

# Ylläpitävätkö kunnostetut ja rakennetut kosteikot vesilintukantoja?

Ismo Laakso



Pro-gradu tutkielma

Ekologian yksikkö

Oulun yliopisto

Kesäkuu 2022

## Tiivistelmä

Monet Pohjois-Eurooppalaiset vesilintupopulaatiot ovat taantuneet ja kärsivät pesimäkosteikkojen laadun heikkenemisestä. Pesimäympäristöjä heikentävät vesistöjen rehevöityminen, umpeenkasvu ja vieraspedot. Vesilintukantojen hoidossa vaaditaan nopeita ja mittavia toimenpiteitä epäsuotuisten kantojen kehityksen kääntämiseksi. Erityisesti tälle olisi tarvetta Suomessa, joka on yksi keskisimmistä sorsien pesimäalueista Euroopassa. Kosteikkojen kunnostus ja ihmisen rakentamat kosteikot ovat suojelu- ja hoitokeinoja, joilla mahdollisesti voidaan helpottaa vesilintujen ahdinkoa. Monet rakennetut kosteikot eivät kuitenkaan ole sorsien elinympäristöinä luonnollisten kaltaisia. Mutta on myös osoituksia, että joissakin rakennetuissa kosteikoissa voi vesilintuja esiintyä luonnollisia kosteikkoja paremmin. Tässä tutkimuksessa selvitettiin vesilintulaskentojen perusteella, kuinka hyvin eri puolille Suomen sisämaata rakennetut ja kunnostetut kosteikot ylläpitivät vesilintukantoja niiden pesintäkaudella. Tutkimuksessa myös selvitettiin kosteikkojen ominaispiirteiden merkitystä vesilintujen esiintyvyyteen. Näiden lisäksi tarkasteltiin kosteikkojen toimenpiteiden taloudellista kannattavuutta riistanhoitokeinoina. Tulokset osoittivat, että rakennetut ja kunnostetut kosteikot ylläpitivät vesilintukantoja erittäin hyvin. Toimenpiteet lisäsivät kosteikkojen monimuotoisuutta, minkä seurauksena vesilintuyhteisöjen diversiteetit ja vesilintujen määrät kasvoivat. Kosteikkojen ominaisuuksista sen monimuotoisuudella, pinta-alalla ja sijainnilla oli erityisesti merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin. Erityisesti kosteikon toimenpiteet sekä pinta-ala kasvattivat pesintäkauden alun lajimääriä. Toimenpiteet lisäsivät myös pesintäkauden alun parimääriä. Poikueyhteisöihin ainoastaan kosteikon monimuotoisuudella oli merkityksensä. Tämä osoittaa kosteikon monimuotoisuuden keskeistä merkitystä poikasille. Monimuotoisuus lisää vaihtelevia ruokailuympäristöjä ja suojaa, jotka ovat poikasille tärkeitä. Kosteikon rakentamistavalla oli hieman merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin, mutta mikään rantamistapa noussut kovin selkeästi esille. Poikueyhteisöihin sillä ei ollut merkitystä. Tutkimuksen perusteella kosteikkoja kannattaisi riistanhoidollisesti kunnostaa ja rakentaa. Ne ylläpitivät vesilintukantoja erinomaisesti ja kustannukset olivat kohtuulliset. Suurin osa kosteikoista toteutettiin patoamalla, joka on edullisin toteutustapa. Kosteikkojen rakennuksessa ja kunnostuksessa tulisi yhteensovittaa monia seikkoja. Huomioimista vaativat eri lajien väliset interaktiot, maisematekijät, paikalliset kosteikkoverkostot ja niiden kytkeytyneisyys. Erityisesti huomio tulisi kohdistaa vieraspetoihin, jotta ei menetettäisi vesilintukantojen hoitoon kohdennettuja panostuksia.

# Sisällysluettelo

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1. TUTKIMUKSEN TAUSTA</b> .....	<b>3</b>
<b>1.2. KOSTEIKOT</b> .....	<b>3</b>
<b>1.2.1. Yleistä kosteikoista</b> .....	<b>3</b>
<b>1.2.2. Kosteikkoihin liittyvät uhat</b> .....	<b>5</b>
1.2.2.1. Kosteikoiden rehevöityminen ja umpeenkasvu.....	6
1.2.2.2. Ilmaston muutos .....	7
<b>1.2.3. Kosteikko ympäristöjen ja niiden lajiston tila Suomessa</b> .....	<b>8</b>
<b>1.3. VESILINNUT, NIIDEN EKOLOGIA JA HYÖDYNTÄMINEN</b> .....	<b>10</b>
<b>1.3.1. Vesilintujen ekologia</b> .....	<b>10</b>
<b>1.3.2. Vesilintujen esiintyvyys pesintäkaudella ja niihin vaikuttavia tekijöitä Suomessa</b> .....	<b>11</b>
<b>1.3.3. Sorsalintujen ravinnonkäyttö</b> .....	<b>12</b>
<b>1.3.4. Pesimäympäristön valintaan vaikuttavia tekijöitä</b> .....	<b>15</b>
<b>1.3.6. Vesilintukantojen käyttö ja hoito Euroopassa</b> .....	<b>16</b>
1.3.6.1. Vesilinnut riistalajeina .....	16
1.3.6.2. Vesilintujen metsästys Suomessa.....	19
1.3.6.3. Vesilintupopulaatioiden suojelu ja hoito.....	22
1.3.6.4. Vesilintujen seuranta .....	23
1.3.6.5. Vesilintupopulaatioita uhkaavat tekijät Suomessa ja Euroopassa .....	24
1.3.6.6. Eri maisematekijöiden vaikutus sorsalintujen pesäsaalistukseen .....	27
1.3.6.7. Vierasperdot ja niiden huomioiminen vesilintukantojen hoidossa .....	30
1.3.6.8. Poikastuottoon vaikuttavia tekijöitä .....	33
<b>1.4. KOSTEIKKOJEN RAKENTAMINEN JA KUNNOSTUS VESILINTUJEN ELINYMPÄRISTÖIKSI</b> .....	<b>35</b>
<b>1.4.1. Rakennetut ja kunnostetut kosteikot</b> .....	<b>35</b>
<b>1.4.2. Kosteikkolajien välisten interaktioiden huomioiminen rakennettaessa ja kunnostettaessa kosteikkoja</b> .....	<b>39</b>
1.4.2.1. Lokkiyhdykunnat .....	39
1.4.2.2. Piisamin laidunnusvaikutukset.....	40
1.4.2.3. Kalasto .....	41
1.4.2.4. Kasvillisuus.....	42
<b>1.4.3. Kosteikon rakenne</b> .....	<b>45</b>
<b>1.4.4. Kosteikkojen hoito- ja kunnostus</b> .....	<b>47</b>
1.4.4.1. Ravintoverkon kunnostus.....	47
1.4.4.2. Laidunnus .....	48
1.4.4.3. Kasvillisuudenpoisto.....	49
1.4.4.4. Kaivaminen ja ruoppaus .....	50
1.4.4.5. Patoaminen.....	50
<b>1.5. TUTKIMUKSEN TARKOITUS JA KESKEISIMMÄT KYSYMYKSET SEKÄ ODOTETUT VASTAUKSET</b> .....	<b>52</b>
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT</b> .....	<b>55</b>
<b>2.1. TUTKIMUSKOSTEIKOT</b> .....	<b>55</b>
<b>2.2. VESILINTULASKENNAT</b> .....	<b>59</b>
<b>2.3. AINEISTON MUOKKAUS ANALYYSIÄ VARTEN</b> .....	<b>60</b>
<b>2.4. TILASTOLLISET ANALYYSIT</b> .....	<b>60</b>
<b>3. TULOKSET</b> .....	<b>62</b>

<b>3.1. VESILINTUYHTEISÖT PESINTÄKAUDEN ALUSSA.....</b>	<b>62</b>
<b>3.2. VESILINTUJEN PARI- JA LAJIMÄÄRÄT PESINTÄKAUDEN ALUSSA.....</b>	<b>71</b>
<b>3.3. VESILINTUPOIKUEIDEN LAJIYHTEISÖT .....</b>	<b>75</b>
<b>4. POHDINTA .....</b>	<b>81</b>
<b>4.1. KOSTEIKKOJEN KUNNOSTAMISEN JA RAKENTAMISEN VAIKUTUS VESILINTUIHIN .....</b>	<b>81</b>
<b>4.2. KOSTEIKKOJEN KUNNOSTAMISEN JA RAKENTAMISEN VAIKUTUS VESILINTUYHTEISÖIHIN .....</b>	<b>81</b>
<b>4.3 KOSTEIKKOJEN KUNNOSTAMISEN JA RAKENTAMISEN VAIKUTUS VESILINTUJEN LAJI- JA PARIMÄÄRIIN .....</b>	<b>85</b>
<b>4.4. KOSTEIKKOJEN KUNNOSTAMISEN JA RAKENTAMISEN VAIKUTUS VESILINTUJEN POIKUEYHTEISÖIHIN.....</b>	<b>87</b>
<b>4.5. TUTKIMUKSEN AIKANA ESILLE TULLEITA EPÄKOHTIA JA JATKOTUTKIMUKSIEN TARPEET .....</b>	<b>91</b>
<b>4.6. VERTAILU AIKAISEMPIIN TUTKIMUKSIIN .....</b>	<b>93</b>
<b>4.7 KUNNOSTETTUIHIN JA RAKENNETTUIHIN KOSTEIKKOIHIN LIITTYVIÄ RIISTANHOIDOLLISIA NÄKÖKULMIA .....</b>	<b>95</b>
<b>5. JOHTOPÄÄTÖKSET .....</b>	<b>98</b>
<b>6. KIITOKSET .....</b>	<b>101</b>
<b>7. KIRJALLISUUS:.....</b>	<b>102</b>

# 1. Johdanto

Ihmiset ovat hyötynneet luonnon monimuotoisuudesta monin tavoin. Runsaat ja monimuotoiset luonnonvarat mahdollistavat meidän olemassaolomme ja hyvinvoinnin. Huolimatta siitä kuinka riippuvaisia luonnosta olemme, tuhoamme luontoamme ja sen monimuotoisuutta yhä kiihtyvämällä tahdilla. Elinympäristöissä tapahtuneet muutokset, etenkin niiden väheneminen ja pirstoutuminen ovat keskeisimpiä syitä luonnon monimuotoisuuden vähenemiseen (esim. Pullin 2002). Näitä haitallisia muutoksia pyritään estämään luontoa suojelemalla. Suojelubiologian keskeisenä tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen, jota ihmisen sekä muiden tekijöiden vaikutukset heikentävät ja määrittää peruseriaatteet suojelulle (Soulé 1985).

Ihmisen toiminnot ja luonnonvarojen liikakäyttö ovat huonontaneet luonnon ekologisia toimintoja. Tämän seurauksena on kehittynyt ekologian tieteenala, soveltava ekologia. Alun alkaen suojeleminen, hoito, kontrollointi, luonnonvarojen käyttö ja näiden kehittäminen ovat olleet luontoon liittyviä toimia, joihin soveltavaa ekologiaa on voitu hyödyntää (Bunting & Wynne-Edwards 1964). Nykyään yhä enemmän painopiste on ekologisessa kunnostuksessa, johon liitettäviä toimia ovat luonnon ekologisten tuhojen helpottaminen, kehityksen osittainen kääntäminen kohti parempaa tilaa, kunnostus ja hoito (Bradshaw 2002). Määritelmänä kunnostus pitää sisällensä, tavoitteet ja toimet, joilla pyritään palauttamaan ekosysteemi alkuperäiseen luonnolliseen tilaan, joka oli ennen häiriötä (Bradshaw 1996).

Ihmisen vaikutukset ilmenevät kosteikkoekosysteemeissä ympäri maailmaa, jonka seurauksena noin puolet maailman kosteikoista ovat kadonneet. Olemassa olevien kosteikkojen tilaa pääosin heikentävät rehevöityminen ja vieraslajit (Fraser & Keddy 2005). Nämä uhkaavat kosteikkoelinympäristöjen erittäin runsasta ja monimuotoista lajijoukkoa. Kosteikot ovat yksi maapallon tuottavimmista ekosysteemeistä (Keddy 2010).

Ihmiset yleisesti arvottavat ekosysteemit niistä saadun hyödyn perusteella. Ne sisältävät monta ihmiskunnalla arvokasta toimintoa ja resurssia. Näitä ekosysteemeistä ihmisen saamia hyötyjä yleisesti kutsutaan ekosysteemipalveluiksi (esim. Green & Elmberg 2014). Kosteikot tuottavat 40 % maailman uusiutuvista ekosysteemipalveluista. Erityisen huomionarvoista on näiden palveluiden tuottamisen tehokkuus, sillä kosteikot kattavat suhteellisen pienen pinta-alan maapallolla (Zedler & Kercher 2005). Kosteikot epäilemättä ovat erittäin tärkeitä elinympäristöjä ja ihmiset hyötyvät niistä moni tavoin. Onkin ilmeisen tärkeätä saada säilytettyä nämä merkittävät elinympäristöt. Suojelu- ja hoitotoimina kosteikkojen kunnostuksella ja rakentamisella voidaan estää kosteikkojen ja niiden monimuotoisuuden katoamista (esim. Ma ym. 2010).

Kosteikkoympäristöille tyypillisten vesilintujen (esim. Elmberg ym. 2006), huolestuttava väheneminen Euroopassa (Pöysä ym. 2013; Nagy ym. 2015; Virkkala 2016; Lehtinen ym. 2016, Lehtinen ym. 2019), lisää entisestään tarvetta suojelle ja hoitaa kosteikko ympäristöjä. Suomessa monelle vesilinnulle elintärkeitä reheviä vesistöjä on heikentänyt niiden lisääntynyt rehevöityminen (Pöysä ym. 2013; Lehtinen ym. 2016; Pöysä & Linkola 2021). Kosteikkoympäristöjen laatua vesilintujen kannalta heikentävät myös vieraspedot (Väänänen ym. 2007; Krüger ym. 2018; Nummi ym. 2019; Holopainen ym. 2020, 2021). Uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelma huomioi vesilinnut ja niiden elinympäristöt. Ohjelmassa erityinen huomio kohdistuu lintuvesien kunnostusten tehostamiseen. Keskeisimpinä toimenpiteinä on uusien kosteikkojen rakentaminen ja niiden hoitotoimenpiteet (Ympäristöministeriö 2017). Rakennetut kosteikot eivät täysin korvaa luonnollisia kosteikkoympäristöjä, eivätkä ylläpidä yhtä hyvin vesilintuyhteisöjä (Tourenq ym. 2001; Ma ym. 2004; Desrochers ym. 2008; Sebastián-González & Green 2016).

Kosteikkoja kunnostamalla ja uusia rakentamalla, jos voidaan parantaa vesilintujen elinympäristöjen tilaa, Suomessa tälle on epäilemättä tarvetta. Suomessa vesilintujen metsästys on suosittu metsästysmuoto ja se on yksi keskeisimmistä vesilintujen metsästys maista Euroopassa (Mooij 2005; Suomen virallinen tilasto 2022). Suomi on myös tärkeimpiä vesilintujen poikastuotto alueita Euroopassa (esim. Saurola ym. 2013). Vesilintujen metsästyksen painopiste tulisikin kohdistua juuri nuoriin lintuihin (Hilborn ym. 1995; Sutherland 2001; Cooch ym. 2014). Metsästyksen ja riistanhoidon näkökulmasta olisikin järkevää pyrkiä kasvattamaan vesilintujen lisääntymismenestystä (Nichols ym. 1995). Elinolosuhteiden parantaminen kuten kosteikkojen rakentaminen on yksi keino parantaa poikastuottoa paikallisella tasolla (Kačergyte ym. 2021). Jos paikallistason vesilintujen elinympäristöjen kunnostuksella, hoidolla ja uusien rakentamisella voidaan päästä hyvään kustannustehokkuuteen, antavat nämä mahdollisia suuntaviivoja näiden laajamittaisimmille toteutuksille. Järkevästi toteutetulla metsästyksellä ja laajamittaisella vesilintujen elinympäristöjen hoidolla voidaan päästä hieman lähemmäksi sopeutuvan luonnonvarojen käytön ja hoidon periaatteen toteutumista Suomessa. Tätä on yhä enemmän ehdotettu toteutettavan Euroopan vesilintukantojen hoidossa (ks. Pöysä 2005; Elmberg ym. 2006; Holopainen ym. 2018b).

## **1.1. Tutkimuksen tausta**

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää vesilintulaskentojen perusteella kuinka hyvin eri puolelle Suomea rakennetut tai kunnostetut kosteikot ylläpitävät vesilintukantoja. Erityisen tärkeää on selvittää, kuinka hyvin ne soveltuvat vesilintujen pesimä- ja poikueympäristöiksi, sekä millainen merkitys kosteikon ominaispiirteillä on sen vesilintuyhteisöihin. Lisäksi tarkastelen tutkimuskosteikkojen taloudellista kannattavuutta riistanhoitokeinona. Tutkimushypoteesina oli, että kosteikkojen kunnostus- ja rakentamistoimenpiteillä parannetaan vesilintujen elinympäristöjä. Elinympäristöjen monimuotoisuuden eli laadun parantuessa kasvavat pesintäkauden alun vesilintujen määrät ja vesilintuyhteisöjen diversiteetti. Myös poikueyhteisöjen diversiteetti kasvaa. Monimuotoiset vesilintujen elinympäristöt, houkuttelevat vesilintuja, lisäävät vesilintujen säilyvyyttä ja parantavat ravintotilannetta. Kosteikon ominaisuuksilla oletin olevan merkitystä vesilintujen esiintyvyyteen kosteikoilla. Oletin kosteikon sijainnilla olevan merkitystä niiden pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin ja poikueyhteisöihin. Lajit luonnehtivat levinneisyytensä painopisteen mukaan sijainniltaan eri kosteikkopaikkoja. Kosteikon koolla oletin olevan merkitystä vesilintujen pesintäkauden alun lajityhteisöihin ja poikueyhteisöihin. Koon kasvaessa vesilintuyhteisöjä luonnehtivat elinympäristön käytöltään vaateliaat lajit tai jotka muutoin vaativat hieman isompia kosteikkoelinympäristöjä. Vaateliaat lajit suosivat hyvälaatuisia kosteikkoelinympäristöjä, joten oletin kosteikon laadun luonnehtivan pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjä ja poikueyhteisöjä eri kosteikoilla. Näiden lisäksi oletin rakentamistavan vaikuttavan vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa ja poikueaikana. Rakentamistapa vaikuttaa kosteikon rakenteeseen ja siten myös siihen millainen ja kuinka monimuotoinen kosteikkoympäristö vesilinnuille muodostuu. Jos kosteikot ylläpitävät hyvin vesilintuyhteisöjä ja toimenpiteiden taloudelliset panostukset olevan kohtalaiset, oletin kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen olevan kannattavaa riistanhoidollisesti.

## **1.2. Kosteikot**

### **1.2.1. Yleistä kosteikoista**

Historiassa kosteikoilla on ollut suuri merkitys ihmisille. Sen saatossa kosteikot ovat turvanneet ihmisten ravinnon saannin. Niiden merkitys ilmenee muinaisten ihmisasutusten keskittymisinä erityyppisten kosteikkojen läheisyyteen. Nykypäivän ihmisetkin hyötyvät eri kosteikkotyypeistä ja niistä saatavasta ravinnosta, kuten esimerkiksi kaloista (Keddy 2010). Kosteikkotyypeissä esiintyy suurta vaihtelua, ja tämän monimuotoisuuden takia onkin olemassa useita kosteikkojen määritelmiä.

Lisäksi monella suuremmalla ja monimuotoisella kosteikolla voi esiintyä monta eri kosteikkotyyppiä. Monella valtiolla onkin omat kosteikkojen luokitteluperusteensa (Keddy 2010).

Ramsarin sopimuksen määritelmän (Ramsar Convention Secretariat 2016) mukaan, kosteikoiksi lukeutuvat kaikki vesi- ja suoalueet, joissa vesi on pysyvää tai ainakin osan aikaa veden täyttämää, seisovaa tai virtavettä, makeaa-, murto- tai suolaista vettä. Kosteikoihin luetaan kuuluvaksi myös ihmisten tekemät kosteikot. Merialueilla kosteikoiksi lukeutuvat alueet, joissa laskuveden aikaan veden syvyys on enintään 6 metriä. Alkujaan sopimuksen tarkoituksena oli suojella vesilinnuille tärkeitä kosteikkoelinympäristöjä ja niiden verkostoja lintujen muuttoreiteillä. Nykyisin sopimuksen pyrkimykset ovat laajentuneet ja siihen sisältyy kosteikkojen suojelun ja kestävän käytön edistäminen. Päämääränä on estää kosteikkojen katoamista ja tuoda esiin kosteikkojen laaja-alainen merkitys ihmiskunnalle (Ramsar Convention Secretariat 2016). Kosteikkojen tyypittely kertoo hieman kosteikkojen ominaispiirteistä, vaikka se olisikin suuripiirteistä. Keddyn (2010) mukaan yksinkertaisimmillaan kosteikot voidaan jaotella kuuteen eri päätyyppiin. Ne jakautuvat puustoisiin soihin, alaviin rantoihin, rämeisiin, lettoihin, rantaniittyihin ja matalan veden alueisiin (Keddy 2010).

Suomessa tyypillisesti monet mieltävät kosteikoksi matalan ja rehevän lintuveden. Sen perusteella kosteikkoa luonnehtisi mosaiikkimainen maisema, joka muodostuu vaihtelevasta kasvillisuudesta ja avoimista matalan veden laikuista. Yleisesti Suomessa kosteikoiksi katsotaan lintuvesien lisäksi lukeutuvan monet muut matalat järvet, lammet, tulvaniityt ja -metsät, suot ja suometsät, virtavedet sekä lähteet. Suomesta löytyy paljon kosteita elinympäristöjä, johon ilmastollisilla tekijöillä on suuri merkitys (Juvonen & Kurikka 2016).

Kosteikot ovat luonteeltaan kuin vesi- ja maaympäristöjen välimuotoja. Ne esiintyvät molemmin puolin näiden vaihteluvälyhykettä. Ominaispiirteiltään kosteikot muistuttavat rantaekosysteemejä (esim. Keddy 2010). Eri kosteikkotyyppien esiintymiseen ja muodostumiseen vaikuttavat ilmasto, hydrologia, maaperän rakenne sekä muoto. Lisäksi merten rannikoilla vuorovedellä on oma merkityksensä (Čížková 2013). Kosteikot ovat alueita, jotka ainakin osan aikaa vuodesta ovat veden valtaamia alueita (esim. Juvonen & Kurikka 2016). Yleisesti kosteikkojen esiintyvyyteen veden tulvimisella on keskeinen rooli. Erityisesti tulvan voimakkuudella, kestolla ja toistuvuudella on vaikutusta kosteikon ominaisuuksiin. Tulvimisella on erityinen merkitys kosteikkojen eliölajien monimuotoisuuteen ja runsauden ylläpitäjänä. Veden tulviminen luo maaperään hapettomia olosuhteita, jota luonnehtii sille tyypillinen eliöstö, erityisesti veden tulvimiseen sopeutunut kasvilajisto (Keddy 2010). Kosteikon kasvilajeille on tyypillistä, että osan aikaa vuodesta ne kasvavat veden alla ja osan aikaa kuivalla maalla kostealla maaperällä



(Pullin 2002). Veden suolaisuusaste määrittelee kuinka paljon rannikoiden kosteikot eroavat kasvi- ja eläinlajistoltaan sisämaan kosteikoista (Keddy 2010).

Monet tekijät vaikuttavat eri eliölajien esiintymiseen kosteikoilla. Kilpailu on tunnetusti eliöyhteisöjä voimakkaasti muuttava voima (McArthur 1972; Schoener 1974; Newton 1998; Krebs 2009). Kosteikkoyhteisössä kilpailunvaikutuksesta lajisto muuttuu ja yksipuolistuu. Erityisesti kosteikon kasviyhteisöt kehittyvät kohti muutaman lajin dominanssia. Kasvillisuus määrittelee paljon millaiset eliölajit kosteikoilla viihtyvät. Kasvillisuuden jakautuminen eri vyöhykkeisiin on kosteikoille ominaista. Monen eläinlajin levittyneisyydet kosteikoilla seuraavat tarkasti näitä vyöhykeisyyden rajoja. Kosteikoilla tavattavista lukuisista lajeista vesilinnut ovat niistä tyypillisimpiä kosteikkoympäristöjen lajeja (esim. Lévêque ym. 2005).

Huolimatta kosteikkojen tärkeästä merkityksestä monipuolisen lajiston ylläpitäjänä sekä hyödyllisyydestä ihmisille, on kosteikkoja kadonnut ihmisen vaikutuksesta yhä kiihtyvämällä tahdilla (Fraser & Keddy 2005; Zedler & Kercher 2005; Russi ym. 2013). Arvion mukaan jäljellä olevista kosteikoista 70 % tila on merkittävästi heikentynyt (Kingsford ym. 2016). Tämä voimistaa kosteikkojen suojelun tarvetta. Suojelulla yleisesti tarkoitetaan, että kosteikon sen hetkinen tila halutaan säilyttää, ilman mitään päämääriä miten sitä tulisi hoitaa. Hoidon ja suojelun kannalta olisikin syytä selvittää tarkemmin millainen kunkin kosteikon alkuperäinen luonnollinen tila on ollut ja pyrkiä kunnostustoimilla palauttamaan se siihen tilaan (Keddy 2010).

Lajien elinympäristöjen katoaminen lisää tarvetta myös lajien suojelulle. Uhanalaisten lajien suojelussa, kuten lajien suojelussa yleensä on lajien turvaamisen kannalta suojelualueilla ja niihin keskittyvillä hoitotoimenpiteillä keskeinen merkitys. Suomessa uhanalaisten lajien toimintaohjelma pyrkii edistämään eri elinympäristöjen lajiston suotuisaa tilaa. Ohjelma lukeutuu osaksi Suomen luonnon monimuotoisuuden ja kestäväen käytön strategiaa, sillä pyritään pitkällä aikavälillä ehkäisemään lajien häviämistä ja niiden uhanalaisuuden kehittymistä huonompaan suuntaan sekä parantamalla lajien suojelutasoa (Ympäristöministeriö 2017).

### **1.2.2. Kosteikkoihin liittyvät uhat**

Kosteikkoympäristöissä tapahtuneet muutokset ovat johtaneet siihen, että kosteikot ovatkin yksi maailman uhanalaisimmista luontotyypeistä (Russi ym. 2013). Kosteikkojen jatkuva katoaminen ja maankäytön tehostuminen uhkaavat olemassa olevia kosteikkoja monin tavoin. Saariteorian mukaan elinympäristön pirstoutumisella on vaikutuksensa lajiversiteettiin (MacArthur & Wilson 1967). Ihmisen toiminnot vähentävät sekä pirstovat elinympäristöjä ja on olemassa havaintoja, että tämä

vähentää eliölajien monimuotoisuutta (esim. Fahrig 2003). Arvioiden mukaan kosteikkojen monimuotoisuuden heikkeneminen on ollut paljon nopeampaa kuin maaelinympäristöjen (Dudgeon ym. 2006). Kosteikkojen vähenemistä toki tapahtuu luonnostaan. Niille on tyypillistä muuttua ja vähentyä itsestään. Ihmisen toiminnot ovat kuitenkin kiihdyttäneet tätä vähenemistä vesistöjen rehevöitymisen ja umpeenkasvun seurauksena (esim. Juvonen & Kurikka 2016). Nykyisten olemassa olevien kosteikkojen tilaa pääasiassa heikentävät rehevöitymisen lisäksi vieraslajit (Fraser & Keddy 2005).

Vieraslajit heikentävät paikallisten luontaisten lajien elinoloja, elinympäristön monimuotoisuutta ja sen toimintoja. Kosteikoihin tyypillisesti kerääntyy eri ainesosia sekä partikkeleita ympäröiviltä alueilta. Siten kosteikot ovat erittäin alttiita eri kasvilajien levittäytymiselle ja lajiston muuttumiselle. Jos tulokas lajista tulee valtalaji tai muutama kasvilaji on vallitseva, alkuperäisten lajien monimuotoisuus köyhtyy ja heikentää kosteikon toimintoja. Kasvillisuuden heikentyessä luontaisten eläinlajien elinot heikentyvät ja niiden lajimäärät vähenevät, mahdollistaen näin vieraseläinlajien levittäytymisen (Zedler & Kercher 2004). Säilyttämällä elinympäristöt mahdollisimman monimuotoisina voidaan vieraslajien tehokasta levittäytymistä ehkäistä (esim. Elton 1958; Tilman 1997).

#### *1.2.2.1. Kosteikoiden rehevöityminen ja umpeenkasvu*

Ravinteisuuden mukaan boreaalisten alueiden järvet voidaan jakaa karuihin eli oligotrofisiin sekä runsasravinteisiin eli eutrofisiin järviin. Suuri osa maailman järvistä sijaitsee maapallon pohjoisilla alueilla, joihin kuuluu arktinen ja boreaalinen ilmastovyöhyke sekä pohjoisimmat lauhkean ilmastovyöhykkeen osat (Wetzel 2001). Vesistöjen rehevöityessä niiden perustuotanto kasvaa, kasvillisuus lisääntyy ja umpeenkasvu voimistuu. Rantaniityt umpeutuvat ja ruovikko valtaa alaa yhdessä pensaikon kanssa. Veden sameus lisääntyy kasviplanktonien lisääntyessä (Ekholm & Mitikka 2006). Umppeenkasvu on erityisen nopeaa, jos veden korkeuden vaihtelu on pientä. Avointen alueiden umpeutumista voimistaa, jos rantoja on aiemmin nitetty tai laidunnettu (Kontula & Raunio 2018). Rehevöityminen yksipuolistavat kosteikkojen kasvilajistoa ja uhkaavat niistä riippuvaisten harvinaisten eliölajien olemassaoloa. Reuna-alueet rehevöityvät kosteikon keskialueita herkemmin (Keddy 2010).

Kosteikoille on ominaisesti typen ja fosforin suhteellisen korkeat ravinnetasot, mikä ilmenee kasvillisuuden nopeana kasvuna. Niin kuin järvissäkin kosteikkojen ravinteisuutta ylläpitävät sen yläpuolisilta alueilta saapuvat valumat (esim. Keddy 2010). Maatalous on tehostunut teollisen

kehityksen myötä, joka on lisännyt ravinteiden kulkeutumista kosteikkoihin, johon niillä on tapana kertyä. Kehitys on voimistanut maaperän eroosiota ja mahdollistanut lannoitteiden käytön lisääntymisen (Keddy 2010). Lannoitteiden käytön tehostuessa, samaan aikaan on kiihtynyt kosteikkojen katoaminen. Vesistöjen rehevöitymisen vaikutukset ovat siten moninkertaiset (Hansson ym. 2005). Rehevät maatalousalueiden kosteikot ovat vesilinnuille tärkeitä elinympäristöjä ja monia niistä onkin pyritty suojelemaan (esim. Ma ym. 2010; Moreno-Mateos ym. 2015). Erityisesti elinympäristöjen muutokset ilmenevät maatalousympäristöjen eliölajeissa. Euroopassa elinympäristöjen kadotessa sekä olemassa olevien heikentyessä, monen näistä ympäristöstä riippuvaisten lintulajien populaatiot ovat taantuneet 1960–1990-lukujen aikana (Chamberlain ym. 2000). Kosteikoilla voidaan pyrkiä estämään vesistöjen rehevöitymistä ja siten elinympäristöjen huononemista. Ne hidastavat tehokkaasti valumavesien mukana kulkeutuvien ravinteiden pääsyä vesistöihin. Rakennetut kosteikot soveltuvat erinomaisesti ravinteiden pidätykseen. Ne ovat toiminnaltaan lähes luonnollisten kosteikkojen kaltaisia. (Mitch ym. 1995).

#### *1.2.2.2. Ilmastonmuutos*

Ilmastonmuutoksella voi tulevaisuudessa olla kosteikkojen ja niiden eliöstöjen tilaan merkittäviä vaikutuksia (esim. Guillemain ym. 2013). Ilmastonmuutos voi kiihdyttää sisämaan vesistöjen rehevöitymistä ja huonontaa niiden eliöiden elinolosuhteita. Eliölle elintärkeiden ulkoisten resurssien, kuten ravinnon sekä suojapaikkojen esiintyvyys voi huonontua, lämpötiloissa voi esiintyä entistä suurempaa vaihtelua, levien määrät lisääntyvät ja etenkin haitallisten sinilevien osuudet kasvavat. Lisäksi erilaiset tautien esiintyvyys voi kasvaa (Moss ym. 2011). Sateiden lisääntyessä ja talvien lauhtuessa pelloilta saapuvat valumat tulevat lisääntymään, jotka lisäävät alapuolisten vesistöjen rehevöitymistä (Puustinen ym. 2007a).

Tulevaisuudessa meriveden nousu uhkaa hävittää monia rannikon kosteikkoja. Meriveden on arvioitu nousevan tämän vuosisadan aikana noin 0,9–1,3 metriä. Veden nousu uhkaa rannikoiden kosteikoista riippuvia eri eliölajeja (Grinsted ym. 2010). Tämä muuttaisi lintulajien levinneisyyttä ja määriä huomattavasti sellaisilla lajeilla, jotka ovat erityisen riippuvaisia tietyistä vedenkorkeudesta (Holm & Clausen 2006). Vedenpinnan noususta johtuva kosteikkojen katoaminen tai niiden tilan huonontuminen luo tarvetta uusille kosteikoille. Tulevaisuudessa vedenkorkeuden vaihtelut tulevat lisääntymään myös sisämaassa. Se lisää entisestään kosteikkojen merkitystä tulvien vaikutusten tasaajana. Keski- ja Länsi-Euroopassa on arvioitu esiintyvän äärimmäisiä rankkasateita, jotka tuovat omat ongelmansa tulvien hallintaan. Ilmastonmuutoksesta voi olla myös päinvastaisia vaikutuksia.

Lisääntynyt kuivuus kuivattaa kosteikkoja, jota on arvioitu tapahtuvan etenkin Etelä-Euroopassa (Čížková ym. 2013)

### **1.2.3. Kosteikko ympäristöjen ja niiden lajiston tila Suomessa**

Ilmastollisten tekijöiden myötävaikutuksesta erityyppisiä kosteita elinympäristöjä löytyy Suomesta runsaasti. Soita ja laajoja suoalueita esiintyykin lähes koko maan kattavasti. Olosuhteet kosteikkojen muodostumiselle ovat erittäin otolliset. Suomi onkin yksi keskeisimmistä kosteikkoalueista Euroopassa ja soisimmista valtioista maailman mittakaavassa. Suomessa kosteikkoja on hyödynnetty voimakkaasti monin tavoin. Soita on ojitettu kaksi kolmasosaa, järviä kuivatettu ja jokia padottu (Juvonen & Kurikka 2016). Järviä on kuivatettu maa- ja metsätalouden tarpeisiin. Tämä toiminta oli erityisen yleistä 1800-luvun puolivälin paikkeilla. Pääosin kuivatus kohdistui järviin, jotka olivat matalia sekä reheviä. Kaikkia järviä ei onnistuttu kuivamaan kokonaan, jolloin jäljelle jäi erittäin matalia järviä (Lintuvesityöryhmä 1981).

Matalat ja rehevät järvet esiintyvät yleensä maatalousympäristöissä, joissa maatalouden vaikutukset ilmenevät erityisen selkeästi. Suomessa luonnostaan rehevät ja matalat järvet ovat herkempiä ihmisen vaikutuksille, kuin syvemmät ja vähempi ravinteiset järvet (Tammelin & Kauppila 2018). Maatalouden vaikutukset vesistöihin on tiedostettu Suomessa jo kauan. Sen haitalliset vesistöjä merkittävästi rehevöittävät vaikutukset on tunnistettu 1980-luvun alusta lähtien (Kauppi 1985). Suomessa rehevöityminen ja umpeenkasvu huonontavat monen kosteikoilla esiintyvän luontotyypin tilaa ja lisäävät niiden uhanalaisuutta (Kontula & Raunio 2018; Hyvärinen ym. 2019). Vuoden 2018 Suomen luontotyyppien uhanalaisuusarvioiden mukaan sisävesien luontotyypeistä noin puolen tilan kehitys on ollut heikkenevä. Lisäksi arvioiden mukaan noin puolet suo- ja järvi-tyypeistä ovat uhanalaisia (Kontula & Raunio 2018).

Suomen järvien luontotyypeistä uhanaliseksi on arvioitu koko maassa noin 8 % ja 62 % silmälläpidettäväksi. Rehevöityminen on yleisin ongelma erittäin uhanalaisilla kosteikoilla. Sen lisäksi muita merkittäviä sisävesiä uhanalaistavia tekijöitä ovat vesistöjen likaantuminen, vesirakentaminen ja ojitus. Rehevöittävät tekijät ovat olleet maa- ja metsätalous, turvetuotanto, kalankasvatus, teollisuuden päästöt sekä hajakuormitus. Uusiksi uhkatekijöiksi on luokiteltu ilmastonmuutos ja vieraslajit (Kontula & Raunio 2018). Näiden luontotyyppien tilan heikkenemisestä kärsivät myös niistä riippuvaiset eliölajit. Hyvärinen ym. (2019) mukaan vesielinympäristöjen lajeja on kaikista uhanalaisista lajeista 6 %, josta 87 % on sisävesien lajeja, joissa painopiste on kuitenkin virtavesien ja lähteikköjen lajistossa (Hyvärinen ym. 2019).

Suoluontotyyppien uhanalaisuuden taustalla ovat olleet pääasiassa maankäytön muutokset, jotka ovat kohdistuneet soihin voimakkaimmin 1950-luvun jälkeen. Erityisesti luonnontilaisten soiden tilaa on heikentänyt ja vähentänyt soiden- ja metsienojitus, turpeennosto, pelloksi raivaaminen ja rakentaminen. Tulevaisuudessa suoluontotyyppinä on arvioitu voimakkaammin uhkaavan ilmastonmuutos (Kontula & Raunio 2018). Kaikista Suomen uhanalaisista lajeista noin 5 % on suolajeja. Suotyypeistä erityisesti letoilla esiintyy noin puolet soiden uhanalaisista lajeista. Ensisijaisesti suolajistoa uhkaavat ojitus ja turpeenotto (Hyvärinen ym. 2019).

Rantojen laidunnus ja niitto on vähentynyt vuosikymmeniä, joka on edesauttanut avoimien rantaluontotyyppien umpeenkasvua (Kontula & Raunio 2018). Umpeenkasvu on merkittävä ihmisen muokkaamissa elinympäristöissä. Uhanalaisia lajeja on noin 25 % kaikista rantaluontotyyppien uhanalaisista lajeista ja umpeenkasvu on tärkein uhanalaisuuden aiheuttaja (Hyvärinen ym. 2019). Useimmat lintuvedet Suomessa ovat olleet jo pitkään ihmisten vaikutusten alaisina, joten useimmat niistä katsotaan kuuluvaksi perinneympäristöihin. Laidunnus ja niitto ylläpitivät rannat avoimina ja laidunkarja synnytti ympäristöön vetisiä painanteita. Rantojen umpeenkasvu on kiihtynyt näiden toimintojen loputtua ja entiset monimuotoiset maisemat ovat lähes kadonneet (Mikkola-Roos 1995). Erityisesti elinympäristöinä matalaa sekä harvaa kasvillisuutta ja mosaiikkimaisia laikkuja hyödyntävä vesi- ja rantalinnusto ovat uhanalaistuneet. Kaikista Suomen uhanalaisista lajeista noin 11 % on rantojen lajeja. Rantojen umpeenkasvua on kiihdyttänyt laidunnuksen ja niiton loppumisen lisäksi vesistöjen rehevöityminen (Hyvärinen ym. 2019).

Eri eliölajit kärsivät vesistöjen rehevöitymisestä ja rantojen umpeutumisesta monin tavoin. Kuitenkin monen eliölajin elinympäristöt ovat merkittävästi heikentyneet. Vesi- ja kosteikko linnuston tila Suomessa on erittäin huolestuttava. Arvion mukaan noin puolet vesilintu- sekä kahlaajalajeista ovat uhanalaisia (Tiainen ym. 2016). Umpeenkasvusta johtuva hyönteisten ja siemenravinnon väheneminen heikentävät lintujen ravintotilannetta ja siten pesimäympäristöjä (Juvonen & Kurikka 2016; Lehikoinen ym. 2016). Vesistöjen rehevöityminen samentaa vettä ja lisää kalojen määriä. Heikentynyt ravintotilanne ilmenee vesilinnuissa voimistuneena ravintokilpailuna esimerkiksi särkikalojen kanssa (Sammalkorpi ym. 2014; Nummi ym. 2016). Sisävesillä pesivästä linnustosta 36 % ja Itämerellä 45 % on uhanalaisia (Lehikoinen ym. 2019). Vesilintukantojen ahdinko ja niiden elinympäristöjen heikkeneminen on huomioitu Suomen hallinnossa. Niiden suojele- ja hoitotoimenpiteet tulisi kohdistua uusien kosteikkojen rakentamiseen ja niiden hoitoon (Ympäristöministeriö 2017).

Nykyään Suomessa yhä enemmän on tiedostettu kosteikkojen ja rantaniittyjen tärkeä merkitys linnuille. Rantaniittyjen kohdalla kunnostustoimet ovat kohdistuneet umpeenkasvun hillitsemiseen. Entisten kuivuneitten ja umpeenkasvaneitten kosteikkojen tilaa on pyritty palauttamaan ojia tukkimalla ja vedenpintaa nostamalla (Juvonen & Kurikka 2016). Suomen sisävesien rantojen rehevöitymistä ja umpeenkasvua tulisi ehkäistä, lisäämällä rantojen hoitoa erityisesti niittämällä ja laiduntamalla (Kontula & Raunio 2018). Tehokkailla ja riittävästi mitoitetuilla kunnostustoimilla voidaan päästä hyvään lopputulokseen rehevöitymisen hillitsemisessä maatalousalueiden rehevissä vesistöissä. Kunnostustoimet ovat erityisen tarpeellisia Etelä- ja Keski-Suomen maatalousalueiden rehevissä järvissä (Ekholm & Mitikka 2006).

### **1.3. Vesilinnut, niiden ekologia ja hyödyntäminen**

#### **1.3.1. Vesilintujen ekologia**

Vesilintu on yleisnimitys lintulajeille, joiden elintavat ja elinympäristöt ovat vahvasti sidoksissa vesiympäristöihin. Hyvin yleisesti sorsalintuja kutsutaan vesilinnuiksi. Sorsalinnut eli sorsat, hanhet ja joutsenet kuuluvat *Anatidae*-heimoon. Ne kuuluvat keskeisesti kosteikkoekosysteemeihin. Lisäksi ne ovat maailmanlaajuisesti arvostettuja ja monella niistä riistalajeina on erityinen merkitys (Elmberg ym. 2006). Vesilinnut ylläpitävät biodiversiteettiä ja säätelevät ekosysteemin eri toimintoja, kuten kierrättävät ravinteita ja edesauttavat eliöiden levittäytymistä. Niiden lukumäärät ilmentävä erinomaisesti elinympäristöjensä tilaa (Green & Elmberg 2014). Kosteikko ympäristöissä tapahtuvia laadun muutoksia pystytään siten havainnoimaan vesilintujen kautta.

Lintulajien populaatiokokoihin ja kannanvaihteluihin on vaikututusta, säällä, ravinto- sekä pesäpaikkaresursseilla, petojen saalituksella, taudeilla ja monella muulla eri häiriötekijällä. Nämä tekijät voivat rajoittaa tai säädellä lintukantojen kokoja, vaikuttamalla populaatiotasolla neljän eri populaatiotason tekijän kautta, joita ovat syntyvyys kuolevuus, immigraatio eli saavunta ja emigraatio eli poistuma (Newton 1998). Monet tekijät vaikuttavat sorsalintujen esiintyvyyteen sekä niiden lukumääriin kosteikkoympäristöissä niin ajallisesti kuin paikallisestikin. Esiintyvyyttä merkittävimmin säätelee vesilintujen riippuvuus kosteikkoelinympäristöihin ainakin jossakin elinkierron vaiheessa. Yleisesti ottaen sorsalintujen esiintyvyyteen vaikuttaa niiden sopeutuminen elinympäristöihinsä, kilpailu ja pedot (Owen & Black 1990; Newton 1998). Elinympäristöjen satunnaisella vaihtelulla on merkittävä vaikutus sorsapopulaatioiden kannan vaihteluihin. Tällä on jopa tiheydestä riippuvia tekijöitä voimakkaampi vaikutus populaatioihin (Pöysä ym. 2016). Nämä eri tekijät vaikuttavat vesilintujen levinneisyyteen sekä populaatiokokoihin sekä määrittelevät mitkä sorsalajit ovat ajallisesti ja paikallisesti menestyvimmit vesilintulajit. Yksityiskohtaisemmalla

tarkastelulla on pyritty selvittämään vesilintujen menestymiseen liittyviä tekijöitä. Elmbergin ym. (2020) mallinnuksen mukaan parhaiten populaatiokokoa kasvattaisi ja siten menestyvin vesilintulaji olisi, joka omaa seuraavat ominaispiirteet, aikaisin pesivä, pienet pesyeet, laajasti levittäytynyt, kasvisyöjä ja suosii reheviä vesistöjä elinympäristönään.

Tyypillisesti linnut reagoivat elinolosuhteidensa sekä populaatiotason muutoksiin ja siten muuttavat elinalueitaan. Populaatiotason muutoksia aiheuttavat populaatiokokoa säätelevät ja rajoittavat tekijät, joiden seurauksen linnut levittävät tai supistavat levinneisyyttään (ks. Newton 1998). Olosuhteissa ja resursseissa tapahtuneisiin muutoksiin vesilinnut pystyvät reagoimaan muuttolintuina nopeasti. Näitten muutosten takia vesilinnut muuttavat elinalueitaan vuodenkierron eri aikoina. Monet vesilinnut suuntaavat pesimään kesäksi maapallon pohjoisille alueille. Niiden alueiden runsaat resurssit muodostavat hyvät mahdollisuudet pesintöjen onnistumisille. Lukuisat järvet ja suot sisältävät ylen määrin ravintoa ja pesäpaikkoja. Poikasten nopean kasvun mahdollistavat yleisesti esiintyvät vesilammikot ja niiden runsas selkärangaton ravinto. Pesimäkauden loputtua vesilinnut suuntavat takaisin talvehtimisalueilleen. Muuttoreittien varsilla sijaitsevilla levähdysalueilla ne pysähtelevät lepäilemään ja tankkailemaan ravintovarojaan (Owen & Black 1990). Vuodenkierron aikana monet vesilinnut muuttaessaan hyödyntävät lukuisia kosteikoita eri tavalla sen hetkisen tarpeen mukaan.

### **1.3.2. Vesilintujen esiintyvyys pesintäkaudella ja niihin vaikuttavia tekijöitä Suomessa**

Talvehtimisolosuhteilla on suuri merkitys vesilintujen säilyvyyteen ja siihen kuinka paljon keväällä kosteikoille palaa vesilintupareja pesimään (Owen & Black 1990). Talven resurssit ja ympäristöolosuhteet rajoittavat sekä säätelevät voimakkaimmin lintupopulaatioiden lisääntyvää kannan osaa. Säätely voimistuu entisestään mitä lähempänä pesimäkautta tämä tapahtuu (Newton 1998). Ja siten nämä tekijät vaikuttavat Suomeen keväällä pesimään palaavien vesilintujen määrään kosteikoilla.

Puolisukeltajasorsat *Anatinae* pesivät tyypillisesti jo vuoden ikäisinä (Salomonsen 1968). Ennen kuin vesilintupoikueet ovat lentokyykyisiä, naaraat ovat tiukasti sidottuja pesimä- ja poikueympäristöihinsä pitkälle loppukesään tai alkusyksyyn. Sorsalajien poikasilla lentokyvyn kehittymiseen menee aikaa tyypillisesti 5–10 viikkoa. Vasta sen jälkeen pesineet naaraat aloittavat sulkasatonsa. Tyypillisesti naaraat sulkivat pesimäalueittensa läheisyydessä. Sulkasadon aikaan linnut ovat lentokyvttömiä, vaihtaessaan siiven sulkansa. Vesilinnut pysyttelevät tuona aikana piilossa välttämällä petoja (Owen & Black 1990). Laadukkaat ja turvalliset kosteikot

houkutellevat parhaiten sulkivia vesilintuja. Sulkimipaikan valintaan vaikuttaa ravinnon riittävä saatavuus, sopiva veden syvyys ja alue on pedoilta suhteellisen turvallinen. Paikan valintaan merkityksensä on myös linnun iällä, sukupuolella, osallistuuko pesintään ja pesimän ajoittuminen (Salomonsen 1968). Koiraat ja pesimättömät linnut sulkivat hieman eri aikaan. Saman populaation eri yksilöiden liikehdintä on sulkasadon aikaan monitahoista. Tätä vaihtelua lisää eri lajien väliset erot (Salomonsen 1968). Sorsalintujen sulkasatoon liittyen on olemassa vielä vähän tutkimustietoa. Ja siten kovinkaan tarkkaa tietoa ei ole saatavilla esimerkiksi eri vesilintupopulaatioiden esiintymisestä sulkasadon aikaan Suomessa.

Monella tekijöillä on merkityksensä vesilintujen levinneisyyteen Suomessa syyskesällä. Yleisesti ottaen sulkasadon jälkeen vesilinnut suuntaavat liikehdintänsä kohti talvehtimisalueita. Monet yksilöt voivat sulkia myös muuttoreitin varrella, jos sulkasato on vielä pahasti kesken (Salomonsen 1968). Alkavalla vesilintujen metsästyskaudella on suuri merkitys vesilintujen muuttokäyttäytymiseen syyskesällä. Se voi karkottaa vesilinnut ennenaikaiselle muutolle. Ja siten muuttaa vesilintujen luontaista esiintymistä Suomessa (Väänänen 2011).

### **1.3.3. Sorsalintujen ravinnonkäyttö**

Yleensä linnut suosivat sellaisia elinympäristöjä, joissa ne tehokkaimmin pystyvät käyttämään eri resursseja hyödykseen (esim. Hilden 1965). Elinympäristöjen ravintoresurssin käyttöä tehostaa ekolokeron laajentaminen eri lajien välisen kilpailun vähentämiseksi. Tähän ruokailuympäristöjen mikrohabitaateilla on keskeinen merkitys (Schoener 1974). Kilpailua todennäköisimmin tapahtuu niiden lintulajien kesken, mitä samankaltaisempia ne ovat resurssitarpeiltaan (esim. Newton 1998).

Eri puolisukeltajasorsalajien elinympäristön- ja ravinnonkäyttö on samankaltaista. Niiden välillä voisi olettaa esiintyvän niiden suhteen kilpailua. Puolisukeltajasorsien katsotaankin kuuluvaksi samaan kiltaan (Pöysä 1983; Pöysä ym. 1994). Kilta on lajiryhmän nimitys, joiden ravinto ja ravinnonkäyttö on samankaltaista (Root 1967). Eri morfologiset tekijät mahdollistavat kilpailun ja ravinnonkäytön päällekkäisyyden välttämisen. Ne määrittelevät miten sorsat ravintoa hyödyntävät ja pääsevät niihin käsiksi. Puolisukeltajasorsat, jotka eroavat eniten kooltaan pystyvät parhaiten esiintymään samoilla kosteikoilla ja välttelemään kilpailua (Pöysä ym. 1994). Ruumiin ja kaulan pituus määrittelevät niiden ruokailusyvyyden. Ulottuvuuden lisääntyminen mahdollistaa monipuolisemman ruokailuympäristön hyväksikäytön. Jouhisorsa *Anas acuta* ja sinisorsa *Anas platyrhynchos* ovat puolisukeltajistista ulottuvampia, kun taas tavin *Anas crecca* sekä heinätavin *Spatula querquedula* ruokailusyvyys rajoittuu veden pintakerrokseen (Pöysä 1983).



Kokosukeltajasorsat sekä uikut *Podicipedidae* käyttävät enemmän kosteikon uloimpia avovesialueita ja vähemmän eri ruokailutapoja, kuin puolisukeltajasorsat. Ruokailusyvyydestä johtuvien rajoitteiden takia puolisukeltajasorsat käyttävät kokosukeltajia paljon kapeampaa vyöhykettä ruokaillessaan eri kosteikoilla (Pöysä 1983). Yleisimpien puolisukeltajasorsien sinisorsan ja tavin välillä esiintyvä kilpailu on todettu olevan melko vähäistä (Pöysä 1984; Nummi ym. 1995; Elmberg ym. 1997).

Väänänen & Nummi (2003) ovat tutkineet rehevillä lintujärvillä yleisimpien Suomessa tavattavien puolisukeltajasorsien ravinnonkäyttöä elo-syyskuun lopun väliseltä ajalta. Eri sorsalajien käyttämässä selkärangaton ravinnossa oli koon mukaan samankaltaisuutta. Kuitenkin pieniä eroavaisuuksia käytetyn ravinnon koossa eri sorsalajien välillä esiintyi. Näiden koko painottui kuitenkin kookkaimpiin selkärangattomiin. Puolisukeltajasorsat käyttivät eläinravintoa vesirungon eri osista melko samankaltaisesti. Heidän mukaansa juuri tutkimuskohteiden runsaat selkärangatonvarat mahdollistavat kuuden yleisimmän puolisukeltajasorsan ravinnonkäytön päällekkäisyyden ja niiden yhteisesiintymisen rehevillä kosteikoilla. Kasviravinnon käytössä oli eroavaisuuksia, sillä vesilinnut myös laidunsivat maa-alueilla. Loppukesällä ravinnon yhä lisääntyvä painottuminen kasviravintoon vähentää joidenkin lajien välistä kilpailua. Kasviravintoon painottuminen mahdollistaa myös joidenkin puolisukeltajasorsien esiintymisen myös karuimmilla vesillä (Väänänen & Nummi 2003).

Jotkin vesilintulajit ovat vaateliaita elinympäristön käytön suhteen. Ne ovat erikoistuneita tiettyyn ravintoon sekä elinympäristöön. Näin ollen ne ovat niin sanottuja specialistilajeja (esim. Toft ym. 1982; Pöysä 1983). Pöysän (1983) tutkimuksessa puolisukeltajasorsien specialistilajit tavi, heinätavi, jouhisorsa ja lapasorsa *Spatula clypeata* käyttivät samoja ruokailuympäristöjä. Näiden ympäristönkäytön päällekkäisyys oli huomattavaa. Kuitenkin ruokailutavoissa oli eroja. Nämä lajit suosivat ruokailu ympäristöinä avoveden reuna-alueita, joissa oli runsas uposkasvillisuus ja veden syvyys 5–20 cm. Yleislajeina haapana *Mareca penelope* ja sinisorsa käyttivät myös näitä reuna-alueita, mutta myös ulompia alueita, jossa oli runsas uposkasvillisuus ja veden syvyys 20–35 cm. Näiden kahden lajin ympäristönkäytössä oli vähemmän päällekkäisyyttä. Kokosukeltajat suosivat enemmän avovesialueita, mutta tukkasotka *Aythya fuligula* ja punasotka *Aythya ferina* ei suosinut mitään tyyppiä vaan käytti monipuolisesti vesistöä ruokailuun. Härkälintu *Podiceps grisegena*, silkkiuikku *Podiceps cristatus* ja telkkä *Bucephala clangula* suosivat syvempiä vesialueita missä oli harvempi uposkasvillisuus. Tutkimuksessa ei havaittu kilpailua ravinnosta vesilintuyhteisössä (Pöysä 1983). Näiden seikkojen perusteella Kosteikkoja rakennettaessa vesilintuja silmällä pitäen, tulisi veden syvyys ja sen vaihtelevuus huomioida etenkin puolisukeltaja

sorsien kohdalla. Kokosukeltajien kohdalla tulisi enemmän huomioida avoveden ja uposkasvillisuuden merkitys.

Järvien ravintotilanne määrittelee myös sorsapoikueiden ruokailukäyttäytymistä. Karujen vesien sorsien poikaset ravinnon vähemmän saatavuuden takia joutuvat liikkumaan enemmän, kuin rehevämpien järvien poikueet (Nummi ym. 2000). Borealisella alueella vesilintujen elinympäristöt tyypillisesti esiintyvät laikuittain, joten naaraslinnut poikueineen liikkuvat eri elinympäristölaikulta toiselle (Nummi & Pöysä 1993; Paasivaara & Pöysä 2004). Veden pinnan yläpuolisella hyönteisravinnolla on merkitystä poikasten kasvuun. Fosforipitoisuuden mukaan määritellyissä rehevissä järvissä oli poikasten ruokailu tehokkaampaa verrattuna vähemmän reheviin järviin. Tämä ilmeni poikasten suurempana ruumiinkokona. Poikaset hankkivat hyönteisravintoa paljon nopeammin, koska joutuvat rehevissä vesistöissä liikkumaan ja etsimään ravintoa paljon vähemmän. Siten on myös mahdollista, että sinisorsa populaatiot ovat poikueaikaan ravinnon mukaan resurssi rajoittuneita (Nummi ym. 2000).

Sorsien ravinto koostuu niin selkärangattomista, kuin kasviperäisestä ravinnosta (esim. Väänänen & Nummi 2003). Selkärangattomat ovat vesilintujen kasvun kannalta elintärkeää ravintoa. Niistä saatava ravinto on erittäin proteiinipitoista, joka hyödyttää vesilintujen munien ja poikasten kehittymistä. Aikuisille linnuille se on elintärkeää ravintoa sulkasadon aikaan (Krapu 1974; Heitmeyer 1987; Elridge & Krapu 1988). Kosteikoilla runsaasti esiintyvät surviaissäsket *Chironomidae* houkuttelevat pesiviä vesilintuja (Sjöberg & Danell 1982). Vesisiirat *Asellus asellus* ovat kaikille puolisukelajajorsille hyvin yleinen ravinnonlähde, joita sorsat etsivät uposkasvillisuuden seasta. Muita sorsalintujen ravintonaan suosimia selkärangattomia ovat kotilot *Gastropoda spp.*, simpukat *Valvatidae spp.* ja kaksisiipisten *Diptera* toukat. Jotkut sorsalajit ovat lähes täysin erikoistuneita selkärangatonravintoon. Heinätavin ravinnosta loppukesällä, jopa 99,7 % ja lapasorsalla 97,1 % koostuu selkärangattomista (Väänänen & Nummi 2003).

Vesilintujen poikaset liikkuvat kasvillisuuden seassa etsien vesikasvien päällä olevia hyönteisiä (Danell & Sjöberg 1982). Suuremman kokoluokan hyönteisistä sinisorsapoikueilla suosituimpia ovat vesiperhoset *Trichoptera* (Nummi ym. 2013). Tavi- ja sinisorsapoikueilla on erilainen mieltymys hyönteisravinnon koon perusteella. Tavipoikueet suosivat sinisorsaa pienemmän kokoluokan hyönteisiä, kuten kuoriutuvia kaksisiipisiä hyönteisravintonaan (Nummi & Pöysä 1993; Nummi ym. 2013). Myös haapanapoikueet suosivat ravintonaan kaksisiipisiä (Nummi ym. 2013).

Vesikasveista pikkulimaska *Lemna minor*, vidat *Potamogeton spp.* ja vesirutto *Elodea canadensis* ovat ravintona sorsien suosiossa. Loppukesästä eri vesikasvien siemenet ovat tärkeää ravintoa

monille puolisukeltajasorsille. Etenkin kilpukan *Hydrocharis morsus-ranae* talvehtimissilmut ovat haluttuja sinisorsien, haapanoiden ja jouhisorsien keskuudessa. Vilja on mieluista ravintoa etenkin sini- ja jouhisorsien keskuudessa. Syksyn edetessä yhä enemmän niitä tavataan ruokailemassa viljapelloilla. Haapana käyttää paljon kasviravintoa. Loppukesästä haapanan ravinto painottuu pääasiassa vesikasveihin (Väänänen & Nummi 2003).

#### **1.3.4. Pesimäympäristön valintaan vaikuttavia tekijöitä**

Yleisen käsityksen mukaan elinympäristön laadussa on eroja ja sen laatu vaikuttaa maisematasolla lintuyksilöiden jakautumiseen. Yksilöiden elinympäristön valintaa käsittelevän teorian, mukaan oletetaan, että kaikilla yksilöillä on elinympäristön laadusta saatavilla sama tieto. Sen tiedon perusteella ne voivat vapaasti valita sekä täyttää vapaana olevat elinympäristöt, jotka ovat yksilön säilymisen ja lisääntymisen kannalta parhaita (Fretwell & Lucas 1970). Lintulajien lukumäärien kasvaessa samalla myös niiden levinneisyys laajenee. Yhä enenevässä määrin asutetaan myös huonompilaatuisia elinympäristöjä. Monesti kuitenkin elinympäristöjen valinta ei tapahdu täysin vapaasti ja monet tekijät ovat sen taustalla (esim. Newton 1998).

Sorsilla ulkoisista resursseista ravinto ja pesäpaikat selkeästi määrittelevät pesinnän aikaista levinneisyyttä. Myös pedoilla on oma merkityksensä pesäpaikkojen valinnassa (Owen & Black 1990). Linnut pyrkivät löytämään hyvälaatuisia pesimäympäristöjä. Ne arvioivat elinympäristönsä laatua ja siihen vaikuttavia resursseja sitä valitessa. Kaikki elinympäristön piirteet eivät ole kuitenkaan heti havaittavissa. Joitakin elinympäristön laatuun vaikuttavia tekijöitä täytyy osata ennustaa. Hyönteisravinnon saatavuus ja sen määrän vaihtelua on lintujen pesintöjen alussa vaikea ennakoida. (Hilden 1965).

Luonnostaan rehevät järvet ovat laadukkaita elinympäristöjä vesilinnuille, vesilintuyhteisöt ovat niissä monimuotoisimmat (Nilsson 1978; Nilsson & Nilsson 1978). Esimerkiksi Etelä-Ruotsin alueella vesilintulajien diversiteetti oli lähes kaksi kertaa suurempia rehevillä, kuin karuilla samankokoisilla järvillä 1970-luvulla. Järven tuottavuus ilmensi suoraan lintujen tiheyttä (Nilsson & Nilsson 1978). Laadukkaissa kosteikoissa on runsaasti selkärangaton ravintoa vesilinnuille (Murkin ym. 1982). Runsaskasvustoisilla järvillä, joilla on korkeat vesilintujen parimäärät, on myös pesimämenestys keskimäärin parempaa (Pöysä 2001). Sinisorsaparit suosivat esimerkiksi vesistöjä, jotka omaavat runsaan rantakasvillisuuden. Näillä rehevillä kosteikoilla sinisorsaparien tiheydet ovat suurimmat (Nummi & Pöysä 1993; Pöysä 2001).

Sorsalintujen pesimäjärven valintaan vaikuttaa myös kotipaikkauskollisuus. Tämän takia ensimmäisinä pesimäalueilleen saapuneet parit eivät välttämättä valitse parhaimpia pesäpaikkoja. Naaraat kotipaikkauskollisina palaavat pesimään synnyin alueelleen vuodesta toiseen (Owen & Black 1990; Pöysä 2001). On myös esitetty elinympäristön valintaan liittyen, että paikalla olevat vesilinnut houkuttelisivat lisää yksilöitä kosteikoille (Stamps 1991). Tätä teoriaa tukisi havainnot sinisorsilla. Vesistöissä paikalla olevat sinisorsat houkuttelivat lisää pesiviä sinisorsia (Pöysä ym. 1998). Eri lajien välisillä vuorovaikutuksilla on sorsien pesimäjärven valintaan myös oma merkityksensä. Myöhemmin keväällä saapuvat tavit asuttavat mieluummin niitä järviä, joita jo aikaisemmin saapuneet sinisorsaparit asuttavat (Elmberg ym. 1997). Myös paikallisilla petoyhteisöillä on sorsien pesäpaikan valinnassa oma merkityksensä. Kokosukeltajien pesäpaikan valinnassa merkitsee paljon, kuinka hyvin ne pystyvät petoja välttelemään. Pesäpaikka sijaitsee suojaisessa paikassa, mistä petojen on vaikea sitä havaita tai vastaavasti avoimemmalla paikalla, missä on erinomainen näkyvyys tarkkailla pesimäympäristöä (Holopainen ym. 2015).

### **1.3.6. Vesilintukantojen käyttö ja hoito Euroopassa**

#### *1.3.6.1. Vesilinnut riistalajeina*

Kosteikot ovat kautta aikain turvanneet ravinnon saannin eri kansojen ihmisille. Esimerkiksi niiden ylläpitämät runsaat vesilintukannat ovat mahdollistaneet niiden paikoin runsaankin hyödyntämisen (esim. Green & Elmberg 2014). Vesilintujen metsästysverotus on yksi merkittävimmistä vesilintujen kuolleisuutta lisäävistä tekijöistä (Cooch ym. 2014). Euroopassa vesilintujen metsästyksellä on pitkät perinteet ja monin paikoin se on erittäin suosittua. Vesilinnustuksen suosio voidaan todeta jo pelkästään saalistilastojen perusteella. Arvion mukaan koko Euroopan unionin alueella metsästysverotus on jopa 9 miljoonaa vesilintua metsästyskaudessa, johon on arvioitu myös haavoittuneet tai muuten metsästyksessä hävinneet linnut (Mooij 2005).

Vesilintukantojen hoitoa ja metsästysverotuksen suunnittelua ovat jo pitkään vaikeuttaneet saalistilastointien puutteet. Ilman tätä tietoa on vaikea tehdä luotettavia kuolleisuus arvioita. Euroopassa on selkeä tarve yhtenäiselle vesilintujen saalistilastoinnille (Elmberg ym. 2006). Tiedostetusta puutteesta huolimatta yhä näinä päivinäkin vuosittaisissa saalistilastoinneissa esiintyy epävarmuutta niin lajien, kuin eri maidenkin välillä (Guillemain ym. 2016; Holopainen ym. 2018a, 2018b). Metsästyksen säätelyn kannalta saalistilastointia olisikin syytä tarkentaa. Monin paikoin Eurooppaa metsästystä on säädelty ainoastaan metsästyskauden pituutta sovittelemalla, jonka pyrkimyksenä on ollut metsästyksen mitoittaminen siten, ettei vesilintupopulaatioita vaarannettaisi

(Cooch ym. 2014). Vesilintukantojen hoito ja verotus monin paikoin Eurooppaa on perustunut talvehtivien kantojen laskentoihin (Scott & Rose 1996; Pöysä 2005; Elmberg ym. 2006). Nämä kanta-arviot ovat epätarkkoja ja niistä ei saada tietoa populaatiokokoihin vaikuttavista tärkeistä tekijöistä kuten poikastuotosta tai aikuisten lintujen kuolevuudesta (Pöysä 2005). Talvilaskentojen perusteella ei pystytä arviomaan populaatiokokojen muutoksia sekä suunnittelemaan kestävä metsästyserotusta (Pöysä 2005; Elmberg ym. 2006). Vesilintujen metsästyksen mitoitus ei monessa Euroopan maassa ole perustunut lajien ekologiaan. Metsästettävät vesilintulajit ja niiden metsästyserotus ovat perustuneet monin paikoin perinteisiin. Metsästyksen mitoitus ei tapahdu, jos se perustuu talvilaskentoihin (Mooij 2005). On syytä kyseenalaistaa näiden esille tulleiden seikkojen valossa, toteutuuko vesilintujen kestävä metsästyserotus monin paikoin Eurooppaa. Epäilemättä vesilintujen kestäväan metsästyserotukseen Euroopassa liittyy monia epäkohtia ja puutteita (esim. Holopainen ym. 2018b).

Vesilinnut ja niiden metsästyksen merkitys tunnustetaan Euroopan Unionin tasolla. Sen kautta olisi mahdollista ohjata eri maita vesilintukantojen kestäväan käyttöön. Euroopan Unionin neuvoston lintudirektiivi 79/409/ETY ohjaa jäsenvaltioiden lainsäädäntöä, joka koskee luonnonvaraisten lintujen suojelua. Tähän kuuluu vesilintujen elinympäristöjen suojelu ja metsästyksen seuranta. Direktiivi perustuu siihen, että monet luonnonvaraiset linnut ovat muuttavia lajeja. Siten kaikilla jäsenmailla on yhteinen vastuu näiden yhteisten luonnonvarojen suojelusta sekä hoidosta. Lintudirektiivi tunnistaa metsästyserotukseen liittyvät merkittävät hyödyt. Direktiivin pohjalta lainsäädännön selkeyttämiseksi on laadittu metsästyserotusta koskeva ohjeasiakirja. Sillä pyritään turvaamaan lintukantojen ”suotuisan suojelun taso”. Tämä taso voidaan säilyttää, jos metsästyserotus tapahtuu verottamalla lintukantoja ”järkeväan käytön” periaatteella, joka täyttää monimuotoisuuden yleissopimuksen ”kestäväan käytön” määritelmän (Euroopan komissio 2008). Vesilintujen kestäväan käyttöä onkin monin paikoin Eurooppaa pyritty edistämään useiden kansainvälisten sopimusten ja lakien avulla (Elmberg ym. 2006). Vesilintujen kestäväan käytön tavoitteisiin ei kuitenkaan välttämättä ole onnistuttu monin paikoin Eurooppaa pääsemään, koska sen enempää pesivien vesilintukantojen kokoa tai metsästyserotusta ei seurata (Holopainen ym. 2018b). Tästä on selvänä seurauksena eurooppalaisten vesilintujen kiihtyvä uhanalaistuminen (Nagy ym. 2015; Lehikoinen ym. 2019; Elmberg ym. 2020).

Populaatiokokoon yhdessä vaikuttavia tekijöitä ovat syntyvyys, kuolevuus, tulo- ja lähtömuutto. Näihin tekijöihin on omat vaikutuksensa elinympäristöllä, yksilön sukupuolella ja iällä. Lisäksi näitä eri tekijöitä säätelee populaation tiheys (Newton 1998). Riistalajien populaatioihin vaikuttavilla tiheydestä riippuvilla tekijöillä on keskeinen merkitys niihin kohdistuvan kestäväan

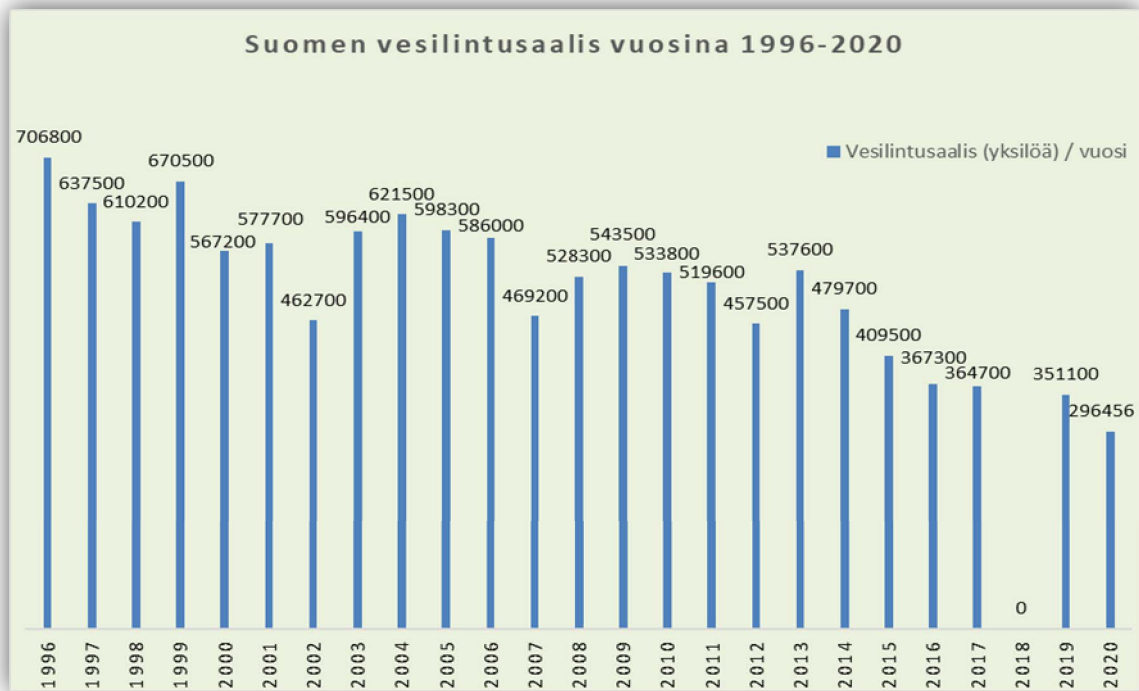
metsästysverotuksen toteutuksessa. Metsästyksen tulisi kohdistua populaation kompensoivaan kannan osaan. Lähtökohtana on, että tiheydestä riippuvat tekijät vaikuttavat populaatioon ja metsästyksen tapahtuessa kompensoivasti eli korvaavasti, se ei tuolloin merkittävästi alenna populaatiokokoa. Populaatiosta joka tapauksessa olisi kuollut sama osa johonkin muuhun tiheydestä riippuviin tekijöihin, kuten esimerkiksi ravinnon puutteeseen. Verotuksen ollessa additiivista eli lisäävä se lisäisi populaation kuolleisuutta (esim. Anderson & Burnham 1976; Burnham & Anderson 1984; Newton 1998; Kokko 2001). Eikä olisi tuolloin kovinkaan kestävää.

Pöysä (2005), Elmberg ym. (2006) ja Holopainen ym. (2018) ovat Euroopassa tuoneet esille yhteisen kansainvälisen vesilintujen kestävän metsästyksen, ja kantojen hoidon toteutusta. Lisäksi he ovat esittäneet käytettäväksi sopeutuvan luonnonvarojen käytön ja hoidon periaatetta. Tämän pohjalta metsästysverotus sovitettaisiin vuosittain pesivän kannan ja tuoton mukaan riistakantoja vaarantamatta. Keskeisintä tässä olisi eri tason toimijoiden sekä tahojen yhteistyön tiivistäminen, jotka helpottavat tavoitteiden asettelua sekä saavuttamista.

Kestävän metsästyksen lähtökohtana on verotuksen kohdistaminen populaation kannalta vähemmän merkityksellisiin yksilöihin, kuten nuoriin yksilöihin. Yleisesti luonnonpopulaatioita hyödynnettäessä verotuksen tulisi painottua populaation tuottoon ja sen mahdolliseen ylimäärään. Tämä ylimäärä riippuu siitä, minkä verran se ylittää populaation syntyneiden ja kuolleiden yksilöiden tasapainotilan, jossa luonnollisesti esiintyy vaihtelua. Kestävä verotus perustuu siihen, että vuosittain tulisi määrittää tämä ylijäämä ja sovittaa verotus sen mukaan ilman että populaation olemassaolo ei tulevaisuudessa vaarannettaisi. (Hilborn ym. 1995; Sutherland 2001) Verotuksen pääpainon ollessa nuorissa vesilinnuissa, on sillä huomattavasti vähäisemmät vaikutukset populaatioon kuin sen kohdistuttua aikuisiin lintuihin (Cooch ym. 2014). Populaation poikastuotolla on kestävän metsästyksen mitoituksessa keskeinen merkitys. Kaikin puolin vesilintujen kestävämpään metsästykseseen Euroopassa liittyvät monet haasteet. On huomionarvoista, että juuri siinä kannan osassa on tapahtunut taantumista, johon metsästyksen tulisi kohdistua eli poikastuotossa. Monen eurooppalaisen vesilintulajin populaation poikastuotossa on tapahtunut vähenemistä viime vuosikymmeninä (Christensen & Fox 2014; Fox & Christensen 2018). Elinolosuhteiden parantaminen kuten kosteikkojen rakentaminen ja kunnostaminen on yksi keino parantaa poikastuottoa (Kačergyte ym. 2021). Poikueympäristöjen parantaminen olisi Suomessa ensiarvoisen tärkeää. Suomi on yksi keskeisimmistä poikastuotto alueista Euroopassa (esim. Saurola ym. 2013).

### 1.3.6.2. Vesilintujen metsästys Suomessa

Suomessa vesilintujen metsästys on suosittua jo pelkästään vesilintusaaliin perusteella tarkasteltuna (kuva 1). Saaliit ovat kuitenkin olleet laskusuunnassa aina viime vuosiin asti ja ne ovat vuoteen 2020 yli puolittuneet 1990-luvun puolivälin tasosta. Luonnonvarakeskuksen tilastotietokannan mukaan vuonna 2020 Suomessa ammuttiin 296456 vesilintuyksilöä (Suomen virallinen tilasto 2022).



**Kuva 1.** Vesilintujen metsästyssaalis Suomessa vuosina 1996–2020. Vuodelta 2018 vesilintusaalista ei ole tilastoitu. Lähde: SVT: Luonnonvarakeskus, Metsästys (Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta).

Lyijyhaukikielto vesilintujen metsästyksessä tuli Suomessa voimaan vuonna 1995. Kiellon jälkeen vesilintusaaliit lähtivät laskusuuntaan. Tämä on joiltakin osin vähentänyt vesilintuihin kohdistuvaa metsästysinnostusta ja siten niihin kohdistuvaa metsästyspainetta (Pöysä ym. 2013). Ennen kovinkin suosittu sekä perinteikäs metsästysmuoto on menettänyt merkitystään näinä päivinä.

Vesilintujen metsästyksen hiipumisesta huolimatta, Suomessa se on kuitenkin vielä suhteellisen suosittua ja kestävämmällä pohjalla verrattuna moneen muuhun Euroopan maahan. Esimerkiksi vesilintupopulaatioiden tilaa seurataan monia muita maita enemmän ja metsästys on tiukemmin säädeltyä. Muuttolintuina vesilintukantojen hoito on myös Suomessa haasteellista ja seurantaohjelmissa on kehitettävää. Pesineiden vesilintujen metsästysverotusta tapahtuu ympäri Eurooppaa, eikä pelkästään Suomessa (Pöysä 2005). Metsästyksen mitoituksen alueellinen

tarkastelu ei ole riittävä, vaan sen olisi tapahduttava lajin vuodenvaihtelun koko levinneisyys alueen perusteella (Mooij 2005). Melko yleisesti Suomessa on tiedostettu ja metsästäjätkin ovat sen tiedostaneet Venäjältä saapuvien lintujen merkitys vesilintujen metsästyksessä. Syysmuuton aikaan saaliissa esiintyykin yhä enemmän venäläistä alkuperää olevia lintuja. Syksyllä sopivien tuulien vallitessa lukuisat Venäjällä tuotetut vesilinnut muuttavat Suomen kautta. Siten Suomella ja naapurimaa Venäjällä on yhteinen vastuu vesilinnuista (esim. Saurola ym. 2013). Venäjällä on huomattavat vesilintuvarat. Metsästyskaudella 2015–2016 kokonaissaalis oli 3,7 miljoonaa vesilintua. Arvioissa esiintyy epävarmuutta ja saalis voi olla tätä lukua huomattavasti suurempi. (Solokha & Gorokhovsky 2017).

Suhteellisen suuresta vesilintuihin Euroopassa kohdistuvasta metsästyspaineesta huolimatta, on olemassa viitteitä, ettei metsästyksellä ainakaan lähivuosina olisi vesilintupopulaatioiden vähenemisen taustalla (Pöysä ym. 2013; Pöysä & Väänänen 2014; Väänänen & Pöysä 2015). Suomessa metsästyksellä on kuitenkin ajoittain voinut olla jonkun asteinen vaikutus vesilintukantoihin, ainakin rajoittavana tekijänä. Metsästyksen merkitystä vesilintuihin ei tule ainakaan populaatiotasolla väheksyä. Lyijyhaulikiellon tultua voimaan vuonna 1995 metsästyksellä ei merkittävästi ole aiheuttanut vesilintukantojen taantumista. Ennen sitä se on hyvinkin voinut rajoittaa joidenkin lajien kantoja Suomessa, erityisesti pesivää sinisorsa kantaa (Pöysä ym. 2013; Pöysä & Linkola 2021). Ajoittain vuosikymmenten saatossa Suomen sinisorsapopulaatioihin on kohdistunut mahdollisesti huomattava metsästyspaine (esim. Suomen virallinen tilasto 2022). Sinisorsa runsaslukuisena yleislajina kestää runsasta metsästysverotusta paljon muita lajeja paremmin. Varovaisuutta tulisi kuitenkin noudattaa ainakin niiden lajien kohdalla, joiden populaatioiden kannan kehitys on laskeva (Lehikoinen ym. 2019).

Sinisorsa oli Suomessa yleisin saalislaji vesilintujen metsästyksessä vuoden 2020 vesilintusaaliilla tarkasteltuna (taulukko 1). Metsästyssaalis eri vesilintulajien kesken määrytyy sen mukaan, miten eri lajeja on tavattavissa metsästyskauden alettua. Suomen sisämaassa vesilintujen yksilö- ja lajimäärät ovat runsaimmat metsästyskauden alun tietämällä. Metsästyksen aiheuttama häiriö karkottaa linnut kuitenkin ennenaikaiselle muutolle ja vesilintujen määrät vähenevät nopeasti. Tuolloin harvalukuisimmista lajeista heinätavin, jousisorsan ja lapasorsan muutto sisämaan pesimäalueilta on metsästyksen alettua jo lopuillaan. Tavien määrät tippuvat aluksi nopeasti, jonka jälkeen lasku on tasaista syyskuun lopulle asti. Sinisorsien ja haapanoiden määrät kohoavat uudelleen syyskuun lopulla, jolloin näitä lajeja voidaan tavata jopa 80 % elokuunlopun määristä. Metsästyksestä johtuva häiriö vaikuttaa siihen, miten syksyllä vesilintuja kertyy kosteikoille.



Häiriötä vähentää, jos vesilinnuille on riittävästi tarjolla metsästykseltä rauhoitettuja kosteikkoja. Vesilinnuilla on tuolloin mahdollista noudattaa luontaista muuttokäyttäytymistä (Väänänen 2001).

**Taulukko 1.** Yleisimpien riistavesilintulajien metsästyssaalis Suomessa vuonna 2020. Lähde: SVT: Luonnonvarakeskus, Metsästys (Luonnonvarakeskuksen tilastotietokanta).

Laji	Saalis (yks.)
Sinisorsa ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	194700
Tavit ( <i>Anas crecca</i> ) ja ( <i>Anas querquedula</i> )	52800
Telkkä ( <i>Bucephala clangula</i> )	32000
Haapana ( <i>Anas penelope</i> )	4034
Jouhisorsa ( <i>Anas acuta</i> )	804

Metsästyksen ajoitusta ja voimakkuutta metsästettävillä kosteikoilla olisi syytä miettiä. Metsästystä kosteikoilla ja häiriöhaittojen minimoista on mahdollista yhteensovittaa. Metsästyksen voimakkuutta voidaan säädellä käyntikertojen mukaan. Lisäksi metsästyksen aloitusajankohtaa tulisi miettiä ja jopa siirtää mahdollisuuksien mukaan myöhemmäksi syksyä (Väänänen ym. 2010). Kosteikoilla esiintyy alkusyksystä lentokyvottomia poikasia ja sulkivia naaraita (Salomonsen 1968; Väänänen ym. 2010). Lisäksi harvalukuisemmat lajit ehtivät rauhassa muuttaa pois (Väänänen 2001). Yksityisomisteisissä kosteikoissa metsästyksen voimakkuuden säätely ja ajoitus on helpointa toteuttaa (Väänänen ym. 2010).

Metsästys kauden alettua kosteikoilla esiintyy vielä runsaasti siiveltään vajaasti kehittyneitä vanhoja puolisukeltajasorsa naaraita. Tämä johtuu uusintapesinnöistä, jonka seurauksena siiven sulkasato viivästyy. Selkeimmin tämä ilmenee Pohjois-Suomessa, jossa lentokyvottomien naaraiden osuus on paljon isompi kuin Etelä-Suomessa, jossa yleisesti linnut pääsevät aloittamaan pesinnät pohjoisia alueita aiemmin (Väänänen ym. 2010). Vanhaiden naaraiden säilyvyys kosteikoilla tulisi turvata, sillä samalla turvataan paikallisten vesilintukantojen säilyvyys myös tulevaisuudessa. Koska nämä naaraat ovat pesäpaikkauskollisia, voi näiden naaraiden verotus vaikuttaa paikalliseen pesivään kantaan. Lisäksi vanhoilla naarilla on nuorempia lintuja parempi poikastuotto (Owen & Black 1990).

Metsästyksen aloitusajankohdan aikaan on myös säännöllisesti lentokyvottomia poikasia. Ojan ja Pöysän (2005) mukaan keskimäärin vesilintujen metsästyksen alkaessa Pohjois-Suomessa noin kymmenes sinisorsapoikueista ja yli puolet telkkäpoikueista ovat vielä lentokyvottomia. Etelä-Suomessa vastaavasti ovat kaikki sinisorsapoikueet lentokykyisiä ja telkkäpoikueista noin kymmenes on lentokyvottomia (Oja & Pöysä 2005). Siipinäytetutkimus sorsasaalista osoittaa

samankaltaisia maantieteellisiä eroavaisuuksia. Lentokyvyyttömiä puolisukelkeltajorsien poikaslintujen osuudet kasvavat etelästä kohti pohjoista. Etelä-Suomen aineistossa on ollut 5 % siiveltään vajaasti kehittyneitä nuoria sinisorsia, joista noin viidennes on ollut vielä täysin lentokyvyyttömiä. Sukeltajorsia on esiintynyt nuorissa lentokyvyyttömissä linnuissa enemmän kuin puolisukelkeltajorsia, joita etelässä on esiintynyt noin 18 % ja pohjoisessa osaa Suomea 25 % (Väänänen ym. 2010).

Näiden lentokyvyyttömiä poikaslintujen tai sulkasatoisten naaraiden lintujen esiintyvyyteen metsästyksen alussa vaikuttaa kevään aikaisuus, pesinnän fenologia ja maantieteellinen sijainti, joilla on merkityksensä sorsalintujen pesintöjen ajoittumiseen. Yleisesti ottaen mitä aikaisempi kevät, sitä aikaisemmin vesilinnut aloittavat pesinnät. Etelä-Suomessa pesinnät alkavat selvästi Pohjois-Suomea aiemmin (Oja & Pöysä 2005; Oja & Pöysä 2007). Vaikka vesilinnut pääsisivätkin aloittamaan pesintänsä ajoissa keväällä se ei automaattisesti tarkoita, että ne aloittaisivat syysmuutonsa aikaisemmin. Joidenkin sorsalajien luonnollinen syysmuuton ajoittuminen on viivästynyt ja tämä taas saattaa muuttaa tulevaisuudessa vesilintusaaliiden alueellista jakautumista Euroopassa. Tämä lisää tarvetta metsästyksen paikalliselle säätelylle (Lehikoinen & Jaatinen 2012).

### *1.3.6.3. Vesilintupopulaatioiden suojeleminen ja hoito*

Vesilintujen metsästysverotuksen säätely on yksi keskeisimmistä tehokkaiden populaatioiden suojelutoimien edellytyksistä Euroopassa. Sen lisäksi muita yhteisiä vaadittavia kansainvälisiä toimenpiteitä vesilintujen suojelemiseksi ovat tärkeiden elinalueiden suojeleminen ja lajien seuranta (Scott & Rose 1996). Muuttolintujen suojeleminen ja hoito on tärkeää tunnistaa eri lajien populaatioiden käyttämät lisääntymis- ja talvehtimisalueet (esim. Elmberg ym. 2006). Vesilintujen suojeleminen tekee erityisesti haasteelliseksi, niiden muuttoverkostojen levittäytyminen useiden valtioiden alueille (Scott & Rose 1996).

Lintujen levinneisyyksien muuttuessa on niiden käyttämien alueiden selvittelylle tulevaisuudessa yhä enemmän tarvetta. Vanhat suojelualueet menettävät merkityksensä levinneisyyksien muuttuessa. Tämä lisää tarvetta selvittää ja suojella uusia levähdys- ja talvehtimisalueita (Lehikoinen ym. 2013). Tunnistamalla nämä tärkeät alueet ja luomalla muuttoreittien varrelle levähdysalueiden verkosto, voidaan populaatioiden suojeleminen tehostaa (esim. Frederiksen ym. 2001). Metsästettävien riistolajien hoidon edellytyksenä olisi tuntea näiden alueiden väliset muuttoreitit, jotta eri maiden yhteistyö onnistuisi (Madsen ym. 2017).

Lajien suojelussa niiden elinympäristöillä on keskeinen merkitys. Vesilintujen suojelun kannalta keskeisintä on saada säilytettyä hyvälaatuisia kosteikoita. Niihin kohdistuvilla hoitotoimenpiteillä voidaan päästä lintujen kannalta hyviin tuloksiin (Weber & Haig 1996; Taft ym. 2002).

Hoitotoimenpiteillä voidaan parantaa laajasti kosteikoiden ekosysteemipalveluiden tilaa.

Vedenlaadun parantuessa, kosteikoilla esiintyvien vesilintujen määrät kohenevat, joista hyötyvät lintuharrastajat ja metsästäjät (Larson ym. 2020).

Riistanhoidossa keskeisintä olisi tunnistaa lajin elinympäristö vaatimukset. Suomessa vesilintujen hoitotoimenpiteet keskittyvät reheviin vesistöihin. Rehevät vedet ovat sorsien suosimia alueita ja poikastuotto on niissä erinomaista. Esimerkiksi ravintotilanne on niissä sorsien kannalta suosiollista. Hoidossa tulisikin ottaa huomioon sorsien ravintotarpeet ja kohdistaa toimet parantamaan niiden ravintonaan käyttämien selkärangattomien ja kasvien olosuhteita (Väänänen & Nummi 2003). Nykyään Suomessa riistanhoitokeinona suuren suosion saavuttaneen vesilintujen ruokinnan kannattavuutta on syytä kyseenalaistaa. Nummi ym. (1999) ovat pohtineet viljaruokinnan kannattavuutta riistanhoidollisesta näkökulmasta. Se ei juurikaan paranna vesilintujen ravintotilannetta, sillä luonnossa esiintyy sorsille runsaasti kasviraivintoa. Pääasiassa ruokinta vain houkuttelee lisää vesilintuja ja antaa mahdollisuuden kasvattaa vesilintusaa liita. Vesilintukantojen hoidossa olisikin ruokinta enemmän syytä keskittyä elinympäristöjen hoitoon (Nummi ym. 1999). Vesilintukantojen hoidossa kosteikkojen tilaa tulisi entisestään parantaa ja sen edistämiseksi rahoitusmahdollisuuksia lisätä. Lisäksi tulisi panostaa vesilintupopulaatioiden seurantaan suojelun tehostamiseksi (esim. Lehikoinen ym. 2019).

#### *1.3.6.4. Vesilintujen seuranta*

Pitkäkestoinen lintukantojen seuraaminen on lintupopulaatioiden suojelussa keskeistä (Saurola ym. 2013; Lehikoinen ym. 2019.). Ilman vesilintupopulaatioiden seuranta ei metsästys ole kestävä (esim. Sutherland 2001; Elmberg ym. 2006; Nichols ym. 2007) Yhtenäinen seurantamenetelmä auttaa havaitsemaan lintupopulaatioissa tapahtuvia muutoksia, kuten kantojen kehitystä, levinneisyyttä ja niihin vaikuttavia tekijöitä. Lintukantoja seuraamalla voidaan myös havainnoida niiden elinympäristöjen tilaa ja niissä tapahtuvia muutoksia (Tiainen 1985). Populaatiokoon pitkät laskentasarjat ovat omiaan ilmentämään populaatioiden elinympäristöjen laadussa, kuten sen monimuotoisuudessa tapahtuneita muutoksia (Schmeller ym. 2018). Vesilinnut esimerkiksi ilmaisevat kosteikkojen laadussa tapahtuvia muutoksia (Green & Elmberg 2014). Vesilintujen elinympäristöjä hoidettaessa niiden populaatioita seuraamalla voidaan päästä haluttuihin tavoitteisiin. Kosteikkoja kunnostettaessa ja rakennettaessa biologisia muuttujia, kuten lintukantoja

seuraamalla voidaan asettaa kunnostuksen tavoitteet ja arvioida kuinka mahdollista ne ovat saavuttaa (Keddy 2010). Lintujen seurannassa vapaaehtosilla lintulaskijoilla ja lintuharrastajilla on keskeinen rooli ja ilman heidän havaintoaineistoansa esimerkiksi lintujen uhanalaisuus arviot olisi mahdotonta toteuttaa (Lehikoinen ym. 2019).

Suomessa vesilintukantoja on seurattu monia Euroopan maata yksityiskohtaisemmin. Pesivien vesilintujen kannan kokoa selvitetään laskemalla vesilintuparit keväällä tietynä ajankohtana. Suomessa vesilintujen parimääriä on yhdenmukaisin menetelmin määritelty vuodesta 1986 (Koskimies & Väisänen 1991). Niin Suomen kuin koko Euroopan sorsapopulaatioiden suojeleminen ja kestävä metsästys vaati eri maiden yhteistyötä ja metsästysverotuksen yhteen sovittamista. Ennen kaikkea ennen metsästysverotusta tulisi olla selvillä populaatioiden koosta ja kunkin vuoden poikastuotosta (Elmberg 2009). Pelkkien lintujen lukumäärien laskeminen ei välttämättä kuitenkaan ole riittävää, jos ajatellaan vaikka kestävä metsästyksen toteutumista tai populaatioiden suojeleminen tehokkuutta. Vesilintuyksilöiden alkuperän tunteminen parantaisi metsästyksen mitoittamista ja populaatioiden suojeleminen (Hebert & Wassenaar 2005; Caizergues ym. 2016).

Lintulajien suojeleminen mahdollistaa niiden populaatioiden seuranta. Monen lintulajin uhanalaisuuden kehitys tulisi pysäyttää parantamalla suojeleminen. Siten tämä lisää populaatioiden seuraamisen tehostamisen tarvetta entisestään. Kosteikkojen linnustosta etenkin voimakkaasti taantuneiden vesilintujen kohdalla seurantoihin Suomessa tulisi saada lisää panostusta, jotta näistä lajeista saataisiin tarpeeksi aineistoa (Lehikoinen ym. 2019).

#### *1.3.6.5. Vesilintupopulaatioita uhkaavat tekijät Suomessa ja Euroopassa*

Monen eurooppalaisen vesilintupopulaation trendi on ollut viime vuosina laskeva (Rönkä ym. 2005; Pöysä ym. 2013; Nagy ym. 2015; Virkkala 2016; Lehikoinen ym. 2016, 2019). Elinympäristöissä tapahtuneet muutokset ilmenevät vesilintukatojen kehityksessä. Vesilintujen suosimia kosteikkoympäristöjä heikentää vesistöjen rehevöityminen, joka on monen vesilintupopulaation taantumisen taustalla (Rönkä ym. 2005; Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016; Virkkala 2016). Vesilintujen pesimäalueilla tapahtuvaa petojen saalistusta ei tule väheksyä. Sillä voi jopa olla rehevöitymistä merkittävämpi vaikutus vesilintujen monimuotoisuuteen kosteikoilla (Pöysä & Linkola 2021). Myös ilmaston muutos tulevaisuudessa tulee vaikuttamaan vesilintujen levinneisyyteen (Pöysä 2005; Virkkala & Rajasärkkä 2011; Lehikoinen & Jaatinen 2012; Guillemain ym. 2013).

Euroopassa monen vesilintupopulaation talvehtivat kannat ovat vähentyneet (Nagy ym. 2015). Populaatioiden väheneminen ilmenee myös vesilintujen pesimäympäristöissä. Borealisilla pesintäalueilla yleisimmät vesilintulajit sinisorsa, tavi ja telkkä, osoittivat vähenemisen merkkejä viimeisempien vuosikymmenien ajalta. Eniten runsastuivat lajit, jotka ovat viime vuosina kasvattaneet levittäytymistään (Elmberg ym. 2020). Näiden levinneisyyttä eniten kasvattaneiden lajien levinneisyyden painopiste esimerkiksi Suomessa on eteläinen (esim. Saurola ym. 2013). Sotkat *Aythya* ovat Euroopassa erityisesti ahdingossa. Ennen hyvin yleinen ja laajalti levittäytynyt tukkasotka on voimakkaasti taantunut (Elmberg ym. 2020). Myös punasotkien määrät ovat vähentyneet merkittävästi, johtuen paljolti pesimäympäristöissä tapahtuneista muutoksista. Maatalous on monin paikoin ylirehevöittänyt kosteikkoja ja muuttanut kasvillisuutta. Uposkasvillisuus on merkittävästi vähentynyt ja ilmaversokasvillisuus vastaavasti lisääntynyt, vähentäen pohjan biomassaa. Eri lajien väliset interaktiot ovat heikentäneet punasotkien menestymistä, kuten lokkiyhdyksien väheneminen ja vieraspedot (Fox ym. 2016).

Vesilintupopulaatioiden taantuminen ilmenee myös Suomessa. Viimeisimmän Suomen lintulajien uhanalaisuus arvioiden Lehikoinen ym. (2019) mukaan, maassa tavattavista sorsalajeista punasotka on äärimmäisen uhanalainen. Erittäin uhanalaisia ovat tukkasotka ja nokikana *Fulica atra*. Vaarantuneiksi on luokiteltu haapana, jouhisorsa ja heinätavi. Erityisesti Suomessa nämä lajit ovat taantuneet rehevissä vesistöissä (Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016). Ilmaston muutos sekä monet tekijät muuttoreittien varsilla ja talvehtimisalueilla uhkaavat Suomessa pesiviä vesilintuja. Erityisesti lajeja, jotka muuttavat kauaksi Afrikkaan tai Aasiaan (Tiainen ym. 2016), kuten Suomessa voimakkaasti taantuneen heinätavin kohdalla (Pöysä & Väänänen 2014; Väänänen & Pöysä 2015). Huolimatta monen vesilintulajin viimeaikaisesta ahdingosta, joidenkin yleislajien, kuten sinisorsan kannat Suomessa ovat suhteellisen vakaat. Sinisorsapopulaatiot tutkimusjaksolla vuosien 1997–2011 välillä näyttäsivät hieman kasvaneen (Pöysä ym. 2013). Myös tutkimus Etelä-Suomen järvialueilla osoittaa sinisorsan parimäärien pysyneen vakaina vuosina 1986–2012 (Virkkala 2016). Kuitenkin monen Suomessa taantuneen vesilinnun kannankehityksen kääntäminen vaatii kosteikkojen tilan parantamista (Lehikoinen ym. 2019).

Suomessa rehevien vesistöjen vesilintupopulaatioiden taantuminen on ollut nopeinta viimeisen parin kymmenen vuoden aikana (Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016; Virkkala 2016; Pöysä & Linkola 2021). Etenkin rehevien vesien spesialistilajien kannat tippuivat suhteellisesti nopeammin. Todennäköisesti vesilintujen spesialistilajien väheneminen Suomessa, johtuu liiallisesta rehevöitymisestä, joka vaikeuttaa ravinnon saantia (Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016). Myös monen Suomessa pesivän vesilintujen yleislajin populaatiot ovat taantuneet rehevillä vesistöillä

(Lehikoinen ym. 2016). Sisämaan lisäksi laskeva trendi ilmenee myös Suomen rannikoilla. Itämeren rannikoilla pesivillä populaatioilla laskevan trendin syynä on rehevöityminen ja talvien ankaruus, mutta trendien taustalla on myös muita syitä (Rönkä ym. 2005).

Lehikoinen ym. (2016) ovat tarkastelleet Suomessa tavattavien sorsapopulaatioiden pitkäaikaisia trendejä oligotrofisissa ja eutrofisissa kosteikoissa vuosien 1986–2013 välillä. Tutkimustulokset osoittavat 1990-luvun puolivälistä samanaikaista kosteikkojen tilan jatkuvaa tasaista heikkenemistä sekä rehevien kosteikkojen vesilintupopulaatioiden voimakasta taantumista. Tuosta ajasta lähtien rehevien vesistöjen vesilintupopulaatiot ovat puolittuneet vuoteen 2013. Näistä haapanan, tavin ja tukkasotkan populaatioiden trendi Suomessa oli laskeva rehevissä vesistöissä, mutta karuilla vesistöillä tätä ei juurikaan ollut havaittavissa. Telkkäpopulaatioiden trendi oli melko tasainen, mutta lievästi nouseva pohjoisilla rehevillä vesistöillä. Sinisorsan kohdalla trendi oli nouseva molemmissa elinympäristöissä, mutta selkeämmin kanta oli kasvussa karummilla kosteikoilla. Jouhisorsa spesialisti lajina on taantunut eteläisissä rehevissä vesistöissä. Vesilintupopulaatioissa tapahtuneet muutokset Suomen rehevillä kosteikoilla ovat huomattavat ja ilmentävät näiden elinympäristöjen huonoa tilaa. Samankaltaisia havaintoja ovat tutkimuksissaan pystyneet osoittamaan hieman pidemmältä ajanjaksolta (Pöysä & Linkola 2021) sekä tutkimukset, joissa Suomen lisäksi oli myös vesistöjä Ruotsista (Pöysä ym. 2019a; Elmberg ym. 2020).

Maatalous Suomessa painottuu Etelä-Suomeen ja näissä osissa maata vesilintujen ahdinko on havaittavissa selkeinten (Lehikoinen ym. 2016). Etelä-Suomen osalta maa- ja metsätalouden vaikutukset ovat olleet muuta maata voimakkaammat (Ekholm & Mitikka 2006). Pohjois-Suomen karumpien vesistöjen kehittyminen rehevämmiksi voi myös heijastua joidenkin vesilintupopulaatioiden kannan kasvuun (Lehikoinen ym. 2016). Rehevöityminen oligotrofisissa järvissä on alussa hyödyksi vesilinnuille ja niiden tiheydet kasvavat. Kuitenkin samalla kokosukeltajat katoavat, jotka suosivat kirkkaampia vesistöjä. Myös lajimäärät pysyvät kohtuullisen rehevöitymisen aikana samana ja joitakin voi ilmaantua lisää. Rehevöitymisen lisääntyessä vesilintuyhteisöt muuttuvat muutaman valtalajin yhteisöiksi, mutta vesilintujen kokonaistiheydet voivat pysyä suurin piirtein samana ihmisen rehevöittämissä vesistöissä kuin luonnollisesti rehevissä järvissä. Erityisesti silkkiuikku hyötyy ihmisen aiheuttamasta rehevöitymisestä. Myös sinisorsat ja nokikanat runsastuvat. (Nilsson 1978). Vesistöjen rehevöitymisen jatkuessa sen haitalliset vaikutukset ilmenevät yhä selkeämmin. Järviruokon *Phragmites australis* vallatessa alaa, ilmaversokasvillisuuden monimuotoisuus kosteikoilla vähenee ja rantaniittyjen kasvillisuus häviää. Nämä luovat entistä yksipuolisemman maiseman. Näiden seurauksena sorsien pesimämenestys heikkenee ja niiden tiheydet laskevat (Viksne ym. 2005).

Monelle lintulajille on haasteita sopeutua nopeasti muuttuvan ilmaston mukana. Lintukantojen pitkäaikaiset kehitykset osoittavat huonoiten sopeutuvien lajien kantojen vähenevän muita nopeammin (Møller ym. 2008). Ihmisen ympäristövaikutukset, joista ilmaston muutos on yksi merkittävimmistä, osoittavat huomattavia lintulajien levinneisyyksien muutoksia Pohjois-Euroopassa (Virkkala & Lehikoinen 2017). Ilmastonmuutos voi vaikeuttaa pesintöjen ajankohdan sopivaa ajoittamista. Sillä voi olla vaikutusta sorsapopulaatioiden trendiin. Euroopan ja Pohjois-Amerikan boreaalisilla alueilla joidenkin pesinnän myöhemmin aloittaneiden lajien populaatioiden trendi on laskeva, kuin vastaavasti aikaisemmin aloittaneiden lajien (Drever ym. 2012, Elmberg ym. 2020).

Vesilinnut voivat joutua muuttamaan elinalueitaan yhä pohjoisemmaksi ilmaston muuttuessa (esim. Guillemain ym. 2013; Holopainen ym. 2015). Sillä voi olla huomattavat vaikutukset sorsien elinympäristöihin erityisesti Etelä-Euroopassa, missä kuivuuden lisääntyessä kosteikot häviävät ja jäljellä olevien laatu heikkenee. Sen seurauksena lintujen levinneisyyksissä voi tapahtua merkittäviä muutoksia (Guillemain ym. 2013). Tulevaisuudessa vesilinnuilla voi ilmetä yhä enemmän tarvetta löytää korvaavia elinympäristöjä yhä pohjoisemmasta. Linnut joutuvat hylkäämään pesintäalueensa niiden huonontuessa ja muuttamaan pohjoisemmaksi boreaalisille alueille. Tämä lisää näiden alueiden vesilintukantoja sekä sen merkitystä entisestään vesilintujen pesintäalueena (Holopainen ym. 2015). Suojelualueiden verkostot suojelevat lajeja ihmisen aiheuttamilta ympäristön muutoksilta. Ne ovat alun perin suunniteltu lajien sen hetkisen levinneisyyksien mukaan. Ilmastonmuutos muuttaa vesilintujen levinneisyyksiä, mutta samalla myös suojelualueiden tarpeita (Virkkala & Rajasärkkä 2011; Guillemain ym. 2013). Ilmaston muuttuessa metsästysverotus eri maiden välillä voi jakautua täysin uudelleen. Se voi myös kohdistua uusille alueille, missä niitä ei ole aiemmin verotettu. Nämä lisäävät uusien suojelualueiden tarvetta, jotta vesilinnuilla olisi turvallisia levähdysalueita riittävästi myös tulevaisuudessa (Guillemain ym. 2013).

#### *1.3.6.6. Eri maisematekijöiden vaikutus sorsalintujen pesäsaalistukseen*

Sorsien pesät sijaitsevat yleensä maassa, muutamaa kolopesijä lajia lukuun ottamatta (esim. Owen & Black 1990). Monin paikoin Eurooppaa maassa pesivät linnut altistuvat voimakkaalle pesäsaalistukselle. Se mahdollisesti rajoittaa näiden lintujen populaatioita (Macdonald & Bolton 2008) Boreaalisilla alueilla petojen saalistuspaine on yksi merkittävimmistä sorsien pesimämenestykseen vaikuttavista tekijöistä (esim. Holopainen ym. 2015). Pesäpaikalla ja pesän tyypillä on merkityksensä, miten petojen saalistus niihin kohdistuu (Chalfoun ym. 2002). Pesien

helppo havaittavuus altistaa pesät pesäsaalistukselle (Angelstam 1986). Viime vuosikymmeninä monet lintujen maapesiä saalistavat petolajit ovat lisääntyneet Euroopassa (Panek & Bresiński 2002; Kauhala & Kowalczyk 2011). Monet niistä saattavat rajoittaa saalieläinten kantoja ja erityisesti vieraslajit ovat siinä tehokkaita (Salo ym. 2007).

Elinympäristön rakenteella on merkityksensä petojen esiintyvyyteen sekä tiheyteen ja siten pesien saalistuspaine vaihtelee paikallisesti eri elinympäristöissä (Nilsson ym. 1985; Stephens ym. 2005). Reunavaikutus voi lisätä lintujen pesiin kohdistuvaa saalistuspainetta (Angelstam 1986; 1993; Stephens ym. 2005). Reunavaikutus voi vaikuttaa pesien säilyvyyteen, koska pedot kulkevat yleensä eri elinympäristötyyppien reunoilla. Sorsien pesien on todettu säilyvän paremmin reuna-alueista kauempana (Stephens ym. 2005). Ja siten minkin *Neovison vison* pesäsaalistukselle altistumiseen vaikuttaa vesilintujen pesäpaikka mieltymykset. Minkit yleensä kulkeva kapealla rantavyöhykkeellä ja siten lähempänä rantaviivaa pesivät lajit sekä niiden pesät ovat alttiimpia minkin saalistukselle (Melero ym. 2008; Brzeziński ym. 2010a). Myös supikoira *Nyctereutes procyonoides* liikkuu mieluusti pitkin kosteikon rantaviivaa ja siellä sijaitsevat pesät ovat alttiita sen saalistukselle (Dahlen & Åhlen 2019). Etäisyys elinympäristötyypin reunasta vaikuttaa petolajien pesäsaalistukseen. Linnut ryöstävät pesiä pelolla, jotka ovat kauempana metsänreunoista. Supikoira saalistaa lähempänä metsän reunaa. Metsän reunan välittömässä läheisyydessä pesät voivat säilyä kuitenkin parhaiten (Krüger ym. 2018).

Elinympäristöjen pirstoutuminen hyödyttää petoja ja lisää pesätuhoja. Kettujen *Vulpes vulpes* määrät ovat tyypillisesti suuria pirstoutuneissa elinympäristöissä. Reunavaikutus lisääntyy elinympäristöjen pirstoutuessa ja siten kettujen pesäsaalistusvaikutukset maapesiin ovat moninkertaiset (Angelstam 1986, 1993). Kettujen tiheydet on Suomessa todettu olevan suurimmat, missä metsät ovat pirstoutuneet ja peltoja esiintyy noin 20–30 % maisemasta (Kurki ym. 1998). Varislintujen *Corvidae* tiheydet kasvavat metsien pirstoutuessa ja maatalousalueiden lisääntyessä. Ne tuhoavat runsaasti lintujen pesiä (Andrén 1992; Krüger ym. 2018). Euroopassa pesien ryöstely on lisääntynyt viime vuosina. Puolassa on havaittu noin 25 % lisäys ryöstelyyn 12-vuoden tutkimusjaksolla (Brzeziński ym. 2010b).

Yleisesti ottaen eri petolajit eivät ole kovinkaan erikoistuneita ryöstelemään maalintujen pesiä (Angelstam 1986). Vaikka mikään petolaji ei olisikaan erikoistunut pesien ryöstelyyn, voi jonkun petolajin tiheys erityisesti voimistaa pesäsaalistusta. Esimerkiksi supikoiran tiheän kannan takia yhä useampi pesä voi sattua niiden kulkureiteille ja siten lisätä pesien satunnaista tuhoutumista (esim. Väänänen ym. 2007). Varislinnut havaitsevat kuitenkin pesät nisäkäspetoja paremmin (Angelstam 1986). Varislinnut ovat boreaalisilla alueilla tehokkaampia pesien saalistajia kuin nisäkäspedot



keinopesätutkimusten valossa (Angelstam 1986; Krüger ym. 2018; Holopainen ym. 2020). Näistä lajeista harakka *Pica pica* ja varis *Corvus corone cornix* ovat tehokkaimmat (Krüger ym. 2018; Holopainen ym. 2020). Varisten tiheydet ovat korkeimmat ihmisen asuttamissa ympäristöissä ja kosteikoilla, joten vesilinnut altistuvat niiden pesäsaalistukselle (Krüger ym. 2018).

Keinopesätutkimukset eivät suoraan kerro petoyhteisöjen lajien vaikutuksia maassa pesivään linnustoon (Angelstam 1986). Ne kuitenkin antavat paikallisesti osviittaa petoeläinyhteisöjen vaikutuksista luonnollisiin pesiin (Major & Kendall 1996). On kuitenkin pystytty osoittamaan vesilintujen osalta, että keinopesäkokeilla voidaan päästä melko hyviin tuloksiin ja pedot vierailevat keinopesillä lähes yhtä usein kuin vastaavilla luonnollisilla (Anthony ym. 2006).

Holopainen ym. (2021) mukaan Pohjois-Euroopassa sorsien keinopesätutkimuksen perusteella yleisimmät pesillä vierailevat nisäkäspedot ovat supikoira, kettu ja näätä *Martes martes*, joista supikoira on yleisin. Supikoira ja näätä aktiivisesti myös tuhoavat löytämänsä pesät verrattuna muihin pienpetoihin. Sorsien pesimäympäristöissä näädän ja supikoiran läsnäololla voi olla huomattavia vaikutuksia sorsien pesimämenestykseen. Näiden lajien esiintyessä monilajisissa petoyhteisöissä, niiden pesäsaalistus voi olla additiivista, mutta sen vaikutus on paljon riippuvaista petoeläinyhteisön lajirikkaudesta. Luontaisista pienpedoista näätä tekee sorsien pesätuhoja pääasiassa metsissä (Holopainen ym. 2021). Keinopesätutkimusten mukaan pienpedoista kettu on melko yleinen sorsien pesien vierailija erityisesti kosteikoiden rantaviivassa (Holopainen ym. 2020, 2021). Kettu ei niinkään aktiivisesti tuhoa keinopesiä (Krüger ym. 2018). On pystytty osoittamaan, ettei kettujen tiheydellä ole ollut vaikutusta sorsien keinopesien säilyvyyteen (Nummi ym. 2019). Ketut voivat kuitenkin jollakin tavoin haitata vesilintujen pesimämenestystä. Sorsalajit, jotka suosivat pesimä alueinaan reheviä vesistöjä ja pesivät rantaviivan tuntumassa ovat vähentyneet. Todennäköisesti juuri näissä ympäristöissä saalistavien petolajien määrät ovat lisääntyneet, joka ilmenee näiden sorsalajien taantumisenä (Lehikoinen ym. 2016; Pöysä ym. 2019a). Yleisesti eri elinympäristöistä keinopesin säilyvyys on parempaa metsissä. Suomessa näiden pesien säilyvydessä ei ollut eroja metsä- ja kosteikkoelinympäristöjen välillä. Huomionarvoista on kuitenkin, että pesien säilyvyys oli huonointa kosteikkojen rantaviivan tuntumassa kaikista ympäristötyypeistä (Holopainen ym. 2020).

Eri elinympäristöjen tuottavuus vaihtelee maisematasolla, millä on siten vaikutusta saaliseläinten ja niitä saalistavien petojen esiintyvyyteen. Maatalousympäristöt tunnetusti ovat tuottavia ja siten siellä esiintyy runsaasti eri saaliseläimiä ja niitä saalistavia petoja. (Andrén 1992; Roos 2002). Pesientuhot lisääntyvät pesätiheyksien kasvaessa (Roos 2002). Ketut pesivätkin mieluusti maatalousympäristöissä (esim. Kurki ym. 1998; Panek & Bresiński 2002). Supikoira on myös

yleinen nisäkäspeto maatalousympäristöissä (Väänänen 2000; Krüger ym. 2018). Varislintujen tiheydet kasvavat metsien pirstoutuessa ja maatalousalueiden lisääntyessä. Elinympäristön rakenne määrittelee eri varislajien esiintyvyyttä ja siten saalistusta. Naakka *Corvus monedula* ja harakka saalistavat pesiä maatalousalueilla. Varis taas on ympäristönkäytöltään yleislaji ja siten saalistaa niin pelloilla kuin metsissä. Närhi *Garrulus glandarius* tekee pesätuhoja enemmän metsissä (Andrén 1992). Sinisorsien keinopesäkokeet osoittavat niiden pesimämenestyksen olevan huonompaa maatalousalueiden vesistöissä kuin metsäisten seutujen, johtuen näiden ympäristöjen erilaisista petoyhteisöistä. Petolinnut pääasiassa aiheuttavat pesätuhoja maatalousympäristöissä, kun vastaavasti maapetonisäkkäät tuhosivat pesiä metsäisimmillä seuduilla (Elmberg & Gunnarsson 2007, Gunnarsson & Elmberg 2008). Pohjois-Euroopassa maisematasolle peltoalan osuukien täyttäessä yli 30 % koko pinta-alasta, metsien petolajit vähenevät ja petoyhteisöä hallitsevat pääosin tyypilliset maatalousalueiden petolajit (Holopainen ym. 2020). Maisematasolla myös kosteikkojen tiheydellä on merkityksensä petojen saalistukseen. Kosteikkojen tiheyksien kasvaessa pesien säilyvyys huononee (Stephens ym. 2005). Petoja voi esimerkiksi houkuttaa paikalla pesivien vesilintujen määrä, joka kasvaa kosteikkojen tiheyden kasvaessa (Cowardin ym. 1995).

Keinopesätutkimukset antavat hyvinkin osviittaa elinympäristöjen rakenteen vaikutuksista petoyhteisöjen saalistukseen, käyttäytymiseen ja tiheyteen. Erityisen tarpeellista tämä tieto on hoidetuissa elinympäristöissä, kuten maatalousympäristöissä. Nämä edesauttavat hoidon suunnittelua ja toteutusta tulevaisuudessa, jotta lintujen pesimämenestystä voidaan parantaa (ks. esim. Krüger ym. 2018). Nämä seikat olisi syytä huomioida myös kosteikkoympäristöjä hoidettaessa, ennallistettaessa kuin myös uusia rakennettaessa. Petoeläinyhteisöillä voi luultua suurempi rooli vesilintujen viimeaikojen trendin taustalla. Joidenkin tutkimusten mukaan supikoirien ravinto sisältäisi ainoastaan vähän riistalintuja ja niiden munia (Kauhala & Kowalczyk 2011). Aikaisemmat tutkimukset eivät välttämättä ole paljastaneet koko totuutta supikoirien vaikutuksista pesärosvona ja ne ovat aliarvioineet supikoiran vaikutuksia maapesiin. Niissä käytetyt menetelmät eivät ole täysin paljastaneet supikoiran pesätuhopotentiaalia vesilintuihin (Dahlen & Åhlen 2019).

#### *1.3.6.7. Vieraspedot ja niiden huomioiminen vesilintukantojen hoidossa*

Vieraspetojen on todettu olevan niiden saalilajeille haitallisempia kuin luontaisten petoeläinten (Salo ym. 2007). Vieraspedoista supikoiralla ja minkillä voi olla huomattavia vaikutuksia sorsien pesintöjen onnistumisiin (Väänänen 2000; Nordström ym. 2002, 2003; Väänänen ym. 2007; Väänänen 2011; Krüger ym. 2018; Dahlen & Åhlen 2019; Nummi ym. 2019; Brzeziński ym. 2020;

Holopainen ym. 2020; Holopainen ym. 2021) ja siten mahdollisesti ovat olleet myötävaikuttamassa monen sorsalajin populaatioiden taantumiseen (Lehikoinen ym. 2016; Dahlen & Åhlen 2019; Pöysä ym. 2019a, 2019b). Rehevien vesistöjen rantoja suosivat ja siellä pesätuhoja aiheuttavat supikoira ja minkki ovat viimeisten vuosikymmenten aikana merkittävästi runsastuneet. Tämä voi osin selittää vesilintukantojen taantumista Euroopassa. Supikoiran ja minkin saalistus voi selittää erityisesti tukkasotka naaraiden pitkäaikaisen vähenemisen. Nämä lajit voivat saada saaliiksi myös aikuisia pesiviä naaraslintuja (Pöysä ym. 2019b).

Brzeziński ym. (2020) ovat tutkineet Euroopassa minkin vaikutuksia vesilintupopulaatioiden trendiin. Puolassa minkkipopulaatioiden ilmestyttyä paikalle laskivat vesilintupopulaatiot koko 15 vuoden ajan. Keskimäärin 13 vesilintulajin kannat vähenivät puolella. Vesilintupopulaatioiden noudattelivat 4 vuoden viiveellä minkki populaatioiden kannan kehitystä. Vesilintujen parimäärät olivat alimmillaan 4 vuoden jälkeen, kun minkkipopulaatiot olivat suurimmillaan. Minkillä voi olla merkittäviä vaikutuksia vesilintupopulaatioiden kantojen kehitykseen laajoilla alueilla.

Eri lajien pesien alttius joutua saalistetuksi vaihtelee riippuen pesäpaikka mieltymyksistä. Yleisesti ottaen kokosukeltajat ovat alttiimpia minkin pesäsaalistukselle. Minkit erityisesti saalistavat sotkien pesiä (Väänänen 2011). Sinisorsien pesien alttius joutua minkin saalistuksen kohteeksi oli vähäistä Keski-Euroopassa. Sinisorsien pesät yleensä sijaitsevat kauempana vesirajasta minkiltä paremmin suojassa (Brzeziński ym. 2020). Pohjois-Euroopassa minkit vierailivat keinopesillä harvemmin kuin esimerkiksi supikoira. Minkin pesillä vierailut painottuvatkin enemmän kosteikkoalueilla oleviin pesiin. Vaikka minkki harvemmin vierailisikin pesillä, niiden ilmaantuminen sorsien pesille altistaa myös hautovan naaraan sen saalistukselle (Pöysä ym. 2019b; Holopainen ym. 2021).

Supikoirat levittäytyvät nopeasti uusille alueille Euroopassa (Kauhala & Kowalczyk 2011). Sorsien pesimäympäristöissä Pohjois-Euroopassa supikoira käyttää paljon laajemmin eri elinympäristöjä hyödykseen, kuin muut vastaavat luontaiset pienpedot ja on laajasti levittäytynyt ja erityisen runsas vieraspeto (Holopainen ym. 2020; Holopainen ym. 2021). Supikoirien viime vuosikymmeninä tapahtunut nopea levittäytyminen on myös havaittavissa Suomessa. Rehevillä kosteikoilla supikoirien määrät ja siten metsästyksestä saadut saalismäärät voivat olla erityisen korkeat (Nummi ym. 2019).

Paikallisesti supikoirat käyttävät runsainta saatavilla olevaa ravintoa (Kauhala & Kowalczyk 2011). Linnut kuitenkin muodostavat suhteellisen suuren osaan supikoiran ravinnosta Pohjois-Euroopassa (Sutor ym. 2010). Vaikka yleisesti supikoira on mielletty pelkäksi raadonsyöjäksi, sitä se ei kuitenkaan ole, sillä supikoira aktiivisesti etsii lintujen pesiä ja myös tuhoaa niitä (Dahlen & Åhlen 2019; Holopainen ym. 2021). Monilajisissa petoyhteisöissä supikoirien pesäsaalistuksen on todettu

olevan additiivista ja siten rajoittavan joidenkin vesilintujen populaatioita (Dahlen & Åhlen 2019; Holopainen ym. 2021). Supikoirien saalistustehokkuutta lisää sen kyky ja tapa liikkua kosteikoilla, missä ne aktiivisesti kulkevat rantaviivaa pitkin sekä uivat saariin ja saarekkeisiin suhteellisen helposti (Väänänen ym. 2007; Dahlen & Åhlen 2019).

Suomessa supikoirat aktiivisesti vierailevat sorsien keinopesissä ja myös tuhoavat niitä (Väänänen ym. 2007; Nummi ym. 2019; Krüger ym. 2018; Holopainen ym. 2020; Holopainen ym. 2021). Supikoirien tiheyden kasvaessa samanaikaisesti tuhottujen keinopesien lukumäärä kasvoi (Väänänen ym. 2007; Nummi ym. 2019). On viitteitä siitä, että supikoiratiheyksien laskiessa sorsien poikastuotto paranee. Tämä on pystytty osittamaan etenkin sinisorsien kohdalla (Väänänen ym. 2007). Toisessa suomalaisessa tutkimuksessa sinisorsakannat eivät reagoineet supikoira tiheyksien vähenemiseen. Haapanan ja sinisorsan pesimämenestyksessä ei tapahtunut juurikaan muutoksia. Eri pesäpaikka mieltymykset voivat vaikuttaa niiden pesimä menestykseen ja supikoiran pesäsaalistus alttiuteen. Kuitenkin joidenkin lajien kuten nokikanan pesimämenestys selkeästi nousi, kun supikoiria poistettiin tehokkaasti (Nummi ym. 2019).

Vieraspetojen vaikutukset eri lintulajien populaatioihin ovat Suomessa kiistattomat. Siten uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelmakin (Ympäristöministeriö 2017) huomio vieraspetojen merkityksen uhanalaistenlajien suojelussa. Vieraspetojen hallinta ja niiden haitallisten vaikutusten ehkäiseminen edellyttää kansallisen vieraslajistrategian toteuttamista. Esitettyinä toimenpiteinä ovat vieraspetojen haitallisten vaikutusten ehkäisemistä, joka tulisi kohdistaa lajistoltaan monimuotoisimmille ja lajien kannalta arvokkaimmille alueille. Painopiste on erityisesti suojelualueilla, kosteikoissa, lintuvesissä ja niiden kosteikkolintulajistossa (Ympäristöministeriö 2017).

Vesilintukantoja ja niiden elinympäristöjä hoidettaessa olisikin syytä huomioida vieraslajien merkitys, vesilintujen hyväksi tehtyjen hoitotoimien tehostamiseksi. Luonnonhoidossa tulisi selvittää vieraspetojen poiston tarvetta tärkeillä lintualueilla, jottei menetetä hoitoon ennestään käytettyjä panostuksia, kuten elinympäristön kunnostuksen hyötyjä vesilinnuille (Bolton ym. 2007; McGeoch & Jetz 2019). Suomessa on todettu petopoiston hyödyttävän linnustoa. Suomessa rannikoiden pesivien vesilintujen populaatiot runsastuivat sen jälkeen, kun minkit paikallisesti poistettiin (Nordström ym. 2002, 2003). Supikoiran ja minkin tehokkaalla poistolla väheni meren saaristoissa hautovien haahka *Somateria molissima* naaraiden kuolleisuus, joka siten lisäsi pesimämenestystä (Jaatinen ym. 2022). Supikoirien poisto Etelä-Suomen järvialueilla paransi vesilintujen pesimämenestystä (Väänänen ym. 2007). Vieraspetojen poisto tulisi olla riittävän laajamittaista ja tehokasta, jotta päästäisiin vesilintujen kannalta hyviin tuloksiin. Petotyhjiöt

täyttyvät muutoin nopeasti uusilla yksilöillä (Väänänen ym. 2007). Rüistanhoidollisesti petopoistossa tulisi huomioida koko paikallinen petoyhteisö. Tietyn petolajin poiston yhteydessä tulisi usein myös poistaa muita petolajeja. Jonkun pedon poistaminen voi olla kompensoivaa siten, että se lisää joidenkin toisten petojen saalistus tehokkuutta (Ellis-Felege ym. 2012; Beggs ym. 2019).

Evans (2004) mukaan elinympäristöissä tapahtuneet muutokset voivat kasvattaa petoeläinten määriä. Yleispedot voivat muuttaa saalistaji mieltymyksiään, jos niiden saatavuudessa elinympäristön muutoksen takia tapahtuu muutoksia. Saalistuksen painotus voi muuttua täysin eri lajistoon. Lintujen pesäpaikkojen vähentyessä ja siten niiden tiheyden kasvaessa, nämä voivat tehostaa petojen pesäsaalistusta. Lisäksi muutokset voivat heikentää lintujen pesäpaikkoja, jolloin ne ovat turvottomampia ja siten alttiimpia pesäpredaatiolle. Tässä valossa kosteikkojen kunnostuksessa ja rakennuksessa on syytä huomioida petoyhteisöjen vaikutukset. Esimerkiksi uusia pesäpaikkoja luomalla voidaan petojen vaikutuksia ehkäistä.

#### *1.3.6.8. Poikastuottoon vaikuttavia tekijöitä*

Vesilintujen pesintäkaudella kosteikoilla on erityinen merkitys tärkeinä poikastuotto elinympäristöinä (esim. Aitto-Oja ym. 2010). Poikastuottoa vesilinnuilla merkittävästi rajoittaa petojen aiheuttamat pesätuhot ja saalistus (Owen & Black 1990, Newton 1998). Pesien olisi syytä sijoittaa kosteikoilla petojen ulottumattomissa. Pesäpaikan valinnassa tärkein tekijä on pesän turvallisuus pedoilta. Lisääntymisvaiheista kriittisin vaihe ajoittuu siihen, kun munat ovat vielä pesissä (Owen & Black 1990). Kuoriutumisen jälkeen pedot saalistavat tehokkaasti vesilintujen poikasia. Sorsalintujen kuolevuus painottuukin poikaslintuihin ja erityisesti niiden ensimmäisten 2 elinviikon ajalle (Talent ym. 1983). Poikaset saavuttavat lentokyvyn useimpien sorsalajien osalta 5–10 viikossa. Tähän asti emolinnut pysyvät poikueidensa seurassa (Owen & Black 1990). Pesimäaikana myös emolinnut altistuvat herkemmin pedoille (Holopainen ym. 2015; Pöysä ym. 2019b; Holopainen ym. 2021).). Niiden saaliiksi joutuminen vähentää siten poikastuottoa populaatiosolla.

Emolinnun kevään kunnolla on suuri merkitys poikastuottoon. Muuttoreiteillä sijaitsevilla levähdysalueilla on suuri merkitys emolintujen ravintotilanteeseen ja siten myös pesintämenestykseen. Mitä suuremmat ravintovarastot naaras ehtii hankkia ennen pesinnän alkamista sitä suuremman määrän jälkeläisiä, se pystyy tuottamaan (esim. Ebbinge & Spaas 1995). Myös pesimäalueiden ravinnon saatavuudella ennen pesintää on tärkeä merkitys vesilinnuille.

Pesimäalueiden selkärangaton ravinnon riittävä saatavuus naaraslinnuille on todettu parantavan poikastuottoa puolisukeltajasorsilla (Gardarsson & Einarsson 1994). Kosteikon poikatuottoon vaikuttaa paljolti myös emolintujen pesimäkosteikon valinta. Tavipoikueiden esiintyvyyteen boreaalisen alueiden kosteikoilla on todettu vaikuttavan pesivien taviparien ja selkärangattomien määrät (Holopainen ym. 2014).

Poikastuotolla voi olla ratkaiseva merkitys paikallisten populaatioiden vallitsevaan trendiin. Pesintäkauden poikastuotto heijastuu seuraavan kesän pesivien parien määrään ja siten seuraavan kauden poikastuottoon. Sinisorsilla on todettu pesivien paikallisten parien lukumäärien olevan yhteydessä edellisvuoden poikastuottoon (Rönkä ym. 2011). Sorsien populaatiodynamiikan kannalta poikastuotolla ja sorsapoikueiden säilyvyydellä on erityinen merkitys. Simulaatiokokeet viittaavat siihen, että ne ovat tärkeimpiä sorsapopulaatioiden elinkykyyn vaikuttavia tekijöitä sinisorsilla (Hoekman ym. 2002; Coluccy ym. 2008). Tässä valossa kosteikkojen vesilintujen poikastuottoa olisi suositeltavaa ylläpitää hyvänä.

Elinympäristöillä on tunnetusti merkitystä lintujen pesimämenestykseen (esim. Newton 1998). Vapaaseen elinympäristön valintaan liittyvä teoria olettaa, että lisääntymismenestys eri ympäristöissä on keskimäärin yhtä suurta (Fretwell & Lucas 1970). Todellisuudessa eri ympäristöjen välillä on eroja lintujen pesimämenestyksessä (Newton 1998). Eri elinympäristötekijöiden ja erityisesti sen laadun merkitys ilmenee myös vesilintujen poikastuotossa. Elinympäristöt oli jaoteltu laadultaan kasvillisuuden runsauden mukaan. Laadultaan hyvät elinympäristöt omasivat runsaan kasvillisuuden, joissa sinisorsien pesimämenestys ja poikuetiheydet olivat laadultaan huonompia ympäristöjä parempaa (Pöysä 2001).

Ravinto vaikuttaa merkittävästi vesilintupoikueiden säilyvyyteen ja siten vesilintujen poikastuottoon. Kokeellinen tutkimus on osoittanut, että selkärangattomien tiheydellä on positiivinen yhteys sorsanpoikasten kasvuun ja selviytyvyyteen (Cox ym. 1998; Gunnarsson ym. 2004). Vaikka Suomessa esiintyykin paljon järviä, harvat niistä kuitenkaan soveltuvat vesilintujen poikuevesistöiksi sopivan ravinnon puutteen takia. Lisääntymismenestyksen kannalta pesimä ympäristön valinnalla on suuri merkitys (Sjöberg ym. 2000; Gunnarsson ym. 2004). Ravinnon saatavuus vaikuttaa poikasten kuolevuuteen. Kokeellinen tutkimus on osoittanut sinisorsien poikasille tarjotun lisäravinnon lisäävän niiden säilyvyyttä (Gunnarsson ym. 2004). Sinisorsa yleislajina ei elinympäristövaatimuksiltaan ole kovinkaan vaatelias. Tästä huolimatta, Sjöberg ym. (2000) mukaan harvalla suomalaisella tutkimusjärvellä esiintyi sinisorsapoikueita. Järvien osuus, joilta ei löytynyt sinisorsapareja oli myös korkea, mutta pareja kuitenkin esiintyi useammalla järvellä kuin poikueita. Sorsanpoikasille saatavilla olevan ravinnon määrä määräytyy järvien

rehevyyden mukaan ja siten määrittelee poikasten selviytymistä sekä esiintyvyyttä. Tutkimuksessa rehevillä vesillä oli tarjolla enemmän ravintoa, ja sorsanpoikaset kasvoivat suhteessa nopeammin kuin vastaavasti samaan aikaan karujen vesien poikaset. Yleisistä puolisukeltajasorsista myös tavilla on samankaltaisia havaintoja, poikueettomien järvien osuuden ollessa suurta (Nummi ym. 2005). Poikueympäristöjen laadulla, johon vaikuttaa erityisesti selkärangattomien saatavuus, on merkitystä boreaalisten alueiden tavipoikueiden esiintymiseen kosteikoilla (Holopainen ym. 2014). Tiheydestä riippuva pesäpaikkojen puute voi säädellä pesivien parien määrää ja siten populaation pesimämenestystä. Etenkin kolopesijöille pesäpaikkojen saatavuudella on tärkeä merkitys, pesäpaikat rajoittavat kolopesijöiden tiheyttä (Newton 1998). Pesäpaikkojen onkin todettu rajoittavan telkkäpopulaatioiden pesivien parien määriä. Pesäpönttöjen lisäyksen on havaittu kasvattavan pesivien telkkäparien määriä. Tämä ei välttämättä suoraan kasvata telkkien pesimämenestystä. Tiheydestä riippuvilla tekijöillä on merkitystä telkkien poikastuottoon. Tiheyden kasvaessa telkkäpoikueiden määrä ja selviytyvyys laskevat (Pöysä & Pöysä 2002).

## **1.4. Kosteikkojen rakentaminen ja kunnostus vesilintujen elinympäristöiksi**

### **1.4.1. Rakennetut ja kunnostetut kosteikot**

Kosteikkoympäristöjen huonoa tilaa pyritään parantamaan, joko kunnostamalla vanhoja tai rakentamalla kokonaan uusia kosteikkoja. Monessa tapauksessa tavoitteena on parantaa ravinteiden pidätyskykyä ja ylläpitää tai parantaa kosteikkojen monimuotoisuutta (Hansson ym. 2005; Zhang ym. 2020). Kosteikkojen monimuotoisuuden kasvaessa monen eliölajin elinolosuhteet paranevat. Usein kosteikkojen kunnostus- ja rakennustoimien tavoitteena eliölajien monimuotoisuuden parantaminen (esim. Mikkola- Roos 1995; Hansson 2005; Keddy 2010; Ma ym. 2010). Kunnostus- ja rakennustoimien synnyttämistä häiriöistä, ekosysteemin palautumiseen uusien elinympäristöjen luomisen jälkeen menee kuitenkin vuosikymmeniä (Jones & Smitz 2009). Yhtenä ja monesti haluttuna tavoitteena erityisesti kosteikon suojelun kannalta on palauttaa kosteikon luonnollinen alkuperäinen tila (Keddy 2010). Luonnollisissa kosteikoissa kuitenkin esiintyy enemmän harvinaisia lajeja, joten biodiversiteetin kannalta ne ovat tärkeitä (Sebastián-González, & Green 2016). Vuosien kuluessa, rakennettujen kosteikkojen lajisto yhä enemmän alkaa muistuttamaan luonnollisten kosteikkojen lajistoa (VanRees-Siewert & Dinsmore 1996).

Kosteikon kunnostus on laaja käsite, joka ilmaisee ainoastaan yleisesti siellä suoritettavista kunnostustoimenpiteistä. Riippuen kunnostustavoitteista, kunnostus esimerkiksi voi käsittää jonkin

tietyn kosteikon ominaisuuden muuttamista. Tavoitteena voi myös olla koko kosteikkoekosysteemin muuttaminen kohti jotakin toista ekosysteemiä. Ennen kunnostustoimia on syytä asettaa perusteelliset tavoitteet, jotta päästäisiin haluttuihin lopputuloksiin (Keddy 2010). Jos kosteikkojen ja lintuvesien kunnostuksessa tavoitteiksi on asetettu kasvattaa linnuston diversiteettiä ja yksilömääriä, tämän edellytyksenä on lintulajien elinympäristövaatimusten ja populaatioiden kannanmuutosten selvittäminen (Mikkola- Roos 1995). Pohjois-Amerikassa riistanhoidolliset tavoitteet ovat olleet yksi merkittävimmistä tekijöistä kunnostaa kosteikkoympäristöjä.

Kunnostusten keskeinen tavoite on vesilintujen elinympäristöjen tilan parantamisessa. Vesilintujen elinolosuhteiden parantuessa esimerkiksi vesilintujen poikastuotto merkittävästi kohenee, jolloin vuosittaista metsästysaalista voitaisiin kasvattaa (Nichols ym. 1995).

Uusien kosteikkojen rakentaminen on lisääntynyt, kosteikkojen laajamittaisen vähenemisen seurauksena (Ma ym. 2010; Niu ym. 2012). Etukäteen on suhteellisen haasteellista ennustaa, kuinka hyvin rakennettujen ja kunnostettujen kosteikkojen biologiset toiminnot onnistuvat. Pyrkimyksenä on kuitenkin säilyttää haluttu kosteikon lajikoostumus ja ekosysteemipalvelut, joiden säilyttämiseen tähdätään etukäteen parhaiksi valikoituneilla toimilla (Keddy 2010). Monin tavoin halutun kosteikko lajiston säilyttäminen voi olla haasteellista ja rakennetut kosteikot eivät täysin korvaa luonnontilaisia vastaavia kosteikkoja. Vesilintujen runsaudet ja lajimäärät ovat rakennetuissa kosteikoissa pienemmät (Tourenq ym. 2001; Ma, ym. 2004; Desrochers ym. 2008; Sebastián-González & Green 2016). Lisäksi kasviyhteisötkään eivät ole vastaavalla tasolla mitä luonnontilassa olevissa kosteikoissa. Joka tapauksessa rakennetut kosteikot suhteellisen hyvin ylläpitävät vesikasvilajistoa ja sen myötä niistä hyötyvien hyönteisten monimuotoisuutta (Desrochers ym. 2008). Joissakin tapauksissa vesilintujen lajirikkaus rakennetuissa kosteikoissa voi olla jopa korkeampi kuin luonnollisissa tai kunnostetuissa kosteikoissa (Söderquist ym. 2021).

Veden vallatessa kosteikon, voi hyvin tapahtua vastaavaa kuin majavien rakentamissa tulva-altaissa. Majavien tulva-altaissa vapautuu runsaasti ravinteita, mikä lisää selkärangattomien määriä ja hyödyttää vesilintuja erinomaisina ruokailuympäristöinä (Nummi & Holopainen 2014). Erilaiset häiriötekijät voivat lisätä elinympäristöjen vaihtelua ja siten luoda monille vesilintulajille suotoisia elinympäristöjä. Tämän takia vesilinnuille on tarjolla erityisen runsaasti sekä monipuolisesti suojaa ja ravintoa. Yhtenä häiriötekijänä, kosteikkojen ruoppauksella voidaan luoda suhteellisen yksipuoliseen ympäristöön lisää vaihtelua, jolloin kasvillisuuden ja hyönteisten monimuotoisuus on jopa suurempaa kuin luonnollisissa kosteikoissa (Schummer ym. 2012).

Kosteikkoja kunnostettaessa tai uusia rakennettaessa on syytä huomioida kosteikkojen ominaispiirteet, joilla on eniten vaikutusta kosteikkojen kasvi- ja eläinyhteisöihin. Kosteikon koolla,



vesialtaiden muodolla ja veden syvyydellä on merkityksensä eri lajien monimuotoisuuteen kosteikoilla. Kasvillisuudella on myös todettu olevan erityistä merkitystä muiden lajien monimuotoisuuteen kosteikolla (Hansson ym. 2005; Ma ym. 2010; Zhang ym. 2020). Näillä ominaispiirteillä on merkitystä myös kosteikon vesilintuyhteisöihin. Erityisesti kosteikon koolla on vesilinnuille suuri merkitys (esim. Sebastián-González ym. 2010; Sebastián-González & Green 2016). Perustetun kosteikon paikalla on merkitystä, miten hyvin vesilinnut tulevat sillä viihtymään ja kuinka helppo kosteikko on siihen toteuttaa. Paikaksi soveltuvat maastomuotojen perusteella erilaiset kosteat notkot, missä vesi luontaisesti viipyy. Huomio kannattaa myös paikan luontaiseen rehevyyteen kasvillisuuden perusteella. Rehevyyttä ilmentävät runsaina kasvavat kaislat *Schoenoplectus* spp., ruo'ot *Phragmites* spp., sarat *Carex* spp. ja kortteet *Equisetum* spp. Rehevälle alueelle perustettu kosteikko takaa vesilinnuille runsaasti suojaa ja ravintoa. Karuja rahkasammalen *Sphagnum* spp. valtaamia alueita on suositeltavaa vältellä (Aitto-Oja ym. 2010).

Paikallisten kosteikkojen verkostoilla voi olla luultua suurempi vaikutus vesilintujen elinympäristön käyttöön. Vesilinnut käyttävät oletettua pienempiä alueita ruokailuun ja lepäilyyn, jolloin säästävät liikkumiseen kulutettavaa energiaa (McDuaie ym. 2019). Tämä osoittaa paikallisten ja läheisten kosteikkojen entistä suurempaa merkitystä. Paikallisesti erityyppisillä vesistöillä, pienvesistöjä unohtamatta, on suuri merkitys paikallisille vesilintuyhteisöille. Uusille ajoittain esiintyville lammikoille vesilintuyhteisöt ilmestyvät lähes välittömästi. Jotkut lajit käyttävät ruokailu ympäristöinänsä useiden tällaisten läheisten lammikoiden verkostoa (Sebastián-González & Green 2016). Kosteikkojen kytkeytyneisyydellä on merkityksensä vesilintuyhteisöihin ja tiheyksiin kosteikoilla. Pesivien vesilintujen lajimäärät ja tiheydet vähenevät etäisyyden muihin kosteikkoihin kasvaessa. Kytkeytyneisyyden merkitys kuitenkin vaihtelee riippuen vuodenvaihtelun vaiheesta. (Sebastián-González ym. 2010) Paikallisella tasolla kosteikkoverkostot ovat sorsille tärkeitä. Useat ja erityyppiset kosteikot tarjoavat vaihtoehtoisia elinympäristöjä eri häiriötilanteissa. Ne myös takaavat, että eri elinympäristöjä on paremmin saatavilla elinkierron tärkeissä vaiheissa, kuten poikue- ja sulkasatoaikana. Mosaiikkimainen ympäristö on vaihtelevaa mikä mahdollistaa lintujen sopeutumisen elinympäristöönsä elinkierron eri vaiheissa (Patterson 1976). Alueen vesistöjen määrä ja koko houkuttelevat vesilintuja. Vesilintujen on helpompaa havaita suuremmat järvet tai laajat kosteikkoalueiden verkostot. Lisäksi nämä tarjoavat ominaispiirteiltään paljon vaihtelevamman elinympäristön kuin yksittäiset pienet kosteikot (Elmberg ym. 1993, 1994). Nämä seikat huomioiden uusien kosteikkojen rakentamisella tai umpeenkasvaneiden kosteikkojen kunnostuksella voidaan tukea paikallisten kosteikkojen verkostoa ja niiden kytkeytyneisyyttä. Pienillä rakennetuilla kosteikoilla on merkitystä vesilinnuille paikallisella tasolla (Kačergytė ym.

2021). Kaiken tyyppiset vesistöt ovat maisematasolla tärkeitä. Ne lisäävät alueen lajien monimuotoisuutta. Siten eri vesistötyyppien monimuotoisuus lisää myös alueen lajiston monimuotoisuutta (Williams ym. 2004; Scheffer ym. 2006). Kosteikkojen hoidossa pienvesistöjen eheys tulee huomioida ja pyrkiä säilyttämään. Korkeimpaan vesieliöstöjen monimuotoisuuteen päästään, kun maisematasolla ylläpidetään monimuotoisia vesistöjä niin isoja kuin pieniä (Scheffer ym. 2006).

Veden tulviessa ja vallatessa uutta alaa, niihin ilmestyy runsas ja monipuolinen joukko hyönteisiä. Tulva-alueiden hyönteisravinnolla on erityisesti merkitystä telkälle ja taville. Rakennetuissa kosteikoissa veden ensi kertaa tulviessa kosteikolle, lukuiset hyönteiset kolonisoivat sen välittömästi, joita vesilinnut seuraavat. Aluksi kaksisiipiset ilmaantuvat nopeasti paikalle ja niitä on aluksi runsaammin kuin vesiperhosia (Danell & Sjöberg 1982). Vesilinnuista tavit asuttavat nopeasti uudet kosteikot. Näitä hieman myöhemmin uusille kosteikoille ilmestyvät sinisorsat (Nummi & Pöysä 1997; Nummi & Hahtola 2008). Muodostuneiden kosteikkoympäristöjen kasvillisuudesta ovat enemmänkin riippuvaisia sinisorsa ja haapana (Nummi ym. 2012).

Rakennetuilla kosteikoilla ei välttämättä ole niin hyvä poikastuotto kuin luonnollisissa. McKinstry ja Anderson (2002) ovat tutkineet Pohjois-Amerikassa rakennettuja kosteikkoja ja niiden vesilintujen esiintyvyyttä. Tutkimuskosteikot eivät olleet kovinkaan hyvälaatuisia. Niiden rakennuksessa ei ollut otettu huomioon kosteikon monimuotoisuutta ja vesilintujen elinympäristövaatimuksia. Vaikka kosteikot jonkun verran houkuttelivat vesilintuja pysähtymään muuttomatkoilla ja jonkun verran niitä jäi myös pesimään. Poikastuotto niissä jäi niissä kaikesta huolimatta heikoiksi. Joidenkin rakennettujen kosteikkojen osalta, voidaankin todeta, niiden muodostavan niin sanotun ekologisen ansan. Näissä tapauksissa oletetaan linnuston arvioivan pesimäympäristönsä laadun väärin, joka ilmenee huonona poikastuottona (McKinstry & Anderson 2002). Kuten monissa ihmisen muuttamissa ympäristöissä eläimet arvioivat sen laadun virheellisesti paremmaksi, mitä se todellisuudessa on (Battin 2004). Vaikka rakennettu kosteikko houkuttelisikin pesiviä kosteikkolintuja. Lisääntynyt saalistus voi heikentää poikastuottoa ja siten huonontaa pesimäympäristön laatua (Desrochers ym. 2008) Monin paikoin rakennetut kosteikot kuitenkin toimivat paikallisesti tukevinä pesimäympäristöinä sekä muuton aikaisina levähdysalueina (McKinstry & Anderson 2002).

Suomessa kosteikkojen kunnostustoimet liittyvät rehevien vesistöjen umpeenkasvuun. Lintuvedet luontaisesti kehittyvät kohti kliimaksivaihetta ja ne vähittäin kasvavat umpeen ja soistuvat. Tätä kehitystä pyritään kunnostuksella ehkäisemään esimerkiksi kosteikon vesipinta-alaa nostamalla. Kunnostustoimilla tärkeänä on linnuston elinolosuhteiden parantaminen (Mikkola- Roos 1995).

Kosteikkoja rakennettaessa vesilinnuille ensisijaisesti pyritään ottamaan vesilintujen monitahoiset elinympäristövaatimukset huomioon. Luomalla kosteikoille vaihtelua täyttävät monet vesilintujen pesimä-, ruokailu- ja levähtämiselinympäristöihin liittyvät tarpeet (Aitto- Oja ym. 2010).

## **1.4.2. Kosteikkolajien välisten interaktioiden huomioiminen rakennettaessa ja kunnostettaessa kosteikkoja**

### *1.4.2.1. Lokkiyhdykskunnat*

Lokkiyhdykskuntien ja vesilintujen välillä esiintyy vesilintuja hyödyttäviä interaktioita. Niillä järvilla, joilla esiintyy naurulokkikolonioita *Larus ridibundus*, on todettu kokosukeltajien ja erityisesti tukkasotkien tiheyksien olevan suurimmat (Nilsson 1978). Sotka- ja lokkilajeissa *Laridae* spp. on viime vuosina tapahtunut lähes yhtäaikaista taantumista (esim. Väänänen 2011; Pöysä ym. 2019). Monet vesilinnut pesivät lokkiyhdykskunnissa, koska ne saavat niistä suojaa petojen saalistukselta. Tukka- ja punasotkien pesimämenestys on lokkiyhdykskunnissa selkeästi parempaa, pesien säilyvyyden parantuessa (Väänänen 2011).

Väänänen (2011) tutkimuksen mukaan sotkien ja lokkien taantumisen syynä olisi petojen saalistuksesta johtuva poikastuoton aleneminen. Tutkimusalueella avoimuus on pienentynyt rantalaidunnuksen vähentyessä. Umpeenkasvun myötä lokkien on hankalampi puolustaa pesiään huonon näkyvyyden vuoksi ja nämä seikat heijastuvat myös sorsien poikastuottoon (Väänänen 2011). Kosteikkojen laatu huononee naurulokkien hävitessä pesimäympäristöistä.

Naurulokkiyhdykskuntien kadotessa, kasvaa petojen saalistuspaine pesiin. Tämä voi paikallisesti heikentää vesilintujen kannankehitystä (Pöysä ym. 2019).

Puolisukeltajasorsat viihtyvät kokosukeltajasorsia vähemmän lokkiyhdykskunnissa. Väänänen (2011) tutkimuksessaan havaitsi puolisukeltajasorsien pesimisen lokkiyhdykskunnissa olevan harvinaista rehevillä lintuvesillä. Yhdykskunnat sijaistivat tutkimusalueilla kelluvilla turvelautoilla, joita peittivät kasvillisuus. Avoimuuden puute voi olla syynä pesivien puolisukeltajasorsien puuttumiseen yhdykskunnista. Lisäksi puolisukeltajasorsien pesien puuttumiseen lokkiyhdykskunnissa voivat vaikuttaa lajien eri pesinnän fenologia. Tyypillisesti monet puolisukeltajasorsat ovat jo hautomassa, kun lokit ovat vasta aloittelemassa pesintöjensä. Poikueaikana kokosukeltajasorsista ainoastaan tukkasotkipoikueet viihtyvät lokkiyhdykskuntien läheisyydessä. Kokosukeltajasorsista muiden lajien poikueet etsivät ravintoa kauempana syvemmissä vesissä. Puolisukeltajasorsat poikueaikana hakevat myös suojaa lokkiyhdykskunnista (Väänänen ym. 2016).

Vesilintukantojen hoidossa olisikin syytä huomioida naurulokkien merkitys ja siten luoda mahdollisimman hyvät edellytykset naurulokkien menestymiselle kosteikoilla (ks. Pöysä ym. 2019). Väänänen (2011) on ehdottanut, että uusia kosteikkoja rakennettaessa tai vanhoja kunnostettaessa tulisi ottaa huomioon lokkien pesäpaikka mieltymykset. Avoimuutta kannattaa suosia, koska lokit torjuvat tehokkaasti varsilintujen hyökkäyksiä, jos pesät ovat avoimilla paikoilla. Erityisesti nisäkäspeitoja vastaan veden ympäröivät turvelautat helpottavat puolustusta. Avoimuus lisää myös puolisukeltajasorsien pesäpaikka mieltymyksiä (Väänänen 2011). Kosteikkojen sopivaa kasvillisuuden tilaa linnustolle ilmentävätkin lokki- ja uikkuyhdyskuntien esiintyminen (Mikkola-Roos 1995).

#### *1.4.2.2. Piisamin laidunnusvaikutukset*

Kosteikkojen hoidossa tulisi ottaa huomioon kosteikon monimuotoinen maisema, joka lisää sorsien esiintymistä. Mosaiikkimaisuutta kosteikolla voidaan lisätä huomioimalla kasvillisuuden ja avoimien avovesilaukkujen sopiva suhde. Tämä voidaan kosteikoilla toteuttaa luomalla avoimia laikkuja yhtenäisen ilmaversokasvillisuuden sekaan, joita sorsat suosivat ruokailuympäristöinä. Vesilintujen monimuotoisuuden ja lukumäärien on todettu olevan suurimpia kosteikoilla, joiden ilmaversokasvillisuus ja vaihteleva avoin vesi on jakautunut suurin piirtein puoliksi. (Kaminski & Prince 1981).

Piisami *Ondatra zibethicus* luo kosteikoille vastaavia avovesilaukkuja, joita voidaan ainakin osittain rinnastaa kosteikolla niittämällä tehtyihin avovesilaukkuihin (Nummi ym. 2006). Niittämällä poistetusta ilmaversokasvillisuudesta hyötyvät selkärangattomat, mistä taas hyötyvät sorsat niiden ravinnon lisääntyessä (Kaminski & Prince 1981). Vesilinnuille mieluista ravintoa on samalla tavoin runsaasti tarjolla piisamin esimerkiksi kortteikkojen sekaan muodostamilla laikuilla. Näillä laikuilla uposlehtisten sekä heiveröisten ilmaversokasvien seassa esiintyy runsaasti selkärangattomista vesisiirtoja (Nummi ym. 2006).

Nummi ym. (2006) ovat tutkineet piisamin laidunnusvaikutuksia rehevien vesien vesikasvillisuuteen ja selkärangatonyhteisöihin sekä niiden vaikutusta vesilintuihin. Piisamin laidunnuksen eri sukkessionvaiheissa selkärangatonyhteisöissä ilmeni eroja. Tutkimuksessa havainnoitiin piisamin muodostamien avovesilaukkujen kasvillisuuden sukkession kolmea eri vaihetta, joita olivat paljaaksi syöty avovesilaukku, sekakasvillisuus ja pelkkä kortteikasvillisuus. Upos- ja kelluslehtiset kasvit kolonisoivat laikut nopeasti. Sekakasvillisuudessa oli runsainten selkärangattomia sorsille, joissa selkärangattomien tiheydet ja diversiteetti olivat kaikista

suurimmat. Sukkession eri vaiheissa myös selkärangattomien koossa oli eroja ja siten eri vaiheessa olevat laikut monipuolistavat selkärangattomien esiintymistä kosteikoilla.

Nummi ym. (2006) ehdottavatkin, että rehevien ja umpeenkasvaneiden kosteikkojen hoidossa, tulisi nämä piisamin laidunnuksen vaikutukset ottaa huomioon. Sorsille tärkeitä avoimia laikkuja näyttämällä, voidaan sorsien ruokailuympäristöjä merkittävästi parantaa. Korte- ja kaislakasvustoihin luodut avoimet laikut, ovat mieluisia ruokailuympäristöjä niin sorsapoikueille, kuin aikuisille linnuille. Piisamit luovat monipuolisemman kasvuston, joilla esiintyy monipuolisesti selkärangaton ravintoa sorsien moniin tarpeisiin.

#### 1.4.2.3. Kalasto

Kosteikkojen kalojen ja vesilintujen välillä voi esiintyä interaktioita. Kaloilla on merkitystä vesilintujen esiintyvyyteen samoilla kosteikoilla. Boreaalisen alueiden järvillä kalojen ja sorsalintujen välillä voi esiintyä selkärangattomista ravintokilpailua. Kalastolla on todettu olevan vaikutusta järvien selkärangattomien määriin ja siten telkkien esiintyvyyteen (Eriksson 1979; Elmberg ym. 2010; Nummi ym. 2012; Väänänen ym. 2012). Etenkin telkkien järven käyttö ja poikastuotto lisääntyvät kalojen vähentyessä, kuin myös puolisuokeltajasorsista tavilla (Elmberg ym. 2010). Tavipoikueet kärsivät kalaston läsnäolosta. Mitä tiheämmin järvillä esiintyy kaloja, sitä huonommin niissä esiintyy tavipoikueita (Väänänen ym. 2012). Sinisorsien järven käyttöön ja poikastuottoon ei kalastolla ole niinkään todettu olevan vaikutusta (Elmberg ym. 2010). Väänänen ym. (2012) mukaan eri kalalajeilla olisi erilainen vaikutus vesirungon eri osien selkärangattomiin ja sitä kautta eri sorsalajeihin. Siten esimerkiksi särjen *Rutilus rutilus* ravintokilpailu kohdistuisi sorsista enemmän sinisorsiin, johtuen näiden molempien ruokailusta lähellä rantaviivaa ja vedenpinnan tuntumaa. Runsas ahventen *Perca fluviatilis* esiintyvyys vaikuttaa haitallisesti sorsista etenkin telkkien- ja tavipoikueiden sekä parien esiintyvyyteen.

Telkkäpoikueiden ympäristön käyttöä selkeästi määrittelee vesiselkärangattomien saatavuus ja määrä (Nummi & Pöysä 1993; Paasivaara & Pöysä 2004; Nummi ym. 2013). Telkkäpoikueiden ympäristön käyttö on yhteydessä vesirungon selkärangattomiin ja etenkin suurempiin kuoriutuviin hyönteisiin (Nummi ym. 2013). Telkät siten hyötyvät järvistä, joilla esiintyy vähän ilmaversoiskasvillisuutta ja kaloja. Vähäinen kalojen määrä vähentää kilpailua vesiselkärangattomasta ravinnosta. Boreaalisisissa happamoituneissa järvissä esiintyy näitä kalattomia järviä. Telkkä naaras pyrkii muuttamaan poikueinensa huonon hyönteisravintotilanteen omaavista kosteikoista niihin, joissa on runsaasti ravintoa tarjolla (Paasivaara & Pöysä 2004).

Kalaston puuttumisen vaikutukset ilmenevät selkärangattomissa esimerkiksi siten, että kalattomissa järvissä on enemmän pohjan sekä vapaanveden selkärangattomia (Elmberg ym. 2010).

Järven rakenne vaikuttaa kalojen saalistuksen tehokkuuteen, ollen voimakkaampaa vähäkasvuisissa rakenteeltaan yksinkertaisissa järvissä (Diehl & Kornijov 1997; Nummi ym. 2012). Rehevöitymisen myötä sisävesistöjen kalastossa tapahtuu muutoksia. Kalalajien määrä lisääntyy, särkikalat *Cyprinidae* spp. ovat valtalajeina ja kalojen biomassa kasvaa. Rehevissä järvissä esiintyy runsaasti haukia *Esox lucius* ja lahnoja *Abramis brama*, joka särkikaloista hyötyy eniten rehevöitymisestä. Vesistön koko vaikuttaa särkikalojen määriin, joten pienimmissä vesistöissä niitä ei kovinkaan esiinny (Olin ym. 2002). Hauki suurena petokalana voi saalistaa suoraan sorsan poikasia (Paasivaara & Pöysä 2004; Dessborn ym. 2011). Hauki ei läsnäolollaan vaikuta sorsaparien järvenkäyttöön, mutta poikueaikaan hauella oli merkittäviä vaikutuksia telkkä- ja tavipoikueiden järvien käyttöön ja jonkin verran myös sinisorsapoikueiden (Dessborn ym. 2011). On myös olemassa viitteitä, että hauki joissakin tapauksissa saalistaisi myös sinisorsan poikasia.

Kalojen pääsyä kosteikoille tulisi pyrkiä estämään. Kalojen kilpailu vaikutukset tulisi ottaa huomioon kosteikkojen rakentamisessa, kunnostuksessa ja hoidossa. Kalattomista kosteikoista hyötyvät yleisimmin kosteikoilla tavattavat sorsalajit. Näiden lisäksi myös vähän harvinaisemmat lajit, kuten mustakurkku-uikku *Podiceps auritus*, punasotka, tukkasotka, ja nokikana (Väänänen ym. 2012).

#### 1.4.2.4. Kasvillisuus

Kasvillisuudella on suuri merkitys vesilintujen viihtyvyyteen kosteikoilla (Danell & Sjöberg 1977; Nummi ym. 2013; Holopainen ym. 2015). Kasvillisuuden rakenne määrittelee kosteikoilla asuttavien vesilintujen monimuotoisuutta (esim. Mikkola- Roos 1995). Rehevissä vesistöissä vesilintuyhteisöt ovat monimuotoisimmat (Nilsson 1978; Nilsson & Nilsson 1978). Tyypillisesti kosteikkojen rehevyys ilmenee runsaana kasvillisuutena, joka taas ilmentää runsasta tuotantoa (Keddy 2010). Yleisesti ottaen tuottavuuden kasvaessa ennustetaan myös lajimäärän kasvavan (MacArthur 1972). Mitä suurempi määrä vesistöissä on vesikasvillisuutta sitä todennäköisemmin sinisorsa, tavi ja haapana niitä asuttavat (Danell & Sjöberg 1977). Liiallinen yhtenäinen kasvillisuus ei välttämättä kosteikoilla ole hyväksi, joten avoimuus parantaa sorsien mieltymyksiä kosteikkoon (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982; Nummi ym. 2006).

Lintuvesien rannoilla vallitsee monipuolinen kasvilajisto, joka johtuu maa- sekä vesikasvillisuuden kohtaamisesta. Kasvillisuus yksipuolistuu veden syvyyden lisääntyessä. Kasvillisuudelle on

tyypillistä selvä vyöhykkeisyys, joka muodostuu yhdestä valtalajista (Mikkola- Roos 1995). Kilpailu voimakkaasti muovaa kosteikkojen kasviyhteisöjä, jossa lopulta muutaman lajin dominanssi on vallitseva (Keddy 2010). Tyypillisesti nämä ovat muita lajeja suurempia kosteikon kasvilajeja, kuten osmankäämi *Typha* sp. (Keddy ym. 1988). Kosteikoille tyypilliset avoimet laikut valtaavat ensin kilpailullisesti heikoimmat kasvilajit, joiden levittäytymiskyky on vahvempia kilpailijoita voimakkaampaa. Heikompien kilpailijoiden levittäytymistä edesauttavat erilaiset kosteikkoja muokkaavat häiriöt, jotka muodostavat laikkuja, kuten pitkäkestoiset tulvat, laiduntavat eläimet tai kasvillisuuden niittäminen. Häiriötekijät muovaavat myös selkärangattomien kosteikkoelinympäristöjä. Häiriön voimakkuudelle on merkitystä niiden suhteellisiin tiheyksiin (Keddy 2010).

Kasvillisuudella pystytään vaikuttamaan kosteikon selkärangattomien tuottoon. Kasvuston luomasta suojasta ja elinpinnasta hyötyvät myös lukuisat muut eliölajit. Uposkasvillisuuden runsastuessa selkärangattomien sekä eläinplanktonlajien diversiteetti ja lukumäärät kasvavat.

Uposkasvillisuudesta ja sen luomasta ravintoverkon muutoksesta hyötyvät vesilinnut (Hargeby ym. 1994). Erityisesti uposkasvillisuudesta hyötyvät punasotkat (Fox ym. 2016). Uposkasvillisuuden yleistyessä, pääasiassa kasvisravintoa käyttävät lajit runsastuvat, kuten joutsenet *Cygnus cygnus* ja nokikanat. Myös puolisuikeltajasorsat hyötyvät tästä tilan muutoksesta. Uposkasvillisuuden lisääntyminen lisää sorsien selkärangattomista koostuvan ravinnon satavuutta, mutta se myös parantaa niiden kasviravintotilannetta (Hargeby ym. 1994). Kookkaampien vesiselkärangattomien määrät ovat sitä suurempia, mitä tiheämpiä ovat uposlehtisten kasvustot (Marklund ym. 2001). Sinisorsa ja tavi eivät ole niinkään riippuvaisia uposlehtisen kasvuston sisältämästä ravinnosta, sillä ne myös ruokailevat muualla. Uposkasvillisuuden valtaamat vesistöt ovat kuitenkin monelle vesilintulajille tärkeitä. Syksyllä muuttavat vesilinnut on havaittu suosivan runsaita uposkasvillisuus järviä ja siten jopa soveltuvat muuttoreittinsä sen mukaan (Hansson ym. 2010).

Kosteikkoja kunnostettaessa, rakennettaessa ja niitä hoidettaessa vesilintujen elinympäristöiksi, kasvillisuus tulisi erityisesti ottaa huomioon. Pohjois-Amerikassa kosteikon hoitotoimilla parantunut uposkasvillisuuden esiintyvyys oli eduksi vesilinnuille. Uposkasvillisuus oli tärkein tekijä riippumatta siitä, mikä oli kosteikon veden syvyys tai mitä muita hoitotoimia käytettiin (Larson ym. 2020). Rakennettujen kosteikkojen riittävän suuri koko ja sopiva ilmaversokasvillisuus lisäävät vesilintujen viihtyvyyttä. Kosteikon tulisi olla kooltaan yli 1 ha, jossa ilmaversokasvillisuutta esiintyy sen alasta 15–30 % (McKinstry & Anderson 2002).

Uposkasvillisuuden lisäksi ilmaversokasvillisuudella on kosteikkojen vesilintuihin suuri merkitys. Joillekin vesilintulajeille ilmaversoinen vesikasvillisuus luo pesimä- ja ruokailuympäristöjä sekä

suojaa pedoilta (Froneman ym. 2001; McKinstry & Anderson 2002; Sebastian-González ym. 2010). On myös osoituksia, että rakennetuissa kosteikoissa liiallisesta ilmaversoisesta vesikasvillisuudesta voi olla haittaa kosteikkolinnustolle. Luultavasti se vaikeuttaa lintuja havainnoimasta ympäristöään petojen hyökkäyksien varalta (Kačergyte ym. 2021).

Rakennetuissa ja kunnostetuissa kosteikoissa olisi syytä huomioida kasvillisuuden kehitys linnuston kannalta. Iän myötä rakennetuilla ja kunnostetuilla kosteikoille kehittyy lähes luonnollisten kosteikkojen kaltainen kasvillisuuden ja rantavyöhykkeen rakenne, jonne niiden seurauksena on kehittynyt myös samankaltainen eliölajisto (Brown & Smith 1998). Rakennettujen kosteikkojen vanhetessa sen kasvillisuuspeitteisyys lisääntyy, minkä seurauksena pesimälinnuston lajimäärät kasvavat. Kunnostustoimia tulisi toteuttaa pitkällä tähtäimellä. Kasvillisuuden määrän kehitys kasvaa rakennetuissa kosteikoissa aina 4 vuoteen asti. Jos tavoitteet ovat ainoastaan vesilinnuston elinolosuhteiden parantamisessa, niihin voidaan päästä jo 1–2 vuodessa (VanRees-Siewert & Dinsmore 1996). Rakennetun kosteikon vesikasvillisuuden lajimääriin vaikuttaa rantaviivan monimuotoinen rakenne. Mitä monimuotoisempi se on, sitä monimuotoisemmin kosteikolla esiintyy myös kasvilajeja (Hansson ym. 2005). Aallokon vaikutus kasvillisuuteen olisi syytä myös ottaa huomioon. Laikut olisivat suositeltavaa sijoittaa tyyniin kohtiin tai ilmaversoisen kasvillisuuden suojiin. Näin suojattaisiin tätä sorsille tärkeää laikuittaista kasvillisuutta (Nummi & Väänänen 2003).

Puuston ja pensaiden merkitystä kosteikko linnustoon ei sovi unohtaa. Metsäpeiteisyyden kasvaessa rakennettujen kosteikkojen ja niiden linnuston monimuotoisuus vähenee (Kačergyte ym. 2021). Puustot ja pensaasat mahdollistavat tarkkailupaikkoja petolinnuille, joka voi tehostaa kosteikkolinnuston saalistusta (Holopainen ym. 2015). Tulvivat saraluhdat ovat erinomaisia ruokailuympäristöjä vesilinnuille. Niistä muodostuu suojaisia ruokailuympäristöjä erityisesti vesilintupoikueille. Näiden merkitys sorsien elinympäristöjä kunnostettaessa kannattaisi huomioida. Saraluhtien esiintyvyyttä voidaan kosteikoilla lisätä, poistamalla rantojen pensaikkaa ja rantoja laiduntamalla (Nummi & Väänänen 2003). Kosteikon rakennuksessa kannattaa sarojen lisäksi pyrkiä edistämään kortekasvustoja, palpakoita *Sparganium* spp., vitoja *Potamogeton* spp., ärviää *Myriophyllum*, kilpukkaa *Hydrocharis morsus-ranae* ja pikkulimaskaa *Lemna minor*. Välttämättä kannattaisi järviruokoa, osmankäämiä ja järvikaislaa, jotka tyypillisesti muodostavat suuria ja tiheitä kasvustoja. Erityisesti vieraslaji vesiruton *Elodea canadensis* pääsyä kosteikolle tulisi pyrkiä estämään (Aitto-Oja ym. 2010). Vesikasvillisuuden merkitys on kuitenkin eri vesilintulajeille monitahoista ja siten hieman epäselvää. Todennäköisesti boreaalisten alueiden kosteikoiden



rakenteellisella monimuotoisuudella on paljon suurempi merkitys kuin sen kasvipeitteisyydellä (Holopainen ym. 2015).

### 1.4.3. Kosteikon rakenne

Ympäristön monimuotoisuudella on merkitystä vesilintujen esiintyvyyteen, joka kosteikkoa suunniteltaessa olisi syytä huomioida. Pohjois- Euroopassa sorsien lajiyhteisöjen diversiteettiä lisää niiden asuttamien elinympäristöjen monimuotoinen rakenne ja runsas selkärangattomista koostuvan ravinnon esiintyminen (Pöysä 1984; Elmberg ym. 1993, 1994). Näistä elinympäristön rakenteella on ravinnon määrää suurempi merkitys vesilintuyhteisöjen rakenteeseen ja niiden monimuotoisuuteen (Elmberg ym. 1993, 1994). Kosteikon monimuotoinen rakenne lisää myös vesilintuyksilöiden lukumääriä niiden lajiyhteisöjen monimuotoisuuden lisäksi. Elmberg ym. (1993) ovat tutkineet puolisukeltaja killan esiintyvyyteen vaikuttavia tekijöitä. Monimuotoinen ympäristön rakenne lisäsi vesilintulajien lukumääriä. He myös määrittivät järven tuottavuutta sorsille soveltuvan selkärangatonravinnon pohjalta. Tuottavuutta ilmensi vesiselkärangattomien ja kuoriutuvien kaksisiipisten runsaus. Järven tuottavuuden kasvaessa kasvoi lajien lukumäärä ja pesivien parien tiheydet. Etenkin kuoriutuvilla kaksisiipisillä oli merkittävä rooli tuloksiin.

Kosteikon rakenteellista monimuotoisuutta luovat monet tekijät. Samalla ne lisäävät vesilintujen sekä niiden ravintonaan käyttämien selkärangattomien tiheyttä ja monimuotoisuutta. Kosteikkojen monimuotoisuuteen vaikuttavat polveileva ja monimuotoinen rantaviiva (Nilsson 1978; Hansson ym. 2005), runsas kasvillisuus (Danell & Sjöberg 1977), kasvillisuuden ja avoimen veden oikea suhde (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982), koko (Nilsson 1978; Nilsson & Nilsson 1978; Nummi & Pöysä 1995b; Hansson ym. 2005), kytkeytyneisyys (Elmberg ym. 1993, 1994), ikä ja veden syvyys (Hansson 2005). Veden tulviminen ja veden pysyvyys lisäävät kosteikkojen selkärangattomien esiintymistä. Mitä pidempään alue on veden valtaamaa; sitä monimuotoisempi on selkärangaton lajisto ja tiheydet (Tarr ym. 2005). Kosteikon monimuotoisuus ehkäisee myös kalaston haitallisia vaikutuksia vesilintuihin (Diehl 1992; Power ym. 1996).

Hansson ym. (2005) ovat tutkineet maatalousalueiden rakennettujen kosteikkojen ja niiden ominaispiirteiden merkityksiä lajien monimuotoisuuteen. Tutkimuksessa pohjaselkärangattomien lajimäärät kasvoivat viiteen vuoteen asti. Heidän mukaansa kosteikon pinta-ala, syvyys ja rannan monimuotoisuus huomioon ottamalla voidaan parantaa kosteikkojen lajien diversiteettiä.

Rakennettujen kosteikkojen monimuotoisuutta lisää kosteikon suuri koko, mataluus, loivat rannat ja suhteellisen runsas ilmaversokasvillisuuden esiintyvyys. Rakennetuista kosteikoista ovat heidän

mukaansa linnustolle parhaita, joiden rakenne on matala, suuri ja mahdollisimman rikkonainen rantaviiva. Kosteikkolinnuston lajimäärät kasvavat kosteikon koon kasvaessa 4 hehtaariin asti.

Rakennettujen kosteikkojen koolla on osoitusten mukaan kasvillisuuden rakennetta tärkeämpi merkitys niissä esiintyvien vesilintuyhteisöjen monimuotoisuuteen. Kosteikon koon kasvu kasvattaa myös pesivien vesilintuyhteisöjen monimuotoisuutta rakennetuilla kosteikoilla (VanRees-Siewert & Dinsmore 1996). Vesilintulajien monimuotoisuuden kasvattamiseksi, kosteikot tulisi rakentaa niin isoksi ja tiheästi kuin on mahdollista toteuttaa. Kosteikkojen pitäisi olla kooltaan vähintään 1 ha ja niiden tulisi esiintyä alueellisesti vähintään 5 kappaletta jokaisella neliökilometrillä (McKinstry & Anderson 2002). Yleisimmistä puolisukeltajasorsista kosteikon koko vaikuttaa siten, että taveja ei juurikaan niillä esiinny, jos kosteikon pinta-ala on alle 0,5 ha. Sinisorsilla kosteikon vähimmäiskoko on 1 ha (Nummi & Pöysä 1995b). Vesilintujen kokonaistiheydet yleisesti kasvavat sitä mukaa, mitä isommasta kosteikosta on kyse (Nilsson & Nilsson 1978). Kuitenkin suhteellisesti vesilintu parien tiheydet ovat suurimmat pienimmissä vesistöissä (Nilsson 1978; Nummi & Pöysä 1995b). Sorsatiheyksien onkin todettu olevan suurempia, vesialueilla, joiden koko on noin 1–2 hehtaaria (Nummi & Pöysä 1995b).

Paracuellos (2006) on tutkinut vesilintujen elinympäristön valintaa eri kokoisilla kosteikkoalustoilla. Hänen tutkimuksessaan kosteikon koolla ja vesilintujen ominaispiirteistä ravinnonkäytön laajuudella ja tavalla hyödyntää mikrohabitaattia ruokaillessa oli merkityksensä.

Ravinnonkäytöltään laajat lajit eli generalisti lajit, kuten sinisorsa, nokikana ja pikku-uikku *Tachybaptus ruficollis* suosivat sekä pieniä että isoja kosteikko alustoja. Nämä lajit pääasiassa ruokailevat ranta-alueilla, jotka rajoittuvat avoveteen. Specialistilajit ovat ravinnon käytöltään hieman vaativampia ja ovat myös kosteikon pinta-alasta riippuvia lajeja, kuten lapasorsa. Ne ruokailevat avovedestä hieman kauempana sijaitsevilla avovesialueilla. Ravinnonkäytöltään suppeammat lajit katoavat, kun kosteikon pinta-ala pienenee. Mitä suurempi kosteikko sitä enemmän se ylläpitää eri elinympäristötyyppejä ja siten suurempaa lajimäärää (Paracuellos 2006). Riippuen sorsalajista kosteikon koolla on merkitystä myös lisääntymismenestykseen (ks. Holopainen ym. 2015). Kosteikon suuren koon vaikutukset vesilintuihin ovat saman kaltaisia paikallisesti yksittäisissä rakennetuissa kosteikoissa. Vesilinnuille yksittäisiä kosteikkoja rakennettaessa olisikin kannattavaa rakentaa mahdollisimman suuria kosteikkoja. Lajimäärät ja paritiheydet ovat suurempia isoissa kuin pienissä kosteikoissa. Lisäksi kosteikon koon kasvaessa kasvaa vesilintupoikueiden tiheydet (Kačergytė ym. 2021).

Monessa tapauksessa pienten kosteikkojen rakentaminen ei ole lainkaan huonompi vaihtoehto. Erityisesti silloin, kun kosteikon rakentamisen kustannusten takia olisi kannattavampaa rakentaa

muutama pieni kosteikko kuin yksi isompi. Vesilintuyhteisöjä alueellisesti tarkasteltuna, paikallisella tasolla vesilintujen lajirikkaus ja parimäärät ovat monessa pienessä vastaavanlaisia kuin yhdessä isossa. Paikallisella tasolla useat pienet rakennettujen kosteikkojen verkostot, voivat olla jopa isoa rakennettua kosteikkoa parempia. Tällaisten pienten kosteikkojen joukko voi paikallisesti omata isoa kosteikkoa paremman poikastuoton. Erityisesti pieniä kosteikkoja kannattasi paikallisesti luoda sinne missä on jo olemassa isoja kosteikkoja (Kačergyte ym. 2021).

Kosteikon rantaviivan merkitys ja sen rakenne vesilinnuille kannattaa huomioida kosteikkoja rakennettaessa. Polveileva rantaviiva lisää kosteikon rantaviivan pituutta sekä parimäärien tiheyksiä (Nilsson 1978). Polveilua lisää rantojen repaleisuus, nimekkeiden esiintyvyys, saarekkeet ja niiden rantaviivojen repaleisuus (Aitto-Oja ym. 2010). Kosteikkojen saarekkeisuus erityisesti lisää vesilintujen viihtyvyyttä kosteikoilla pesimä- ja poikueaikoina (esim. Väänänen ym. 2016). Muina aikoina niiden merkitys vesilinnuille on vähäisempi (Kačergyte ym. 2021). Rantaviiva kannattaa kosteikoilla tehdä mahdollisimman loivaksi. Tämä mahdollistaa veden laaja- alaisemman tulvimisen, mistä hyötyvät vesilinnut. Rakennetun kosteikon tulva-alueiden osuuden kasvaessa, vesilintujen paritiheydet kasvavat (Kačergyte ym. 2021). Kosteikon koko vaikuttaa myös sen vedenpinnan vaihteluihin. Mitä suurempi vesiallas, sitä suurempi vaikutus sillä on veden korkeuden vaihteluun kosteikolla. Mitä suurempi tämä vaihtelu on, sitä monipuolisempi kasvillisuus kosteikolla esiintyy. Voimakas tulviminen luo suuremman alan rantaniittyjä (Keddy 2010). Tulvat luovatkin vesilinnuille erinomaisia ruokailuympäristöjä. Tulvivilla ruohikoilla vesilintuyhteisöt ovat monimuotoisimpia (Zmihorski ym. 2016). Veden syvyydellä on merkitystä mitkä lajit kosteikkoa käyttävät. Matalimpia lammikoita käyttävät pääosin pienimmät vesilintulajit. Lajien ominaispiirteet rajoittavat ravinnon saantia veden syvyyden mukaan. Siten paikallisesti myös veden hydrologialla on vaikutuksensa vesilintujen esiintyvyyteen kosteikoilla (Sebastián-González & Green 2016). Kosteikon vedensyvyyden vaihtelulla on vesilintujen elinympäristövaatimuksiin tärkeä merkitys. Puolisukeltajasorsille vettä olisi hyvä löytyä kosteikolla aina puoleen metriin asti. Kokosukeltajasorsat tarvitsevat paljon syvempiä lähes neljän metrin syvyisiä alueita ravinnon etsintään kosteikolla (Aitto-Oja ym. 2010).

#### **1.4.4. Kosteikkojen hoito- ja kunnostus**

##### *1.4.4.1. Ravintoverkon kunnostus*

Kalojen poisto voi hyödyttää kosteikon vesilinnustoa. Gilesin (1994) mukaan kalojen ravintona käyttämien selkärangattomien määrä koheni kalaston poiston jälkeen, mikä vähensi ravintokilpailua

samaa ravinto käyttävien vesilintujen kanssa. Etenkin särkikalojen poisto lisäsi sorsien selkärangaton ravinnon määriä. Hän poisti englantilaisen järven kalastoa, jolloin tukkasotkien ravintotilanne parani, lisäten poikueiden määrää ja säilyvyyttä. Kalaston poisto lisäsi myös uposkasvillisuutta, hyödyttäen kasviravintoa ravintonaan käyttämiä vesilintuja. Kalaston poiston jälkeen punasotka sekä lapasorsa ilmestyivät pesimään järvelle.

Ravintoverkon kunnostuksen keskeinen pyrkimys on parantaa vesistöjen veden laatua, jolloin veden kirkkaus paranee. Se perustuu kalojen poistoon, jolloin niiden ravintonaan käyttämien eläinlanktonien määrää lisääntyy. Eläinlanktonit taas vähentävät ravintonaan käyttämiensä kasviplanktonien määriä. Veden kirkkaus paranee kasviplanktonien vähentyessä vesistöissä lisäten uposkasvillisuuden esiintymistä (Hansson ym. 1998; Søndergaard ym. 2007; Hansson ym. 2010). Vesistön lopullinen kalasto ravintoverkon kunnostuksen jälkeen riippuu järven ominaispiirteistä ja kalalajistosta. Vesistöjen kunnostusta suunniteltaessa nämä tulisi huomioida (Olin ym. 2002). Runsaalla uposkasvillisuudella on merkittäviä vaikutuksia vesieliöstöihin. Uposkasvillisuudesta ja sen luomasta ravintoverkon muutoksesta hyötyvät erityisesti vesilinnut (Hargeby ym. 1994).

Vesistöjen kunnostus veden laadun parantamiseksi hyödyttää vesilintuja. Tanskalaisilla järvillä kunnostustoimet lisäsivät pesivien punasotkien määriä. Kunnostustoimet sisälsivät ravinteiden valumisen vähentämistä ja kalaston poistoa. Erityisesti suuri määrä lahnoja ja särkiä poistettiin näistä rehevistä järvistä. Veden kirkkauden lisääntyminen, mahdollisti uposkasvillisuuden lisääntymisen, jotka hyödyttivät punasotkia (Fox ym. 2019).

#### *1.4.4.2. Laidunnus*

Kosteikoilla karjaeläinten laidunnuksella voidaan parantaa pesivien ja levähtävien vesilintujen elinympäristöjä. Yksittäisistä hoitoimenpiteistä laidunnuksella pystytään tehokkaasti vaikuttamaan useiden lintulajien elinympäristö vaatimuksiin. Suomessa laidunnuksen vaikutukset ilmenivät taantuneiden lintulajien lisääntymisenä kevät- ja syysmuuton aikaan laidunnetuilla alueilla. Syysmuuton aikaan erityisesti puolisukeltajasorsat, hanhet, kahlaajat *Scolopaci* spp. ja naurulokit viihtyivät näillä hoidetuilla alueilla (Lehikoinen ym. 2017).

Laiduntaminen on hyödyksi linnuille, jotka suosivat matalaa rantaniittyjen kasvillisuutta. Tärkeää on kuitenkin huomioida niiden haittavaikutukset, jotta laiduntamisen vaikutuksia linnustoihin voidaan tehostaa (Pakanen ym. 2011). Erityisen tärkeää on laidunnuksen oikea mitoitus. Ajoittain tulvivilla ruohikkoalueilla suhteellisen vähäinen laidunnus olisi niittoa parempi hoitokeino linnuston kannalta (Zmihorski ym. 2016). Siten karjan määrä ja laidunnuksen oikea ajoittuminen suhteessa lintujen pesinnän ajoittumiseen on syytä ottaa huomioon, jotta ei heikennettäisi lintujen

pesimämenestystä. Karjat kuitenkin tuhoavat tallomalla lintujen pesiä. Karjan määrä on syytä pitää mahdollisimman pienenä suhteessa haluttuun laidunnuksen tehokkuuteen (Pakanen ym. 2011).

#### 1.4.4.3. Kasvillisuudenpoisto

Kosteikon hoitotoimilla voidaan nopeasti kasvattaa vesilintujen lukumääriä (Lehikoinen ym. 2017). Hoitotoimista ruovikon poistaminen mahdollistaa paremman ruokailuympäristön puolisukeltajasorsille ja kahlaajille. Niittämällä poistetusta ilmaversokasvillisuudesta hyötyvät selkärangattomat, mistä taas hyötyvät sorsat niiden ravinnon lisääntyessä (Kaminski & Prince 1981).

Tyypillisimmät vesikasvit, jotka umpeenkasvua Suomessa aiheuttavat ovat ilmaversoisista kasveista järviruoko, järvikorte ja järvikaisla. Kelluslehtisistä vesikasveista ulpukka *Nuphar lutea*, lumme *Nymphaea alba* ja uistinviita *Potamogeton natans* ovat yleisimmät. Uposkasveista taas vesirutto ja vesisammalet (bryidit) runsaina esiintyessään ovat haitaksi. Näiden eri kasvilajien niitto vaatii toistettavuutta pysyvämpien tulosten aikaansaamiseksi (esim. Mikkola- Roos 1995). Niittäminen on linnuston kannalta soveltuvin hoitokeino ruohikkoalueille, jotka ovat hieman vähemmän vettyneet. Hoito kustannuksiltaan se on laidunnusta hieman halvempi hoitokeino (Zmihorski ym. 2016).

Kasvillisuuden sekaan niitetyt avovesilaikut hyödyttävät vesilintuja, luoden vaihtelevan maiseman (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982). Murkin ym. (1982) Pohjois- Amerikassa tutkivat niiton vaikutuksia osmankäämin valtaamissa kosteikoissa. He hoitivat niitä niittäen sekä muuntelivat kasvillisuuden ja avoimen veden suhteita. Vesilintupareja oli eniten hoidetuilla kosteikoilla, joilla kasvillisuuden ja avoveden suhde oli 50:50. Kasvillisuuden poisto vaikutti vesilintujen ja selkärangattomien määrään positiivisesti. Tämä suhde on ensiarvoisen tärkeää huomioida kosteikkojen kasvillisuuden osalta (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982). Vesilintujen elinympäristöjen hoidossa pyritäänkin ylläpitämään avovesilaikkuja. Tämä on suhteellisen haasteellista, sillä rehevissä kosteikoissa laikut umpeutuvat nopeasti. Ravinteisuuden takia vesikasvit menestyvät hyvin ja kasvavat nopeasti (Keddy 2010). Pysyvämpien tulosten aikaansaamiseksi niitto tulisi toistaa vähintään kolmena vuotena peräkkäin (Mikkola- Roos 1995). Tämän jälkeen niiton toistettavuuden tarve hieman harvenee 4–6 vuoden väliin (Aitto-Oja ym. 2010). Niitolla pystytään vaikuttamaan kasvillisuuden koostumukseen. Niiton jälkeen ilmaversoiset kasvit korvautuvat kelluslehtisillä kasveilla, sillä ne kestävät niittoa paremmin (Mikkola- Roos 1995). Niittämällä voidaan kosteikoille muodostaa sorsien pesä- ja suojapaikkoja. Näitä voidaan toteuttaa, jättämällä pieniä kasvillisuustuppaita rantaniityille ja ruovikoihin. Myös joitakin pensaita

on syytä jättää rannoille. Vesirajaan on suositeltavaa jättää niittämätön kapea kasvillisuusvyöhyke. Näillä keinoilla voidaan mahdollisesti parantaa sorsien pesimämenestystä kosteikolla (Aitto-Oja ym. 2010).

Lehikoinen ym. (2017) ovat tutkineet rehevöityneiden sekä umpeenkasvaneiden kosteikkojen hoitotoimien vaikutuksia linnustoon Suomessa. Keväällä pysähtyvien muuttolintujen määrät hoidon vaikutuksesta kasvoivat selkeästi puoliskuseltajäsorsilla ja kahlaajilla. Niiden määrät kasvoivat hoitoalueiden pinta-alan kasvaessa. Hoitotoimenpiteinä olivat rantojen ruovikoiden niittäminen ja muokkaus. Näiden hoitotoimenpiteiden tarkoituksena oli lisätä rantaniittyjä ja avoimia vesilammikoita.

#### *1.4.4.4. Kaivaminen ja ruoppaus*

Hoito ja kunnostustoimenpiteinä kosteikon ruoppaus lisää taantuneita lintulajeja syysmuuton aikaan. Se myös lisää kevätmuutolla pysähtyvien lintujen määriä, kuten kahlaajien ja naurulokkien. Ruoppaus voi myös parantaa pesivän linnuston elinolosuhteita, jonka vaikutukset ilmenevät erityisesti naurulokeissa, rantakanoissa *Rallidae* ja haikaroissa *Ardeidae*. Haittavaikutuksia siitä voi koitua lintulajeille, jotka sukeltamalla pyydystävät kaloja. Siitä aiheutunut veden sameus voi haitata niiden saalistusta (Lehikoinen ym. 2017).

Kaivaminen kosteikkojen käsittelytavoista soveltuu parhaiten rehevien kohteiden kunnostukseen tai uusien kosteikkojen rakentamiseen. Ruoppaamalla taas voidaan erikseen syventää avovesialueita, jos niihin halutaan lisätä syvyyttä. Avovesialueiden käsittelyä ruoppaamalla tarvitaan usein, kun kosteikoilla on nostettu vedenpintaa. Yleisesti ruoppausta käytetään kosteikkojen kunnostus- ja hoitotoimiin sen umpeenkasvun seurauksena. Se on toimenpiteenä suhteellisen kallis toteuttaa. Veden syvyyden lisäämisen lisäksi ruoppausta käytetään syvälle juurtuneiden vesikasvillisuuden poistoon, kuten järviruo'on ja osmankäämin. (Aitto-Oja ym. 2010).

#### *1.4.4.5. Patoaminen*

Veden pintaa nostamalla voidaan luoda sorsille mieluisia elinympäristöjä (Danell & Sjöberg 1982). Tulva-altaiden muodostuessa, kuivan maan kasvillisuus peittyy veden alle. Kasvit muodostavat altaan pohjalle detritusta, jota syntyy niiden kuollessa ja hajotessa. Monet veden pohjan selkärangattomat käyttävät detritusta ravintonaan ja siten hyötyvät sen muodostumisesta (Nummi 1989). Kosteikkoja rakennettaessa veden tulvimisen merkitys kannattaa huomioida. Tulviminen luo

hyviä ruokailuympäristöjä erityisesti kahlaajille ja sorsille, mikä lisää niiden esiintymistä kosteikoilla (Zmihorski ym. 2016; Kačergyte ym. 2021). Tavit löytävät nopeasti uusille tulvalammikoille, joissa esiintyy niin aikuisia lintuja kuin poikueitakin (Nummi & Pöysä 1997). Tulvalammikot ovatkin erityisesti tavipoikueiden suosiossa. Muista lajeista sinisorsapoikueet mieluusti oleskelevat näillä lammikoilla (Nummi & Pöysä 1995a). Kosteikkoja voidaan rakentaa patoamalla. Tätä hyödyntäen tulvalammikoita voidaan synnyttää myös keinotekoisesti veden pintaa nostamalla. Helpon tulvalammikoiden synnyttäminen onnistuu patoamalla laskuojallinen järvi tai lampi. Ojasta tai purosta taas saadaan suhteellisen helposti muodostettua lampi (Nummi ym. 1999). Maastonmuotoja tarkastelemalla voidaan alustavasti kartoittaa mahdollisia kosteikkopaikkoja. Erityyppiset notkot soveltuvat hyvin patoamiseen, missä vesi viipyy luontaisesti. Tämän tyyppisille alueille kosteikko on suhteellisen helppo sekä edullinen toteuttaa patoamalla. Yleisesti patoaminen on kosteikon rakentamistavoista edullisin. Patoamalla saadaan helposti luotua loivarantaisia ja matalia kosteikkoalueita, jotka ovat sorsille mieluisia. Kosteikon toteutustapana se soveltuu myös erinomaisesti kuivatettuihin järviin ja suokosteikkoihin (Aitto-Oja ym. 2010).

Nummi ym. (1999) ovat tutkineet Suomessa 9 vuoden ajan hehtaarin kokoisen tulva-altaan kasvillisuuden sukkessiota. Lisäksi he tutkivat sukkession vaikutuksia altaalla esiintyviin selkärangattomiin ja sorsiin. Kasvilajistossa ei tapahtunut kovinkaan nopeita muutoksia sukkession edetessä. Vesikasvillisuus lisääntyi sen mukaan, mitä pitempään veden tulviminen kesti sekä veden syvyys lisääntyi. Aluksi kasvillisuus väheni ja vasta viidentenä vuotena se alkoi runsastumaan. Etenkin matalan veden alueella järvikorte *Eguisetum fluviatile* runsastui sekä uposlehtiset ilmestyivät tulva-altaalle. Uposlehtiset olivat lopulta vallitsevampia, kuin ilmaversoiset kasvit. Heti aluksi selkärangattomista runsastuivat vapaan veden pienet selkärangattomat. Niiden määrät tippuivat seuraavaan vuoteen huomattavasti ja pysyivät sen jälkeen alhaisempina. Pohjalla elävien selkärangattomien määrät olivat aluksi vähäisiä, mutta ne runsastuivat kuudenteen vuoteen asti, jolloin niiden määrät tippuivat huomattavasti. Kuoriutuneita selkärangattomia oli toisena vuotena huomattavan paljon runsaammin kuin muina vuosina. Pohjan selkärangattomien ollessa runsaita sinisorsapoikueiden määrät kasvoivat, kun taas tavipoikueiden määriin ei tällä ollut vaikutusta. Tavipoikueet runsastuivat silloin, kun kuoriutuvia hyönteisiä oli runsaasti. Vapaan veden selkärangattomilla ei ollut merkitystä vesilintupoikueiden esiintymiseen, kuin ei ollut myöskään tulva-altaan kasvillisuudella. Sorsia kosteikolla esiintyi eniten kahdeksantena vuonna (Nummi ym. 1999). Ruotsissa sorsien määrissä tapahtui vähennystä jo kahdeksantena vuonna. Tulva-aldaiden laatu sorsien elinympäristöinä huononee keskimäärin 4–5 vuodessa (Danell & Sjöberg 1982).

Detrituksen muodostuminen kosteikkoaltaan pohjalla vähenee noin 6–8 vuoden jälkeen. Sen muodostumista voidaan lisätä kosteikon tyhjennyksellä. Suositeltavaa se olisi tehdä noin 5–10 vuoden välein. Vuoden kuivillaan olevan kosteikon pohjalla kasvillisuus runsastuu uudelleen. Veden uudelleen tulviminen kuivatetulle altaalle, kiihdyttää detrituksen muodostumista. Kosteikon selkärangattomat lisääntyvät sen jälkeen nopeasti, joka ilmenee sorsamäärien lisääntymisenä. Kosteikon tyhjennystä ajatellen, kosteikkoaltaat kannattaisi rakentaa sarjassa. Tämä mahdollistaa kosteikkojen kuivattamisen vuoron perään eri vuosina. Kosteikoille asennetuilla patolaitteilla voidaan säädellä vedenpintoja. Se antaa mahdollisuuden säädellä myös kosteikkojen kasvillisuutta. Vedenkorkeutta säätelemällä voidaan vähentää kosteikon runsasta kasvillisuutta. (Aitto-Oja ym. 2010).

## **1.5. Tutkimuksen tarkoitus ja keskeisimmät kysymykset sekä odotetut vastaukset**

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää vesilintulaskentojen perusteella, kuinka hyvin eri puolella Suomea kunnostetut tai uudet rakennetut kosteikot ylläpitävät vesilintukantoja. Erityisesti selvittää kuinka hyvin nämä kosteikot soveltuvat vesilintujen pesimä- ja poikue-elinympäristöiksi. Kosteikot ovat hävinneet maailmanlaajuisesti ja osittain niiden häviäminen voidaan korvata keinotekoisilla kosteikoilla (Ma ym. 2010). Samaan aikaan kosteikko elinympäristöjen hävitessä, monet boreaalisten alueitten vesilintupopulaatiot ovat vähentyneet (Pöysä ym. 2013). Suomessa joidenkin vesilintulajien populaatiot on luokiteltu uhanalaisiksi ja vaarantuneiksi (Lehikoinen ym. 2019). Vesilintujen luonnollisia elinympäristöjä keinotekoiset kosteikot eivät täysin korvaa (esim. Ma ym. 2004, Desrochers ym. 2008). Tutkimuksessa myös selvitetään, onko tutkimuskosteikkojen sijainnilla, kunnostustavalla, monimuotoisuudella sekä pinta-alalla merkitystä vesilintujen tiheyteen ja yhteisöjen rakenteeseen. Lisäksi pohditaan sitä, kuinka kannattavaa kustannuksiin nähden on kunnostaa ja rakentaa kosteikkoja riistanhoidollisesta näkökulmasta. Tarkastelun kohteena on myös, olisiko tutkimuskosteikon kaltaisista kosteikoista laajamittaisesti toteutettuina helpotusta monen vesilintupopulaation ahdinkoon.

Tutkimuksessa käytetyt kosteikot liittyvät Suomen Riistakeskuksen vuosille 2010-2015 toimeenpanemalle kosteikkostrategialle (Kotiseutukosteikko Life+-Return of Rural Wetlands), jossa maanomistaja lähtöisesti EU:n rahoitusavustuksella pyritään edistämään monivaikutteisten kosteikkojen perustamista tai kunnostamista yksityismaille maa- ja metsätalousalueilla. Monivaikutteisilla kosteikoilla on pyrkimyksenä tuottaa useita eri ympäristövaikutuksia.



Esimerkiksi maatalousalueiden monivaikutteisella kosteikolla voidaan pyrkiä tavoittelemaan vesiensuojelua, parantamaan maaseutumaisemaa, hallitsemaan tulvia, edistämään kalataloutta sekä luonnon monimuotoisuutta. Monimuotoisuuden parantaminen lisää vesilintujen pesimä- ja ruokailuympäristöjä, joka lisää riistanhoidon merkitystä. Näitä kaikkia hyötyjä ei ole usein mahdollista toteuttaa samanaikaisesti. Monivaikutteisten kosteikkojen tavoitteissa esiintyy hyvin paljon vaihtelua (Puustinen ym. 2007b). Tämän hankkeen ensisijaisena tavoitteena on lisätä vesilintujen poikueympäristöjen lukumäärää. Lisäksi tavoitteena on edistää luonnon monimuotoisuutta sekä parantaa vesiensuojelua.

Tutkimuksen keskeiset kysymykset ja odotetut vastaukset koostuvat seuraavasti:

**Tutkimuskysymys 1.** Kuinka kosteikkojen kunnostaminen ja uusien rakentaminen monimuotoisiksi vesilintujen elinympäristöiksi vaikuttaa vesilintujen pari- ja lajimääriin sekä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen ja poikueyhteisöjen monimuotoisuuteen?

- a) Vesilintujen parimäärien odotan kosteikkojen toimenpiteiden jälkeen kasvavan. Monimuotoinen kosteikko houkuttelee enemmän pesiviä vesilintupareja, koska sen rakenne ja kasvillisuus on monimuotoista, mikä lisää turvallisten pesäpaikkojen määrää ja parantaa vesilintujen ravinnon saatavuutta. Tämä lisää kosteikkojen houkuttelevuutta vesilintujen pesimäympäristöksi, vesilinnut tunnistavat sen hyvälaatuisiksi pesimäympäristöksi, jossa edellytykset pesintöjen onnistumiselle ovat hyvät.
- b) Vesilintuyhteisöjen monimuotoisuuden odotan kosteikon toimenpiteiden jälkeen kasvavan kosteikkojen monimuotoisuuden kasvaessa. Vesilintujen lajimäärien odotan kasvavan kosteikkojen monimuotoisuuden lisääntyessä, jolloin muodostuu elinympäristöjä myös elinympäristönkäytöltään vaateliaille lajeille.
- c) Kosteikkojen toimenpiteiden jälkeen niiden monimuotoisuuden kasvaessa, odotan vesilintujen poikueyhteisöjen monimuotoisuuden kasvavan. Rakenteeltaan sekä kasvillisuudeltaan monimuotoinen kosteikko lisää erilajien poikueiden määriä ja niiden säilyvyyttä. Monimuotoisessa kosteikossa on paljon selkärangaton ravintoa poikueille, ja ne ovat paremmin pedoilta turvassa. Monimuotoinen kosteikko lisää myös emolintujen säilyvyyttä ja pesintöjen onnistumista mikä ilmenee poikuemäärissä kosteikoilla ja sitä kautta poikueyhteisöjen monimuotoisuutena.

**Tutkimuskysymys 2.** Kuinka kosteikon eri ominaispiirteet vaikuttavat vesilintujen luku- ja lajimääriin sekä vesilintuyhteisöjen rakenteeseen kunnostetuilla ja uusilla rakennetuilla kosteikoilla? Eri ominaispiirteet ovat kosteikon sijainti, koko, monimuotoisuus sekä rakennus- tai kunnostustapa.

- a) Kunnostettujen ja rakennettujen kosteikkojen sijainnilla odotan olevan vaikutusta pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin sekä poikueyhteisöihin siten, että eteläisiä kosteikkoja luonnehtii enemmän levinneisyyden painopisteeltään eteläiset vesilintulajit ja vastaavasti pohjoisimpia kosteikkoja enemmän levinneisyyden painopisteeltään pohjoiset vesilintulajit.
- b) Kosteikkojen toimenpiteiden jälkeen odotan sen koolla olevan merkitystä vesilintuyhteisöjen rakenteeseen kosteikoilla. Kosteikon koon kasvaessa oletan myös sen monimuotoisuuden kasvavan. Koon lisääntyessä kosteikolla on yhä enemmän eri elinympäristötyyppejä ja mikrohabitaatteja ja siten myös vaateliaampia vesilintulajeja. Kosteikon vaikutukset pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin ja poikueyhteisöihin ilmenevät siten, että isommilla kosteikoilla on enemmän elinympäristönkäyttöltään vaateliaita lajeja tai lajeja, jotka muuten suosivat hieman isompia kosteikkoja elinympäristöikseen. Kosteikon koon kasvaessa oletan pari- ja lajimäärien kasvavan pesintäkauden alussa.
- c) Kosteikon monimuotoisuudelle eli laadulla odotan olevan merkitystä niiden pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin ja poikueyhteisöihin. Hyvälaatuisilla kosteikoilla esiintyy yhä enemmän elinympäristönkäyttöltään vaateliaita vesilintulajeja ja siten vesilintuyhteisöt ovat niissä monimuotoisemmat. Hyvälaatuisia kosteikkoja siten luonnehtivat vaateliaat lajit ja vastaavasti huonompi laatuista kosteikkoja enemmän yleislajit. Laadun kasvaessa odotan kosteikon pari- ja lajimäärien kasvavan pesintäkauden alussa.
- d) Kosteikon kunnostamis- ja rakentamistavalla odotan olevan merkitystä niiden vesilintuyhteisöihin. Kosteikkojen ennallistamis- ja rakentamistapa vaikuttaa kosteikon kasvillisuuteen, rakenteeseen ja erityisesti sen monimuotoisuuteen. Näillä on merkityksensä sorsien selkärangan ravinnon esiintyvyyteen ja turvallisiin pesäpaikkoihin. Odotan että rakentamistavoista patoamisella tai eri tapojen yhdistelmällä on merkitystä vesilintujen pesintäkauden alun ja erityisesti poikueyhteisöjen rakenteeseen eri kosteikoilla. Patoaminen luo matalia loivarantaisia alueita, joissa on paljon ravintoa erityisesti vesilintupoikueille.

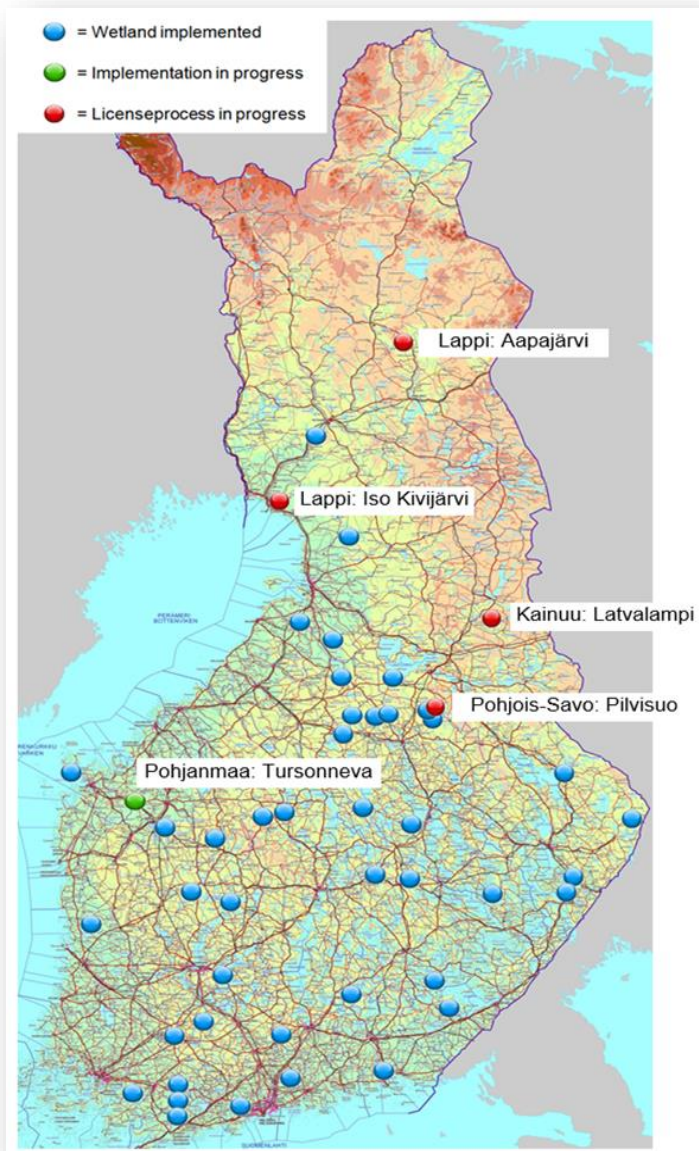
Odotan että rakennustavoista patoamisella tai eri rakennustapojen yhdistelmällä on merkitystä vesilintujen pari- ja lajimääriin.

## **2. Aineisto ja menetelmät**

### **2.1. Tutkimuskosteikot**

Kotiseutukosteikko Life+-hankkeessa oli mukana 48 mallikosteikkoa, joista 45 tutkimuskosteikkoa koostui. Mallikosteikot sijaitsivat eri puolella Suomea (kuva 1). Niiden sijainti painottui kuitenkin eteläosaan maata. Lähes kaikki mallikosteikot sijaitsivat Oulun korkeuden alapuolella.

Pohjoisempaan sijaitsivat ainoastaan neljä kohdetta. Nämä olivat Pudasjärven Vällitalon, Simon Iso Kivijärven, Rovaniemen Pruntelin ja Pelkosenniemen Aapajärven kosteikot. Kaikki mallikosteikot olivat sisämaan kosteikkoja, paitsi Pohjanmaan rannikolla sijaitsevan saaren Mustasaaren Boträsketin kosteikko, joka sijaitsi saaren sisäosissa. Suurimalla osalla kosteikoista olivat toimenpiteet saatu päätökseen aineistojen käsittelyvaiheessa. Pääosin kosteikot oli toteutettu vuosien 2011–2013 välillä.



**Kuva 2.** Kotiseutukosteikko Life+-hankkeen mallikosteikkojen sijainti. Eri väriset pallot ilmaisevat kosteikkojen toteutustilannetta. Siniset = valmistuneet kosteikot, vihreä = toimenpiteet ovat olleet käynnissä, punaiset = lupaprosessit ovat olleet käynnissä.

Kosteikkoja kunnostaessa tai uusia rakentaessa oli pyritty ensisijaisesti huomioimaan vesilintupoikueiden elinympäristö vaatimukset. Pyrkimyksenä oli ollut perustaa rakenteeltaan monimuotoisia kosteikkoja ja lisätä vesipinta-alaa. Vesilintujen elinympäristö vaatimukset oli huomioitu luomalla veden syvyydeltään vaihtelevia ja matalia vesialueita. Keinosaaria rakentamalla oli lisätty vesilintujen pesintä- ja levähdysympäristöjä. Muotoilemalla rantaviivaa polveilevaksi pyrkimyksenä oli lisätä kosteikkojen monimuotoisuutta. Vesilintujen elinympäristövaatimusten lisäksi kohteilla oli pyritty myös huomiomaan vesistösuojelulliset näkökulmat ja tarpeen sekä mahdollisuuksien mukaan nämä toteuttamaan.

Tutkimuksessa käytetyissä kosteikoissa esiintyi vaihtelua kosteikkojen sijainnissa, ominaisuuksissa ja rakentamistavoissa (taulukot 2–4). Näiden mukaan lajittelin kosteikat ja testasin niiden vaikutuksia vesilintuyhteisöjen, vesilintuparien ja -poikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla. Kosteikat lajittelin kosteikko tyypiltään lammeksi, käytöstä poistuneeksi turvetuotantoalueeksi, pelto-, metsä- ja suokosteikoiksi. Kosteikkotyypeistä lampikosteikat käsittivät kosteikkoympäristön, jossa ennestään on ollut lampi, luonnonravintolammikko, jätevesiallas tai järvi. Kosteikkojen rakentamistavat olivat patoaminen, kaivaminen, eri tapojen yhdistelmä ja lammen kunnostus avovettä lisäämällä tai vedenpintaa nostamalla. Tutkimuksessa käytetyt kosteikat jakautuivat kunnostettuihin ja uusiin rakennettuihin kosteikkoihin sen mukaan, miten vesipinta-alaa kohteilla oli esiintynyt ennen toimenpiteitä. Jos kohteilla ei esiintynyt laisinkaan pysyvää vesipinta-alaa, ne luokiteltiin uudelleen rakennetuiksi kosteikoiksi. Niillä kosteikoilla missä ennestään oli vettä, luokiteltiin kunnostetuiksi kosteikoiksi. Kosteikon kokonaispinta-alaa käytin apuna kosteikon koon vaikutusten selvittämiseen vesilintuihin. Kosteikat jaottelin sijainniltaan melko karkeasti Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomen kosteikkoihin.

Tutkimuskosteikoista 13 kosteikon sijainti oli Etelä-Suomessa (Taulukko 2). Pääosin näiden kosteikkojen kosteikkotyyppi oli peltokosteikko. Suurin osa kosteikoista oli rakennettu patoamalla. Ennen toimenpiteitä suurelta osin Etelä-Suomen kosteikoilla ei esiintynyt vesipinta-alaa. Ainoastaan 4 kosteikoilla oli esiintynyt vähän vesipinta-alaa ( $\leq 1$  ha) ja nämä kohteet olivat siten kunnostettuja kosteikkoja. Lopuille kohteille oli rakennettu täysin uusi kosteikko. Etelä-Suomessa sijaitsevat kosteikat olivat kokonaisalaltaan tutkimuskosteikoista suhteellisen pieniä kaikista tutkimuskosteikoista.

**Taulukko 2.** Etelä-Suomessa sijaitsevien tutkimuskosteikkojen ominaispiirteet.

Kosteikon sijainti, Etelä-Suomi	Kosteikon tyyppi	Rakentamistapa	Kosteikon pinta-ala (ha)	Vesipinta-ala ennen kunnostusta (ha)	Vesipinta-ala kunnostuksen jälkeen (ha)
Hausjärvi, Jokiranta	metsä	padottu	1,5	0,0	1,0
Heinola, Laviämäki	lampi	yhdistelmä	2,5	0,1	2,0
Hämeenlinna, Vitikankorpi	pelto	padottu	3,0	0,0	2,0
Jokioinen, Kiipu	pelto	yhdistelmä	2,0	0,2	1,0
Kangasala, Pohtiolampi	lampi	lammen kunnostus	2,5	1,0	2,0
Kirkkonummi, Myllärinniitty	metsä	padottu	5,0	0,0	4,0
Mäntsälä, Ylikartano	metsä	padottu	2,0	0,5	1,5
Raasepori, Isoahde	pelto	padottu	3,0	0,0	2,5
Ruovesi, Kulmala	pelto	padottu	2,0	0,0	1,0
Salo, Järvelä	metsä	yhdistelmä	2,0	0,0	1,0
Salo, Vuorela	pelto	padottu	3,0	0,0	2,5
Sauvo, Härmälä	pelto	padottu	2,0	0,0	1,5
Virrat, Perräinen	pelto	padottu	3,5	0,0	2,5

Tutkimuskosteikkojen sijainti painottui Keski-Suomeen (Taulukko 3), missä oli 22 tutkimuskosteikkoa. Verrattuna sijainniltaan muihin kosteikkoihin, Keski-Suomen kosteikoissa

esiintyi eniten vaihtelua kosteikkotyypeissä. Runsainten oli kosteikkotyypeistä metsäkosteikkoja. Patoaminen oli myös Keski-Suomen kosteikkojen selvästi yleisin rakentamistapa. Noin puolella kosteikoista esiintyi vesipinta-alaa ennen toimenpiteitä ja siten kunnostetut sekä uudelleen rakennetut kosteikot jakaantuivat Keski-Suomessa suurin piirtein puoliksi. Useimmilla kohteilla, joissa vesipinta-alaa on ollut ennestään, on sitä esiintynyt suhteellisen vähän. Toimenpiteiden jälkeen Keski-Suomessa sijaitsevat tutkimuskosteikot olivat kokonaisalaltaan keskimäärin suhteellisen suuria.

**Taulukko 3.** Keski-Suomessa sijaitsevien tutkimuskosteikkojen ominaispiirteet

Kosteikon sijainti, Keski-Suomi	Kosteikon tyyppi	Rakentamistapa	Kosteikon pinta-ala (ha)	Vesipinta-ala ennen kunnostusta (ha)	Vesipinta-ala kunnostuksen jälkeen (ha)
Ilomantsi, Elinlampi	lampi	padottu	19,5	2,0	5,0
Isokyrö, Tursonneva	lampi	lammen kunnostus	7,0	2,0	4,0
Joensuu, Kannus	metsä	padottu	4,5	0,5	4,0
Karsttula, Peräneva	turvetuotantoalue	padottu	8,0	1,0	6,0
Karsttula, Isoniitty	pelto	padottu	3,5	0,0	2,5
Kitee, Kuposensuo	pelto	yhdistelmä	1,5	0,0	1,0
Kiuruvesi, Koivisto	metsä	padottu	0,6	0,5	0,4
Kiuruvesi, Lahnanen	metsä	padottu	2,5	0,0	2,0
Kiuruvesi, Sikapuro	metsä	padottu	4,5	0,0	4,0
Kotka, Saviponni	pelto	padottu	2,5	0,0	2,0
Kuopio, Kotouslammet	metsä	padottu	7,0	0,5	4,5
Liekka, Pappilanluhta	pelto	kaivettu	14,0	0,5	1,0
Mikkeli, Honni	metsä	padottu	2,5	0,5	2,0
Mustasaari, Boträsket	suo	kaivettu	9,5	0,0	4,5
Pieksämäki, Peräsuo	pelto	padottu	2,0	0,5	1,5
Pieksämäki, Letkusuo	metsä	padottu	5,0	0,0	4,0
Seinäjäki, Kurjenneva	turvetuotantoalue	padottu	15,0	0,0	14,0
Sonkajärvi, Vehkasuo	lampi	padottu	22,0	15,0	19,0
Sonkajärvi, Välimäki	metsä	padottu	2,5	0,0	1,5
Taipalsaari, Tankka	lampi	padottu	2,0	0,0	1,5
Viitasaari, Saarisuo	turvetuotantoalue	padottu	23,5	0,1	17,0
Ähtäri, Kaamatti	lampi	lammen kunnostus	8,0	5,0	6,5

Pohjois-Suomessa sijaitsi 10 tutkimuskosteikkoa (Taulukko 4). Vallitsevina kosteikko tyypeinä olivat suo- ja lampikosteikot. Patoaminen oli Pohjois-Suomen tutkimuskosteikkojen yleisin rakentamistapa. Ennestään vesipinta-alaa oli 7 kohteella ja ne olivat siten kunnostettuja kohteita. Uusia rakennettuja kosteikkoja oli kolmella kohteella. Vesipinta-alaa oli esiintynyt suhteellisen paljon monella kohteella ennen toimenpiteitä. Pohjois-Suomessa sijaitsi kaikista kosteikoista suurin tutkimuskosteikko Pelkosenniemen Aapajärvi (47 ha). Pohjois-Suomessa sijaitsevat kosteikot olivat kokonaisalaltaan keskimäärin suhteellisen suuria.

**Taulukko 4.** Pohjois-Suomessa sijaitsevien tutkimuskosteikkojen ominaispiirteet.

Kosteikon sijainti, Pohjois-Suomi	Kosteikon tyyppi	Rakentamistapa	Kosteikon pinta-ala (ha)	Vesipinta-ala ennen kunnostusta (ha)	Vesipinta-ala kunnostuksen jälkeen (ha)
Kajaani, Lamphisuo	turvetuotantoalue	padottu	9,0	1,0	6,5
Liminka, Pikku Nuoluanjärvi	suo	padottu	9,0	0,0	8,0
Pelkosenniemi, Aapajärvi	lampi	lammen kunnostus	47,0	2,0	15,0
Pudasjärvi, Väliatalo	suo	padottu	8,0	2,0	7,5
Pyhäjärvi, Vähä-Komu	lampi	lammen kunnostus	20,0	17,0	18,0
Rovaniemi, Prunteli	suo	kaivettu	3,0	0,0	1,5
Siikalatva, Lammenneva	suo	padottu	6,0	0,0	4,0
Siikalatva, Vanhamaja	suo	padottu	6,5	3,0	5,0
Simo, Iso- Kivijärvi	lampi	lammen kunnostus	7,0	2,0	3,5
Suomussalmi, Latvalampi	lampi	padottu	8,0	6,5	6,5

## 2.2 Vesilintulaskennat

Tutkimuskosteikkojen soveltuvuutta vesilintujen pesimä- ja poikueympäristöiksi testattiin seuraamalla eri vesilintulajien sekä vesilintupoikueiden esiintymistä ja runsautta kosteikoille perustetuilla laskentapisteillä. Vesilintuparien laskennoilla oli pyrkimyksenä selvittää kuinka vesilinnut kelpuuttavat kosteikot pesimäympäristökseen ja minkälaiset vesilintuyhteisöt kutakin kosteikkoa asuttavat pesintäkauden alussa. Kosteikoilla suoritetuilla poikuelaskennoilla selvitettiin kosteikkojen soveltuvuutta poikueympäristöiksi, poikastuottoa ja poikueiden säilyvyyttä.

Vesilintulaskentoja suorittivat maanomistajat, eri alueiden erilaiset yhdistykset (esim. metsästysseurat) tai paikalliset vapaaehtoiset laskijat. Laskijoitten kokemuksessa ja lintujen tunnistustaidoissa esiintyi vaihtelua. Suomen Riistakeskuksen suosituksena oli, ettei kosteikkoalueelle perustettaisi vesilintujen ruokintaa ennen kunkin kesän viimeisiä laskentoja. Laskentoja eri kosteikoilla tehtiin vuosien 2011–2015 välisenä aikana. Kuitenkaan joiltakin kosteikoilta ei ollut laskentatuloksia kaikilta vuosilta. Kosteikkojen toteuttamisajankohta vaikutti siihen, miten laskentoja oli mahdollista toteuttaa kosteikoilla. Laskentoja tehtiin mahdollisuuksien mukaan ennen ja jälkeen kosteikon kunnostuksen. Jos perustetulla kosteikolla ei ollut vesialaa ennen kosteikon perustamista laskentoja ei tehty ennen kosteikon valmistumista.

Vesilintujen laskennat suoritettiin tutkimuskosteikoilla Luonnonvarakeskuksen (Luke) ja Luonnontieteellisen keskusmuseon (Luomus) ohjeiden mukaisesti, jotka myös koordinoivat valtakunnallisia vesilintulaskentoja. Parilaskentoja on tehty vakoiduin menetelmin jo vuodesta 1986 lähtien Suomen sisävesillä sekä merenlahdilla. Laskennoissa kirjataan ylös kaikki vesilinnuiksi luokiteltavat lajit, joihin kuuluvat sorsalintujen lisäksi uiikut, lokit sekä nokikana. Parien lisäksi kirjataan ylös yksittäiset linnut ja parvet sekä lintujen sukupuolet mahdollisuuksien mukaan. Laskenta suoritetaan piste- tai kiertoalaskentana. Vesilintuparit lasketaan kaksi kertaa pääosin toukokuun aikana. Pyrkimyksenä on ajoittaa laskennat niin, että vesilinnut ovat ehtineet kelpuuttaa

vesistön pesimäympäristökseen. Ensimmäinen laskenta suoritetaan toukokuun alusta. Toisen parilaskennan ajankohta ajoittuu toukokuun lopulle, mutta Pohjois-Suomessa se voi ajoittua kesäkuun alkupuolelle. Vesistön maantieteellinen sijainti määrittelee laskennan ajankohdan ajoittumisen. Lisäksi laskennan ajoittumisella on merkityksensä jäiden lähdöllä. Suosituksena on suorittaa ensimmäinen laskenta noin viikko jäiden lähdön jälkeen. Poikuelaskennat tehdään samoilta paikoilta kuin parilaskennat. Kaikki havaitut vesilinnut kirjataan ylös, mutta ensisijaisesti pyrkimyksenä on kirjata emot ja niiden mukana olevat poikueet sekä poikasten lukumäärät. Poikuelaskennat ajoittuvat heinäkuulle riippuen vesistön maantieteellisestä sijainnista ja pesintöjen aloitusajankohdasta. Pistelaskennassa vesistöön rajataan laskentasektori ja varmistetaan että sektorille on laskentapistestä hyvä näkyvyys. Lisäksi sääolot tulee huomioida laskentapäivänä ja suositeltavaa on tehdä laskennat aurinkoisina päivinä, jolloin näkyvyys on hyvä. Havainnoinnissa käytetään apuna kiikareita ja kaukoputkia (Koskimies ym. 1988; Luonnontieteellinen keskusmuseo 2021; Luonnonvarakeskus 2022). Tutkimuskosteikoilla pari- ja poikuelaskennat tehtiin pistelaskentoina.

### **2.3. Aineiston muokkaus analyysia varten**

Analyyseissa käytin vain tutkimuskosteikoilla esiintyneitä sorsalintulajeja. Tutkimuskosteikkojen sorsalintujen pariaineistosta jätin pois ne lajit, joista ei ollut kuin yksi havainto yhdeltä tutkimuskosteikolta. Lisäksi pariaineistossa esiintyi muutamassa tutkimuskosteikossa joidenkin vuosien osalta erittäin suuria parimääriä, jotka lajien ekologian tuntien ei ollut mitenkään mahdollisia. Tällaisissa tapauksissa parimäärät suhteutin edellisten vuosien parimäärien keskiarvoon. Laskennoissa havaitut telkkänaarat muutin yhdeksi pesiväksi telkkäpariksi ja laskennoissa havaitut tunnistamattomat tavit (tavi ja heinätavi) jätin analyyseissa käyttämättä.

### **2.4. Tilastolliset analyysit**

Tämän työn vesilintuyhteisöjen tilastolliset analyysit toteutettiin R-ohjelmiston (R Core Team 2016) *vegan*-paketilla (Oksanen ym. 2007), joka sisälsi kaikki analyyseissa tarvittavat toiminnot ja työkalut. Sen sisältämä ordinaatiomenetelmä *NMDS* eli ei-metrinen moniulotteinen skaalaus soveltui eri ympäristömuuttujien ja vesilintuyhteisöjen välisten samakaltaisuuksien sekä korrelaatioiden testaamiseen. Menetelmä mahdollistaa moniulotteisen aineiston yksinkertaistetun tarkastelun kaksiulotteisesti ohjelman suorittamien tilastollisten testien ja kuvien avulla. *vegan*-paketin *NMDS*-ajot oli ohjelmassa määritelty suoritettavaksi korkeintaan 20 kertaa (trymax = 20)



käyttäen *metaMDS*-funktioita. Ohjelma valitsee ajojen joukosta parhaiten sopivan aineiston kaksikulotteiseen malliin. Sopivuutta kuvastavat myös ajojen yhteydessä ohjelman tulostamat stressiarvot. Mitä pienempi on stressiarvo, sitä paremmin se kuvastaa kaksikulotteisen mallin sopivuutta kuvata paikkojen välistä lajistollista samankaltaisuutta. Stressiarvo on huono ja kuvausta on vaikea tulkita sen ollessa yli 0,2 (Tyler & Kowalewski 2014).

Kohteiden monimuotoisuutta tarkasteltiin *vegan*-paketin avulla. Tutkimuskosteikkojen toimenpiteitä edeltävillä ja jälkeisillä tilanteilla laskettiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksi ( $H'$ ), jolla voitiin tarkastella monimuotoisuudessa tapahtuneita muutoksia (Moreno ym. 2018). Diversiteetti-indeksin arvo kasvaa yhtäältä lajimäärän kasvaessa ja toisaalta yksilömäärien jakautuessa tasaisemmin lajien suhteen. Toimenpiteitä edeltäviä ja jälkeisiä tilanteita ja niiden merkitsevyyttä testattiin käyttämällä varianssianalyysia (ANOVA).

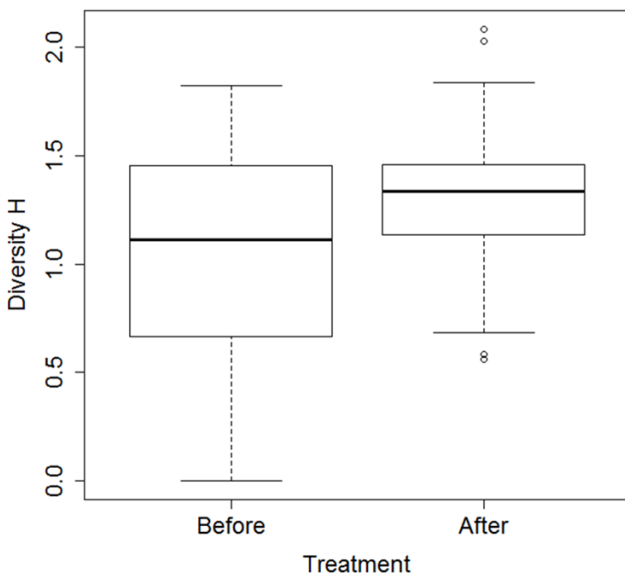
R-ohjelmiston *vegan*-paketin (Oksanen ym. 2007) *ordiplot*-funktioilla kuvattiin sekä näytteiden sijaintia ordinaatiossa (niiden lajistollinen samankaltaisuus) että yhteisöjen lajeja samassa kuvassa. Lajien sijainti luonnehtii lähellä olevien kosteikkopaikkojen tyypillistä lajistoa. *Envifit*-funktioilla testattiin miten ympäristömuuttujat selittävät näytepaikkojen jakaumaa ordinaatioissa. Merkitsevät ympäristömuuttujat lisättiin ordinaatio-kuvaan joko vektoreina tai gradienttikäyrinä käyttäen *ordisurf*-funktioita. Näytteitä ryhmiteltiin koe- ja kontrolliryhmien sekä ennen ja jälkeen tilanteen mukaan käyttäen *ordiellipse*-funktioita. Näissä kaikissa tapauksissa tilastollista merkitsevyyttä testattiin käyttämällä permutaatiotestejä.

Vesilintujen pari- ja lajimääriä tarkasteltiin tässä työssä R-ohjelmiston (R Core Team 2016) *lme4*-paketilla. Selittävien muuttujien vaikutuksia pari- ja lajimääriin pyrittiin selittämään käyttämällä yleistettyjä lineaarisia sekamalleja (GLMM) ja negatiivista binomijakaumaa. Pari- ja lajimääriä vertailtiin *glmer.nb*-funktioilla eri muuttujiin (Griffiths ym. 2018). Funktiolla tuotettuja eri malleja vertailtiin ja etsittiin parasta mallia Akaiken informaatiokriteerin (AIC) arvojen perusteella. Mitä pienempi on AIC arvo, sitä paremmin malli sopii käytettyyn aineistoon (Burnham & Anderson 2002). Malleja vertailtiin myös nollamalliin ja eri mallien välisissä vertailuissa sekä merkitsevyyksien testaamisessa käytettiin varianssianalyysia (ANOVA). Vesilintujen pari- ja lajimääriin vaikuttavina ulkoisina selittävinä tekijöinä analyyseissa käytettiin toimenpiteiden ennen ja jälkeen tilannetta, pinta-alaa ja rakennustapaa. Satunnaisena tekijänä käytettiin paikkaa, joka sisällytettiin aina nollamalliin.

### 3. Tulokset

#### 3.1. Vesilintuyhteisöt pesintäkauden alussa

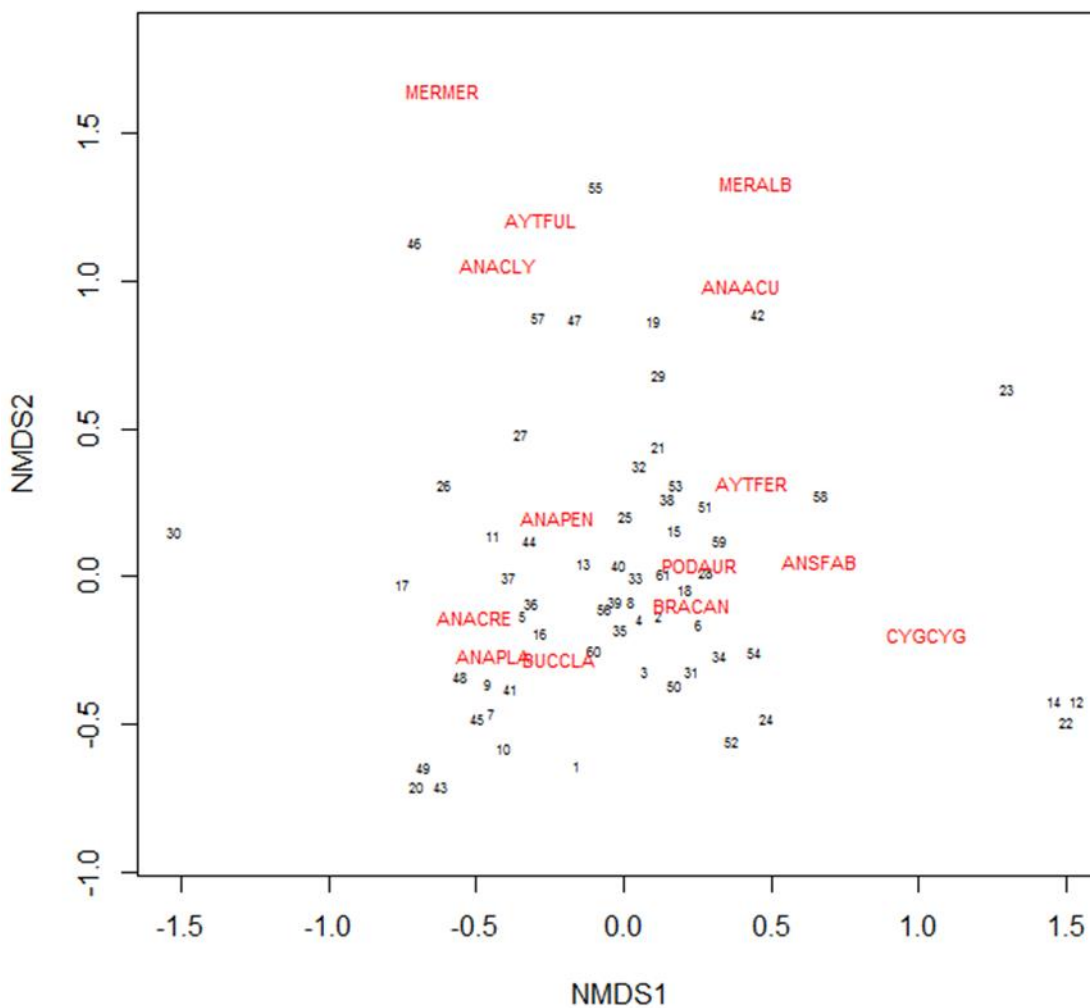
Lajimäärän eli diversiteetin muutoksia voidaan laskea käyttämällä  $H'$ -muuttujaa toisin sanoen Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksiä. Sitä voidaan käyttää ympäristömuuttujana, joka kuvaa kosteikkojen laatua. Tarkastelemalla tutkimuskosteikkojen ennen ja jälkeen tilanteita voidaan olettaa, että kosteikkojen laadussa tapahtuu muutoksia. Tutkimuskosteikoiden monimuotoisuus eli laatu ja pesintäkauden alun vesilintulajien diversiteetti kasvoivat kosteikoissa tehtyjen toimenpiteiden jälkeen (kuva 3). Monimuotoisuus diversiteetti-indeksin  $H'$  mediaani oli merkitsevästi suurempi kosteikkojen toimenpiteiden jälkeen kuin ennen. Tilastollisesti, varianssianalyysillä tarkasteltuna diversiteetti-indeksiin  $H'$  kosteikkojen käsittelyllä oli niiden ennen ja jälkeen tilanteeseen jokseenkin merkitsevä ero ( $F = 6,11$ ;  $df_1 = 1$ ;  $df_2 = 59$ ;  $p = 0,016$ ).



**Kuva 3.** Pesintäkauden alun vesilintulajien monimuotoisuutta ja siten kosteikkojen laatua kuvaavan Shannon–Wienerin diversiteetti-indeksin ( $H'$ ) laatikkojanakuvaaja kosteikkojen käsittelyn ennen ja jälkeen tilanteeseen verrattuna.

Vesilintuyhteisöjen mahdollisia lajistollisia eroavaisuuksia eri tutkimuskosteikoissa pesintäkauden alussa toimenpiteitä edeltävinä ja niiden jälkeisinä aikoina, tutkittiin *NMDS*-menetelmällä. Menetelmä 2-ulotteisesti onnistui kuvamaan eroavaisuuksia mainiosti (stress 0,154). Kosteikkojen vesilintu lajiston samankaltaisuutta ja lajien sekä kosteikko kohteiden sijoittumista kuvattiin *NMDS*-ordinaatiossa (kuva 4). Ordinaatioon oli sijoitettu samalta kosteikolta toimenpiteitä edeltävä sekä jälkeinen tilanne ja siten samalta kosteikolta voi olla kaksi eri pistettä, missä niiden sijainnissa

mahdollisesti on eroja. Mitä lähempänä kosteikat sijaitsivat ordinaatiossa, sitä samankaltaisempia ne olivat vesilintuyhteisöjen suhteen pesintäkauden alussa. Ordinaatioon lisätyt vesilintulajit luonnehtivat parhaiten kosteikon vesilintuyhteisöä, mitä lähempänä kutakin kosteikkopaikkaa ne siinä sijaitsivat. Esimerkiksi kosteikkopaikkoja 12,14 ja 22 luonnehti laulujoutsen (CYGCYG). Tuloksen perusteella vesilintuyhteisössä esiintyi eroavaisuuksia eri kosteikkopaikoissa toimenpiteitä edeltävinä ja jälkeisinä aikoina. Jotkut lajit luonnehtivat erinomaisesti eri kosteikkopaikkoja.



**Kuva 4.** Toimenpiteitä edeltävä ja jälkeen tilanteessa olevien kosteikkojen (1-n) ja pesintäkauden alun vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Vesilintulajit luonnehtivat sijaintinsa tuntumassa olevien kosteikkokohteiden vesilintulajistoa.

NMDS- menetelmällä voidaan tutkia kosteikkojen mahdollisten ympäristömuuttujien vaikutuksia vesilintuyhteisöihin. Ympäristögradientteja lisäämällä ordinaatioon voidaan tarkastella niiden

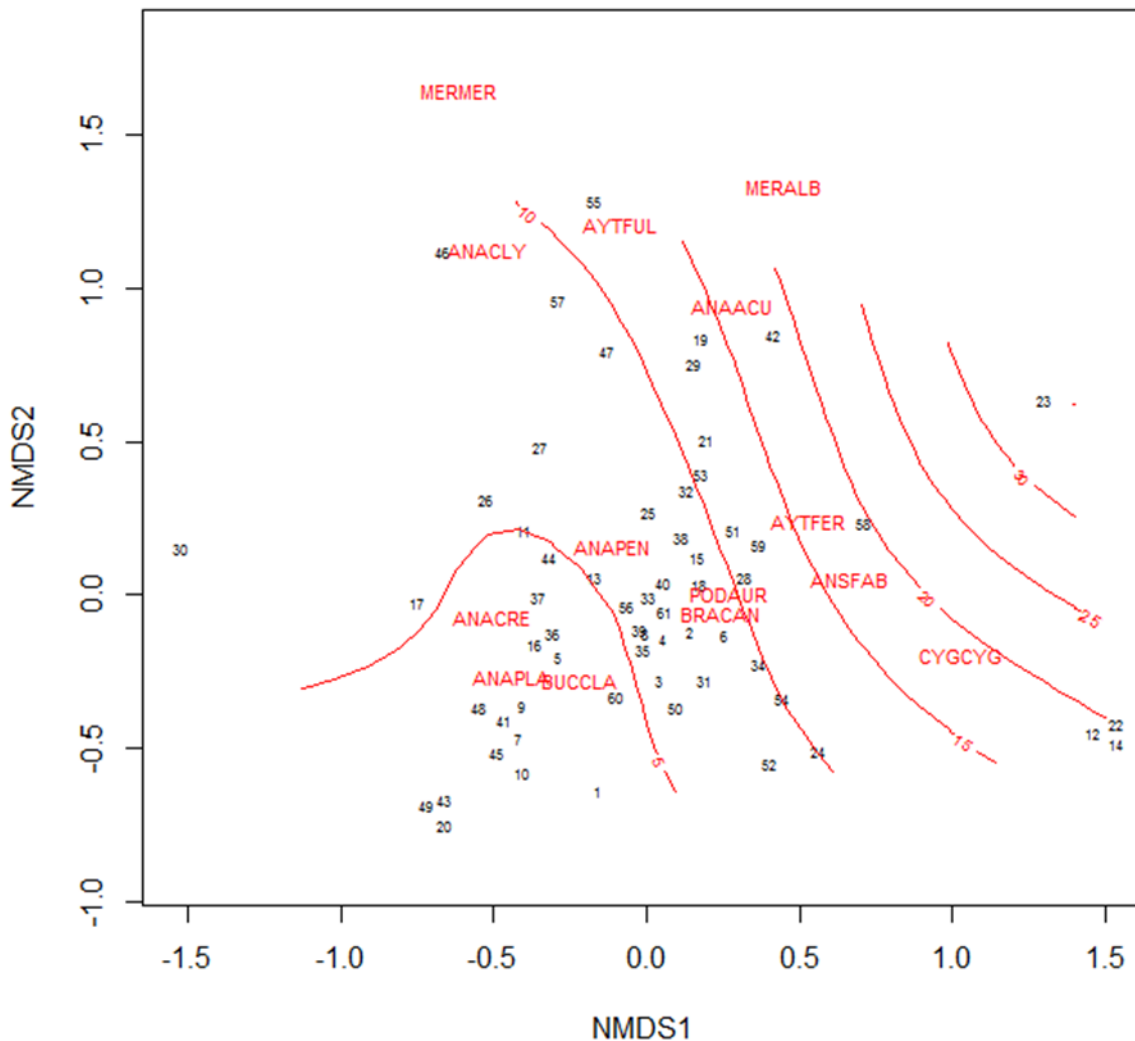
vaikutuksia kosteikoilla pesintäkauden alussa esiintyviin vesilintulajeihin. Gradientit lisättiin *vegan*-paketin *ordisurf*-funktiolla. Ympäristögradientteina käytettiin kosteikkojen pinta-alaa, sijaintia ja laatua eli monimuotoisuutta (kuvat 5,6 ja 7). *vegan*-paketin *enfit*-funktiolla testattiin kosteikkopaikkojen ja vesilintulajiston eroja ja ympäristömuuttujien merkittävyyksiä arvioitiin käyttämällä permutaatiotestejä. Tilastollisesti jokaiselle käytetylle ympäristömuuttujalle (Taulukko 5) saatiin merkitsevä tulos ( $p < 0,005$ ).

**Taulukko 5.** Pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen NMDS-ordinaatioihin sovitettujen merkitsevien ympäristömuuttujien ja korrelaatioiden suhteet eri akselien suhteen

Kosteikon ympäristömuuttuja	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
Pinta-ala	0,86705	0,49822	0,2775	0,001***
Sijainti	0,31767	0,9482	0,1585	0,011*
Diversiteetti	-0,15063	0,98859	0,3326	0,001***

Tilastollinen merkitsevyys \* ( $p < 0,05$ ) \*\* ( $p < 0,01$ ) \*\*\* ( $p < 0,001$ )

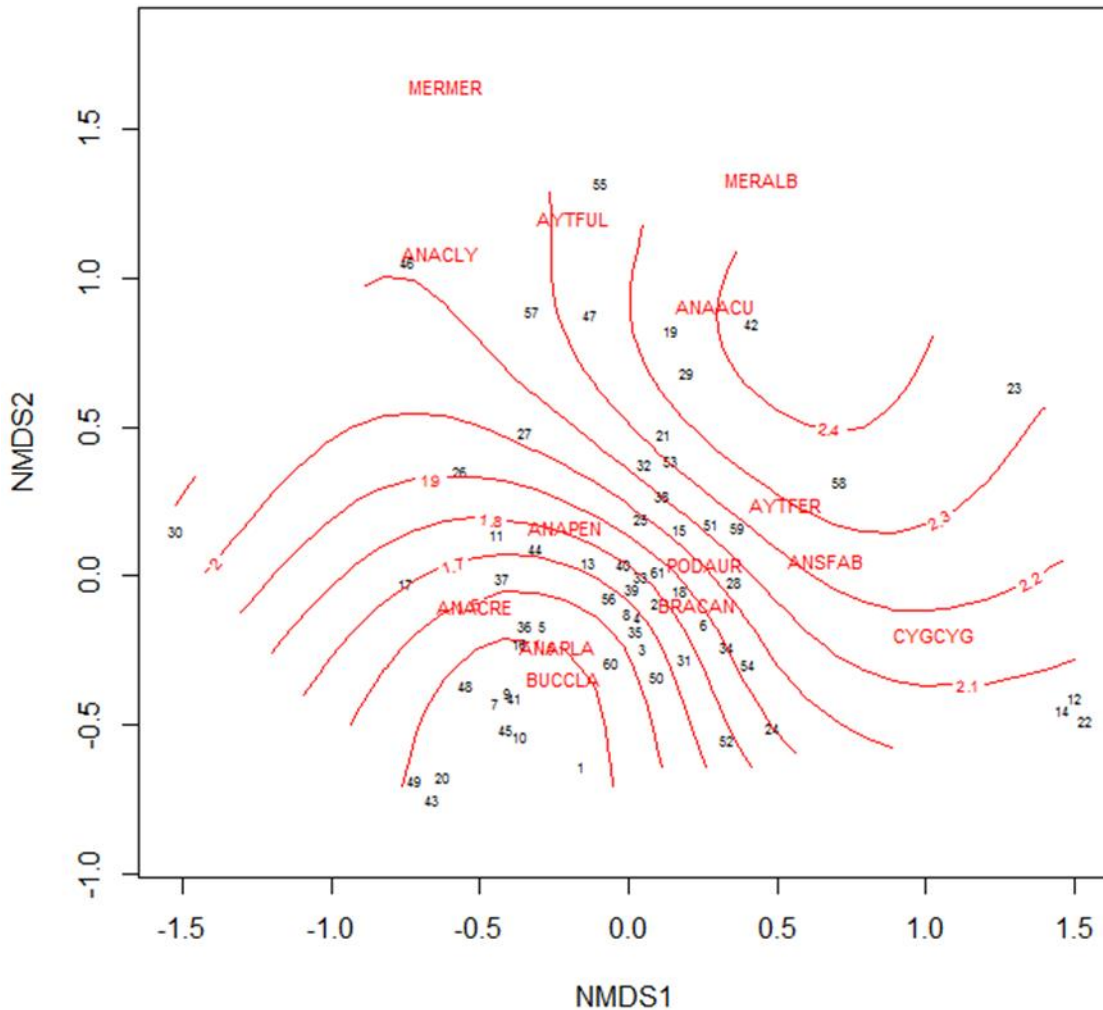
Ympäristögradienista pinta-alalla oli merkitystä vesilintuyhteisöjen rakenteeseen pesintäkauden alussa (kuva 5). Kosteikkopaikkoja 12, 14, ja 22, joita laulujoutsen (*GYGGYG*) luonnehti, olivat keskimääräistä isompia. Isommat vesilintulajit käyttävät elinympäristönään hieman isompia kosteikkoja siten myös metsähänhi *Anser fabalis* (*ANSFAB*) luonnehti kosteikkopaikkaa 58, joka on keskimääräistä isompi kosteikko. Myös kokosukeltajat esiintyvät mieluummin hieman isommilla kosteikoilla, joissa on enemmän avovettä (esim. Pöysä 1983). Siten punasotka (*AYTFER*) sekä tukkasotka (*AYTFUL*) luonnehtivat keskimäärin isompia kosteikkoja. Tunnetusti tavi viihtyy pienissäkin vesilämpäreissä (esim. Nummi & Pöysä 1997). Tulosten mukaan tavi (*ANACRE*) luonnehti paikkoja 16, 36, ja 37, jotka ovat keskimääräistä pienempiä kosteikkoja. Yleisimmät vesilintulajit Suomessa, jotka ovat sinisorsa (*ANAPLA*), tavi ja telkkä (*BUCCLA*) (esim. Saurola ym. 2013) luonnehtivat tulosten mukaan pinta-alaltaan samankaltaisia paikkoja. Ne eivät ole elinympäristökäytöltään kovinkaan vaateliaita lajeja ja siten kelpuuttavat pienempiäkin kosteikkoja elinympäristöikseen (esim. Paracuellos ym. 2006). Lapasorsa (*ANACLY*) luonnehti kosteikkopaikkaa 46, joka oli kooltaan suurin piirtein keskikokoinen. Vaateliaampana lajina lapasorsa asuttaa hieman isompia kosteikkoja (esim. Pöysä 1983; Paracuellos 2006). Kosteikon koon kasvaessa eri elinympäristötyyppien määrä kasvaa ja siten parantaa vaateliaampien lajien elinympäristövaatimuksia (Paracuellos 2006). Pinta-ala ympäristögradientit kuvasivat erinomaisesti kosteikkopaikkoja ja vesilintulajien sijoittumista ordinaatioon niiden suhteen.



**Kuva 5.** Kohteiden ja pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen samankaltaisuus sekä ympäristögradienttina pinta-alan vaikutus. Vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Kosteikkokohteet on ilmaistu numeroin. Vesilintulajit luonnehtivat sijaintinsa tuntumassa olevien kosteikkokohteiden vesilintulajistoa.

Pesintäkauden alun vesilintuyhteisöt asettuivat erinomaisesti ympäristögradienttien mukaan, kun muuttujana oli sijainti (Kuva 6). Laulujoutsenen (CYGICYC) painopiste oli pohjoinen. Myös muiden tyypillisten pohjoisten vesilintulajien, kuten metsähanhi (ANSFAB), jouhisorsa (ANAACU) ja uivelo *Mergellus albellus* (MERALB) (Saurola ym. 2013) esiintyvyyden painopiste tutkimuskosteikoilla oli tulosten mukaan pohjoisessa. Vastaavasti sinisorsan (ANAPLA) ja tavin (ANACRE) painopiste oli etelässä. Tyypillisesti nämä lajit esiintyvät runsaimpina eteläosissa Suomea (Saurola ym. 2013). Kanadanhanhen *Branta canadensis* (BRACAN) ja mustakurkku-uikun

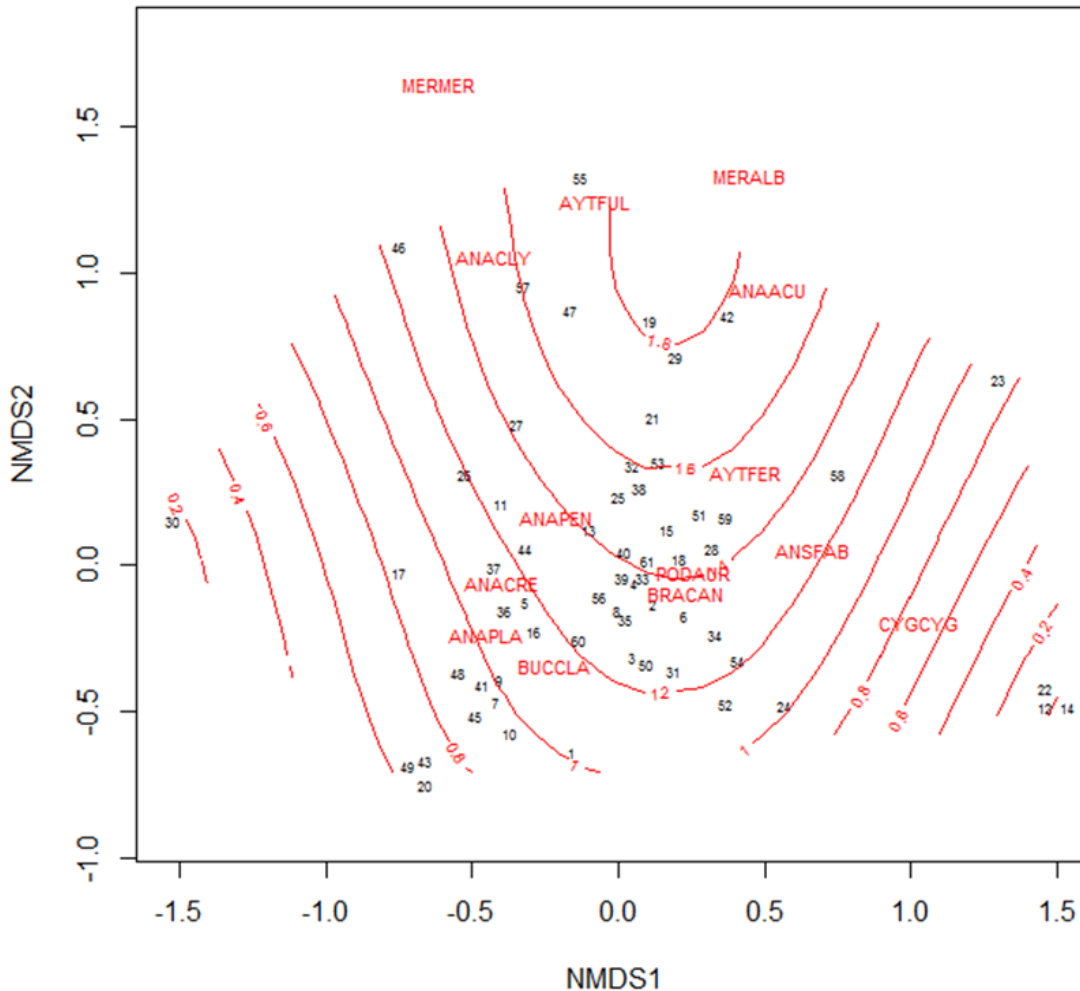
(PODAUR) painopiste oli tulosten mukaan etelässä. Nämä lajit ovat tyypillisesti levinneisyydeltään eteläisiä lajeja (Sauola ym. 2013). Tulosten mukaan vesilintulajit jakaantuivat selkeästi sijainnin painopisteiltään pohjoisiin ja eteläisiin lajeihin pesintäkauden alussa.



**Kuva 6.** Kohteiden ja pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen samankaltaisuus sekä ympäristögradienttina kosteikkojen sijainti. Vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Kosteikkokohteet on ilmaistu numeroin. Vesilintulajit luonnehtivat sijaintinsa tuntumassa olevien kosteikkokohteiden vesilintulajistoa.

Kosteikon diversiteetti eli laatu oli tässäkin määritelty diversiteetti-indeksin ( $H'$ ) mukaan. Kosteikon laadulla eli sen monimuotoisuudella oli merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin. Laulujoutsen (CYGCGY) ei ole elinympäristön laadun suhteen kovinkaan vaateliias laji. Se luonnehti kosteikkopaikkoja 12,14 ja 22, jotka olivat laadultaan keskinkertaisia kosteikkoja. Elinympäristön käytöltään vaateliaammat lajit suosivat hyvälaatuisia kosteikkoja (Paracuellos ym.

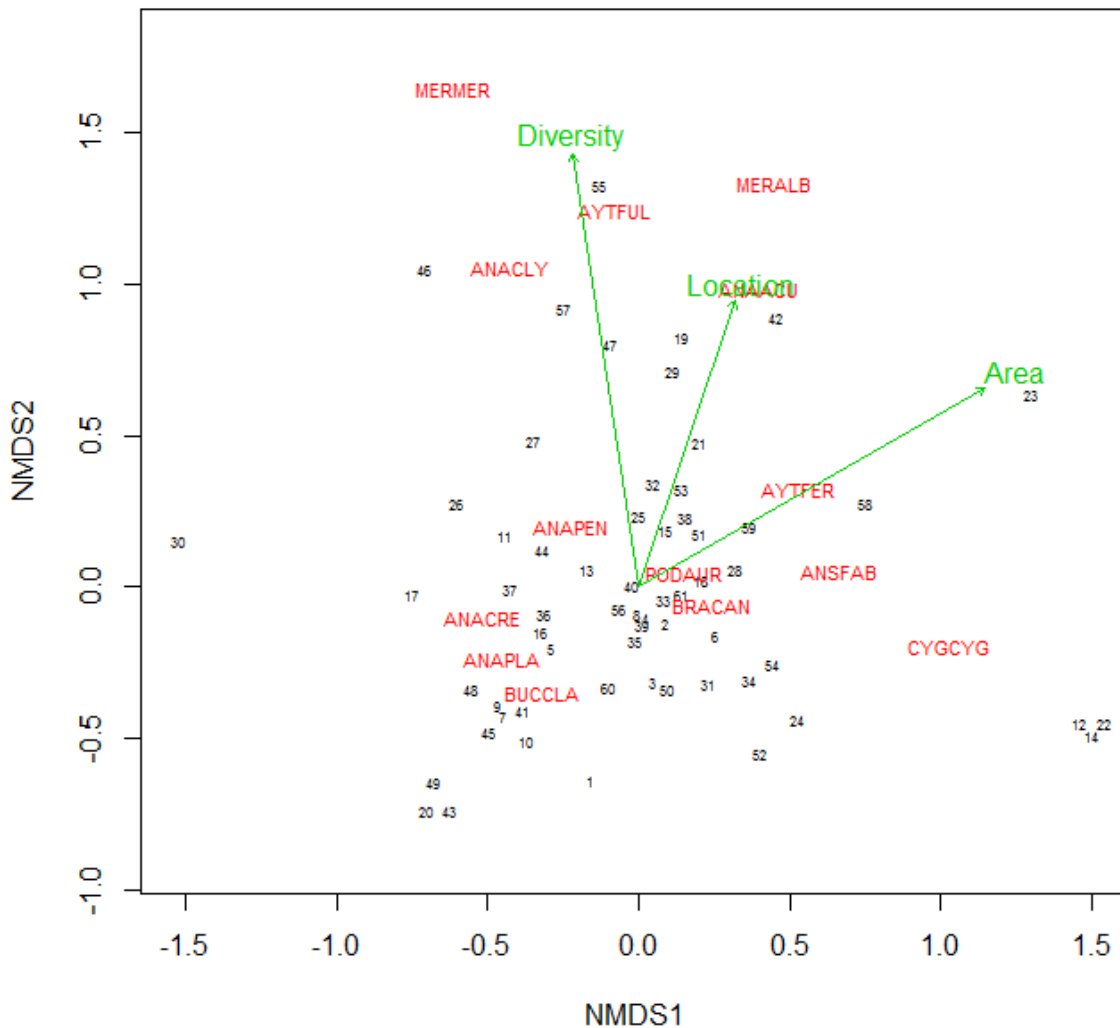
2006). Lapasorsa (ANACLY), punasotka (AYTFER) ja tukkasotka (AYTFUL) luonnehtivat ordinaatiossa sijaintinsa tuntuman kosteikkopaikkoja, jotka olivat laadultaan keskimääräistä parempia. Vesilintulajisto luonnehti erinomaisesti kosteikkopaikkoja niiden laadun suhteen.



**Kuva 7.** Kohteiden ja pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen samankaltaisuus ja ympäristögradienttina kosteikkojen laatu eli diversiteetti-indeksi  $H'$ . Vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Kosteikkokohteet on ilmaistu numeroin. Vesilintulajit luonnehtivat sijaintinsa tuntumassa olevien kosteikkokohteiden vesilintulajistoa.

Sama tilanne merkitsevistä ympäristömuuttujista voidaan ilmaista ordinaatiossa yksinkertaistetummin vektoreina (kuva 8), missä vektoreiden osoittamiin suuntiin muuttujat kasvavat ja vektorin pituus kuvaa muuttujan voimakkuutta. Kosteikkopaikkoja, joilla oli suuri diversiteetti, luonnehti parhaiten pesintäkauden alun vesilintulajistosta lapasorsa (ANACLY), tukkasotka (AYTFUL) ja isokoskelo *Mergus merganser* (MERMER). Niillä kosteikoilla, joiden

sijainti oli yhä pohjoisemmassa, kuvasi vesilintulajistoltaan parhaiten jouhisorsa (ANAACU) ja uivelo (MERALB). Pinta-alaltaan suuria kosteikkoja luonnehti parhaiten punasotka (AYTFER). Kooltaan isoimmat vesilintulajit sijaitsivat ordinaatiossa lähimpänä sitä, mihin pinta-ala kasvoi, kuten esimerkiksi metsähanhi (ANSFAB).

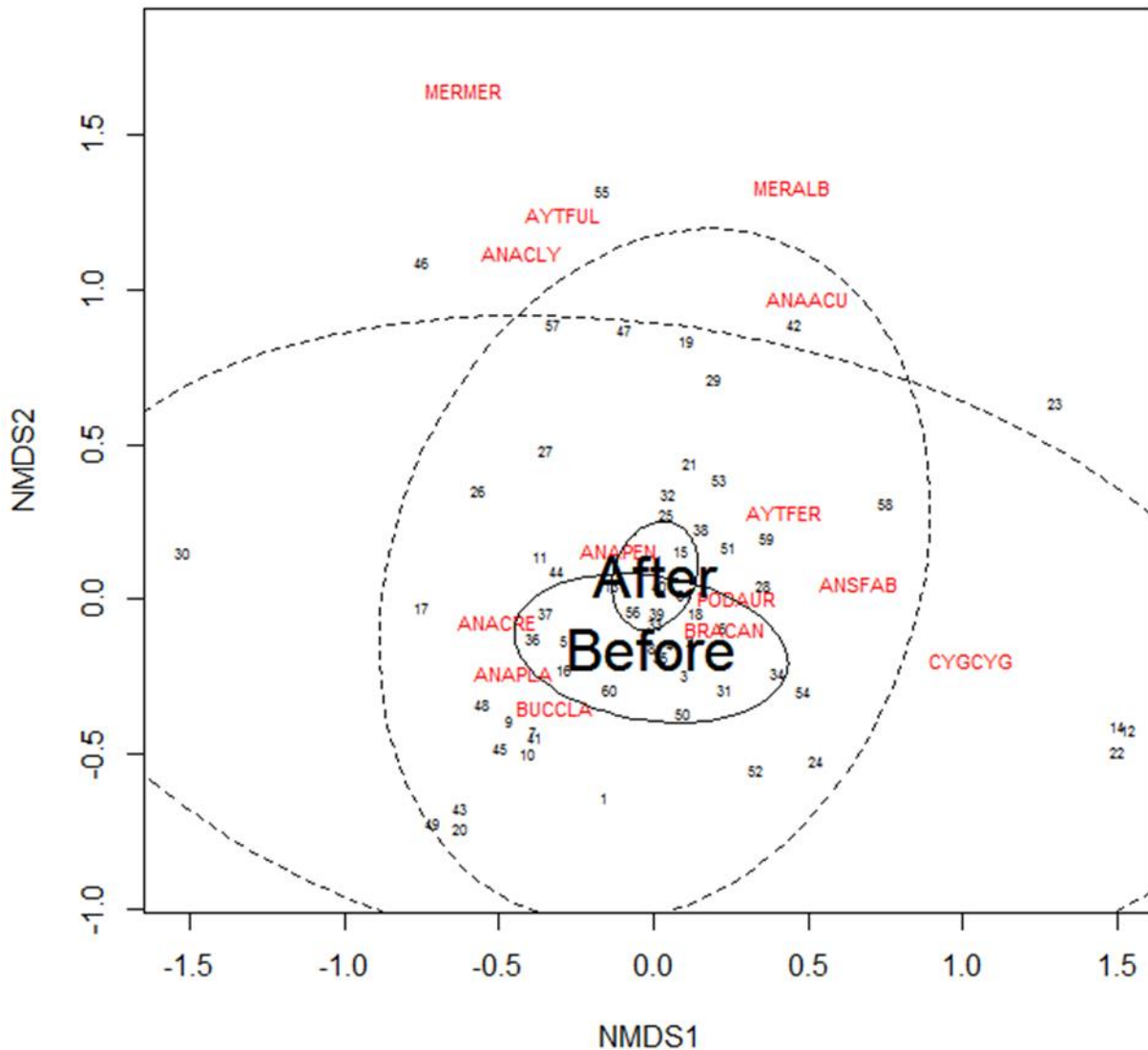


**Kuva 8.** Pesintäkauden alun vesilintulajiston (punaisella merkitty tieteellinen lajilyhenne) ja kosteikkopaikkojen (numerot) ryhmittäytyminen NMDS-ordinaatioon, sekä niiden sijoittuminen ympäristömuuttujien suhteen. Ympäristömuuttujat ovat ilmaistu vektoreina (vihreät nuolet).

Kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen merkitystä vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa ja niiden lajistollista samankaltaisuutta analysoitiin *ordiellipse*-funktioilla (kuva 9). Ellipsit kuvasivat kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen ennen ja jälkeen tilanteiden keskimääräistä sijoittumista ordinaatioon. Vesilintulajisto ja kosteikkopaikat ryhmittäytyivät ellipsien suhteen ordinaatioon ja ne



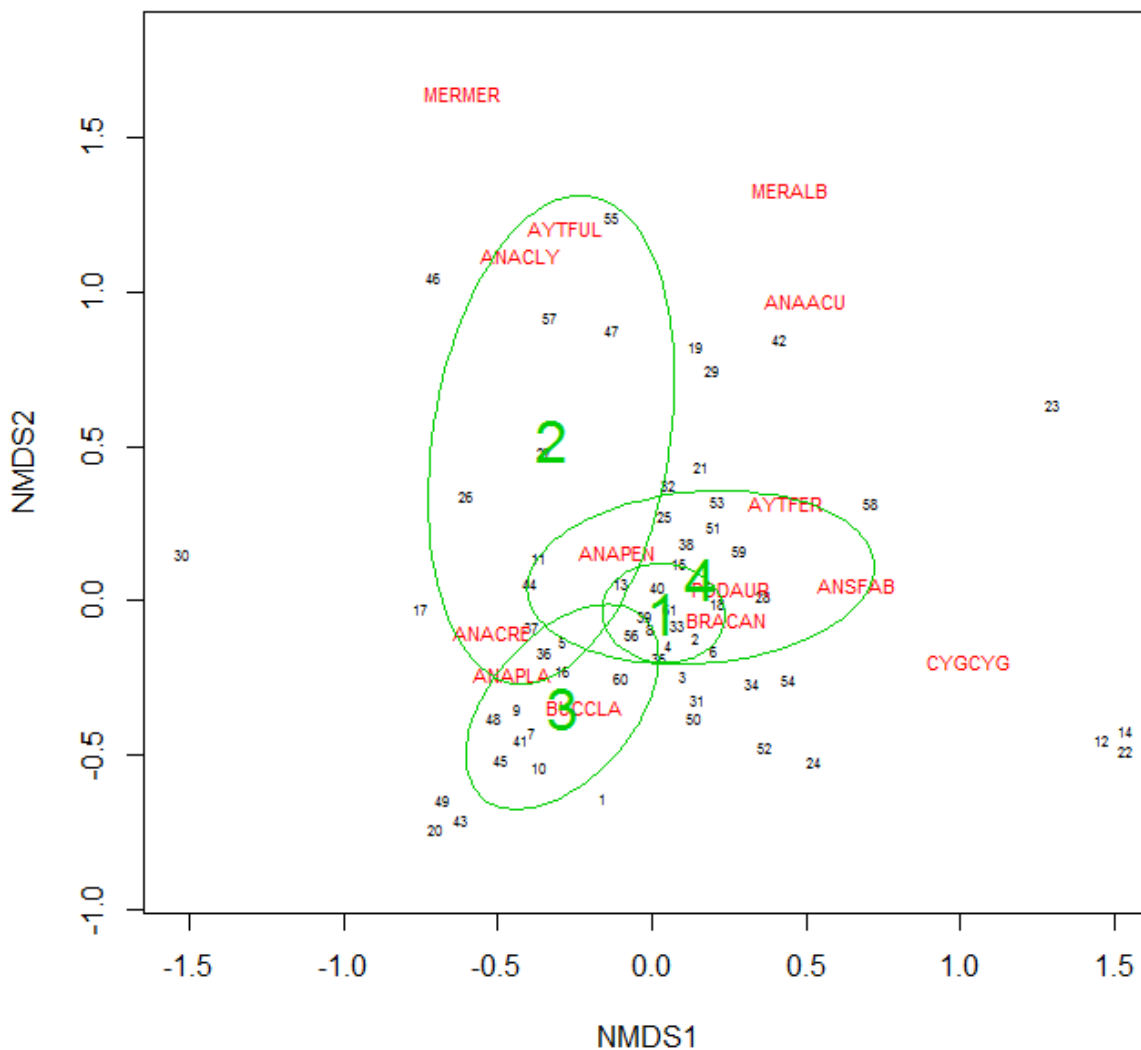
kuvasivat niiden välisiä suhteita. Keskimääräiselle sijainnille oli piirretty 95 % SE ellipsi, katkoviivat kuvaavat keskihajontaa 95 % SD. Vesilintulajistossa ei tapahtunut merkittävää muutosta kosteikkojen rakentamisen ja kunnostuksen jälkeen ( $R^2 = 0,0243$ ;  $p = 0,2318$ ).



**Kuva 9.** Kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen vaikutukset pesintäkauden alun vesilintujen lajiyhteisöihin ennen ja jälkeen tilanteeksi luokiteltuna. Vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) ja kosteikkokohteiden (numerot) sijoittuminen NMDS-ordinaatioon ellipsien suhteen. Ellipsit yhtenäiset mustat viivat kuvaavat ennen (Before) ja jälkeen (After) tilannetta, hajontana 95 % SE. Mustat katkoviivat kuvaavat keskihajontaa 95 % SD.

Rakennustavan merkitystä kosteikkojen vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa ja niiden lajistollista samankaltaisuutta tarkasteltiin myös *ordiellipse*-funktiolla (kuva 10). Ellipsit sijoittuivat

rakentamistavan mukaan keskimääräisesti ordinaatioon. Ellipsit kuvasivat vesilintulajien ja kosteikkopaikkojen välisiä suhteita, jotka ryhmittyivät niiden mukaan. Kosteikot oli rakennettu ja kunnostettu seuraavasti: 1 = padottu, 2 = kaivettu, 3 = yhdistelmä ja 4 = lammen kunnostus. Jokaiselle rakentamistavalle piirrettiin 95 % SE ellipsi. Tilastollisesti rakennustavalla oli hieman merkitystä. Tulos oli merkitsevä ( $R^2 = 0,1098$ ;  $p = 0,0439$ ). Rakennustavalla 2 eli kaivetuilla kosteikoilla oli hieman merkitystä vesilintuyhteisöihin, sillä se erosi muista rakennustavoista. Mikään muu rakennustapa ei tullut tuloksissa esille.



**Kuva 10.** Rakentamistavat ja niiden vaikutus kohteiden vesilintuyhteisön lajistoon pesintäkauden alussa. Vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Kosteikkokohteet on ilmaistu numeroin. Vesilintulajit luonnehtivat sijaintinsa tuntumassa olevien kosteikkokohteiden vesilintulajistoa. Vihreät ellipsit kuvaavat rakentamistapaa hajontana 95 % SE. Ellipsit on jaoteltu rakentamistavan mukaan seuraavasti: 1 = padottu, 2 = kaivettu, 3 = yhdistelmä ja 4 = lammen kunnostus.

Permutaatiotestejä hyväksikäyttäen, tarkasteltiin tilastollisella analyysillä, jossa on yhdessä rakentamistapa, pinta-ala, kosteikonsijainti sekä ennen ja jälkeen tilanne, vaikutuksia pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin. Analyysin tulosten mukaan vesilintuyhteisöjen koostumus vaihteli merkitsevästi kosteikkojen rakentamistavan ( $R^2 = 0,1098$ ;  $p = 0,03796$ ), sijainnin ( $R^2 = 0,0993$ ;  $p = 0,01299$ ) ja pinta-alan ( $R^2 = 0,2775$ ;  $p = 0,000999$ ) mukaan. Tulokset olivat odotusten mukaisia. Kosteikkojen rakentamisen ja kunnostuksen merkitys ennen ja jälkeen tilanteeseen vesilintuyhteisössä ei ollut tilastollisesti merkitsevä ( $R^2 = 0,0243$ ;  $p = 0,24476$ ).

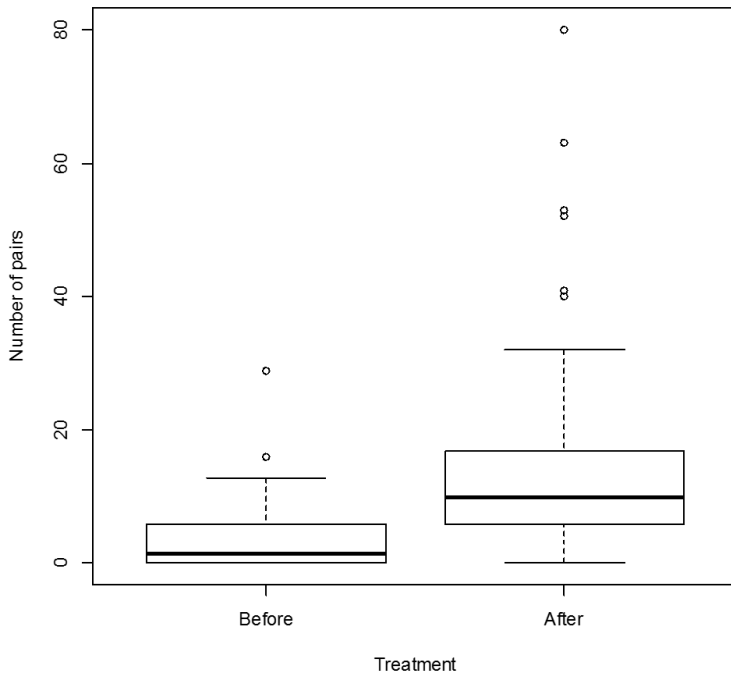
### 3.2. Vesilintujen pari- ja lajimäärät pesintäkauden alussa

Kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen vaikutuksia vesilintujen pari- ja lajimääriin, sekä niihin vaikuttavien kosteikon ominaisuuksien selvittämiseen, käytettiin yleistettyä lineaarista sekamallia (GLMM). Paras malli ja siten parimääriä selitti parhaiten Akaiken informaatiokriteerien perusteella ainoastaan yksi malli (malli 1), jossa selittäjänä oli kosteikkojen toimenpiteiden ennen ja jälkeen ( $z = 9,166$ ;  $p < 0,001$ ) tilanne (taulukko 6). Malli sai satunnaista nollamallia pienemmän AIC- arvon ja nollamalliin verrattaessa varianssi- analyysillä se oli tilastollisesti merkitsevä ( $p < 0,001$ ). Muille malleille ei saatu varianssi analyysillä merkitsevyyttä parhaaseen malliin vertailtaessa, vaikka niiden AIC arvo oli parasta mallia hieman pienempi. Tämän perusteella kosteikkojen pinta- ala ja rakennustapa eivät selittäneet vesilintujen parimääriä.

**Taulukko 6.** Kosteikkojen vesilintujen parimäärää selittävien tekijöiden analysointiin käytetyt mallit ja niiden tulokset sekä nollamalli. Sarakkeissa mallit on ilmaistu numeroina, AIC on Akaiken informaatio kriteeri ja df ilmaisee mallin vapausasteet. Sarake pr>chisq p- arvo on varianssianalyysillä saatu merkitsevyys vertailtaessa mallia nollamalliin tai parhaaseen malliin.

Malli	selittäjä	AIC	df	estimaatti	keskivirhe	z-arvo	p-arvo	pr>chisq p-arvo	Satunnaismuuttujan varianssi	Satunnaismuuttujan keskihajonta
0	paikka	1176,9	3	2,2626	0,1034	21,87	<0,001		0,08801	0,2967
1	paikka	1176,9	3	0,9906	0,1679	5,898	<0,001		0,3339	0,5778
	ennen /jälkeen	1118,1	4	1,459	0,1592	9,166	<0,001	<0,001		
2	paikka	1176,9	3	0,6378	0,253	2,520	0,0117		0,2862	0,535
	ennen /jälkeen	1118,1	4	1,4555	0,1591	9,146	<0,001			
	pinta- ala	1116,5	5	0,2345	0,1206	1,944	0,0519	0,05764		
3	paikka	1176,9	3	0,95661	0,17784	5,379	<0,001		0,2478	0,4978
	ennen /jälkeen	1118,1	4	1,49198	0,15942	9,359	<0,001			
	rakennustapa (T.2)			0,02632	0,37816	0,070	0,9445			
	rakennustapa (T.3)	1116,8	7	-0,55189	0,34016	-1,622	0,1047	0,0616		
	rakennustapa (T.4)			0,68506	0,32769	2,091	0,0366			

Tulosten mukaan kosteikkojen toimenpiteiden ennen ja jälkeen tilanteella oli vaikutusta vesilintujen parimääriin (kuva 11). Tulosten mukaan kosteikkojen toimenpiteiden jälkeisten parimäärien mediaani oli merkitsevästi suurempi kuin ennen toimenpiteitä.



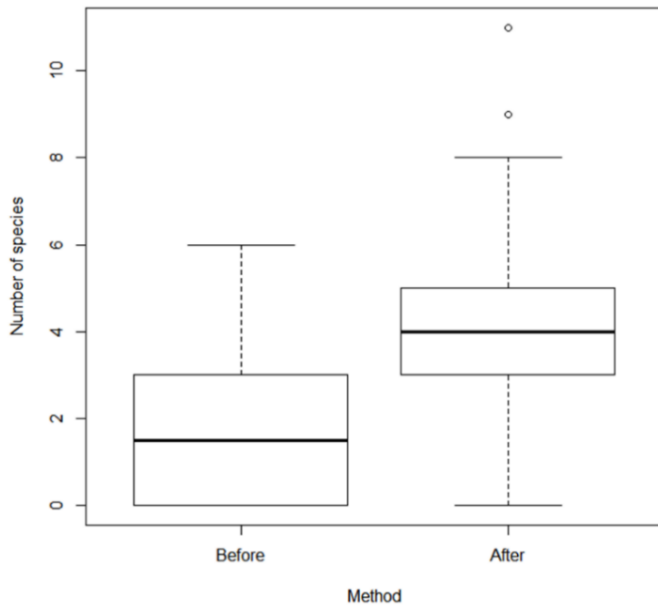
**Kuva 11.** Vesilintujen parimäärien vaihtelu laatikkojanakuvaajana kosteikkojen käsittelyn ennen ja jälkeen tilanteeksi luokiteltuna.

Vesilintujen pesintäkauden alun lajimääriä selitti parhaiten Akaiken informaatiokriteerien perusteella kolme mallia (mallit 1,2 ja 3). Nämä mallit (taulukko 7) saivat kaikki pienemmän AIC-arvon kuin satunnainen nollamalli. Malleja 1 ja 2 vertailtaessa nollamalliin varianssi-analyysillä, ne olivat tilastollisesti erittäin merkitseviä. Paras malleista oli malli 3, joka sai pienimmän AIC-arvon. Tilastollisesti tulos oli varianssianalyysin perusteella erittäin merkitsevä vertailtaessa malleihin 1 ja 2. Mallin selittäjinä vesilintujen lajimääriin olivat kosteikon toimenpiteiden ennen ja jälkeen tilanne ( $z = 7,652$ ;  $p < 0,001$ ) ja pinta-ala ( $z = 0,0623$ ;  $p < 0,001$ ).

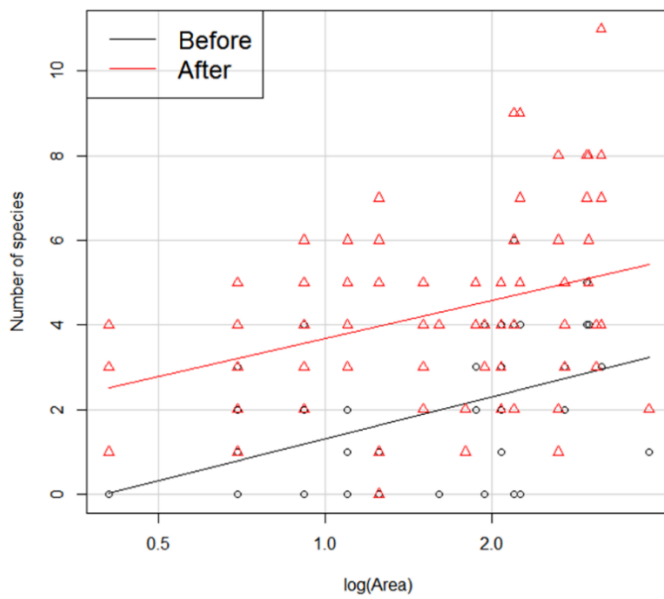
**Taulukko 7.** Kosteikkojen vesilintujen lajimäärää pesintäkauden alussa selittävien tekijöiden analysointiin käytetyt mallit ja niiden tulokset sekä nollamalli. Sarakkeissa mallit on ilmaistu numeroina, AIC on Akaiken informaatio kriteeri ja df ilmaisee mallin vapausasteet. Sarake  $pr>chisq$  p-arvo on varianssianalyysillä saatu merkitsevyys vertailtaessa mallia nollamalliin tai parhaaseen malliin.

Malli	selittäjä	AIC	df	estimaatti	keskivirhe	z-arvo	p-arvo	$pr>chisq$ p-arvo	Satunnaismuuttujan varianssi	Satunnaismuuttujan keskihajonta
0	paikka	744,6	3	1,13044	0,06773	16,69	<0,001		0,1002	0,3166
1	paikka	744,6	3	0,4335	0,1202	3,606	<0,001		0,1055	0,3249
	ennen /jälkeen	675,5	4	0,9027	0,1172	7,705	<0,001	<0,001		
2	paikka	744,6	3	0,7617	0,11361	6,656	<0,001		0,0407	0,2017
	pinta- ala	733,4	4	0,24918	0,06027	4,135	<0,001	<0,001		
3	paikka	744,6	3	0,07611	0,15232	0,500	0,617		0,508	0,2254
	ennen /jälkeen	675,5	4	0,88935	0,11623	7,652	<0,001	<0,001		
	pinta- ala	665,4	5	0,24334	0,0623	0,0623	<0,001	<0,001		
4	paikka	744,6	3	0,15795	0,15614	1,012	0,31174		0,03944	0,1986
	ennen /jälkeen	675,5	4	0,89891	0,11589	7,757	<0,001			
	pinta- ala	665,4	5	0,17924	0,06682	2,682	0,00731			
	rakennustapa (T.2)			0,24427	0,18472	1,322	0,18603			
	rakennustapa (T.3)	666,39	8	-0,29937	0,20923	-1,431	0,15249	0,1714		
rakennustapa (T.4)			0,21695	0,17225	1,259	0,20785				

Kosteikkojen toimenpiteillä oli tulosten mukaan vaikutusta vesilintujen lajimääriin. Kosteikkojen pesintä kauden alun vesilintujen lajimäärien mediaani oli toimenpiteiden eli käsittelyn jälkeen merkittävästi suurempi kuin ennen käsittelyn vaikutusta (kuva 12). Pinta-ala vaikutti yhdessä toimenpiteiden ennen ja jälkeen tilanteen kanssa merkittävästi vesilintujen pesintäkauden alun lajimääriin. Kosteikkojen käsittely, eli toimenpiteiden vaikutus oli samanlainen kaikenkokoisissa kosteikoissa (kuva 13). Pinta-alan kasvaessa lisääntyivät vesilintujen keskimääräiset lajimäärät samansuuntaisesti, riippumatta oliko kosteikolla tehty toimenpiteitä. Kuitenkin kosteikot, jotka oli kunnostettu tai rakennettu olivat niiden lajimäärät keskimäärin paljon suurempia kuin missä ei toimenpiteitä ollut vielä tehty.



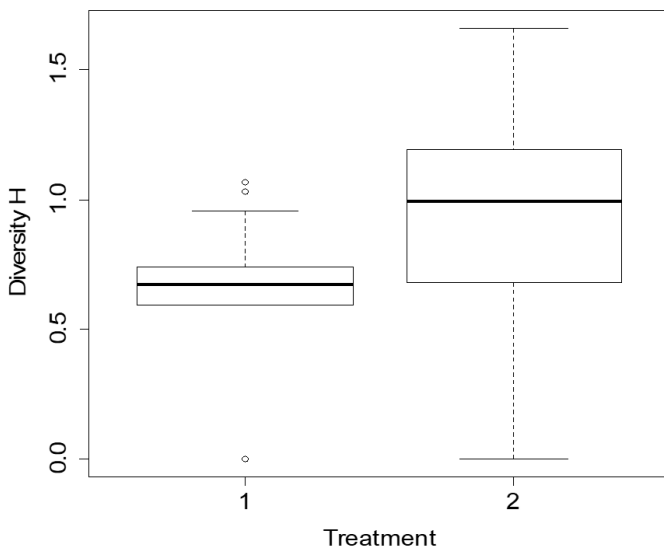
**Kuva 12.** Vesilintujen lajimäärien vaihtelu laatikkojanakuvaajana kosteikkojen käsittelyn ennen ja jälkeen tilanteeksi luokiteltuna.



**Kuva 13.** Pinta- alan vaikutus kosteikkojen parimääriin eriteltyinä kosteikkojen kunnostusta ja rakentamista edeltäviin ja jälkeisiin tilanteisiin.

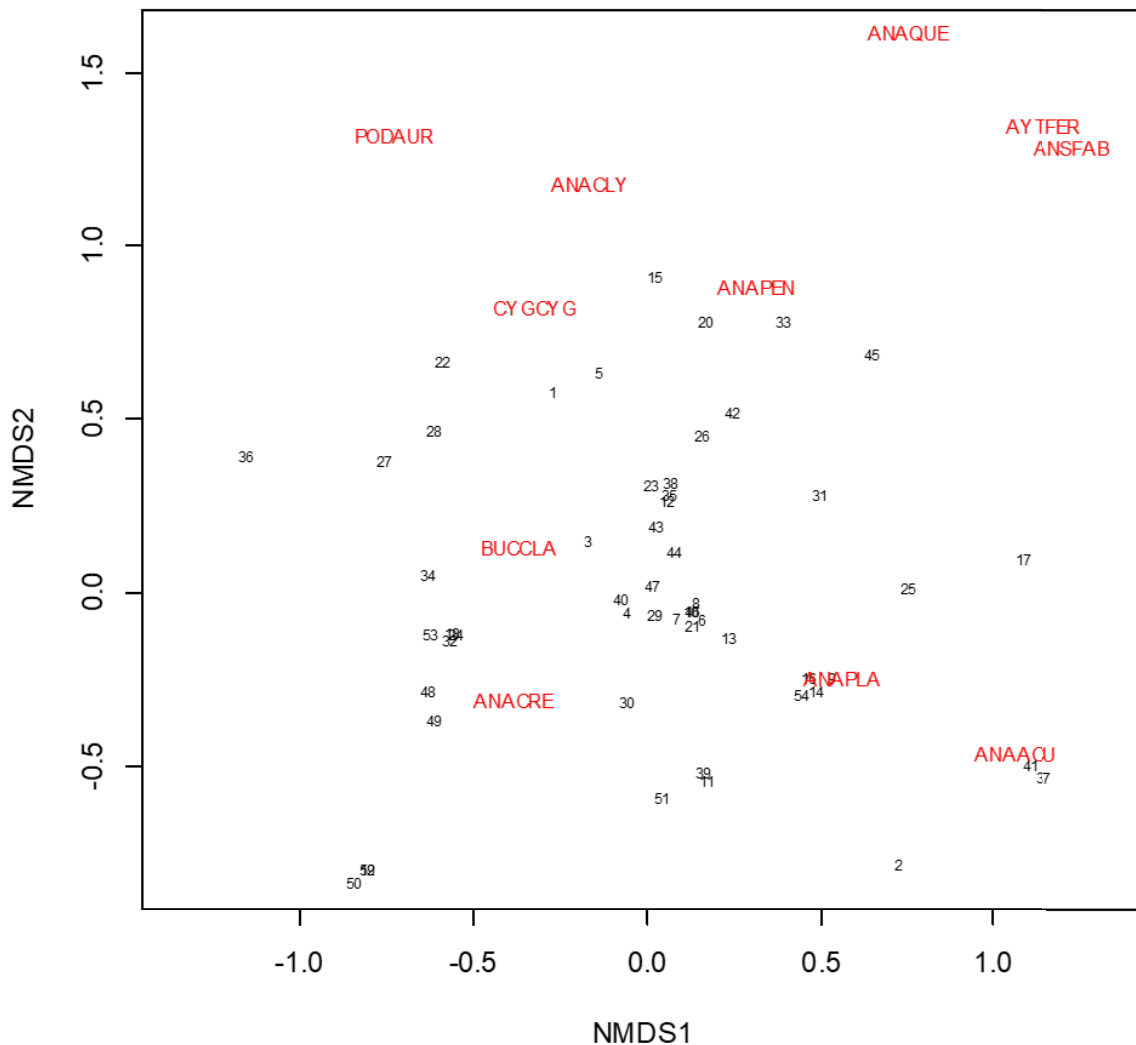
### 3.3. Vesilintupoikueiden lajijhteisöt

Vesilintujen poikueyhteisöjä tarkasteltiin *vegan*-paketilla. Tarkastelussa käytettiin myös monimuotoisuus  $H'$ -muuttujaa eli Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksiä, jolla kuvattiin vesilintupoikueiden monimuotoisuuden muutoksia. Sitä voidaan käyttää ympäristömuuttujana joka kuvaa kosteikkojen laatua. Voidaan olettaa kosteikkojen monimuotoisuuden eli laadun parantuneen vesilintupoikueiden monimuotoisuuden kasvaessa. Kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen jälkeen niiden laatu parani vesilintujen poikue-elinympäristöinä (kuva 14). Tulosten mukaan, ennen ja jälkeen tilanteena tarkasteltuna diversiteetti indeksi  $H'$  mediaani oli suurempi kosteikkojen käsittelyn jälkeen. Tilastollisesti varianssianalyysin perusteella ero oli merkitsevä ( $F = 6,2$ ;  $df_1 = 1$ ;  $df_2 = 52$ ;  $p = 0,015$ ). Vesilintupoikueiden elinympäristöjen laatu parani kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen jälkeen, joka ilmeni vesilintujen poikueyhteisöjen monimuotoisuuden kasvuna.



**Kuva 14.** Vesilintupoikueiden monimuotoisuutta ja siten kosteikkojen laatua kuvaavan Shannon–Wienerin diversiteetti indeksi  $H'$  laatikkojanakuvaaja kosteikkojen käsittelyn ennen (1) ja jälkeen (2) tilanteeseen luokiteltuna.

Mahdollisia vesilintupoikue yhteisöjen lajistollisia eroavaisuuksia tutkimuskosteikoilla tutkittiin *NMDS*-menetelmällä. Se onnistui kuvamaan eroavaisuuksia mainiosti (Stress 0,182). Menetelmä kuvasi 2-ulotteisesti kosteikkopaikkojen eroavaisuutta ja niiden sijaintia ordinaatiossa sekä niiden vesilintupoikueista koostuvaa lajistoa (Kuva 15). Lajit kuvaavat sijaintinsa tuntuman kosteikkopaikan vesilintupoikueiden lajijhteisöä parhaiten. Esimerkiksi kosteikkopaikkoja 37 ja 41 jouhisorsa (ANAACU) luonnehtii parhaiten niiden vesilintupoikueiden lajijhteisöä.



**Kuva 15.** Toimenpiteitä edeltävä ja jälkeen tilanteessa olevien kosteikkojen (1-n) ja vesilintupoikueiden lajit (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Lajit luonnehtivat sijaintinsa tuntumassa olevien kosteikkokohteiden vesilintupoikueiden lajistoa.

Ympäristömuuttujia *NMDS*-menetelmään lisäämällä tutkittiin niiden vaikutuksia vesilintupoikueiden lajiyhteisöihin. Ympäristömuuttujina olivat kosteikkojen pinta-ala, sijainti ja laatu, jota ilmensi vesilintupoikue lajiyhteisöjen monimuotoisuus. *Enfit*-funktiolla sovitettiin ympäristömuuttujat *NMDS*-ordinaatioon ja testattiin kosteikkopaikkojen sekä vesilintupoikueista koostuvan lajiston eroavaisuuksia. Ympäristömuuttujien merkittävyyksiä arvioitiin käyttämällä permutaatiotestejä. Ainoastaan diversiteetille eli kosteikon laadulle saatiin erittäin merkitsevä ( $p < 0,001$ ) tulos (Taulukko 8).

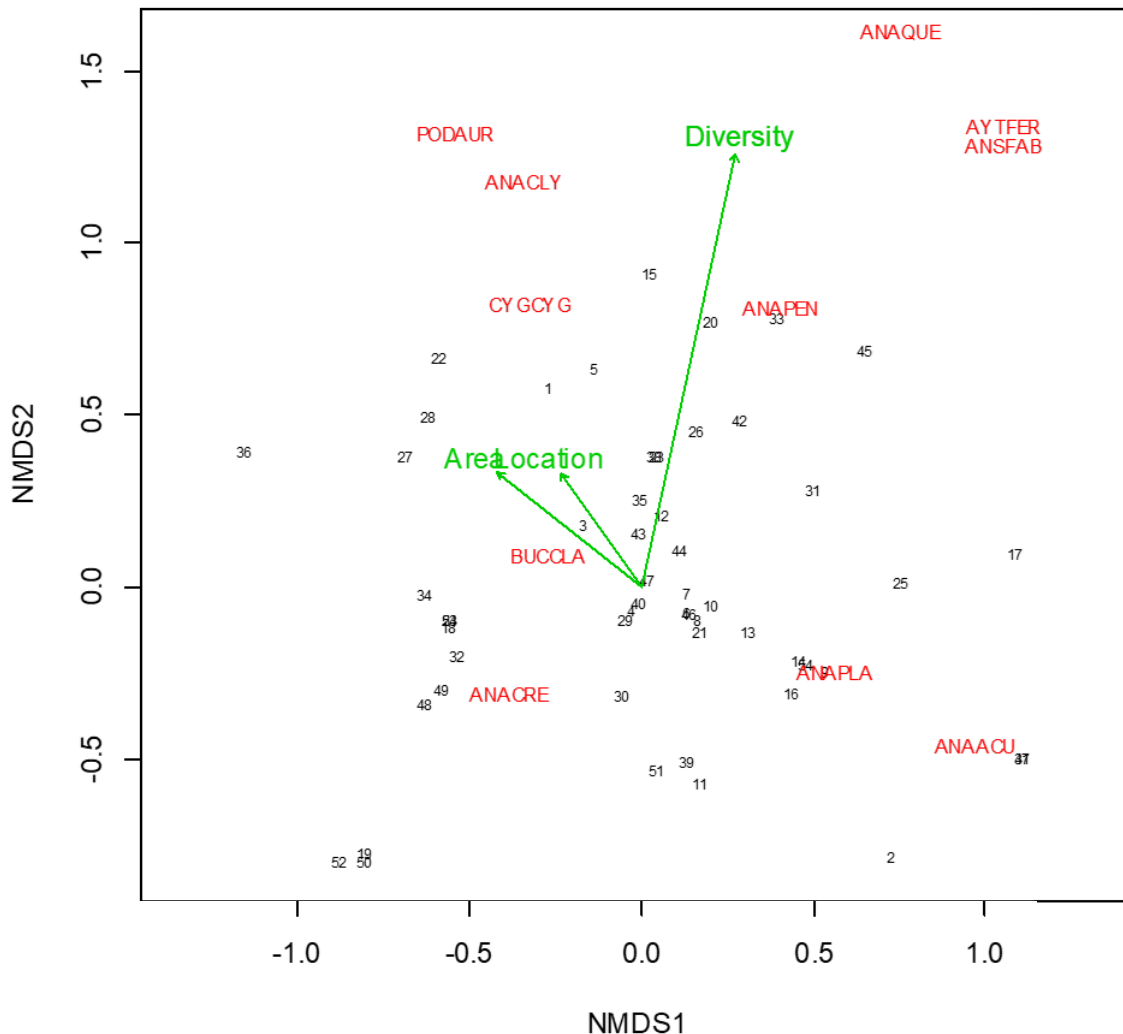


**Taulukko 8.** Vesilintuyhteisöjen NMDS-ordinaatioihin sovitetut merkitsevät ympäristömuuttujat ja korrelaatiot eri akseleiden suhteen

Kosteikon ympäristömuuttuja	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
Pinta- ala	0,78174	0,6236	0,0984	0,082
Sijainti	-0,58229	0,81298	0,0563	0,235
Diversiteetti	0,21247	0,97717	0,5682	0,001***

Tilastollinen merkitsevyys \* ( $p < 0,05$ ) \*\* ( $p < 0,01$ ) \*\*\* ( $p < 0,001$ )

Vektorit NMDS-ordinaatioissa kuvaavat ympäristömuuttujien voimakkuutta ja kasvun suuntaa. Muuttujat sijoitettiin ordinaatioon ja vesilintupoikueista koostuvat lajit sekä lajit ryhmittäytyivät sen mukaan (Kuva 16). Kosteikkopaikkoja, joilla on suuri diversiteetti, luonnehtii parhaiten vesilintupoikueista koostuvasta lajeista haapana (ANAPEN), lapasorsa (ANACLY) punasotka (PODAUR) ja heinätavi (ANAGUE). Kosteikon pinta-ala ja sijainti eivät ympäristömuuttujina olleet merkitsevästi yhteydessä näytepaikkojen jakautumiseen ordinaatioissa. Telkän poikueineen (BUCCLA) voidaan tulkita olevan tyypillinen laji kaiken kokoisilla kosteikoilla sijainnista riippumatta.

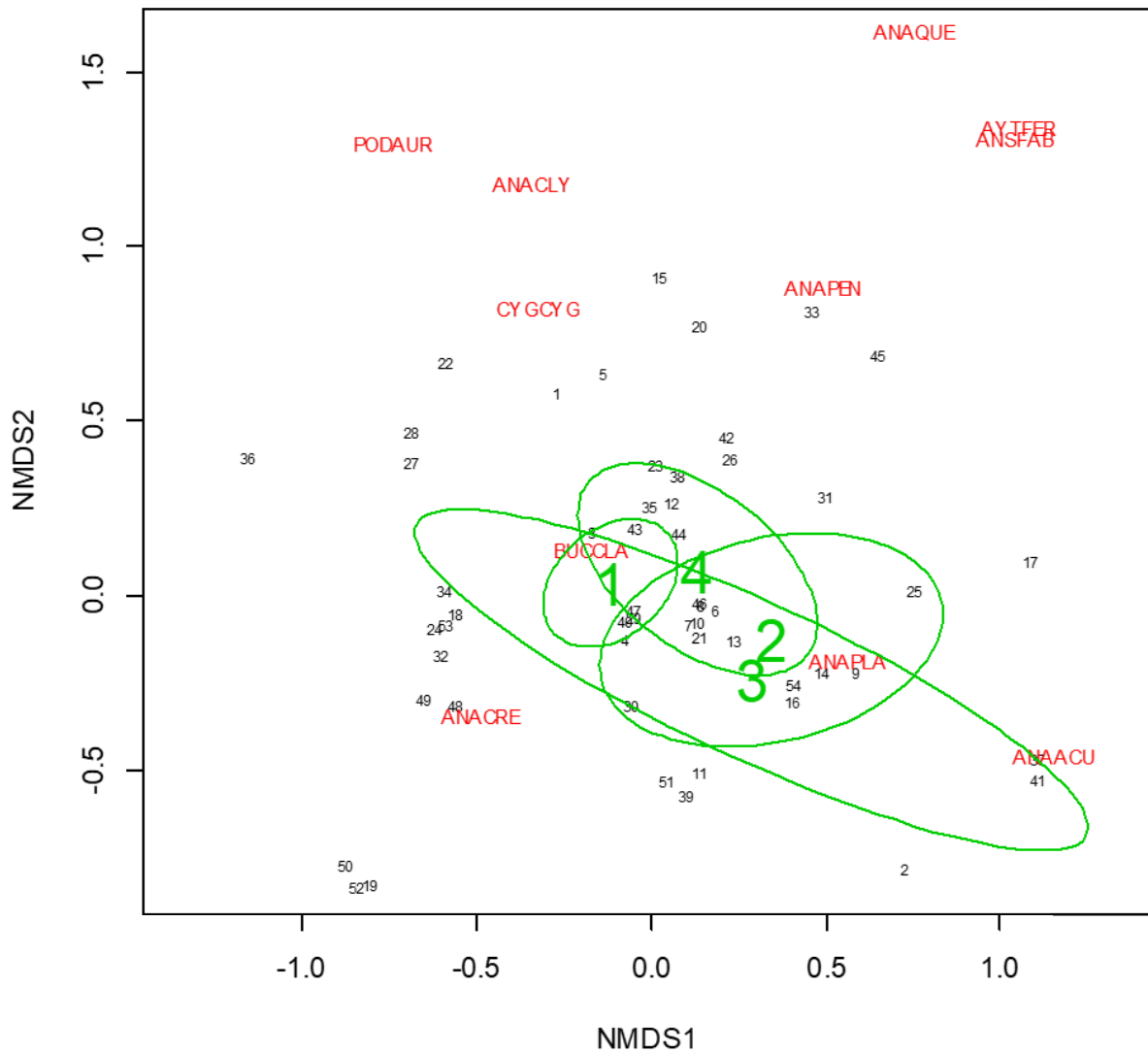


**Kuva 16.** Vesilintupoikueista koostuvan lajiston (punaisella merkitty tieteellinen lajilyhenne) ja kosteikkopaikkojen (numerot) ryhmittäytyminen NMDS-ordinaatioon, sekä niiden sijoittuminen ympäristömuuttujien suhteen. Ympäristömuuttujat ovat ilmaistu vektoreina (vihreät nuolet).

Kosteikkojen kunnostuksen ja rakentamisen merkitystä vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa ja niiden lajistollista samankaltaisuutta analysoitiin *ordiellipse*-funktiolla (kuva 17). Ellipsit ovat keskimääräisesti sijoittuneet NMDS-ordinaatioon ja lajit sekä kosteikot ryhmittyneet niiden suhteen. Keskimääräiselle sijainnille oli piirretty 95 % SE ellipsi, katkoviivat kuvaavat keskihajontaa 95 % SD. Tilastollisella analyysillä, käyttäen permutaatiotestejä, vesilintupoikueiden lajistossa näyttäisi tapahtuvan merkitsevä muutos kosteikkojen rakentamisen ja kunnostuksen jälkeen ( $R^2 = 0,0813$ ,  $p = 0,01199$ ). Muutos on kasvavan diversiteettigradientin suuntaan (ks. kuva 16).



0,0875;  $p = 0,1598$ ). Vesilintupoikueista koostuvien lajiyhteisöjen esiintyvyyteen kosteikoilla ei siis rakentamistavalla ollut merkittävää vaikutusta.



**Kuva 18.** Rakentamistavat ja niiden vaikutus kosteikkokohteiden vesilintupoikueiden lajiyhteisöihin. Vesilintulajien (punaisella lajin tieteellisen nimen lyhenne) ja kosteikkokohteiden (numero) sijoittuminen NMDS-ordinaation mukaan. Vihreät ellipsit kuvaavat rakentamistapaa hajontana 95 % SE. Ellipsit on jaoteltu rakentamistavan mukaan seuraavasti: 1 = padottu, 2 = kaivettu, 3 = yhdistelmä ja 4 = lammen kunnostus.

## **4. Pohdinta**

### **4.1. Kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen vaikutus vesilintuihin**

Tämän tutkimuksen perusteella voidaan yleisesti todeta, että rakennetut ja kunnostetut kosteikot soveltuvat erinomaisesti vesilintujen poikue- ja pesimäelinympäristöiksi. Luomalla monimuotoisia kosteikkoelinympäristöjä vesilintujen elinympäristövaatimukset huomioiden, voidaan vesilintukantojen hoitoa Suomessa kuin yhtä hyvin muualla Eurooppaa tehostaa. Tutkimuksen päähypoteesi sai tulosten perusteella tukea, kosteikkojen käsittely paransi vesilintujen pesintäkauden elinympäristöjä, minkä seurauksena vesilintujen määrät ja diversiteetti kasvoivat. Tutkimuskosteikot ylläpitivät hyvin vesilintukantoja niiden pesintäkaudella.

Kosteikkojen taloudelliset panostukset olivat kohtuulliset, sillä suurin osa kosteikoista kunnostettiin tai rakennettiin patoamalla. Yleisesti patoaminen on kosteikkojen rakentamis- ja kunnostustavoista edullisin toteuttaa (Aitto-Oja ym. 2010). Tutkimuskosteikkojen taloudelliset kustannukset ja niiden soveltuvuus vesilintukantoja ylläpitäviksi elinympäristöiksi huomioiden, on kosteikkojen rakentaminen ja kunnostaminen riistanhoidollisesta näkökulmasta kannattavaa. Vesilintupoikueiden elinympäristöjen laatu parani, mikä lisäsi vesilintupoikueyhteisöjen monimuotoisuutta. Riistanhoidollisesti olisikin syytä kiinnittää huomiota erityisesti vesilintujen poikastuoton parantamiseen ja siten parantaa niiden poikueympäristöjen laatua. Vesilintujen metsästyksessä verotuksen tulisi kohdistua poikastuottoon ja erityisesti niin sanottuun populaation ylimäärään (Hilborn ym. 1995; Sutherland 2001; Cooch ym. 2014).

### **4.2. Kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen vaikutus vesilintuyhteisöihin**

Tulosten mukaan kosteikkojen kunnostus- ja rakentaminen paransivat merkittävästi pesintäkauden alun vesilintujen elinympäristöjä niiden monimuotoisuuden kasvaessa. Kosteikkojen käsittelyn jälkeen niiden laatu vesilintujen elinympäristöinä parantui, mikä lisäsi vesilintulajien diversiteettiä. Tulokset antoivat odotuksille tukea. Vastaavilla alueilla Pohjois- Euroopassa vesilintujen lajityhteisöjen monimuotoisuuden on todettu kasvavan elinympäristön monimuotoisuuden ja siten myös laadun kasvaessa (Pöysä 1984; Elmberg ym. 1993, 1994). Aikaisempien kosteikkojen rakenteeseen ja ominaisuuksiin liittyvien tutkimustulosten perusteella monet tekijät kasvattavat vesilintujen monimuotoisuutta. Polveileva monimuotoinen rantaviiva lisää vesilintujen monimuotoisuutta kosteikoilla (Nilsson 1978; Hansson ym. 2005). Lisäksi kosteikon koko lisää vesilintujen monimuotoisuutta (Nilsson 1978; Nilsson & Nilsson 1978; Nummi & Pöysä 1995b;

Hansson 2005), sekä runsas kasvillisuus (Danell & Sjöberg 1977). Erityisesti kasvillisuuden ja avoimen veden vaihtelu ja sopiva suhde kosteikoilla lisäävät vesilintujen monimuotoisuutta (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982). Laadukkaissa kosteikoissa on vesilinnuille runsaasti selkärangattomien lajien muodostamaa ravintoa (Murkin ym. 1982). Tutkimuskosteikkoja kunnostettaessa ja uusia rakennettaessa pyrkimyksenä oli kasvattaa kosteikkojen monimuotoisuutta, jotka täyttävät hieman vaateliaampiakin lajien elinympäristö vaatimuksia. Kosteikkojen kunnostusta ja rakentamista suunniteltaessa pyrittiin luomaan polveilevaa rantaviivaa, kasvillisuutta sekä lisäämään vesilintujen eri mieltymyksiä luomalla vaihtelevaa vedensyvyyttä, keinosaarekkeita ja niemenkärkiä. Tutkimuskosteikkojen käsittelyssä onnistuttiin näiden seikkojen valossa erittäin hyvin. Monen kosteikon pesintäkauden vesilintuyhteisöjä luonnehti myös monet elinympäristön käytöltään vaateliaat lajit. Monella kosteikolla kosteikon vesipinta- ja kokonaispinta-alaa onnistuttiin kasvattamaan merkittävästi. Nämä ovat olleet myös myötävaikuttamassa kosteikkojen monimuotoisuuden kasvuun ja siten täyttämään yhä useamman vesilintulajin elinympäristötarpeita. Tutkimuskosteikkojen eri ominaisuuksien merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin tutkittiin eri ympäristömuuttujilla. Tulosten mukaan ympäristömuuttujista merkittävä vaikutus vesilintuyhteisöihin oli kosteikon pinta-alalla, sijainnilla ja laadulla eli sen monimuotoisuudella. Tulokset olivat odotusten mukaisia eri ympäristömuuttujien suhteen. Eri vesilintulajit luonnehtivat erinomaisesti kosteikkopaikkoja eri ympäristömuuttujien suhteen. Aiemman tutkimuksen mukaan rakennettujen kosteikkojen ominaisuuksilla on merkitystä niillä esiintyvien vesilintujen diversiteettiin (Kačergyte ym. 2021).

Kosteikon monimuotoisuudella eli sen laadulla oli vesilintujen esiintyvyyteen merkityksensä ja vesilintulajisto odotusten mukaisesti luonnehti eri kosteikkopaikkoja niiden laadun suhteen. Laadun merkitystä vesilintuyhteisöihin ja niiden monimuotoisuuteen käsiteltiin jo edellä. Laadultaan keskimäärin parempia kosteikkopaikkoja luonnehtivat elinympäristön käytöltään vaateliaammat lajit, kuten esimerkiksi lapasorsa, punasotka ja tukkasotka. Lapasorsa on ravinnonkäytöltään niin sanottu spesialistilaji. Elinympäristön monimuotoisuuden vähentyessä ne häviävät kosteikoilta (Paracuellos 2006). Vesistöjen laadun heikkeneminen esimerkiksi liiallisen rehevöitymisen seurauksena ilmenee erityisesti spesialistilajien kantojen taantumisenä kuten esimerkiksi jouhisorsan, heinätavin, tukka- ja punasotkan (Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016; Pöysä & Linkola 2021). Tulosten mukaan laajalti levittäytyneet ja yleiset lajit sekä elinympäristönkäytöltään yleislajit kuten esimerkiksi sinisorsa ja tavi (ks.esim. Saurola ym. 2013) vastaavasti odotusten mukaisesti luonnehtivat parhaiten laadultaan keskimääräisiä tai huonompia tutkimuskosteikkoja.

Ympäristömuuttujista kosteikon pinta-alalla oli merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin. Eri vesilintulajit luonnehtivat erittäin merkitsevästi eri kosteikkopaikkoja niiden pinta-alan suhteen. Tulokset olivat odotetun mukaisia. Isoimmat vesilintulajit, kuten laulujoutsen ja metsähänhi, luonnehtivat pinta-alaltaan isompia kosteikkopaikkoja. Isompina lintulajeina pesintäkauden alussa ne tarvitsevat hieman enemmän tilaa ja avovettä kuin pienimmät vesilintulajit. Myös kokosukeltajat, kuten punasotka ja tukkasotka, luonnehtivat keskimääräistä isompia kosteikkopaikkoja. Kokosukeltajat käyttävät kosteikkojen uloimpia vesialueita hyväkseen ja käyttävät hyväkseen paljon laajemmin eri kosteikon ruokailuympäristöjä kuin vastaavasti puolisukeltajasorsat (Pöysä 1983). Tämän takia kokosukeltajasorsat suosivat keskimäärin hieman isompia kosteikkoja kuin puolisukeltajasorsat. Keskimäärin pienempiä kosteikkopaikkoja luonnehtivat enemmän yleislajit kuten tavi, sinisorsa ja telkkä, jotka ovat Suomessa yleisiä ja laajalti levittäytyneitä (ks. esim. Saurola ym. 2013). Puolisukeltajasorsat käyttävät ruokaillaan paljon kapeampaa vyöhykettä kuin kokosukeltajat. Tyypillisenä yleislajina esimerkiksi sinisorsa voi käyttää kosteikko ympäristöään paljon laajemmin hyväkseen ja erityyppisiä ympäristöjä ruokaillaan (Pöysä 1983). Ravinnonkäytöltään laajat lajit eli yleislajit, kuten sinisorsat suosivat sekä pieniä, että isoja kosteikkoja (Paracuellos 2006). Tavi ei vaadi kovinkaan syvää vettä ruokaillakseen (esim. Pöysä 1983), joten senkin perusteella sille voi riittää kosteikko elinympäristöksi jo melko pienet lämpäreet. Tulosten mukaan esimerkiksi lapasorsa luonnehti parhaiten keskimäärin keskikokoisia kosteikkoja. Spesialistilajina lapasorsa vaatii puolisukeltajasorsien yleislajeja suuremman kosteikon. Pinta-alan kasvaessa kosteikossa esiintyy yhä enemmän eri ympäristötyyppejä, joka lisää lapasorsalle sopivia elinympäristöjä, joita se suppeamman ravinnonkäytön takia vaatii (Paracuellos 2006). Aiemmassa tutkimuksessa on osoitettu rakennettujen kosteikkojen pinta-alan kasvun lisäävän vesilintujen lajimääriä ja parien tiheyksiä (Kačergyte ym. 2021).

Odotusten mukaisesti vesilintulajit luonnehtivat hyvin kosteikkopaikkoja niiden sijainnin suhteen. Oli odotettua, että vesilintulajisto jakautui tutkimuskosteikoilla niiden levinneisyyden painopisteen mukaan. Tulosten mukaan esimerkiksi laulujoutsenen luonnehti parhaiten sijainniltaan pohjoisia tutkimuskosteikkoja. Laulujoutsenen levinneisyyden painopiste on pohjoisessa (Saurola ym. 2013). Myös pohjoisia tutkimuskosteikkoja luonnehtivat metsähänhi, jouhisorsa ja uivelo. Metsähänhen ja uivelon levinneisyyden painopiste on Pohjois-Suomessa. Jouhisorsaa esiintyy myös suhteellisen paljon keskiosissa Suomea ja Perämeren rannikoilla. Mutta niitä esiintyy runsaasti myös Pohjois-Suomessa ja etenkin erittäin runsaslukuisina Lapin aapasoilla (Saurola ym. 2013). Tulosten mukaan sijainniltaan eteläisiä kosteikkopaikkoja luonnehtivat parhaiten sinisorsa ja tavi. Nämä lajit

esiintyvät tyypillisesti runsaimpina eteläosissa Suomea (Saurola ym. 2013). Eteläisiä tutkimuskosteikkoja luonnehtivat myös kanadanhanhi ja mustakurkku-uikku. Molempien lajien levinneisyyden painopiste on Etelä-Suomessa (Saurola ym. 2013). Tulosten mukaan kosteikon sijainnilla on merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen rakenteeseen tutkimuskosteikoilla. Sijainti ympäristömuuttujana sai tulosten perusteella hyvin tukea ja sen vaikutus oli merkitsevä. Kosteikkojen rakennustavan merkitys vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa sai tulosten mukaan tukea. Tulos oli odotusten mukainen ja tilastollisesti merkitsevä. Rakennustavat eivät kuitenkaan kovin selkeästi eronneet toisistaan. Odotin, että kosteikon rakentamistavalla olisi ollut hieman selkeämpi vaikutus vesilintuyhteisöihin. Eri rakentamistavalla tehdyissä kosteikoissa aiheutetaan eri tyyliä häiriötä, joilla on merkitystä eri kasvilajien levittäytymiseen kosteikoilla ja erilaisten laikkujen muodostumiseen. Näillä on merkityksensä selkärangattomien esiintymiseen kosteikoilla, joihin on myös oma vaikutuksensa häiriön voimakkuudella (Keddy 2010). Kasvillisuus ja selkärangattomien esiintyvyys esimerkiksi siten säätelevät vesilintuyhteisöjen esiintyvyyttä kosteikoilla. Oli hieman odotusten vastaista, ettei mikään rakennustapa tullut tulosten mukaan kovinkaan selkeästi esille, jolla olisi ollut merkityksensä vesilintuyhteisöjen esiintyvyyteen tutkimuskosteikoilla. Rakentamistapana kaivaminen hieman erosi muista rakentamistavoista ja siten sillä oli hieman merkitystä vesilintujen esiintyvyyteen kosteikoilla. Voi hyvinkin olla, että kaivaminen aluksi aiheuttaa suhteellisen massiivisia häiriötä kosteikoille, millä on merkityksensä kosteikon kasvillisuudelle, selkärangattomille ja vesilinnuille. Esimerkiksi kosteikkojen ruoppauksella voidaan luoda yksipuoliseen maisemaan lisää vaihtelua, jolloin kasvillisuuden ja hyönteisten monimuotoisuus on jopa suurempaa kuin luonnollisissa kosteikoissa (Schummer ym. 2012). Kaivamisen vaikutukset voivat erityisesti ilmetä kosteikon rakennuksen ja kunnostuksen alkuaikoina selkeämmin verrattuna muihin rakennustapoihin. Kasvillisuuden kehitys kasvaa rakennetuissa kosteikoissa lähes 4 vuoteen asti, vaikka vesilintuja tyydyttävään lopputulokseen voidaan jo päästä kasvillisuuden osalta joissakin rakennetuissa kosteikoissa jo 1–2 vuodessa (VanRees-Siewert & Dinsmore 1996). Mahdollisesti rakennustavoiltaan toisenlaisiin kosteikkoihin kasvillisuus kehittyy myöhemmin, ja ne ovat vasta silloin lähempänä luonnollisten kosteikkojen tilaa (Brown & Smith 1998). Tai niiden merkitys vesilinnuille pääsevät hieman myöhemmin esille. Esimerkiksi tulva-altailta on todettu sorsia esiintyneen eniten kahdeksantena vuonna (Nummi ym. 1999). On kuitenkin osoituksia, että tulva-aitaiden laatu vesilintujen elinympäristöinä heikkenisivät 4–5 vuodessa (Danell & Sjöberg 1982). Patoamalla voidaan keinotekoisesti tehdä tulva-aitaita. Oli hieman odotusten vastaista, ettei patoamalla tehdyillä kosteikoilla ollut merkitystä vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa. Veden tulviminen lisää pohjan detritusta ja siten



selkärangattomien esiintyvyyttä kosteikoilla, joista sorsat hyötyvät (Nummi 1989). Rakennetuille tai kunnostetuille kosteikoille tulviminen luo hyviä ruokailuympäristöjä vesilinnuille, joka lisää niiden esiintyvyyttä (Zmihorski ym. 2016; Kačergyte ym. 2021). Lisäksi olisi ollut oletettavaa, että tulvimisen vaikutuksia erinomaisina sorsaympäristöinä voidaan tehostaa yhdistämällä patoamisen lisäksi jokin toinen rakennustapa kuten kaivaminen tai ruoppaus. Joilla voidaan lisätä esimerkiksi vapaata avovesialaa ja luoda syvempiä avovesialueita kosteikon keskusta, joka lisäisi eri kokosukeltaja lajien esiintymistä kosteikoilla (Pöysä 1983). Tulviminen ja eri rakennustapojen yhdistelmä eivät saaneet kuitenkaan tulosten mukaan tukea.

Vesilintulajiston mahdolliset muutokset kosteikkojen käsittelyn ennen ja jälkeen tilanteena tarkasteltuna ei saanut aineiston perusteella tukea. Samat lajit luonnehtivat keskimäärin kosteikkopaikkoja niiden käsittelyn jälkeen pesintäkauden alussa. Syynä tähän voi hyvinkin olla paikallisten kosteikkojen esiintyvyydellä ja niiden kytkeytyneisyydellä sekä niiden merkityksellä vesilintuihin (Sebastián-González ym. 2010; Sebastián-González & Green 2016). Siten koko paikallinen kosteikkoverkosto ennemminkin määrittelee mistä paikallinen vesilintulajisto koostuu ja siten sillä on myös iso merkitys jonkun yksittäisen kosteikon lajistoon. Yksittäisessä kosteikossa merkittävämpiä eroja mahdollisesti syntyisi, jos paikallisella tasolla tehtäisiin mittavia toimenpiteitä eri kosteikkojen laadun parantamiseksi. Tai yksittäisen kosteikon koko olisi erityisen suuri ja sen rakenne monimuotoinen. Lisäksi naaraiden kotipaikkauskollisuudella (Owen & Black 1990; Pöysä 2001) voi olla merkityksensä siihen, että lajistolliset erot eivät olleet merkityksellisiä.

### **4.3 Kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen vaikutus vesilintujen laji- ja parimääriin**

Vesilintujen pesintäkauden alun lajimäärät kasvoivat tulosten mukaan erittäin merkittävästi kosteikkojen käsittelyn jälkeen ja kosteikon pinta-alan kasvaessa. Tämän perusteella aineisto tuki odotuksia erinomaisesti molempien tekijöiden kohdalla. Oli oletettua, että kosteikkojen kunnostaminen ja rakentaminen parantaa vesilintujen pesimäympäristöjä, jolloin sen laadun kuin myös vesipinta-alan kasvaessa pesintäkauden alun lajimäärät lisääntyvät. Myös kosteikon kokonaispinta-alan kasvaessa oli odotettua, että lajimäärät kasvavat. Tulosten mukaan vesilintujen keskimääräiset lajimäärät kasvoivat kosteikon pinta-alan kasvaessa, riippumatta siitä oliko kosteikoilla tehty toimenpiteitä. Keskimäärin kuitenkin lajimäärät olivat paljon suuremmat käsittelyissä kosteikoissa. Aineiston perusteella kosteikon pinta-alalla on merkittävä positiivinen yhteys vesilintujen lajimääriin. Pinta-alan tärkeää merkitystä vesilintujen lajimääriin ilmenevät

aiemmassa rakennettuihin kosteikkoihin liittyvissä tutkimuksissa (McKinstry & Anderson 2002; Hansson ym. 2005; Kačergyte ym. 2021). Kosteikon käsittelyn vaikutukset olivat odotetun mukaiset. Kosteikon käsittely merkittävästi lisäsi lajimääriä. Söderquist ym. (2021) ovat aikaisemmassa tutkimuksessaan pystyneet osoittamaan, että vesilintujen lajimäärät voivat olla uusissa rakennetuissa kosteikoissa jopa suuremmat kuin vastaavissa luonnollisissa tai kunnostetuissa kosteikoissa. He arvelivat, että yllättävään tulokseen voi vaikuttaa muiden kosteikkojen kytkeytyneisyys ja kosteikkojen paikallinen verkosto, joilla on todettu olevan merkitystä vesilintujen esiintyvyyteen kosteikoilla (Sebastián-González ym. 2010; Sebastián-González & Green 2016). Lisäksi kosteikon käsittelyssä syntynyt häiriö voi suosia joidenkin vesilintujen esiintyvyyttä kosteikoilla (Schummer ym. 2012). Näillä on voinut myös oma merkityksensä tämän tutkimuksen vesilintujen laji- ja lukumääriin. Monet tutkimukset ovat osoittaneet rakennettujen kosteikkojen vesilintujen luku- ja lajimäärien olevan pienemmät kuin vastaavissa luonnollisissa kosteikoissa (Tourenq ym. 2001; Ma. ym. 2004; Desrochers ym. 2008; Sebastián-González, & Green 2016).

Odotusten mukaisesti tutkimuskosteikkojen vesilintujen parimäärät kasvoivat merkittävästi kosteikkojen kunnostuksen ja rakennuksen jälkeen. Oli oletettavaa, että kosteikkojen käsittely myös lisäsi parimääriä, niiden laadun parantuessa. Kosteikon laadun vaikutukset vesilintuihin on käsitelty edellisessä kappaleessa (4.2). Samoilla tekijöillä on merkitystä myös vesilintujen parimääriin kosteikoilla. Myös paikallisella kosteikkojen verkostolla ja niiden kytkeytyneisyydellä (Sebastián-González ym. 2010; Sebastián-González & Green 2016) tutkimuskosteikkoihin, on voinut olla oma merkityksensä parimäärien tuloksiin. Tulokset vahvistavat aikaisempien tutkimusten havaintoja. Vesilinnut kelpuuttavat rakennetut kosteikot pesimäympäristöksi ja nämä kosteikot tukevat paikallisesti vesilintujen pesimäympäristöjen saatavuutta (McKinstry & Anderson 2002). Hieman odotusten vastaisesti kosteikon pinta-alalla ja kosteikon rakentamistavalla ei tulosten perusteella ollut merkitystä vesilintujen parimääriin. Yleisesti kosteikkojen koon kasvaessa vesilintujen tiheydet kasvavat (Nilsson & Nilsson 1978). Vesilintujen parimäärien on todettu aikaisemmassa rakennettuihin kosteikkoihin liittyvässä tutkimuksessa olevan tiheydeltään sitä suurempia mitä isompi kosteikko on pinta-alaltaan (Kačergyte ym. 2021). Rakentamistavan merkitystä vesilintuihin on käsitelty myös edellisessä kappaleessa (4.2). Samalla tavoin voidaan pohtia sen merkittävyyttä vesilintujen parimäärien kohdalla kuin vesilintuyhteisöjen. Olisi voinut olettaa, että kosteikoissa rakentamistavan vaikutukset ilmenisivät selkeästi ja kosteikon rakenteessa olisi niiden suhteen eroavaisuuksia. On myös oletettavaa, että jokin rakennustapa, kuten patoaminen itsestään tai

patoamisen ja jonkin toisien rakentamistavan yhdistelmä olisi synnyttänyt erinomaisia pesimäympäristöjä, jotka olisivat lisänneet rakennustavan merkitsevyyttä parimääriin.

#### **4.4. Kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen vaikutus vesilintujen poikueyhteisöihin**

Kosteikkojen rakentaminen ja kunnostaminen paransi vesilintupoikueiden elinympäristöjen monimuotoisuutta. Poikueympäristöjen monimuotoisuuden kasvaessa sen laatu parani. Kosteikon laadun koheneminen kasvatti poikueyhteisöjen diversiteettiä tutkimuskosteikkojen käsittelyn jälkeen. Tulokset olivat odotusten mukaiset. Kosteikon monimuotoisuuteen liittyviä tekijöitä jo käsiteltiin edeltävässä kappaleessa (4.2) pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen kohdalla. Samat tekijät vaikuttavat myös vesilintupoikueiden elinympäristöjen monimuotoisuuteen. Erityisesti sorsanpoikasten elinympäristön laatua parantavat hyönteisravinnon saatavuus, sopiva kasvillisuus ja vedensyvyys, jotka siten vaikuttavat sorsapoikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla. Hyönteiset ovat erityisen tärkeitä ravintoa vesilintujen poikasille (esim. Danell & Sjöberg 1982). Rakennetut kosteikot suhteellisen hyvin ylläpitävät vesikasvilajistoa ja sen myötä niistä hyötyvien hyönteisten monimuotoisuutta (Desrochers ym. 2008). Kosteikon rehevyydellä voi olla oma merkityksensä kosteikon laatuun ja siten poikueyhteisöjen diversiteettiin. Poikasten esiintyvyyttä ja selviytymistä säätelevät kosteikon rehevyystaso, joka vaikuttaa selkärangattomien esiintyvyyteen (Sjöberg ym. 2000). Myös muiden kosteikkojen läheisyys voi vaikuttaa poikueyhteisöjen tuloksiin. Naaraslinnut voivat poikueineen liikkua eri elinympäristölaikulta toiselle (Nummi & Pöysä 1993). Myös vieraspedoilla on vesilintupoikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla huomattavia vaikutuksia (Dahlen & Åhlen 2019; Brzeziński ym. 2020; Holopainen ym. 2021). Niillä voi olla huomattavia vaikutuksia tuloksiin suuntaan ja toiseen. Vieraspetojen vaikutuksia olisikin ollut hyvä selvittää tässäkin tutkimuksessa. Sorsapoikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla vaikuttaa myös emolintujen pesimäympäristön valintaan liittyvät tekijät. Esimerkiksi tavipoikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla vaikuttaa pesivien taviparien sekä selkärangattomien määrät (Holopainen ym. 2014). Ravinnolla voi hyvinkin olla merkityksensä emolintujen pesäpaikan valintaan. Emolinnuille tuolloin tarjolla oleva ravinnon määrä ilmentää hyvää ravinnon saatavuutta myöhemmin myös poikaisille ja poikaset säilyvät hyvin kosteikolla. Emolinnun ravintotilanteella ennen pesintää on myös merkityksensä poikastuottoon. Ravinnon saatavuuden pesimäympäristössä on todettu parantavan pesintäkauden myöhempää poikastuottoa naaras puolisukeltajasorsilla (Gardarsson & Einarsson 1994).

Ympäristömuuttujista merkitystä poikueyhteisöihin oli ainoastaan kosteikon diversiteetillä eli laadulla, joka sai selkeästi tukea aineistojen perusteella. Vesilintupoikueista koostuvat lajit luonnehtivat odotetusti eri kosteikkopaikkoja niiden laadun suhteen. Vesilintupoikueyhteisöt luonnehtivat laadultaan hyviä kosteikkoja samalla tavoin kuin edellä esitetyt pesintäkauden alun vesilintuyhteisöt. Parhaiten laadukkaita kosteikkopaikkoja luonnehtivat lajeista haapana, lapasorsa, punasotka ja heinätaivi. Nämä lajit haapanaa lukuun ottamatta ovat niin sanottuja specialistilajeja, joille elinympäristön laadulla on suuri merkitys (Väänänen & Nummi 2003; Paracuellos 2006; Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016; Pöysä & Linkola 2021). Haapana on jonkin verran ympäristön käytöltään muita puolisukeltajasorsa lajeja erikoistuneempi aikuisena kasvuravintoon (Väänänen & Nummi 2003). Haapanapoikueiden on myös todettu esiintyvän pääasiassa rehevimmissä vesistöissä, ja olisivat sen suhteen hieman valikoivampia elinympäristönsä suhteen. Haapanapoikueiden elinympäristö mieltymyksiin vaikuttavat kuoriutuvat kaksisiipiset ja elinympäristön rakenne, johon kosteikon kasvillisuudella on merkitystä (Nummi ym. 2013). Mikä osaltaan voi selittää haapanan osuuden tämän tutkimuksen tuloksissa. Tulokset tukevat Nummen ym. (2013) tutkimuksen perusteella tehtyjä olettamuksia, että haapanat olisivat poikueaikaan ympäristönkäytöltään erikoistuneita. Aikuislintujen erikostuminen voi myös ilmentyä poikueyhteisöissä, niiden pesäpaikan valinnan ja siten emolintujen esiintyvyyden kautta. Parien ja siten emolintujen esiintyvyydellä on yhteys poikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla (Holopainen ym. 2014). Kosteikon laatu vaikuttaa poikueisiin selkärangattomien saatavuuden kautta ja se määrittelee pitkälti poikueiden esiintyvyyttä kosteikoilla esimerkiksi tavilla (Holopainen ym. 2014). Tuloksissa kuitenkin laadultaan huonompia kosteikkopaikkoja juuri parhaiten luonnehti tavi. Voi hyvinkin olla, että lähes kaikki tutkimuskosteikot ylläpitivät suhteellisen hyvin selkärangattomia ja sen suhteen ne olivat sorsapoikueille hyvälaatuisia poikueympäristöjä. Monet muut kosteikon monimuotoisuuden liittyvät tekijät ovat parantaneet joidenkin tutkimuskosteikkojen laatua siten, että ympäristönkäytöltään vaateliaampien vesilintulajien poikaset niitä parhaiten luonnehtivat.

Kosteikon monimuotoisuuden merkitystä vesilintupoikueyhteisöihin vahvistaa kosteikkojen ennen ja jälkeen tilanteiden tarkastelu. Tulosten mukaan vesilintupoikueista koostuva lajisto muuttuu merkittävästi kosteikkojen käsittelyn jälkeen. Lajiston muutos tapahtui kosteikon kasvavan monimuotoisuuden suuntaan (ks. Diversity-muuttuja kuvassa 16). Tulos vahvistaa kosteikon monimuotoisuuden merkitystä vesilintuyhteisöihin. Pesintäkauden alun vesilintuyhteisöissä vastaavasti lajisto ei merkittävästi muuttunut kosteikkojen käsittelyn jälkeen. Olisi voinut olettaa tämän osalta tuloksien olevan samansuuntaisia niin poikueyhteisöjen kuin pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen kohdalla. Poikueyhteisöjen tulokseen on voinut vaikuttaa pesien ja poikueiden

parempi säilyvyys kosteikkojen kunnostuksen jälkeen. Esimerkiksi pesätuhot ovat voineet kosteikon käsittelyn jälkeen vähentyä, maiseman monipuolistuttua, joka vaikeuttaa pesien havaittavuutta kosteikolla. Elinympäristön rakenteella on merkittäviä vaikutuksia vesilintujen saalistuspaineeseen (Pöysä ym. 2019). Tutkimuskosteikoilla oli myös tarkoituksena luoda pesimäsaarekkeita. Niiden esiintyvyydestä ei ollut tarkempaa tietoa. Mutta ne ovat voineet vaikuttaa sorsanpoikasten säilyvyyteen pedoilta. Niissä sijaitseviin pesiin on petojen vaikeampi päästä käsiksi, jos niillä erityisesti pesii lokkiyhdyksuntia. Lokkiyhdyksunnissa sorsanpesien sekä niiden tuntumassa viihtyvien poikueiden säilyvyys on parempaa (Väänänen 2011; Väänänen ym. 2016). Tulokseen on voinut myös vaikuttaa poikasten parempi selviytyvyys kosteikkojen käsittelyn jälkeen, parantuneen selkärangan ravinnon seurauksena, vaikka eri vesilintulajien parien esiintymisessä ei olisikaan tapahtunut muutosta kosteikkojen käsittelyn jälkeen. Esimerkiksi Suomessa monella kosteikoilla esiintyisikin sinisorsapareja, välttämättä niillä ei esiinny läheskään yhtä paljon poikueita, johtuen niiden huonosta ravintotilanteesta ja säilyvyydestä (Sjöberg ym. 2000).

Ympäristömuuttujista kosteikon sijainti ei ollut tilastollisesti yhteydessä poikueyhteisöjen rakenteeseen. Oli odotusten vastaista, ettei poikueyhteisöjen lajistot eronneet niiden sijainnin suhteen. Kuitenkin pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin sijainnilla oli merkityksensä. Tähän on voinut vaikuttaa niiden lajien huonompi pesinnän onnistuminen tai poikueiden säilyvyys, joiden esiintymisen painopiste on selvästi eteläinen tai pohjoinen. Tämä ilmenisi näiden lajien poikueiden huonompana esiintymisenä tutkimuskosteikoilla ja siten sijainti ei tullut tuloksissa esille poikueyhteisöjen kohdalla. Toisin kuin pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen osalta sijainnin painopisteeltään selkeästi jakautuvien lajien parit esiintyivät kosteikoilla. Odotusten vastaiseen tulokseen on voinut voi vaikuttaa, että monet kosteikot Suomessa eivät sovi poikuevesistöiksi. Tämän takia poikasten säilyvyys ja esiintyvyyys on niissä heikompa, mitä vesilintuparien (Sjöberg ym. 2000).

Pinta-alalla ei ympäristömuuttujista ollut merkitystä poikueyhteisöjen rakenteeseen, joka oli hieman yllättävää. Oli odotettua, että pinta-ala olisi kasvattanut kosteikon monimuotoisuutta, joka olisi ilmennyt myös samalla tavoin kuin vesilintujen lajiyhteisöjen kohdalla pesintäkauden alussa. Siten poikueiden määrät ja lajien monimuotoisuudet olisivat lisääntyneet. Vaateliiden lajien poikueet olisivat luonnehtineet isoja kosteikkoja, joiden monimuotoisuus kasvaa kosteikon koon kasvaessa (esim. Paracuellos 2006). Kosteikon monimuotoisuuteen liittyviä tekijöitä pohdittiin jo edeltävässä kappaleessa (4.2). Pinta-alalla on todettu olevan merkitystä rakennettujen kosteikkojen sorsapoikueiden esiintyvyyteen. Boreaalilla alueilla tehdyssä tutkimuksessa on osoitettu

rakennettujen kosteikkojen vesilintupoikueiden tiheyden kasvavan kosteikon pinta-alan kasvaessa (Kačergyte ym. 2021). Poikueyhteisöjen kohdalla kosteikkojen pinta-alan merkitys ei tullut tässä tutkimuksessa esille. Vesilintuyhteisöjen kohdalla oli kuitenkin pinta-alalla vahva merkitys. Poikueyhteisöjen pinta-alan tuloksiin on voinut myös vaikuttaa elinympäristön rakenne ja sen laikuittainen esiintyvyys, joka on boreaalisille alueille tyypillistä. Naaraslinnut poikueineen liikkuvat eri elinympäristölaikulta toiselle (Nummi & Pöysä 1993; Paasivaara & Pöysä 2004), millä on saattanut olla merkityksensä poikueiden esiintyvyyteen tutkimuskosteikoilla. Joidenkin lajien poikueet viihtyvät pienemmissä lammikoissa, kuten tavi poikueet tulvalammikoissa (Nummi & Pöysä 1997), mikä on voinut vaikuttaa tuloksiin vähentäen pinta-alan merkitystä.

Rakennustavalla ei ollut vastoin odotuksia merkittävää vaikutusta vesilintujen poikueyhteisöihin. Pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjen osalta rakennustapa oli kuitenkin merkitsevä. Tämän olisi voinut olettaa heijastuvan tuloksiin myös poikueyhteisöjen osalta, emolintujen pesimäkosteikon valinnan kautta (esim. Pöysä 2001; Holopainen ym. 2014), joka taas olisi vaikuttanut poikueiden esiintyvyyteen eri tutkimuskosteikoilla. Odotusten vastaista oli, ettei mikään rakennustapa noussut tuloksissa esille poikueyhteisöjen osalta. Oli oletettavaa, että eri tavalla rakennetut kosteikot eroavat rakenteensa ja ympäristön monimuotoisuutensa osalta, mikä olisi ilmennyt eroavaisuuksina vesilintujen poikueyhteisöissä. Tulokseen on voinut vaikuttaa, että kaikilla kosteikoilla on ollut poikueille riittävästi ravintoa saatavilla rakennustavasta riippumatta. Tämän takia eroavaisuuksia eri rakennustapojen välillä ei esiintynyt. Selkärangattomista koostuvalla ravinnolla on merkittävä vaikutus sorsanpoikien esiintyvyyteen ja säilyvyyteen kosteikoilla. Ne ovat erittäin tärkeää ravintoa poikueille (Danell & Sjöberg 1982; Cox ym. 1998). Erityisesti oli odotettua, että patoaminen olisi noussut selkeästi esille. Rakennetuissa kosteikoissa tulvivien alueiden osuuden kasvaessa on todettu vesilintujen parimäärien kasvavan (Kačergyte ym. 2021). Tällä olisi voinut olettaa olevan myös emolintujen pesimä kosteikon valinnan kautta merkitystä vesilintupoikueiden esiintyvyyteen kosteikoilla ja tuonut patoamisen merkitystä esille. Kuitenkaan pesintäkauden alunkaan vesilintuyhteisöihin ei patoamisella ollut merkitystä, joka voi samalla tavoin ilmetä poikueyhteisöjen tuloksiin patomaisen osalta. Kuitenkin parimäärät kosteikoilla kasvoivat niiden käsittelyn jälkeen. Lisäksi vesilintujen poikueyhteisöjen monimuotoisuus kasvoi ja samalla lajistossa tapahtui muutosta kosteikkojen käsittelyn jälkeen. Edellä mainitut muutokset vesilinnustossa ja patoamisen vaikutukset voivat ilmetä tätä kautta. Suurin osa tutkimuskosteikoista oli käsitelty patoamalla. Tulviminen luo hyviä poikueympäristöjä. Tulvalammikoilla ruokailevat erityisesti sinisorsa- ja tavi poikueet (Nummi & Pöysä 1995a). Patoamalla saadaan aikaiseksi matalia ja loivarantaisia kosteikkoja (Aitto-Oja ym. 2010). Tulvivat saraluhdat ovat sorsapoikueiden

suosiossa (Nummi & Väänänen 2003). Nämä seikat huomioiden olisi ollut oletettavaa, että tässä tutkimuksessa erityisesti patoamisella olisi rakennustavoista eniten ollut merkitystä vesilintujen poikueyhteisöjen esiintymiseen tutkimuskosteikoilla. Muiden rakennustapojen vähäinen määrä on voinut vaikuttaa siten, että patoamisen vaikutusta ei saatu erottumaan muiden rakennustapojen vaikutuksista, so. tilastollinen voimakkuus ei riittänyt.

#### **4.5. Tutkimuksen aikana esille tulleita epäkohtia ja jatkotutkimuksien tarpeet**

Tässä tutkimuksessa saatiin esille selkeitä tuloksia. Aineistojen perusteella pystyttiin osoittamaan, että kosteikkojen rakennus- ja kunnostus monin tavoin hyödytti vesilintuja. Lisäksi osoitettiin tutkimuskosteikkojen monimuotoisuuden ja pinta- alan selkeät vaikutukset vesilintuihin. Tässäkin tutkimuksessa esiintyi kuitenkin joitakin epäkohtia ja selkeitä tarpeita jatkotutkimuksille. Tulosten perusteella kuitenkin tutkimuskosteikon aineisto ja menetelmät onnistuivat hyvin.

Tutkimuskosteikkoja oli paljon, joka mahdollisti tulosten esille tulemisen.

Tutkimuspaikkojen valintaan ja niistä kerättävään aineistoon en itse etukäteen pystynyt vaikuttamaan. Paikat ja niiltä kerättävä tieto oli päätetty jo etukäteen. Vesilintulaskennat oli päätetty suorittaa pistelaskentoina. Jos mahdollista niin kiertolaskenta olisi ollut järkevämpi vaihtoehto joillakin kosteikoilla, jos se olisi ollut mahdollista toteuttaa. Se olisi paljastanut kosteikon vesilintulajiston laskenta hetkellä paljon tehokkaammin. Etenkin silloin kun kosteikon koko on suuri ja maisema on peitteinen (Koskimies ym. 1988; Luonnontieteellinen keskusmuseo 2021; Luonnonvarakeskus 2022). Vesilintujen laskenta aineistoon on voinut tuoda epävarmuutta vesilintulaskentojen suorittamiseen liittyvä kirjavuus. Onko kosteikolla ollut aina samat laskijat vai onko ne vaihdellut? Miten hyvin laskijat ovat osanneet ajoittaa laskennan ajankohdan oikein? Laskenta tuloksissa oli joitakin sellaisia tuloksia, jotka eivät olleet mitenkään mahdollisia lajin ekologian tuntien, mikä osoittaa, että laskenta on ajoittunut väärään ajankohtaan. Lajintunnistus ei välttämättä ole joka kerta onnistunut. Esimerkiksi tuloksissa oli paljon pelkäsi taviksi määriteltyjä yksilöitä. Näihin on voinut peittyä esimerkiksi heinätavien esiintyvyys kosteikoilla. Epävarmuutta tuloksiin on voinut myös tuoda, miten hyvin laskijat ovat osanneet tulkita laskentatuloksia, etenkin parilaskentojen kohdalla. Laskennoille oli kuitenkin annettu tarkat ohjeet (Koskimies ym. 1988; Luonnontieteellinen keskusmuseo 2021; Luonnonvarakeskus 2022). Laskijoitten kokemuksesta ei ollut tietoa. Laskijoiden olisi ollut hyvä olla kokeneita, jolloin tulokset olisivat luotettavampia. Vesilintulaskentojen tuloksia on voinut vääristää myös mahdollinen vesilintujen ruokinta, joka lisäisi lintujen esiintyvyyttä kosteikoilla, joita ei muutoin kosteikoilla esiintyisi (esim. Nummi ym.

1999). Sen yleisyydestä tutkimuskosteikoilla ei ollut tietoa. Todennäköisesti sitä ei tapahtunut suurimmalla osalla kosteikkoja. Joitakin viiteitä oli, että jollakin yksittäisellä kosteikolla tätä olisi mahdollisesti tapahtunut. Riistakeskuksen ohjeena oli kuitenkin, ettei sorsia ruokittaisi ennen viimeisiä laskentoja. Voimakas ruokinta saattaisi vääristää tuloksia huomattavasti.

Olisin toivonut, että laskentatuloksia olisi ollut pitemmältä ajanjaksolta ja tuloksia olisi samalta ajanjaksolta vertailtu valtakunnalliseen vesilintukantojen trendiin. Pitempi laskentasarja toisi paremmin tulokset esille, mikä luo tarpeen jatkotutkimuksille. Tällöin olisi voitu tarkastella myös kosteikon sukkession vaikutuksia vesilintulajistoon. Erityisesti kasvillisuuden sukkession vaikutuksia ja selkärangattomien esiintyvyyttä olisi hyvä tutkia tarkemmin. Sorsien määrät on todettu tulva-altaalla olevan runsaimmat kahdeksantena vuonna (Nummi ym. 1999). On myös osoituksia, että tulva-aitaiden laatu huononee 4–5 vuodessa sorsien elinympäristönä (Danell & Sjöberg 1982). Tavipoikueita on tulvalammikolla runsaimmin toisena vuotena, jolloin on runsaimmin kuoriutuvia kaksisiipisiä. Sinisorsapoikueiden määrät kasvavat sen mukaan, kun pohjan selkärangattomien tiheydet kasvavat (Nummi ym. 1999). Olisi mielenkiintoista nähdä miten vesilintuyhteisöt kehittyvät tätä taustaa vasten kosteikkojen iän kasvaessa. Samalla kasvillisuuden rakennetta olisi ollut mielenkiintoista tarkastella. Olisi hyvä ollut selvittää, kuinka monimuotoinen kasvillisuus kosteikoilla olisi myöhemmin esiintynyt ja mikä merkitys sillä olisi ollut vesilintuihin. Tulva-altaan kasvillisuus alkaa runsastumaan nopeammin vasta viidentenä vuonna (Nummi ym. 1999).

Jatkossa olisi syytä vielä tarkemmin tarkastella kosteikon ominaispiirteitä. Esimerkiksi tutkia eri maisematyyppien kosteikkoja ja mikä on niiden merkitys vesilintuihin. Yleensä rehevät vesistöt sijaitsevat maatalousympäristöissä. Rehevissä vesistöissä on tyypillisesti monimuotoisimmat vesilintuyhteisöt (Nilsson 1978; Nilsson & Nilsson 1978). Tutkiskelun aihetta olisi myös, miten esimerkiksi metsä- tai suoalueiden kosteikot ylläpitävät vesilintuja. Vaikuttavatko kosteikon käsittelyt siten, että monimuotoisuuden suhteen päästään niissä vastaavalle tasolle kuin maatalousympäristöissä olevissa kosteikoissa.

Lisäksi olisi syytä selvittää kosteikkojen paikallista esiintyvyyttä ja niiden kytkeytyneisyyttä. Niillä on merkitystä sorsalintujen esiintyvyyteen kosteikoilla (Sebastián-González ym. 2010; Sebastián-González & Green 2016). Vesilintuja on todettu houkuttelevan alueelle paikallisten vesistöjen määrä ja koko (Elmberg ym. 1993, 1994). Paikallisilla kosteikoilla voi olla merkittävä vaikutus yksittäisten kosteikkojen vesilintuyhteisöihin. Kosteikon rakenteellista monimuotosuutta olisi hyvä tutkia hieman eri tavalla. Erityisesti huomioida polveilevan rantaviivan merkitys kosteikon monimuotosuuteen (Nilsson 1978; Hansson ym. 2005). Siten sorsien tiheydet olisivat parempi



ilmaista lintujen lukumäärinä jokaista rantaviivan kilometriä kohti, kuten on tehty aikaisemmin. Tätä menetelmää on yhä useammin käytetty monissa boreaalisten alueiden sorsatutkimuksissa (ks. esim. Elmberg ym. 1993; Nummi & Pöysä 1993).

Mahdollisissa tulevilla tutkimuksissa tulisi selvittää petoeläinten vaikutukset vesilintuyhteisöihin. Todennäköisesti niillä on ollut tässäkin tutkimuksessa merkittäviä vaikutuksia tuloksiin ja erityisesti poikueyhteisöjen. Niiden merkitys on vasta viime aikojen tutkimusten perusteella alkanut paljastumaan (Dahlen & Åhlen 2019). Ne voivat leikata vesilintujen poikastuottoa merkittävästi. Kuten minkin ja supikoiran osalta on pystytty osoittamaan (Väänänen 2000; Nordström ym. 2002, 2003; Väänänen ym. 2007; Väänänen 2011; Krüger ym. 2018; Dahlen & Åhlen 2019; Nummi ym. 2019; Brzeziński ym. 2020; Holopainen ym. 2020; Holopainen ym. 2021). Tutkimuskosteikoilla olisi hyvä selvittää esimerkiksi tehokkaan petopoiston vaikutuksia vesilintuyhteisöihin, joilla on aikaisemmissa boreaalisten alueiden tutkimuksissa todettu olevan positiivisia vaikutuksia vesilintuihin (esim. Nordström ym. 2002, 2003; Väänänen ym. 2007; Jaatinen ym. 2022). Tutkimuksessa puutui tietoa siitä mitä hoitotoimia kosteikoilla on tehty ja esiintyykö niillä karjan laidunnusta. Näillä on myös voinut olla positiivisia vaikutuksia vesilintujen esiintyvyyteen tutkimuskosteikoilla. Karjan laidunnuksen on todettu parantavan vesilintujen elinympäristöjä hoitokeinona ja lisäävän vesilintujen viihtyvyyttä kosteikoilla (Lehikoinen ym. 2017). Kosteikon kasvillisuuden niittämisen on myös todettu kasvattavan vesilintujen esiintymistä: Erityisesti niistä muodostuneet laikut hyödyttävät vesilintuja (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982).

#### **4.6. Vertailu aikaisempiin tutkimuksiin**

Aikaisempien tutkimuksien vertailua jouduin tekemään pääosin tutkimuksiin, joita oli tehty kaikenlaisiin kosteikkoihin. Sorsien pesimäalueilta, jotka sijaitsevat boreaalisilla alueilla ei ole vielä olemassa kovinkaan paljon tutkimustietoa rakennetuista ja kunnostetuista kosteikoista. Erityisesti vesilintuyhteisötason tutkimuksia ei ole juurikaan olemassa. Tutkimukset ovat käsitelleet enemmän vesilintujen lukumääriä ja tiheyksiä. Lisäksi on vähän tutkimustietoa sorsien pesimäalueilta, jotka liittyvät rakennettujen ja kunnostettujen kosteikkojen monimuotoisuuteen sekä sen merkitykseen vesilintuihin. Aikaisempia näihin alueisiin ja rakennettuihin sekä kunnostettuihin kosteikkoihin liittyvissä tutkimuksissa on keskitytty johonkin yksittäiseen kosteikkoon. Niissä on tarkasteltu pääosin kasvillisuuden kehitystä ja kosteikon sukcession vaikutuksia selkärangattomiin ja sorsiin (esim. Nummi 1989; Danell & Sjöberg 1982; Nummi ym. 1999).

Söderquist ym. (2021) tutkivat Ruotsissa tarhattujen sorsanpoikasten vaikutuksia kosteikkojen vesilintuyhteisöihin. He vertailivat vaikutuksia kolmeen eri kosteikkotyyppiin, jotka sisälsivät rakennetut kosteikot, kunnostetut kosteikot ja luonnolliset kosteikot. Rakennetuissa kosteikoissa vesilintuyhteisöt olivat kosteikkotyypeistä monimuotoisemmat, riippumatta siitä oliko sinne istutettu sorsanpoikasia. Tutkimuksessa oli yhteensä 32 kosteikkoa, jotka sijaitsivat maatalousympäristöissä. Ne olivat samankaltaisia kooltaan ja veden syvyydeltään. Rakennettuja oli 12 ja 6 oli kunnostettuja. Niistä rakennetut kosteikot oli tehty kaivamalla (Söderquist ym. 2021). Tässä tutkimuksessa tuli esille, kosteikon rakennustapana kaivamisella oli hieman merkitystä vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa, jota oli käytetty. Ilmeisesti kaivamisella saadaan aikaan hyvälaatuisia kosteikkoja, joka ilmeni myös tässä tutkimuksessa. Tutkimuksen tulokset ovat mielenkiintoisia ja osoittavat rakennettujen kosteikkojen merkityksen vesilintujen elinympäristöjen hoidossa. Tuloksiin toki voi olla veden laadulla merkitystä, sillä lähes kaikki tutkimuskosteikot olivat sen suhteen hyvä laatuisia. Veden kirkkaus lisää uposkasvillisuutta, josta hyötyvät selkärangattomat ja vesilinnut (Fox ym. 2019). Tulokset olivat samansuuntaisia tämän tutkimuksen kanssa. Vesilintujen monimuotoisuutta voidaan lisätä rakentamalla ja kunnostamalla kosteikkoja.

Kačergyte ym. (2021) tutkivat Ruotsissa 89 rakennetun kosteikon ominaispiirteiden, maiseman rakenteen vaikutuksia vesilintujen lisääntymismenestykseen ja yhteisöjen monimuotoisuuteen. Suurin osa kosteikoista sijaitsi metsämaisemassa ja noin viidesosa maatalousmaisemassa. Kosteikoissa esiintyi vaihtelua koossa, vedensyvyydessä, muodossa, rannan jyrkkyydessä ja kytkeytyneisyydessä muihin vesistöihin. Kosteikon koon kasvaessa, lisääntyivät vesilintuyhteisöjen monimuotoisuus, parien tiheydet ja poikasten tiheydet. Tutkimuksen tulosten perusteella, lisäämällä tulvivien alueiden pinta-alaa rakennetuilla kosteikoilla, vähentämällä ilmeversokasvillisuutta, puustoa ja pensaikkoa kosteikon ympäriltä, voidaan merkittävästi parantaa sorsien boreaalisten alueiden pesimäympäristöjä. Rakennettujen kosteikkojen tiheä verkosto ja kytkeytyneisyys lisäsi pienten rakennettujen kosteikkojen arvoa ja muutaman pienen kosteikon ryhmällä voidaan päästä samaan poikastuottoon kuin yhdessä isossa vastaavan kokoisessa (Kačergyte ym. 2021).

Ruotsalaisessa tutkimuksessa rakennettujen kosteikkojen koon merkitys vesilinnuille nousi esille, kuten tässäkin tutkimuksessa. Myös tässä tutkimuksessa kosteikon koolla oli merkitystä vesilintuyhteisöihin pesintäkauden alussa sekä lajimäärät kasvoivat. Koolla ei kuitenkaan ollut merkitystä parimääriin ja poikueyhteisöihin. Vaikutuksia poikueiden tiheyksiin ei tässä tutkimuksessa testattu.

## **4.7 Kunnostettuihin ja rakennettuihin kosteikkoihin liittyviä riistanhoidollisia näkökulmia**

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella kosteikkojen rakentaminen ja kunnostaminen on kannattavaa riistanhoidollisesti. Riistakosteikkoja voidaan suhteellisen edullisesti toteuttaa, kun otetaan tässä tutkimuksessa käytettyjen tutkimuskosteikkojen suunnittelun ja käsittelyn tavoitteet huomioon. Näillä keinoin päästään hyvään lopputulokseen, joilla parannetaan vesilintujen elinympäristöjen monimuotoisuutta, vesilintujen yhteisöjen monimuotoisuutta ja yksilömääriä niiden pesimäympäristöissä. Erityisesti kosteikkoja rakennettaessa kannattaa huomioida kosteikkojen monimuotoisuus ja pinta-ala. Näillä tekijöillä oli tässä tutkimuksessa selkein merkitys vesilintujen pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin, poikueyhteisöihin sekä pesintäkauden alun lajimääriin. Riistanhoidollisesti erityisesti kannattaa huomioida kosteikkojen monimuotoisuus, millä oli eniten merkitystä vesilintujen poikueyhteisöjen tuloksissa. Metsästysverotuksen tulisi kohdistua poikastuottoon (Hilborn ym. 1995; Sutherland 2001; Cooch ym. 2014). Kosteikon kohentunut poikastuotto voi mahdollistaa hieman sen metsästysverotuksen kasvattamista (Nichols ym. 1995). Ainakin Euroopan yleisimpien sorsalajien populaatioiden kohdalla, niiden kantoja liiammin vaarantamatta.

Riistanhoidollisesti kannattaa myös huomioida monia muita seikkoja, joita tässä tutkimuksessa on esitelty. Kosteikkoja rakennettaessa ja kunnostettaessa kannattaa huomioida lokkiyhdyksuntien merkitys ja pyrkiä edistämään lokkiyhdyksuntien esiintymistä kosteikoilla esimerkiksi erilaisia avoimia saarekkeita luomalla kosteikkoihin, joilla voidaan estää petojen pesätuhojen ja saalistuksen vaikutuksia. Ja yleisesti suosia avoimuutta kosteikoilla (Väänänen 2011; Väänänen ym. 2016; Pöysä ym. 2016).

Suomessa supikoirat (Väänänen ym. 2007; Nummi ym. 2019; Krüger ym. 2018; Holopainen ym. 2020; Holopainen ym. 2021) ja minkit (Nordström ym. 2002, 2003) voivat aiheuttaa merkittäviä pesätuhoja. Vieraspedit tulisi huomioida kosteikkoja hoidettaessa, rakennettaessa ja kunnostettaessa, jottei menetettäisi toimenpiteiden merkitystä. Vieraslajien poisto tulisi ottaa käyttöön yhtenä kunnostuskeinona (Bolton ym. 2007; McGeoch & Jetz 2019). Esimerkiksi supikoirien poisto vaatii merkittävää panostusta laajoilta alueilta, positiivisten tulosten aikaansaamiseksi vesilinnuille (Väänänen ym. 2007).

Kosteikkojen kasvillisuuden osalta on syytä huomioida piisamin laidun vaikutukset ja niiden muodostamien avovesiläikkujen merkitys. Niissä esiintyy sorsille runsaasti selkärangaton ravintoa sorsille. Piisamin laidun vaikutuksia kannattaisi rehevien kosteikkojen hoitokeinona matkia,

niittämällä kasvillisuutta (Nummi ym. 2006). Karjaeläinten laidunnus on yksi kosteikon kasvillisuuden ja rantojen tehokas hoitokeino, joka suosii vesilintuja (Lehikoinen ym. 2017). Lisäksi kosteikoilla kannattaa huomioida kasvillisuuden ja avoveden sopiva suhde. Vesilintujen yksilömäärien ja monimuotoisuuden on todettu olevan suurimpia silloin kun kasvillisuus ja avovesi on jakautunut suurin piirtein puoliksi (Kaminski & Prince 1981; Murkin ym. 1982). Uposkasvillisuudesta hyötyvät kosteikon selkärangattomat sekä vesilinnut ja niistä erityisesti sotkat (Hargeby ym. 1994; Fox ym. 2019). Niiden esiintymistä voidaan parantaa poistamalla kalastoa kosteikoilta veden laadun parantamiseksi (Giles 1994; Fox ym. 2019). Kalojen pääsy kosteikoille kannattaa pyrkiä estämään niiden ja sorsien välisen ravintokilpailun estämiseksi, mikä hyödyttää sorsia (Väänänen ym. 2012).

Kosteikon rakenteessa on vesilinnuston kannalta tärkeintä sen mataluus, mahdollisimman iso koko ja rikkonainen rantaviiva (Hansson ym. 2005). Veden syvyydellä ja sen vaihtelulla on sorsille tärkeä merkitys (esim. Aitto-Oja ym. 2010). Riippuen puolisukeltajasorsalajista niiden ruokailu syvyys vaihtelee 5–35 cm välillä. Kokosukeltajat vaativat paljon syvempää vettä (Pöysä 1983). Nämä kannattaa huomioida kosteikkoja rakennettaessa ja kunnostettaessa, jos halutaan vaikuttaa kosteikoilla esiintyvään lajijhteisöön.

Mahdollisuuksien mukaan kustannukset huomioiden, kosteikosta kannattaa rakentaa mahdollisimman isoja. Mutta pienten kosteikkojen verkostotkaan eivät välttämättä ole huonoja. Pienten kosteikkojen paikallisessa verkostossa voi poikastuotto olla suurempaa kuin yhdessä isossa pinta-alaltaan vastaavan kokoisessa kosteikossa. Paikallisella tasolla kannattaisi pieniäkin kosteikkoja kunnostaa tai rakentaa, erityisesti missä on jo olemassa isompia kosteikkoja. (Kačergyte ym. 2021). Kosteikot kannattaisi rakentaa useamman kosteikkoaltaan sarjaan. Tämä mahdollistaa altaan vuoron perään kuivattamisen, missä pyrkimyksenä on kasvillisuuden sukkession kääntäminen alkutilanteeseen ja pohjan detrituksen muodostumisen kiihdyttäminen uudelleen. Tämä hyödyttää kosteikon selkärangattomia ja sorsia (Aitto-Oja ym. 2010).

Kosteikkojen rakentamisen ja kunnostamisen kannattavuuteen toki kosteikkojen paikallisella verkostolla ja niiden kytkeytyneisyydellä on merkityksensä siihen, miten vesilinnut niissä viihtyvät (Sebastián-González ym. 2010; Sebastián-González & Green 2016; McDuie ym. 2019). Pesivien vesilintujen lajimäärät ja tiheydet vähenevät etäisyyden muihin kosteikkoihin kasvaessa (Sebastián-González ym. 2010). Uudet rakennetut kosteikot voivat tukea paikallista kosteikkoverkostoa ja siten myös paikallisia vesilintupopulaatioita. Paikallisesti uusilla kosteikoilla on merkityksensä myös häiriötilanteissa. Erityyisiä kosteikkoja omaavat verkostot mahdollistavat vesilintujen sopeutumisen eri häiriöihin eri elinkierron vaiheessa. Ne ovat tärkeitä elinympäristöjä

lisääntymiselinympäristöjen lisäksi esimerkiksi muuton aikaan monimuotoisuuden maisematasolla kasvaessa (Patterson 1976). Nämä seikat osoittavat kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen merkitystä vesilintukantojen suojelussa ja hoidossa. Ne tukevat paikallisia vesilintuyhteisöjä, vaikka ne eivät olisi täysin täyttäneet kaikkien ja erityisesti vaativimpien vesilintulajien elinympäristövaatimuksia. Kosteikkojen rakentaminen lintuvesien lähelle vähentää metsästyspainetta lintuvesissä, mutta rakennetut kosteikot houkuttelevat mukavasti vesilintuja. Lintuvesien vaateliaat vesilintulajit käyvät hieman harvemmin näillä kosteikoilla. Tämä on yksi keino vähentää lintuvesien vaateliaisiin lajeihin kohdistuvaa metsästyspainetta ja häirintää arvokkailla lintuvesillä, kuitenkin metsästysmahdollisuudet eivät merkittävästi heikkene uudella kosteikolla.

Monesti kunnostetut tai rakennetut kosteikot sijaitsevat yksityisillä mailla. Niissä metsästyksen säätelyä ja ajankohtaa on helppo säädellä. Metsästyksen voimakkuutta voidaan ja kannattaakin säädellä käyntikertojen mukaan. Aloitusaikajankohtaakin kannattaa miettiä ja siirtää myöhemmäksi syksyä (Väänänen ym. 2010). Tällainen säätely olisi ensiarvoisen tärkeää syyskesän lentokyvottomien poikasten ja sulkivien naaraiden kannalta (Salomonsen 1968; Väänänen ym. 2010). Kuin myös vesilintujen voimakkaan taantumisen takia (Rönkä ym. 2005; Pöysä ym. 2013; Nagy ym. 2015; Virkkala 2016; Lehikoinen ym. 2016, Lehikoinen ym. 2019). Lisäksi metsästyksen ajoittamista säätelemällä myöhemmäksi syksyä vähennetään sorsastuksen aloituksen metsästyspainetta, joka ajaa linnut ennenaikaiselle muutolle. Sorsille olisi edullisinta lähteä muutolle luontaisena ajankohtana (Väänänen 2001). Metsästyksen myöhästyttäminen syksyllä ei huononna metsästysmahdollisuuksia. Päinvastoin monella kosteikolla on jopa enemmän lintuja, kun sorsille suodaan paikallisesti metsästyksen aloitusaikajankohtaan rauhoitettuja kosteikkoja. Linnut pysyttelevät alueella pitkälle syksyyn, jos niille suodaan rauhallisia ruokailu- ja lepo mahdollisuuksia.

Nykyään hyvin yleisesti ruokitaan vesilintuja riistakosteikoilla. Sen soveltuvuutta riistanhoitokeinona on syytä miettiä. Käytännössä se vain houkuttelee lisää lintuja kosteikoille ja parantaa saalista. Vesilintukantojen hoidossa tulisi keskittyä entistä enemmän elinympäristöjen hoitoon (Nummi ym. 1999). Kuten rakennettujen ja kunnostettujen kosteikkojen hoitoon sekä vieraspetojen tehokkaaseen pyyntiin.

## 5. Johtopäätökset

Vesilintujen pesimäympäristöt vaativat nopeita ja mittavia hoitotoimenpiteitä Euroopassa. Monen Pohjois- Eurooppalaisen sorsapopulaation taantumisen taustalla on esimerkiksi pesimäympäristöjen laadun heikkeneminen (Pöysä ym. 2013; Lehikoinen ym. 2016; Pöysä & Linkola 2021). Lisäksi kosteikkoja on hävinnyt nopealla tahdilla (Fraser & Keddy 2005). Kantojen kehityksen nopea kääntäminen edellyttää tehokkaita ja järkevästi kohdennettuja vesilintukantojen suojele- ja hoitotoimenpiteitä. Näihin toimenpiteisiin lukeutuvat kosteikkojen kunnostaminen ja uusien rakentaminen, joilla voidaan kosteikkoympäristöjen ja niiden monimuotoisuuden katoamista kompensoida (esim. Ma ym. 2010; Lehikoinen ym. 2017). Toimenpiteiden onnistumisessa keskeistä on perusteellisten tavoitteiden asettaminen (Keddy 2010). Kosteikkojen rakentamisessa ja kunnostamisessa tavoitteiden asettelua hankaloittaa epävarmuus niiden soveltuvuudesta vesilintujen pesimäympäristöiksi. On osoituksia, että monet näistä kosteikoista eivät ole luonnollisten kosteikkojen kaltaisia vesilintujen elinympäristöinä (Tourenq ym. 2001; Ma ym. 2004; Desrochers ym. 2008; Sebastián-González & Green 2016). Vastaavasti on myös osoituksia, että jotkut näistä kosteikoista voivat ylläpitää vesilintukantoja jopa luonnollisia paremmin (Söderquist ym. 2021). Pohjois- Eurooppalaisten sorsien elinympäristöjen kunnostukseen ja rakentamiseen liittyvien tavoitteiden asettelua hankaloittaa myös näihin alueisiin liittyvän tutkimustiedon vähyys. Erityisesti riistakosteikkoja suunniteltaessa tulisi kiinnittää huomiota vesilintujen poikastuoton parantamiseen (esim. Nichols ym. 1995). Tutkimustietoa on myös niukasti rakennettujen ja kunnostettujen kosteikkojen ominaispiirteiden merkityksestä poikastuottoon. Monet tekijät vaikuttavat kosteikon ominaisuuksiin ja sen kykyyn ylläpitää sen monimuotoisuutta sekä vesilintukantoja. Ennen laajamittaisimpia toimenpiteitä olisi tarvetta selvittää näiden merkitystä, jotta ei menetettäisi hoitoon käytettyjä panostuksia (esim. Bolton ym. 2007; McGeoch & Jetz 2019).

Vesilintujen elinympäristöjen kunnostuksessa ja hoidossa, jos tavoitteeksi on asetettu vesilintujen lukumäärien ja diversiteetin lisääminen, edellyttää se lintujen elinympäristövaatimusten ja kantojen kehityksen huomioimista (Mikkola- Roos 1995). Vesilinnut ilmentävät hyvin elinympäristöjensä tilaa ja niissä tapahtuvia muutoksia (Green & Elmberg 2014). Tässä tutkimuksessa vesilintukantoja seuraamalla havainnoitiin kosteikkojen kunnostamisen ja rakentamisen vaikutuksia niissä esiintyviin vesilintuyhteisöihin. Vesilinnut osoittavat tapahtuuko toimenpiteiden jälkeen kosteikon monimuotoisuudessa eli laadussa parannusta ja miten eri kosteikkojen ominaispiirteet vaikuttavat niiden vesilintuyhteisöihin. Odotusten mukaisesti toimenpiteet paransivat merkittävästi vesilintujen elinympäristöjä ja ne ylläpitivät erinomaisesti vesilintukantoja. Kosteikkojen laatu parantui

merkittävästi, jolloin niiden monimuotoisuus kasvoi. Kosteikkojen monimuotoisuuden kasvaessa niillä esiintyi yhä enemmän elinympäristön käytöltään vaatelaita lajeja ja vesilintuyhteisöjen monimuotoisuus kasvoi. Kosteikot houkuttelivat toimenpiteiden jälkeen yhä enemmän pesiviä pareja kosteikoille, sillä pesintäkauden alun pari- ja lajimäärät kasvoivat. Kosteikkojen ominaisuuksista sijainti kuvasi erinomaisesti pesintäkauden alun vesilintuyhteisöjä. Lajit esiintyivät tutkimuskosteikoilla pesintäkauden alussa levinneisyyksien painopisteiden mukaan. Kosteikon ominaispiirteistä vahvin merkitys pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin oli kosteikon monimuotoisuudella ja pinta-alalla. Kosteikkojen käsittely ja pinta-ala vaikuttivat pesintäkauden alun lajimääriin vahvasti. Poikueyhteisöihin oli merkityksensä ainoastaan kosteikon monimuotoisuudella. Poikueaikaan elinympäristön monimuotoinen rakenne mahdollistaa monipuolisesti ravintoa ja suojaa poikasille, jolla on keskeinen merkitys poikueiden esiintymiseen kosteikoilla. Rakentamistavalla oli hieman merkitystä pesintäkauden alun vesilintuyhteisöihin. Mikään rakentamistapa ei kuitenkaan odotusten vastaisesti tullut tutkimuksissa mitenkään erityisesti esille. Tuloksiin voi vaikuttaa, että kaikki tavat aiheuttavat kosteikoille sopivan häiriön, jolloin sorsille on tarpeeksi ravintoa kosteikoilla ja pesäpaikkoja riippumatta rakentamistavasta. Kosteikkojen rakentamisesta ja kunnostamisesta oli vasta vähän aikaa, jolloin kosteikkojen sukkessio ei ollut vielä edennyt kovinkaan pitkälle. Mahdollisesti myöhemmin eroavaisuudet eri rakennustavoista olisivat voineet paremmin tulla esille. Kosteikon sukkession kehittyminen pitemmälle ja sen vaikutus vesilinnuille vaatisivat jatkotutkimuksia. Se myös toisi tietoa näiden kosteikkojen säilyvyydestä laadukkaina vesilintujen elinympäristöinä. Lisäksi se antaisi mahdollisia viitteitä hoidon tarpeista ja siihen vaadittavia panostuksia myöhemmässä vaiheessa kosteikkojen laadun säilyttämiseksi. Niistä muodostusivat lopulliset kustannusarviot. Tutkimus antoi merkittäviä tuloksia ja osoittivat kunnostettujen sekä rakennettujen kosteikkojen merkitystä boreaalisten alueiden sorsien elinympäristöjen hoidossa. Monet tässä tutkimuksessa esille tulleet seikat huomioiden rakennetuissa ja kunnostetuissa kosteikoissa on potentiaalia niiden laajamittaisemmalla toteutukselle Euroopassa. Ne soveltuvat luonnollisia kosteikkoja korvaaviksi vesilintujen elinympäristöiksi.

Tämän tutkimuksen perusteella toimenpiteet olivat riistataloudellisesti kannattavia. Kustannukset olivat kohtuulliset, sillä suurin osa kosteikoista toteutettiin patoamalla. Riistakosteikkoja kannattasikin pyrkiä rakentamaan patoamalla. Kosteikoista pitäisi rakentaa mahdollisimman monimuotoisia ja isoja. Monimuotoisuus tulisi erityisesti huomioida poikueympäristöjen kannalta. Lisäksi eri lajien väliset interaktiot tulisi ottaa huomioon. Erityisesti kosteikkojen saarekkeet ja lokkiyhdykunnat. Lisäksi kalojen vaikutukset ja pyrkiä kalattomiin kosteikkoihin. Vieraspetoihin

tulisi erityisesti kiinnittää huomiota ja poistaa ne riittävän tehokkaasti, jotta vesilintujen elinympäristöjen hoidon panostuksia ei menetetä. Vesilintukantojen hoito vaatii monen asian yhteen sovittamista ja huomioimista. Tähän yhtenä osana kuuluu metsästyksen järkevä mitoittaminen, joka on näistä hoitokeinoista helpoin toteuttaa. Kuitenkaan metsästyksen toteutuminen ei merkittävästi huonone, jos turvataan vesilintukantojen suotuisa kehitys myös tulevaisuudessa ja samalla panostetaan entistä enemmän vesilintujen elinympäristöjen hoitoon.



## 6. Kiitokset

Kiitän työni ohjaajia Kari Koivulaa ja Seppo Rytköstä Oulun yliopiston ekologian ja genetiikan tutkimusyksiköstä, sekä Veli-Matti Väänästä Helsingin yliopiston metsätieteiden osastolta erittäin asiantuntevasta ohjauksesta ja työni kommentoinnista. Kiitos Suomen Riistakeskukselle, joka mahdollisti tämän erittäin mielenkiintoisen tutkimuksen tekemisen. Kiitos myös Suomen Riistanhoitosäätiölle taloudellisesta kannustuksesta. Erityisesti haluan kiittää perhettäni tuesta kannustuksesta tämän työn loppuun saattamiseksi. Haluan myös kiittää Suomen lukuisia vapaaehtoisia vesilintulaskijoita. Teette vesilintujen eteen erittäin arvokasta työtä. Ilman tätä vapaaehtoistyötä ei tämäkään tutkimus, eivätkä monet tässä työssä lähteenä käytetyt tutkimukset olisi ollut mahdollista toteuttaa.

## 7. Kirjallisuus

- Aitto-Oja, S. K., Rautiainen, M., Alhainen, M., Svensberg, M., Väänänen, V. M., Nummi, P., & Nurmi, J. (2010). *Riistakosteikko-opas*. Metsästäjien Keskusjärjestö. Vantaa. 45 s.
- Anderson, D. R., & Burnham, K. P. (1976). Population ecology of the mallard. VI. The effect of exploitation on survival. In *U.S. Fish and Wildlife Service Resource Publication*, 128, 1–66.
- Andren, H. (1992). Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73(3), 794–804. <https://doi.org/10.2307/1940158>
- Angelstam, P. (1986). Predation on Ground-Nesting Birds' Nests in Relation to Predator Densities and Habitat Edge. *Oikos*, 47(3), 365. <https://doi.org/10.2307/3565450>
- Angelstam, P. (1993). Conservation of communities - the importance of edges, surroundings and landscape mosaic structure. *Ecological Principles of Nature Conservation*, 9–70. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-3524-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-3524-9_2)
- Anthony, R. M., Grand, J. B., Fondell, T. F., & Miller, D. A. (2006). Techniques for identifying predators of goose nests. *Wildlife Biology*, 12(3), 249–256. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[249:TFIPOG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[249:TFIPOG]2.0.CO;2)
- Battin, J. (2004). When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*, 18(6), 1482–1491. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00417.x>
- Beggs, R., Pierson, J., Tulloch, A. I. T., Blanchard, W., Westgate, M. J., & Lindenmayer, D. (2019). An experimental test of a compensatory nest predation model following lethal control of an overabundant native species. *Biological Conservation*, 231, 122–132. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2019.01.003>
- Bolton, M., Tyler, G., Smith, K., & Bamford, R. (2007). The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology*, 44, 534–544. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01288.x>
- Bradshaw, A. D. (1996). Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(S1), 3–9. <https://doi.org/10.1139/CJFAS-53-S1-3>
- Bradshaw, A. D. (2002). Introduction and philosophy. In M. R. Perrow & A. J. Davy (Eds.), *Handbook of Ecological Restoration, Vol. 1: Principles of Restoration*. Cambridge University Press; UK; pp. 3–9
- Brown, S. C., & Smith, C. R. (1998). Breeding Season Bird Use of Recently Restored versus Natural Wetlands in New York. *The Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1480. <https://doi.org/10.2307/3802014>

- Brzeziński, M., Marzec, M., & Zmihorski, M. (2010a). Spatial distribution, activity, habitat selection of American mink (*Neovison vison*) and polecats (*Mustela putorius*) inhabiting the vicinity of eutrophic lakes in NE Poland. *Folia Zoologica*, *59*(3), 183–191. <https://doi.org/10.25225/FOZO.V59.I3.A3.2010>
- Brzeziński, M., Zmihorski, M., & Barkowska, M. (2010b). Spatio-temporal variation in predation on artificial ground nests: A 12-year experiment. *Annales Zoologici Fennici*, *47*(3), 173–183. <https://doi.org/10.5735/086.047.0302>
- Brzeziński, M., Zmihorski, M., Nieoczym, M., Wilniewicz, P., & Zalewski, A. (2020). The expansion wave of an invasive predator leaves declining waterbird populations behind. *Diversity and Distributions*, *26*(1), 138–150. <https://doi.org/10.1111/ddi.13003>
- Bunting, A. & Wynne-Edwards, V. C. (1964). Editorial. *Journal of Applied Ecology*, *1*, 1–2. <http://www.jstor.org/stable/2401584>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1984). Tests of compensatory vs. additive hypotheses of mortality in mallards. *Ecology*, *65*(1), 105–112. <https://doi.org/10.2307/1939463>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach* (Second edition). Springer; New York.
- Caizergues, A., Van Wilgenburg, S.L. & Hobson, K.A. (2016). Unraveling migratory connectivity of two European diving ducks: a stable isotope approach. *Eur J Wildl Res* *62*, 701–711. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1048-3>
- Chalfoun, A. D., Thompson, F. R., & Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest predators and fragmentation: A review and meta-analysis. *Conservation Biology*, *16*(2), 306–318. <https://doi.org/10.1046/J.1523-1739.2002.00308.X>
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, *37*(5), 771–788. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2664.2000.00548.X>
- Christensen, T. K., & Fox, A. D. (2014). Changes in age and sex ratios amongst samples of hunter-shot wings from common duck species in Denmark 1982–2010. *European Journal of Wildlife Research*, *60*(2), 303–312. <https://doi.org/10.1007/S10344-013-0787-7>
- Čížková, H., Květ, J., Comín, F. A., Laiho, R., Pokorný, J., & Pithart, D. (2013). Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*, *75*(1), 3–26. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0233-4>
- Coluccy, J. M., Yerkes, T., Simpson, R., Simpson, J. W., Armstrong, L., & Davis, J. (2008). Population dynamics of breeding mallards in the Great Lakes states. *Journal of Wildlife Management*, *72*(5), 1181–1187. <https://doi.org/10.2193/2007-039>
- Cooch, E. G., Guillemain, M., Boomer, G. S., Lebreton, J.-D., & Nichols, J. D. (2014). The effects of harvest on waterfowl populations. *Wildfowl*, [S.I.], 220–276. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/2608>

- Cowardin, L. M., Shaffer, T. L., & Arnold, P. M. (1995). *Evaluations of duck habitat and estimation of duck population sizes with a remote-sensing-based system (Vol 2)*. Biological Science Report - US Department of the Interior, National Biological Service. <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA322572.pdf>. Viitattu 20.5.2022
- Cox, R. R., Hanson, M. A., Roy, C. C., Euliss, N. H., Johnson, D. H., & Butler, M. G. (1998). Mallard Duckling Growth and Survival in Relation to Aquatic Invertebrates. *The Journal of Wildlife Management*, 62(1), 124. <https://doi.org/10.2307/3802270>
- Dahl, F., & Åhlén, P. A. (2019). Nest predation by raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in the archipelago of northern Sweden. *Biological Invasions*, 21(3), 743–755. <https://doi.org/10.1007/S10530-018-1855-4>
- Danell, K., & Sjöberg, K. (1977). Seasonal emergence of chironomids in relation to egg-laying and hatching of ducks in a restored lake (northern Sweden). *Wildfowl*, 28, 129–135. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/viewFile/556/556> Viitattu 12.5.2022
- Danell, K., & Sjöberg, K. (1982). Successional patterns of plants, invertebrates and ducks in a man-made lake. *Journal of Applied Ecology*, 19(2), 395–409. <https://doi.org/10.2307/2403475>
- Delany, S., & Scott, D. (2002). *Waterbird Population Estimates* (Third Edition). Wetlands International. Wageningen
- Desrochers, D. W., Keagy, J. C., & Cristol, D. A. (2008). Created versus natural wetlands: Avian communities in Virginia salt marshes. *Ecoscience*, 15(1), 36–43. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2008\)15\[36:CVNWAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2008)15[36:CVNWAC]2.0.CO;2)
- Dessborn, L., Elmberg, J., & Englund, G. (2011). Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology*, 56(3), 579–589. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02525.x>
- Diehl, S. (1992). Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology*, 73(5), 1646–1661. <https://doi.org/10.2307/1940017>
- Diehl, S., & Kornijów, R. (1997). *Influence of Submerged Macrophytes on Trophic Interactions Among Fish and Macroinvertebrates* (E. Jeppesen, M. Søndergaard, & K. Christoffersen (Eds.); pp. 24–46). Springer New York. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8_2)
- Drever, M. C., Clark, R. G., Derksen, C., Slattery, S. M., Toose, P., & Nudds, T. D. (2012). Population vulnerability to climate change linked to timing of breeding in boreal ducks. *Global Change Biology*, 18(2), 480–492. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02541.x>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

- Ebbinge, B. S., & Spaans, B. (1995). The importance of body reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding in dark-bellied brent geese *Branta b bernicla* in the High Arctic. *Journal of Avian Biology*, *26*(2), 105–113. <https://doi.org/10.2307/3677058>
- Ekholm, P., & Mitikka, S. (2006). Agricultural lakes in Finland: Current water quality and trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, *116*(1–3), 111–135. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7231-3>
- Eldridge, J. L. & Krapu, G. L. (1988). The Influence of Diet Quality on Clutch Size and Laying Pattern in Mallards. *The Auk*, *105*(1), 102–110. <http://www.jstor.org/stable/4087333>
- Ellis-Felege, S.N., Conroy, M.J., Palmer, W.E. & Carroll, J.P. (2012). Predator reduction results in compensatory shifts in losses of avian ground nests. *Journal of Applied Ecology*, *49*, 661–669. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02126.x>
- Elmberg, J. (2009). Are dabbling ducks major players or merely noise in freshwater ecosystems? A European perspective, with references to population limitation and density dependence. *Wildfowl*, (SPECIAL ISSUE 2), 9–23. [https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/1340/pdf\\_3](https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/1340/pdf_3)
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., & Sjöberg, K. (1993). Factors Affecting Species Number and Density of Dabbling Duck Guilds in North Europe. *Ecography*, *16*(3), 251–260. <http://www.jstor.org/stable/3683000>
- Elmberg, J., Nummi, P., Poysa, H., & Sjoberg, K. (1994). Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *Journal of Biogeography*, *21*(1), 75–84. <https://doi.org/10.2307/2845605>
- Elmberg, J., Pöysä, H., Sjöberg, K., & Nummi, P. (1997). Interspecific interactions and co-existence in dabbling ducks: Observations and an experiment. *Oecologia*, *111*(1), 129–136. <https://doi.org/10.1007/s004420050216>
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., Sjöberg, K., Gunnarsson, G., Clausen, P., Guillemain, M., Rodrigues, D., & Väänänen, V.-M. (2006). The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. In *Wildlife Biology* (Vol. 12, Issue 2, pp. 121–127). [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[121:TSBFNA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[121:TSBFNA]2.0.CO;2)
- Elmberg, J., & Gunnarsson, G. (2007). Manipulated density of adult mallards affects nest survival differently in different landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, *85*(5), 589–595. <https://doi.org/10.1139/Z07-038>
- Elmberg, J., Dessborn, L., & Englund, G. (2010). Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia*, *641*(1), 215–223. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0085-2>
- Elmberg, J., Arzel, C., Gunnarsson, G., Holopainen, S., Nummi, P., Pöysä, H., & Sjöberg, K. (2020). Population change in breeding boreal waterbirds in a 25-year perspective: What characterises winners and losers? *Freshwater Biology*, *65*(2), 167–177. <https://doi.org/10.1111/fwb.13411>

- Elton, C. S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Springer. New York. 181 s. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7214-9>
- Eriksson, M. (1979). Competition between Freshwater Fish and Goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for Common Prey. *Oecologia*, 41(1), 99–107. <https://doi.org/10.1007/BF00344840>
- Euroopan komissio (2008). *Luonnonvaraisten lintujen suojelusta annetun neuvoston direktiivin 79/409/ETY ("lintudirektiivin") mukaisesti harjoitettavaa metsästystä koskeva ohjeasiakirja* Euroopan komissio. 99 s. [https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/hunting\\_guide\\_fi.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/hunting_guide_fi.pdf). Viitattu 12.3.2022
- Evans, K. L. (2004). The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146, 1–13. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00231.x>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fox, A. D., Caizergues, A., Banik, M. V, Devos, K., Dvorak, M., Ellermaa, M., Folliot, B., Green, A. J., Grüneberg, C., Guillemain, M., Håland, A., Hornman, M., Keller, V., Koshelev, A. I., Kostiuskyn, V. A., Kozulin, A., Lawicki, L., Luigujõe, L., Müller, C., Wahl, J. (2016). Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. *Wildfowl*, 66, 22–40. <https://wildfowl.wwf.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/2638/1758>. Viitattu 20.5.2022
- Fox, A.D. & Cristensen, T.K. (2018), Could falling female sex ratios among first-winter northwest European duck populations contribute to skewed adult sex ratios and overall population declines?. *Ibis*, 160, 929-935. <https://doi-org.pc124152.oulu.fi:9443/10.1111/ibi.12649>
- Fox, A. D., Balsby, T. J. S., Jørgensen, H. E., Lauridsen, T. L., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Fugl, K., Myssen, P., & Clausen, P. (2019). Effects of lake restoration on breeding abundance of globally declining common pochard (*Aythya ferina* L.). *Hydrobiologia*, 830(1), 33–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3848-9>
- Fraser, L. H., & Keddy, P. A. (2005). *The world's largest wetlands: Ecology and conservation*. Cambridge University Press. 488 s. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542091>
- Frederiksen, M., Fox, A. D., Madsen, J., & Colhoun, K. (2001). Estimating the total number of birds using a staging site. *Journal of Wildlife Management*, 65(2), 282–289. <https://doi.org/10.2307/3802907>
- Fretwell, S. D., & Lucas, H.L. (1970). On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds - I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica*, 19(1), 16–36. <https://doi.org/10.1007/BF01601953>
- Froneman, A., Mangnall, M.J., Little, R.M.; & Crowe, T.M. (2001). Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 10, 251–270. <https://doi.org/10.1023/A:1008904421948>

- Caizergues, A., Van Wilgenburg, S. L., & Hobson, K. A. (2016). Unraveling migratory connectivity of two European diving ducks: a stable isotope approach. *European Journal of Wildlife Research*, *62*(6), 701–711. <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1048-3>
- Gardarsson, A., & Einarsson, A. (1994). Responses of breeding duck populations to changes in food supply. *Hydrobiologia*, *279–280*(1), 15–27. <https://doi.org/10.1007/BF00027837>
- Giles, N. (1994). Tufted Duck (*Aythya fuligula*) habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes. *Hydrobiologia*, *279–280*(1), 387–392. <https://doi.org/10.1007/BF00027870>
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biol Rev* *89*, 105–122. <https://doi.org/10.1111/brv.12045>
- Griffiths, H. M., Ashton, L. A., Walker, A. E., Hasan, F., Evans, T. A., Eggleton, P., & Parr, C. L. (2018). Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. *Journal of Animal Ecology*, *87*(1), 293–300. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12728>
- Grinsted, A., Moore, J. C., & Jevrejeva, S. (2010). Reconstructing sea level from paleo and projected temperatures 200 to 2100 AD. *Climate Dynamics*, *34*(4), 461–472. <https://doi.org/10.1007/s00382-008-0507-2>
- Guillemain, M., Pöysä, H., Fox, A. D., Arzel, C., Dessborn, L., Ekroos, J., Gunnarsson, G., Holm, T. E., Christensen, T. K., Lehtikoinen, A., Mitchell, C., Rintala, J., & Møller, A. P. (2013). Effects of climate change on European ducks: What do we know and what do we need to know? *Wildlife Biology*, *19*(4), 404–419. <https://doi.org/10.2981/12-118>
- Guillemain, M., Aubry, P., Folliot, B., & Caizergues, A. (2016). Duck hunting bag estimates for the 2013/14 season in France. *Wildfowl*, *66*, 126–141. [https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/2649/pdf\\_138](https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/2649/pdf_138). Viitattu 25.5.2022
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Pöysä, H., & Nummi, P. (2004). Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, *82*(11), 1698–1703. <https://doi.org/10.1139/Z04-153>
- Gunnarsson, G., & Elmberg, J. (2008). Density-dependent nest predation - An experiment with simulated Mallard nests in contrasting landscapes. *Ibis*, *150*(2), 259–269. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00772.x>
- Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S. F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Søndergaard, M., & Strand, J. (1998). Biomanipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, *1*(6), 558–574. <https://doi.org/10.1007/s100219900051>
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P. A., & Åbjörnsson, K. (2005). Conflicting demands on wetland ecosystem services: Nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology*, *50*(4), 705–714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x>

- Hansson, L.-A., Nicolle, A., Brönmark, C., Hargeby, A., Lindström, A., & Andersson, G. (2010). Waterfowl, macrophytes, and the clear water state of shallow lakes. *Hydrobiologia*, *646*(1), 101–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0169-z>
- Hargeby, A., Andersson, G., Blindow, I., & Johansson, S. (1994). Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, *279–280*(1), 83–90. <https://doi.org/10.1007/BF00027843>
- Hebert, C. E., & Wassenaar, L. I. (2005). Feather stable isotopes in western North American waterfowl: Spatial patterns, underlying factors, and management applications. *Wildlife Society Bulletin*, *33*(1), 92–102. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2005\)33\[92:FSIWN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2005)33[92:FSIWN]2.0.CO;2)
- Heitmeyer, M. E. (1988). Protein Costs of the Prebasic Molt of Female Mallards. *The Condor*, *90*(1), 263–266. <https://doi.org/10.2307/1368465>
- Hilborn, R., Walters, C. J., & Ludwig, D. (1995). Sustainable exploitatin of renewable resources. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *26*, 45–67. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.26.110195.000401>
- Hildén, O. (1965). Habitat selection in birds: A review. *Annales Zoologici Fennici*, *2*(1), 53–75. <http://www.jstor.org/stable/23730835>
- Hoekman, S. T., Mills, L. S., Howerter, D. W., Devries, J. H., & Ball, I. J. (2002). Sensitivity analyses of the life cycle of midcontinent mallards. *Journal of Wildlife Management*, *66*(3), 883–900. <https://doi.org/10.2307/3803153>
- Holm, T. E., & Clausen, P. (2006). Effects of water level management on autumn staging waterbird and macrophyte diversity in three Danish coastal lagoons. *Biodiversity and Conservation*, *15*(14), 4399–4423. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4384-2>
- Holopainen, S., Nummi, P., & Pöysä, H. (2014). Breeding in the stable boreal landscape: Lake habitat variability drives brood production in the teal (*Anas crecca*). *Freshwater Biology*, *59*(12), 2621–2631. <https://doi.org/10.1111/FWB.12458>
- Holopainen, S., Arzel, C., Dessborn, L., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P., Pöysä, H., & Sjöberg, K. (2015). Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *European Journal of Wildlife Research*, *61*(3), 339–363. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0921-9>
- Holopainen, S., Christensen, T. K., Pöysä, H., Väänänen, V.-M., Rintala, J., & Fox, A. D. (2018a). Associations between duck harvest, hunting wing ratios and measures of reproductive output in Northern Europe. *European Journal of Wildlife Research*, *64*(6), [72] <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1227-5>
- Holopainen, S., Arzel, C., Elmberg, J., Fox, A. D., Guillemain, M., Gunnarsson, G., Nummi, P., Sjöberg, K., Väänänen, V. M., Alhainen, M., & Pöysä, H. (2018b). Sustainable management of migratory European ducks: Finding model species. *Wildlife Biology*, *2018*; 1–11 <https://doi.org/10.2981/WLB.00336>



- Holopainen, S., Väänänen, V. M., & Fox, A. D. (2020). Landscape and habitat affect frequency of artificial duck nest predation by native species, but not by an alien predator. *Basic and Applied Ecology*, 48, 52–60. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2020.07.004>
- Holopainen, S., Väänänen, V. M., Vehkaoja, M., & Fox, A. D. (2021). Do alien predators pose a particular risk to duck nests in Northern Europe? Results from an artificial nest experiment. *Biological Invasions*, 23(12), 3795–3807. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02608-2>
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A., Liukko, U.-M. (toim) (2019). *Suomen lajien uhanalaisuus- Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 s. <http://hdl.handle.net/10138/299501>
- Jaatinen, K., Hermansson, I., Mohring, B., Steele, B. B., & Öst, M. (2022). Mitigating impacts of invasive alien predators on an endangered sea duck amidst high native predation pressure. *Oecologia*. <https://doi.org/10.1007/S00442-021-05101-8>
- Jones, H. P., & Schmitz, O. J. (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE*, 4(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>
- Juvonen, S.-K. & Kurikka, T. (toim.) (2016). Suomen Ramsar -kosteikkotoimintaohjelma 2016–2020. *Ympäristöministeriön raportteja 21/2016*. [https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/75329/YMra\\_21\\_2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/75329/YMra_21_2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Viitattu 24.5.2022
- Kačergytė, I., Arlt, D., Berg, Å., Žmihorski, M., Knape, J., Rosin, Z. M., & Pärt, T. (2021). Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biological Conservation*, 257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109084>
- Kaminski, R. M., & Prince, H. H. (1981). Dabbling Duck and Aquatic Macroinvertebrate Responses to Manipulated Wetland Habitat. *The Journal of Wildlife Management*, 45(1), 1–15. <https://doi.org/10.2307/3807868>
- Kauhala, K., & Kowalczyk, R. (2011). Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology*, 57(5), 584–598. <https://doi.org/10.1093/czoolo/57.5.584>
- Kauppi, L. (1985). The contribution of agricultural loading to eutrophication in Finnish lakes. *Water Science and Technology*, 17(6–7), 1133–1140. <https://doi.org/10.2166/wst.1985.0208>
- Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: Principles and conservation* (2nd ed). Cambridge University Press. 497 s. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778179>
- Keddy, P., Fraser, L. H., & Wisheu, I. C. (1998). A comparative approach to examine competitive response of 48 wetland plant species. *Journal of Vegetation Science*, 9(6), 777–786. <https://doi.org/10.2307/3237043>
- Kingsford, R. T., Basset, A., & Jackson, L. (2016). Wetlands: conservation's poor cousins. *Aquat Conservat: Mar Freshwat Ecosyst*, 26, 892–916. <https://doi.org/10.1002/aqc.2709>

- Kokko, H. (2001). Optimal and suboptimal use of compensatory responses to harvesting: Timing of hunting as an example. *Wildlife Biology*, 7(3), 141–150. <https://doi.org/10.2981/wlb.2001.018>
- Kontula, T., & Raunio, A. (toim.). (2018). *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö. Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4816-3>. Viitattu 26.5.2022
- Koskimies, P., Väisänen, R., & Hildén, O. (1988). *Linnustonseurannan havainnointiohjeet* = *Linnustonseurannan havainnointiohjeet = Monitoring bird populations in Finland: a manual*. 2. [uus.] p. toim. Helsingin yliopiston eläinmuseo. Helsinki
- Koskimies, P., & Väisänen, R. A. (1991). *Monitoring bird populations: a manual of methods applied in Finland*. University of Helsinki, Zoological Museum. Helsinki. 143 s.
- Krapu, G. L. (1974). Feeding Ecology of Pintail Hens during Reproduction. *The Auk*, 91(2), 278–290. <http://www.jstor.org/stable/4084508>
- Krebs, C. J. (2009). *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance* (6th international ed). Pearson Benjamin Cummings. San Francisco, CA. 655 s.
- Krüger, H., Väänänen, V. M., Holopainen, S., & Nummi, P. (2018). The new faces of nest predation in agricultural landscapes—a wildlife camera survey with artificial nests. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6). <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1233-7>
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P., & Linden, H. (1998). Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 67, 874–886. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.6760874.x>
- Larson, D. M., Cordts, S. D., & Hansel-Welch, N. (2020). Shallow lake management enhanced habitat and attracted waterbirds during fall migration. *Hydrobiologia*, 847(16), 3365–3379. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04342-7>
- Lehikoinen, A., & Jaatinen, K. (2012). Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *Journal of Ornithology*, 153(2), 563–570. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0777-z>
- Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A. V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tománková, I., Wahl, J., & Fox, A. D. (2013). Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology*, 19(7), 2071–2081. <https://doi.org/10.1111/gcb.12200>
- Lehikoinen, A., Rintala, J., Lammi, E., & Pöysä, H. (2016). Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: Alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal Conservation*, 19(1), 88–95. <https://doi.org/10.1111/acv.12226>
- Lehikoinen, P., Lehikoinen, A., Mikkola-Roos, M., & Jaatinen, K. (2017). Counteracting wetland overgrowth increases breeding and staging bird abundances. *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/srep41391>

- Lehikoinen, A., Jukarainen, A., Mikkola- Roos, M., Below, A., Lehtiniemi, T., Pessa, J., Rajasärkkä, A., Rintala, J., Rusanen, P., Sirkiä, P., Tiainen, J., & Valkama, J. (2019). Linnut. Julk.: E. Hyvärinen, A. Juslén, E. Kempainen, A. Uddström, & U.-M. Liukko (toim.), *Suomen Lajien uhanalaisuus- Punainen kirja 2019* (pp. 560–570). Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki S. 263–312. <http://hdl.handle.net/10138/299501>
- Lévêque, C., Balian, E. V., & Martens, K. (2005). An assessment of animal species diversity in continental waters. *Hydrobiologia*, 542(1), 39–67. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-5522-7>
- Lintuvesityöryhmä. (1981). *Valtakunnallinen lintuvesiensuojeluohjelma. Komiteanmietintö 1981:32*. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki 197 s.
- Luonnontieteellinen keskusmuseo. (2021). *Vesilintujen laskentaohjeet | LUOMUS*. <https://www.luomus.fi/fi/vesilintujen-laskentaohjeet>. Viitattu 26.5.2022
- Luonnonvarakeskus. (2022). *Vesilintuseurannat | Luonnonvarakeskus*. <https://www.luke.fi/fi/seurannat/vesilintuseurannat/vesilintuseurannat-kuvaus>. Viitattu 26.5.2022
- Ma, Z., Li, B., Zhao, B., Jing, K., Tang, S., & Chen, J. (2004). Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? - A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation*, 13(2), 333–350. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000006502.96131.59>
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., & Chen, J. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, 30(1), 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- MacArthur, R. H. (1972). *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Harper & Row. New York. 269 s.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton. 224 s. <https://doi.org/10.2307/j.ctt19cc1t2>
- Macdonald, M. A., & Bolton, M. (2008). Predation on wader nests in Europe. *Ibis*, 150(SUPPL.1), 54–73. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00869.x>
- Madsen, J., Williams, J. H., Johnson, F. A., Tombre, I. M., Dereliev, S., & Kuijken, E. (2017). Implementation of the first adaptive management plan for a European migratory waterbird population: The case of the Svalbard pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. *Ambio*, 46, 275–289. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0888-0>
- Major, R. E., & Kendal, C. E. (1996). The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: A review of methods and conclusions. *Ibis*, 138(2), 298–307. <https://doi.org/10.1111/J.1474-919X.1996.TB04342.X>
- Marklund, O., Blindow, I., & Hargeby, A. (2001). Distribution and diel migration of macroinvertebrates within dense submerged vegetation. *Freshwater Biology*, 46(7), 913–924. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00726.x>

- McDuie, F., Casazza, M. L., Overton, C. T., Herzog, M. P., Hartman, C. A., Peterson, S. H., Feldheim, C. L., & Ackerman, J. T. (2019). GPS tracking data reveals daily spatio-temporal movement patterns of waterfowl. *Movement Ecology*, 7(1). <https://doi.org/10.1186/s40462-019-0146-8>
- McGeoch, M., & Jetz, W. (2019). Measure and Reduce the Harm Caused by Biological Invasions. *One Earth*, 1(2), 171–174. <https://doi.org/10.1016/J.ONEEAR.2019.10.003>
- McKinstry, M. C., & Anderson, S. H. (2002). Creating wetlands for waterfowl in Wyoming. *Ecological Engineering*, 18(3), 293–304. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00088-X](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00088-X)
- Melero, Y., Palazón, S., Revilla, E., Martelo, J., & Gosálbez, J. (2008). Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. *Eur J Wildl Res* 54, 609–617. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0186-7>
- Mikkola-Roos, M. (1995). Lintuvesien kunnostus ja hoito. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A, No 45*. Metsähallitus. Vantaa. 100 s. <https://julkaisut.metsa.fi/assets/pdf/lp/Asarja/a45.pdf>
- Mitsch, W. J., Cronk, J. K., Xinyuan, W., & Nairn, R. W. (1995). Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. *Ecological Applications*, 5(3), 830–845. <https://doi.org/10.2307/1941991>
- Mooij, J. H. (2005). Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge Zur Jagd Und Wildforschung*, 30, 49–76.
- Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Ortega-Martínez, I. J., Ríos-Díaz, C. L., & Rosas, F. (2018). Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, 50(6), 929–941. <https://doi.org/10.1111/btp.12607>
- Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M. I., & Aronson, J. (2015). Ecosystem response to interventions: Lessons from restored and created wetland ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1528–1537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12518>
- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., Meester, L. De, Paerl, H., & Scheffer, M. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1(2), 101–105. <https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359>
- Murkin, H. R., Kaminski, R. M., & Titman, R. D. (1982). Responses of dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh. *Canadian Journal of Zoology*, 60(10), 2324–2332. <https://doi.org/10.1139/z82-299>
- Møller, A. P., Rubolini, D., & Lehikoinen, E. (2008). Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(42), 16195–16200. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803825105>

- Nagy, S., Langendoen, T., & Flink, S. (2015). *A pilot wintering waterbird indicator for the European Union. A report by Wetlands International European Association.* <https://europe.wetlands.org/download/740/>. Viitattu 26.5.2022
- Newton, I. (1998). *Population Limitation in Birds*. Academic Press. London. 597 s.
- Nichols, J. D., Johnson, F. A., & Williams, B. K. (1995). Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26, 177–199. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ES.26.110195.001141>
- Nichols, J. D., Runge, M. C., Johnson, F. A., & Williams, B. K. (2007). Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: A brief history and future prospects. *Journal of Ornithology*, 148(SUPL. 2). <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0256-8>
- Nilsson, L. (1978). Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl*, 29, 101–110. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/download/574/574>
- Nilsson, S. G., & Nilsson, I. N. (1978). Breeding bird community densities and species richness in lakes. *Oikos*, 31, 214–221. <https://doi.org/10.2307/3543565>
- Nilsson, S. G., Björkman, C., Forslund, P., & Hiiglund, J. (1985). Egg predation in forest bird communities on islands and mainland. *Oecologia*, 66(4), 511–515. <https://doi.org/10.1007/bf00379342>
- Niu, Z., Zhang, H., Wang, X., Yao, W., Zhou, D., Zhao, K., Zhao, H., Li, N., Huang, H., Li, C., Yang, J., Liu, C., Liu, S., Wang, L., Li, Z., Yang, Z., Qiao, F., Zheng, Y., Chen, Y. & Gong, P. (2012). Mapping wetland changes in China between 1978 and 2008. *Chinese Science Bulletin*, 57(22), 2813–2823. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5093-3>
- Nordström, M., Högmänder, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N., & Korpimäki, E. (2002). Variable Responses of Waterfowl Breeding Populations to Long-Term Removal of Introduced American Mink. *Ecography*, 25(4), 385–394. <http://www.jstor.org/stable/3683549>
- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N., & Korpimäki, E. (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation*, 109(3), 359–368. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00162-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00162-3)
- Nummi, P. (1989). Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks. *Annales Zoologici Fennici*, 26(1), 43–52. <http://www.jstor.org/stable/23734551>
- Nummi, P. (1992). The importance of beaver ponds to waterfowl broods: an experiment and natural tests. *Annales Zoologici Fennici*, 29(1), 47–55. <http://www.jstor.org/stable/23735342>
- Nummi, P., & Pöysä, H. (1993). Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography*, 16(4), 319–328. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1993.tb00221.x>

- Nummi, P., Elmberg, J., Pöysä, H., & Sjöberg, K. (1995). Occurrence and density of mallard and green-winged teal in relation to prey size distribution and food abundance. *Annales Zoologici Fennici*, 32(4), 385–390. <http://www.jstor.org/stable/23735544>
- Nummi, P., & Poysa, H. (1995a). Habitat use by different-aged duck broods and juvenile ducks. *Wildlife Biology*, 1(3), 181–187. <https://doi.org/10.2981/wlb.1995.017>
- Nummi, P., & Pöysä, H. (1995b). Breeding success of ducks in relation to different habitat factors. *Ibis (London, England)*, 137(2), 145–150. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb03232.x>
- Nummi, P., & Pöysä, H. (1997). Population and community level responses in *Anas*-species to patch disturbance caused by an ecosystem engineer, the beaver. *Ecography*, 20(6), 580–584. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00426.x>
- Nummi, P., Pienmunne, E., & Haapanen, P. (1999). Pienet tulva- altaat sorsien poikueympäristöjen hoidossa. *Suomen Riista*, 45, 44–51.
- Nummi, P., Sjöberg, K., Poysa, H., & Elmberg, J. (2000). Individual foraging behaviour indicates resource limitation: An experiment with mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, 78(11), 1891–1895. <https://doi.org/10.1139/z00-142>
- Nummi, P., Elmberg, J., Pöysä, H., Gunnarsson, G., & Sjöberg, K. (2005). Varhaiset tavipoikkeet asuttavat suotuisimmat laikut ja menestyvät parhaiten. *Suomen Riista*, 51, 27–34.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., & Malinen, J. (2006). Piisamin laidunnus: vierasherbivori vaikuttaa kasvillisuuteen ja selkärangattomiin. *Suomen Riista*, 52, 7–18. <https://www.riistasaatio.fi/wp-content/uploads/sr52-7-18-web-a2b.pdf>
- Nummi, P., & Hahtola, A. (2008). The beaver as an ecosystem engineer facilitates teal breeding. *Ecography*, 31(4), 519–524. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.05477.x>
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Rask, M., Nyberg, K., & Taskinen, K. (2012). Competitive effects of fish in structurally simple habitats: Perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquatic Sciences*, 74(2), 343–350. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0225-4>
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S., & Pöysä, H. (2013). Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *Ibis*, 155(1), 68–79. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ibi.12013>
- Nummi, P., & Holopainen, S. (2014). Whole-community facilitation by beaver: Ecosystem engineer increases waterbird diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(5), 623–633. <https://doi.org/10.1002/AQC.2437>
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Holopainen, S., Pöysä, H., & Pöysä, H. (2016). Duck-fish competition in boreal lakes—a review. *Ornis Fennica*, 93, 67–76. <https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/161Nummi.pdf>

- Nummi, P., Väänänen, V. M., Pekkarinen, A. J., Eronen, V., Mikkola-Roos, M., Nurmi, J., Rautiainen, A., & Rusanen, P. (2019). Alien predation in wetlands – The raccoon dog and waterbird breeding success. *Baltic Forestry*, *25*(2), 228–237. <https://doi.org/10.46490/vol25iss2pp228>
- Oja, H., & Pöysä, H. (2007). Spring phenology, latitude, and the timing of breeding in two migratory ducks: Implications of climate change impacts. *Annales Zoologici Fennici*, *44*(6), 475–485. <https://www.jstor.org/stable/23736850>
- Oja, H., & Pöysä, H. (2005). Kevään ajoittumisen vaikutus sinisorsan ja telkän pesimäaikatauluun ja poikasten lentokykyyn metsästyskauden alkaessa. *Suomen Riista*, *51*, 7–15.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O’Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, *10*, 631–637.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhjärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P., & Ylönen, O. (2002). Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, *60*, 593–612. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01687.x>
- Owen, M., & Black, J. M. (1990). *Waterfowl ecology*. Chapman and Hall. New York. 194 s. <http://hdl.handle.net/2148/416>
- Paasivaara, A., & Pöysä, H. (2004). Mortality of common goldeneye (*Bucephala clangula*) broods in relation to predation risk by northern pike (*Esox lucius*). *Annales Zoologici Fennici*, *41*(3), 513–523. <https://www.jstor.org/stable/23736164>
- Pakanen, V.-M., Luukkonen, A., & Koivula, K. (2011). Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation*, *20*(9), 2057–2073. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0075-3>
- Panek, M., & Bresiński, W. (2002). Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta Theriologica*, *47*(4), 433–442. <https://doi.org/10.1007/BF03192468>
- Paracuellos, M. (2006). How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity and Conservation*, *15*(14), 4569–4582. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-5820-z>
- Patterson, J. H. (1976). The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck populations. *Journal of Wildlife Management*, *40*(1), 22–32. <https://doi.org/10.2307/3800152>
- Power, M. E., Tilman, D., Estes, J. A., Menge, B. A., Bond, W. J., Mills, L. S., Daily, G., Castilla, J. C., Lubchenco, J., & Paine, R. T. (1996). Challenges in the quest for keystones: Identifying keystone species is difficult-but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems. *Bioscience*, *46*(8), 609–620. <https://doi.org/10.2307/1312990>
- Pullin, A. (2002). *Conservation Biology*. Cambridge University Press. Cambridge. 345 s. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139051927>

- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J., & Linjama, J. (2007a). Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil & Tillage Research*, 93(1), 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.011>
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, Juha., Svensberg, M., & Vikberg, P. (2007b). *Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus*. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 77 s. <http://hdl.handle.net/10138/38401>
- Pöysä, H. (1983). Resource Utilization Pattern and Guild Structure in a Waterfowl Community. *Oikos*, 40(2), 295–307. <https://doi.org/10.2307/3544594>
- Pöysä, H. (1984). Species assembly in the dabbling duck (*Anas* spp.) guild in Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 21(4), 451–464. <http://www.jstor.org/stable/23734117>
- Pöysä, H. (2001). Dynamics of habitat distribution in breeding mallards: Assessing the applicability of current habitat selection models. *Oikos*, 94(2), 365–373. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.940218.x>
- Pöysä, H. (2005). Kestävä verotus ja vesilintuseurannan kansainväliset haasteet. *Suomen Riista*, 51, 5–6. <https://www.riistasaatio.fi/wp-content/uploads/sr51-5-6-weba2b.pdf>
- Pöysä, H., Elmberg, J., Nummi, P., & Sjöberg, K. (1994). Species composition of dabbling duck assemblages: ecomorphological patterns compared with null models. *Oecologia*, 98(2), 193–200. <https://doi.org/10.1007/BF00341472>
- Pöysä, H., Elmberg, J., Sjöberg, K., & Nummi, P. (1998). Habitat selection, rules in breeding mallards (*Anas platyrhynchos*): A test of two competing hypotheses. *Oecologia*, 114(2), 283–287. <https://doi.org/10.1007/s004420050447>
- Pöysä, H., & Pöysä, S. (2002). Nest-site limitation and density dependence of reproductive output in the common goldeneye *Bucephala clangula*: Implications for the management of cavity-nesting birds. *Journal of Applied Ecology*, 39(3), 502–510. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00726.x>
- Pöysä, H., Rintala, J., Lehtikoinen, A., & Väisänen, R. A. (2013). The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. *European Journal of Wildlife Research*, 59(2), 245–256. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0673-8>
- Pöysä, H., & Väänänen, V.-M. (2014). Drivers of breeding numbers in a long-distance migrant, the Garganey (*Anas querquedula*): Effects of climate and hunting pressure. *Journal of Ornithology*, 155(3), 679–687. <https://doi.org/10.1007/s10336-014-1051-y>
- Pöysä, H., Rintala, J., Johnson, D. H., Kauppinen, J., Lammi, E., Nudds, T. D., & Väänänen, V. M. (2016). Environmental variability and population dynamics: do European and North American ducks play by the same rules? *Ecology and Evolution*, 6(19), 7004–7014. <https://doi.org/10.1002/ECE3.2413>



- Pöysä, H., Holopainen, S., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P., & Sjöberg, K. (2019a). Changes in species richness and composition of boreal waterbird communities: a comparison between two time periods 25 years apart. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38167-1>
- Pöysä, H., Linkola, P., & Paasivaara, A. (2019b). Breeding sex ratios in two declining diving duck species: between-year variation and changes over six decades. *Journal of Ornithology*, 160, 1015–1023. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01682-7>
- Pöysä, H., & Linkola, P. (2021). Extending temporal baseline increases understanding of biodiversity change in European boreal waterbird communities. *Biological Conservation*, 257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109139>
- Ramsar Convention Secretariat (2016). *An Introduction to the Convention Ramsar Convention on Wetlands, 5th ed.* Ramsar Convention Secretariat. Gland, Switzerland. 107 s. [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1\\_5ed\\_introductiontoconvention\\_e.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_e.pdf). Viitattu 27.5.2022
- R Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. Ty
- Roos, S. (2002). Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia*, 133, 608–615. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1056-8>
- Root, R. B. (1967). The Niche Exploitation Pattern of the Blue-gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37(4), 317–350. <https://doi.org/10.2307/1942327>
- Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R., & Davidson, N. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands.* IEEP. London & Brussels; Ramsar Secretariat: Gland. [http://teebweb.org/wpcontent/uploads/2013/04/TEEB\\_WaterWetlands\\_ExecSum\\_2013-FR.pdf](http://teebweb.org/wpcontent/uploads/2013/04/TEEB_WaterWetlands_ExecSum_2013-FR.pdf). Viitattu 27.5.2022
- Rönkä, M. T. H., Saari, C. L. V., Lehikoinen, E. A., Suomela, J., & Häkkilä, K. (2005). Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici*, 42(6), 587–602. <http://www.jstor.org/stable/23736174>
- Rönkä, M., Saari, L., Hario, M., Hämmänen, J., & Lehikoinen, E. (2011). Breeding success and breeding population trends of waterfowl: implications for monitoring. *Wildlife Biology*, 17(3), 225–239. <https://doi.org/10.2981/09-064>
- Salo, P., Korpimäki, E., Banks, P. B., Nordström, M., & Dickman, C. R. (2007). Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1615), 1237–1243. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0444>
- Salomonsen, F. (1968). The moult migration. *Wildfowl*, 19(19), 5–24. <https://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/331/331>. Viitattu 27.5.2022

- Sammalkorpi, I., Mikkola-Roos, M., Lammi, E. & Aalto, T. (2014). Ravintoketjukurinostus lintuvesien hoidossa. *Linnut-vuosikirja 2013*. 154–163.  
[https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/1824/tiedosto/Linnut\\_VK2013\\_154-163\\_Lintuvedet\\_artikkelit\\_1824.pdf](https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/1824/tiedosto/Linnut_VK2013_154-163_Lintuvedet_artikkelit_1824.pdf). Viitattu 27.5.2022
- Saurola, P., Valkama, J., & Velmala, W. (2013). *Suomen Rengastusatlas.Osa 1*. Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. Helsinki. 549 s.
- Scheffer, M., Geest, G. J. Van, Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M. G., Hanson, M. A., Declerck, S., & Meester, L. De. (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: Second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1), 227–231. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>
- Schmeller, D. S., Weatherdon, L. V, Loyau, A., Bondeau, A., Brotons, L., Brummitt, N., Geijzendorffer, I. R., Haase, P., Kuemmerlen, M., Martin, C. S., Mihoub, J.-B., Rocchini, D., Saarenmaa, H., Stoll, S., & Regan, E. C. (2018). A suite of essential biodiversity variables for detecting critical biodiversity change. *Biological Reviews*, 93(1), 55–71.  
<https://doi.org/10.1111/brv.12332>
- Schoener, T. W. (1974). Resource Partitioning in Ecological Communities. *Science*, 185(4145), 27–39. <http://www.jstor.org/stable/1738612>
- Schummer, M. L., Palframan, J., McNaughton, E., Barney, T., & Petrie, S. A. (2012). Comparisons of bird, aquatic macroinvertebrate, and plant communities among dredged ponds and natural wetland habitats at Long Point, Lake Erie, Ontario. *Wetlands*, 32(5), 945–953.  
<https://doi.org/10.1007/S13157-012-0328-2>
- Scott, D. A., & Rose, P. M. (1996). Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. *Wetlands International Publication*, 41, 1–336.
- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J. A., & Botella, F. (2010). Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: Spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *European Journal of Wildlife Research*, 56(1), 11–20.  
<https://doi.org/10.1007/s10344-009-0288-x>
- Sebastián-González, E., & Green, A. J. (2016). Reduction of avian diversity in created versus natural and restored wetlands. *Ecography*, 39(12), 1176–1184.  
<https://doi.org/10.1111/ecog.01736>
- Sjöberg, K., & Danell, K. (1982). Feeding activity of ducks in relation to diel emergence of chironomids (Sweden). *Canadian Journal of Zoology*, 60(6), 1383–1387.  
<https://doi.org/10.1139/z82-186>
- Sjöberg, K., Pöysä, H., Elmberg, J., & Nummi, P. (2000). Response of Mallard ducklings to variation in habitat quality: An experiment of food limitation. *Ecology*, 81(2), 329–335.  
[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0329:ROMDTV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0329:ROMDTV]2.0.CO;2)
- Solokha, A., & Gorohovsky, K. (2017). Vesilintujen metsästysaalis Venäjällä. *Suomen Riista*, 63, 43–52.

- Soulé, M. E. (1985). What is Conservation Biology?: A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *Bioscience*, 35(11), 727–734. <https://doi.org/10.2307/1310054>
- Suomen virallinen tilasto (SVT) (2022), *Metsästys*. Luonnonvarakeskus. Helsinki. <https://www.luke.fi/fi/tilastot/metsastys>. Viitattu 18.5.2022
- Stamps, J. A. (1991). The effect of conspecifics on habitat selection in territorial species. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28(1), 29–36. <https://doi.org/10.1007/BF00172136>
- Stephens, S. E., Rotella, J. J., Lindberg, M. S., Taper, M. L., & Ringelman, J. K. (2005). Duck nest survival in the Missouri Coteau of North Dakota: Landscape effects at multiple spatial scales. *Ecological Applications*, 15(6), 2137–2149. <https://doi.org/10.1890/04-1162>
- Sutherland, W. J. (2001). Sustainable exploitation: A review of principles and methods. *Wildlife Biology*, 7(3), 131–140. <https://doi.org/10.2981/WLB.2001.017>
- Sutor, A., Kauhala, K., & Ansorge, H. (2010). Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* -A canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica*, 55(2), 165–176. <https://doi.org/10.4098/j.at.0001-7051.035.2009>
- Söderquist, P., Dessborn, L., Djerf, H., Elmberg, J., Gunnarsson, G., & Holopainen, S. (2021). Effects of released farmed mallards on species richness of breeding waterbirds and amphibians in natural, restored and constructed wetlands. *Wildlife Biology*, 2021(3). <https://doi.org/10.2981/wlb.00846>
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Skov, C., Nes, E. H. Van, Roijackers, R., Lammens, E., & Portielje, R. (2007). Lake restoration: Successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1095–1105. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01363.x>
- Taft, O. W., Colwell, M. A., Isola, C. R., & Safran, R. J. (2002). Waterbird responses to experimental drawdown: Implications for the multispecies management of wetland mosaics. In *Journal of Applied Ecology*, 39(6), 987–1001. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00763.x>
- Talent, L. G., Jarvis, R. L., & Krapu, G. L. (1983). Survival of mallard broods in south-central North Dakota. *Condor*, 85(1), 74–78. <https://doi.org/10.2307/1367893>
- Tammelin, M., & Kauppila, T. (2018). Quaternary landforms and basin morphology control the natural eutrophy of boreal lakes and their sensitivity to anthropogenic forcing. *Front. Ecol. Evol.* 6(65). <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00065>
- Tarr, T. L., Baber, M. J., & Babbitt, K. J. (2005). Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management*, 13(3), 321–334. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7525-6>
- Tiainen, J. (1985). Monitoring bird populations in Finland. *Ornis Fennica*, 62, 80–89. [https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/715/tiedosto/of\\_62\\_80-89\\_artikkelit\\_715.pdf](https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/715/tiedosto/of_62_80-89_artikkelit_715.pdf). Viitattu 27.5.2022

- Tiainen, J., Mikkola-Roos, M., Below, A., Jukarainen, A., Lehikoinen, A., Lehtiniemi, T., Pessa, J., Rajasärkkä, A., Rintala, J., Sirkkiä, P. & Valkama, J. (2016): Suomen lintujen uhanalaisuus 2015– The 2015 Red List of Finnish Bird Species. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 49 s. <http://hdl.handle.net/10138/159435>. viitattu 27.5.2022
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300–1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>
- Toft, C. A., Trauger, D. L., & Murdy, H. W. (1982). Tests for Species Interactions - Breeding Phenology and Habitat use in Sub-Arctic Ducks. *American Naturalist*, 120(5), 586–613. <https://doi.org/10.1086/284015>
- Tourenq, C., Bennetts, R. E., Kowalski, H., Vialet, E., Lucchesi, J.-L., Kayser, Y., & Isenmann, P. (2001). Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biological Conservation*, 100(3), 335–343. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00037-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00037-4)
- Tyler, C. L., & Kowalewski, M. (2014). Utility of marine benthic associations as a multivariate proxy of paleobathymetry: A direct test from recent coastal ecosystems of North Carolina. *PLoS ONE*, 9(4). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0095711>
- VanRees-Siewert, K.L., & Dinsmore, J.J. (1996). Influence of wetland age on bird use of restored wetlands in Iowa. *Wetlands* 16, 577–582. <https://doi.org/10.1007/BF03161348>
- Viksne, J., Mednis, A., Janaus, M., & Stipniece, A. (2005). Changes in the breeding bird fauna, waterbird populations in particular, on lake engure (Latvia) over the last 50 years. *Acta Zoologica Lituanica*, 15(2), 188–194. <https://doi.org/10.1080/13921657.2005.10512401>
- Virkkala, R. (2016). Variation in population trends and spatial dynamics of waterbirds in a boreal lake complex. *Ornis Fennica*, 93(4), 197–211. [https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/2023/tiedosto/of\\_93\\_197-211\\_artikkelit\\_2023.pdf#view=FitH](https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/2023/tiedosto/of_93_197-211_artikkelit_2023.pdf#view=FitH). viitattu 27.5.2022
- Virkkala, R., & Rajasärkkä, A. (2011). Climate change affects populations of northern birds in boreal protected areas. *Biology Letters*, 7(3), 395–398. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2010.1052>
- Virkkala, R., & Lehikoinen, A. (2017). Birds on the move in the face of climate change: High species turnover in northern Europe. *Ecology and Evolution*, 7(20), 8201–8209. <https://doi.org/10.1002/ece3.3328>
- Väänänen, V.-M. (2000). Predation risk associated with nesting in gull colonies by two *Aythya* species: Observations and an experimental test. *Journal of Avian Biology*, 31(1), 31–35. <https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2000.310105.x>
- Väänänen, V.-M. (2001). Hunting disturbance and the timing of autumn migration in anas species. *Wildlife Biology*, 7(1), 3–9. <https://doi.org/10.2981/wlb.2001.003>

- Väänänen, V.-M. (2011). Pienet lokkilinnut ja vesilinnut - lokkiyhdykskuntien merkitys sisävesien vesilinnuille. *Suomen Riista*, 57, 84–91. <https://www.riistasaatio.fi/wp-content/uploads/suomen-riista-vaananen-84-91web.pdf>. viitattu 27.5.2022
- Väänänen, V.-M., & Nummi, P. (2003). Puolisukeltajasorsien ravinto rehevillä vesillä. *Suomen Riista*, 49, 7–16.
- Väänänen, V.-M., Nummi, P., Rautiainen, A., Asanti, T., Huolman, I., Mikkola- Roos, M., Nurmi, J., Orava, R., & Rusanen, P. (2007). Vieraspeto kosteikoilla - vaikuttaako supikoira vesilintujen ja kahlaajien poikueiden määrään? *Suomen Riista*, 53, 49–63.
- Väänänen, V.-M., Alhainen, M., Pöysä, H., & Ermala, A. (2010). Mitä siipinäytteet kertovat vesilinnustuksen aloitusajankohdan sopivuudesta suhteessa lintujen pesintäaikatauluun. *Suomen Riista*, 56, 48–56.
- Väänänen, V.-M., Nummi, P., Rask, M., Pöysä, H., & Nyberg, K. (2012). Kalojen, sorsien ja selkärangattomien vuorovaikutukset - mitä kosteikkojen hoidossa tulee ottaa huomioon. *Suomen Riista*, 58, 50–58.
- Väänänen, V.-M., & Pöysä, H. (2015). Heinätavikannan kehitys Suomessa: kannanmuutoksia ja niihin vaikuttavia tekijöitä. *Suomen Riista*, 61, 80–90.
- Väänänen, V.-M., Pöysä, H., & Runko, P. (2016). Nest and brood stage association between ducks and small colonial gulls in boreal wetlands. *Ornis Fennica*, 93(1), 47–54. <https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/161Vaananen.pdf>. viitattu 27.5.2022
- Weber, L. M., & Haig, S. M. (1996). Shorebird use of South Carolina managed and natural coastal wetlands. *Journal of Wildlife Management*; 60(1), 73–82. <https://doi.org/10.2307/3802042>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press. San Diego. 1006 s.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)
- Ympäristöministeriö. (2017). *Uhanalaisten lajien suojelun toimintaohjelma*. Suomen ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 2/2017. Helsinki. 170 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4724-1>. viitattu 27.5.2022
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(5), 431–452. <https://doi.org/10.1080/07352680490514673>
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39–74. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>

Zhang, C., Wen, L., Wang, Y., Liu, C., Zhou, Y., & Lei, G (2020). Can Constructed Wetlands be Wildlife Refuges? A Review of Their Potential Biodiversity Conservation Value. *Sustainability*, 12(4) <https://doi.org/10.3390/su12041442>

Zmhorski, M., Pärt, T., Gustafson, T., & Berg, A. (2016). Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 587–595. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12588>