarvitsemat taidot pysyisivät yllä, tai vankeudessa kasvattamisen tapauksessa kehittyisivät. Tällaisia eläimiä saattavat olla erityisesti oppivaiset suurpedot. Mahdollisesti saaliseläinten pedonvälttämiskäyttäytyminen on vähemmän vaativa ja tuloksiltaan vaihteleva kouluttamisen kohde kuin petojen saalistuskäyttäytymisen kouluttaminen ja ylläpito. Tästäkin syystä pidin hypoteesina, että petojen kouluttaminen tuottaisi suhteessa

parhaat hyödyt. Hyönteissyöjien osalta ei juuri ole yleistyksiä kouluttamisen tuloksista, johtuen ehkä hyvin konservoituneesta petojenvälttämiskäyttäytymisestä. Mahdollisesti kouluttaminen ei siis niiden osalta ole järin tuloksekasta. Toisaalta vankeusympäristön rikastaminen voisi niidenkin osalta johtaa parantuneeseen ravinnon etsinnän ja käsittelyn kykyyn.

7. AINEISTO JA MENETELMÄT

7.1 Aineiston etsintä ja lähteet

Pro gradu tutkimukseni perustuu kirjallisuuskatsaukseen. Alun perin tarkoitus oli käyttää meta-analyttisiä menetelmiä mutta tavoitteesta luovuttiin, koska varsinaisia parittaisia vertailuja mahdollistavia koeasetelmia tuloksineen (*effect size*) ei juuri ollut. Hain aineistoa eri artikkelikokoelmista, joita olivat pääasiassa ISI Web of Knowledge, JSTOR ja vaikeasti saatavien artikkelien osalta Google Scholar. Lisäksi etsin sopivia artikkeleita edellisten lähdeviitteistä sekä aihetta käsittelevien kirjojen lähdeluetteloista. Hakusanoja aineiston etsinnässä olivat seuraavat ja niiden yhdistelmät: *introduction, reintroduction, translocation, translocation success, population supplementation, post-release survival, pre-release training, rehabilitation, captive breeding survival, captive nursing* ja *translocation*. Hakusanoihin sopivia artikkeleita löytyi n. 1500 kappaletta.

Aineiston valintaan vaikuttivat ensinnä tutkimuksissa mukana olleet vastemuuttajat. Kiinnostavinta tällaisessa kirjallisuuskatsauksessa olisi vertailla pitkän aikavälin tuloksia populaation geneettisestä hyvinvoinnista tai hoidetun eläinryhmän kehittymisestä itseään ylläpitäväksi populaatioksi (Ostermann et. al 2001). Vapautettujen yksilöiden suhteen esim. kokonaiskelpoisuus (elinajan jälkeläismäärä) olisi puolestaan hyvä mittari koko suojeluprojektin onnistumisen arviointia ajatellen. Koska näin perusteellisia tuloksia kuitenkin on vähemmän jos lainkaan, otin katsaukseen mukaan lyhyenkin seurannan toimenpiteet, mikäli niistä oli riittävästi raportoitu eläinten selviytyminen siirron jälkeen. Tämä siksi, että välittömän vapautushävikin jälkeen tuloksella on jo jonkin verran lähitulevaisuuden kestoa ja merkitystä (Tavecchia ym. 2009).

Valituksi tullakseen artikkelissa täytyi olla siirrettävien eläinten määrä sekä luotettava eläinten siirron jälkeinen selviytymisosuus, josta myös kadonneet yksilöt on vähennetty tai voidaan vähentää, sekä tieto seurannan ajasta. Mukaan ei otettu artikkeleita, joissa ei ollut annettu seurannoin saatuja, eläinten numeerisia selviytymismääriä, vaan ainoastaan mallinnusten tulokset. Mukaan ei otettu myöskään artikkeleita, joiden numeeriset tulokset olivat epäselvästi tai ristiriitaisesti ilmaistuja, artikkeleita, joissa seuranta ei keskittynyt luotettavasti tai tarkoituksenmukaisesti eläinten selviytymiseen tai artikkeleita, joissa eläinten leviäminen alueelta oli estetty keinotekoisesti esim. typistämällä lintujen siipiä. Seurantojen ja yksilömäärien laskun menetelmiä ei ole raportoitu alan artikkeleissa seikkaperäisesti. Siksi tässä katsauksessa luotettiin siihen, että artikkelin kirjoittajat olivat tehneet lajikohtaisesti toimivan eläinten seuranta- ja laskemismenetelmien valinnan ja käytettiin suoraan annettuja laskentalukuja.

7.2 Materiaalin käsittely

Riippuvana muuttujana tutkimuksessani on eläinten selviytymisestä (*survival*) laskettu risk ratio, jossa riskisuhde 1 tarkoittaa 50%:n selviytymistä tutkimuksessa käytetyn ajanjakson aikana (*risk ratio*; Gusset ym. 2010). Jokaisen populaation kuolleisuutta verrattiin hypoteettisen kontrolliryhmän oletettuun vastaavaan (tässä 50 %), jolloin saatu riskisuhde painottui kunkin otoksen koon mukaan, vääristymättä pienten otosten tuloksien vuoksi.

Tällöin yli yhden riskisuhde tarkoittaa yli 50%:n selviytymistä, ja alle yhden riskisuhde alle 50%:n selviytymistä. Käyttämällä koko ajan samaa todennäköisyyttä hypoteettisen verrokkipopulaation kuolleisuudelle saatiin todellisille populaatioille keskenään vertailukelpoisia riskisuhteita. Yhden ylittävillä populaatioilla on keskimääräistä korkeampi ja yhden alittavilla keskimääräistä alempi ”riski” eli todennäköisyys selviytyä. Näin voitiin vertailla eri populaatioiden selviytymistä (riskisuhteita) keskenään ja arvioida kokonaistulosten eroavuuksien syitä ilman, että yksilömäärät tai seuranta-aikojen erot vääristivät tuloksia. Selviytyneiksi katsottiin ainoastaan ne eläimet, jotka pysyivät alueella, sillä tarkkaan valikoidulta alueelta dispersoivien voi olettaa selviytyvän heikommin (Stamps & Swaisgood 2007). Aineistosta kootut taustatekijät on esitetty taulukossa 2. Pääpaino on eläinten käyttäytymiseen ja psyykkiseen terveyteen vaikuttavissa tekijöissä sekä vapautusympäristön valinnan osa-alueissa.

Taulukko 2. Tutkielmaan kootut taustatekijät, joista lopulliseen analyysiin sisällytetyt lihavoituna. Muuttujat ovat kaksi- tai kolmeluokkaisia. Lajin ravinnonkäyttö on etsitty yleensä muualta kirjallisuudesta. Siirto versus istutus tarkoittaa siirtoa luonnosta tai istutusta vankeudesta.

Artikkeli	Eläimet	Kohdealue	Toimenpiteet	Vankeusolot	Tulokset
Tekijät	Laji	Maa	Siirto vs. istutus	Kasvattaja (ihminen vs. emo)	Survival ratio
Vuosi	Heimo	Onko alueella populaatio	Vapautusmenetelmä	Koulutus	Survival / sukupuoli
Nimi	Lahko	Onko alueella ollut populaatio	Seuranta / pv		Lisääntyminen
Julkaisu	Luokka	Suojelu			Käyttäytyminen
	Ravinto	Kunnostaminen			Integroituminen populaatioon
	Sosiaalisuus	Lajin vähenemisen syyt alueella			Kuolinsyyt
	Vanhemmanhoiva				
	Reviirillisuus				
	Vähenemisen syyt				
	Eläinten määrä				
	Sukupuolten suhde				

Lajin ravinnonkäyttöluokka on luokiteltu kasvissyöjäksi, pedoksi, hyönteissyöjäksi tai sekasyöjäksi. Luokittelu on tehty perustuen vapautuksenaikaiseen trofiatasoon, kun esimerkiksi erällä kilpikonnilla ravinnonkäyttö vaihtelee pedosta sekasyöjäksi ja kasvissyöjäksi elinkaaren mukaan (Pelletier 2003). Sosiaalisuus tarkoittaa eläinten elämistä laumoissa tai ryhmissä, ei-sosiaalisuus tarkoittaa yksinelämistä tai toisten yksilöiden läheisyyden sietämistä vain lisääntymisaikana. Territoriaalisuus eli reviirillisuus tarkoittaa yksilön tai lauman vieraiden yksilöiden sietokykyä omalla alueellaan; territoriaalisilla eläimillä muiden yksilöiden sieto on vähäisempää. Nämä tiedot otettiin ylös, koska niillä voi olla merkitystä eläinten asettumisen ja siitä seuraten selviytymisen kohdalla, sekä välittömästi vapautuksen jälkeen syntyvän aggression kannalta. Tässä yhteydessä siis eläinlaji voi olla luokiteltu sekä sosiaalseksi että reviirilliseksi, mikäli laji elää laumassa tai perheryhmässä, mutta on merkittävän aggressiivinen vieraita yksilöitä kohtaan. Vanhemmanhoiva ja ihmisen vs. emon kasvatustyö otettiin ensin ylös, jotta nähtäisiin, onko ihmisen kasvattama eläin heikompi menestymään luonnossa silloin, kun on kyseessä vanhemmanhoivaa tarvitseva laji.

Vapauttamisen menetelmissä pehmeä vapautus tarkoittaa, että eläinten on annettu tottua uuteen alueeseen ennen vapautusta. Joissain tapauksissa myös laaja ruokintaohjelma on laskettu pehmeäksi vapautukseksi, jos sen on katsottu edistävän eläinten pysymistä alueella heti vapautuksen jälkeen. Jos kyseessä oli loukkaantuneiden tai orvoksi jääneiden eläinten kuntouttaminen (*rehabilitation*), se kirjattiin. Erotus siirtojen ja kuntouttamisen välillä täytyy pitää selkeänä. Kuntouttamista on usein edeltänyt vakavakin loukkaantuminen, jonka jättämät jäljet voisivat teoriassa vaikuttaa vapautuksenjälkeisiin selviytymisprosentteihin.

Alueen suojelustatus merkittiin positiiviseksi aina, kun kyseessä oli jollakin tasolla rauhoitettu alue. Suojelun käsite on laaja ja epätarkka, ja eri maiden suojelupolitiikka niin moninaista, ettei aika olisi riittänyt suojelutasojen arviointeihin. Alueen kunnostus puolestaan tarkoittaa sitä, onko mahdolliseen vähenemiseen tai vaarantumiseen johtaneita syitä hoidettu kuntoon, onko alue rajattu ihmiseltä tai onko sen sopivuus tarkastettu ja parannettu vähenemisen jälkeen. Vieraslajien kitkeminen ja ihmisten tuomien petojen vähentäminen (kotikissat, rotat yms.) luetaan kunnostamiseen. Samoin mukaan luetaan uuden kasviston istutus nimenomaan siirrettävää lajiryhmää ajatellen tai pesintämahdollisuuksien parantaminen. Kunnostuksen kohdalle on merkitty ”ei saatavilla”, jos sen rooli jää hämäräksi – esimerkiksi, jos vain pieni osa vieraslajeista on poistettu ilman seurantaa (esim. Perez-Buitrago ym. 2008). Seurannan kanssakin kunnostamisen käsite on hankala; petokontrolli voidaan raportissa mainita suoritettuna toimena, mutta vapautettujen eläinten kuolleisuus olla silti suurilta osin samojen petojen aiheuttamaa (esim. O’Connor 2005).

Siirtoprosessit erotettiin muista merkitsemällä eläimet luonnossa syntyneiksi. Lyhytaikaisen vankeudessa pitämisen vaikutus yritettiin saada esiin erottamalla vielä ominaisuus ”pidetty vankeudessa”, joka merkittiin, mikäli eläin oli syntynyt luonnossa, mutta joutunut viettämään vankeudessa yli kuukauden ajan. Vankeudessa syntyneet eläimet luokiteltiin erikseen ihmisen kasvattamiksi tai emon/sijaisemon kasvattamiksi. Koulutus tarkoittaa tässä tavoitelähtöistä eläinten koulutusta luonnossa selviytymisen vaatimia kykyjä ja taitoja silmällä pitäen. Myös jotkut tapaukset, joissa eläimiä on valvotusti pidetty luonnossa pitkiä aikoja ”kävelyllä” ja harjoittelemassa motorisia taitoja, on laskettu kouluttamiseksi. Rikastamiseksi laskin vankeudenaikaiset olosuhteet, joissa oli aidattu monipuolinen luonnonalue eläinten käyttöön tai oli selvästi klassisia tarhaoloja enemmän panostettu motoriikan, selviytymistaitojen ja sosiaalisten taitojen kehittymiseen johtavien olosuhteiden luomiseen, nimenomaan kyseisen lajin biologia huomioiden. Ensin pyrin ottamaan mukaan myös ihmiselle altistumisen vankeusajan kuluessa, sillä se voisi

vaikuttaa liikenteen ja ihmisasutuksen lähestymiseen ja siten kuolleisuuteen vapautuksen jälkeen. Luokittelua oli kuitenkin mahdotonta tehdä artikkeleissa annetuilla tiedoilla. Myös vankeudessapidon aikainen tila, joka eläimillä oli käytössään, olisi ollut olennainen tieto. Sekin kuitenkin oli niin harvoin annettu taustamuuttuja, ettei sitä voitu ottaa muuttujana mukaan tähän katsaukseen.

Selviytymisprosentteihin otettiin mukaan ainoastaan varmistetusti seuranta-ajasta selvinneet yksilöt. Lukuihin ei spekuloitu kadonneita tai arvioituja prosentiosuuksia kadonneista, vaikka raporteissa ei aina lasketakaan kadonneita kuolleisuuslukuihin. Tälle on perusteena se, että vapautukseen suunnitellulta alueelta lähteneet eläimet osallistuvat epätodennäköisesti populaation kasvuun (Shier & Owings 2006), ja toisaalta eläinten selviytymisen ja lisääntymisen kannalta menestyksenkäs leviäminen alueelta on sirpaloituneiden ja harventuneiden luonnontilaisten alueiden vuoksi epätodennäköistä (Garrett & Franklin 1988). On hyvin mahdollista, että joissain raporteissa, joissa on annettu vain yksi selviytymisen luku, mukaan on jäänyt myös osa kadonneista eläimistä, ”laskettuna” selviytyjiksi. Pyrkimykseni oli aina etsiä ja käyttää ”alempaa rajaa” selviytymisprosentteille, mikäli spekuloituja selviytymisprosentteja oli annettu useita. Alempi osuus lähestyi todennäköisemmin etsimääni osuutta, josta kadonneet eläimet olisi rajattu pois.

Siirron jälkeinen luonnollinen käyttäytyminen oli ajateltu vaihtoehtoiseksi mittariksi siirron onnistumiselle. Kyseessä oli karkea arvio siitä, ovatko eläimet osanneet toimia sosiaalisesti, hankkia ravintoa jne. Tosiasiassa tieto oli hyvin harvoin saatavilla, tai sitä oli lähes mahdotonta arvioida luokittelua varten. Luonnolliseksi käyttäytymiseksi laskettavissa oleva, onnistunut ravinnonsaanti kohdealueella ei vielä riitä, jos eläimet ovat kyvyttömiä suojautumaan pedoilta (esim. Okuyama ym. 2010). Jo eläinten selviytymisen arviointi oli selvästi ollut haasteellista, eikä myöskään luonnollisen käyttäytymisen riittävää arviointia ollut saatavilla. Siirrettyjen eläinten integroituminen paikalliseen populaatioon on niinkään karkea arvio, ja kääntyy positiiviseksi jo parin yksilön liittymisestä paikallisen populaatioon. Lisääntyminen alueella on samoin kaksiarvoinen luokituksestaan – joko siirrettyjen eläinten keskuudessa on syntynyt jälkeläisiä seuranta-ajan puitteissa tai sitten ei. Yleensä raportit ovat liian lyhytaikaisia tai ylimalkaisia, jotta voisi tietää muuta kuin jälkeläisten syntymisen. Se, onko jälkeläisiä ollut tarpeeksi populaation säilymiselle, ovatko vanhemmat saaneet kasvatettua jälkeläisistä elinkelpoisia, kyenneet ruokkimaan ne ja saaneet ne selviytymään aikuisiksi asti, jää hämärän peittoon. Eläinten kuolleisuuden syiden käsittely jäi tutkielman ulkopuolelle, sillä kuolinsyiden kattava etsintä, luokittelu ja vertailukelpoiseksi saattaminen ei ajan puitteissa onnistunut.

Kirjaamiani asioita oli runsaasti, sillä alan yhtenäisen säännösten ja ohjeistuksen puuttuessa lähes jokainen tutkimus on toteutettu eri tavoittein, menetelmin ja mittarein. Artikkeleista kerätyt tiedot keräsin Windows Excel-työkirjaan käsittelyittäin. Aina kun mahdollista, kirjasin muuttajat kaksi- tai kolmiportaisena luokitteluna. Hyvin yleisesti tiettyä artikkelia kohden jäi viidestä kymmeneenkin kohtaa, joissa luokittelun sijaan oli kirjattava ”ei saatavilla”. Tämä luonnollisesti pienensi varsinaisissa analyyseissä käytettävissä olevaa aineistoa.

7.3 Tilastollinen analyysi

Aineisto analysoitiin ohjelmalla PASW Statistics 18 (SPSS inc.). Pääasiallisesti menetelmäksi valittiin Julen ym. (2008) mukaan mixed model ANOVA (Unianova). Ko. menetelmässä seuranta-aika (päivissä) asetettiin kovariaatiksi ja analyysi painotettiin eläinten yksilömäärällä. Riippuvana muuttujana käytettiin jatkuvasti eläinten selviytymisen riskisuhdetta (riskisuhteen luku 1 = 50% selviytyminen). Yhdestä kokonaisesta tilastollisesta mallista, jossa olisi ollut kaikki muuttajat mukana luovuttiin, koska niin

monen selvitetettävän taustamuuttujan tai vastemuuttujan kohdalle oli jäänyt tyhjä solu raportin puutteellisuuden takia. Tämä takia analyysi oli suoritettava useissa osioissa. Tämä saattaa lisätä I- tyyppin tilastollisen virhepäätelmän mahdollisuutta, mutta olen huomionut tämän tulosten tarkastelussa. Kiinteinä faktoreina käytettiin siten lukuisia eri taustamuuttujien yhdistelmiä, lukuisissa eri analyyseissä. Kunkin artikkelin kohdalla on taustatiedoissa omat puutteensa ja käsittelyitä karsiutui siten jokaisessa, eri taustamuuttujan suoritettussa analyysissä eri määrä. Suuria, hyvin monia taustamuuttujia kattavia analyysejä ei ollut mahdollista tehdä, sillä artikkelikohtaisten, vaihtelevasti sijoittuneiden tyhjen solujen vuoksi aineisto olisi huvennut liikaa. Parittaiset ryhmävertailut suoritettiin Bonferronin vertailutestien ja least significant difference-menetelmin. Kuvaajat on piirretty Unianova-testien *estimated marginal means*-taulukoiden pohjalta, joten ne vastaavat suoraan SPSS-analyyseiden tuloksia. Trofiatasoa ja taksonomista luokkaa ei ole yhdistetty kuvaajissa, jotta aineisto ei karsiutuisi enempää.

Joitakin, alun perin erillisiksi tarkoitettuja käsittelyjä jouduttiin edelleen sulauttamaan yhteen myös SPSS-käsittelyissä tarvittavan otoskoon säilymiseksi. Koska tiettyjä käsittelyitä ei aineiston artikkelien puitteissa ole tehty joillakin eläinryhmillä lainkaan, tai on tehty hyvin vähällä yksilömäärillä, koulutus ja rikastus on esimerkiksi yhdistetty kummatkin kattavaksi käsittelyksi ”koulutus”, jotta eläinten eloonjäämistaitojen säilymiseen panostaminen tulisi ylipäänsä jollakin tasolla näkyviin.

8. TULOKSET

8.1 Yleisiä tilastoja

Valitsemisprosessin seuran läpäisseitä artikkeleita jäi jäljelle 141 n. 1500:sta esikarsitusta. Samassa artikkelissa oli usein useampi raportoitu toimenpide tai jopa useampi kohdelaji. Artikkelien käsittelemiä lajeja on 129 ja heimoja 68 (Liite 1). Kaikkien valittujen artikkeleiden yhteenlaskettu eläinten yksilömäärä on 8449. Yksilömäärällisesti edustetuin laho on petoeläinten (*Carnivora*) laho (n=1217, lajeja 23), ja yksilömäärältään vähäisin laho valaiden (*Cetacea*) laho (n=2, lajeja 1). Tutkimuksen yksilömäärissä runsain heimo on näätäeläinten (*Mustelidae*, n=693) ja pienimmällä yksilömäärällä edustettu heimo delfiinien (*Delphinidae*, n=2) heimo, jonka yksilöt olivat siis myös ainoat valaiden edustajat (taulukko liitteessä 1).

Analysoituja toimenpiteitä on yhteensä 208; useissa artikkeleissa oli raportoitu useampi kuin yksi toimenpide, ja tuolloin eri toimenpiteet on merkitty omiksi tutkimuskohteikseen. Ravinnonkäyttöluokittain toimenpiteet jakautuvat seuraavasti: pedot 45 toimenpidettä, herbivorit 78 toimenpidettä, hyönteissyöjät 23 toimenpidettä ja omnivorit 62 toimenpidettä. Erilaisten toimenpiteiden (suoraan luonnosta vs. erilaiset vankeuskäsittelyt) jakautuminen ravinnonkäyttöluokittain on kuvattu taulukossa 3. Kaikkiaan 208 toimenpiteestä seitsemäntoista on kuntoutustoimia (*rehabilitation*), eli loukkaantuneiden eläinten kuntouttamisia ja luontoon palauttamisia.

Taulukko 3. Tutkimukseen sisältyvien eri *toimenpiteiden* lukumäärä eläinten ravinnonkäyttöryhmittäin ja eläinten lukumäärä toimenpiteissä ravinnonkäyttöryhmittäin. *Herbivorien kohdalla kahdeksan toimenpiteen (519 yksilön) kohdalla ei ole tutkimuksessa ilmastua tietoa eläinten alkuperästä.

Toimenpiteet ravinnonkäyttöryhmittäin	Eläinten alkuperä			Vankeusolot		Ei koul / ei ilmaistu
	Luonnosta	Vankeus yli 1 kk	Yhdist.	Koulutus	Rikastus	
Herbivorit*	27	42	1	7	10	26
Pedot	13	31	1	5	6	21
Insektivorit	11	8	4	0	3	9
Omnivorit	23	38	1	4	5	30
Eläinten lukumäärä ravinnonkäyttöryhmittäin						
Herbivorit*	1203	1261	85	110	520	716
Pedot	796	1079	30	28	147	934
Insektivorit	292	497	94	0	105	486
Omnivorit	621	1919	53	81	145	1746

Seuranta-ajat vaihtelivat yhdestä päivästä 4015 päivään toimenpiteittäin. Seuranta-ajat ovat valtaosin liian lyhyitä korkeamman kriteeristön onnistumisarviointien tekoon, eli populaatiokohtaisen kasvun tai itseään ylläpitävän populaation tavoitteiden arvioimiseen. Keskimääräinen seuranta-aika oli 751 päivää, vaihteluväli 1 – 4380 päivää. Seuranta-ajat olivat vaihtelevia, mutta seuranta-ajat eivät eronneet ravinnonkäyttöryhmittäin ($F_{3,82} = 2,278$, $p = 0,086$), vankeuskohteluittain ($F_{2,82} = 1,150$, $p = 0,322$) tai edellämainittujen yhteisvaikutuksen suhteen (yhdyksvaikutus $F_{5,82} = 0,951$, $p = 0,453$). Myöskään eläinten kuntoutushistoria (*rehabilitation*) ei vaikuttanut merkitsevästi seuranta-aikojen pituuteen ($F_{1,201} = 0,692$, $p = 0,406$).

8.2 Ex-situ toimien menestys

Toimenpiteissä mukana olleiden eläinten yksilömäärällä painotettu eläinten selviytymisen keskimääräinen riskisuhde oli 0,838. Siten eläimistä n. 42 % oli selviytynyt kulloisenkin seuranta-ajan (käsittelyiden keskimääräinen seuranta-aika 751 päivää, vaihteluväli 1 – 4380 päivää) loppuun.

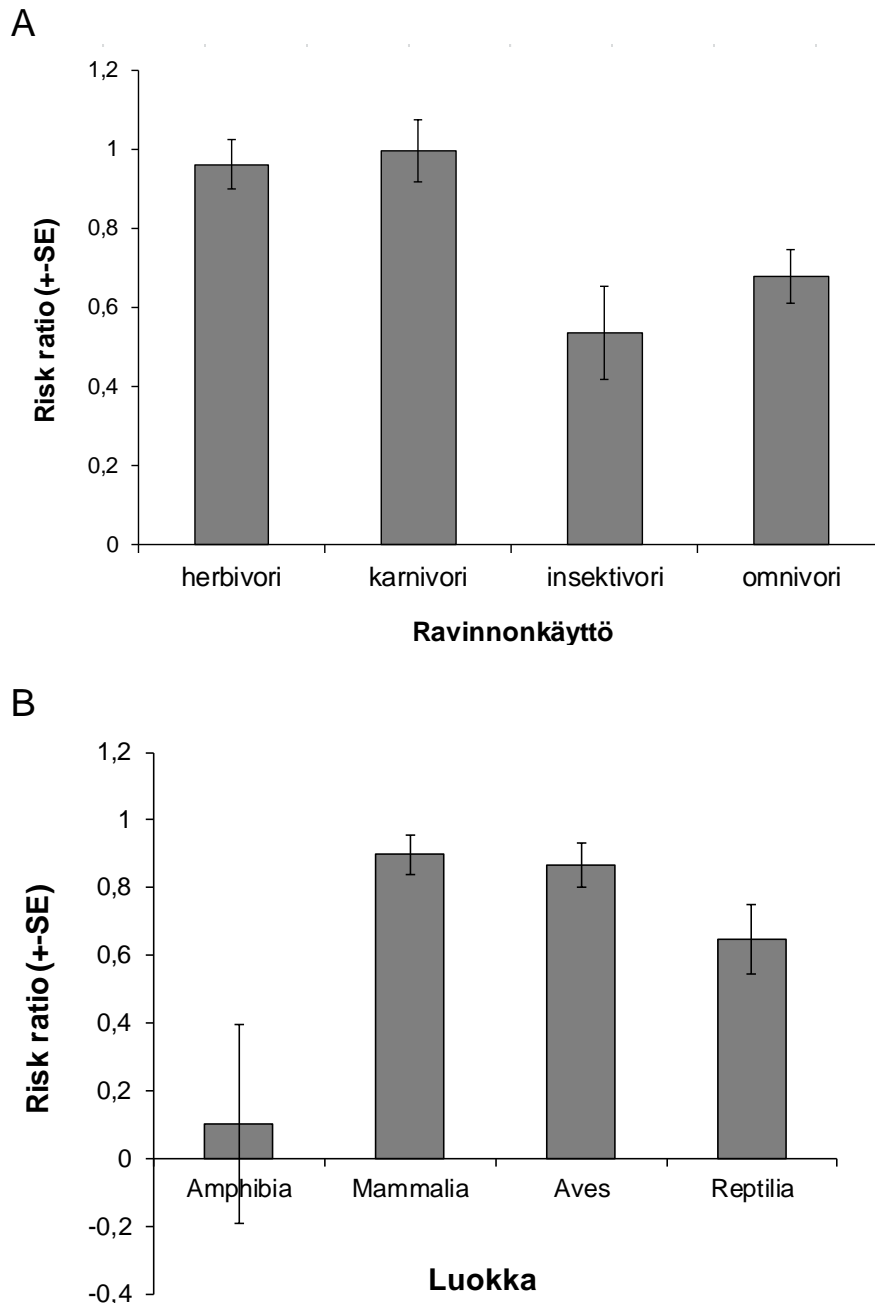
Eläinten lisääntyminen seuranta-ajan kuluessa oli raportoitu 131 toimenpiteessä 208:sta. Kahdeksassakymmenessä kolmessa toimenpiteessä eläimet onnistuivat lisääntymään. Tätä ei kuitenkaan voida käyttää menestymisen mittarina, sillä syntyneiden jälkeläisten määrää, selviytymistä tai määrää suhteessa luonnonpopulaatioihin ei ollut raportoitu käytännössä lainkaan. Jälkeläisten oma lisääntyminen olisi ollut tulosten analysoinnin kannalta tarpeellinen tieto, mutta jälkeläisten selviytyminen syntymän jälkeen suorastaan ehdoton tieto, jotta lisääntymisen raportoinnista olisi apua toimenpiteiden arvioinnissa. Vaihtoehtoisiksi aiotut menestyksen mittarit oli pitkälti muutoinkin jätettävä pois vähäisestä aineistosta johtuen. Eläinten selviytyminen luonnonpopulaatioihin verrattuna olisi ollut erinomainen tieto, mutta siitä oli esitetty arvioita vain kahdessatoista

artikkelissa. Eläinten luonnollisenkaltainen käyttäytyminen vapautettuna olisi tuottanut liian subjektiivisen tuloksen, sillä ”luonnollisenkaltainen” olisi täytynyt arvioida liian vähillä taustatiedoilla. Luonnonpopulaatioon siirrettyjen eläinten integroituminen laumaan tai parveen oli tuotu esiin vain 34 käsittelyssä, mikä ei riittänyt muuttujan mittarina käyttämiseen.

8.2.1 Trofiatasoon, taksonomiaan ja lajiominaisuuksiin liittyvät erot eläinten selviytymisessä

Eläinten selviytymistodennäköisyys oli merkitsevästi erilainen eri ravinnonkäyttöryhmissä (Unianova $F_{3,203} = 6,39$, $p < 0,001$, kuva 1a). Hyönteissyöjien selviytymistodennäköisyys oli merkitsevästi alhaisempi kuin kasvinsyöjien ja petojen (Bonferroni korjattu erotus $-0,426$, $p = 0,12$; $-0,461$ $p = 0,008$). Samoin omnivorien selviytymistodennäköisyys oli merkitsevästi alhaisempi kuin kasvinsyöjien ja petojen (Bonferroni korjattu erotus $-0,283$, $p = 0,18$; $-0,318$ $p = 0,016$). Kasvinsyöjien ja petojen välillä ei ollut merkitsevää eroa (Bonferroni korjattu erotus $-0,035$, $p = 1,000$). Omnivorien ja hyönteissyöjien välillä ei myöskään ollut merkitsevää eroa selviytymisessä (Bonferroni korjattu erotus $0,143$, $p = 1,000$).

Selviytymistodennäköisyydessä oli merkitseviä eroja analysoitaessa selviytymisen riskisuhdetta suhteessa taksonomiseen luokkaan ($F_{3,203} = 3,71$, $p = 0,012$, kuva 1b), mutta erot tasottuivat, kun vain neljä käsittelyä kattava sammakkoeläinten luokka jätettiin pois analyysistä ($F_{2,200} = 2,34$, $p = 0,099$).



Kuvat 1 A ja B. Eläinten selviytymisen keskimääräinen *risk ratio* (\pm SE) ravinnonkäyttöluokittain sekä taksonomisten luokkien mukaan. Luku 1 tarkoittaa 50 %:n selviytymistä. Kuvan b. sammakkoeläinten luokan tilanne selittyy pienellä, yhden toimenpiteen otoskoolla. Kuvaajat ilmaisevat vain yleisen trendin selviytymisessä, tulokseen voi vaikuttaa toimenpiteiden jakautuminen ryhmittäin. Ko. jaot on listattu taulukkoon 3.

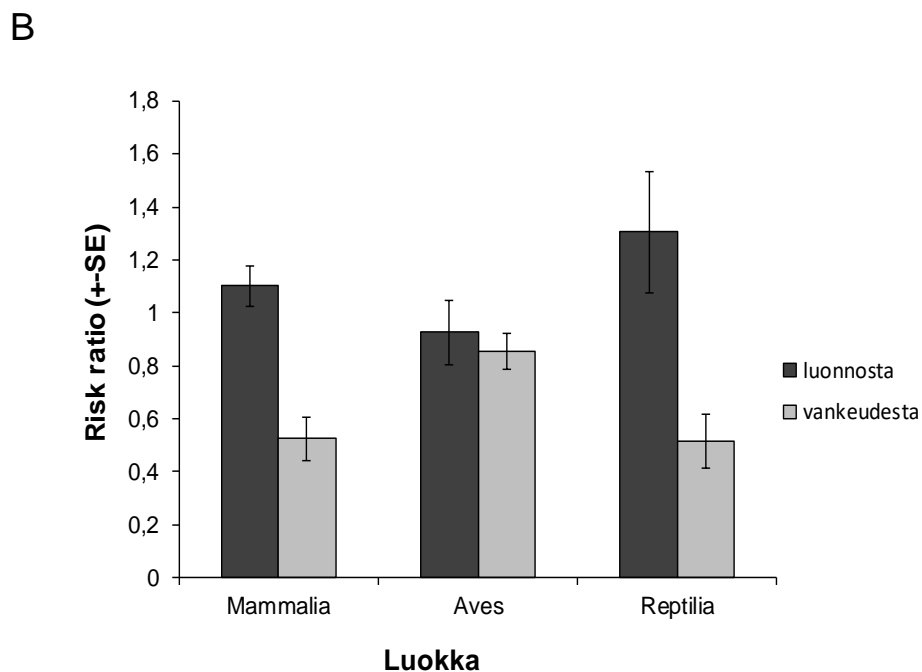
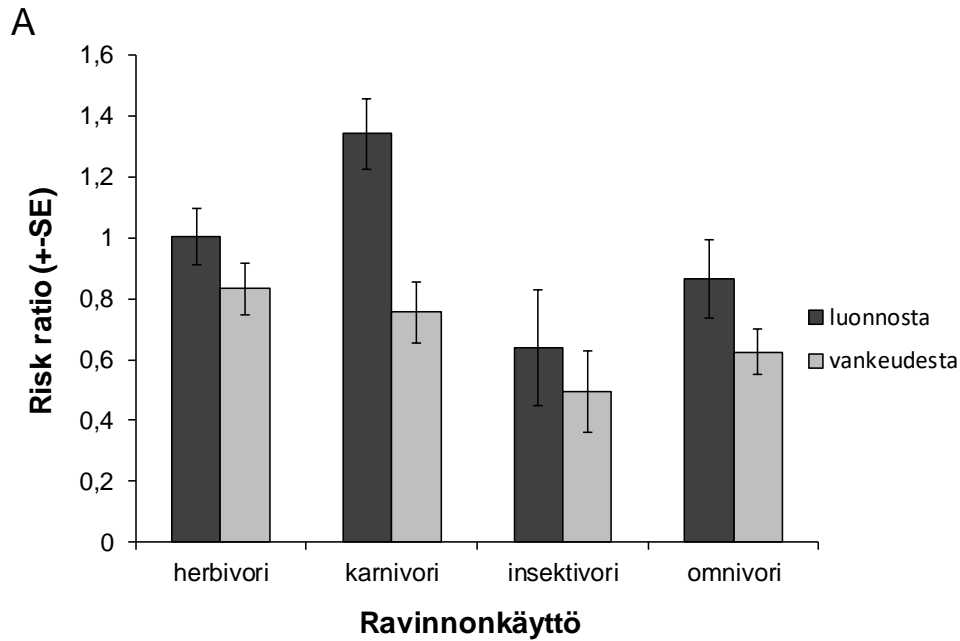
Eläinten lajityypillisistä ominaisuuksista analyysissä olivat mukana sosiaalisuus ja reiviirillisuus, joskin vain kahteen hyvin karkeaan luokkaan jaettuina muuttujina (kyllä tai ei). Tiedot puuttuivat yleisesti artikkeleista, eikä analyysin tähän osuuteen otettu mukaan kuin ne toimenpiteet, joihin tieto lajin ko. ominaisuudesta löytyi välittömästi joko artikkelista tai muusta kirjallisuudesta. Vanhemmanhoiva oli yksi mukaan aiotuista vaikuttimista, mutta vanhemmanhoivattomia lajeja koskeneita artikkeleita oli mukana tutkimuksessa liian vähän (17 käsittelyä) mielekästä analyysiä varten.

Lajin sosiaalisuudella ei ollut vaikutusta eläinten selviytymiseen ravinnonkäytön suhteen ($F_{1,113} = 0,015$, $p = 0,902$) tai luokkakohtaisesti ($F_{1,116} = 0,219$, $p = 0,641$). Lajin reviiirillisyyden vaikutus eläinten selviytymiseen oli kuitenkin erilainen eri ravinnonkäyttöryhmissä (yhdysvaikutus $F_{3,68} = 3,699$, $p = 0,016$). Karnivorien kohdalla reviiirillisyydellä on merkitsevä, negatiivinen, vaikutus selviytymiseen (LSD erotus $-1,158$, $p = 0,011$). Reviiirillisyydelle ei saatu esiin luokkakohtaisia vaikutuksia tai yhdysvaikutuksia ($F_{1,70} = 0,147$, $p = 0,702$). Tulos voi liittyä suureen vaihteluun luokkakohtaisissa yksilömäärissä: poisluettavien solujen jälkeen yksilömääräksi jää jäljelle nisäkkäiden luokkaan 52 ja lintujen luokkaan 17 toimenpidettä, kun taas matelijoiden luokkaan vain kahdeksan ja sammakkoeläimille ei yhtään toimenpidettä.

8.2.2 Käsittelyihin liittyvät erot eläinten selviytymisessä

Eläinten alkuperä (suoraan luonnosta siirretty vs. yli 1 kk vankeudessa) vaikuttaa merkitsevästi eläinten selviytymiseen ravinnonkäyttöluokittain siten, että luonnosta siirretyt selviytyvät siirron jälkeen paremmin ($F_{1,193} = 11,28$, $p = 0,001$, kuva 2A). Parittaisissa vertailuissa ero on kuitenkin merkitsevä vain petojen kohdalla (LSD erotus $0,587$, $p < 0,001$). Sama ilmiö löytyy vertailussa *syntynyt* luonnossa vs. *syntynyt* vankeudessa, vaikkakaan tämä ei ole hyvinkin vaihtelevien syntymän jälkeisten vaiheiden vuoksi yhtä toimiva mittari; luonnossa syntyneet selviytyvät selvästi paremmin ($F_{1,184} = 7,58$, $p = 0,007$), mutta yksittäisvertailuissa ero löytyy vain karnivorien kohdalla (LSD erotus $0,505$, $p = 0,001$).

Eläinten alkuperä (suoraan luonnosta siirretty vs. yli 1 kk vankeudessa) vaikuttaa eläinten selviytymiseen eri tavoin eri taksonomisissa luokissa (yhdysvaikutus $F_{2,191} = 4,42$, $p = 0,013$, kuva 2B). Sammakkoeläinten luokka oli jätettävä pois analyyseistä, sillä sitä edustavia käsittelyitä oli vain neljä. Muilla luokilla alkuperän vaikutus näkyy siten, että nisäkkäiden luokassa luonnosta siirretyt selviytyvät merkitsevästi paremmin kuin vankeudessa pidetyt (LSD erotus $0,503$, $p < 0,001$). Matelijoiden luokassa pätee sama: luonnosta siirretyt selviytyvät paremmin (LSD erotus $0,796$, $p = 0,002$). Lintujen luokassa vankeushistoria ei ole merkitsevä vaikutin eläinten selviytymiseen (LSD erotus $0,076$, $p = 0,588$).

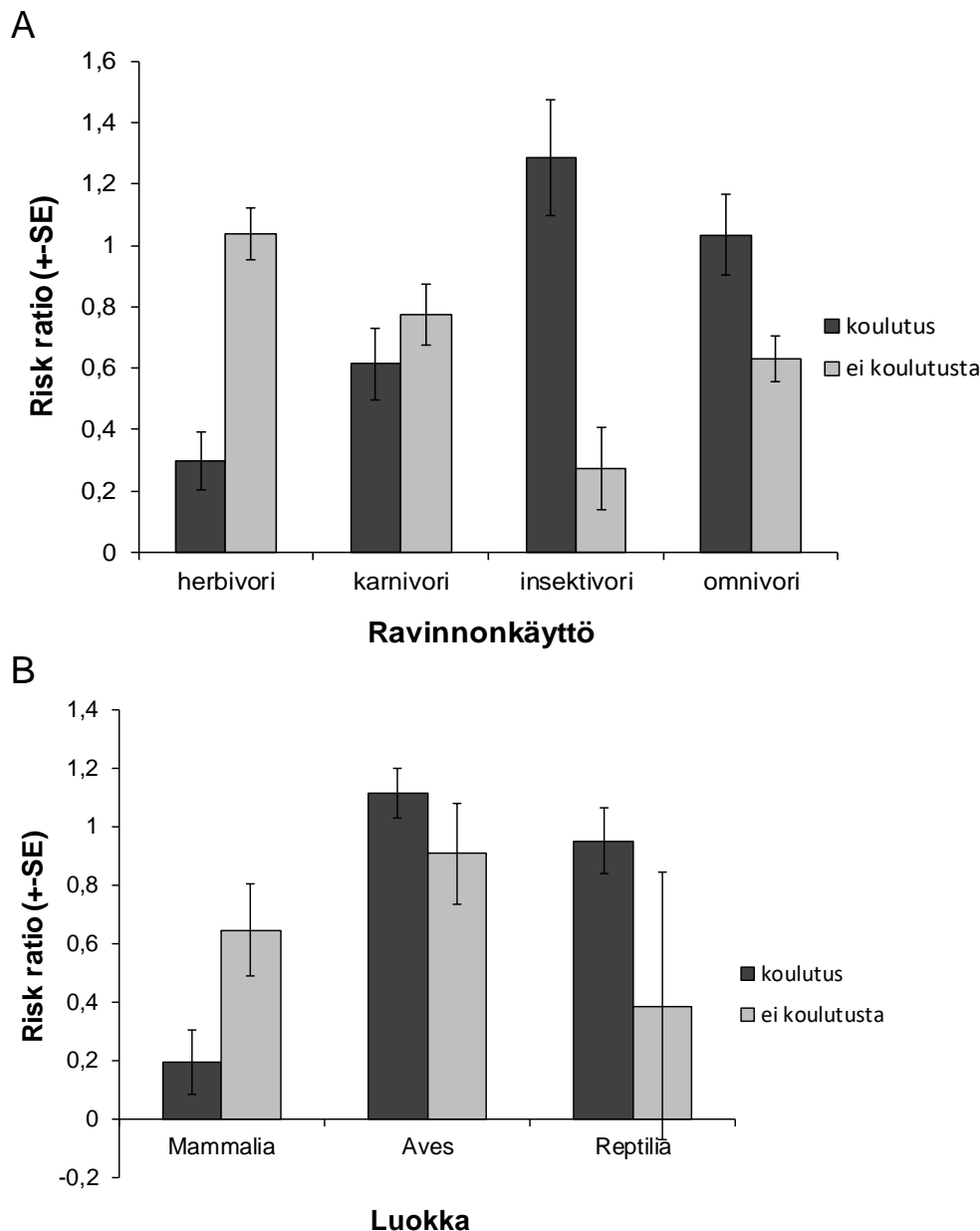


Kuvat 2 A ja B. Eläinten selviytymisen keskimääräinen *risk ratio* (\pm SE) suhteessa eläinten alkuperään (luonnosta vs. yli 1 kk vankeudessa), ravinnonkäyttöryhmittäin sekä taksonomisten luokkien mukaan.

Vankeudessa olleiden eläinten koulutusstatuksen merkitystä vapautuksenjälkeiseen selviytymiseen tutkittiin tarkastelemalla analysissä vain vankeudessa syntyneitä eläimiä. Koulutuksen merkitys on oletettavasti selkeämpää koko nuoruusvaiheen vankeudessa olleilla eläimillä, jotka eivät ole voineet oppia vanhemmiltaan ennen vankeuteen päättymistä. Koulutusstatuksella (yhdistetty rikastus ja koulutus) ja ravinnonkäytöllä oli yhteisvaikutus eläinten selviytymiseen (yhdyisvaikutus $F_{3,75} = 7,639$, $p < 0,001$, kuva 3A). Koulutuksen vaikutus selviytymiseen oli merkitsevästi negatiivinen herbivoreilla (LSD erotus 0,741, $p < 0,001$) ja merkitsevästi positiivinen insektivoreilla (LSD erotus -1,016, $p =$

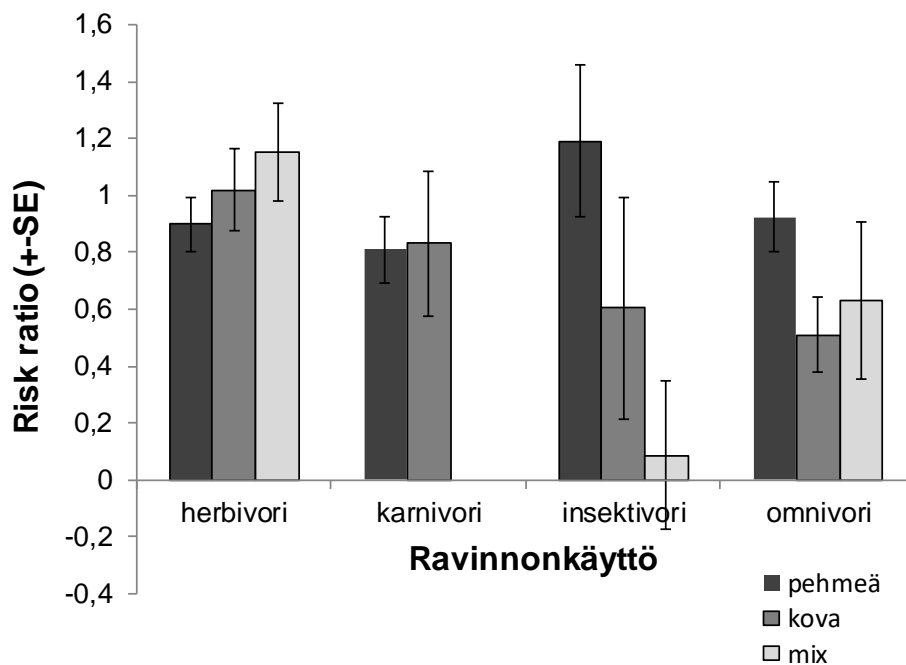
0,008). Vaikutus ei ollut merkitsevä karnivoreilla (LSD erotus 0,160, $p = 0,617$) ja omnivoreilla (LSD erotus -0,430, $p = 0,113$). Koulutuksen vaikutus vaihteli myös luokkakohtaisesti (yhdysvaikutus $F_{2,77} = 3,906$, $p = 0,024$, kuva 3B) siten, että vain nisäkkäiden kohdalla koulutuksella oli merkitsevä, negatiivinen vaikutus selviytymiseen (LSD erotus 0,453, $p = 0,019$). Vaikutus ei ole merkitsevä lintujen (LSD erotus -0,205, $p = 0,291$) eikä matelijoiden (LSD erotus -0,567, $p = 0,245$) kohdalla. Kuntoutettujen (*rehabilitated*) eläinten selviytymistodennäköisyys ei poikennut merkitsevästi muiden eläinten selviytymisestä ($F_{1,205} = 0,842$, $p = 0,360$).

Vankeudessa kasvaneiden eläinten kasvattaja – oma tai sijaisemo vs. ihminen – ei vaikuttanut eläinten luokkakohtaiseen selviytymiseen ($F_{1,44} = 2,619$, $p = 0,113$) tai ravinnonkäyttökohtaiseen selviytymiseen ($F_{1,42} = 2,198$, $p = 0,146$).



Kuva 3 A ja B. Vankeudessa syntyneiden eläinten selviytymisen keskimääräinen *risk ratio* (\pm SE) suhteessa koulutusstatukseen (koulutus + rikastus), , ravinnonkäytön mukaan sekä taksonomisen luokan mukaan.

Eläinten vapauttamistapa vaikutti eläinten selviytymiseen vain, kun mukaan laskettiin pehmeän ja kovan vapautustavan lisäksi ”sekoitus”, eli toimenpiteet, joissa eläimiä oli vapautettu kummallakin tavalla joko sekaisin keskenään tai alueittain vaihdellen. Sekavapautustoimenpiteitä oli vain kymmenen, mutta ne olivat yksilömääriltään suuria. Vapauttamistapa vaikutti tuolloin eri tavoin eri ravinnonkäyttöryhmissä (yhdysvaikutus $5,124 = 3,006$, $p = 0,014$, kuva 4). Parittaisissa vertailuissa merkitsevä ero löytyy vain insektivorien pehmeän vapautuksen ja sekavapautuksen (LSD erotus 1,107, $p = 0,004$) sekä omnivorien pehmeän ja kovan vapautuksen välillä (LSD erotus 0,415, $p = 0,022$), kummassakin pehmeän vapautuksen eduksi. Ilman sekoitetun vapautustavan ryhmiä vapautustapa ei vaikuta eläinten selviytymiseen ($F_{1,117} = 1,829$, $p = 0,167$). Tuolloin kokonaisyksilömäärä putoaa niin, että myös ravinnonkäyttöryhmän vaikutus tasaantuu ($F_{3,117} = 1,220$, $p = 0,306$). Luokkakohtaisessa analyysissä ei tule esiin selviytymiseroja suhteessa vapautustapaan ($F_{2,125} = 1,224$, $p = 0,298$).



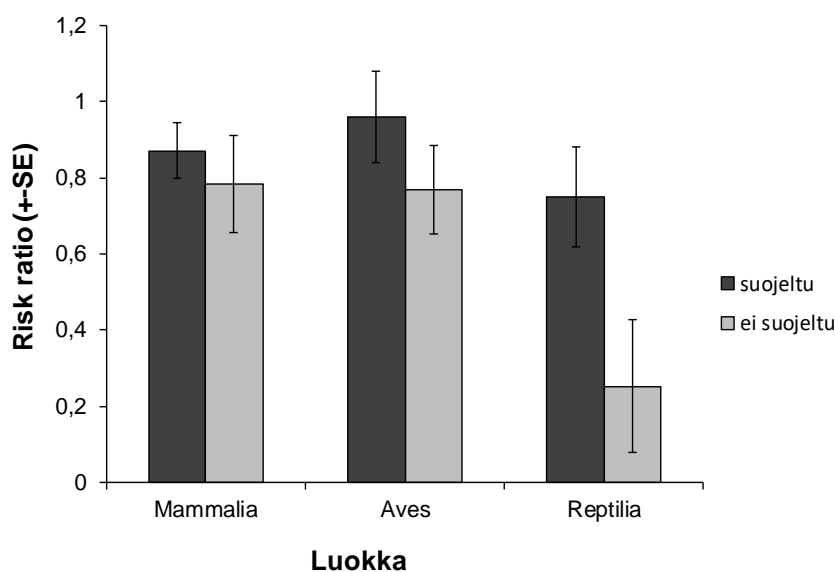
Kuva 4. Eläinten selviytymisen keskimääräinen *risk ratio* (\pm SE) suhteessa vapautuksen tapaan, ravinnonkäyttöryhmän mukaan.

8.2.3 Kohdealueeseen liittyvä eläinten selviytymisen vaihtelu

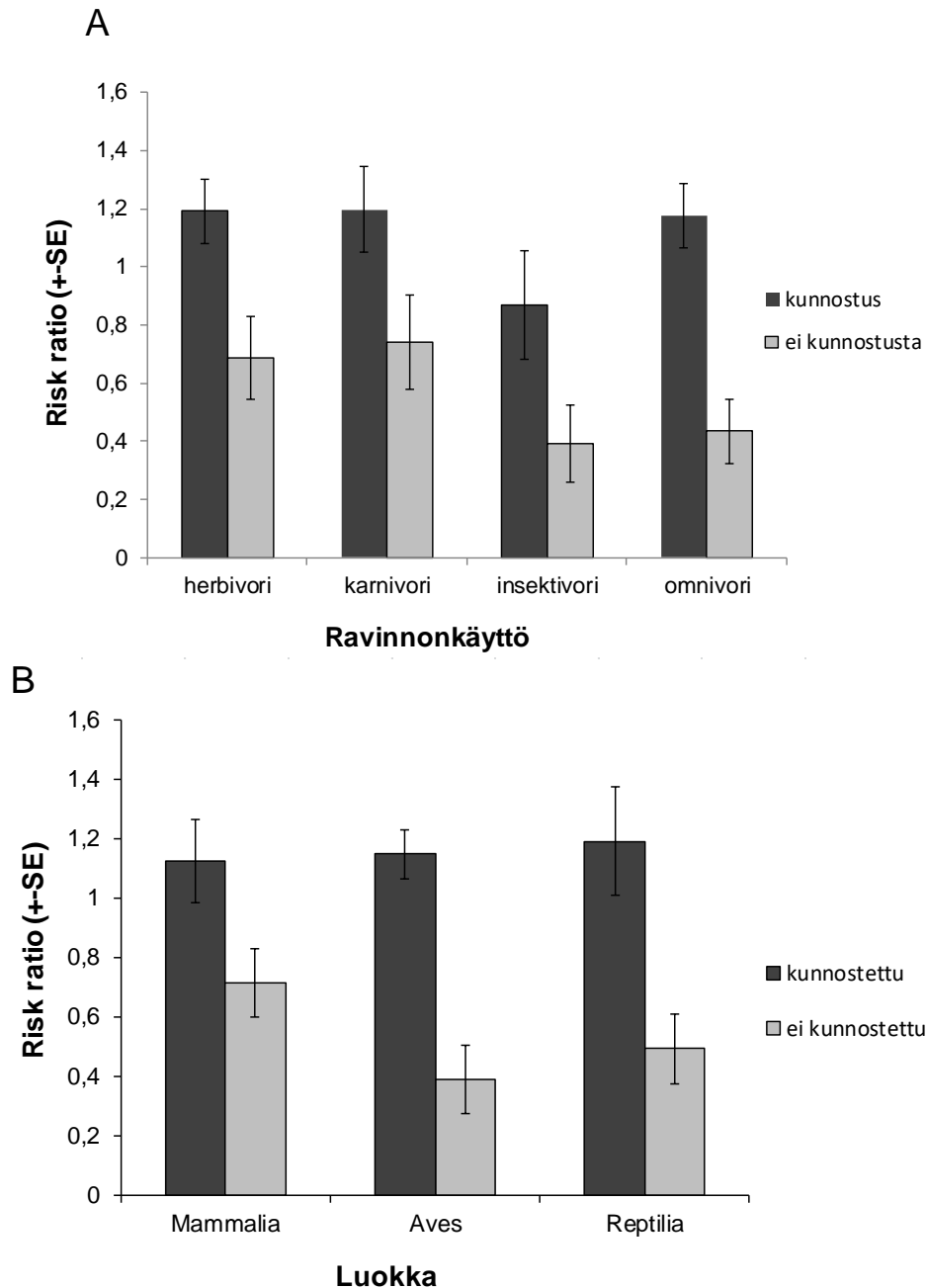
Lajin historia kohdealueella on merkittävä vaikuttaja toimenpiteen onnistumisen kannalta. Tämän tutkimuksen raporteista vain neljässä oli suoritettu lajin istutus sille uudelle alueelle (*introduction*), kun taas 176 toimenpidettä oli uudelleenistutuksia (*reintroduction*). Kaksikymmentäkahdeksan toimenpidettä jäi tältä osin epäselväksi. Istutusten riittämättömän lukumäärän vuoksi siirtojen ja uudelleenistutusten keskinäisiä kannattavuuseroja ei voitu testata tässä tutkimuksessa. Saman lajin populaation olemassaolo alueella vapautushetkellä vaikutti eri tavoin eri taksonomisissa luokissa (Yhdysvaikutus $F_{2,176} = 8,569$, $p < 0,001$). Tarkempi tarkastelu osoitti, että luokkakohtaisissa vertailuissa ero on merkitsevä vain linnuilla (LSD erotus $-0,603$, $p < 0,001$), siten, että lajin olemassaolo alueella vähensi vapautettujen eläinten selviytymistä. Ravinnonkäyttöryhmien suhteen eroa ei löytynyt (yhdysvaikutus $F_{3,175} = 1,021$, $p = 0,358$).

Kohdealueen suojelustatus oli kerrottu 88%:ssa raporteista. 51 prosenttia alueista oli jollain tasolla suojeltuja, loput 27% suojelemattomia. Sammakkoeläimiä koskeneita toimenpiteitä oli vain neljä, kaikki suojellussa luokassa, joten ne jäivät pois ao. analyysistä. Suojelu vaikuttaa positiivisesti eläinten selviytymiseen suhteessa luokkaan ($F_{1,141} = 6,291$, $p = 0,013$, kuva 5). Parittaisissa vertailuissa ilmenee, että ero on merkitsevä vain matelijoiden kohdalla (LSD erotus $0,498$, $p < 0,027$). Suojelun vaikutuksella ja ravinnonkäytöllä on lähes merkitsevä yhteisvaikutus (yhdysvaikutus $F_{3,143} = 2,422$, $p = 0,068$). Näin tulkitenkin vain omnivorien kohdalla analyysi paljastaisi alueen suojelun merkitsevän positiivisen vaikutuksen eläinten selviytymiseen (LSD erotus $0,422$, $p = 0,021$).

Kohdealueen mahdollinen kunnostaminen lajia aiemmin uhanneiden tekijöiden suhteen tuotiin jollain tasolla esiin vain 41% tapauksista. 21%:ssa toimenpiteistä alue kerrottiin kunnostetuksi. Alueen kunnostaminen vaikutti positiivisesti eläinten selviytymiseen, ravinnonkäyttöryhmästä (yhdysvaikutus $F_{3,77} = 0,593$, $p = 0,622$; $F_{1,77} = 30,393$, $p < 0,001$, kuva 6A) tai taksonomisesta luokasta riippumatta (yhdysvaikutus $F_{2,79} = 1,243$, $p = 0,294$; $F_{1,79} = 35,579$, $p < 0,001$, kuva 6B).



Kuva 5. Eläinten selviytymisen keskimääräinen *risk ratio* (\pm SE) suhteessa vapautusympäristön suojelustatukseen, taksonomisen luokan mukaan.



Kuvat 6 A ja B. Eläinten selviytymisen keskimääräinen *risk ratio* (\pm SE) suhteessa siirron kohdealueen kunnostusstatukseen, ravinnonkäyttöryhmittäin sekä taksonomisten luokkien mukaan.

9. TULOSTEN TARKASTELU

Läpikäytyäni useita artikkeja voitiin todeta *Ex-situ* toimien raportoinnin olevan pääasiassa puutteellista, vaihtelevaa ja ilman yhtenäisiä kriteereitä tai standardeja. Siten artikkeleissa raportoitujen menetelmien keskinäinen vertailu on hyvin vaikeaa. Kokoavissa tutkimuksissa menestykselle tai onnistumiselle on annettu hyvin erilaisia määreitä, ja kokoajien käytössä on hyvin vaihtelevasti ja osin vaatimattomasti raportoituja tietoja tehdyistä toimenpiteistä.

Lajikohtaisen perehtymisen ja lajin biologian huomioimisen tärkeys nousee artikkeleissa usein esille, mutta edes seuranta-ajat eivät ole selvästi erilaiset eri

lajiryhmillä. Valittujen seuranta-aikojen soveltuvuutta raportin koskemalle lajille ei spekuloida laajasti, eikä biologisesti perustellun seuranta-ajan tavoite (Seddon 1999) täyty. Seuranta-ajat ovat hyvin lyhyitä verrattuna kirjallisuudessa riittäväksi ehdotettuihin. Välittömästi ilmenevistä uhista selviytyminen näkyy mahdollisesti jo noin vuoden aikana (Matson ym. 2004), mihin artikkelit keskimäärin yltyvätkin. Vuoden seuranta ei kuitenkaan riitä, mikäli pyritään todellisiin, todettuihin suojelutuloksiin: seuranta toteutuu hyvin harvoissa tutkielmaan sisällytetyissä artikkeleissa edes niin pitkänä, että täytyy ainakin aika, joka tarvitaan lajin edustajien täysikasvuisuuden saavuttamiseen (Germano & Bishop 2009). Lajikohtaisten ekologisten tekijöiden huomioimisen puutteet näkyvät myös siinä, että lajin biologiaa ja ekologiaa ei raportoida kattavasti artikkeleissa.

Aiemmissa, kokoavissa katsauksissa *ex-situ* projektien menestyksen on havaittu olleen vaatimatonta (Stamps & Swaisgood 2007), tai vähintäänkin vaikeasti tulkittavaa koonneista saatujen onnistumisprosenttien vaihtelevuuden vuoksi (Beck ym. 1994, Fischer & Lindenmayer 2000, Wolf ym. 1996). Pro-gradu -tutkimuksessani eläinten keskimääräinen *survival ratio* oli 0,838. Eläimistä n. 42 % oli siis selviytynyt kulloisenkin seuranta-ajan (käsittelyiden keskimääräinen seuranta-aika 751 päivää, vaihteluväli 1 – 4380 päivää) loppuun. Kokoavissa katsauksissa on käytetty vaihtelevasti erilaisia onnistumisen määreitä, mutta ”onnistumisten” osuudet ovat vaihdelleet laajasti välillä 11 – 75 % (Griffith ym. 1989, Beck ym. 1994, Fischer & Lindenmayer 2000, Wolf ym. 1996, Seddon 1999). Tutkielmassa tulokseksi saamani selviytymisen neljäkymmentäkaksi prosenttia tässä osuu juuri keskelle tuota arviota. Vaikka yksilöiden selviytyminen lyhyehköstä seuranta-ajasta onkin vaatimattomampi mittari kuin arviointi, joka sisältäisi myös lisääntymisen ja luonnollisen käyttäytymisen, yksilöiden selviytyminen vapautuksesta on perustavanlaatuinen siirron onnistumiseen vaikuttava tekijä. Alle puolet vapautetuista eläimistä siis selviytyy välittömästä vapautuksenjälkeisestä seuranta-ajasta, mikä asettaa ainakin pitkäikäisten ja hitaasti lisääntyvien eläinten *ex-situ* projektien kannattavuuden kyseenalaiseen valoon.

9.1 Laji-, lajiryhmä- tai lajiominaisuuskohtaiset tekijät

Ravinnonkäyttöryhmä oli voimakkaasti eläinten selviytymistä jakava tekijä (kuva 1A). Oletus siitä, että ravinnonkäytöltään erilaisten lajien kohtaamat erilaiset haasteet vaikuttavat menestysprosentteihin, saa siten tukea. Pelkät ravinnonkäyttöryhmien keskinäiset erot selviytymisessä eivät tue ajatusta älykkäiden petojen oppimisvaatimuksineen erityisesti kohtaamista haasteista siirroissa. Pedot ja herbivorit selviytyivät katsauksen tulosten mukaan parhaiten, eikä niiden keskimääräisessä selviytymisessä ollut keskinäisiä eroja. Insektivorit sen sijaan selviytyivät huonoiten. Petoeläin- ja kasvinsyöjälajit ovat siirroissa jo tutuimpia, eli niiden käsittelyistä on ehditty oppia enemmän. Insektivorien kohdalla ravinnonkäyttöryhmän omalaatuisuus saattaa aiheuttaa heikomman menestyksen. Voi olla esimerkiksi niin, että insektivoreilla vapautuksen ajoituksen tulisi olla paljon tarkempaa.

Toisin kuin ravinnonkäyttöryhmä, taksonominen luokka ei vaikuttanut merkittävästi eläinten selviytymiseen (kuva 1B), kun sammakkoeläinten luokka poistettiin analyysistä. Tämä antaa varovaisesti aiheutta olettaa, että laajemmat biologiset ja ekologiset tekijät vaikuttavat eläinten selviytymiseen ja että alan raporteissa ja projekteissa tulisi panostaa hyvin paljon kunkin lajin, tai mainitusti lajiryhmän, biologisten erityisominaisuuksien raportointiin ja toimenpiteiden selvittämiseen sen lisäksi, että kiinnitetään tutkimus lajikohtaiseen tutkimusperinteeseen. Erityisesti laajojen ekologisten ja käyttäytymistieteellisten taustatekijöiden huomioiminen tulisi nostaa ylitse kulttuurisesti konservoituneista eläinten kohtelu- ja kasvatusmuodoista esimerkiksi eläintarhaolosuhteissa (esim. Kerridge 2005).

Insektivorien kohdalla selviytymisen heikkous voisi johtua myös jonkinasteisesta spesialismista ravinnonkäytön ja sitä seuraten aluevaatimusten suhteen. Koska insektivorien kohdalla alueen kunnostamisen positiivinen vaikutus eläinten selviytymiseen oli pienin (kuva 6A), tietämys tämän ekologisen ryhmän tarpeista on mahdollisesti heikkoa verrattuna muihin ryhmiin koskevaan tietoon. Tulos osoittaa varovaisesti edelleen ekologisen tietämyksen ja siihen pohjaavien toimenpidepäättösten tarpeellisuuden suuntaan. Omnivoritkin selviytyivät selvästi huonommin kuin herbivorit ja pedot. Vaikka tulos näyttää ensivaikutelmaltaan ristiriitaiselta verrattuna erikoistuneiden ja erikoisten hyönteissyöjien vastaavaan, omnivorien kohtalo tutkielmassa on looginen. Tässä tutkielmassa omnivoria ei nimittäin välttämättä tarkoita herbivoriaa tai karnivoriaa suurempaa generalismia. Katsauksessani omnivoria tarkoittaa vain, että eläinlaji käyttää ravintoa eri eliökunnista, oli ravinnoksi kelpaavia lajeja sitten kaksi tai kaksikymmentä. Esimerkiksi loreihin kuuluva *Nycticebus pygmaeus* on tutkielmassa luokiteltu omnivoriksi, sillä se syö tiettyjä hyönteisiä hedelmien lisäksi. Tutkimuksen selväksi puutteeksi jälkikäteen ajateltuna jääkin, ettei mukaan otettu tarkempaa lajikohtaista generalismispezialismiluokittelua. Siirrettyjen eläinten selviytymisestä voisi saada arvokasta tietoa tutkimalla sitä erikoistumisen näkökulmasta sekä ravinnonkäytön että elinalueen vaatimusten suhteen, vaikkakin generalismi on myös kiistelty ilmiö (Loxdale ym. 2011).

Herbivorien hyvä selviytyminen voi, alkuoletusten mukaan, olla osittain seurausta siitä, että erityisesti laiduntavat herbivorit säilytetään mahdollisesti vankeudessa lähempänä luonnonmukaisia oloja kuin pedot, omnivorit tai insektivorit. Käytännössä aina, kun artikkelin vankeusoloiksi oli mainittu ”puolivankeus” (*semi-captivity*) tai suurikokoinen, aidattu luonnonalue, kyseessä oli suuri laiduntajaherbivori (esim. Ostermann ym. 2001). Eläinten lajikohtaisessa kohtelussa siis todennäköisesti toteutetaan jossain määrin perinteisiä, taksonomisiin ryhmiin ja eläintarhakäytänteisiin yhdistettyjä toimintamalleja, joiden toimivuutta ei välttämättä ole todistettu. Vaikka hyvin paljon perinteisistä vankeusoloista positiiviseen suuntaan poikenneet olot on pyritty tutkielmassa luokittelemaan ”rikastetuksi”, luokittelun subjektiivisuus ja vankeusolojen raportoimattomuus jättävät avoimeksi kysymyksen vankeusolojen tottumuksiin pohjaavista eroista eri lajiryhmillä. Insektivorien vankeusolojen kohdalla voi olla heikon menestyksen osatekijänä myös vielä vähäinen tietämys lajin erityisvaatimuksista.

Ekologisista ominaisuuksista lajin sosiaalisuus ei, vastoin alkuoletuksia, selittänyt menestystä (vrt. Jule 2008). Tämä voi olla osin myös heikon luokittelun ja rajatun tutkimuksen ongelma. Mikäli sosiaalisuus olisi ollut tutkimuksen puitteissa mahdollista jaotella tarkemmin ja eläinten käyttäytymisen suhteen osuvammin, sosiaalisuudelle olisi voinut selvitä näkyvä vaikutus. ”Sosiaalinen – ei sosiaalinen” – jako on ehkä liian karkea, jotta saataisiin selville kyseisen ekologisen tekijän yhteyksiä toimenpiteiden tuloksiin. Reviirillisyyden vaikutus eläinten selviytymiseen tulee esiin vain pedoilla, mikä kriittisesti arvioiden voi myös osaltaan olla tutkimukseen liittyvä artefakti: petojen kohdalla selkeä reviirillisuus on helpompaa luokitella kaksiarvoiseksi muuttujaksi kuin monilla herbivoreilla, omnivoreilla tai insektivoreilla. Tulos toisaalta osoittaa siihen suuntaan, että ainakin petojen kohdalla vapautuksen ja vapautusalueen valinnassa tulisi kiinnittää tarkempaa huomiota reviirillisyyden aiheuttamaan mahdolliseen aggressioon vapautettujen eläinten välillä, tai siihen, ovatko alueella jo elävät eläimet täyttäneet käytössä olevat reviirit (esim. Hunter 1998).

Käyttäytymistieteellisesti vanhemmanhoivan taso lajeittain olisi ollut kiinnostava taustatieto tutkimuksessa, mutta monen muun taustatekijän tapaan sitä koskevaa tietoa ei ollut saatavilla tutkimuksen resurssien puitteissa.

9.2 Menestykseen vaikuttavat toimenpidetekijät

9.2.1 Eläinten alkuperä

Tulokseni tukevat aiempaa käsitystä, jonka mukaan luonnosta pyydettyjen eläinten selviytyminen siirrettyinä on vankeudesta vapautettujen vastaavaa suurempi (esim. Kierulff ym. 2002, Grey-Ross ym. 2009, Hamilton ym. 2010, Griffith ym. 1989, Jule ym. 2008). Vankeuden vaikutus eläinten selviytymiseen luontoon siirrettyinä oli odotetusti negatiivinen ravinnonkäyttöryhmittäin (kuva 2A). Parittaisissa vertailuissa ero oli kuitenkin merkitsevä vain petojen kohdalla. Vankeuden vaikutusten on aiemmissakin tutkimuksissa todettu olevan erityisen voimakkaasti negatiivisia, älykkäillä pedoilla, joilla on luonnostaan suuri elintilan tarve (Clubb & Mason 2003). Vaikkakin pedot ovat myös selvästi suurin ravinnonkäyttöryhmä katsauksessani, tulokseen voi suhtautua vahvistuksena Clubbin & Masonin selvitykselle. Siten, vaikka pedot ovatkin selviytyneet *ex-situ* toimissa hyvin verrattuna omnivoreihin ja hyönteissyöjiin (kuva 1A & kohta 9.1), niiden selviytyminen vankeustoimien jälkeen on edeltävien tutkimusten mukaisesti erityisen haastava kysymys. Petojen on opittava saalistamisessa vaadittavat, monimutkaiset motoriset ja kognitiiviset taidot, minkä toteutuminen vankeusoloissa voi olla puutteellista (Jule ym. 2008). Aiempi tulos, jonka mukaan pedot selviytyvät kaikkiaan paremmin kuin omnivorit ja hyönteissyöjät, saattaa lisäksi selittyä sillä, että omnivorit ja hyönteissyöjät ovat selviytyneet huonosti, oli kohtelu mitä hyvänsä *ex-situ* toimien raskasta siirtelyä.

Vankeushistorian luokkakohtainen vaikutus eläinten selviytymiseen oli suuri matelijoilla ja nisäkkäillä, joilla vankeudesta vapautetut eläimet selviytyivät selvästi heikommin kuin luonnosta siirretyt (kuva 2B). Linnuilla vankeushistoria ei vaikuttanut selviytymiseen. Tulokselle voi olla useita syitä, joiden todennäköisyyksiä ei tutkielman pohjalta voi arvioida. Lintujen ero nisäkkäisiin voisi selittyä elintaitojen oppimisen erilaisin mekanismein, mikäli linnuilla olisi keskimäärin vähemmän nimenomaan nuoruudessa lajikumppaneilta opittavia, ja enemmän joko synnynnäisiä tai yrityksen ja erehdyksen kautta opittavia taitoja. Linnuilla osa lajeista on ns. pesäpakoisia, eli aikaisin pesästä lähteviä ja omillaan selviytyviä (Starck & Ricklefs 1998), ja siten on mahdollista, että linnuilla on keskimäärin enemmän sisäsyntyisiä selviytymistaitoja tai valmiuksia oppia niitä. Taitotekijöiden kehittymiseen liittyvien oppimisteorioiden kysymykset ovat tällä hetkellä kuitenkin niin muuttuvassa tilanteessa (esim. Leal & Powell 2012), että on hyvin vaikeaa spekuloida ko. tekijöiden suhdetta taksonomisten luokkien välillä, saati ekologisten ominaisuuksien mukaan jaettujen ryhmien välillä. Matelijoiden ja nisäkkäiden kohdalla voi myös olla olemassa jokin vankeusolosuhteiden aiheuttama erityinen haitta niiden myöhempää selviytymistä varten. Koska motoristen haasteiden voisi kuvitella olevan suhteellisen samankaltaisia sekä nisäkkäille että linnuille, on mahdollista, että jokin muu vankeusvaikutus kuin motoristen haasteiden puute selittää erot näiden luokkien välillä. Toisaalta on mahdollista, että säilytystilojen haastavuuden vuoksi lintuja säilytetään keskimäärin lyhyempi aika vankeudessa ja ne vapautetaan useammin heti juveniilivaiheessa, kun niiden katsotaan fyysisiltä kyvyiltään tulevan itsenäisesti toimeen (esim. van Heezik ym. 1999, Imlay ym. 2010).

Kuntoutettujen (*rehabilitated*) eläinten selviytymistodennäköisyys ei poikennut merkittävästi muiden eläinten selviytymisestä. Siten loukkaantuneiden uhanalaisten tai vaarantuneiden lajien eläinten kuntouttaminen näyttäytyy kannattavana lajien ja populaatioiden geneettisen terveyden säilyttämisen kannalta. Aiemmissa tutkimuksissa kuntoutetut eläimet ovat selviytyneet luontoon vapautettuina paremmin kuin vankeudessa kasvatetut (Reijnders ym. 1995). Vaikka *ex-situ* toimien kannattavuus terveiden eläinyksilöiden riskeeraamisena myöhemmin kyseenalaistuisi, kuntouttamisen merkitys

yksilöiden luontoon palauttamisena voi silti säilyä, kun kyseessä ovat muutoin todennäköisesti menehtyvät eläimet.

9.2.2 Koulutus, rikastus vai häkitys

Pro gradu –tutkimukseni tuloksissa kyseenalaistuu vankeudenaikaisesta koulutuksesta saatava apu eläinten selviytymiselle luonnossa. Tämä siitäkin huolimatta, että vankeusoloja on ainakin retoriikan tasolla pyritty parantamaan lukuisin eri tavoin, ja rikastaminen on varsinaisissa rikastamista koskevissa tutkimuksissa nähty erinomaiseksi keinoksi parantaa eläinten hyvinvointia ja taitotasoa (Shepherdson 1994). Ravinnonkäyttöryhmittäin koulutusstatuksella oli selvästi negatiivinen vaikutus herbivorien selviytymiseen ja positiivinen vaikutus insektivorien selviytymiseen, kun taas petojen ja omnivorien selviytymiseen koulutus ei vaikuttanut (kuva 5). Taksonomisten luokkien suhteen kouluttamisella oli vaikutus vain nisäkkäiden selviytymiseen siten, että koulutetut nisäkkäät selviytyivät heikommin (kuva 6).

Vankeusolojen vaikutusta on näiden tulosten pohjalta hyvin vaikeaa analysoida – vankeudessa eläinten käytettävissä oleva tila olisi ollut olennainen tieto, mutta ei ollut auttavasti saatavissa. Samoin eläinten vankeudessa viettämä aika olisi ollut hyvä voida luokitella tarkemmin. Rikastamisen ja kouluttamisen hyötyä olisi ehdottomasti pitänyt pystyä vertaamaan eläinten käytettävissä olevaan liikkuma-alaan, muutoin jää hämärään eläinten mahdollisuus luonnollisenkaltaiseen motoriseen, sosiaaliseen ja taidolliseen toimintaan, oli niillä sitten hetkittäin koulutustoimenpiteitä ja käsiteltäviä virikkeitä tai ei. Kasvinsyöjien kohdalla perinteisiin nojaava, laiduntavien eläinten käytössä oleva suurempi tila voisi käydä yksiin herbivorien parhaan selviytymisen kanssa, mutta raporttien heikkoudesta johtuen tämäkin jää spekulointitasolle. Yksi hyvin olennainen tekijä, mutta tutkielman puitteissa selvitettyvyydeltään mahdoton, olisi ollut tieto siitä, pidensikö kouluttaminen eläinten keskimääräistä vankeudessa olemisen aikaa.

Työssäni rikastamisen ja koulutuksen vaikutuksia ei riittävän otoskoon säilymiseksi voitu pitää erillään toisistaan. Rikastamisen on aiemmin todettu saavan aikaan eläinten tarkoituksenmukaisempaa reagoitua ympäristöönsä ja tehokkaampaa ympäristön tutkimista (Widman & Rosellini 1990), mikä voi myös vaikuttaa positiivisesti riskialttiin, vapautusta seuraavan ajan selviytymiseen. Lajikohtaiseen ekologiseen ja käyttäytymistieteelliseen tietoon nojaten toteutettuna rikastaminen vaikuttaa positiivisesti sekä eläimen selviytymiskykyihin että sen oppimiskykyyn ja käyttäytymisen joustavuuteen vapautuksen jälkeen (Shepherdson 1994). Rikastamisen positiivisia aivofysiologisia ja käyttäytymishyötyjä voidaan saada myös ”sosiaalisella rikastamisella”, eli eläinten luonnollisenkaltaisten sosiaalisten kontaktien lisäämisellä (Turner & Greenough 1985). Rikastamisen ja kouluttamisen vaikutukset olisi ollut ehdottomasti olennaista saada analyyseissä erilleen, sillä kouluttaminen vaikutti välillä artikkeleissa liittyvän myös pieneen elinalaan, aivan kuin kouluttamisen edut voisivat kumota liikkumisalan vähyys aiheuttamat haitat.

Toisaalta ”rikastamiseksi” voidaan raporteissa mainita lähes mitä tahansa; myös sisustuksellisia toimia, joilla on lähinnä esteettinen vaikutus ihmisyleisölle (Newberry 1995). Merkitykselliselle rikastamiselle ei ole kriteerejä tai sääntöjä, ja rikastustoimien toteuttaminen vaihtelee hyvin pienen häkkitilan somistamisesta eläimen terveydelle ja ominaisuuksille merkityksettömillä leluilla aina suuren, lähes luonnollisen tilan tai pitkien metsävaellusten tarjoamiseen eläimille (Newberry 1995). Siksi myös tulokset ovat hyvin vaihtelevia ja vaikeasti tulkittavia. Lisäksi eläimen hyvinvointi on todennäköisemmin dynaaminen, monien sosiaalisten, resursseihin liittyvien, elottomiin olosuhteisiin kuuluvien ja yksilöllisten tekijöiden tulos kuin staattinen ja konemaisesti ennustettava ilmiö (Newberry & Estevez 1997). Sekä kouluttamisen että rikastamisen kohdalla jää avoimeksi

kysymys esimerkiksi eläimen liikkuma-alasta, sosiaalisen toiminnan mahdollisuuksista, motoristen haasteiden luonnonmukaisuudesta sekä ravinnonhankintataitoja edistävästä haasteista tiloissa. Tutkielmani koulutus vs. ei koulutusta -luokittelun vertailukelpoisuus jää tästä syystä kyseenalaiseksi, tai vähintään suuntaa-antavaksi. Vaikka kouluttamisen tai rikastamisen hyöty näyttäytyy keskimääräisissä selviytymisprosentteissa vaikuttamattomana tekijänä, kirjallisuudesta löytyvät positiiviset, kouluttamisella aikaansaadut tulokset jättävät auki mahdollisuuden parantaa *ex-situ* toimien tuloksia kouluttamalla. *Mikäli* siis toimenpiteet tehdään ekologiseen, käyttäytymistieteelliseen ja lajikohtaiseen tietoon pohjaten. Raportoinnin kehittyminen olisi tällekin mahdollisuudelle ensiarvoisen tärkeä ehto.

Odotus, että vanhemmanhoivaa tarvitsemattomat lajit selviytyisivät vankeudessa kasvattamisessa paremmin, ei toteutunut tuloksissani. Matelijoiden selviytyminen oli merkittävästi heikompaa kuin nisäkkäiden. On mahdollista, että jokin muu vankeuskasvatuksen tekijä kumoaa hyödyn, jonka oletetaan seuraavan riippumattomuudesta vanhemmanhoivaan. Toinen vaihtoehto on, että paradigma matelijoiden synnynäisiä taitotekijöitä koskien (Leal & Powell 2012) on hidastanut matelijoiden vankeusympäristön rikastamista ja matelijoiden vankeusolosuhteiden kehittämistä elintaitoja tukevaan suuntaan.

9.2.3 Vapautuksen toimenpiteet

Eläinten vapauttamistapa vaikutti eläinten selviytymiseen vain, kun mukana oli pehmeän ja kovan vapautustavan lisäksi ”sekoitus”, eli suuren yksilömäärän toimenpiteet, joissa eläimiä oli vapautettu kummallakin tavalla samassa toimenpiteessä. Vaikutus oli erilainen eri ravinnonkäyttöryhmissä (kuva 7); hyönteissyöjillä pehmeä vapautus oli parhaiten onnistunut toimenpide, omnivoreilla pehmeä vapautus oli parempi kuin kova vapautus.

Varovainen viittaus pehmeän vapautuksen paremmuuteen, joskin vain hyönteissyöjillä ja omnivoreilla, on yhteneväinen joidenkin aiempien yhteenvetojen kanssa (esim. Van Wieren 2006, mutta vrt. Hardman & Moro 2005). Kova vapautus voi johtaa eläinten nopeaan ja suuntautuneeseen dispersoitumiseen pois tarkkaan valitulta alueelta, jolloin kuolleisuus kasvaa (Attum, Otoum ym. 2010^b). Pehmeästi vapautetut eläimet asettuvat mahdollisesti paremmin alueelle, jolloin tarkkaan valittua aluetta ympäröivät riskit eivät uhkaa niitä (Stamps & Swaisgood 2007). Joissain tapauksissa pehmeään vapautukseen sisältyy paikalleen jäävä turva- tai ruokinta-aitaus. Paikalleen jäävä ruokinta-alue voi toisaalta pitkittää tai haitata eläinten omilleen siirtymistä, mutta toisaalta helpottaa vapautuksen jälkeistä seurantaa, mikäli eläimet palaavat toistuvasti samaan pisteeseen. Pehmeä vapautus voi eläinten kerääntyessä myös lisätä epidemioiden riskiä (Griffith ym. 1993). Pehmeän vapautuksen on joissakin tutkimuksissa havaittu johtaneen jopa heikompaan menestykseen kuin kovan vapautuksen (Short 2009). Vapautustavan vaikutuksen erilaisuus suhteessa ravinnonkäyttöön ja vaikuttamattomuus suhteessa taksonomisiin luokkiin viittaa lajikohtaisuuteen, tai jälleen vaihteluun ekologisten ominaisuuksien mukaan perinteiksi muodostuneiden taksonomisten toimenpidejakojen sisällä.

9.3 Vapautusympäristöä ja -olosuhteita koskevat tekijät

Sopivan alueen valinta vaikuttaa merkittävästi toimenpiteen onnistumiseen (Griffith ym. 1989). Lajin historiaa alueella ei tässä tutkimuksessa voitu vertailla istutusten vähäisen lukumäärän vuoksi. Saman lajin populaation olemassaolo alueella vapautushetkellä vaikutti eri tavoin eri taksonomisissa luokissa siten, että ero oli merkittävä vain linnuilla. Linnuilla lajin olemassaolo jo alueella vähensi vapautettujen eläinten selviytymistä. Tulos

voi liittyä linnuilla yleiseen reviirillisyyteen ja reviiriaggressiivisuuteen (Morse Nice 1941).

Kohdealueen suojelustatuksella oli merkitsevä vaikutus vain luokkakohtaisessa analyysissä, ja vain matelijoiden kohdalla: matelijat selviytyivät paremmin suojelluilla alueilla (kuva 8). Suojelulla oli myös lähes merkitsevä vaikutus eläinten selviytymiseen suhteessa ravinnonkäyttöön, mutta tuolloinkin vain omnivorien kohdalla nähtäisiin positiivinen vaikutus. Myös Sinha & Sawarkar (1991) ovat tulleet siihen tulokseen, että alueen suojelukaan ei aina auta eläinten selviytymiseen siirroista. Toisaalta suojelustatuksille on lukuisia eri termistöjä, joiden eroja ei tutkimuksen puitteissa ollut mahdollista lähteä selvittämään. Esimerkiksi villieläinreservin, suojelualueen, *sanctuaryn* ja kansallisen metsäalueen erot voivat olla jo kokoluokkiensa puolesta hyvin suuret, ja vaikuttaa tämän tutkimuksen tuloksiin merkitsevyyttä heikentäen.

Aiempien tutkimusten mukaan siirtojen ja vapautuksien onnistuminen paranee, jos ensin on selvitetty aiemman vähenemisen syyt ja poistettu ne kohdealueelta (Kleiman 1989, Fisher & Lindenmayer 2000). Tutkimukseni tulokset tukevat käsitystä: alueen kunnostaminen lajia aiemmin uhanneista tekijöistä vaikutti merkitsevästi eläinten selviytymiseen alueella (kuvat 9 ja 10). Kunnostamisen toimenpiteet oli selvempää poimia artikkeleista kuin summittaisesti arvioidut eläimiin kohdistuneet toimet sekä monella mittaristolla ilmaistut suojelustatukset. Kunnostaminen tarkoitti vieraslajin poistamista alueelta, alueen rajaamista liikenteeltä tai ihmisiltä tai kasvillisuuden palauttamista ihmistoimista kärsineille alueille. Siitä huolimatta, että kunnostaminen vaikuttaa sekä oletettavasti että tässä todetusti selvemmin eläinten selviytymiseen, oli kunnostustoimet raportoitu vain 41 %:ssa tapauksista. Tämä korostaa edelleen sitä, miten tärkeää alan raportoinnin ja läpinäkyvyyden parantaminen olisi varsinaisten suojelutavoitteiden toteutumisen kannalta.

Kohdealueeseen liittyy useita tekijöitä, joiden voi olettaa vaikuttavan voimakkaasti siirron tai vapautuksen tuloksiin, mutta joita ei tämän tutkimuksen puitteissa voitu ottaa huomioon. Vapautusympäristön laatu ja jo aluetta asuttavat lajin edustajat voivat vaikuttaa siihen, jäävätkö siirretyt eläimet niille tarkoitettulle alueelle; erityisesti, jos alueella on heikosti resursseja tai paljon kilpailua, eläimet saattavat vaeltaa pois alueelta (kissaeläimet; Hayward ym. 2006). Kauas vaeltavien eläinten selviytymistodennäköisyys on pienempi, sillä yleensä ne kohtaavat niille huonommin sopeutuvia alueita kuin tutkijoiden tarkkaan harkitsema vapautusalue.

Alueen koon suhteuttaminen vapautettaviin yksilöihin voi olla merkittävää, mikäli eläimiä on vähän, ja Allee-efektin voidaan epäillä vaikuttavan negatiivisesti lisääntymiseen eläinten hajaantuessa suhteessa liian suurelle alueelle (Burgman ym. 1993). Allee-efektillä tarkoitetaan tilannetta, jossa populaation pienuus itsessään vaikeuttaa populaation kasvua tai selviytymistä. Eläimet eivät tuolloin saa yhtä helposti turvaa, ravinnonhankinta- tai jälkeläistenhoitoapua, lisääntymiskumppaneita jne. toisistaan kuin suuremman populaatiokoon puitteissa. Kohdealueen kokoa ei raportoitu artikkeileissa yleisesti. Läheisyys ihmisasutukseen on todennäköisesti erittäin merkitsevä tekijä eläinten selviytymisen suhteen, mutta siitäkään ei ollut tarpeeksi tietoa käsittelyiden yhteydessä. Alueen ilmasto-olosuhteet vaikuttavat todennäköisesti myös, sillä sääolosuhteet vaikuttavat erityisesti eläinten lisääntymisen onnistumiseen (Swenson ym. 1994, Langvatn ym. 1996). Tätäkään ei voitu ottaa huomioon tässä koonnissa resurssien ja aikataulun rajoitusten vuoksi.

9.4 Johtopäätökset

Tutkimuksessani selkeästi eläinten selviytymiseen vaikuttava tekijä oli eläinten ravinnonkäyttö. Kasvinsyöjät ja pedot selviytyivät paremmin kuin hyönteissyöjät ja

omnivorit. Taksonomisten luokkien välillä sen sijaan ei ollut suuria eroja eläinten selviytymisessä. Tämä antaa aihetta olettaa, että tällä hetkellä standardisti käytetyt menetelmät soveltuvat joillekin ekologisten ominaisuuksien mukaan jakautuville lajiryhmille paremmin kuin toisille, ja uuden, lajikohtaisen tiedon sekä lajin ekologisten ominaisuuksien tuntemus sovelluksineen tulisi liittää kiinteämmin alan projekteihin. Yleisesti tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa lajikohtaiseen selviytymistodennäköisyyteen ei spekuloida artikkeleissa laajasti, minkä lisäksi myös sovelletut toimenpiteet ja vankeusolot tuodaan esiin suurpiirteisesti tai puutteellisesti. Lajikohtaista informaatiota ei välttämättä ratkaiseviltakaan osin jaeta lukijalle.

Kiireellisin ja olennaisin muutos alan toiminnassa olisi raportoinnin yleistyminen, selkiyttäminen, yhtenäistäminen ja vertailukelpoiseksi saattaminen, mikäli ei siirrytä *in-situ* suojelutoimiin. Alan raportoinnin vääristymä, eli heikkojen menestyneiden projektien kirjaamattomuus (esim. Short ym. 1992), tulisi selvittää ja korjata välittömästi. Raportoinnin heikkous ja standardien puute vaikuttaa lähes varmasti alan projektien menestykseen tällä hetkellä ja tulevaisuudessa. Pro-gradu tutkielmassani jouduin jättämään pois analyyseistä kaikki lyhyen ajan selviytymiselle vaihtoehtoiset tai sitä täydentävät mittarit eläinten käyttäytymiseen vapautettuina, laumaan integroitumiseen, jopa lisääntymiseen liittyen. Useiden tekijöiden osalta jo raporttien ja alan yleinen epämääräisyys tekee aineiston käytön myöhemmissä analyyseissä haastavaksi. Alueen suojelustatus on moniselitteinen asia, sillä termistöä on paljon, eikä yhtenäisiä linjauksia juurikaan. Alueen kunnostaminen osoittautui hyvin selvästi eläinten selviytymiseen vaikuttavaksi tekijäksi, mutta sitäkään ei oltu kerrottu edes puolesta raporteista. Raporteissa ei ole aina mainittu, mihin milläkin toimenpiteellä tähdätään, tai edes sitä, onko käytössä esim. pehmeä vai kova vapautus, tai istutus vai uudelleenistutus. Selkeämmät puitteet toimenpiteiden raportoinnissa mahdollistaisivat vertailukelpoisuuden.

Tulokseni tukevat aiempia tutkimuksia, joiden mukaan vankeusoloista siirretyt eläimet selviytyvät heikommin kuin villinä eläneet, suoraan luonnosta siirretyt eläimet (Kierulff ym. 2002, Grey-Ross ym. 2009, Hamilton ym. 2010, Griffith ym. 1989, Jule ym. 2008). Koulutus ei nykyisenkaltaisena lisää eläinten selviytymistä myöhemmin luonnossa. Tämä antaa syytä olettaa, että vankeusolojen ns. rikastaminen, tai eläinten kouluttaminen, tulisi muokata paremmin luonnollisenkaltaiseksi ja luonnossa selviytymistä tukevaksi. Eläinten vankeusaikaisista tiloista, vankeudessa pitämisen ajasta, eläinten vankeudenaikaisesta koulutuksesta sekä eläinten sosiaalisista ja fyysisistä oloista on artikkeleissa hyvin summittaista kuvailua. Voisi olettaa koko alan toimintamahdollisuuksien paranevan, jos raportointi tehtäisiin kattavammin ja yhtenäisellä kriteeristöllä. Näillä tiedoilla ja luokittelun heikoilla mahdollisuuksilla on vaikeaa vetää suuntaa-antavaa tarkempia johtopäätöksiä toimivista tai toimimattomista käytänteistä. Vaikka esimerkiksi ihmisläheisyyden kehittyminen eläimissä vankeuden aikana saattaa olla merkitsevä tekijä luontoon päästämisen jälkeen (Meehan & Mench 2002), ihmiskontaktien määrää ja laatua vankeuden aikana ei useinkaan mainittu.

Vaikuttaa myös siltä, että laajojen, kokoavien tutkimusten tuloksia ei ole sovellettu käytäntöön mahdollisesti tuloksia parantavina oppeina. Esimerkkinä Beck ym. (1994) havaitsivat onnistuneita toimenpiteitä yhdistäväksi tekijäksi paikallisen väestön osallistamisen ja yhteisön kouluttamisen, mutta tälle ei ole kirjallisia raportointi- tai arviointistandardeja. Asiaa ei myöskään oteta esille laajalti artikkeleissa, eikä sitä ole määrittelemättömyytensä vuoksi juuri mahdollista sisällyttää tekemäni kaltaisiin analyyseihin. Sosiaalisten tekijöiden ja alueellisten yhteisöjen osallistamisen tärkeys korostuu myös siinä, että esimerkiksi *ex-situ* toimissa vapautettujen petojen kuolleisuudesta jopa yli 50% on todettu koonneissa ihmisen aiheuttamaksi (Jule ym. 2008).

Edelleen: raportoinnin yhtenäisyyden ja tason parantaminen todennäköisesti lisääisi sekä toimenpiteiden onnistumista että paineita ottaa huomioon em. tekijät. Puutteellisesti ilmaistuja tekijöitä löytyy lajikohtaisista ominaisuuksista, kohdealueen valinnasta ja ominaisuuksista, vankeusajan toimenpiteistä ja vankeusoloista, käsittelyiden valinnasta ja vapautuksen variaatioista. Erityisesti vankeusolojen ja –toimenpiteiden kuvaamisen tulisi olla ehdottoman tarkkaa, jotta tuloksia voitaisiin käyttää hyödyksi myöhemmissä projekteissa. Äärimmäisen uhanalaisten eläinten kohdalla yhdenkin yksilön menettäminen voi olla kohtalokasta, ja menetyksen johtuminen tiedon puutteessa näin monien projektien jälkeen olisi kyseenalaista. Eläinten kuntouttaminen, eli loukkaantuneiden eläinten hoito ja luontoon palauttaminen ei eronnut onnistumisprosenteiltaan muista projekteista, mikä antaa aiheutta pitää vakavasti loukkaantuneiden, uhanalaisten eläinten eläinlääketieteellistä hoitoa ja eläinyksilöiden luontoon palauttamista järkevänä toimintana. Sen sijaan kokonaisten populaatioiden riskeeraaminen *ex-situ* toimissa alan tämänhetkinen toiminnan ja tiedonjakamisen laatu huomioon ottaen jää kyseenalaiseksi kannattavuudeltaan.

Tutkielman puitteisiin jäi sopimatta monia tekijöitä, jotka saattavat vaikuttaa siirtojen menestykseen. Olisi kiinnostavaa päästä arvioimaan menetelmien toimivuutta pitkällä tähtäimellä, mutta siihen aineiston seuranta-ajat olivat valtaosin liian lyhyitä. Useita tekijöitä oli jätettävä pois laji- tai tapauskohtaisuuden vuoksi. Tarpeeseen tehdä lajikohtaisia koosteita *ex-situ* suojelumenetelmien menestyksestä on jo havahduttu (esim. Truett ym. 2001). Laajojen ekologisten ominaisuuksien ja jopa ekologisten prosessien mukaan toimiminen sen sijaan ei vielä ole yleistynyt. Mikäli *ex-situ* suojeluprojekteja jatketaan edelleen, voisi lajin ekologisten ominaisuuksien mukaan toimiminen, yhdistettynä kohdealueen ekologisten prosessien harkittuun kunnostamiseen ja suojeluun, tuottaa parempia tuloksia.

Analyysissä putosi käsittelyjä pois jokaisessa ajossa, kun olennaisia soluja jäi tyhjäksi. Lopulta olisi kuitenkin mahdollisesti ollut parempi luoda jo aineiston keruun alussa kriteerit ”menestyneelle” projektille, ja etsiä ”menestykseen” johtaneita toimenpiteitä ja tekijöitä. Siten lajikohtaisten tekijöiden vaikutus olisi vähentynyt. Tämä olisi vaatinut paljon suuremmat resurssit ja ajan, sillä jokainen ”menestys” tehdyn toimenpiteen sopivuus olisi pitänyt tulkita lajikohtaisesti. Hyvin olennaista olisi tutkia alan julkaisemisen vinoutumaa. Mikäli epäonnistuneita projekteja todella jää julkaisematta, tilanne on luultuakin heikompi. Jotta *ex-situ* suojelutoimien toimivat keksinnöt eivät mene hukkaan, ja toisaalta, jotta pahimmilta vahingoilta välttyttäisiin uhanalaisten populaatioiden yksilömäärän koko ajan muutoinkin laskiessa, toimimattomat menetelmät tulisi saada selville.

Tutkielman ulkopuolelle jäi tekijöitä, joita olisi ollut hyödyllistä verrata, mutta ei aikataulun puitteissa ollut mahdollista. Tällaisia olisivat olleet esimerkiksi alueellisten populaatioiden alkuperäisen häviämisen syyt verrattuna siirrettyjen lajin edustajien kuolleisuuden syihin. Monet tekijät olisivat vaatineet myös syvempää perehtymistä. Eläinten sosiaalisuuden tasot olisivat vaatineet jokaisen lajin tarkempaa analysointia suhteessa muihin, kohdealueiden suojelun tasot olisivat vaatineet perehtymistä siihen, mitkä mainituista nimikkeistä ovat todella suojelustatuksen ansainneita, vankeusolojen tarkemmat yksityiskohdat olisi saanut selville ottamalla yhteyttä artikkelien kirjoittajiin tai eläintarhoihin. Toisaalta, mikäli *ex-situ* toimenpiteiden raportointi tehtäisiin huolellisemmin ja yhtenäisellä käsitteistöllä, raporteista voisi olla hyötyä varsinaisissa suojelubiologian toimenpiteissäkin ilman yli-inhimillisiä ponnistuksia. On todennäköistä, että käytännön suojeluun ryhtyvillä tahoilla ei ole resursseja tehdä taustatutkimusta, johon tarvittava materiaali on tutkijoillekin haastavan jakautunutta ja hajanaista.

Ex-situ toimien heikon menestyksen vuoksi *in-situ* toimille on ehdotettu aina korkeampaa prioriteettia suojelutoimia vaativissa tilanteissa (Curio 1996). Raskaiden

toimien ylläpidon nähdään syövän rahoitusta laajemmilta, elinympäristölähtöisiltä suojeluprojekteilta (Sarrazin & Barbault 1996), jotka olisivat mallinnusten mukaan pitkällä tähtäimellä tehokkaampia (Swart & Lawes 1996). On haastavaa kommentoida Curion esitystä objektiivisesti, kun selviin standardeihin pohjaavaa arviointia *ex-situ* toimien tuloksista ei voi vetää. Kallistun kuitenkin Curion kannalle siinä suhteessa, että suojelun vähäisiä resursseja ei tule käyttää kyseenalaisiin, epämääräisesti toteutettaviin keinoihin. Alueiden ja ekologisten prosessien *in-situ* suojelulle voisi hyvin antaa etusijan, ainakin siihen asti, että *ex-situ* alan yhtenäinen kriteeristö ja riittävä raportointi saadaan järjestymään.

KIITOKSET

Kiitän ohjaajiani Leena Lindströmiä ja Elisa Valliusta kärsivällisestä ohjaustyöstä ja antoisista, jopa viihdyttävistä juttutuokioista. Kiitän koko lähipiiriäni tuesta pitkäksi venyneen projektin aikana.

KIRJALLISUUS

- Aguilar-Cucurachi, M., Dias, P., Rangel-Negrin, A., Chavira, R., Boeck, L. & Canales-Espinosa, D. 2010. Preliminary evidence of accumulation of stress during translocation in mantled howlers. *American Journal of Primatology* 72(9): 805-810
- Alberts, A. 2007. Behavioral considerations of headstarting as a conservation strategy for endangered Caribbean rock iguanas. *Applied animal behaviour science* vol 102, issue 3: 380-391
- Anderson, J. 1994. The Introduction of Elephant into Medium-sized Conservation Areas. *Pachyderm* 18: 35-38
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M. 2007. Genetic Effects of Captive Breeding Cause a Rapid, Cumulative Fitness Decline in the Wild. *Science Magazine* 318: 100-103
- Armstrong, D. 1995. Effects of familiarity on the outcome of translocations, I. A test using saddlebacks *Philesturnus carunculatus rufusater*. *Biological Conservation* 71: 133-141
- Armstrong, D. 1995. Effects of familiarity on the outcome of translocations, II. A test using New Zealand robins. *Biological Conservation* 71: 281-288
- Armstrong, D., Castro, I., Alley, J., Feenstra, B. & Perrot, J. 1999. Mortality and behavior of hihi, an endangered New Zealand honeyeater, in the establishment phase following translocation. *Biological Conservation* 89: 329-339
- Armstrong, D. P. & Seddon, P. J. 2007. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23:1
- Attum, O., Farag, W., El Din, S. & Kingsbury, B. 2010^a. Retention rate of hard-released translocated Egyptian tortoises *Testudo kleinmanni*. *Endangered Species Research* 12: 11-15
- Attum, O., Otoum, M., Amr, Z. & Tietjen, B. 2010^b. Movement patterns and habitat use of soft-released translocated spur-thighed tortoises, *Testudo graeca*. *European Journal of Wildlife Research* 57(2): 251-258
- Ausband, D. & Foresman, K. 2007. Swift fox reintroductions on the Blackfeet Indian Reservation, Montana, USA. *Biological Conservation* 136: 423-430
- Bachman, R. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 1-32
- Balestrieri, A., Remonti, L. & Prigioni, C. 2006. Reintroduction of the Eurasian badger (*Meles meles*) in a protected area of northern Italy. *Italian Journal of Zoology* 73(3): 227-235
- Banks, P., Norrdahl, K. & Korpima, E. 2002. Mobility decisions and the predation risks of reintroduction. *Biological Conservation* 103: 133-138

- Bar-David, S., Saltz, D., Dayan, T., Perelberg, A. & Dolev, A. 2005. Demographic Models and Reality in Reintroductions: Persian Fallow Deer in Israel. *Conservation Biology* vol 19, No 1: 131-138
- Baxter, R., Flinders, J. & Mitchell, D. 2008. Survival, Movements, and Reproduction of Translocated Greater Sage-Grouse in Strawberry Valley, Utah. *The Journal of Wildlife Management* 72(1): 179-186
- Beck, B., Kleiman, D., Dietz, J., Castro, I., Carvalho, C., Martins, A. & Rettberg-Beck, B. 1991. Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins *Leontopithecus rosalia*. *Dodo J. Jersey Wikll. Preservation Trust* 27: 50-61
- Beck, B. & Power, M. 1988. Correlates of sexual and maternal competence in captive gorillas. *Zoo Biology* 7(4): 339-350
- Beck, B., Rapaport, L., Price, M. & Wilson, A. 1994. Reintroduction of captive-born animals. Teoksessa: Olney, P., Mace, G. & Feistner, A. (edit.): *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall London. S. 265-286
- Beck, B., Walkup, K., Rodriguez, M., Unwin, S., Travis, D. & Stoinski, T. (editors) 2007. *Best Practice Guidelines for the Re-introduction of Great Apes*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission no. 35
- Bendel, P. & Therres, G. 1994. Movements, Site Fidelity and Survival of Delmarva Fox Squirrels Following Translocation. *American Midland Naturalist* Vol 132, No 2: 227-233
- Beringer, J., Mabry, P., Meyer, T., Wallendorf, M. & Eddleman, W. 2004. Post-release survival of rehabilitated white-tailed deer fawns in Missouri. *Wildlife Society Bulletin* 32(3): 732-738
- Berry, R. 1998. Reintroduction of kaka (*Nestor meridionalis septentrionalis*) to Mount Bruce Reserve, Wairarapa, New Zealand. *Science for Conservation* 89: 1173-2946
- Bertolero, A., Oro, D. & Besnard, A. 2007. Assessing the efficacy of reintroduction programmes by modeling adult survival: the example of Hermann's tortoise. *Animal Conservation* 10: 360-368
- Bertolero, A., & Oro, D. 2009. Conservation diagnosis of reintroducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? *Animal Conservation* 12: 581-591
- Biggins, D., Godbey, J. & Vargas, A. 1993. Influence of pre-release experience on reintroduced black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). Internal Report. Ft. Collins, CO: U.S. Fish and Wildlife Service
- Biggins, D., Vargas, A., Godbey, J. & Anderson, S. 1999. Influence of prerelease experience on reintroduced black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Biological Conservation* 89: 121-129
- Bloxam, Q. & Tonge, S. 1995. Amphibians: suitable candidates for breeding-release programmes. *Biodiversity and Conservation* 4(6): 636-644
- Blumstein, D., Daniel, J., Schnell, M., Ardron, J. & Evans, C. 2002. Antipredator behavior of red-necked pademelons: a factor contributing to species survival? *Animal Conservation* 5: 325-331
- Boissy, A., Manteuffel, G., Bak Jensen, M., Oppermann Moe, R., Spruijt, B., Keeling, L., Winckler, C., Forkman, B., Dimitrov, I., Langbein, J., Bakken, M., Veissier, B. & Aubert, A. 2007. Assessment of positive emotions in animals to improve their welfare. *Physiology and Behavior* 92(3): 375-397
- Brattstrom, B. 1974. The evolution of reptilian social behavior. *American Zoology* 14: 35-49
- Bright, P. & Morris, P. 1994. Animal Translocation for Conservation: Performance of Dormice in Relation to Release Methods, Origin and Season. *Journal of Applied Ecology* 31(4): 699-708
- Brightsmith, D., Hilburn, J., del Campo, A., Boyd, J., Frisius, M., Frisius, R., Janik, D. & Guillen, F. 2005. The use of hand-raised psittacines for reintroduction: a case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. *Biological Conservation* 121: 465-472
- Britt, A., Welch, C. & Katz, A. 2004^a. Can small, isolated primate populations be effectively reinforced through the release of individuals from a captive population? *Biological Conservation* 115(2): 319-327
- Britt, A., Welch, C., Katz, A., Iambana, B., Porton, I., Junge, R., Crawford, G., Williams, C. & Haring, D. 2004^b. The re-stocking of captive-bred ruffed lemurs (*Varecia variegata variegata*) into the Betampona Reserve, Madagascar: methodology and recommendations. *Biodiversity and Conservation* 13: 635-657

- Broom, D. 1998. Welfare, Stress, and the Evolution of Feelings. *Advances in the study of behavior* 27: 371-403
- Brown, J., Collopy, M., Gott, E., Juergens, P., Montoya, A. & Hunt, W. 2006. Wild-reared alpomado falcons survive and recruit at higher rates than hacked falcons in a common environment. *Biological Conservation* 131: 453-458
- Brown, K., Empson, R., Gorman, N. & Moorcroft, G. 2004. North Island kokako (*Callaeas cinerea wilsoni*) translocations and establishment on Kapiti Island, New Zealand. *DOC Science Internal Series* 172. Department of Conservation, Wellington. 24 s.
- Brown, C. & Laland, K. 2001. Social learning and life skills training for hatchery reared fish. *Journal of Fish Biology* 59(3): 471-493
- Bryant, E. & Reed, D. 1999. Fitness Decline under Relaxed Selection in Captive Populations. *Conservation Biology* 13(3): 665-669
- Burgman, M., Ferson, S. & Akçakaya, H. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman & Hall.
- Candland, D. 1995. The animal mind and conservation of species: Knowing what animals know. *Current science* 89(7): 1122-1127
- Carlstead, K. & Shepherdson, D. 1994. Effects of environmental enrichment on reproduction. *Zoo Biology* 13(5): 447-458
- Carlstead, K., Seidensticker, J. & Baldwin, R. 1991. Environmental enrichment for zoo bears. *Zoo Biology* 10(1): 3-16
- Cheyne S. 2006. Wildlife reintroduction: considerations of habitat quality at the release site. *BMC Ecology* 6:5
- Cheyne, S., Chivers, D. & Sugardjito, J. 2008. Biology and behavior of reintroduced gibbons. *Biodiversity Conservation* 17: 1741-1751
- Cheyne, S. 2009. Challenges and opportunities of primate rehabilitation – gibbons as a case study. *Endangered Species Research* 9: 159-165
- Chapron, G., Wielgus, R., Quenette, P-Y. & Camarra, J-J. 2009. Diagnosing Mechanisms of Decline and Planning for Recovery of an Endangered Brown Bear (*Ursus arctos*) Population. *PLoS ONE* 4(10): e7568
- Chiarello, A., Chivers, D., Bassi, C., Maciel, M., Moreira, L. & Bazzalo, M. 2004. A translation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenartha, Bradypodidae). *Biological Conservation* 118: 421-430
- Clarke, M. & Schedvin, N. 1997. An experimental study of the translocation of noisy miners *Manorina melanocephala* and difficulties associated with dispersal. *Biological Conservation* 80(2): 161-167
- Clubb, R. & Mason, G. 2003. Captivity effects on wide-ranging carnivores. *Nature* 425: 473-474
- Cocks, L. & Bullo, K. The processes for releasing a zoo-bred Sumatran orang-utan *Pongo abelii* at Bukit Tigapuluh National park, Jambi, Sumatra, *International Zoo Yearbook* 42: 183-189
- Cole, G., Thomas, N., Spalding, M., Stroud, R., Urbanek, R. & Hartup, B. 2009. Postmortem evaluation of reintroduced migratory whooping cranes in eastern North America. *Journal of Wildlife Diseases* 45(1): 29-40
- Comly-Gericke, L. & Vaughan, M. 1997. Survival and reproduction of translocated Virginia black bears. *International Conference on Bear Research and Management* 9(2): 113-117
- Cook, R. 2004. Dispersal, home range establishment, survival and reproduction of translocated eastern box turtles, *Terrapene c. Carolina*. *Applied Herpetology* 1: 197-228
- Cooke, A. & Oldham, R. 1995. Establishment of populations of the common frog, *Rana temporaria*, and common toad, *Bufo bufo*, in a newly created reserve following translocation. *Herpetological journal* 5(1): 173-180
- Coombes, C., Dehaan, R. & Wilson, A. Post-release survival of captive-reared malleefowl in western New South Wales. <http://www.malleefowlvictoria.org.au/2007Forum/17.pdf>. Luettu 2.9.2012.
- Cowan, P. 2001. Responses of common brushtail possums (*Trichosurus vulpecula*) to translocation on farmland, southern North Island, New Zealand. *Wildlife Research* 28(3): 277-282

- Craig, J. 1994. Meta-populations: is management as flexible as nature? Teoksessa Olney, P., Mace, G. & Feistner, A. (edit.) *Creative Conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall. S. 50 – 66
- Cristinacce, A., Handschuh, M., Switzer, R., Cole, R., Tatayah, V. & Bell, D. 2009. The release and establishment of Mauritius fodies *Foudia rubra* on Ile aux Aigrettes, Mauritius. *Conservation Evidence* 6: 1-5
- Cunningham, A. 1996. Disease Risks of Wildlife Translocations. *Conservation Biology* 10(2): 349-353
- Curio, E. 1993. Proximate and developmental aspects of antipredator behaviour. *Advances in the Study of Behavior* 22: 135-238
- Curio, E. 1996. Conservation needs ethology. *Trends in Ecology and Evolution* 11(6): 260-263
- Dantzer, R. 1991. Stress, stereotypes and welfare. *Behavioural Processes* 25: 95-102
- Dawson, J., Lee, J., Osborn, D. & Miller, K. 2009. Survival, Movements and Habitat Use of Translocated Southern Fox Squirrels. *The American Midland Naturalist* 162(2): 335-345
- Dawkins, M. 1990. From an animal's point of view: Motivation, fitness, and animal welfare. *Behavioral and brain sciences* 13: 1-9
- Devineau, O., Shenk, T., White, G., Doherty, P., Lukacs, P. & Kahn, R. 2010. Evaluating the Canada lynx reintroduction programme in Colorado: patterns in mortality. *Journal of Applied Ecology* 47:524-531
- Dietz, J., Dietz, L. & Nagagata, E. 1994. The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. Teoksessa Olney, P., Mace, G. & Feistner, A. (edit.) *Creative Conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall. S. 32-49
- Dodd, C. & Seigel, R. 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica* 47: 336-350
- Drent, P., van Oers, K. & van Noordwijk, A. 2003. Realized heritability of personalities in the great tit (*Parus major*). *Proceedings in Biological Science* 270(1510): 45-51
- Dunham, K. 1997. Population growth of mountain gazelles *Gazella gazelle* reintroduced to Central Arabia. *Biological Conservation* 81: 205-214
- Durant, S. & Mace, G. 1994. Species differences and population structure in population viability analysis. Teoksessa: *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall London. S. 67-91
- Dzialak, M. & Lacki, M. 2007. Survival, mortality, and morbidity among peregrine falcons reintroduced in Kentucky. *Journal of Raptor Research* 41(1): 61-65
- Edgar, J., Lowe, J., Paul, E. & Nicol, C. 2011. Avian maternal response to chick distress. *Proceedings of the Royal Society in Biological Sciences* 278: 3129-3134
- Ehresman, B., Reeves, D. & Schlarbaum, K. Post release survival and movements of captive reared common barn-owls in Iowa. Iowa Department of Natural Resources / Wildlife Research Station. <http://absolutegophercontrol.com/loveswildlifecontrol/ehresman-owl-restoration-part-2-iowa-owl-conservation>. Luettu 7/2011
- Ellis, D., Gee, G., Hereford, S., Olsen, G., Chisholm, D., Nicolich, J., Sullivan, K., Thomas, N., Nagedran, M. & Hatfield, J. 2000. Post-release survival of hand-reared and parent-reared Mississippi sandhill cranes. *The Condor* 102: 104-112
- Engelhardt, K., Kadlec, J., Roy, V. & Powell, J. 2000. Evaluation of translocation criteria: case study with trumpeter swans (*Cygnus buccinator*). *Biological Conservation* 94: 173-181
- Farnsworth, S., Seigel, R. & Cain, P. 2009. Short and Long Distance Translocations: Movement and Survival in Eastern Box Turtles (*Terrapena carolina carolina*). *Nature Precedings* <http://dx.doi.org/10.1038/npre.2009.3678.1>. Luettu 2.9.2012
- Faulhaber, C., Perry, N., Silvy, N., Lopez, R., Frank, P. & Peterson, M. 2006. Reintroduction of Lower Keys Marsh Rabbits. *Wildlife Society Bulletin* 34(4): 1198-1202
- Fellers, G., Bradford, D., Pratt, D. & Long Wood, L. 2007. Demise of repatriated populations of mountain yellow-legged frogs (*Rana mucosa*) in the Sierra Nevada of California. *Herpetological Conservation and Biology* 2(1): 5-21

- Field, K., Tracy, R., Medica, P., Marlow, R. & Corn, P. 2007. Return to the wild: Translocation as a tool in conservation of the Desert Tortoise (*Gopherus agassizii*). *Biological Conservation* 136: 232-245
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96(1): 1-11
- Foose, T. & Wiese, R. 2006. Population management of rhinoceros in captivity. *International Zoo Yearbook* 40: 174-196
- Frankham, R., Hemmer, H., Ryder, O., Cothran, E., Soulé, M., Murray, N. & Snyder, M. 1986. Selection in captive populations. *Zoo Biology* 5(2): 127-138
- Fredriksson, G. 2005. Conservation Threats Facing Sun Bears, *Helarctos malayanus*, in Indonesia and Experiences with Sun Bear Re-introductions in East Kalimantan, Indonesia. Teoksessa: Lydia Kolter & Jiska van Dijk 2005: Release and Rehabilitation of Bears. Zoologischen Garten Köln.
- Fritts, S., Bangs, E., Fontaine, J., Johnson, M., Phillips, M., Koch, E. & Gunson, J. 1997. Planning and Implementing a Reintroduction of Wolves to Yellowstone National Park and Central Idaho. *Restoration Ecology* vol 5 no 1: 7-27
- Garrett, M. & Franklin, W. 1988. Behavioral Ecology of Dispersal in the Black-Tailed Prairie Dog. *Journal of Mammalogy* 69(2): 236-250
- Gelling, M., Montes, I., Moorhouse, T. & Macdonald, D. 2010. Captive Housing during Water Vole (*Arvicola terrestris*) Reintroduction: Does Short-Term Social Stress Impact on Animal Welfare? *PLoS ONE* 5(3): e979
- Germano, J. & Bishop, P. 2009. Suitability of amphibians and reptiles for translocation. *Conservation Biology* 23(1): 7-15
- Goossens, B., Stchell, J., Tchidongo, E., Dilambaka, E., Vidal, C., Ancrenaz, M. & Jamart, A. 2005. Survival, interactions with conspecifics and reproduction in 37 chimpanzees released into the wild. *Biological Conservation* 123 4): 461-475
- Green, A., Fuentes, C., Figuerola, J., Viedma, C. & Ramón, N. 2005. Survival of Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) released back into the wild. *Biological Conservation* 121: 595-601
- Greenough, W., Juraska, J. & Volkmar, F. 1979. Maze training effects on dendritic branching in occipital cortex of adult rats. *Behavioral and Neural Biology* 26(3): 287-297
- Gregory, L., Gross, T., Bolten, A., Bjørndal, K. & Guillette, L Jr. 1996. Plasma Corticosterone Concentrations Associated with Acute Captivity Stress in Wild Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*). *General and Comparative Endocrinology* 104: 312-320
- Grenier, M., McDonald, D. & Buskirk, S. 2007. Rapid Population Growth of a Critically Endangered Carnivore. *Science* 317: 779
- Grey-Ross, R., Downs, C. & Kirkman, K. 2009. Reintroduction failure of captive-bred oribi (*Ourebia ourebi*). *South African Journal of Wildlife Research* 39(1):34-38
- Griffin, A., Blumstein, D. & Evans, C. 2000. Training Captive-Bred or Translocated Animals to Avoid Predators. *Conservation Biology* 14(5): 1317-1326
- Griffith, B., Scott, J., Carpenter, J. & Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 478-480
- Griffith, B., Scott, M., Carpenter, J. & Reed, C. 1993. Animal translocations and potential disease transmission. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 24(3): 231-236
- Griffiths, R., Murn, C. & Clubb, R. 2010. Survivorship of rehabilitated juvenile Tawny Owls (*Strix aluco*) released without support food, a radio tracking study. *Avian Biology Research* 3(1): 1-6
- Grundmann, E. & Didier, S. Adaptation of orphaned chimpanzees (*Pan troglodytes troglodytes*) and orang-utans (*Pongo pygmaeus*) to reintroduction to the forest: activity budgets and feeding behavior. *Folia Primatologica* 71: 195
- Gusset, M., Stewart, G., Bowler, D. & Pullin, A. 2010. Wild dog reintroductions in South Africa: A systematic review and cross-validation of an endangered species recovery programme. *Journal for Nature Conservation* 18: 230-234
- Hagan, G. & Costa, R. 2001. Rare Woodpeckers Reintroduced to North Florida. *Endangered Species Bulletin* 26(1): 30-31

- Hamilton, L., Kelly, P., Williams, D., Kelt, D. & Wittmer, H. 2010. Factors associated with survival of reintroduced riparian brush rabbits in California. *Biological Conservation* 143(4): 999-1007
- Hansen, D., Donland, C., Griffiths, C. & Campbell, K. 2010. Ecological history and latent conservation potential: large and giant tortoises as a model for taxon substitutions. *Ecography* 33: 272-284
- Haque, M. N. & Smith, T. 1996. Reintroduction of Arabian sand gazelle *Gazella subgutturosa marica* in Saudi Arabia. *Biological Conservation* 76: 203-207
- Hardman, B. & Moro, D. 2005. Optimising reintroduction success by delayed dispersal: Is the release protocol important for hare-wallabies? *Biological Conservation* 128: 403-411
- Hayward, M., Adendorff, J., Moolman, L., Hayward, G. & Kerley, G. 2006. The Successful reintroduction of leopard *Panthera pardus* to the Addo Elephant National Park. *African Journal of Ecology* 45: 103-104
- Hellstedt, P. & Kallio, E. 2005. Survival and behavior of captive-born weasels (*Mustela nivalis nivalis*) released in nature. *Journal of Zoology* 266(1): 37-44
- Hermes, R. & Hildebrandt, T. & Göritz, F. 2004. Reproductive problems directly attributable to long-term captivity – asymmetric reproductive aging. *Animal Reproductive Science* 82-83: 49-60
- Herr, J., Schley, L. & Roper, T. 2008. Fate of translocated wild-caught and captive-reared stone martens (*Martes foina*). *European Journal of Wildlife Research* 54: 511-514
- Hester, J., Price, S. & Dorcas, M. 2008. Effects of Relocation on Movements and Home Ranges of Eastern Box Turtles. *Journal of Wildlife Management* 72(3): 772-368
- Huber, L. & Gajdon, G. 2006. Technical intelligence in animals: the kea model. *Animal Cognition* 9: 295-305
- Hunter, L. 1998. The behavioural ecology of reintroduced lions and cheetahs in the Phinda Resource Reserve, Kwazulu-Natal, South Africa. Doctor's Thesis, University of Pretoria. www.carnivoreconservation.org. Luettu 30.8.2011
- Håkansson, J. & Jensen, P. 2005. Behavioural and morphological variation between captive populations of red junglefowl (*Gallus gallus*) – possible implications for conservation. *Biological Conservation* 122(3): 431-439
- Imlay, T., Crowley, J., Argue, A., Steiner, J., Norris, D. & Stutchbury, B. 2010. Survival, dispersal and early migration movements of captive-bred juvenile eastern loggerhead shrikes (*Lanius ludovicianus migrans*). *Biological Conservation* 143: 2578-2582
- IUCN 1989. Translocation of living organisms: introductions, re-introductions, and re-stocking. IUCN Position Statement, IUCN, Gland, Switzerland
- IUCN / SSC Re-introduction Specialist Group 1995. IUCN / SSC Guidelines For Re-introductions. www.iucn.org. Luettu 10/2012
- IUCN 1998. Guidelines for Re-introductions. IUCN, Gland & Cambridge.
- IUCN 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Versio 2012.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Luettu 29.8.2012.
- Jenkins, M. 1992. *Ex situ* conservation of animals. Teoksessa Groombridge, B. (ed.). Global biodiversity: status of the Earth's living resources (s. 563-575). London: Chapman & Hall.
- Johnsson, J., Höjesjö, J. & Fleming, I. 2001. Behavioral and heart rate responses to predation risk in wild and domesticated Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 788-794
- Jordan, B. 2005. Science-based assessment of animal welfare: wild and captive animals. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties* 24 (2): 515-528
- Jule, K., Leaver, L. & Lea, S. 2008. The effects of captive experience in reintroduction survival in carnivores: a review and analysis. *Biological Conservation* 141(2): 355-363
- Kastelein, R. & Wiepkema, P. 1989. A digging through as occupational therapy for Pacific walrus (*Odobenus rosmarus divergens*) in human care. *Aquatic Mammals* 15.1: 9-17
- Kelley, J. & Magurran, A. 2003. Learned predator recognition and antipredator responses in fishes. *Fish and Fisheries* 4(3): 216-226.
- Kelly, A., Goodwin, S., Grogan, A. & Mathews, F. 2008. Post-release survival of hand-reared pipistrelle bats (*Pipistrellus spp*). *Animal Welfare* 17: 375-382

- Kelly, A., Scrivens, R. & Grogan, A. 2010. Post-release survival of orphaned wild-born polecats *Mustela putorius* reared in captivity at a wildlife rehabilitation centre in England. *Engangered Species Research* 12: 107-115
- Kenward, R. & Hodder, K. 1998. Red squirrels (*Sciurus vulgaris*) released in conifer woodland: the effects of source habitat, predation and interactions with grey squirrels (*Sciurus carolinensis*). *Journal of Zoology, London* 244: 23-32
- Kerridge, F. 2005. Environmental Enrichment to Address Behavioral Differences Between Wild and Captive Black-and-White Ruffed Lemurs (*Varecia variegata*). *American Journal of Primatology* 66: 71-84
- Kessel, A. & Brent, L. 2001 The rehabilitation of captive baboons. *Journal of Medical Primatology* 30: 71-80
- Kierulff, M., Beck, B., Kleiman, D. & Procopio, P. 2002. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins in Brazil. *Reintroduction News* 21: 7-10
- King, T., Chamberlan, C. & Courage, A. 2005. Rehabilitation of orphan gorillas and bonobos in the Congo. *International Zoo News* 52(4): 198-209
- King, T., Chamberlan, C. & Courage, A. 2006. Gorilla reintroduction, Republic of Congo. A report for the PASA/IUCN African Primate Reintroduction Workshop. John Aspinnall Foundation, Congo
- Kleiman, D. 1989. Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *Bioscience* 39(3): 152-161
- Kleiman, B., Beck, B., Dietz, J., Dietz, L., Ballou, J. & Coimbra-Filho, A. 1986. Conservation program for the golden lion tamarin captive research and management, ecological studies, educational strategies and reintroduction. Teoksessa: Benirschke, K. (ed.) 1986. Primates: the road to self-sustaining populations. Springer-Verlag New York. S. 959-979
- Kleiman, D., Beck, B., Dietz, J. & Dietz, L. 1991. Costs of a reintroduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. Teoksessa: Gipps, J. (Ed.): Beyond Captive Breeding: Re-introducing endangered mammals to the wild. Symposia of the Zoological Society of London No. 62: 125-142. Clarendon Press, Oxford.
- Kleiman, D., IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group & Beck, B. 1994. Criteria for reintroductions. Teoksessa Olney, P., Mace, G. & Feistner, A. (edit.): Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall London. S. 287-303
- Koelewijn, H., Perez-Haro, M., Jansman, H., Boerwinkel, M., Bovenschen, J., Lammertsma, D., Niewold, F. & Kuiters, A. 2010. The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive monitoring. *Conservation Genetics* 11: 601-614
- Kohane, M. & Parsons, P. 1988. Domestication: evolutionary change under stress. *Evolutionary Biology* 23: 21-48
- Komers, P. & Curman, G. 2000. The effect of demographic characteristics on the success of ungulate re-introductions. *Biological Conservation* 93(2): 187-193
- Koontz, F., Horwich, R., Saqui, E., Saqui, H., Glander, K., Koontz, C. & Westrom, W. 1994. Reintroduction of black howler monkeys (*Alouatta pigra*) into the Cockscomb basin Wildlife Sanctuary, Belize. Aza Annual Conference Proceedings: 104-111
- Kreger, M., Hatfield, J., Esteve, I., Gee, G. & Clugston, D. 2006. Behavioral Profiles of the Captive Juvenile Whooping Crane As an Indicator of Post-Release Survival. *Zoo Biology* 25: 11-24
- Kuehler, C., Kuhn, M., Kuhn, J., Lieberman, A., Harvey, N. & Rideout, B. 1996. Artificial Incubation, Hand-Rearing, Behavior, and Release of Common `Amakihi` (*Hemignathus virens virens*): Surrogate Research for Restoration of Endangered Hawaiian Forest Birds. *Zoo Biology* 15: 541-553
- Kunzl, C., Kaiser, S., Meier, E. & Sachser, N. 2003. Is a wild mammal kept and reared in captivity still a wild animal? *Hormones and behavior* 43(1): 187-196
- Lacy, R. 2000. Considering threats to the viability of small populations using individual-based models. *Ecological Bulletins* 48: 39-51

- Langford, D. & Burbidge, A. 2001. Translocation of mala (*Lagorchestes hirsutus*) from the Tanami Desert, Northern Territory to Trimouille Island, Western Australia. *Australian Mammalogy* 23: 37-46
- Langvatn, R., Albon, S., Burkey, T. & Clutton-Brock, T. 1996. Climate, Plant Phenology and Variation in Age of First Reproduction in a Temperate Herbivore. *Journal of Animal Ecology* 65(5): 653-670
- Leal, M. & Powell, B. 2012. Behavioural flexibility and problem-solving in a tropical lizard. *Biological Letters* 8: 28-30
- Lees, C. & Wilcken, J. 2009. Sustaining the Ark: the challenges faced by zoos in maintaining viable populations. *International Zoo Yearbook* 43(1): 6-18
- Leimu, R., Mutikainen, P., Koricheva, J. & Fischer, M. 2006. How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation? *Journal of Ecology* 94(5): 942-952
- Linklater, W., Flanland, J., Rochat, Q., Zekela, N., MacDonald, E., Swaisgood, R., Airton, D., Kelly, C., Bond, K., Schmidt, I. & Morgan, S. 2006. Preliminary analyses of the free-release and scent-broadcasting strategies for Black Rhinoceros reintroduction. *Ecological Journal* 7: 26-34
- Lockwood, M., Griffin, C. & Morrow, M. 2005. Survival, Movements, and Reproduction of Released Captive-reared Attwater's Prairie-chicken. *The Journal of Wildlife Management* 69(3): 1251-1258
- Long, K., Robley, A. & Lovett, K. 2005. Immediate post-release survival of eastern barred bandicoots *Perameles gunnii* at Woodlands historic park, Victoria, with reference to fox activity. *Australian Mammalogy* 27: 17-25
- Loxdale, H., Lushai, G. & Harvey, J. 2011. The evolutionary improbability of "generalism" in nature, with special reference to insects. *Biological Journal of the Linnean Society* 103(1): 1-18
- Low, P., Panksepp, J., Reiss, D., Edelman, D., Van Swinderen, B., Koch, C. 2012. The Cambridge Declaration on Consciousness. <http://fcmconference.org/img/CambridgeDeclarationOnConsciousness.pdf>. Luettu 20.9.2012
- Lunney, D., Gresser, S., Mahon, P. & Matthews, A. 2004. Post-fire survival and reproduction of rehabilitated and unburnt koalas. *Biological Conservation* 120: 567-575
- Magin, C., Johnson, T., Groombridge, B., Jenkins, M. & Smith, H. 1994. Species extinctions, endangerment and captive breeding. Teoksessa: Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall London. S. 1 - 32
- Maran, T., Pödra, M., Pölma, M. & MacDonald, D. 2009. The survival of captive-born animals in restoration programmes – Case study of the endangered European mink *Mustela lutreola*. *Biological Conservation* 142: 1685-1692
- Martell, M., Redig, Pe., Nibe, J. & Buhl, G. Survival of released rehabilitated bald eagles, Final report. The Raptor Center, University of Minnesota.
- Mason, G., Cooper, J. & Clarebrough, C. 2001. Frustrations of fur-farmed mink. *Nature* 410: 35-36
- Mathews, F., Orros, M., McLaren, G., Gelling, M. & Foster, R. 2005. Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation* 121(4): 569-577
- Matson, K., Goldizen, A. & Jarman, P. 2004. Factors affecting the success of translocations of the black-faced impala in Namibia. *Biological Conservation* 116(3): 359-365
- Maxwell, J. & Jamieson, I. 1997. Survival and Recruitment of Captive-Reared and Wild-Reared Takahe in Fiordland, New Zealand. *Conservation Biology* 11(3): 683-691
- May, R. 1991. The role of ecological theory in planning re-introduction of endangered species. Symposium of the Zoological Society of London 62:145-63
- McDougall, P., Réale, D., Sol, D. & Reader, S. 2006. Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced and wild populations. *Animal Conservation* 9(1): 39-48
- McKinstry, M. & Anderson, S. 2002. Survival, Fates and Success of Transplanted Beavers, *Castor Canadensis*, in Wyoming. *Canadian Field-Naturalist* 116(1): 60-68

- McLean, I., Lundie-Jenkins, G. & Jarman, P. 1996. Teaching an endangered mammal to recognize predators. *Biological Conservation* 75: 51-62
- McLean, I., Schmitt, N., Jarman, P., Duncan, C. & Wynne, C. 2000. Learning for life: training marsupials to recognize introduced predators. *Behaviour* 137: 1361-1376
- McPhee, M. 2003. Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programs. *Biological Conservation* 115: 71-77
- Meehan, C. & Mench, J. 2002. Environmental enrichment affects the fear and exploratory responses to novelty of young Amazon parrots. *Applied Animal Behaviour Science* 79: 75-88
- Mendl, M. 1999. Performing under pressure: stress and cognitive function. *Applied Animal Behaviour Science* 65: 221-244
- Miller, B., Biggins, D., Wemmer, C., Powell, R., Calvo, L., Hanebury, L. & Wharton, T. 1990. Development of Survival Skills in Captive-Raised Siberian Polecats (*Mustela eversmanni*) II: Predator Avoidance. *Journal of Ethology* 8: 95-104
- Miller, B., Ralls, K., Reading, R., Scott, M. & Estes, J. 1999. Biological and technical considerations of carnivore translocation: a review. *Animal Conservation* 2: 59-68
- Misiorowska, M. & Wasilewski, M. 2008. Spatial organization and mortality of released hares – preliminary results. *Annales Zoologici Fennici* 45: 286-290
- Mitchell, A., Wellicome, T., Brodie, D. & Cheng, K. 2011. Captive-reared burrowing owls show higher site-affinity, survival and reproductive performance when reintroduced using a soft-release. *Biological Conservation* 144: 1382-1391
- Moberg, G. P. 2000. Biological responses to stress: implications for animal welfare. Teoksessa: The Biology of Animal Stress: Basic Principles and Implications for Animal Welfare (edit. G. P. Moberg & J. A. Mench), s. 1-21. Wallingford: CAB International
- Molony, S., Dowding, C., Baker, P., Cuthill, I. & Harris, S. 2006. The effect of translocation and temporary captivity on wildlife rehabilitation success: An experimental study using European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Biological Conservation* 130: 530-547
- Morgan, K. & Tromborg, C. 2007. Sources of stress in captivity. *Applied Animal Behaviour Science* 102: 262-302
- Moro, D. 2003. Translocation of captive-bred dibblers *Parantechinus apicalis* (Marsupialia: Dasyuridae) to Escape Island, Western Australia. *Biological Conservation* 111: 305-315
- Morris, P., Munn, S. & Craig-Wood, S. 1992. The Effects of releasing captive hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) into the wild. *Field Studies* 8: 89-99
- Morse Nice, M. 1941. The Role of Territory in Bird Life. *The American Midland Naturalist* 26(3): 441 - 487
- Moscovice, L. & Snowdon, C. 2006. The role of social context and individual experience in novel task acquisition in cottontop tamarins, *Saguinus Oedipus*. *Animal Behaviour* 71(4): 933-943
- Murn, C. & Hunt, S. 2008. An assessment of two methods used to release red kites (*Milvus milvus*). *Avian Biology Research* 1(2): 53-57
- Myers, S., Millam, J., Roudybush, T. & Graud, C. 1988. Reproductive Success of Hand-reared vs. Parent-reared Cockatiels (*Nymphicus hollandicus*). *The Auk* 105: 536-542
- Nelson, N., Keall, S., Brown, D. & Daugherty, C. 2002. Establishing a new wild population of Tuatara (*Sphenodon guntheri*). *Conservation Biology* 16:4: 887-894
- Nelson, A., Bidwell, P. & Sillero-Zubiri, C. 2003. A review of human-elephant conflict management strategies. People and Wildlife Initiative. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford University
- Newberry, R. 1995. Environmental enrichment: Increasing the biological relevance of captive environments. *Applied Animal Behaviour Science* 44(2-4): 229-243
- Newberry, R. & Estevez, I. 1997. A dynamic approach to the study of environmental enrichment and animal welfare. *Applied Animal Behaviour Science* 54: 53-57
- Nicholson, T., Mayer, K., Staedler, M. & Johnson, A. 2007. Effects of rearing methods on survival of released free-ranging juvenile southern sea otters. *Biological Conservation* 138: 313-320
- Norris, T., Littnan, C. & Gulland, F. 2011. Evaluation of the Captive Care and Post-Release Behavior and Survival of Seven Juvenile Female Hawaiian Monk Seals. *Aquatic Mammals* 37(3): 342-353

- O'Connor, S. 2005. Captive breeding and release of brown teal *Anas chlorotis* into the Moehau Kiwi Sanctuary, Coromandel, New Zealand. *Conservation Evidence* 2: 72-73
- Oehler, D., Boodoo, D., Plair, B., Kuchinski, K., Campbell, m., Lutchmedial, G., Ramsubage, S., Maruska, E. & Malowski, S. 2001. Translocation of Blue and Gold Macaw *Ara ararauna* into its historical range on Trinidad. *Bird Conservation International* 11: 129-151
- Okuyama, J., Shimizu, T., Abe, O., Yoseda, K. & Arai, N. 2010. Wild versus head-started hawksbill turtles *Eretmochelys imbricate*: post-release behavior and feeding adaptations. *Endangered species research* 10: 181-190
- Osborne, C. 2008. Survival of captive-reared and released mallards on Eastern Long Island, NY. Masters of Science Degree, State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, Syracuse, New York.
- Ostermann, S., Deforge, J. & Edge, W. 2001. Captive breeding and reintroduction evaluation criteria: A Case Study of Peninsular Bighorn Sheep. *Conservation Biology* 15(3): 749-760
- Panksepp, J. 1998. Affective neuroscience: the foundations of human and animal emotions. Oxford University Press.
- Patton, F., Mulama, M., Mutisya, S & Campbell, P. 2010. The colonization of a new area in the first six months following "same-day" free release translocation of black rhinos in Kenya. *Pachyderm* 47: 66-79
- Pazhnetov, V. & Pazhnetov, S. 2005. Re-introduction of Orphan Brown Bear Cubs. Teoksessa: Kolter, L & Dijk, J. (ed.) 2005: Rehabilitation and Release of Bears. Zoologischer Garten Köln.
- Pearson, L., Aczel, P., Mahé, S., Courage, A. & King, T. 2007. Gorilla reintroduction in the Batéké Plateau National Park, Gabon: An analysis of the preparations and initial results with reference to the IUCN guidelines for the re-introduction of Great Apes. Project Protection des Gorilles, The Aspinall Foundation
- Pedrono, M. & Sarovy, A. 2000. Trial release of the world's rarest tortoise *Geochelone yniphora* in Madagascar. *Biological Conservation* 95: 333-342
- Peignot, P., Charpentier, M., Bout, N., Bourry, O., Massima, U., Dosimont, O., Terramorsi, R. & Wickins, E. 2008. Learning from the first release project of captive-bred mandrills *Mandrillus mandrillus sphinx* in Gabon. *Oryx* 41(1): 122-131
- Pelletier, D., Roos, D. & Ciccione, S. 2003. Oceanic survival and movements of wild and captive-reared immature green turtles (*Chelonia mydas*) in the Indian Ocean. *Aquatic Living Resources* 16: 35-41
- Pepperberg, I. 2006. Cognitive and communicative abilities of Grey parrots. *Applied Animal Behaviour Science* 100(1-2): 77-86
- Perez, R., Wilson, D. & Gruen, K. 2002. Survival and flight characteristics of captive-reared and wild northern bobwhite in southern Texas. National Quail Symposium Proceedings 5: 81-85
- Pérez-Buitrago, N., Garcia, M., Sabat, A., Delgado, J., Álvarez, A., McMillan, O. & Funk, S. 2008. Do Headstart programs work? Survival and body condition in headstarted Mona Island iguanas (*Cyclura cornuta stejnegeri*). *Endangered Species Research* 6: 55-56
- Peters, E., Brinkmann, I., Krüger, F., Zwirlein, S. & Kaumann, I. 2009. Reintroduction of the European mink *Mustela lutreola* in Saarland, Germany. Preliminary data on the use of space and activity as revealed by radio-tracking and live-trapping. *Endangered Species Research*, Preprint 2009
- Petersen, C. & Levitan, D. 2001. The Allee effect: a barrier to recovery by exploited species. Teoksessa: Reynolds, J., Mace, G., Redford, K. & Robinson, J. (ed.) 2001. Conservation of exploited species. Cambridge University Press / The Zoological Society of London
- Pierre, J. 1999. Reintroduction of the South Island Saddleback (*Philesturnus carunculatus carunculatus*): dispersal, social organization and survival. *Biological Conservation* 89: 153-159
- Pinter-Wollman, N., Isbell, L. & Hart, L. 2009. Assessing the translocation outcome: Comparing behavioral and physiological aspects of translocated and resident African elephants (*Loxodonta africana*). *Biological Conservation* vol 142, issue 5: 1116-1124.

- Pinter-Wollman, N., Isbell, L. & Hart, L. 2009. The relationship between social behavior and habitat familiarity in African elephants (*Loxodonta Africana*). *Proceedings of the Royal Society in Biology* 276: 1009-1014
- Platenberg, R. & Griffiths, R. 1999. Translocation of slow-worms (*Anguis fragilis*) as a mitigation strategy: a case study from south-east England. *Biological Conservation* 90: 125-132
- Plomin, R. 1990. The role of inheritance in behavior. *Science* 248(4952): 183-188
- Poole, A. & Lawton, C. 2009. The translocation and post release settlement of red squirrels *Sciurus vulgaris* to a previously uninhabited woodland. *Biodiversity Conservation* 18: 3205-3218
- Pope, M. & Crawford, J. 2004. Survival rates of translocated and native mountain quail in Oregon. *Western North American Naturalist* 64(3): 331-337
- Preatoni, D., Mustoni, A., Martinoli, A., Carlini, E., Chiarenzi, B., Chiozzini, S., Van Dongen, S., Wauters, L. & Tosi, G. 2005. Conservation of brown bear in the Alps: space use and settlement behaviour of reintroduced bears. *Acta Oecologica* 28: 189-197
- Price, M. 1986. The reintroduction of the Arabian oryx into Oman. *International Zoo Yearbook* 24(1): 179-188
- Price, E. 1984. Behavioural aspects of animal domestication. *The quarterly review of biology* 59(1): 1-32
- Rahbek, C. 1993. Captive breeding – a useful tool in the preservation of biodiversity? *Biodiversity and Conservation* 2: 426-437
- Rantanen, E., Buner, F., Riordan, P., Sotherton, N. & Macdonald, D. 2010. Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. *Journal of Applied Ecology* 47: 1357-1364
- Reading, R., Clark, T. & Griffith, B. 1997. The influence of valuational and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation* 79(2-3): 217-225
- Reid, A. 2010. Learning to hunt: the role of experience in predator success. *Behaviour* 147(2): 223-233
- Reijnders, P., Brasseur, S. & Reis, E. 1995. The release of seals from captive breeding and rehabilitation programs: a useful management tool? Teoksessa: St. Aubin, D., Geraci, J. & Loundsbury, V. (ed.). *Rescue, Rehabilitation and Release of Marine Mammals: an analysis of current views and practices*. Proceedings of a workshop held in Des Plaines IL Dec3-5 1991. University of Guelph, Ontario.
- Reinert, H. 1991. Translocation as a conservation strategy for amphibians and reptiles: some comments, concerns, and observations. *Herpetologica* 47: 357-363
- Richard-Hansen, C., Vié, J., de Thoisy, B. 2000. Translocation of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in French Guyana. *Biological Conservation* 93: 247-253
- Richards, J. & Short, J. 2003. Reintroduction and establishment of the western barred bandicoot *Perameles bougainville* (Marsupialia: Peramelidae) at Shark Bay, Western Australia. *Biological Conservation* 109: 181-195
- Rodriguez, A., Barrios, L. & Delibes, M. 1995. Experimental release of an Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Biodiversity and Conservation* 4: 382-394
- Rogers, L. 1988. Homing tendencies of large mammals: a review. Teoksessa Nielsen, L. & Brown, R.. *Translocation of Wild Animals*. Wisconsin Humane Society. Sivut 76-92.
- Rohner, C. & Krebs, C. 1996. Owl predation on snowshoe hares: consequences of antipredator behavior. *Oecologia* 108: 303-310
- Rosatte, R., Hamr, J., Young, J., Fillion, I. & Smith, H. 2007. The Restoration of Elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada: 1998-2005. *Restoration Ecology* 15(1): 34-43
- Rosenzweig, M. & Bennett, E. 1996. Psychobiology of plasticity: effects of training and experience on brain and behavior. *Behavioural Brain Research* 78(1): 57-65
- Rouco, C., Ferreras, P., Castro, F. & Villafuerte, F. 2010. A longer confinement period favors European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) survival during soft releases in low-cover habitats. *European Journal of Wildlife Research* 56: 215-219
- Ruffell, J. & Parsons, S. 2009. Assessment of the short-term success of a translocation of lesser short-tailed bats *Mystacina tuberculata*. *Endangered Species Research* 8: 33-39

- Saba, V. & Spotila, J. 2003. Survival and behavior of freshwater turtles after rehabilitation from an oil spill. *Environmental Pollution* 126: 213-223
- Sale, J. & Singh, S. 1987. Reintroduction of greater Indian rhinoceros into Dudhwa National Park. *Oryx* 21(2): 80-84
- Saltz, D., Rowen, M. & Rubenstein, D. 2000. The Effect of Space-Use Patterns of Reintroduced Asiatic Wild Ass on Effective Population Size. *Conservation Biology* vol 14, noo 6: 1852-1861
- Saltz, D. & Rubenstein, D. 1995. Population Dynamics of Reintroduced Asiatic Wild Ass (*Equus hemionus*) Herd. *Ecological Applications* 5(2): 327-335
- Santos, T., Pérez-Tris, J., Carbonell, R., Telleria, J. & Díaz, J. 2009. Monitoring the performance of wild-born and introduced lizards in a fragmented landscape: Implications for ex situ conservation programmes. *Biological Conservation* 142: 2923-2930
- Sanz, V. & Grajal, A. 1997. Successful Reintroduction of Captive-Raised Yellow-Shouldered Amazon Parrots on Margarita Island, Venezuela. *Conservation Biology* 12(2): 430-441
- Sarrazin, F. & Barbault, R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 11(11): 474-478
- Scott, J. & Carpenter, J. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: What do we need to know? *The Auk* 104: 544-545
- Seddon, P. 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology and Evolution* 14(12): 503
- Seddon, P. & Soorae, P. 1999. Guidelines for Subspecific Substitutions in Wildlife Restoration Projects. *Conservation Biology* 13(1): 177-184
- Seddon, P., Armstrong, D. & Maloney, R. 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology* 21(2): 303-312
- Servheen, C., Kasworm, W. & Their, T. 1995. Transplanting grizzly bears *Ursus arctos horribilis* as a management tool – results from the Cabinet mountains, Montana, USA. *Biological Conservation* 71: 261-268
- Shaffer, M. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31 (2): 131-134
- Shepherdson, D. 1994. The role of environmental enrichment in the captive breeding and reintroduction of endangered species. Teoksessa: Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall London. S. 167-177
- Shepherdson, D., Brownback, T. & Tinkler, D. 1990. Putting the wild back into zoos: enriching the zoo environment. *Applied Animal Behaviour Science* 28(3): 300
- Shier, D. & Owings, D. 2006. Effects of predator training on behavior and post-release survival of captive prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Biological Conservation* 132(1): 126-135
- Shier, D. & Owings, D. 2007. Effects of social learning on predator training and postrelease survival in juvenile black-tailed prairie dogs, *Cynomys ludovicianus*. *Animal Behaviour* 73(4): 567-577
- Short, J. 2009. The characteristics and success of vertebrate translocations within Australia. A final report to Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Wildlife Research and Management June 2009.
- Short, J., Bradshaw, S., Giles, J., Prince, R. & Wilson, G. 1992. Reintroduction of macropods (Marsupialia: Macropoidea) in Australia – A review. *Biological Conservation* 62(3): 189-204
- Short, J. & Turner, B. 2000. Reintroduction of the burrowing bettong *Bettongia lesueur* (Marsupialia: Potoroidae) to mainland Australia. *Biological Conservation* 96: 185-196
- Sigg, D., Goldizen, A. & Pople, A. 2005. The importance of mating system in translocation programs: reproductive success of released male bridled nailtail wallabies. *Biological Conservation* 123: 289-300
- Singer, F., Bleich, V. & Gudorf, M. 2000. Restoration of bighorn sheep metapopulations in and near western national parks. *Restoration Ecology* 8(4): 14-24
- Singh, J. 2002. The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Current Science* 82(6): 638-647
- Sinha, S. & Sawarkar, V. 1991. Management of the reintroduced greater one-horned rhinoceros (*Rhinoceros unicornis*) in Dudhwa National park Uttar Pradesh, India. Paper presented in the International Conference on the Rhinoceros Ecology and Management, San Diego, California USA: 139-145

- Sjöåsen, T. 1996. Survivorship of captive-bred and wild-caught reintroduced European otters *Lutra lutra* in Sweden. *Biological Conservation* 76: 161-165
- Skjelseth, S., Ringsby, T., Tufto, J., Jensen, H. & Saether, B. 2007. Dispersal of reintroduced house sparrows *Passer domesticus*: an experiment. *Proceedings of the Royal Society of Biology* 274: 1763-1771
- Snyder, N., Derrickson, S., Beissinger, S., Wiley, J., Smith, T., Toone, W. & Miller, B. 1996. Limitations of Captive Breeding in Endangered Species Recovery. *Conservation Biology* 10(2): 338-348
- Soulé, M. 1985. What is conservation biology? *Bioscience* 35: 727-734
- Spelman, L. 1998. North American river otter (*Lutra Canadensis*) translocation in North Carolina 1989-1996. European Association of Zoo- and Wildlife Veterinarians (EAZWV) Second scientific meeting, May 21-24, 1998, Chester, United Kingdom
- Spinola, R., Serfass, T. & Brooks, R. 2008. Survival and post-release movements of river otters translocated to Western New York. *Northeastern Naturalist* 15(1): 13-24
- Stamps J. & Swaisgood, R. 2007. Someplace like home: experience, habitat selection and conservation biology. *Applied Animal Behaviour Science* 102:392-409
- Starck, M. & Ricklefs, R. 1998. Patterns of Development: The altricial – Precocial Spectrum. Teoksessa Starck, M. & Ricklefs, R. (ed.). Avian growth and development: Evolution within the altricial – precocial spectrum. Oxford University Press.
- Stoinski, T., Beck, B., Bloomsmith, M. & Maple, T. 2003. A behavioral comparison of captive-born, reintroduced golden lion tamarins and their wild-born offspring. *Behaviour* 140(2): 137-160
- Stoinski, T. & Beck, B. 2004. Changes in Locomotor and Foraging Skills in CaptiveBorn, Reintroduced Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia rosalia*). *American Journal of Primatology* 62:1-13
- Streicher, U. & Nadler, T. 2003. Re-introduction of pygmy lorises in Vietnam. *Reintroduction News* (Newsletter of the IUCN Reintroduction Specialist Group) 23:37-40
- Suboski, M. & Templeton, J. 1989. Life skills training for hatchery fish: Social learning and survival. *Fisheries Research* 7(4): 343-352
- Suomi, S. & Harlow, H. 1972. Social rehabilitation of isolate-reared monkeys. *Developmental Psychology* 6(3): 487-496
- Swart, J. & Lawes, M. 1996. The effect of habitat patch connectivity on samango monkey (*Cercopithecus mitid*) metapopulation persistence. *Ecological Modelling* 93: 57-74
- Swenson, J., Saari, L. & Bonczar, Z. 1994. Effects of Weather on Hazel Grouse Reproduction: An Allometric Perspective. *Journal of Avian Biology* 25(1): 8-14
- Taubes, G. 1992. Endangered Species: A Dubious Battle to Save the Kemp's Ridley Sea Turtle. *Science* 256(5057): 614-616
- Tavecchia, G., Viedma, C., Martinez-Abraín, A., Bartolomé, M., Gómez, J. & Oro, D. 2009. Maximizing re-introduction success: Assessing the immediate cost of release in a threatened waterfowl. *Biological Conservation* 142(12): 3005-3012
- Taylor, R. 2003. The Unsuccessful Introduction of White Rhinoceros to matusadona National park, Kariba. Publication of Matusadona National Park, Kariba, Zimbabwe: 14-15
- Taylor, S. & Jamieson, I. 2007. Factors affecting the survival of founding individuals in translocated New Zealand Saddlebacks *Philesturnus carunculatus*. *Ibis* 149: 783-791
- Teixeira, C., de Azevedo, C., Mendl, M., Cipreste, C. & Young, R. 2007. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. *Animal Behaviour* 73(1): 1-13
- Templeton, A., Hemmer, H., Mace, G., Ulysses, S., Shields, M. & Woodruff, D. 1986. Local Adaptation, Coadaptation, and Population Boundaries. *Zoo Biology* 5: 115-125
- Tierney, A. 1986. The evolution of learned and innate behavior: Contributions from genetics and neurobiology to a theory of behavioral evolution. *Animal Learning & Behavior* 14(4): 339-348
- Tocher, M. & Brown, D. 2004. *Leiopelma hamiltoni* homing. *Herpetological Review* 35: 259-261
- Tomlinson, D. 1977. White Rhinos Return to Rhodesia. *Oryx* 14(2): 145-150

- Trenham, P. & Marsh, D. 2002. Amphibian translocation programs: Reply to Seigel and Dodd. *Conservation Biology* 16(2): 555-556
- Treves, A. & Karanth, K. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17(6): 1491-1499
- Truett, J., Dullum, J., Matchett, M., Owens, E. & Seery, D. 2001. Translocating Prairie Dogs: A Review. *Wildlife Society Bulletin* 29(3): 863-872
- Turner, A. & Greenough, W. 1985. Differential rearing effects on rat visual cortex synapses. I. Synaptic and neuronal density and synapses per neuron. *Brain Research* 329(1-2): 195-203
- Tweed, E., Foster, J., Woodworth, B., Mohanan, W., Kellerman, J. & Lieberman, A. 2006. Breeding biology and success of a reintroduced population of the critically endangered puaiohi (*Myadestes palmeri*). *The Auk* 123(3): 753-763
- Tyrrell, C. & Cree, A. 1998. Relationships between Corticosterone Concentration and Season, Time of Day and Confinement in a Wild Reptile (Tuatara, *Sphenodon punctatus*). *General and Comparative Endocrinology* 110(2): 97-108
- UFAW (Universities Federation for Animal Welfare) 1992. Welfare guidelines for the re-introduction of captive bred mammals to the wild. Hyperion Books.
- Valutis, L. & Marzluff, J. 1999. The Appropriateness of Puppet-Rearing Birds for Reintroduction. *Conservation Biology* 19(3): 584-591
- Van de Ven, W., Guerrero, J., Rodriguez, D., Telan, S., Balbas, M., Tarun, B., van Weerd, M., van der Ploeg, J., Wijten, Z., Lindeyer, F. & de Iongh, H. 2009. Effectiveness of head-starting to bolster Philippine crocodile *Crocodylus mondorensis* populations in San Mariano municipality, Luzon, Philippines. *Conservation Evidence* 6: 111-116
- Van Dierendonck, M., Bandi, N., Batdorj, D., Diigerlham, S. & Munkhtsog, B. 1996. Behavioural observations of reintroduced Takhi or Przewalski horses (*Equus fens przewalskii*) in Mongolia. *Applied Animal Behaviour Science* 50: 95-114
- Van Dierendonck, M. & Wallis de Vries, M. Ungulate Reintroductions: Experiences with the Takhi or Przewalski Horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. *Conservation Biology* 10(3): 728-740
- van Heezik, Y., Seddon, P. & Maloney, R. 1999. Helping reintroduced houbara bustards avoid predation: effective anti-predator training and the predictive value of pre-release behaviour. *Animal Conservation* 2: 155-163
- van Praag, H., Kempermann, G. & Gage, F. 2000. Neural consequences of environmental enrichment. *Nature Reviews / Neuroscience* 1: 191-196
- Van Vuren, D., Kuenzi, A., Lorendo, I. & Morrison, M. 1997. Translocation as a Nonlethal Alternative for Managing California Ground Squirrels. *The Journal of Wildlife Management* 61(2): 351-359
- Van Wieren, S. 2006. Populations: re-introductions. Teoksessa: van Andel, J. & Aronson, J. (ed.). Restoration Ecology – The New Frontier (s.70-92). Blackwell Publishing Company
- Van Zant, J. & Wooten, M. 2003. Translocation of Choctawhatchee beach mice (*Peromyscus polionotus allophyrus*): hard lessons learned. *Biological Conservation* 112: 405-413
- Vandel, J., Stahl, P., Herrenschmidt, V. & Marboutin, E. 2006. Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. *Biological Conservation* 131: 370-385
- Veissier, I., Boissy, A., Désire, L. & Greiveldinger, L. 2009. Animals' emotions: Studies in sheep using appraisal theories. *Animal Welfare* 18(4): 347-354
- Viggers, K., Lindenmayer, D. & Spratt, D. 1993. The Importance of Disease in Reintroduction Programmes. *Wildlife Research* 20(5): 687-698
- Wang, J. & Ryman, N. 2001. Genetic Effects of Multiple Generations of Supportive Breeding. *Conservation Biology* 15(6): 1619-1631
- Wanless, R., Cunningham, J., Hockey, P., Wanless, J., White, R. & Wiseman, R. 2002. The success of a soft-release reintroduction of the flightless Aldabra rail (*Dryolimnas [cuvieri] aldabranus*) on Aldabra Atoll, Seychelles. *Biological Conservation* 107: 203-210
- Warren, K. & Swan, R. 2002. Re-introduction of orang-utans in Indonesia. *Re-Introduction News* 21: 24-26

- Warwick, H., Morris, P. & Walker, D. 2006. Survival and weight changes of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) translocated from the Hebrides to Mainland Scotland. *Lutra* 49(2): 89-102
- Watkinson, A., Gill, J. & Freckleton, R. 2003. Macroecology and microecology: linking large-scale patterns of abundance to population processes. Teoksessa Blackburn, T. & Gaston, K. (ed.) 2003. *Macroecology, Concepts and Consequences*. the British Ecological Society
- Watland, A., Schauber, E. & Woolf, A. 2007. Translocation of Swamp Rabbits in Southern Illinois. *Southeastern Naturalist* 6(2): 259-270
- Watson, M. & Halley, M. 2000. Recovery Plan for the Eastern Barred Bandicoot *Perameles gunnii* (mainland subspecies). Department of Natural Resources and Environment, Victoria.
- Wauters, L., Casale, P. & Fornasari, L. 1997. Post-release behaviour, home range establishment and settlement success of reintroduced red squirrels. *Italian Journal of Zoology* 64(2): 169-175
- Weinberger, I., Bontadina, F., Arlettaz, R. 2009. Translocation as a conservation tool to supplement relict bat colonies: a pioneer study with endangered horseshoe bats. *Endangered Species Research*, Preprint 2009.
- Wells, R. & Bassos-Hull, K. 1998. Experimental return to the wild of two bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science* 14(1): 51-57
- Weiss, J. 1968. Effects of coping responses on stress. *Journal of Comparative and Physiological Psychology* 65(2): 251-260
- White, Jr. T, Collazo, J. & Vilella, F. 2005. Survival of Captive-reared Puerto Rican Parrots Released in the Caribbean National Forest. *The Condor* 107: 424-432
- Whitehead, H., Rendell, L., Osborne, R. & Würsig, B. 2004. Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biological Conservation* 120: 427-437
- Widman, D. & Rosellini, R. 1990. Restricted daily exposure to environmental enrichment increases the diversity of exploration. *Physiology & Behavior* 47(1): 57-62
- Wikelski, M. & Cooke, S. 2006. Conservation physiology. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2): 38-46
- Wilkinson, A., Kuenstner, K., Mueller, J. & Huber, L. 2010. Social learning in a non-social reptile (*Geochelone carbonaria*). *Biology Letters* 6(5): 614-161
- Wilson, A. & Stanley Price, M. 1994. Reintroduction as a reason for captive breeding. Teoksessa Olney, P., Mace, G. & Feistner, A. (ed.): *Creative conservation: interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall London. S. 243-264
- Wilson, B., Alberts, A., Graham, K., Hudson, R., Bjorkland, R., Lewis, D., Lung, N., Nelson, R., Thompson, N. Kunna, J. & Vogel, P. 2004. Survival and reproduction of repatriated Jamaican iguanas. Teoksessa: Albert, A., Carter, R., Hayes, W. & Martins, W (ed.). *Iguanas: Biology and Conservation*. University of California Press, Berkeley, California
- Wimberger, K., Armstrong, A. & Downs, C. 2009^a. Can Rehabilitated Leopard Tortoises, *Stigmochelys pardalis*, Be Successfully Released into the Wild? *Chelonian Conservation and Biology* 8.2: 173-184
- Wimberger, K., Downs, C. & Perrin, M. 2009^b. Two unsuccessful reintroduction attempts of rock hyraxes (*Procapra capensis*) into a reserve in the KwaZulu-Natal Province, South Africa. *South African Wildlife Research* 39(2): 192-201
- Wolf, C., Griffith, B., Reed, C. & Temple, S. 1996. Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. *Conservation Biology* 10(4): 1142-1152
- Wolf, C., Garland, T. & Griffith, B. 1998. Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts. *Biological Conservation* 86(2): 243-255
- Woods, C., Heinrich, W., Farry, S., Parish, C., Osborn, S. & Cade, T. 2006. Survival and reproduction of California condors released in Arizona. Teoksessa: Mee, A., Hall, L. & Grantham, J. (ed.) 2006. *California Condors in the 21st Century*. American Ornithologists' Union and Nuttall Ornithological Club
- Woodworth, L., Montgomery, M., Briscoe, D. & Frankham, R. 2002. Rapid genetic deterioration in captive populations: Causes and conservation implications. *Conservation Genetics* 3(3): 277-288

- Yott, A., Rosatte, R., Schaefer, J., Hamr, J. & Fryxell, J. 2011. Movement and Spread of a Founding Population of Reintroduced Elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada. *Restoration Ecology* 19: 70-77
- Zidon, R., Saltz, D., Shore, L. & Motro, U. 2009. Behavioral Changes, Stress, and Survival Following Reintroduction of Persian Fallow Deer from Two Breeding Facilities. *Conservation Biology* 23(4): 1026-1035

LIITE 1. Työhön mukaan otettujen artikkelien yksilömäärät eläinlajeittain, heimoittain, laikoittain ja luokittain. Lähteet mainittu lajeittain.

<i>Luokka (N)</i>	<i>Lahko (N)</i>	<i>Heimo (N)</i>	<i>Laji (N)</i>	<i>Lähteet</i>
Amphibia (143)	Anura (143)	Ranidae (143)	Rana mucosa (143)	38
Mammalia (4134)	Artiodactyla (988)	Bovidae (318)	Gazella gazella (71)	31
			Gazella subgutturosa marica (164)	48
			Ourebia ourebi (10)	44
			Ovis canadensis (73)	85
		Cervidae (670)	Cervus elaphus (530)	104, 140
			Dama mesopotamica (98)	9, 141
			Odocoileus virginianus (42)	13
	Carnivora (1217)	Canidae (152)	Canis lupus (29)	41
			Vulpes velox (123)	7
		Felidae (269)	Acinonyx jubatus (15)	55
			Lynx canadensis (218)	30
			Lynx lynx (21)	128
			Lynx pardinus (1)	103
			Panthera leo (13)	54
			Panthera pardus (1)	50
		Mustelidae (693)	Enhydra lutris nereis (33)	80
			Lutra canadensis (333)	117
			Lutra canadensis Schreber (28)	118
			Lutra lutra (66)	61, 115
			Martens foina (5)	52
			Meles meles (12)	8
			Mustela lutreola (94)	69, 93
			Mustela nigripes (90)	16
			Mustela nivalis nivalis (33)	51
			Mustela putorius (32)	58
		Phocidae (7)	onachus schauinslandi (7)	81
		Ursidae (63)	Helarctos malayanus (8)	40
			Ursus americanus (43)	25
			Ursus arctos (10)	99
			Ursus arctos horribilis (2)	112
	Cetacea (2)	Delphinidae (2)	Tursiops truncatus (2)	135
	Chiroptera (50)	Mystacinidae (20)	Mystacina tuberculata (20)	106
		Pipistrellus (12)	Pipistrellus pipistrellus & P. pygmaeus (12)	57
		Rhinolophidae (18)	Rhinolophus ferrumequinum (11)	133
			Rhinolophus hipposideros (7)	134
	Dasyuromorphia (88)	Dasyuridae (88)	Parantechinus apicalis (88)	76
	Diprotodontia (155)	Macropodidae (45)	Lagorchestes hirsutus & Lagostrophus fasciatus (15)	49
			Lagorchestes hirsutus (30)	65
		Phascolarctidae (16)	Phascolarctos cinereus (16)	68
		Potoroidae (94)	Bettongia lesueur (94)	114
	Erinaceomorpha (64)	Erinaceidae (64)	Erinaceus europaeus (64)	75, 77, 130
	Hyracoidea (26)	Procaviidae (26)	Procavia capensis (26)	138
	Lagomorpha (425)	Leporidae (425)	Lepus europaeus (29)	73
			Oryctolagus cuniculus (37)	105
			Sylvilagus aquaticus (17)	131
			Sylvilagus bachmani riparius (323)	47

			Sylvilagus palustris hefneri (19)	37
Peramelemorphia (10)	Peramelidae (10)		Perameles gunnii (10)	67
Perissodactyla (106)	Equus (19)		Equus Hemionus	109
	Rhinocerotidae (87)		Ceratotherium simum simum (48)	120, 122
			Diceros bicornis (30)	86
			Rhinoceros unicornis (9)	108
Pilosa (5)	Bradypodidae (5)		Bradypus torquatus (5)	22
Primates (320)	Atelidae (57)		Alouatta palliata (4)	1
			Alouatta pigra (37)	62
			Alouatta seniculus (16)	101
	Callitrichidae (91)		Leontopithecus rosalia (91)	11
	Cercopithecidae (36)		Mandrillus sphinx (36)	89
	Hominidae (110)		Gorilla gorilla gorilla (72)	60, 87
			Pan troglodytes troglodytes (37)	42
			Pongo abelii (1)	23
	Hylobatidae (4)		Hylobates albibarbis (4)	21
	Lemuridae (13)		Varecia variegata variegata (13)	18
	Lorisidae (9)		Nycticebus pygmaeus (9)	119
Peramelemorphia (24)	Perameles (24)		Perameles bougainville (24)	102
Proboscidea (362)	Elephantidae (362)		Loxodonta africana (362)	2, 95
Rodentia (292)	Castoridae (114)		Castor canadensis (114)	72
	Muridae (18)		Peromyscus polionotus allophyrus (18)	127
	Sciuridae (160)		Cynomys ludovicianus (36)	113
			Sciurus niger cinereus (20)	12
			Sciurus niger niger (52)	29
			Sciurus vulgaris (52)	59, 97, 132
Aves (3000)	Accipitriformes (64)	Accipitridae (31)	Haliaeetus leucocephalus (19)	70
			Milvus milvus (12)	78
		Falconidae (33)	Falco peregrinus (33)	32
Anseriformes (566)	Anatidae (509)		Anas chlorotis (100)	83
			Anas platyrhynchos (153)	84
			Marmaronetta angustirostris (256)	43
		Anserinae (57)	Cygnus buccinator (57)	35
Falconiformes (218)	Falconiidae (141)		Falco femoralis septentrionalis (141)	19
	Cathartidae (77)		Gymnogyps californianus (77)	139
Galliformes (655)	Megapodiidae (14)		Leipoa ocellata (14)	27
	Odontophoridae (211)		Colinus virginianus (139)	91
			Oreortyx pictus (72)	98
	Phasianidae (430)		Centrocercus urophasianus (140)	10
			Perdix perdix (162)	100
			Tympanuchus cupido attwateri (128)	66
Gruiformes (405)	Gruidae (252)		Grus americana (120)	24, 63
			Grus canadensis (132)	34
	Otididae (104)		Chlamydotis [undulata] macqueenii (104)	126
	Rallidae (49)		Dryolimnas [cuvieri] aldabranus (18)	129
			Porphyrio mantelli (31)	71
Passeriformes (602)	Callaeatidae (140)		Callaeas cinerea wilsoni (32)	20
			Philesturnus carunculatus (46)	121
			Philesturnus carunculatus carunculatus (26)	94
			Philesturnus carunculatus rufusater (36)	3
	Corvidae (74)		Corvus corax (74)	124
	Fringillidae (16)		Hemignathus virens virens (16)	64
	Laniidae (38)		Lanius ludovicianus migrans (38)	56

		Notiomystis (40)	Notiomystis cincta (40)	5
		Passeridae (123)	Passer domesticus (123)	116
		Petroicidae (44)	Petroica australis longipes (44)	4
		Ploceidae (93)	Foudia rubra (93)	28
		Turdidae (34)	MYADESTES PALMERI (34)	123
	Piciformes (20)	Picidae (20)	Picoides borealis (20)	46
	Psittaciformes (137)	Psittacidae (123)	Amazona barbadensis (12)	111
			Amazona vittata (33)	136
			Ara ararauna (14)	82
			Ara macao (64)	17
		Strigopidae (14)	Nestor meridionalis septentrionalis (14)	14
	Strigiformes (333)	Strigidae (297)	Athene cunicularia hypugaea (240)	74
			Strix aluco (57)	45
		Tytonidae (36)	Tyto alba pratincola (36)	33
Reptilia (1222)	Crocodylia (36)	Crocodylidae (36)	Crocodylus mindorensis (36)	125
	Rhynchocephalia (118)	Sphenodontidae (118)	Sphenodon guntheri (118)	79
	Squamata (530)	Anguillidae (103)	Anguis fragilis (103)	96
		Iguanidae (62)	Cyclura cornuta stejnegeri (62)	92
		Lacertidae (365)	Psammodromus algirus (365)	110
	Testudines (533)	Cheloniidae (5)	Chelonia mydas (5)	90
		Emydidae (123)	Terrapene c. carolina (123)	26, 36, 53
		Testudinidae (394)	Geochelone yniphora (5)	88
			Gopherus agassizii (28)	39
			Mauremys leprosa (234)	15
			Stigmochelys pardalis (18)	137
			Testudo kleinmanni (109)	6
			*monilajinen ryhmä (16)	107

Artikkelit: 1) Aguilar-Cucurachi ym. 2010, 2) Anderson 1994, 3) Armstrong 1995, 4) Armstrong 1995, 5) Armstrong ym. 1999, 6) Attum ym. 2010^a, 7) Ausband & Foresman 2007, 8) Balestrieri ym. 2006, 9) Bar-David ym. 2004, 10) Baxter ym. 2008, 11) Beck ym. 1991, 12) Bendel & Therres 1994, 13) Beringer ym. 2004, 14) Berry 1998, 15) Bertolero & Oro 2009, 16) Biggins ym. 1999, 17) Brightsmith ym. 2005, 18) Britt ym. 2004^b, 19) Brown ym. 2006, 20) Brown ym. 2004, 21) Cheyne ym. 2008, 22) Chiarello ym. 2004, 23) Cocks & Bullo 2008, 24) Cole ym. 2009, 25) Comly-Gericke & Vaughan 1997, 26) Cook 2004, 27) Coombes ym., 28) Cristinacce ym. 2009, 29) Dawson ym. 2009, 30) Devineau ym. 2010, 31) Dunham 1997, 32) Dzialak & Lacki 2007, 33) Ehresman ym., 34) Ellis ym. 2000, 35) Engelhardt ym. 2000, 36) Farnsworth ym. 2009, 37) Faulhaber ym. 2006, 38) Fellers ym. 2007, 39) Field ym. 2007, 40) Fredriksson 2005, 41) Fritts ym. 1997, 42) Goossens ym. 2005, 43) Green ym. 2005, 44) Grey-Ross ym. 2009, 45) Griffiths ym. 2010, 46) Hagan & Costa 2001, 47) Hamilton ym. 2010, 48) Haque & Smith 1995, 49) Hardman & Moro 2005, 50) Hayward ym. 2006, 51) Hellstedt & Kallio 2005, 52) Herr ym. 2008, 53) Hester ym. 2008, 54) Hunter 1998, 55) Hunter 1998, 56) Imlay ym. 2010, 57) Kelly ym. 2008, 58) Kelly ym. 2010, 59) Kenward & Hodder 1998, 60) King ym. 2006, 61) Koelwijn ym. 2010, 62) Koontz ym. 1994, 63) Kreger ym. 2006, 64) Kuehler ym. 1996, 65) Langford & Burbidge 2001, 66) Lockwood ym. 2005, 67) Long ym. 2005, 68) Lunney ym. 2004, 69) Maran ym. 2009, 70) Martell, Redig, Nibe & Buhl, 71) Maxwell & Jamieson 1997, 72) McKinstry & Anderson 2002, 73) Misiorska & Wasilewski 2008, 74) Mitchell ym. 2011, 75) Molony ym. 2006, 76) Moro 2003, 77) Morris ym. 1992, 78) Murn & Hunt 2008, 79) Nelson ym. 2002, 80) Nicholson ym. 2007, 81) Norris ym. 2011, 82) O'Connor 2005, 83) Oehler ym. 2001, 84) Osborne 2008, 85) Ostermann ym. 2008, 86) Patton ym. 2010, 87) Pearson ym. 2007, 88) Pedrono ym. 2000, 89) Peignot ym. 2008, 90) Pelletier ym. 2003, 91) Perez ym. 2002, 92) Pérez-Buitrago ym. 2008, 93) Peters ym. 2009, 94) Pierre 1999, 95) Pinter-Wollman 2009, 96) Platenberg & Griffiths 1999, 97) Poole & Lawton 2009, 98) Pope & Crawford 2004, 99) Preatoni ym. 2005, 100) Rantanen ym. 2010, 101) Richard-Hansen ym. 2000, 102) Richards & Short 2003, 103) Rodriguez ym. 1995, 104) Rosatte ym. 2007, 105) Rouco ym. 2009, 106) Ruffell & Parsons 2009, 107) Saba & Spotila 2003, 108) Sale & Singh 1987, 109) Saltz & Rubenstein 1995 JA. Saltz ym. 2000, 110) Santos ym. 2009, 111) Sanz & Grajal 1997, 112) Serveen ym. 1995, 113) Shier & Owings 2006, 114) Short & Turner 2000, 115) Sjöäsen 1996, 116) Skjelseth ym. 2007, 117) Spelman 1998, 118) Spinola ym. 2008, 119) Streicher & Nadler 2003, 120) Taylor 2003, 121) Taylor & Jamieson 2007, 122) Tomlinson 1977, 123) Tweed ym. 2006, 124) Valutis & Marzluff 1999, 125) van de Ven ym. 2009, 126) van Heezik ym. 1999, 127) Van Zant & Wooten 2003, 128) Vandel ym. 2006, 129) Wanless ym. 2002, 130) Warwick ym. 2006, 131) Watland ym. 2007, 132) Wauters ym. 1997, 133) Weinberger ym. 2009, 134) Weinberger ym. 2009, 135) Wells ym. 1998, 136) White ym. 2005, 137) Wimberger ym. 2009^a, 138) Wimberger ym. 2009^b, 139) Woods ym. 2010, 140) Yott ym. 2010, 141) Zidon ym. 2009.