



**Kesannoinnin vaikutus vesilintukosteikon eliöyhteisöihin ja merkitys kunnostustoimenpiteenä**

**The effect of summer drawdown to wetland communities and importance in waterfowl management**

Antti Karppinen

Pro-gradu tutkielma

Ekologian yksikkö

Oulun yliopisto

Kevät 2020

## Tiivistelmä

Luonnonvaraiset kosteikot ovat merkittävästi vähentyneet ja ne ovat yksi uhanalaisimmista luontotyypeistä koko maailmassa. Maailmanlaajuisesti monien kosteikkolintulajien sekä muiden kosteikoilla viihtyvien lajien vähenemisen pääasialliseksi syyksi on arvioitu niiden käyttämien elinympäristöjen väheneminen ja pesimäympäristöjen laadun heikkeneminen. Ihmisen rakentamat kosteikot voivat olla tehokas tapa kompensoida makean veden ekosysteemien häviämistä sekä pilaantumista ja kosteikkoja perustamalla on lisätty vesilinnuille edullisia pesimä- ja poikueympäristöjä sekä paikallisella tasolla että koko maan mittakaavassa. Rakennettujen kosteikkojen sorsatuotanto voi olla jopa korkeampaa kuin boreaalisissa järvissä keskimäärin. Patoamalla rakennettujen kosteikkojen tuottavuus ja monimuotoisuus ei välttämättä kuitenkaan säily korkeana ilman jatkuvia hoito- ja kunnostustoimenpiteitä. Tuottokyvyn lasku ilmenee ensimmäisenä kosteikon vesiselkärangattomien vähenemisenä, ja muutokset näkyvät nopeasti myös sorsa- ja kahlaajalintujen poikastuoton heikentymisenä ja kosteikon vesilintumäärien vähentymisenä. Tällaiset jo tuottavuutensa menettäneet kosteikot tarvitsevat nuorentavan käsitteilyn. Vedenpoistoa tai tilapäistä kuivuuskäsittelyä on käytetty kosteikon korkean tuottavuuden ylläpidossa ja tuottavuuden tehostamisessa, sillä muuttuvien vedenpinnan vaihteluiden on havaittu olevan keskeisessä osassa sorsalintujen, niiden ravintokasvien ja selkärangattomien korkean tuotannon ylläpidossa. Tässä tutkimuksessa tutkittiin väliaikaisen kuivuuskäsittelyn eli kesannoinnin merkitystä kunnostustoimenpiteenä sekä sen vaikutuksia vesilintukosteikon eliöyhteisöihin ja kosteikkojen tuottavuuteen. Tutkimuspopulaatiot ja 15 tutkimuskosteikkoa sijaitsivat eri puolella Suomea, joista viidelle kosteikolle suoritettiin kesannointikäsittely. Kesannointikäsittelyt eivät kuitenkaan onnistuneet tavoitellusti eikä koekäsittelyistä saaduilla tuloksilla ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta kosteikkojen vesilintu-, selkärangaton- ja kasviyhteisöjen toiminnalle. Kesannoinnilla oli tilastollisesti merkitseviä vaikutuksia kosteikon vesikemiaan, mutta vaikutukset eivät olleet odotetun laajuisia eivätkä kohdistuneet kasvien kasvua rajoittavien ravinteiden, kuten typpi- tai fosforipitoisuuksiin. Tämän tutkimuksen tulokset viittaavat siihen, että vaikka tutkimuskohteisiin tehdyillä kesannointikäsittelyillä ei näyttänyt olevan merkittäviä vaikutuksia kosteikon tuottavuudelle, niiden tavoitteellinen luonnontila on linnustolle hyväksi ja onnistuessaan lisäävät kosteikkojen linnuston diversiteettiä, parimäärää sekä lajikirjoa. Jos kesannoinnilla saadaan lisättyä vesiselkärangattomien biomassaa, tällä on selkeä yhteys vesilinnuston laji- ja parimääriin ja yleiseen monimuotoisuuteen. Tulokset osoittavat, että kesannointi ei kuitenkaan vaikuta aina kosteikkojen selkärangattomien ja lintujen määrää toivotulla tavalla. Suurimpana syynä tähän voidaan pitää käsittelyiden epäonnistumismahdollisuutta. Kesannointikäsittelystä saatavien tavoitteiden saavuttaminen ja toteutuminen on riippuvainen kosteikon yläpuolisen valuma-alueen ominaisuuksista, vallitsevasta säätilasta, kosteikon ravinteikkuudesta ja sen muista ominaisuuksista sekä kosteikoilla elävien jyrksijöiden aikomuksista. Kesannoinnin onnistumista tulisikin edesauttaa tyhjentämisluukkujen paremmalla sijoittamisella, erillisillä tyhjennyspumpeilla sekä siemenkasvikylvöillä.

## Abstract

Natural wetlands have declined significantly and are one of the most endangered habitats in the world. Globally, the main reason for the decline of many wetland bird species, as well as other species that lives in wetlands, has been estimated to be the decline in the habitats they use and the degradation in the quality of nesting and brooding habitats. This loss has an impact on populations of ducks which are declining. Man-made wetlands can be an effective way to compensate the loss and deterioration of the freshwater ecosystems, and recently have found to increase nesting and brooding habitats of waterfowl, both locally and worldwide. Duck production in man-made wetlands can be even higher than in natural boreal lakes on average. Early stages of succession after flooding provide high food supply for ducks. However, the productivity and diversity of wetlands built by man may not stay high without cyclic managements and restoration measures. The decline in productivity is manifested first in the decline of aquatic invertebrates of wetland, and the changes are also quickly reflected in a decline in the yield of duck and wader birds and a decrease in waterfowl numbers. These older unproductive wetlands need rejuvenating treatments. Wildlife refuges have successfully used drawdown and dewatering treatment to maintain high level of duck, wader, invertebrate and plant productivity. Water level fluctuations have been found to play a key role in maintaining high production of ducks and their food resources. In this study we evaluated the importance of temporary drought treatment, as a remedial measure, as well as its effects on waterfowl wetland communities and wetland productivity. The study populations and 15 man-made wetlands were located in different parts of Finland and 5 wetlands were subjected to summer drawdown and dewatering treatment. However, drawdown and dewatering treatments did not succeed as intended and results of the experimental treatments did not have a statistically significant effect on the activities of waterfowl, aquatic invertebrate or plant communities. The drawdown method had statistically significant effects on or on wetland water chemistry, but the results were not as large as was expected and did not affect the concentrations of nutrients that restrict plant growth, such as nitrogen or phosphorous. The results of this study suggest that although summer drawdown treatments to the study sites did not appear to have significant effects at any level, their target natural status seems to be good for waterbirds and, if successful, will increase wetland bird diversity, density and brooding success. If drawdown treatment would increase the biomass of aquatic invertebrates this has a clear correlation to the waterfowl individual, pair and brooding numbers and overall diversity. However, the results show that drawdown method does not always affect the number invertebrates and birds in the expected way. The main reason for this can be considered the possibility of treatments failing. The achievements of the objectives of the drawdown treatment depends of the topography, quality and other characteristics of the drainage basin above the wetland, the prevailing weather conditions, the nutrient and other characteristics of the wetlands and the intentions of rodents living in the wetlands. The success of drawdown method should therefore be facilitated by better placement of flood/draingates, use of separate drainage pumps and sowing seeds.

# Sisällysluettelo

<b>1. Johdanto</b> .....	5
1.1 Hypoteesit ja tutkimuskysymykset .....	8
1.2 Eliöyhteisön ja ekosysteemin määritelmä .....	9
1.3 Ravintoketju ja -verkko.....	9
<b>2. Detritus koko kosteikkoekosysteemin pohjana</b> .....	10
2.1 Detrituksen hajoaminen tarjoaa edellytykset koko kosteikkoekosysteemin toiminnalle ...	11
<b>3. Kosteikkojen ekologia ja merkitys</b> .....	12
3.1 Kosteikkojen perustaminen ja padotun kosteikon ekologia.....	12
3.2 Kosteikkojen maisemalliset arvot .....	14
3.3 Sorsien ja muiden vesilintujen merkitys .....	14
3.4 Vesilintujen ravinto.....	15
3.4.1 Poikasten muuttuva ravinnonvalinta ja ruokailukäyttäytyminen.....	16
3.4.2 Selkärangatonravinnon vaikutus pesinnän onnistumiseen .....	16
3.4.3 Aikuisten sorsien ravinto .....	17
3.5 Vesilintujen eri habitaatit .....	18
3.6 Kosteikon koko .....	20
3.7 Vedenpinnanvaihtelut.....	21
3.8 Kasvillisuus .....	22
3.9 Selkärangattomat .....	24
3.10 Kalat kosteikoissa.....	25
<b>4. Ihmistoiminnasta aiheutuvat häiriöt sisävesissä</b> .....	26
4.1 Häiriö vesistöissä .....	26
4.2 Kiintoaines- ja ravinnehuuhtoumat .....	27
4.3 Häiriöt valuma-alueilla ovat kytköksissä toisiinsa .....	28
4.4 Valuma-alueella tapahtuvat kunnostukset .....	29
4.4.1 Kosteikon vesiensuojelulliset vaikutukset .....	30
4.5 Veden laadun vaikutukset kosteikon ekologiaan .....	32
4.5.1 Kosteikkojen rehevöityminen.....	33
4.5.2 Kuormituksen vaikutukset kaloihin .....	34
<b>5. Lintuvesien ja kosteikkojen kunnostaminen</b> .....	34
5.1 Kesannointi .....	38
5.2 Biodiversiteetin lisääminen.....	47
<b>6. Tutkimuksen tarkoitus, keskeiset kysymykset ja odotetut tulokset</b> .....	48

<b>7. Materiaalit/Aineisto ja menetelmät</b> .....	51
<b>7.1 Tutkimusalue</b> .....	51
<b>7.2 Lintulaskennat</b> .....	53
<b>7.3 Kasvillisuus seurannat</b> .....	54
<b>7.4 Selkärangatonpyynnit</b> .....	54
<b>7.5 Vesinäytteet</b> .....	56
<b>7.6 Koekalastus</b> .....	56
<b>7.7 Tilastolliset analyysit</b> .....	56
<b>8. Tulokset</b> .....	58
<b>8.1 Kesannoinnin vaikutus kosteikon selkärangatonyhteisöihin</b> .....	60
<b>8.2 Kesannoinnin vaikutus kosteikkokasvillisuuteen</b> .....	61
<b>8.3 Kesannoinnin vaikutus kosteikon vesikemiaan</b> .....	64
<b>8.4 Kesannoinnin vaikutus vesilintuyhteisöihin</b> .....	67
<b>8.4.1 Kesannoinnin vaikutus vesilintuyhteisön koostumukseen</b> .....	69
<b>9. Pohdinta</b> .....	75
<b>9.1 Kesannoinnin vaikutukset kosteikon vesiselkärangattomiin</b> .....	76
<b>9.1.2 Vesiselkärangattomien aktiivisuuspyydykset/pöteröinnit</b> .....	78
<b>9.2 Kesannointikäsitteilyn vaikutukset kosteikkokasvillisuuteen</b> .....	79
<b>9.3 Kesannointikäsitteilyn vaikutukset vesikemiaan</b> .....	83
<b>9.4 Käsitteilyn vaikutukset vesilintuihin</b> .....	88
<b>9.5 Käsitteilyiden ongelmat</b> .....	91
<b>9.6 Seuranta ja aineiston koko</b> .....	93
<b>9.7 Tutkimuksen sovellukset kosteikkojen kunnostamiseen</b> .....	94
<b>10. Johtopäätökset</b> .....	96
<b>11. Kiitokset</b> .....	98
<b>11.1 Moitinnat</b> .....	98
<b>12. Kirjallisuus</b> .....	99

## 1. Johdanto

Suomi on Euroopan tärkeimpiä vesilintujen lisääntymisalueita (Lehikoinen ym. 2017, Mikkola-Roos 2019). Esimerkiksi metsähänhen (*Anser fabalis*), telkän (*Bucephala clangula*), haapanan (*Anas penelope*) ja jouhisorsan (*Anas acuta*) Euroopan pesimäkannasta yli puolet pesii maassamme (Alhainen ym. 2016). Suomessa on paljon vesiä, mutta ne ovat usein karuja ja vähätuotuisia. Tämä johtuu siitä, että maaperä on täällä ohut ja verrattain vähäravinteinen (Alhainen ym. 2016). Ihmistoiminnan vuoksi huomattava osa vesistöistämme on kuitenkin rehevöitynyt ja vesien umpeenkasvu on nopeaa (Fraser & Keddy 2005, Lehikoinen ym. 2017). Kosteikot toimivat arvokkaina, monimuotoisina elinympäristöinä tarjoten suotuisia elinolosuhteita lukuisille kasvi- ja eläinlajeille. Luonnonvaraiset kosteikot ovat kuitenkin vähentyneet merkittävästi ja ne ovatkin yksi uhanalaisimmista luontotyypeistä koko maailmassa (Maaseutuverkosto 2015). Kosteikkojen monimuotoisuuden säilyminen vaatii jatkuvia hoito- ja kunnostustoimenpiteitä (Zedler 2003). Suomessa soita ja kosteikoita on edelleen Euroopan mittakaavassa paljon jäljellä, vaikka huomattava osa on otettu muuhun käyttöön.

Kosteikkoympäristöjen laatu ja määrä ovat vesilintukantojen kansainvälisen hoidon tärkein perustekijä. Yli puolet maapallon kosteikoista on kadonnut ihmisen toiminnan seurauksen viimeisen vuosisadan aikana (Davidson 2014) ja monet jäljellä olevat kärsivät rehevöitymisestä ja saastumisesta (Fraser & Keddy 2005, Lehikoinen ym. 2017). Sorsilla vain sinisorsan (*Anas platyrhynchos*) kannankehitys on vakaa, kaikilla muilla riistasorsilla kanta on laskusuunnassa (Krüger 2020). Maailmanlaajuisesti monien kosteikkolintulajien sekä muiden kosteikoilla viihtyvien lajien vähenemisen pääasialliseksi syyksi on arvioitu niiden käyttämien elinympäristöjen väheneminen ja pesimäympäristöjen laadun heikkeneminen (Lehikoinen ym. 2017). Vaikka Suomi tunnetaan maailmalla tuhansien järvien ja lukemattomien kosteikkojen maana, viimeisten vuosisatojen aikana maastamme on kadonnut valtava määrä kosteikkoja laajamittaisen kuivatustoiminnan seurauksena (Zedler 2003, Lehikoinen ym. 2017). Kosteikkojen kuivatus maatalous- ja metsätalousmaaksi sekä turvesoiksi on vähentänyt vesilinnuille sopivia elinympäristöjä (Zedler 2003). Suomen ulkopuolella tapahtuvat muutokset ovat myös yksi tärkeimmistä uhanalaisuuden syistä (Hyvärinen ym. 2019). Suoekosysteemissä vesilinnuille tärkeimpiä ovat avovesipintaiset allikot, joiden muodostama mosaiikki tarjoaa varsinkin Pohjois-Suomessa vesilinnuille merkittäviä elinympäristöjä (Kaukonen ym. 2018). Useiden uhanalaisten lajien suojelua tulisi tehostaa kannan kehityksen kääntämiseksi. Erityisesti tarvitaan

toimenpiteitä ja myös rahoitusta elinympäristöjen tilan parantamiseksi etenkin kosteikoissa (Hyvärinen ym. 2019). Nykyisin vesilintujen kokema ahdinko tunnustetaan laajemmin ja niiden elinympäristöjä pyritään lisäämään muun muassa metsätaloustoimien yhteydessä pienin panostuksin ottamalla huomioon vesilintukosteikon rakentamismahdollisuus yhtenä varteenotettava ratkaisuna kunnostusojitusalueen valumavesien käsittelyssä (Kaukonen ym. 2018). Myös hallitus on lisännyt kosteikkoelinympäristöjen hoitoon myönnettävien tukirahojen määrää ja osa luonnonsuojeluun ohjatuista miljoonista suunnataan myös riistanhoitoon (Krüger 2020).

Kosteikolla tarkoitetaan maaston painanteessa tai notkossa, usein ojan, puron, tai muun vesistön rantavyöhykkeessä olevaa vesikasvillisuuden ja avovesialueiden mosaiikista muodostuvaa alasta, joka on ainakin runsaan virtaaman aikana veden peitossa ja pysyy kuivanakin aikana märkänä tai kosteana (Kaukonen ym. 2018). Kosteikko voi olla kuitenkin melkein minkälainen vesiperäinen alue tahansa, lähtien ajoittain kuivana olevasta pienestä kosteikosta aina laajoihin reheviin merenlahtiin. Yleiskielessä kosteikoilla on tarkoitettu myös lähteiden, lähteikköjen, purojen ja norojen lähiympäristöjä. Luontaiset kosteikot, kuten rantaruohikot tai suot, syntyvät valuma-alueensa pinnanmuotojen määrittelemään paikkaan ja sen ominaisuuksiin vaikuttavat valuma-alueen maaperä, pinnan muodot ja maantieteellinen sijainti sekä alueellinen hydrologia. Erilaisia kosteikkoja, kuten vesiensuojelukosteikkoja, monivaikuttaisia kosteikkoja tai riistakosteikkoja voidaan myös rakentaa sopiviin maastonmuotojen mukaan otollisiin paikkoihin. Muiden kosteikoiden läheisyydellä on myös positiivisia vaikutuksia (Kaukonen ym. 2018).

Riistanhoidossa huomio kohdistuu sellaisiin kosteikkoalueisiin, jotka ovat vesilintujen suosiossa jonkin erityisominaisuutensa takia. Näitä ovat sekä luonnolliset että keinotekoisesti rakennetut vedet ja pysyvästi tai tilapäisesti veden peittämät alueet, rantaruohikot ja -luhdet sekä soiden avovesiallikot. Yleensä vesilintukohteet ovat reheväkasvuisia ja kohtalaisen matalia. Lintujen kannalta tärkeitä ovat myös kosteikoihin liittyvät avoimet rantaniityt, jotka ovat tärkeitä pesimäympäristöjä ja ruokailualueita. Sulkeutuneilla alueilla linnut eivät havaitse saalistajia ajoissa, ja siksi ne välttävät tällaisia paikkoja (Aalto & Siira 2005, Alhainen ym. 2016).

Vesilinnuilla tarkoitetaan joukkoa erilaisia linturyhmiä, joita yhdistävät niiden mieltymyksensä vesielinympäristöihin (Lehikoinen ym. 2017). Vesilintujen näkökulmasta kosteikot ovat elintärkeitä (Alhainen ym. 2016). Myös monet lokki- ja varpuslinnut pesivät ainoastaan kosteikoilla. Suomen uhanalaisista lintulajeista kymmenelle kosteikko on tärkein pesimisympäristö (Alhainen ym. 2016). Rakennetut kosteikot lisäävät alueen biodiversiteetin määrää ja luovat elinympäristöjä monelle uhanalaiselle eläin- ja kasvilajille (Aalto & Siira 2005). Suurin osa

kosteikkojen linnustoon vaikuttavista ympäristömuutoksista on selvästi havaittavissa, mutta osa lintulajeista taantuu myös ilman selvää syytä. Muutonaikaisena levähdys- ja ruokailualueena sekä sorsien sulkimialueena kosteikot ovat välttämättömiä. Kosteikot ovat myös tärkeitä vesilintujen poikastuotantoalueita. Kosteikoilla on myös vesiensuojelullista merkitystä, sillä ne sitovat valuma-alueelta kulkeutuvia ravinteita ja kiintoainetta, jotka muuten päätyisivät kuormittamaan alapuolisia vesistöjä (Zedler 2003, Alhainen ym. 2016, Cooke ym. 2016). Kosteikoilla ja ennallistetuilla soilla saavutetaan myös vesiensuojelullista hyötyä valuma-alueen vedenpidätyskyvyn lisääntymisen kautta (Zedler 2003, Alhainen ym. 2016). Kosteikot luovatkin ihmissilmää miellyttävää maisemallista vaihtelua ja toimivat vesivarastoina sekä tulvahuippujen tasaajina.

Riistaväki on ollut keskeisessä asemassa kosteikkoympäristöjen ylläpitäjänä sekä luojana ja metsästäjien riistan- ja luonnonhoitotöiden arvo on tunnustettu myös hallitusohjelmassa (Krüger 2020). Ihmisten rakentamat kosteikot tarjoavat lukuisia mahdollisuuksia monenlaisen riistan houkuttelemiseen (Fredrickson & Taylor 1982). Sorsalinnut kerääntyvät yleensä kosteikoille missä on tarjolla runsaasti luonnollista ravintoa (Fredrickson & Taylor 1982, Aalto & Siira 2005). Metsästäjät ovat tehneet valtavasti työtä perustaessaan ja hoitaessaan vesilintukohteita eri puolilla Suomea. Kosteikkoja perustamalla on mahdollista lisätä vesilinnuille edullisia pesimä- ja poikueympäristöjä paikallisella tasolla ja koko maan mittakaavassa (Aalto & Siira 2005, Ma ym. 2010). Maa- ja metsätalousalueilla sekä suojelualueilla sijaitsevat kosteikot muodostavat tärkeän kosteikkoverkoston, jota pitää hoitaa kokonaisuutena. Arvokkaimpien kohteiden tuotto valuu hukkaan, jos itse kosteikoissa tai niitä ympäröivillä alueilla ei tapahdu esimerkiksi tehokasta vieraspetopyyntiä (Krüger 2020). Riistataloudellisen hyödyn lisäksi avoveikosteikot lisäävät mm. kahlaajien, lepakoiden ja sammakkoeläinten elinympäristöjä sekä toimivat useiden lintulajien muutonaikaisina levähdysalueina.

Patoamalla rakennetun kosteikon kyky ylläpitää monipuolista lajistoa perustuu veden alle jääneen kasvillisuuden hajoamiseen ja tästä seuraavan biologisen aktiivisuuden lisääntymiseen (Alhainen ym. 2016). Kosteikkojen rakentamisen jälkeen vesilintuja on havaittu esiintyvän kosteikoilla erinomaisesti, mutta lintujen määrän on havaittu lähtevän laskuun 4-8 vuotta kosteikon perustamisen jälkeen (Kadlec 1962, Whitman 1976, Alhainen ym. 2016). Hartman (1949) uskoi tämän johtuneen ravinteiden määrän hiipumisesta ja vähenemisestä. Tuottokyvyn lasku ilmenee ensimmäisenä kosteikon ravintoverkkoja ylläpitävän vesiselkärangattomien vähenemisenä (Nummi 1999, Alhainen ym. 2016). Muutokset näkyvät nopeasti myös vesi- ja kahlaajalintujen



poikastuoton heikentymisenä ja kosteikon lintumäärien vähentymisenä. Tällaiset jo tuottavuutensa menettäneet kosteikot tarvitsevat nuorentavan käsittelyn (Kadlec 1962).

Luontaisissa kosteikoissa tapahtuvat vedenpinnan muutokset ylläpitävät kosteikon korkeaa tuottavuutta sekä tarjoavat muuttuvia ja monimuotoisia elinympäristöjä erilaisten kosteikkoeliöiden tarpeisiin (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Dimalexis & Pyrovetsi 1997, Ntiamoa-Baidu ym. 1998). Rakennetuilla kosteikoilla vedenpinnan muutokset ovat luonnostaan kuitenkin vähäisempiä, joka tulisi huomioida kosteikkojen ylläpidossa. Vedenpinnan muutokset ovat tärkeä osa rakennettujen kosteikoiden kunnostamista (Fredrickson & Taylor 1982), Levine & Willard 1989) ja muuttuvat vedenpinnan vaihtelut ovat keskeisessä osassa sorsalintujen, niiden ravintokasvien ja selkärangattomien korkean tuotannon ylläpidossa (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Alhainen ym. 2016). Vedenpoistoa tai tilapäistä kuivuuskäsittelyä on käytetty kosteikon korkean tuottavuuden ylläpidossa ja tuottavuuden tehostamisessa (Kadlec 1962, Whitman 1976, Fredrickson & Taylor 1982, Cooke ym. 2016). Vedenpinnan alentaminen ja kosteikon kesannointi on luonnollinen ja tehokas keino tehostaa vesilintukosteikoiden tuottavuutta (Kadlec 1962, Whitman 1976). Rakennetuilla kosteikoilla se joudutaan tekemään ihmisvoimin (Kadlec 1962). Kesän aikaista kuivatusta on käytetty sorsien suosimien kasvien stimuloinnissa, mutta vielä ei ole selvitetty kattavasti kuivuuskäsittelyn vaikutuksia koko kosteikon eliöyhteisöön.

Opinnäytetyössäni käyn läpi Metsähallituksen rakentamia riistanhoidollisia REH (Riistan elinympäristöjen hoito) -kosteikoita ja niihin tehtyä väliaikaista kuivuuskäsittelyä kunnostustoimenpiteenä. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää mitä vaikutuksia väliaikaisella kosteikon kuivatuksella eli kesannoinnilla oli kosteikon eliöyhteisöille. Tarkastelussa olivat kosteikkojen vesilinnut, kasvillisuus, vesiselkärangattomat, vedenlaatu sekä kalat.

## **1.1 Hypoteesit ja tutkimuskysymykset**

Tutkimushypoteesina oli, että kosteikon tuottavuus kasvaa kesannoinnin jälkeisinä vuosina. Tuottavuutta mitattiin kosteikon tarjoamien ravintovarojen, kuten proteiinipitoisten vesiselkärangattomien sekä vesilintujen määrää havainnoiden. Kesannoinnin aikana kosteikkojen pohjan oletettiin kuivuvan ja kasvillisuutta kertyvän kuivan kosteikon pohjalle. Kosteikon uudelleen vesittäamisen jälkeen kasviaineksen odotettiin hajoavan, jonka seurauksena uskottiin vapautuvan ravinteita ja ravintoa planktonien ja selkärangattomien käyttöön. Tämän seurauksena kosteikkoon odotettiin enemmän selkärangattomia ja näin ollen myös enemmän vesilintuja (Bottom-up efekti). Vastaavasti oletin, että kesannoinnin myötä hajoavan kasvillisuuden syöjille

tulisi lisää biomassaa ja vapautusi pohjan rakenteita käyttöön. Kosteikon kuivuessa kalojen määrän uskottiin vähenevän, jonka seurauksena kalojen predaation selkärangattomiin oletettiin hiipuvan sekä lintujen ja kalojen välisen ravintokilpailun vähenevän. Näin ollen oletin, että kosteikkoon jäisi enemmän ravintoa linnuille (Top-down efekti). Lisäksi oletin kesannoinnin pysäyttävän kosteikon umpeenkasvua ja lisäävän avovesipinta-alaa.

## **1.2 Eliöyhteisön ja ekosysteemin määritelmä**

Ekosysteemi on toiminnallinen kokonaisuus, joka koostuu luonnonolosuhteiltaan yhtenäisellä alueella elävistä eli biotillisista, toistensa kanssa vuorovaikutussuhteessa olevista eliöistä ja niitä ympäröivästä elottomasta eli abioottisesta ympäristöstä. Ekosysteemiin kuuluvat eliöt muodostavat eliöyhteisön (Tieteen termipankki, 2014/2020). Eliöyhteisöllä puolestaan tarkoitetaan samalla alueella elävien eri lajien populaatioiden ja keskinäisten vuorovaikutussuhteiden välistä toiminnallista kokonaisuutta (Tieteen termipankki 2020).

## **1.3 Ravintoketju ja -verkko**

Eliöyhteisön lajit hyödyntävät toisiaan ravintona ja ravinnosta peräisin oleva energia virtaa ravintoketjuja ja -verkkoja pitkin eliöyhteisössä (Ledger ym. 2013). Ravintoketju on hierarkkinen järjestelmä, jonka läpi aine ja energia kulkevat (Tieteen termipankki 2020). Tyypilliseen ravintoketjuun kuuluu primaarituottajia (kasvit), jotka sitovat fotosynteesissä Auringon valoenergian kemialliseksi energiaksi, pääasiassa hiilihydraateiksi (sokereiksi), solukkoihinsa, joista se on ensin hajottajien, lahottajien (mm. mikrobit, sienet, bakteerit) sekä kasvinsyöjien eli primaarikuluttajien käytettävissä. Ravintoketjun energia virtaa edelleen eliöiden välillä, kun pedot käyttävät puolestaan kasvinsyöjiä ravintonaan. Eliöyhteisön ravintoketjut muodostavat taas ravintoverkon (Tieteen termipankki 2020), joka on kaikkien ravintoketjujen muodostama kokonaisuus. Ravintoverkko ilmaisee ekosysteemien lajien väliset suhteet ravinnonkäytössä ja saalistuksessa (Tieteen termipankki 2020). Ravintoverkossa eliö voi olla “useammalla eri tasolla”, sillä se voi saalistaa eri tasolla olevia eliöitä ja olla eri tasoilla olevien eliöiden ravintoa.

Tyypillinen kosteikon ravintoketju voi muodostua esimerkiksi kasviplanktonista (tuottaja), eläinplanktonista (1. asteen kuluttaja), planktonsyöjäkalaloista, vesilinnuista tai petoselkärangattomista (2. asteen kuluttaja) sekä petokaloista tai petolinnuista (3. asteen kuluttaja) (Penttinen & Niinimäki 2010). Erilaiset bakteerit ja sienet toimivat hajottajina pilkkoen kuolleiden eläinten soluja, kudoksia sekä niiden kemiallisia yhdisteitä (Moore ym. 2004). Tuottajat ovat autotrofisia eli omavaraisia ja kuluttajat puolestaan heterotrofisia eli täysin tuottajien varassa (Penttinen & Niinimäki 2010).

## 2. Detritus koko kosteikkoekosysteemin pohjana

Ensimmäisen asteen kuluttajat, kuten kasveja ravintonaan käyttävät eläimet (herbivorit) eivät kuluta kovinkaan suurta osaa ekosysteemien alkutuotannossa syntyvästä kasviaineksesta, vaan siihen sitoutunut energia palaa ympäristöön detrituksena, jolla on kriittinen rooli ekosysteemien organisoinnissa ja ylläpidossa (Wetzel 1983, Hairston & Hairston 1993, Polis & Strong 1996, Crawley 1997). Ääriolosuhteiden ja -ajanjaksojen aikana sekä niiden jälkeen, detrituksen jakautuminen, väheneminen ja hajoaminen ovat luultavasti vaikuttaneet nykyisiin ja menneisiin eliöiden esiintymisiin ja vuorovaikutussuhteisiin sekä biosfäärin biogeokemiallisiin sykleihin (Reiners 1986).

Lyhyempiä ajanjaksoja tarkasteltaessa detritus vaikuttaa ravintoketjun eri tasojen rakenteeseen ja eliöyhteisöjen toimintaan, sillä detritus mahdollistaa suuremman lajiversiteetin ja tukee korkeamman petojen biomassan sekä pitempien ravintoketjujen muodostumista, kuin pelkästään elävät omavaraiset autotrofiset eliöt tukisivat yksistään (Hairston & Hairston 1993). Detritus voi vakauttaa sekä energianvirtaan että kuluttajapopulaatioiden dynamiikkaan, muuttaa energian ja ravinteiden kulkeutumista ravintoketjun eri trofiatasoilla ja niiden välillä sekä lisätä ravinteiden pysyvyyttä ja ravintoverkkojen vakautta mallirakenteissa, jotka muuten olisivat epävakaita (Moore ym. 2004).

Detrituksella tarkoitetaan kuolleiden eläinten ja kasvien hajoamistuotteita maaperässä ja veden pohjalla (Tieteen termipankki 2020), mutta se voidaan yleisesti ottaen määritellä kaikenlaiseksi elottomaksi orgaaniseksi aineeksi, mukaan lukien erilaiset kasvikuodokset (esimerkiksi lehtikarri, kuollut puu, vesikasvillisuus, levät), eläinkuodokset (raadot), kuolleet mikrobit, ulosteet ja selkärangattomien jätökset, sekä organismeista erittyvät, valuvat ja tihkuvat tuotteet (esimerkiksi solujen ulkopuoliset polymeerit, mesi, juurista erittyvät bioaktiiviset sekundaariset yhdisteet, suotovesi, liuennut orgaaninen aines, solun ulkopuoliset soluväliaineet sekä lima). Eri detritusmuotojen runsaussuhteet, kuten erot detrituksen alkuperässä, koossa ja kemiallisissa yhdisteissä sekä näiden detritusmuotojen suhteellinen tärkeys vaihtelevat eri ekosysteemien välillä (Moore ym. 2004).

Detrituksen eri muotojen kokoluokitukset vaihtelevat liuenneessa orgaanisessa aineksessa (DOM) olevista yksinkertaisista ja monimutkaisista orgaanisista molekyyleistä pienhiukkasmaisiin orgaanisiin aineisiin (POM), kasvikaarikkeeseen ja karkeisiin puumaisiin jätteisiin. Nämä kokojaottelut ovat suurpiirteisiä, sillä karkeat suurista hiukkasista koostuvat materiaalit muuttuvat pienemmiksi hiukkasiksi, kun taas liuenneita detrituksen muotoja huuhtoutuu

jatkuvasti kaikista kokoluokista. Lisäksi liuennut detritus voi syntetisoitua eli yhdistyä suuremmiksi pienhiukkasiksi sekä pienet hiukkaset rakentua yhä suuremmiksi ja monimutkaisemmiksi kokonaisuuksiksi (Moore ym. 2004).

Detritus tarjoaa erilaisia habitaatteja, kuten suoja-, turva- ja lisääntymispaikkoja sekä toimii olennaisena osana erilaisten habitaattien luojana, muokkaajana ja ylläpitäjänä (Jones ym. 1994), muuttaen elinympäristöjen fyysistä rakennetta sekä olosuhteita, kuten kosteutta, valoa, lämpötilaa, tuulen voimakkuutta ja veden virtausnopeutta (Moore ym. 2004). Hajoavat organismit säätelevät koko ravintoverkon toimintaa ja voivat toimia koko ravintoverkon pohjana (Moore ym. 2004). Hajoavista organismeista peräisin oleva aine kulkee useiden eri trofiatasojen eli ravintoketjujen läpi ennen kuin ne ovat täysin mineralisoituneet (Moore ym. 2004).

## **2.1 Detrituksen hajoaminen tarjoaa edellytykset koko kosteikkoekosysteemin toiminnalle**

Detritus toimii elävien organismien energian ja ravinteiden lähteenä useimmissa ravintoverkoissa (Moore ym. 2004) ja kosteikon ravintoverkko perustuukin usein detrituksen hajoamiseen. Hajoamisella tarkoitetaan yleensä kuolleiden organismien hajoamista hiukkasmuotoon tai detrituksen muodostumista ja suurten hiukkasten edelleen jakautumista pienemmiksi ja pienemmiksi hiukkasiksi, kunnes rakennetta ei enää voida tunnistaa ja monimutkaiset orgaaniset molekyylit on hajotettu hiilidioksidiksi, vedeksi ja mineraaliyhdisteiksi (Mason 1976, Mason 1977). Suurin osa kosteikon detrituksesta on peräisin kosteikkoa hallitsevien kasvien hajoamisesta. Suurin osa kosteikkojen (maanpäällisen) vuotuisesta nettotuotannosta ei kulje herbivorien eli kasvinsyöjien kautta, vaan hajoaa kosteikon pinnalla. Hajoamisnopeudet vaihtelevat kosteikkojen välillä ja hajoamisen aikana vapautuneiden ja sitoutuneiden materiaalien kohtalo riippuu materiaalien fysikaalisista ja kemiallisista koostumuksista sekä hajoamisajankohdan ympäristöolosuhteista (Vymazal 1995). Esimerkiksi kosteikkojen tulvien on havaittu lisäävän lehtikarikkeen hajoamisnopeutta, kun epäorgaanisten ja orgaanisten yhdisteiden määrä vedessä kasvaa fysikaalisen huuhtoutumisen voimistuessa (Day ym. 1989, Whigham ym. 1989). Tämä tarjoaa myös elinympäristöjä veden mikrobeille ja vesiselkärangattomille, jotka ovat tärkeässä osassa tätä hajotusprosessia (Kadlec & Wallace 2008). Mikäli tulvavedet ovat kuitenkin anaerobisia eli hapettomia, biologinen aktiivisuus heikkenee huomattavasti (Tupacz and Day, 1990), jolloin tapahtuu vain huuhtoutumismekanismeja ja anaerobista soluhengitystä (Kadlec & Wallace 2008).

Pilkkojapohjaeläimistä, bakteereista, sienistä muodostuva hajottajaeliöstö hyödyntää lehtikariketta/detritusta ravintonaan ja on tärkeä yhdysside vesiekosysteemien ravintoketjussa vapauttaessaan kuolleeseen orgaaniseen ainekseen sidoksissa olevan energian ja ravinteet kiertämään ekosysteemissä (Gessner ym. 1999, Allan & Castillo 2007). Hajotusprosessissa on vahvasti mukana myös mikrobit. Mikrobeilla eli bakteereilla ja mikrosienillä on ekosysteemien toimintojen ylläpidossa tärkeä rooli ja mikrobien merkitys ekosysteemiprosessien, etenkin hajotustoiminnan ylläpitäjänä on laajasti tutkittu ja tunnistettu (Kuehn 2016, Zegling 2015, Allan & Castillo 2007). Kosteikon tai muun pienveden pohjalle ajautuvan lehtikarikkeen hajoaminen tapahtuu kemiallisten, fysikaalisten ja biologisten tapahtumasarjojen seurauksena. Hajotusprosessi voidaan jakaa kolmeen vaiheeseen: 1) liukenevien aineiden vapautuminen 2) detrituksen hajotus ja muokkaaminen mikrobitoiminnan kautta 3) detrituksen pilkkoutuminen pohjaeläinten toiminnan ja fyysisen korraasion seurauksena (Webster & Benfield 1986), Niemelä 2016). Toisistaan riippuvaiset hajotusprosessin vaiheet tapahtuvat osittain päällekkäin (Gessner ym. 1999). Kosteikkoon pudonneet lehdet/kosteikon detritus kolonisoidaan mikrobien toimesta nopeasti ja suuri osa hajotuksesta tapahtuu mikrobitoiminnan niin sanotun mikrobisilmukan kautta, erityisesti hajoamisen alkuvaiheiden aikana (Kuehn 2015). Lisäksi sieniyhteisöjen merkitys on suuri hajoamisen alkuvaiheessa ja hajotusprosessin edetessä myös bakteereiden rooli kasvaa (Webster & Benfield 1986, Webster ym. 1999, Allan & Castillo 2007, Kuehn 2015). Detrituksen biokemialliset ominaisuudet muokkautuvat mikrobitoiminnan seurauksena, mikä saa aineksen pehmenemään. Detritus on tämän johdosta paremmin sitä ravintonaan käyttävien pilkkopohjaeläinten hyödynnettävissä (Graça 2001). Detritusta/lehtikariketta hajotetaan pilkkojapohjaeläinten toimesta pienemmiksi palasiksi, joka kiihdyttää olennaisesti biologista hajoamisprosessia. Pehmennyt detritusmateriaali hajoaa myös virran ja mukana liikkuvien materiaalien aiheuttaman fysikaalisen kulumisen kautta (Webster & Benfield 1986, Allan & Castillo 2007). Alkuperäinen lehtimateriaali/detritus muuntautuu hajotusprosessin kautta mikrobi- ja pohjaeläinbiomassaksi, hienojakoiseksi ja liuenneeksi orgaaniseksi aineeksi, ravinteiksi ja hiilidioksidiksi sekä muuksi epäorgaaniseksi hajoamistuotteiksi (Gessner ym 1999, Allan & Castillo 2007, Kadlec & Wallace 2008). Näin detritukseen varastoitunut energia vapautuu kiertämään ja virtaamaan ekosysteemissä.

### **3. Kosteikkojen ekologia ja merkitys**

#### **3.1 Kosteikkojen perustaminen ja padotun kosteikon ekologia**

Uusia vesilintukosteikoita voidaan perustaa muun muassa jälkikäyttönä turvesoille (Aalto & Siira 2005), luonnonravintolammikoille, majavatulvikoille sekä metsätalouden toiminnan

seurauksena kuivuneille kosteikoille (Čehovská ym. 2020, julkaisematon). Kosteikoiden suunnittelussa ja rakentamisessa otetaan huomioon mahdollisuudet hyödyntää kosteikkoa valuma-alueelta kulkeutuvien vesien kiintoaineiden ja ravinteiden pidättämisessä. Jos ojitusalueen sisällä on laajahkoja, metsänkasvatukseen kelpaamattomia vanhoja avosoiden ojitusalueita, selvitetään, voidaanko niitä käyttää vesiensuojelun pintavalutus- ja selkeytysalueina sellaisenaan tai patoamalla niiltä johtavat vanhat ojat (Kaukonen ym. 2018).

Rakentaessaan uusia kosteikoita, ihminen jäljittelee usein majavan toimia. Majavan padotessa puron muodostuu laajempi vesiallas, joka on ominaisuuksiltaan usein juuri sellainen mihin ihminen pyrkii kosteikkoa perustaessaan. Majavalammet lisäävät erityyppisten ympäristölaikkujen määrää ja lajirikkautta alueella (Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Alhainen ym. 2016). Majavalammen ravintoverkko perustuu orgaanisen aineksen, kuten detrituksen hajoamiseen, joka tarjoaa selkärangattomille ravintoa (Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989). Selkärangattomia ravintonaan käyttävät linnut hyötyvät ravinnon määrän kasvusta. Majava huolehtii myös rannan avoimuudesta poistaessaan puita. Majavan aikaansaamista muutoksista hyötyy moni muukin laji ja majavaa pidetäänkin ekoinsinöörinä, josta kosteikon kunnostajan ja perustajan tulisi ottaa mallia (Alhainen ym. 2016). Majavalammet ovatkin metsäluonnon monimuotoisuuden huippupaikkoja ja loistavia elinympäristöjä vesilinnuille ja muille lajeille. Vesi- ja kanalintupoikeet, useat varpuslinnut, lepakot ja sammakkoeläimet viihtyvät padotuilla kosteikkolampareilla ja niiden lähiympäristöissä runsaan hyönteismaailman houkuttelemina (Fredrickson & Taylor 1982, Nummi 1989, Alhainen ym. 2016). Kosteikkojen läheisyydessä viihtyvät myös jäniseläimet sekä piennisäkkäät (Fredrickson & Taylor 1982). Myös monet petolinnut, kuten suohaukat (*Circus sp.*) hyötyvät kosteikkoelinympäristöistä. Petolinnut kaartelevat kosteikkojen yläpuolella sekä niiden lähetyvillä saalistaen kosteikoilta ja niiden lähetyvillä viihtyviä vesi- ja kanalintuja, jäniksiä, kauriita ja peuroja. Myös minkki, piisami, majava, kettu, supikoira sekä monet muut nisäkkäät hyötyvät tulvitetuista alueista ja kosteikoista (Fredrickson & Taylor 1982).

Elinympäristöjen lisäämisen ja kunnostuksen kautta tuetaan riistalintujen ekologisesti kestävästä käytön mahdollisuutta, lisätään paikallisesti luonnon monimuotoisuutta, metsien monikäytön mahdollisuuksia sekä maisemallisia arvoja. Kosteikoilla ja ennallistetuilla soilla saavutetaan myös vesiensuojelullista hyötyä valuma-alueen vedenpidätyskyvyn lisääntymisen kautta. Eri kokoiset ja eri paikoissa sijaitsevat kosteikot ovat merkittävässä asemassa tulvien säätelyssä ja niiden ehkäisemisessä (Zedler 2003). Kosteikkoja tulisikin sijoittaa eri puolille valuma-aluetta (Zedler 2003), jotta niiden yhdysvaikutus tulva- ja vesiensuojelullisissa mielessä sekä

kosteikkolajien monipuolisten elinympäristövaatimusten toteuttajana onnistuisi paremmin. Kosteikoilla on paikallista merkitystä ilmastonmuutoksen aikaansaamien äärevien sadantaolosuhteiden puskureina (Zedler 2003).

Suomessa suurin osa kosteikoista sijaitsee metsä- ja maatalousalueilla eli suojeilverkoston ulkopuolella. Suuren yhteispinta-alan ja lukumäärän vuoksi kosteikkojen merkitys monien ekosysteemipalvelujen tarjoajina on huomattava (Alhainen ym. 2016). Kosteikkojen osuus on jopa 30-40 % maapallon uusiutuvista ekosysteemipalveluista, vaikka ne kattavat ainoastaan 1,5 % maapallon pinta-alasta (Costanza ym. 1997, Kadlec & Wallace 2008). Kosteikon tuottamia ekosysteemipalveluita ovat mm. häiriöiden kuten tulvien ja kuivuuden säätely, jätteen/päästöjen säätely (veden puhdistaminen), veden ja ravinnon tarjoaminen/varastointi sekä virkistys ja kulttuuriarvot (Lehikoinen ym. 2017). Se kuinka onnistunut kosteikosta lopulta tulee, vaikuttaa merkittävästi kosteikon vedenpinnan korkeus ja sen vaihtelut.

### **3.2 Kosteikkojen maisemalliset arvot**

Vesiensuojelun ja riistataloudellisen hyödyn ohella kosteikot lisäävät myös luonnon monimuotoisuutta, luoden monille lajeille sopivan elinympäristöjen mosaiikin. Useat uhanalaiset eläimet ja kasvit ovat riippuvaisia kosteikoista ja suurimmat uhat koskevat lajeja, jotka eivät kykene siirtymään alueille elinympäristön tuhoutuessa. Kosteikot luovat arvokkaiden elinympäristöjen lisäksi vaihtelua laajemman mittakaavan maisemakokonaisuuteen ja ovat ilo ihmisilmällekkin (Alhainen ym. 2016). Ne toimivat kalojen, rapujen ja hyönteisten elinympäristöinä ja tulva-huippujen tasoittelijana (Alhainen ym. 2016). Luonnon monimuotoisuus ja lajirikkaus ovatkin yksi monista oleellisista tekijöistä kosteikkojen perustamiselle (Aalto & Siira 2005). Myös maanviljelijät hyötyvät kosteikoista, sillä ne helpottavat peltomaiden tulvia ja toimivat varavedenlähteinä kuivempina hetkinä.

### **3.3 Sorsien ja muiden vesilintujen merkitys**

Vesilinnut ovat pääasiassa vedessä eläviä lintuja (Lehikoinen ym. 2017). Vesilintu-nimitys viittaa lähinnä linnun elintapoihin ja on hyvin vähän riippuvainen eläimen taksonomiasta. Tyypillisiä vesilintuja ovat esimerkiksi sorsalintujen lahkoon (Anseriformes) kuuluvat lajit. Kosteikkoja perustetaankin usein juuri metsästyksen kohteena olevien sorsalintujen elinympäristövaatimuksia ajatellen, mutta kosteikoista hyötyvät myös monet muut eliölajit. Lintujen tuottamat ekosysteemipalvelut, kuten tuholaistorjunta, ruuan ja materiaalien tarjoaminen sekä kulttuuriset arvot ja palvelut (Green & Elmberg 2014) ovat tärkeitä sekä länsimaisille että alkuperäiskansoille, mutta vesilintujen kokonaisarvoa ihmislajille on alettu ymmärtää vasta viime aikoina

(Green & Elmberg 2014). Vesilintujen on osoitettu olevan arvokkaita kosteikkojen tilan indikaattoreita (Suter 1994, Hansson ym. 2010), pääasiassa siksi, että ne pystyvät helposti liikkumaan kosteikkojen välillä ja asuttavat mieluiten parhaan käytössä olevan habitaatin (Newton 2007). Laajamittainen kosteikkojen tuhoaminen ja pilaaminen voi kuitenkin pakottaa muuttolinnut asettumaan vähempiarvoisiin habitaatteihin, mikä heikentää niiden mahdollisuuksia muuton onnistumisessa ja näin ollen selviytymisessä (Baker ym. 2004).

### **3.4 Vesilintujen ravinto**

Vesilinnut käyttävät energianlähteenään hyvin monipuolista ravintoa, kuten siemeniä (puolisukeltajat, hanhet ja kurjet), lehtiä (hanhet), juurimukuloita ja maavarsia (hanhet ja joutsenet), selkärangattomia (rantalinnut, vesilinnut) ja joitain selkärankaisia, kuten kaloja ja sammakkoeläimiä (kahlaajat) (Ma ym. 2010). Näiden ravinnonlähteiden määrä, runsaussuhteet sekä ajoittainen saatavuus vaikuttavat suurelta osin vesilintujen ruokailuhabitaatin valintaan ja ne voivat toimia tärkeinä indikaattoreina kosteikkoelinympäristöjen laatua määriteltäessä (Ma ym. 2010). Eri vesilintulajit ovat erikoistuneet erilaiseen ravintoon ja esimerkiksi sorsilla nokan hampasmaisen siivilärakenteiden eli lamellien koko vaihtelee lajeittain. Nokan lamelleita linnut käyttävät muun muassa ravintonsa siivilöintiin (Mayntz 2020).

Selkärangattomien merkitys sorsien kesäisessä ravinnossa on suuri (Street 1978, Nummi 1985). Munivat naaraat, sulkasatoiset aikuiset ja kasvavat poikaset eivät pysty saamaan tarvitsemiaan valkuaisaineita pelkästään kasviravinnosta (Street 1977, Nummi 1985). Kyse on sekä selkärangattomien määrästä sekä laadusta, sillä sorsat suosivat ravinnossaan yleensä tiettyjä selkärangatonryhmiä (Nummi 1985, Alhainen ym. 2016). Olennaista on, että selkärangattomien tarjoama proteiini sisältää erilaisia aminohappoja oikeissa suhteissa. Sekä lentävät että uivat selkärangattomat ovat sorsien ravintoa ja kaikkien tutkittujen selkärangattomien on havaittu sisältävän runsaasti proteiinia, lisäksi eläinvalkuaisen aminohappokoostumus on sorsille sopiva (Krapu & Swanson 1975). Myös kasvit tarjoavat energiapitoista ruokaa vesilinnuille, mutta kasveissa tavattavissa proteiineissa on sitä vastoin tiettyjä tärkeitä aminohappoja suhteessa vähän (Fredrickson & Taylor 1982, Nummi 1985). Esimerkiksi verrattain runsaasti proteiinia sisältävät vehnäsiemenet eivät tarjonneet Krapun & Swansonin (1975) mukaan riittävästi ja riittävän laadukkaita aminohappoja jouhisorsien menestyksekkääseen munantuotantoon ja munien kuoriutumiseen. Luonnonolosuhteissa poikasten ravinnon tulisikin Streetin (1978) mukaan sisältää vähintään 50 % eläinainesta.



### **3.4.1 Poikasten muuttuva ravinnonvalinta ja ruokailukäyttäytyminen**

Sorsapoikueet vaativat erilaisia ympäristöjä eri kehityksen vaiheissa (Nummi & Pöysä 1994). Sorsanpoikasten kasvu on nopeaa ja poikaset tarvitsevat ensimmäisten elinviikkojen aikana kudosensa rakennusaineeksi proteiinipitoisten hyönteisten tarjoamaa valkuaisainetta (Nummi 1985). Niitä ne löytävät kosteikon veden kalvolta, matalasta vedestä ja vesikasvien pinnoilta. Poikasten ravinnonvalinnassa tapahtuu iän mukana varsin selviä muutoksia (Chura 1961, Nummi & Pöysä 1994, Nummi ym. 2013). Esimerkiksi pienten sinisorsanpoikasten (1-18 vrk) tärkeintä ravintoa ovat ennen kaikkea kasvillisuudella ja veden kalvolla olevat vesiperhoset (Trichoptera), päiväkorennot (Ephemeroptera), surviaissääsket (Chironomidae) sekä niiden kotelot (Nummi 1985, Nummi ym. 2013, Alhainen ym. 2016). Varttuessaan poikaset alkavat ruokailla yhä syvemmältä, ensin nokka veden alla, sitten pää, kaula ja lopulta puolisuukeltajille tyyppilliseen tapaan koko yläruumis upoksissa (Nummi 1985). Tässä vaiheessa poikaset syövät ennen kaikkea vedessä olevia selkärangattomia, kuten väliveden pikkumalluaisia (Corixidae), kovakuoriaisia (Dytiscidae) sekä pohjan vesisiiraja (*Asellus aquaticus*), surviaissääskien-, vesiperhosten ja sukeltaajien toukkia. Sorsien ruokavaliosta löytyy myös vesikirppuja (Cladocera), harvasukasmatoja (Oligochaeta) sekä kotiloita (Gastropoda) (Swanson ym. 1974, Nummi 1985, Nummi ym. 2013, Alhainen ym. 2016).

Kuoriutuvien hyönteisten saatavuus vaikuttaa voimakkaasti vesilintujen untuvikkopoikasten menestymiseen (Hill 1983). Mikäli eläinravintoa ei ole tarjolla, poikasia voi menehtyä tiuhaan tahtiin. Koska suurin osa lintupoikueiden kuolevuudesta tapahtuu juuri untuvikkovaiheessa, vaihe on poikasten kehityskaaressa keskeinen (Orthmeyer & Ball 1990). Esimerkiksi sinisorsilla (heinäsorsa) tehtävissä tutkimuksissa sorsapoikasten kasvunopeus korreloi selvästi niiden saaman proteiinin määrän kanssa (Street 1978). Sinisorsanpoikasten kasvaessa, ne alkavat hyödyntää ravintonaan enenevässä määrin myös tarjolla olevaa kasviainesta (Chura 1961, Nummi 1985), mutta eläinravinnon osuus pysyy, vesilintulajista riippumatta, merkittävänä osana lintujen ruokavaliota (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Nudds & Bowlby 1984, Giles 1994, Nummi & Väänänen 2001). Myös esimerkiksi pitkälti kasvissyöjinä pidettävien haapanoiden (*Anas penelope*) on havaittu hyödyntävän oletettua enemmän selkärangattomia ravinnossaan, niin pesimäaikana kuin myöhemmin kesälläkin (Tiitinen 1976; Nummen 1985 mukaan).

### **3.4.2 Selkärangatonravinnon vaikutus pesinnän onnistumiseen**

Suomessa riittää järviä ja lampia, mutta sopivista poikue-elinympäristöistä on silti pulaa (Alhainen ym. 2016). Vedet ovat Suomessa keskimäärin karuja ja jyrkkärantaisia, eikä niiltä löydy useinkaan riittävästi selkärangattomia sorsanpoikasten ravinnoksi (Alhainen ym. 2016). Tämän

seurauksena monilta järviltä poikueet puuttuvat kokonaan ja Krapu (1981) onkin esittänyt, että sorsat aloittaisivat pesintänsä vasta, kun saatavilla olevien selkärangattomien määrä ylittää keväällä tietyn kynnyksen. Munivien puolisuokeltajanaaraiden tarve proteiinia sisältävälle ravinnolle on suuri, sillä ne eivät kykene hyödyntämään elimistönsä valkuaisainevaroja kovinkaan tehokkaasti munantuotantoon, toisin kuin suurikokoiset sorsalinnut (Raveling 1979). Puolisuokeltajanaaraat saavat muniin tarvittavan proteiinin pääasiassa ennen munintaa ja muninnan aikana syömistään vesiselkärangattomista (Krapu 1981). Oikeanlaisen proteiinin saatavuudella on vaikutusta naaraiden lisääntymismenestykseen (fekunditeettiin), kuten munantuotantoon, munien kuoriutumisprosenttiin sekä kuoriutuvien poikasten elinkelpoisuuteen (Krapu & Swanson 1975, Street 1978).

Rehevät kosteikot ovat elintärkeitä vesilintujen menestymiselle muun muassa niiden tarjoamien ravintovarojen ja elinympäristöjen ansiosta. Juuri siksi rehevien kosteikkojen rakentaminen ja niiden kunnostaminen on erityisen tärkeää (Alhainen ym. 2016). Sorsaemojen tehtävänä on löytää hyviä ruokailuhabitaatteja poikueelleen, ja poikueet voivat liikkua pitkiäkin matkoja pesäpaikalta hyvälle ruokailuhabitaateille (Nummi & Pöysä 1994). Sinisorsapoikueet suosivat reheviä järviä, joilla on rehevän kasvillisuuden lisäksi runsaasti suuria lentäviä selkärangattomia, kun taas tavipoikueet (*Anas crecca*) hakevat ravinnokseen pieniä lentäviä selkärangattomia, kuten erilaisia kaksisiipisiä (Diptera) hyttysiä (Nummi & Pöysä 1994, Nummi ym. 2013). Kaksisiipiset ovat yleisiä erityisesti uusilla kosteikoilla ja tavi onkin usein tällaisten kosteikoiden pioneerilaji. Telkkäpoikueet (*Bucephala clangula*) hyödyntävät järviä, joissa on tarjolla runsaasti sukeltavia selkärangattomia, kuten sukeltajakovakuoriaisia, sekä suurikokoisia lentäviä selkärangattomia, kuten päiväkorentoja ja vesiperhosia (Nummi ym. 2013). Untuvikkovaiheessa telkät suosivat kosteikkoja, joissa ei ole kaloja. Tästä syystä ne suosivat esimerkiksi lyhytaikaisia kosteikkoja, joihin kalakantaa ei ehdi muodostua. Juveniili-vaiheessa (nuoruusvaihe) telkille käy sekä karut että rehevät kosteikot. Karuilla kosteikoilla ei ole niin paljon ravintoa, mutta toisaalta siellä ei ole myöskään niin paljon ravintokilpailua esimerkiksi kalojen kanssa. Rehevillä kosteikoilla puolestaan ravintoa riittää ilmeisesti kaloista huolimatta (Nummi & Pöysä 1994).

### **3.4.3 Aikuisten sorsien ravinto**

Myös täysikasvuiset sorsat käyttävät ravintonaan vesiselkärangattomia, joskin ravinnonhankinnassa on huomattavia lajikohtaisia ja vuodenaikaisia eroja (Nummi 1985, Nummi & Pöysä 1994). Esimerkiksi haapana ja sinisorsa elävät syksyisin pääosin kasviravinnolla, kun taas

heinätavi (*Spatula querquedula*) ja lapasorsa (*Spatula clypeata*) syövät lähes ainoastaan selkärangattomia (Alhainen ym. 2016).

Myöhemmin kesällä useat sorsat siirtyvät kasviravintoon, syöden niiden siemeniä (Chura 1961, Nummi 1985). Esimerkiksi vitojen (*Potamogeton sp.*), palpakkojen (*Sparganium sp.*) ja sarojen (*Carex sp.*) siemenet ovat sorsille mieluista syötävää ja linnut siirtyvät alueille, joilla siemeniä on runsaasti saatavilla. Täysikasvuiset sorsat löytävät usein hyvin ravintoa ja poikueiden selviämisen pullonkaula kohdistuu usein monesti untuvikkoaikaan (Alhainen ym. 2016).

Erot aikuistenkin sorsien ruokavalion välillä vaikuttavat niiden esiintymiseen. Tavit syövät pienempiä selkärangattomia kuin useimmat suurikokoisemmat sorsat. Tavit kuitenkin käyttävät monipuolisempia ravintokohteita kuin sinisorsat. Yksi ratkaiseva tekijä siihen millaisista ympäristöistä sinisorsaa ja tavia tapaa on se, että miten kyseessä olevat sorsat ruokailevat. Tavit syövät pinnan tuntumasta ja laajasti koko kosteikkoa hyväksi käyttäen. Sinisorsat puolestaan käyttävät useita menetelmiä, mutta pysyttelevät rannan matalassa vedessä, ilmaversoiskasvillisuuden tuntumassa. Telkät puolestaan suosivat syvempiä kosteikko- ja järvihabitaaatteja (Nummi & Pöysä 1994).

### **3.5 Vesilintujen eri habitaatit**

Karkeasti sorsien pesimäkausi voidaan jakaa kolmeen vaiheeseen: pari-, poikue-, ja nuoruusvaihe (Pöysä & Nummi 1990, Nummi & Pöysä 1994). Eri lintulajeilla ja niiden ikäluokilla on omat optimialueensa ja –tapansa ravinnonhankinnan suhteen. Ravinnon saatavuus ja elinympäristöjen rakenne ovat tärkeitä tekijöitä sorsien elinympäristövalinnassa (Butler & Gillings 2004) ja poikueympäristön valinnassa ravinnon merkitys korostuu (Nummi 1985, Nummi & Pöysä 1994, Nummi ym. 2013). Habitaaattien laatu ja kasvien diversiteetti määrittelevät kuinka paljon riistalajeja voi esiintyä alueella (Fredrickson & Taylor 1982). Rakenteeltaan monimuotoisessa ja kasvillisuuspeitteisessä kosteikkoelinympäristössä on runsaasti vesilintujen ravinnokseen käyttämiä vesiselkärangattomia (Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Selkärangatonttiheyden on havaittu olevan kaikista suurimmillaan sarakasvustoisilla kosteikkoalueilla (Chura 1961) ja yksilö- sekä lajimäärien olevan huipussaan habitaaateilla, joissa kasvaa sekaisin ilmaversoista ja uposlehtistä kasvillisuutta (Voigts 1976). Ravinnon lisäksi kasvillisuuspeitteiset alueet tarjoavat sorsille suojaa saalistusta ja sääoloja vastaan (Sayler & Williams 1997, Bloom ym. 2012). Kasvillisuus tarjoaa alustan, suojaa sekä ravintoa myös sorsien ravintoeliöille (Sjöberg & Danell 1982, Pöysä 1992, Ledger ym. 2011, 2013).

Sinisorsat alkavat hyödyntämään jo juveniili-vaiheessa kasviravintoa ja tarvitsevat siten reheviä, rantakasvillisuuden omaavia kosteikkoja (Nummi & Pöysä 1994). Tavit syövät puolestaan selkärangattomia vielä juveniili-vaiheessakin ja usein viettävät koko kasvuajan samantyyppisillä kosteikoilla. Telkät eroavat puolisukeltojasorsista, sillä ne eivät ole niinkään riippuvaisia kosteikon kasvillisuudesta, vaan sen tarjoamasta ravinnosta. Telkät syövätkin pääasiassa selkärangattomia vuoden ympäri (Nummi & Pöysä 1994).

Monet tutkimukset ovat osoittaneet, että veden syvyys on tärkeä muuttuja, joka vaikuttaa kosteikkojen vesilintujen elinympäristöjen käyttöön (Velasquez 1992, Elphick & Oring 1998, Colwell & Taft 2000, Isola ym. 2002) ja vesilintujen sekä vedensyvyyden välinen suhde onkin toiminut kosteikkojen suunnittelun, kunnostamisten ja hoito-ohjeiden perustana (Bolduc and Afton 2004). Vesisyvyys on suoraan yhteydessä lintujen käytettävissä olevien ruokailuhabitatien määrään ja ravinnon saatavuuteen, sillä lintujen morfologia, kuten nilkan alapuolisen osan (tarsometatarsus) ja nokan (kahlaajilla, Powell 1987, Baker 1979, Ntiamo-Baidu ym. 1998, Collazo ym. 2002, Darnell & Smith 2004) tai kaulan (puolisukeltajilla, Pöysä 1983) pituus rajoittavat lintujen ravinnonhankintaa. Suurikokoisemmat lajit, joilla on pidempi kaula, nokka ja jalat voivat hankkia ravintoaan syvemmiltä habitateilta kuin pienempikokoiset lajit (Ma ym. 2010). Vesilinnut, jotka eivät kykene sukeltamaan, kuten kahlaajat tai puolisukeltojat, suosivat matalampia habitatteja ja niiden ruokailuhabitatit rajoittuvat veden syvyyden mukaan. Kokosukeltojat puolestaan suosivat syvempiä vesiä ja niiden ravintokohteidensa saavutettavuus rajoittuukin riittävään vesisyvyyteen, joka mahdollistaa niiden sukeltamisen (Ma ym. 2010). Koska kahlaaja- ja puolisukeltojasorsat ovat hallitsevia vesilinturyhmiä useimmilla alueilla ympäri maailmaa, suurimmat lintutiheydet ja lajimäärät tavataan paikoissa, joiden vedenpinta on suhteellisen alhainen ja eri vesilinturyhmien syvyysvaatimukset ovat osittain päällekkäisiä (esimerkiksi 10-20 cm syvyinen kosteikkohabitatti, Elphick & Oring 1998, Colwell & Taft 2000, Isola ym. 2002). Kuitenkin alueilla, joiden vesilinnustoa dominoivat kokosukeltojat, tavataan suurin vesilintulajien tiheys ja yksilömäärät, mikäli habitatit ovat syvempiä (Stapanian 2003) ja missä kosteikot mahdollistavat myös levähdys- ja nukkumispaikan vesilinnuille (Hattori & Mae 2001). Kosteikossa tulisikin lintujen monimuotoisuuden kannalta olla useimpia linturyhmiä palvelevia habitatteja, syvyydeltään sekä matalia 0-25 cm että yli 25 cm syvyisiä elinympäristöjä (Ma ym. 2010).

Fredricksonin ja Taylorin (1982) mukaan sekä sinisorsat että jouhisorsat ruokailevat laajasti pohjan tuntumassa, mutta sinisorsat hakevat ravintonsa pääasiassa pinnan lähetyvillä matalassa vedessä, jonka syvyys on (10-15 cm), kun taas jouhisorsien ruokailu ulottuu hieman syvempään

veteen. Puolestaan tavit suosivat heidän mukaansa 12-20 cm vesisyvyyyksiä ja telkkä tästä syvempiä kosteikko- ja järvielinympäristöjä. Ranta- ja kahlaajalintujen he kertovat suosivan syvyydeltään 0-12 cm kosteikkohabitaatteja.

Liiallinen vesisyvyys saattaa vaikeuttaa vesilintujen ravinnonhankintaa ja energiansaantia, sillä vesipinnan noustessa lintujen liikkumisnopeus ravintoa etsiessään voi hidastua (kahlaajat) (Gawlik 2002) ja ravinto-organismien saavutettavuus vaikeutua, kun selkärangattomilla on horisontaalisen pakoreitin lisäksi käytössään myös vertikaalinen pakenemismahdollisuus (Ma ym. 2010). Vesipinnan noustessa selkärangatonravinnon havaitseminen voikin olla erityisen vaikeaa, varsinkin jos vesi on sameaa. Tulva-aikana ravinnonhankintaa saattaakin vaikeuttaa sekä vedenpinnan nousun, että tulvan mukana kulkeutuvien kiintoaineiden ja humuksen voimistava veden samentuminen. Liiallinen vesisyvyys kuluttaa myös enemmän energiaa, kun linnut joutuvat ponnistelemaan ja käyttämään epäoptimaalisia ravinnonhankintamenetelmiä muun muassa kurottamalla syvemmälle ja nostamalla jalkojansa korkeammalle liikkuaakseen syvemmässä vedessä (Ma ym. 2010). Näin ollen veden poistaminen voi tehostaa kahlaajien ravinnonhankinnan ja siihen kuluvan energian hyötysuhdetta, keskittämällä kalat ja muut saalisorganismit matalille alueille (Kushlan 1978, Bancroft ym. 2002), kuivuuden aikaisiin selviytymispaikoihin (refuugioihin).

Vesilintulajien ja -ryhmien elinympäristövaatimusten vaihtelut viittaavat siihen, että kosteikkojen hoidon on perustuttava vesilintuyhteisöjä koskeviin aluekohtaisiin tietoihin, mukaan lukien tiedot eri lajeista, niiden runsaudesta sekä elinympäristövaatimuksista. Kunnostuksia suunnittelevien ja hallinnoivien on myös ymmärrettävä vesilintujen eri vuodenaikojen mukainen dynamiikka, jotta hoitotoimet osataan ajoittaa vastaamaan lintujen lisääntymis-, levähdys- ja talvehtimiskausien erityistarpeita (Isola ym. 2002). Koska eri vesilintulajeilla on erilaisia ja jopa vastakkaisia elinympäristövaatimuksia, samoilla hoitotoimenpiteillä voi olla täysin erilaiset vaikutukset lajeihin ja linturyhmiin (Craig & Beal 1992, Mitchell ym. 2006).

### **3.6 Kosteikon koko**

Monet tutkimukset ovat osoittaneet, että kosteikkojen koko vaikuttaa vesilintujen lajirikkauteen ja yksilöiden runsauteen (Froneman ym. 2001, Paracuellos & Telleria 2004, Sánchez-Zapata ym. 2005). Yleisesti ottaen kosteikkojen alueelliset rakenteet ja kosteikon sisällä olevien erilaisten habitaattien kirjo ovat yhteydessä kosteikon kokoon (Pracuellos 2006). Koska vesilinnuilla on erilaiset vaatimuksensa ja mieltymyksensä erilaisten kosteikkohabitaattien, kuten vesisyvyyden ja kasvillisuuden määrän suhteen, suuremmilla kosteikoilla on todennäköisemmin

heterogeenisempi kosteikkohabitaattien kirjo ja näin ollen monimuotoisempi lintulajisto kuin pienemmillä kosteikoilla (Froneman ym. 2001, Paracuellos & Telleria 2004). Yleensä rantamatalassa ruokailevat lintulajit esiintyvät sekä suurissa että pienissä kosteikoissa ja lammikoissa. Niitä pidetään alueen koosta riippumattomina lajeina, kun taas lajit, jotka ruokailevat avoimissa ja syvemmissä elinympäristöissä ovat riippuvaisempia suurempien kosteikkojen ja lampien tarjoamista elinympäristöistä (Paracuellos 2006).

Kosteikon koko ei kuitenkaan aina ole selittävänä tekijänä kosteikon lajien monimuotoisuudelle, sillä suurella kosteikolla, jolla kasvillisuuden monimuotoisuus on vähäistä, voi esiintyä yhtä monta eläinlajia kuin pienemmällä kosteikolla, jolla on enemmän kasvilajeja (Zedler 2003). Kosteikkojen ravinteikkaus vaikuttaa myös lajien monimuotoisuuteen, sillä pienellä runsasravinteisella kosteikolla voi olla suurempi lintu-, selkärangaton ja kasvilajien kirjo kuin kymmenkertaisesti isommalla karummalla kosteikolla (Čehovská ym. 2020, julkaisematon). Kosteikon koolla ei ole siis todettu olevan niin suurta merkitystä kosteikon lajimäärälle kuin ympäristön monimuotoisuudella ja ravinnolla on. Tosin tämä vaihtelee lajikohtaisesti, sillä esimerkiksi kalansyöjälajien on todettu suosivan enemmän isoja kosteikkoja kuin pieniä. Nilsson & Nilsson (1978) havaitsivat, että rantaviivan muoto, kokonaistypen määrä ja veden happamuus yhdessä selittivät parhaiten kosteikkojen vesilintujen lajimäärää. He havaitsivat myös sen, että runsasravinteiset (eutrofiset) järvet olivat monimuotoisempia kuin vähäravinteiset (oligotrofiset). Sen sijaan järven lajitiheyteen vaikutti fosforin määrä sekä rantojen rakenne.

### **3.7 Vedenpinnanvaihtelut**

Eri vuodenaikojen tulvat, vuorovesi ja maatalouden kastelu sekä vedenpoisto/kuivattaminen voivat aiheuttaa vedenpinnan vaihtelua kosteikoissa. Vedenkorkeuden vaihtelulla voi olla erilaisia vaikutuksia kosteikkojen vesilintuihin, riippuen vuodenaikasta sekä lintulajiryhmistä. Yleensä vedenpinnan vaihtelut luovat erilaisia elinympäristöjä, joissa vesisyvyys vaihtelee ajankohdan ja paikan mukaan. Tämä tarjoaa monipuolisempia ruokailuelinympäristöjä ja tukee lintulajien monimuotoisuutta ja yksilöiden runsautta (Dimalexis & Pyrovetsi 1997, Ntiamoa-Baidu ym. 1998).

Vedenpinnan vaihtelut saattavat kuitenkin luoda ekologisia ansoja ja olla haitallisia vesilintujen lisääntymisen, pesimisen ja kasvun kehittymisen kannalta (Kaminski ym. 2006). Esimerkiksi lintujen pesiminen saattaa jäädä pelkäksi yritykseksi, kun lintujen pesät jäävät vedenpinnan noustessa pinnan alle ja pinnan laskiessa linnut ovat alttiimpia jäämään nisäkkäiden saaliiksi pesinnän jälkeen. Monet tutkimukset ovat myös osoittaneet, että vesilintujen poikuetiheydet

ovat suurempia kosteikoilla, joilla on vain vähän vedenpinnanvaihtelua verrattuna kausittain tulvivien kosteikkojen pesyeisiin. Vakaa vedenpinta hyödyttääkin vesilintuja tarjoamalla niille sopivia pesäpaikkoja (Ogden 1991, Connor & Gabor 2006). Vakaalla vedenpinnalla olevat alueet voivat myös houkutella enemmän sorsalintuja kuin elinympäristöt, joissa vedenpinta vaihtelee säännöllisesti, vaikka rantalinnut saattavatkin suosia viimeksi mainittua parempana (Gordon ym. 1998).

Vesikasvien ja selkärangattomien levittäytymistä, lisääntymistä ja sitä kautta lintujen ravinnon määrään kasvua voidaan tukea ylläpitämällä sopivia vesiolosuhteita kosteikoilla (Rehfish 1994, Anderson & Smith 2000). Lisäksi vesisyvyyden säateleminen vesilintujen ruoan saatavuuden parantamiseksi on kosteikkojen hoidossa yleinen käytäntö (Ma ym. 2010). Esimerkiksi Englannissa tehdyssä tutkimuksessa veden syvyyttä vaihtelemalla pystyttiin luomaan ja ylläpitämään surviaissääskien korkeaa biomassaa ja tarjoamaan menestyksekkäät ruokailuhabitatit vesilinnuille (Rehfish 1994). Voimakas vedenpinnanvaihtelu vuosittain, ehkäisee myös esimerkiksi osmankäämin (*Typha sp.*) liikakasvua ja kosteikon umpeenkasvua (Alhainen 2020, suullinen tieto).

Ihmisen rakentamalla kosteikoilla vedenpinnan vaihtelun aikaansaama häiriö on paljon homogeenisempää ja harvemmin toistuvampaa kuin esimerkiksi vuorovesirannikoilla (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982). REH-seurantojen aikana kuitenkin osa rakennetuista kosteikoista on jonakin vuotena saattanut pysyä kuivempina kuin on tarkoitettu. Moniin kosteikoihin onkin rakennettu vedenpinnan säätelyä mahdollistavia luokkua, joilla luonnollisen kaltaista vedenpinnan vaihtelua voidaan halutessaan lisätä. Esimerkiksi kosteikon kesannointi aiheuttaa kosteikkoekosysteemiin häiriötilan, jonka tavoitteena voi olla ihanteellisemmat tulevien vuosien olosuhteet vesilinnuille, kuten sorsille tai kahlaajille (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Cooke ym. 2016).

### **3.8 Kasvillisuus**

Sen lisäksi, että kasvillisuus tarjoaa ruokaa kasveja ravintonaan käyttäville vesilinnuille, kasvillisuudella on myös monia muita vaikutuksia vesilintujen habitatin laatuun ja valintaan. Kasvillisuuden vaikutus ja merkitys vesilinnuille riippuvat vuodenajasta ja vesilintujen lajiryhmästä (rantalinnut, kahlaajat, puolisukelajat ja kokosukelajat sekä lajikohtaiset erot koossa). Pesimisaikana kehittyvät ilmaversoiset ja kelluvat kasvit helpottavat mm. nokikanojen (*Fulica atra*), sinisorsien (*Anas platyrhynchos*) ja liejukanojen (*Gallinula chloropus*) pesienrakentamista ja lisäävät siten niiden pesimismenestystä (Froneman ym. 2001, Sánchez-Zapata ym.

2005). Ilmaversoiset kasvit tarjoavat myös suojaa ja vähentävät ihmisen aiheuttamaa häirintää, joita esiintyy usein ihmisen rakentamissa kosteikoissa, sekä levähdys, nukkumis- ja pesimipaikoilla (Hattori & Mae 2001, Aalto & Siira 2005). Tiheä kasvillisuus tarjoaa myös suotuisia elinympäristöjä selkärangattomille sekä parantaa munien ja diapaussissa (lepokausi, jossa elintoiminnot ja kasvu hidastuvat väliaikaisesti ympäristöolosuhteista johtuen) olevien selkärangattomien elinkelpoisuutta, joka lisää selkärangattomien tiheyttä, biomassaa ja monimuotoisuutta (Wiggins ym. 1980, Rehfishch 1994). Tämä lisää myös vesilintujen käytössä olevan selkärangatonravinnon määrää (Anderson and Smith 2000). Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että vesilintulajien monimuotoisuus ja runsaus kasvaa kosteikkojen ilmaversoisen kasvillisuuden (emergent) määrän lisääntyessä, etenkin pesimiskautena, jolloin vesilintujen liikkuvuus on rajoittunutta ja linnut ovat herkempiä häiriöille (Owen & Black 1990, Losito & Baldassarre 1995, VanRees-Siewert & Dinsmore 1996, Froneman ym. 2001). Korkea, tiheä kasvillisuus voi vaikuttaa kuitenkin myös haitallisesti lintujen habitaattien saavutettavuuteen sekä ravinnon etsimiseen (Bancroft ym. 2002, Aalto & Siira 2005) ja saaliin havaitsemiseen (White & Main 2004). Liian tiheäksi kehittyvä kasvillisuus voi johtaa pesivien vesilintujen määrän vähenemiseen. Suurin osa vesilinturyhmistä, haikaroita ja rantakanoja lukuun ottamatta, suosivat kasvitomia tai lyhyt- ja harvakasvuisia ruokailuhabitaatteja (VanRees-Siewert & Dinsmore 1996, Sánchez-Zapata ym. 2005). Riittävän avoimia elinympäristöjä pidetäänkin tärkeänä muuttujana, joka vaikuttaa rantalintujen ja kahlaajien runsauteen (Colwell 1993). Dimalexis ja Pyrovetsi (1997) osoittivat kaloja syövien lintujen, kuten haikaroiden, välttävän ruokailua habitaateilla missä on runsaasti kehittyvää kasvillisuutta, sillä kasvillisuus heikentää lintujen kykyä havaita saaliitaan.

Rehevän kosteikkoalueen tunnuskasveina voidaan pitää saroja (*Carex sp.*), korteita (*Equisetum sp.*), osmankäämejä (*Typha sp.*), kaisloja (*Scirpus sp.*), vitoja (*Potamogeton sp.*) sekä lumpeita (*Nymphaea sp.*) (Suomen riistakeskus 2015). Runsaat sara ja kortekasvustot sekä luhdat ovat oivallisia elinympäristöjä vesilintupoikueille, sillä ne tarjoavat runsaasti selkärangatonravintoa ja suojaa (Chura 1961, Alhainen ym. 2016). Sarakasvustoja, joiden seassa kasvaa korteita ja kurjenjalkaa (*Comarum palustre*) kannattaa suosia lintuvesikosteikoilla. Järvikorte (*Equisetum fluviatile*) tarjoaa ravintoa sekä suojaa lintupoikueille. Palpakot (*Sparganium sp.*) muodostavat sopivan harvoja kasvustoja, missä poikueilla on riittävästi tilaa ruokailuun (Alhainen ym. 2016). Palpakkojen siemenet ovat myös tärkeää ravintoa sorsalinnuille. Uistinvita (*Potamogeton natans*) ja ahvenvita (*Potamogeton perfoliatus*) muodostavat riittävän harvoja kasvustoja, joissa selkärangattomat viihtyvät. Myös veden pinnalla kelluvat pikkulimaska (*Lemna minor*),



kilpukka (*Hydrocharis morsus-ranae*) ja pinnan alla kasvavat ärviät (*Myriophyllum sp.*) luovat hyviä ruokailuhabitaatteja poikueille (Alhainen ym. 2016).

Kosteikolla kasvavaa järviruokoa (*Phragmites australis*), järvikaislaa (*Schoenoplectus lacustris*) ja osmankäämejä (*Typha*) tulee puolestaan välttää tai pyrkiä vähentämään, sillä ne muodostavat usein tiheitä kasvustoja, jotka valtaavat kosteikkoalueen nopeasti (Alhainen ym. 2016). Myös Pohjois-Amerikan tuliaisena saapunut vesirutto (*Elodea canadensis*) leviää kosteikoilla nopeasti ja lisääntyy pienistäkin palasista. Vesirutto kykeneekin syrjäyttämään alkuperäiset vesikasvit ja täyttämään koko kosteikon tai lammen muutamassa vuodessa.

Karuja kosteikkokohteita ilmentävät puolestaan rahkasammalet (*Sphagnum sp.*), joiden täyttämät kosteikkoalueet eivät tarjoa otollisia elinympäristöjä vesilinnuille ja kahlaajille. Karussa elinympäristössä lintujen ravintonaan käyttämien vesiselkärangattomien määrä on vähäinen eikä tasainen rahkasammalmatto tarjoa suojaa poikueille petoja ja sääätä vastaa (Suomen riistakeskus 2015).

Alkuperäisen ja monipuolisen kasvillisuuden palauttaminen on tärkeä kosteikon kunnostamisen tavoite ja menestyskriteeri, sillä kasvillisuus toimii koko ekosysteemin ravintoverkon perustana (Davis & Bidwell 2008, Matthews & Endress 2008).

### **3.9 Selkärangattomat**

Vesiselkärangattomia voidaan luokitella lajien elinympäristövaatimusten, ravintotyypin ja aktiivisuuden mukaan. Elinympäristövaatimusten mukaan lajit jaetaan niin sanottuihin rantalajeihin ja avoveden lajeihin (Diehl 1992). Ravintotyypin mukaan vesiselkärangattomyhteisö rajataan kasvinsyöjiin (laiduntajat, pilkkojat, suodattajat, kaapijat) ja muita vesiselkärangattomia ravintokseen käyttäviin lajeihin (petoihin). Vesiselkärangattomien elintapoja ja aktiivisuutta tarkasteltaessa ne voidaan rajata pohjan tuntumassa tai vesikasvillisuuden suojissa viihtyviin vain vähän liikkuviin lajeihin ja aktiivisiin liikkuvaisempiin lajeihin (Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Selkärangattomyhteisö voidaan luokitella myös yksilöiden fyysisen koon mukaan (Nudds & Bolwby 1984).

Elinympäristön rakenne vaikuttaa siellä elävien vesiselkärangattomien populaatioihin ja esiintymisiin. Avoimen veden alueilla vesiselkärangattomien määrä on pienempi kuin kasvillisuuden peittämällä alueilla (Diehl 1992, Nummi ym. 2006), sillä avoimen veden alueilla selkärangattomilla ei usein ole tarjolla tarpeeksi ravintokasveja, suojapaikkoja ja kasvualustoja (Sjöberg & Danell 1982, Newman 1991, Pöysä 1992, Ledger ym. 2013) sekä kalojen saalistustehokkuus on avovedessä suurempi (Diehl 1992). Avoimen veden alueella viihtyvät vesiselkärangattomat

ovatkin alttiimpia kalojen saalistukselle kuin suojaisessa ympäristössä viihtyvät lajit (Bendell & McNicol 1987, Rask ym. 2001, Zimmer ym. 2001).

Useiden vesilintujen käyttämästä eläinravinnosta suurin osa koostuu lähinnä vesiselkärangattomista (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Nudds & Bowlby 1984, Giles 1994, Nummi & Väänänen 2001). Kosteikot hyödyttävät enemmän seisovan veden lajeja kuin virtaavan veden lajeja (Rosell ym. 2005) ja on havaittu, että tulvikoilla useat sorapohjaan mieltyneet vesiselkärangattomat, kuten koskikorennot (Plecoptera) väistyvät liejupohjasta pitävien lajien, kuten päiväkorentojen (Ephemeroptera) ja sudenkorentojen (Odonata) toukkien tieltä (Sprules 1941, McDowell & Naiman 1986). Suomessa tehdyissä Nummen ym. (1999) tutkimuksissa myös vapaan veden selkärangattomat, kuten vesikirput (*Eurycercus sp.*) olivat runsaslukuisimpia tulvan ensimmäisenä vuonna, jonka jälkeen niiden tiheydet vähenivät. Samassa tutkimuksessa suurten pohjassa elävien selkärangattomien, kuten surviaissääskien, ja päiväkorentojen, määrä kasvoi vasta toisena tulvavuonna.

### **3.10 Kalat kosteikoissa**

Kalat voivat vaikuttaa huomattavasti vesilintujen elinympäristön valintaan ja käyttöön. Vesilinnut ja kalat jakavat usein saman elinympäristön, jolloin ne voivat kilpailla samasta ravinnosta tai saalistaa toisiaan. Erityisesti pienet kalat, kuten ahven- ja särkikalat kilpailevat samasta hyönteisravinnosta vesilintujen kanssa (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Klosowski ym. 2010, Nummi ym. 2012, Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019). Kalojen kanssa ravinnosta kilpailevien lintujen on havaittu kärsivän kasvavista kalakannoista (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Giles 1994, Andersson & Nilsson 1999, Elmberg ym. 2010, Klosowski ym. 2010, Väänänen ym. 2012), kun taas kaloja saalistavien vesilintujen havaittu hyötyvän niille sopivien saaliskalapopulaatioiden kasvusta (Lammens 1999, Klosowski ym. 2010).

Suomessa tavattavista kalalajeista hauki (*Esox lucius*) on saalistusmielessä suurin uhka vesilinnuille. Hauen saalistuspaineen on havaittu keskittyvän poikasiin ja pienikokoisiin aikuisiin sorsalintuihin, kuten telkkään ja taviin (Solman 1945, Paasivaara & Pöysä 2004, Dessborn ym. 2011). Hauen vaikutus sorsalintujen menestymiseen painottuu poikuevaiheeseen. Kokosukeltajasorsien on havaittu olevan puolisukel-tajasorsia alttiimpia joutumaan hauen saaliiksi (Solman 1945, Dessborn ym. 2011). Suurin syy tähän löytyy kokosukeltaja- ja puolisukel-tajasorsien eroavaisuuksista elinympäristön käytössä. Puolisukel-tajasorsat viihtyvät kasvillisuuspeitteisillä alueilla (Nummi & Pöysä 1993, Nummi & Pöysä 1994), kun taas kokosukeltajat suosivat petokalojen lailla avoimen veden alueita (Pöysä 1986, Nummi & Pöysä 1993, Nummi & Pöysä

1994). Esimerkiksi telkän poikaset ovat elinympäristön käyttönsä ja kokonsa vuoksi alttiita saalistukselle. Hauki onkin merkittävä telkkäpoikueiden kuolleisuuden aiheuttaja (Paasivaara & Pöysä 2004). Hauen saalistuksen merkitys aikuisille sorsalinnuille on kuitenkin vähäinen (Paasivaara & Pöysä 2004, Dessborn ym. 2011).

Monilla kohteilla kalojen saapumista rakennetulle uudelle kohteelle ei voida estää, kun kalat käyttävät puroja ja oja tehokkaasti levittäytymiseen erityisesti kevään tulva-aikana (Alhainen ym. 2016). Kalakantaa voidaan pyrkiä harventamaan keväisillä katiskapyyneillä, joista saa syöttimateriaaleja myös syksyn pienpetojen loukkupyyntiin. Kosteikon ajoittainen tyhjennys auttaa usein pääsemään liian tiheäksi kasvaneesta kalakannasta eroon. Kalojen luontaista vaelusta ei kuitenkaan tulisi estää (direktiivit, kalatiestrategiat, vesilaki).

## **4. Ihmistoiminnasta aiheutuvat häiriöt sisävesissä**

### **4.1 Häiriö vesistöissä**

Häiriö eli stressi määritellään elinympäristöön kohdistuvaksi muutokseksi, jossa jonkin ympäristötekijän vaihtelu ylittää ekosysteemille tavanomaisen vaihtelun rajan (Niemelä 2016). Eri-laisten stressitekijöiden vaikutukset voivat aiheuttaa suoria muutoksia eliöyhteisöissä tai elinympäristöjen rakenteessa ja resurssien saatavuudessa. Tämä voi taas heijastua eliöyhteisön koostumukseen (Pickett & White 1985). Muutokset voivat olla hetkellisiä tai pysyviä, riippuen häiriön voimakkuudesta sekä laadusta (Lake 2000). Useat eliöyhteisöt ovat sopeutuneet sietämään säännöllistä häiriötä ja palautuvat häiriön jälkeen suhteellisen nopeasti (Resh ym 1988). Häiriön pidentyessä tai jatkuvasti toistuessa yhteisöt eivät välttämättä kykene tai ehdi palautumaan häiriöstä, jolloin eliöyhteisöjen toiminnassa ja itse eliöyhteisössä voi tapahtua pysyviä muutoksia (Lake 2000).

Vesistöissä tyypillisimpiä luonnollisia häiriöitä aiheuttavat tulvat (Poff ym. 1997) ja kuivat ajanjaksot (Lake 2003, Lake 2011, Ledger ym. 2013). Tulvat syntyvät, kun valunta ympäristössä kasvaa merkittävästi muun muassa lumen sulamisen tai kasvaneiden sademäärien takia (Allan & Castillo 2007). Vapautuvat vesimassat kuluttavat ja uurtavat virtavesien pohjaa ja tempaavat mukaansa uoman pohjalle kasautunutta hienojakoista ainesta, muuta materiaalia, vesikasveja ja saattavat siirtää suurempiakin kiviä. Tulvan aikana vesistöihin kulkeutuu ympäröiviltä valuma-alueilta myös maa-ainesta veden mukana, joka kasautuu ja tiivistyy uoman pohjalle (Ahvonen ym. 1992, Niemelä 2016, Luhta & Moilanen 2018). Vesistöjen valuma-alueilla

tapahtuneiden maankäytön muutosten seurauksena alueiden virtaamat ovat äärevöityneet (Ahvonen ym. 1992). Myös ilmastonmuutoksella on osuutta sään ääri-ilmiöiden lisääntymiseen (Lytle & Poff 2004, Datry ym. 2016). Ilmiöt voivat olla historiallisesti niin voimakkaita, ettei vastaavanlaisista ole aikaisempaa kokemusta (Stewart ym. 2013).

## **4.2 Kiintoaines- ja ravinnehuuhtoumat**

Vesistöihin päätyy kiintoainetta luonnostaan luonnonhuuhtouman kautta, jolla on tärkeä tehtävä muun muassa purojen elinympäristö- ja ravintoresurssien ylläpidossa (Wood & Armitage 1997, Eloegi ym. 2010, Kemp ym. 2011). Vapaa vesi kulkeutuu noroihin, puroihin, jokiin, kosteikkohin, järviin ja muihin elinympäristöihin niitä ympäröiviltä valuma-alueilta, pinta- ja kerrosvaluntana maaperässä sekä pohjavesivaluntana kosketuksissa kallioperään. Veden mukana kulkeutuu ravinteita, orgaanista ainesta ja sedimenttejä vesistöihin (Poff ym. 1997, Allan & Castillo 2007). Veden ja sen mukana kulkeutuvan kiintoaineiden kulkeutumista valuma-alueella säätelevät alueen ilmasto, kallio- ja maaperän pinnanmuodot sekä maaperän ominaisuudet että kasvillisuus (Allan & Castillo 2007). Valuma-alueella, jotka ovat luonnontilaisia, kiintoaineen kulkeutuminen luonnonhuuhtoutumana on yleensä vähäistä, sillä häiriintymättömässä metsä- tai suoekosysteemissä kasvillisuus sitoo maa-ainesta sekä vettä ja näin ollen vakauttaa maaperää ehkäisten eroosiota (Ahtiainen & Huttunen 1995). Viimeisten vuosisatojen aikana voimistuneet maankäytön muutokset, kuten suo- ja metsämaiden ojittaminen sekä maatalouden kuormitukset ovat kuitenkin lisänneet kiintoaineksen, humuksen ja ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin (Zedler 2003, Allan 2004, Allan & Castillo 2007, Lehikoinen ym. 2017, Nieminen ym. 2017). Ojitusten seurauksena valuma-alueiden vedenpitävyys heikkenee, virtaamat voimistuvat ja äärevöityvät, jolloin veden mukana kulkeutuvan kiintoaineksen ja ravinteiden määrä lisääntyy (Nieminen ym. 2017). Suoalueiden ojitusten seurauksena myös turpeen maatumisen voimistuu. Maatunut turve on eroosiolle altista, jolloin partikkelimaisen typen ja fosforin huuhtoutumat lisääntyvät (Nieminen ym. 2017). Lisäksi turpeen maatuessa ravinteita vapautuu koko ajan enemmän helppoliukoiseen muotoon, mikä lisää myös veden mukana kulkeutuvien liuenneiden ravinteiden huuhtoutumisriskiä (Nieminen ym. 2017). Soiden ojituksilla on myös merkittäviä ilmastovaikutuksia kasvihuonekaasupäästöjen lisääntyessä (Page ym. 2011, Ojanen 2019). Kun suo ojitetaan, sen pinta kuivuu ja turve saa happea. Tämän seurauksena turpeeseen vuosituhansien aikana sitoutunutta hiiltä vapautuu ilmakehään hiilidioksidina (Page ym. 2011, Nieminen ym. 2018, Ojanen 2019). Ojitusten aikaansaamien vesistöhaittojen ehkäisemiseksi, niiden kaivamista voidaan välttää, ojia tukkia, rakentaa pintavalutuskenttiä, lietetaskuja,

laskeutusaltaita sekä perustaa kosteikkoja vesiensuojelullisessa ja riistanhoidollisessa mielessä (Kaukonen ym. 2018).

### **4.3 Häiriöt valuma-alueilla ovat kytköksissä toisiinsa**

Viimeisten vuosikymmenten aikana lisääntynyt ja tehostunut maankäyttö, kuten metsätalous, maatalous ja rakentaminen ovat muovanneet valuma-alueiden metsiä ja suoalueita merkittävästi (Allan 2004, Allan & Castillo 2007). Jos tarkastelualueeksi valitaan Suomi, sen metsäalasta suuri osa on metsätalouden piirissä ja valtaosa turvemaista ojitettu (Ahvonen ym. 1992, Kenttämies ym. 2006). Laajoilla turve- ja metsämaalle tehdyillä ojituksilla on pyritty kuivattamaan turve- ja metsämaan pohjaa ja siten tehostamaan metsänkasvua (Peltomaa 2007). Kuitenkin vähintään 30 % turvemaiden kuivatuksista on ollut kannattamattomia puun kasvun kannalta. Koko suomen alueilla näiden alueiden koon arvioidaan olevan noin miljoona hehtaaria (Luhta & Moilanen 2018).

Pienvedet ja niitä ympäröivät maa-alueet ovat hydrologisesti kytköksissä toisiinsa ja näin ollen ylempänä vesistön valuma-alueella tapahtuvat maankäytön muutokset voivat vaikuttaa merkittävästi myös alapuolisen valuma-alueen ja sen ekosysteemien tilaan. Metsätaloudellisesti muokattujen valuma-alueiden maan vedenpidätyskyky heikkenee muun muassa hakkuiden aiheuttamien kasvillisuusmuutosten seurauksena. Suuri osa alueiden vedestä kulkeutuu metsäojia pitkin virtavesiin (Ahvonen ym. 1992, Kenttämies ym. 2006, Allan & Castillo 2007). Lisäksi hakkuut vähentävät voimakkaasti puuston kautta tapahtuvaa haihduntaa. Veden haihtumisen vähenemisen seurauksena kokonaisvalunta kasvaa (Ahvonen ym. 1992). Tämän seurauksena valuma-alueiden valunta nopeutuu sekä voimistuu ja kiintoaineksen määrä kasvaa (Niemelä 2016). Metsäojitusten aiheuttamat hydrologiset muutokset voivat johtaa tulvimisherkkyyden lisääntymiseen (Ahvonen ym. 1992).

Vesiekosysteemien ekologinen tila on ihmisen toiminnan vaikutuksesta merkitsevästi heikentynyt, minkä vuoksi niiden eliöyhteisöt ja monimuotoisuus ovat maailmanlaajuisesti uhattuina (Dudgeon ym. 2006). Virtavesien valuma-alueiden tehostunut maankäyttö horjuttaa niiden luonnollisten hydrologisten ja geomorfologisten prosessien tasapainoa aiheuttaen monia erilaisia häiriöitä vesistöissä (Allan 2004). Nämä häiriöt voivat aiheuttaa, yksin tai yhdessä, moninaisia ja jopa peruuttamattomia muutoksia vesien eliöyhteisöissä ja näin ollen heikentää vesiekosysteemien ekologista toimintaa (Niemelä 2016, Nieminen ym. 2017). Esimerkiksi Suomessa merkittävin pienten metsäpurojen tilaa heikentävä tekijä on ojituksen ja muun metsänpohjan tai suon muokkauksen takia lisääntynyt kiintoainekuormitus (Vuori ym. 1996, 1998,

Kenttämies ym. 2006). Kasvanut kiintoainekuormitus muokkaa virtaavan veden uoman fyysikaalista rakennetta ja aiheuttaa muutoksia uomassa elävien eliöiden elinympäristöihin (Wood & Armitage 1997, Owens ym. 2005). Sen seurauksena muun muassa norojen, purojen ja jokien keskimääräinen pohjan raekoko pienenee, kutasoraikat, puuaines ja lehtikarike uhkaavat hautautua, lepo- ja ruokapaikat muuttua sekä alapuoliset hitaammin virtaavat suvannot tai järvet täyttyä tai mataloitua (Wood & Armitage 1997, Niemelä 2016, Luhta & Moilanen 2018). Veden mukana kulkeutuu kiintoaineen ohella myös humusta eli tummaa eloperäistä orgaanista ainesta sekä ravinteita, joiden seurauksena valuma-alueen alapuoliset ekosysteemit kuten järvet, lammet ja kosteikot saattavat rehevöityä (Ahvonen ym. 1992). Järvet, lammet, lampareet ja kosteikot voivat toimia saostusaltaina, jolloin niiden pohja voi liettyä. Ravinnelisäyksestä johtuvan rehevöitymisen aikaansaama hapen kuluminen vesialtaan alusvedestä saattaa myös tehostaa haitallista vaikutusta (Ahvonen ym. 1992).

Järvissä ja muissa seisovissa vesiekosysteemeissä pohjaeläimistön koostumukseen voivat vaikuttaa muutokset pohjan laadussa ja veden happipitoisuudessa. Pohjaeläimistön kokonaisbiomassan on havaittu kaksinkertaistuvan niiden valuma-alueiden ojitusten jälkeen (Bergquist ym. 1984). Muutos havaittiin ensi sijassa sulkasääsken (*Chaoborus flavicans*) ja surviaissääsken (*Sergentia longiventris*) toukkien määrän lisääntymisenä. Survaissääski on peto, jonka menestyminen tapahtui luultavasti Tubifex -harvasukasmatojen kustannuksella, jonka biomassan havaittiin pienenevän jyrkästi (Simonsson 1987). Survaissääsken toukkien määrän lisääntyminen johtui puolestaan todennäköisesti lajin ravintotilanteen parantumisesta muun muassa järvi-ekosysteemin ulkopuolelta kulkeutuvan (alloktonisen) hiukkasmaisen orgaanisen aineksen määrän suurentumisena ja orgaanisen aineksen lisääntymisen seurauksena (Bergquist 1987). Koska eliöyhteisöt ovat monimutkaisia kokonaisuuksia, yhdenkin eliölajin äkillinen menestyminen tai menestymisen heikkeneminen voi vaikuttaa koko eliöyhteisön vuorovaikutussuhteisiin sekä ravintoverkkoon (Lu ym. 2016) ja tällä voi puolestaan olla ennalta arvaamattomia vaikutuksia koko ekosysteemin toiminnalle. Ihmisen toiminnan aikaansaamia häiriöitä tulisikin pyrkiä ennaltaehkäisemään, välttämään ja korjaamaan jo aiheutettuja vahinkoja.

#### **4.4 Valuma-alueella tapahtuvat kunnostukset**

Lainsäädännön velvoittamana virtavesissä ja niiden valuma-alueilla on alettu toteuttaa kunnostustoimenpiteitä, joiden tavoitteena on elinympäristöjen luonnontilan palauttaminen aineiden kulkeutumiseen sekä veden liikkeisiin liittyvän prosessidynamiikan luonnonmukaistamisen kautta (Yrjänä ym. 2011, Niemelä 2016, Nieminen ym. 2018). Valuma-alueiden kunnostuksissa vesiensuojelu perustuu joko suodatukseen tai laskeutukseen. Laskeutukseen perustuvia

toimenpiteitä ovat laskeutusaltaat, kosteikot ja ojien lietekuopat. Suodatukseen perustuvia menetelmiä ovat suojavyöhykkeet, kaivukatkot sekä pintavalutuskentät. Vesiensuojelun kannalta parhaimpaan tulokseen päästään yhdistelemällä molempia menetelmiä (Yrjänä ym. 2011). Yhtenä veden, ravinteiden ja kiintoaineen pidättäytymistä edistävinä valuma-alueiden kunnostustoimenpiteinä ja vesiensuojelun parantamismenetelminä voidaan pitää kosteikkojen rakentamista, soiden ennallistamista, kaivettujen metsäojien tukkimista, pintavalutuskenttien, saostus- ja laskeutusaltaiden rakentamista sekä peratuissa uomissa virtaavan veden ohjaamista takaisin vanhoihin mutkitteluihin ja vesittämisen jälkeen soliseviin uomiin. Ojitettujen soiden ennallistaminen palauttaa suon luontaisen kasvillisuuden ja vesitalouden, mikä tekee niistä tehokkaita hiilinielujä. Lisäksi ennallistaminen vähentää rehevöittävien ravinteiden huuhtoutumista soilta vesistöihin ja tasoittaa tulvia (Ympäristöministeriö: Helmi-elinympäristöohjelma 2020). Laskeutusaltaat pidättävät lähinnä kiintoaineita ja siihen liuenneita ravinteita. Liukoisia ravinteita altaat eivät juuri pidätä. Ojitettujen alueiden valumavedet virtaavat tulva-ajan jälkeen nopeasti pois ja kuivuuden kesto vesistöissä pitenee ja olosuhteet äärevöityvät (Yrjänä ym. 2011). Ojien kaivukatkot ja kokonaan niiden kaivamatta jättäminen ovatkin ekologisesti kestävä ratkaisuja (Nieminen ym. 2017). Jo kaivettuja ojia voidaan myös tukkia ja ohjata niiden vesiä kuivuneille alueille sekä rakentaa erilaisia vesiensuojelurakenteita valuma-alueiden vesienkäsittelyyn (Kaukonen ym. 2018).

#### **4.4.1 Kosteikon vesiensuojelulliset vaikutukset**

Luontainen tai rakennettu kosteikko voi toimia vesiensuojelullisena rakenteena, jonka pyrkimyksenä on pidättää kiintoaineita ja siihen sitoutuneita ravinteita. Luonnontilaiset suot ovat järvien ohella valuma-alueiden luontaisia vesivarastoja (Kaukonen ym. 2018). Kosteikoilla on hyvin myönteinen vaikutus talouskäytössä olevien alueiden aiheuttaman ravinnekuorman vähentämisessä. Kosteikon vesiensuojelullinen funktio perustuu kosteikon toimivuuteen saostus ja laskeutusaltana. Lisäksi kosteikon kasvillisuus voi toimia veden ja ravinteiden sitojana (van der Valk & Jolly 1992, Zedler 2003, Kadlec & Wallace 2008). Kosteikkoja voidaan käyttää myös kaupunkien jätevesien säätelijänä ja puhdistajana (Kadlec & Knight 1996). Kosteikkojen kyky hillitä tulvia perustuu kosteikon veden varastointikapasiteetin suhteesta tulvaveden tilavuuteen, kosteikon veden haihdutuskykyyn sekä veden pidättäytymiseen ja imeytymiseen kosteikon kasvillisuuteen ja pohjaan (Potter 1994).

Kosteikot toimivat vedenpuhdistamon tavoin sitoen ja suodattaen valuma-alueelta kulkeutuvia kiintoaineita ja ravinteita, jotka muuten päätyisivät kuormittamaan alapuolisia vesistöjä (van der Valk & Jolly 1992, Kadlec & Knight 1996, Zedler 2003, Alhainen ym. 2016). Toimiva

kosteikko voi puhdistaa jopa puolet siihen tulevista ravinteista ja kiintoaineesta ja estää siten vesistöjen rehevöitymistä. Kadlecin (1962) mukaan fosforin sitominen ja varastointi onkin yksi tärkeimmistä kosteikon funktioista. Kiintoaine- ja kokonaisfosforikuormasta on oikein suunnitellulla kosteikoilla saatu vähennettyä 60–70 % (Zedler 2003) ja tuestä yli 30-77 % (Zedler 2003, Kadlec & Wallace 2008, Alhainen ym. 2016). Kun kosteikko halutaan perustaa parantamaan vesiensuojelua, kosteikon sopiva sijoituspaikka kannattaa etsiä ennestään ”veden vaivaa- milta” alueilta maa- ja metsätalouden vaikutuspiiristä valtaojien tai purojen varrelta. Tällaiset alueet sijaitsevan usein alavalla paikalla, jossa veden virtaus on hidasta (Alhainen ym. 2016). Kosteikon koko tulee mitoittaa tilavuudeltaan riittäväksi suhteessa valuma-alueen kokoon, jotta se sitoo tehokkaasti ravinteita. Suositeltu kosteikon koko valuma-alueeseensa suhteutettuna on vähintään 0,5 % valuma-alueensa pinta-alasta (Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö ry). Kosteikoita kannattaa myös perustaa useisiin eri osiin valuma-aluetta myös vedenpuhdistamisen kannalta (Zedler 2003).

Valuma-alueelta valuva vesi voi virrata puroja, oja ja noroja pitkin kosteikoihin. Kosteikon tulo-ojan suulle kaivettuun laskeutusaltaaseen saapuessaan veden virtaus alkaa hidastua, jolloin sen kuljettamaa kiinteämpää maa-ainesta vajoaa altaan pohjaan. Mikäli tulo-ojan suulla ei ole laskeutusallasta, myös itse kosteikkoaltaassa veden virtaus hidastuu, jolloin tuloveden mukana kulkeutuva kiintoaines ja siihen sitoutuneet ravinteet laskeutuvat kosteikon pohjalle ja sedimentoituvat (van der Valk & Jolly 1992, Kadlec & Knight 1996, Zedler 2003, Alhainen ym. 2016). Myös kosteikon erilaiset harjanteet sekä kasvillisuusaarekkeet ohjaavat ja hidastavat virtausta edelleen. Mitä pidempi veden viipymä on kosteikossa, sitä tehokkaammin se toimii vesiensuojelullisessa mielessä veden puhdistajana. Kosteikon vedenviipymä onkin sitä pidempi, mitä suurempi kosteikko on suhteessa valuma-alueensa pinta-alaan (Kadlec & Knight 1996, Kadlec & Wallace 2008).

Vesikasvillisuus tehostaa kosteikon toimintaa monin eri tavoin. Esimerkiksi fosforin sitoutuminen kosteikon pohjasedimenttiin vaatii hapelliset olosuhteet, jonka ylläpitämistä kasvien juuret edistävät (Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö ry). Vesikasvillisuus tehostaa myös kiintoaineksen ja siihen sitoutuneiden ravinteiden sedimentoitumista, hidastaen kosteikon läpi virtaavan veden virtausta mekaanisesti varsien ja lehtien avulla. Tämä edistää kiintoaineksen vajoamista pohjalle. Kasvillisuus myös kasaa hienointa kiintoainesta isommiksi partikkeleiksi, jotka koon aikaansaaman painon lisääntyessä laskeutuvat kosteikon pohjalle. Kasvit sitovat myös liukoisia ravinteita käyttämällä niitä kasvuunsa (van der Valk & Jolly 1992, Zedler 2003,



Kadlec & Wallace 2008). Runsas vesikasvisto sitoo vedestä fosforia ja typpeä. Kosteikon vedessä viihtyvät mikrobit täydentävät puhdistustyötä hajottamalla typpeä kaasuksi ilmaan.

Kun vesi virtaa kosteikoihin, veden mukana kulkeutuva sedimentti ja fosfori voivat pidättäytyä kosteikkoon yhdessä laskeutuvien hiukkasten kanssa. Kosteikon sedimentin ja fosforin sitomiskyky on kuitenkin rajallinen, vaikka typpeä voidaankin teoriassa poistaa kosteikon vedestä rajoittamattomasti, jos siihen luodaan optimaaliset olosuhteet monimutkaisille mikrobitoiminoille, jotka muuttavat nitraatit vaarattomaksi typpikaasuksi (Schaafsma ym. 2000, Hey 2002).

Kosteikon vesiensuojelullista toimivuutta voidaan seurata vedenlaadunmittauksilla altaaseen saapuvasta ja altaasta lähtevästä vedestä. Tarkkaa tietoa saadaan, kun mittauksia otetaan useaan otteeseen vuoden ympäri. Näin voidaan selvittää kosteikon toimivuus esimerkiksi kevät- ja syystulvien aikaan. Myös mittaamalla kosteikon syvyyttä vuosittain samasta kohtaa, voidaan saada havaintoja kosteikon mataloitumisesta ja näin ollen kiintoaineksen laskeutumisesta kosteikon pohjaan. Sedimenttiä kertyy kosteikon pohjalle usein joitakin senttimetrejä vuodessa (Länsi-Uudenmaan vesi- ja ympäristö ry). Lisäksi tarkkailemalla kosteikon kasvillisuutta ja siinä tapahtuvia muutoksia, voidaan seurata kosteikon toiminnan muutoksia ja kasvillisuudesta aiheutuvia hyötyjä tai haittoja.

Joka tapauksessa kosteikot, jotka poistavat useimmat ravintoaineet vedestä, eivät välttämättä tue useimpia lajeja. Kosteikot, jotka keräävät raskaita sedimenttikuormituksia ja joihin kertyy runsaasti ravinteita, vallitsee useimmiten osmankäämien (*Typha sp.*), järviruokojen (*Phragmites australis*), ruokohelpien (*Phalaris arundinaceae*) tai muiden aggressiivisesti levittäytyvien kasvien monokulttuurit sen sijaan, että ne säilyttäisivät luontaisten kasvilajien monimuotoisuuden (Mensing et al. 1998; Galatowitsch et al. 1999; Werner and Zedler 2002; Woo and Zedler 2002).

#### **4.5 Veden laadun vaikutukset kosteikon ekologiaan**

Ominaisuudet kosteikon pohjasedimentissä (esimerkiksi orgaanisen aineksen määrä ja hiukkaskoko) sekä veden laadussa (kirkkaus, lämpötila, liuenneen hapen määrä ja pH), voivat vaikuttaa joko suoraan tai epäsuorasti vesilintujen kosteikkohabitaattien käyttöön. Esimerkiksi veden ja sedimentin sisältämän orgaanisen aineksen määrä vaikuttaa vesikasvien kasvuun, joka puolestaan peilautuu selkärangattomien runsauteen (Rehfish 1994). Pohjasedimenttien hiukkaskoko määrittelee, kuinka vesi ja happi tunkeutuvat sedimentteihin ja vaikuttavat siten pohjaselkärangattomien esiintymisiin (Little 2000). Veden läpinäkyvyys ja lämpötila vaikuttavat levien määrään ja kasvuun (Nielsen ym. 2002). Veden lämpötila vaikuttaa myös

selkärangattomien ja niiden munien kehittymiseen (Rehfish 1994). Kersten ym. (1991) ovat osoittaneet veteen liuenneen hapen vaikuttavan vesilintujen ravinnonhankintaan muuttamalla saaliina olevien selkärangattomien vertikaalista jakaumaa vesipatsaassa. Kosteikkokasvien yöllisen soluhengityksen havaittiin vähentävän liuenneen hapen määrää kasveja ympäröivässä vedessä, mikä pakotti kaloja siirtymään lähelle vedenpintaa avoveteen. Pian auringonnousun jälkeen kasvien fotosynteesi lisäsi ympäröivän veden happipitoisuuksia, jolloin kalat pystyivät siirtymään ja palaamaan syvempiin habitaatteihin. Siispä aikaisin aamulla haikararyhmät ruokailivat yleensä avovedessä (mihin kalatkin olivat pakkautuneet), mutta myöhemmin päivällä levittäytyivät etsimään ravintoa laajemmilta alueilta (kun kalatkin olivat levittäytyneet muualle). Tämä viittaa siihen, että veteen liuenneen hapen määrä voi vaikuttaa myös vesilintujen habitaatinvalintaan. Taustalla voi kuitenkin olla myös muiden tekijöiden summa ja itse hapen määrän vaikutusta on vaikea osoittaa.

Happipitoisuuden heikkeneminen saattaa vaikuttaa kalojen ja selkärangattomien liikkeisiin vesipatsaassa, sillä happipitoisuus voi auringon valon vähetessä olla niin alhainen, että kalat joutuvat asettumaan lähelle vedenpintaa, kasviplanktonit saattavat osittain lisätä veteen liuenneen hapen määrää niiden fotosynteesitehon kasvaessa, jolloin kalat ja muut selkärangattomat voivat paeta lintujen aiheuttamaa saalistusta syvemmälle kosteikkoa (Kersten ym. 1991).

#### **4.5.1 Kosteikkojen rehevöityminen**

Erityisesti rehevöityminen on heikentänyt kosteikkojen soveltuvuutta vesilinnuille. Vaikka kosteikkojen lisääntynyt primäärituotanto voi olla hyödyllistä vesilinnuille (Nilsson & Nilsson 1978), voimakas rehevöityminen sekä kasvillisuuden liikakasvun on osoitettu heikentävän vesilintujen lukumäärää (Suter 1994, Hansson ym. 2010). Rehevöitymisestä seuraava umpeenkasvu (Davis ym. 2000, Zhao ym. 2015), särkikalakantojen runsastuminen (Haas ym. 2007) ja veden samentuminen (Ekholm & Mitikka 2006) vähentävät sekä vesilinnuille tärkeää elintilaa että ravintoa (Lehikoinen ym. 2017). Lisääntynyt veden samentuminen vähentää valon läpäisykykyä ja aiheuttaa vedenalaisen kasvillisuuden ja selkärangattomien määrän vähenemistä (Lehikoinen ym. 2017), jotka molemmat ovat vesilintujen keskeisimpiä ravinnonlähteitä. Särkivaltaiset kalayhteisöt lisäävät lintujen ja kalojen välistä ravintokilpailua ja voivat vähentää vesilintujen saatavilla olevan ravinnon määrää (Haas ym. 2007). Särkikalat myös möyhivät pohjan sedimenttiä ruokaa etsiessään, samalla lisäten veden samentumista ja pohjasedimenttiin sitoutuneiden ravinteiden vapautumista veteen. Tämä puolestaan taas edesauttaa rehevöitymistä (Bajer & Sorensen 2015).

#### **4.5.2 Kuormituksen vaikutukset kaloihin**

Suuret kiintoainepitoisuudet vedessä saattavat vaikuttaa kalojen menestymiseen, muun muassa happipitoisuuksien ja lisääntymisalueiden heikkenemisen, kidusvaurioiden, syöntiaktiivisuuden ja kasvunopeuden pienentymisen sekä heikentyneen infektiovastustuskyvyn seurauksena (Ahvonen ym. 1992). Lisäksi veden happamoituminen heikentää kalakantoja vaikeuttaen kalojen lisääntymistä, ionisäätelyä ja hengityskaasujen vaihtoa (Ahvonen ym. 1992).

Metallit, joiden pitoisuuksien on todettu kasvaneen vesistöissä metsätaloustoimenpiteiden vuoksi (Al, Fe, Mn, Hg, Cu, Cd ja Pb) saattavat olla myrkyllisiä kaloille joko sisäisesti tai ulkoisesti (McDonald ym. 1989). Metallien liukoisuus riippuu veden happamuudesta eli pH:sta. Jos happamuus kasvaa, metalleja liukenee maa- ja kallioperästä sekä sedimenteistä veteen.

Suuriin vesistöaltaisiin verrattuna pienet kosteikot ovat kalojen elinympäristöinä yksipuolisempia ja tarjoavat vain niukasti vaihtoehtoja lisääntymis-, poikastuotanto- tai syönnösalueiden suhteen. Kun tähän lisätään vielä suppea-alaisille ekosysteemeille ja pienille populaatioille ominainen häiriöherkkyys, on ymmärrettävää, että pienten järvien kalayhteisöt, kuten muutkin eliöyhteisöt, ovat niukkalajisia (Ahvonen ym. 1992). Pienten järvien ja lampien yleisimpiä kalalajeja ovat ahven, hauki, särki ja kiiski (Ahvonen ym. 1992). Edellä mainitut kalalajit kutevat matalaan veteen, joten metsätaloustoimista mahdollisesti aiheutuvien alusveden happiongelmiin ei arvioida vaikuttavan niiden lisääntymiseen (Ahvonen ym. 1992). Mahdollinen happitilanteen huononeminen ei haittaa ensimmäiseksi haukea, sillä se tulee toimeen ainakin jonkin aikaa hyvin alhaisessa happipitoisuudessa (Ahvonen ym. 1992). Särkikalat eivät kuitenkaan siedä happamia olosuhteita, joten veden happamoituessa särkikalakannat heikkenevät (Ahvonen ym. 1992).

## **5. Lintuvesien ja kosteikkojen kunnostaminen**

Lintuvesien kunnostuksella on selvä päämäärä, saada vesilintukannat nousuun. Kosteikkojen ja lintuvesien kunnostaminen on välttämätöntä useiden uhanalaisten ranta- ja vesilintujemme suojelulle (Alhainen ym. 2016, Krüger 2020, Ympäristöministeriö: Helmi-elinympäristöohjelma 2020). Puolet kosteikkojen vesilinnuista on uhanalaisia, ja kosteikkojen rehevöityminen ja umpeenkasvu on merkittävin syy tähän (Ympäristöministeriö: Helmi-elinympäristöohjelma 2020). Rehevöityminen aiheuttaa esimerkiksi vesilintujen ravinnon vähenemistä veden samenemisen ja runsastuneiden särkikalakantojen aiheuttaman ravintokilpailun takia (Hyvärinen

ym. 2019). Niin saariston kuin sisävesien lajit kärsivät myös vieraspetojen, kuten minkin (*Neovison vison*) ja supikoiran (*Nyctereutes procyonoides*) saalistuksesta (Hyvärinen ym. 2019). Lintuvesien ja kosteikkojen kunnostaminen auttaa laajaa joukkoa uhanalaisia ja taantuneita lintulajeja, kuten punasotkia (*Authya ferina*) ja heinätaveja, nokikanoja ja monia kahlaajalajeja. Monet vesien ja kosteikkojen lajit ovat myös riistalajeja. Kunnostuksilla parannetaan myös lukuisten kosteikoilla elävien uhanalaisten kasvien ja hyönteisten elinmahdollisuuksia (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Ympäristöministeriö: Helmi-elinympäristöohjelma 2020). Yleisimpiä kosteikoilla tapahtuvia kunnostustoimia ovat kohteesta riippuen raivaus, ruoppaus, niitto, vedenpinnan nosto, vedenpinnan alentaminen, kosteikon kuivaaminen, pienpetopyynti, hoitokalastus ja kasvillisuuden lisääminen.

Suomi ja Ruotsi ovat ne valtiot, jotka tuottavat valtaosan Euroopan ja ennen kaikkea EU:n vesilintujen ja kahlaajien poikastuotosta (Mikkola-Roos 2019). Kosteikkojen kunnostukselle on suuri tarve myös siksi, että Suomen kosteikkojen merkitys vesilinnustolle kasvaa ilmaston lämpenemisen myötä. Monet vesilinnut saapuvat jo nyt Suomeen totuttua aiemmin ja poistuvat myöhemmin, joten ne viettävät aiempaa enemmän aikaa Pohjolassa. Jos laadultaan heikentyneet kosteikot eivät pysty ylläpitämään nykyistä vesilinnustoa, voi vaikutus näkyä lintukantojen entistä voimakkaampana vähenemisenä (Lehikoinen ym. 2017). Ilmaston lämpenemisen on enustettu lisäävän myös vesistöjen ravinnekuormitusta ja rehevöitymistä yleistyvien talvisateiden myötä, mikä korostaa entisestään kosteikkojen kunnostustarvetta (Lehikoinen ym. 2017).

Sekä uusia vesilintukosteikkoja perustettaessa että jo olemassa olevia kunnostettaessa on otettava huomioon, että vedenpinnan alla elävien selkärangattomien lisäksi vesilintujen untuvikko-poikasille soveltuvaa eläinravintoa tulisi olla tarjolla veden pinnalla sekä ilmaversoisella kasvillisuudella. Eläinravinnon alhainen määrä rajoittaa kaikkein selvimmin vesilintupoikasten toimeentulomahdollisuuksia karuilla seuduilla sijaitsevissa, kaivamalla tehdyissä kosteikoissa (Street 1977), sillä niissä vesiselkärangattomille tarjolla olevaa ravintoa on vähän ja näin ollen vesiselkärangattomien määrä on alhainen (Nummi 1985). Karujen kosteikkoaltaiden kasvitumista voidaan yrittää lisätä kasvi-istutusten avulla, mutta pelkkien istutusten tuloksena kosteikon pohjalle kerääntyy hajoavaa kariketta ja selkärangattomia hitaasti (Nummi 1985). Kosteikon tuottavuutta ja vesiselkärangaton yhteisön kehittymistä voidaan yrittää lisätä myös levittämällä olkia kosteikon pinnalle tai kesannoidun kosteikon pohjalle. Streetin (1982) tekemässä tutkimuksessa, kosteikon pinnalle levitetty oljet upposivat kosteikon pohjalle 10-14 vuorokauden kuluessa niiden levittämisestä ja niihin kehittyi muutamassa viikossa runsas

selkärangatonfauna. Olkea voidaan pitää “turvallisena lannoitteena”, sillä sen hajoamisessa ei kulu kovin runsaasti happea (Nummi 1985). Oljen käyttö voisi onnistua parhaiten kosteikkoal- taissa, joissa ei ole petoselkärangattomia, sillä Anderssonin & Danellin (1982) tutkimuksissa juotikkaat rajoittivat hajoavaa kasviainesta syövien selkärangattomien runsastumista. Keinote- koisen “heinäekosysteemin” rakenteellinen yksinkertaisuus saattoi olla syynä petojen aiheutta- maan tavanomaisesta tehokkaampaan vaikutukseen (Nummi 1985). Olkien vientiä voidaankin pitää lyhytkestoisena tekohengityksenä tuottavuuden kasvattamisen tavoittelemiseksi, sillä sen johdosta kosteikon ravintoverkko yksipuolistuu ja pohjalle ei kerry juurtuvia kasveja.

Jos kosteikon pohjaan kehittyy runsas survaissääskiyhteisö, vesilintupoikueet tulevat usein jo sen varassa toimeen, sillä lintujen kuoriutuminen ajoittuu yhteen sääskikoteloiden pinnallenou- sun ja kuoriutumisen kanssa (Danell & Sjöberg 1977). Kasvillisuusistutuksetkin ovat silti hyö- dyllisiä. Huonoissa sääoloissa esimerkiksi uusia survaissääskiä ei juuri kuoriudu, mutta aikai- semmin kuoriutuneita aikuisia on helppo saada ravinnoksi niiden istuessa ilmaversoisilla kas- veilla. Kasveilla liikkuu ja niitä hyödyntää myös monet muut hyönteiset (Nummi 1985).

Vedenpinnan nosto on tehokas vesilintujen hoitomuoto, niin ihmisen kuin majavankin teke- mänä (Andersson 1982). Tulva-alueiden pohjaeläintuotanto on runsas ja veden noustessa ran- tapensaikkoon selkärangattomia on vesilintujen ja muiden niitä hyödyntävien organismien saa- tavilla monen vuoden ajan myös veden yläpuolella, sillä puuvartiset kasvit kuolevat hitaasti (Nummi 1985). Eläinten yksilö- ja lajimäärät ovat Voigtsin (1976) mukaan suurimmillaan niissä vesivyöhykkeissä, joissa kasvaa sekaisin ilmaversoista ja uposlehtistä kasvillisuutta. Ra- vintotekijät ovat näin ollen taustalla myös siinä, että vesilinnut viihtyvät kasvillisuudeltaan mo- saiikkimaisilla vesialueilla (Pöysä 1983). Kosteikon umpeenkasvun vähentää vesilintujen suo- simien ruokailupaikkojen määrää (Aalto & Siira 2005). Liian tiheäksi kasvaneiden kosteikko- jen kasvillisuuteen on pyritty tekemään aukkoja esimerkiksi vedennostojen ja niittämisen avulla, myös piisami on tässä toiminnassa tehokas (Danell 1979). Niittämistä pysyvämpi vai- kutus voidaan saavuttaa tuhoamalla ilmaversoiskasvillisuuden juuret muun muassa levittämällä pressuja eri puolille kosteikkoa yhden kasvukauden ajaksi. Pressutuksen tavoitteena on kuolet- ta kasvisto hapen ja valon puutteeseen. Käsiteltävä alue niitetään, niitetty kasvimassa kerätään kasaan ja alue peitetään pressulla, jonka reunat peitetään niitetyllä kasvimassalla. Näin on on- nistuneesti vähennetty muun muassa vierasperäisen isosorsimon (*Glyceria maxima*) liikakas- vua kosteikoilla (Mäkelä & Itonen 2017).

Kasvillisuuden vähentäminen tulee kohdistua linnuille vähäarvoisiin lajeihin, tällöin poistot kohdistuvat ilmaversokasvillisuuteen, kuten järviruokoon (*Phragmites australis*) ja osmankäämiin (*Typha latifolia*), mutta avoveden ja kasvillisuuden mosaiikkimaisuus tulisi säilyttää (Lehikoinen 1977). Umpeenkasvaneilla kosteikoilla avointa alaa voidaan lisätä vedennoston ja niittämisen ohella myös laidunnuksen ja ruoppauksen avulla. Karjan laidunnus kosteikkojen rannoilla vähentää liikakasvittumista, pusikoitumista ja lisää huomattavasti sekä muutolla levähtävien että pesivien lintujen lukumääriä (Lehikoinen ym. 2017). Positiiviset vaikutukset heijastuvat sekä yleisiin että uhanalaisiin lajeihin, joita on nykyisin kolmasosa Suomen linnuista (Lehikoinen ym. 2017). Avoimen alan lisääminen umpeenkasvaneilla kosteikoilla vedennoston, laidunnuksen, niiton ja ruoppauksen myötä lisää muun muassa puolisukelajajorsien, kahlaajien, rantakanojen ja kaulushaikaroiden määrää. Kunnostusten on havaittu palauttavan kosteikoille myös naurulokkiyhdyksentia, jotka ovat pesiville sorsille elintärkeitä suojapaikkoja petoja vastaan (Lehikoinen ym. 2017).

Jäniseläimet ja muut pienet nisäkkäät löytävät tulvitetulta alueelta suojaa ja ravintoa, mutta tulvittamisella voi olla negatiivisia vaikutuksia niiden pesimis- ja lisääntymismenestykseen sillä tulvavesi voi tuhota niiden pesiä ja vahingoittaa poikasia (Fredrickson & Taylor 1982). Myös varpuslintujen pesät saattavat tuhoutua (van Oort ym. 2015).

Kosteikot ovat erityisen haavoittuvaisia voimakkaasti leviävien kasvilajien invaasioille (Zedler & Kercher 2004). Ympäristöissä, joihin ihmisen toiminta vaikuttaa haitallisesti, muutamien kasvien valtaiset leviämishyökkäykset voivat johtua sekä kotoperäisistä että/tai vieras/tulokaslajeista (Simberloff ym. 2012). Heikko vedenlaatu voi vaikuttaa myös kosteikoilla elävien uhanalaisten kasvilajien menestymiseen (Davis ym. 2000, Zedler 2003, Zhao ym. 2015). Niillä kosteikoilla, joiden ravinteiden ja kiintoaineen sitomiskyky on korkea, kasvaa useimmiten valtalajinaan muutamia aggressiivisia voimakkaasti levittäytyviä ja kilpailevia lajeja (osmankäämi, järviruoko, ruokohelpi) (Zedler 2003, Zedler & Kercher 2004). Kosteikkoon tulevan ulkoisen ravinnekuormituksen vähentäminen on välttämätöntä rehevöitymiseen liittyvien ongelmien ratkaisemiseksi, mutta rehevöityneiden kosteikkojen sedimenteistä tulevan sisäisen ravinnekuormituksen vuoksi palautuminen voi kestää vuosikymmeniä (Søndergaard 1999). Nämä tekijät huomioon ottaen, kosteikon umpeenkasvua ja rehevöitymistä saatetaan joutua torjumaan säätelemällä kosteikon vesipintaa ja poistamalla kasvillisuutta (Ausden 2007) vesilintujen elinympäristön palauttamiseksi.

Kosteikkoon saattaa kertyä vuosien kuluessa kiintoainesta niin paljon, että kosteikkoallas alkaa täytyä. Silloin kosteikon teho kiintoaineen ja ravinteiden määrän sitojana heikkenee, kun vesi virtaa kosteikon läpi uomassaan. Kiintoainesta voidaan tyhjentää etenkin laskeutussyvänteiden kohdalta kaivinkoneella tai imuruoppauksella kustannustehokkaasti (Länsi-Uudenmaan vesi- ja ympäristö ry). Kun kosteikon pinta-ala ja tilavuus on suhteessa valuma-alueeseen suuri, kosteikon täyttymiseen voi kulua vuosikymmeniä ja siten tyhjennystarve on pieni.

Vedenpinnanvaihtelut lisäävät elinympäristöjen monimuotoisuutta ja lajien määrää. Vähitellen tapahtuvat vedenpinnanvaihtelut tarjoavat rantalintujen ja kahlaajien elinympäristövaatimuksia palvelevia habitaatteja. Esimerkiksi hidas kuivuminen keskittää ranta- ja kahlaajalinnut alueille, joiden läheisyydessä on paljaita lietelaikkuja. Vedenpinnantasoja päivittäin tai jatkuvasti muuttamalla voidaan lisätä tällaisten elinympäristöjen kokoa ja määrää kosteikoissa (Fredrickson & Taylor 1982).

Vedenpinnan aleneminen tarjoaa erityisesti ranta- ja kahlaajalintujen suosimia elinympäristöjä pidemmässä ajanjaksossa (Fredrickson & Taylor 1982). Kosteikoille voidaan tehdä myös eri pituisia kuivuuskäsittelyitä, joiden tarkoituksena on uudistaa kasvillisuutta ja mahdollistaa kasvilajien itäminen ja kasvu kuivuneen kosteikon pohjalla. Vesipinta tulisikin nostaa ja uudelleen vesittää kosteikko, kunhan kosteikon pohja on kasvittunut tarpeeksi (Fredrickson & Taylor 1982). Veden alle jäävät, juuri kehittyneet ja kasvaneet kasvit eivät kaikki selviä kosteikon uudelleen vesittämisen aikaansaamista muutoksista, vaan osa kasveista kuolee ja hajoaa muiden eliöiden tarpeisiin (Fredrickson & Taylor 1982, Moore ym. 2004). Esimerkiksi ruohovartisten kasvien lehtikarike tarjoaa hyvän kasvualustan selkärangattomille (Fredrickson & Taylor 1982). Kuivuuskäsittelyn jälkeisellä vedenpinnannostolla on tulvittamisen kaltainen vaikutus, joka voi nostaa kosteikon tuottavuutta ja parantaa vesilintujen menestymistä kosteikossa (Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019). Tämän kaltaista kuivuuskäsittelyn ja tulvittamisen vaihtelua kutsutaan kosteikon kesannoinniksi.

## **5.1 Kesannointi**

Kosteikon tuottavuuden on havaittu laskevan muutaman vuoden kuluessa kosteikon perustamisesta (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019). Muun muassa kosteikkohabitaattien laatu ja kasvien diversiteetti määrittelevät kuinka paljon riistalajeja voi esiintyä alueella (Fredrickson & Taylor 1982). Esimerkiksi selkärangatonravinnon sekä sopivan kasvillisuuden väheneminen vaikuttaa negatiivisesti sorsalintujen määrään. Kosteikon tuottavuus ja habitaattien soveltuvuus voidaan kuitenkin saada uuteen nousuun kosteikon

kuivuuskäsittelyn seurauksena. Vedenpoistoa tai tilapäistä kuivuuskäsittelyä on muun muassa Kadlecin (1962), Whitmanin (1976), Fredricksonin & Taylorin (1982), Alhaisen ym. (2016) ja Alhaisen (2019) mukaan käytetty kosteikon tuottavuuden ylläpidossa ja tuottavuuden tehostamisessa. Ihmisen suorittaman kuivuuskäsittelyn ohella kosteikko voi kuivua myös luonnollisista syistä, johtuen vallitsevista sääolosuhteista tai muista tekijöistä (Fredrickson & Taylor 1982).

Väli aikaista kosteikon kuivatusta käytetään sorsien suosimien kasvien stimuloinnissa ja sen on havaittu uudistavan kosteikkokasvillisuutta (Fredrickson & Taylor 1982). Kesannointi voidaan jakaa useaan eri vaiheeseen: 1) vedenpinnan alentaminen vaiheittain, 2) kuivuva kosteikko, 3) pohjasedimentin kasvittuminen ja 4) kosteikon uudelleen vesitys. Se mihin aikaan, miten pitkään ja kuinka äkillisesti kosteikko kuivatetaan voi olla vaikutusta siihen kuinka eri kasvit reagoivat kuivuuskäsittelyyn (Fredrickson & Taylor 1982). Kuivuuden seurauksena osa rantavyöhykkeen kasveista kuolee ja kuivuuden kestolla on vaikutusta kasvien hajoamisen määrään (Atkinson & Clairns 2001). Vedenalaisen kasvillisuuden määrään on havaittu kasvavan kuivuuden vaikutuksesta, valon määrän lisääntymisen ja kalakuolemien seurauksena (Scheffer 2004, Cobbaert ym. 2015) samalla, kun varjostavien ilmaversoisten kasvien kasvu hidastuu (Blindow ym. 1993). Vedenpinnan alentaminen onkin tehokas keino haittana olevien ilmaversokasvien ja levien biomassan vähentämisessä (Cooke ym. 2016). Vesikasvit eivät kuitenkaan reagoi vedenpinnan alenemiseen yhdenmukaisesti, osa hyötyy, kun taas osa kärsii (Cooke ym. 2016).

Kosteikon kesannointi onnistuu helpoiten alivirtaamakaudella ja kuivina ajanjaksoina (Alhainen 2019). Esimerkiksi heinäkuun loppupuoli on hyvä aika kesannoida monivaikutteinen kosteikko, varsinkin jos kyseessä on kuiva ja kuuma hellejakso, jolloin virtaamat ovat mahdollisimman pienet (Alhainen 2019). Tällöin kesannoitavan kosteikon pohja saadaan pääosin kuivumaan, jolla mahdollistetaan monien kasvilajien itäminen pohjalietteessä. Padotut ja jopa pienet kaivetut kosteikot voidaan tyhjentää lähestulkoon kokonaan avaamalla kosteikon patolukut hallitusti. Kuivumista voidaan edesauttaa ja saattaa loppuun myös erillisellä pumpulla (Alhainen 2019). Kesannoidun kosteikon kuivuusaste sekä kuivuuden kesto vaikuttavat pohjasedimentin kolonisoivien kasvien siementen itämiseen ja itävien kasvien kasvuun (Fredrickson & Taylor 1982). Elinkelpoiset kosteikkokasvien siemenet itävät oikeissa olosuhteissa kosteikon pohjalla nopeasti, yleensä kun kosteus on täsmälleen tai hieman alle kenttäkapasiteetin (Fredrickson & Taylor 1982).



Kosteikkokasvilajien runsaussuhteet vaihtelevat huomattavasti vuosien välillä (Fredrickson & Taylor 1982). Suurimpana syynä tähän ovat vuotuiset vaihtelut kasvien siementen määrissä, kasvien sukkessiossa sekä sääolosuhteissa (Fredrickson & Taylor 1982). Esimerkiksi Yhdysvalloissa tehdyissä tutkimuksissa tatarkasvit (*Polygonum sp.*) heinäkasvit, kuten tipunhirssi (*Echinochola colonum*) sekä sarakasvit, kuten rantaluikka (*Eleocharis palustris*) olivat tuottoisimpia kosteina, kun taas rusokit (*Bidens sp.*) kuivina vuosina (Fredrickson & Taylor 1982). Ilmaversoiset kasvit, kuten osmankäämit (*Typha*) ja kaislat (*Scirpus*) suosivat paljaita mutapohjia kasvualustanaan ja kun vedenpinta alenee rajusti, luo se olosuhteet muun muassa näiden kasvien siementen itämiselle (Kadlec 1962).

Kasvit reagoivat kesannoinnin jälkeiseen kosteikon uudelleen vesittämiseen eli tulvittamiseen eri tavoin. Esimerkiksi maakasvien itäminen ja kasvu keskeytyy, kun kosteikko täytetään taas vedellä kesannoinnin jälkeen (Sheffer 2004). Uudelleen vesittämisen jälkeen terrestriiset ja semi-akvaattiset kasvit, jotka kukoistavat pohjasedimentin ollessa kuiva, kuolevat ja alkavat hajoamaan (Cooke ym. 2016). Riittävän korkeiksi kasvaneet kasvit sietävät paremmin uudelleenvesityksen aikaansaamia rasitteita, mutta moni niistä kuitenkin menehtyy tulvittamisen jälkeen, tarjoten detritukseen sitoutunutta energiaa kosteikkoeliöiden käyttöön (Moore ym. 2004). Juurtuneet vesikasvit ja rantavyöhykkeen pohjakariker/detritus muodostavat oivan habitatin muun muassa vesiselkärangattomille (Wegener ym. 1974, Moore ym. 2004, Cooke ym. 2013) ja uudelleen vesittämisen jälkeen selkärangattomien määrän on havaittu lähtevän jyrkkään nousuun (Wegener ym. 1974). Esimerkiksi preerian kosteikoilla tehdyissä tutkimuksissa, kuivuneet rantaliejut kasvittuivat moni- ja yksivuotisten ranta- ja niittykasvien toimesta, kunnes vedenpinta kohosi kuivuuden jälkeen (Welling ym. 1988). Heidän tutkimuksessaan osa monivuotisista kasveista selvisi tulvasta, jatkoi kasvuaan ja lisääntyi kasvullisesti. Kosteikkoalueilla luonnollisesti ilmenevät kasvien siemenet voivat selvitä tulvimisesta muutamien kuukausien tai jopa vuosien ajan. Joidenkin kasvien (maissi, japaninhirssi, riisi ja soijapavut) elinvoima kuitenkin heikkenee, kun tulvimista on jatkunut yli 90 päivän ajan (Fredrickson & Taylor 1982). Kuivuuden on havaittu lisäävän pohjaan kerääntyvän karikkeen ja detrituksen määrää, joka voi energiavarastona toimimisen ohella alentaa kasvien itämistä ja taimien kasvua (Welling ym. 1988).

Muutaman kuukauden tai jopa kolmesta viiteen vuotta kestävän vedenpinnan alentaminen voi luoda uusia olosuhteita rakennetuille alueille. Aleneva vesipinta paljastaa kosteikon pohjalietteen, joka lisää kosteikkoelinympäristöjen mosaiikkimaisuutta ja monimuotoisuutta. Erityisesti rantalinnut ja kahlaajat suosivat tällaisia elinympäristöjä (Fredrickson & Taylor 1982, Zedler 2003). Myös muut sorsalinnut suosivat matalia kosteikkoalueita, joskin kokosukeltajat ovat

mieltyneet syvempiin kosteikkohabitaatteihin (Taft ym. 2002, Zedler 2003). Onnistuneen kesannointikäsittelyn aikana puoli- ja kokosukeltajasorsalintujen suosimien kosteikkohabitaattien määrä kuitenkin vähenee, kun vesi pakenee kosteikon syvempiin osiin muun kosteikkoalan kuivussa (Taft ym. 2002). Väliaikainen kuivuuskäsittely loppukesästä luo huippuluokan levähdyselinympäristön monille kahlaajille (Alhainen 2019), mutta kuivuuden jatkuessa sorsat häipyvät niille sopivien elinympäristöjen vähentyessä ja lopulta myös kahlaajien suosimat kosteikkoalueet saattavat kuivua (Taft ym. 2002). Myös sorsapoikueet ovat tässä vaiheessa riittävän varttuneita siirtymään lähimpiin järviin ja vesistöihin (Alhainen 2019). Kosteikon kuivatus on kuitenkin väliaikaista, sillä kosteikkoa ei yleensä pidetä kesantona paria vuotta kauempaa ja uudelleen tulvittaminen tarjoaa vesilintujen tulevien vuosien poikastuotannolle paremmat edellytykset ja ravintovarot (Wegener ym. 1974, Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019). Kosteikon tai järven kuivuuskäsittelyllä voi olla vaikutusta myös viereisten kosteikoiden ja järvien eliöstöön (Cooke ym. 2016). Esimerkiksi kosteikon eliöstö voi siirtyä kuivatetulta kosteikolta läheisiin järviin sekä kosteikkoihin ja yhden kosteikon kuivaaminen voi vaikuttaa myös läheisten kosteikkojen vesitalouteen.

Kuivatettu kosteikko voi aiheuttaa linnuille ns. ekologisia loukkuja, kun lintuja pesii kesannoitavalla kosteikolla, sillä kosteikon uudelleen vesityksen jälkeinen vesitasojen nousu voi tuhota lintujen pesät ja munat (van Oort ym. 2015). Kesannoinnin jälkeinen kosteikon kuivaaminen ei Fredricksonin & Taylorin (1982) mukaan esimerkiksi haittaa haikaroita, sillä haikarat suosivat uudelleen kasvittuneita ja tulvitettuja kosteikkoaltaita. Veden pakenemisella on positiivisia vaikutuksia muillekin vesilinnuille kuin kahlaajille, sillä vesiselkärangattomat kerääntyvät jäljelle jääneisiin vesialtasiin (refuugioihin) ja ovat näin ollen helpompia saaliita suojapaikkojen ja elintilan vähentyessä (Kushlan 1976, Magoulick & Kobza 2003). Vesimassojen supistuminen ja vesieliöiden kerääntyminen kosteikon syvimpiin osiin saavat aikaan eliöiden tiheyden kasvun, mikä voi lisätä lajien välistä kilpailua (Dewson ym. 2007).

Vesialtasiin kerääntyvät myös kalat, joita osa kahlaajista käyttää ravintonaan (Kushlan 1976, Ma ym. 2010). Veden kutistuminen syvänealueiden pohjalle mahdollista kosteikkoon levinneen kalakannan poiston (Alhainen 2019) ja kun kosteikon kuivuminen etenee ja vesialtaat haihtuvat, altasiin loukkuun jääneet kalat kuolevat (Lake 2011, Cooke ym. 2016). Kalakantojen romahdus vähentää lintujen ja kalojen välistä ravintokilpailua ja vapauttaa enemmän ravintovaroja vesilintujen käyttöön uudelleenvesityksen jälkeen. Tämä tekee erittäin hyvää tulevien vuosien lintujen poikastuotannolle ja ikään kuin uudistaa kosteikon pohjaeläintuotannon (Alhainen 2019). On havaittu, että kesannointi alentaa jo alkuvaiheessa esimerkiksi haukien (*Esox*

*lucius*) menestymistä, sillä vesipatsaan huetessa hauella ei ole käytössään elintärkeää tulvivaa kasvillisuutta keväisenä kutu ympäristönään (Hassler 1979). Vedenpinnan alentaminen altistaa saaliskalat, selkärangattomien ohella, helpommiksi petojen saaliiksi (Kushlan 1976, Hoisinghaus & Pelicice 2010), kun niillä ei ole enää käytössä rantakasvillisuuden tarjoamaa suojaa ja ravintoa (Wright & Berrie 1987, Boulton 2003, Stubbington ym. 2009, Ledger ym. 2011, Cooke ym. 2016).

Selkärangattomien lajitiheydet ja lajikoostumukset voivat kokea suuria muutoksia vedenpinnan alenemisen seurauksena (Ledger ym. 2011, Cooke ym. 2013, Ledger ym. 2013). Kuivuuden nopea ilmentyminen vaikuttaa merkittävästi eliöiden kokeman stressin suuruuteen. Nopea kuivuminen voi vähentää vesiekosysteemin selkärangattomien määrää merkittävästi (Ledger ym. 2011, 2013) ja lopulta selkärangaton yhteisöä saattavat dominoida kuivuudensietokyvyltään kestävimät lajit (Dewson ym. 2007).

Vedenpinnan alenemisella voi olla voimakkaita seurauksia selkärangaton yhteisöille, joka voi myös heikentää kalojen menestymistä sekä kosteikon pohjaeliöstön (benthinen faunan) diversiteettiä (Cooke ym. 2016). Esimerkiksi Bennet (1954) havaitsi tutkimuksessaan viitteitä kalapopulaatioiden kärsimisestä selkärangattomien määrän vähetessä. Suurempikokoiset selkärangaton- ja kalalajit ovat pienempiä kokoluokkia alttiimpia kesannoinnin aikaiselle kuivuudelle. Kuivuus lisää suurten lajien kuolleisuutta niiden korkeampien metabolisten vaatimusten sekä kuivuuden aikaansaaman fysiologisen stressin seurauksena (Lancaster & Hildrew 1993, Matthews 2003, Ledger ym. 2011). Esimerkiksi veden happipitoisuus vähenee, varsinkin jos järveen tai kosteikkoon valuva vesi sisältää paljon ravinteita ja orgaanista materiaalia sekä jäljelle jäänyt vesiallas on pieni (Cooke ym. 2016). Selkärangaton yhteisöissä erityisesti pedot kärsivät kuivuudesta (Ledger ym. 2011). Petojen määrän väheneminen voi lyhentää kosteikon ravintoketjua ja yksinkertaistaa ravintoverkkojen rakennetta, vähentäen lajienvälisiä interaktioita (Woodward ym. 2012). Petojen väheneminen voi esimerkiksi johtaa surviaissääsken (*Chironomidae*) määrän lisääntymiseen (Boulton 2003, Ledger ym. 2011, 2013), joka voi puolestaan tarjota hetkellisesti ravinnon määrän kasvua linnuille.

Selkärangattomat voivat käyttää kuivuudenaikaisina turvapaikkoinaan kosteikkohabitaatteja, joissa ei ole lainkaan pintavettä (Lake 2011). Esimerkiksi madot, kotilot, osa äyriäisistä ja sukeltajista käyttävät turvapaikkanaan kivien alusia ja kosteikossa olevaa puuainesta (Fenoglio ym. 2016, Ledger ym. 2013). Osa selkärangattomista kaivautuu myös kuivimpina hetkinä pohjasedimenttiin (Fenoglio ym. 2006, Dewson ym. 2007). Myös toisten kosteikkojen läheisyys

tarjoaa kuivuuskäsittelyssä olevan kosteikon eläimille turvapaikan. Esimerkiksi Boultonin (2003) mukaan eliöiden kuivuudensietokykyyn ja kuivuudesta palautumiseen vaikuttaa, kuinka paljon eliöllä on käytössään sopivia turvahabitaatteja. Osa selkärangattomista jää kosteikon tarjoamiin selviytymispaikkoihin, mutta esimerkiksi aikuiset vesiperhoset lentävät pois kuivuneelta elinympäristöltään (Williams 1996). Kesannoinnin pituudella on vaikutusta selkärangattomyhteisön menestymiseen. Erityisesti Suomen oloissa kesannointi voi jatkua myös talven yli. Tämä voi romahduttaa kosteikon selkärangattomyhteisön, sillä esimerkiksi 150 päivän altistuminen kylmälle ja pohjasedimentin jäätyminen 20 cm syvyydeltä on havaittu tuhoavan suurimman osan kosteikon pohjaeliöstöstä (Paterson & Fernando 1969). Myös kaivautuvat selkärangattomat, kuten simpukat ja muut nilviäiset (Mollusca) kärsivät pidempijaksoisesta kuivuudesta sekä mahdollisesta jäätymisestä (Kadlec 1962, Cooke ym. 2016).

Liikakasvillisuutta ja ei-toivottujen lajien leviämistä voidaan rajoittaa talven aikaisilla kuivuuskäsittelyillä (Cooke ym. 2016). Talven aikainen kosteikon jäätyminen vähentää kosteikon umpeenkasvua ja aggressiivisten kasvilajien menestymistä (Cooke ym. 2020, Alhainen 2020, suullinen tieto). Siihen kannattaako kuivuuskäsittely tehdä kasvien säätelyn kannalta kesällä vai talvella, vaikuttaa kohdelajien herkkyys ja haavoittuvaisuus. Esimerkiksi hukkariisi (*Leersia oryzoides*) (heinäkasvi), tatarkasvit (*Polygonum sp.*) ja limaskat (*Lemna sp.*) lisääntyvät kesannoinnin aikana nopeasti (Kadlec 1962). Tähtkä-ärviä (*Myriophyllum spicatum*) selviää muutamia viikkoja alhaisissakin lämpötiloissa, mikäli kosteutta on tarjolla riittävästi. Liian tiheää ärviäkasvustoa voidaan kuitenkin hävittää kesannoimalla kosteikko talven yli, jolloin kuivuus ja jäätyminen tuhoaa kasvin. Jäätymistä on käytettykin luonnonhoidollisena menetelmänä ja hyödynnetty jään voimaa muun muassa repimään kasvilajeja juurineen.

Kasvien runsaussuhteissa voi myös tapahtua muutoksia kuivuuskäsittelyn vaikutuksesta. Valtalajina oleva kasvi voi kuivuuden aikana kärsiä ja kuivuutta paremmin sietävät lajit menestyä käsittelyn jälkeen (Cooke ym. 2016). Kesällä tapahtuvan kuivuuskäsittelyn on havaittu lisäävän sinikaislan (*Schoenoplectus tabarnaemontani*) menestymistä, mutta puolestaan alentavan vesierneen (*Utricularia purpurea*) ja palpakon (*Sparganium chlorocarpum*) määrää kosteikoilla (Cooke ym. 2016). Myös vitojen (*Potamogeton foliosus*) ja muiden kelluslehtisten kasvien on havaittu vähenevän kuivuuden seurauksena (Kadlec 1962). Hall:in ym. (1946) mukaan esimerkiksi jotkin puuvartistet lajit, kuten pajut *Salix nigra* ja saarni *Fraxinus lanceolata* vaativat järven tai kosteikon kuivaamisen menestyäkseen valtalajina. Kesannoinnin jälkeinen puuvartisten ja ruohovartisten kasvien tulvittaminen on kuitenkin tehokas keino lisätä järven tai kosteikon kalojen ja lintujen ravinto-organismien määrää (Kadlec 1962, Whitman 1976, Cooke ym.

2016). Tulva-alueiden pohjaeläintuotanto on runsas (Nummi 1985). Monet ruohovartiset kasvit hukkuvat, kun tulvittamista jatketaan riittävän pitkään (Cooke ym. 2016), puuvartisten kasvien hajoaminen on kuitenkin hidasta, joka tarjoaa ravintovaroja linnuille monen vuoden ajan (Nummi 1985).

Kuivien ajanjaksojen on havaittu käynnistävän merkittäviä taksonomisia ja toiminnallisia muutoksia levien perustuotannossa, sillä piilevien määrän havaittiin lisääntyvän viherlevien kustannuksella Ledgerin ja hänen tutkimusryhmänsä (2013) seurannoissa. Levien kokonaisuudessa ei kuitenkaan tapahtunut muutoksia. Lynch & Magoulick (2016) havaitsivat puolestaan periytonin (vedessä kasvualustaansa, kuten pohjaan tai vesikasveihin kiinnittyvät rihmamaiset ja mikrolevät) määrän kasvavan kuivuuden seurauksena, varsinkin matalissa järvissä. Veden vähyden ohella myös kosteikon vedenlaatu ja lämpötila vaikuttavat eliöiden vasteisiin vallitseviin olosuhteisiin. Lämpötilan, happamuuden ja kuivuuden yhteisvaikutuksen on havaittu kasvattavan boreaalisten järvien eläinplanktonin, kuten vesikirppujen (*Daphnia catawba*) biomassaa 130-240 % ja puolestaan vähentävän kasviplanktonin biomassaa 170-750 % (Christensen ym. 2006). Osa eläinplanktoneista ja vesikasveista on havaittu selviävän kuivuudesta sitkeiden ja kestävien munien tai siementen avulla Lytle & Poff 2004).

Hulsey (1958) puolestaan havaitsi leväkukintojen määrän kasvavan kuivattujen järvien ja kosteikoiden uudelleen vesittäamisen jälkeen. Tämä tukee käsitystä, jossa järven kuivatus saattaa johtaa kirkkaan ilmaversoiskasvien dominoivan järven muuttumisen kohti levävaltaista sameaa järveä (Cooke ym. 2016). Tekijät, joiden seurauksena leväkukintojen määrä voi kasvaa, voivat olla fosforin (P) vapautuminen uudelleen vesitetyn järvi- tai kosteikkoaltaan pohjasedimentistä, samalla kun kalat vähentävät levää syövien selkärangatonlaiduntajien (grazer) määrää. Runsaaravinteisilla järvillä ja kosteikoilla pohjasedimentti on usein huokoista ja kuohkeaa, mutta kuivuskäsittelyn aikana sedimentti voi muuttua tiiviimmäksi (Cooke ym. 2016). Kokonaisfosforipitoisuudet kuivuneen pohjasedimentin ylimmässä kerroksessa on todettu kasvavan, mutta puolestaan laskevan sen alimmissa kerroksissa (40 cm) (De Groot & Van Wijck 1993). He havaitsivat myös orgaanisen aineksen mineralisoitumista pohjasedimentin alimmissa kerroksissa ja hiilen (C) määrän vähenemistä 40 % 0-40 cm syvyisissä kerroksissa. Syvemmillä kokonaisytypen (N) määrän havaittiin vähenevän jopa 50 %. Se kuinka syvältä pohjasedimentti kuivuu, vaikuttaa sedimentin kemikaalisiin ja fysikaalisiin ominaisuuksiin, kuten ravinteiden määrään (denitrifikaatio). Kuivaaminen voi siis vähentää orgaanisen typen ja hiilen määrää pohjasedimentissä (De Groot & Van Wijck 1993). Myös Cook & Powers (1958) havaitsivat kuivatuksen

vähentävän ravinteiden määrää suon/marskimaan maaperässä, mutta puolestaan Neess (1946) kertoo kuivattamisen tehostavan kalastusaltaiden maaperän tuottavuutta.

Kuivuuskäsittelyn seurauksena pohjasedimenteistä voi vapautua fosforia veteen (Cooke ym. 2016). Tämä ei kuitenkaan ole niin yksiselitteistä, sillä kesän aikaisen kuivuuskäsittelyn (kesäkuu-lokakuu) havaittiin Jacobyn ym. (1982) tutkimuksissa vähentävän argentiinanvesiruton (*Egeria densa*) määrää ja kuivunutta biomassaa 84 % (Long Lake, kesäsadanta alueella väähäistä). Tämä ei vaikuttanut ulpukan (*Nuprhar polysephalum*) sekä lumpeen (*Nymphaea odorata*) esiintymisiin ja vesikasvien biomassaa palautui parin vuoden jälkeen kuivuuskäsittelystä. Vesipatsaan kokonaisfosforin ja pH:n määrä oli käsittelyn jälkeen alempi, eikä leväkukintoja esiintynyt uudelleenvesitettynä kesänä. Heti vesityksen jälkeisinä syyskuukausina veteen liuenneen fosforin määrän ei havaittu kasvavan (Jacoby ym. 1982). Kadlecin (1962) tutkimuksessa runsasravinteisen järviveden fosforipitoisuus puolestaan kasvoi uudelleen vesittämisen jälkeen. Cook ja Powers (1958) tutkivat suon/marskimaan maaperää ennen ja jälkeen tulvan, ja löysivät enemmänkin ravinteiden akkumuloitumista kuin köyhtymistä. He havaitsivat myös mahdollisesti myrkyllisiä pitoisuuksia rautaa ja mangaania kertyvän maaperän sedimentteihin.

Ihmisen rakentamat kosteikot ovat jokseenkin verrannollisia majavan luomiin kosteikoihin ja kosteikon kesannoinnin jälkeinen uudelleenvesitys on hyvin samankaltainen majavakosteikkojen ja rakennettujen kosteikkojen ensimmäisiin vuosiin verrattuna. Kuivuuskäsittelyn jälkeen kosteikon pohjalle kehittyneet kasvit tulvitetaan, ja suurin osa tulvan alle jääneistä kasveista kuolevat ja hajoavat vapauttaen ravinteita sekä ravintoa pohjan detritusta syöville selkärangattomille sekä muille eliöille (Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Moore ym. 2004). Kosteikkojen ravintoverkko perustuukin tuohon hajoavaan orgaaniseen ainekseen, jota erilaiset kariketta syövät selkärangattomat käyttävät hyväkseen (Hodkinson 1975, McDowell & Naiman 1986, Moore ym. 2004). Erityisesti kariketta syövät eliöt hyötyvät majavapadoista, kosteikon rakentamisesta tai sen uudelleen vesittämisestä (Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Moore ym. 2004). Pohjalle kehittynyt kasvillisuus sekä sen hajoamisesta peräisin oleva energia antavat sitä syöville eliöille paremmat edellytykset menestymiseen ja niiden määrän on havaittu kasvavan (Kadlec 1962, Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Moore ym. 2004). Sorsien ja sorsapoikueiden määrän on vastaavasti havaittu lisääntyvän ehkäpä juuri ravinnon määrän lisääntymisen seurauksena (Kadlec 1962, Pöysä ym. 1994). Kesannoinnin uudistama kosteikon kasvillisuus, tarjoaa ihanteellisia elinympäristöjä kahlaajille, rantakanoille sekä myöhään muuttaville että paikallisille vesilinnuille (Fredrickson & Taylor 1982). Uudelleen vesityksen voi kohdistaa tavoitellun lintulajiryhmän elinympäristövaatimukseen, sillä esimerkiksi 0-12 cm

vedenpinnankorkeus on useimpien kahlaajien mieleen ja myöhemmin nostettava vesipinta voi tukehduttaa kosteikon ei-haluttujen kasvilajien kasvun sekä houkutellessa muita vesilintuja kuten sorsia (Fredrickson & Taylor 1982). Uudelleen vesitetty kosteat alueet tarjoavat pesä- ja ruokailuhabitaatteja myös monille kanalinnuille sekä taimikoita peurojen ja kauriiden syötäväksi (Fredrickson & Taylor 1982).

Kosteikon välittömässä läheisyydessä elävät riistaeläimet ovat riippuvaisia matalasta vedestä ja suosivat kosteaa maaperää. Kosteikkoaltaat, joiden tavoitteena on tarjota elinympäristöjä riistalinnuille, tulisi vesittää uudelleen mahdollisimman pian kesannoinnin jälkeen, kun tavoiteltu kasvillisuustilanne on saavutettu ja kasvit kestävät tulvimista. Kesällä tulvitetut alueet vähentävät kananhirssin, tatarkasvien, asterikasvien määrää ja lisäävät sarakasvien (*Carex sp.*), vihvilöiden (Juncaceae), hukkariisin (*Leersia oryzoides*) tai jopa lootuskasvien (Nelumbonaceae) määrää. Tulvittamista tulisi jatkaa 5 - 15 cm saakka, kunnes kasvit ovat tarpeeksi korkeita. Haikarat, rantakanat, kosteikkoa vakinaisesti asuttavat vesilinnut sekä osa varpuslinnuista, ruokailevat ja usein pesivät tällaisilla kosteammilla habitaateilla. Osa varpuslinnuista tosin pesii ja ruokailee myös kuivemmilla alueilla (Fredrickson & Taylor 1982).

Kosteikon kuivuuskäsittelyn voi ajoittaa useaan eri ajankohtaan ja käsittelyn ajankohdalla voi olla vaikutusta sen aikaansaamiin vasteisiin kosteikon eliöissä. Vuodet eivät ole veljiä keskenään ja ympäristöolosuhteet vaihtelevat vuosien välillä. Tämän johdosta kuivuuskäsittelyn ajoittaminen tulisikin kohdistaa saapuvien ja pois lähtevien riistalintujen muuttoajankohden sekä habitaattien olosuhteiden mukaan, eikä kalenerin päivämäärien perusteella (Fredrickson & Taylor 1982). Alkukevään kuivuuskäsittelyllä voidaan vaikuttaa kosteikon houkuttelevuuteen, muokkaamalla habitaatteja kohti vesilintujen elinympäristövaatimuksia. Kuivuuskäsittelyn aikana riistalintujen suosima kasvillisuus voi saada paremmat itämismahdollisuudet ja näin tarjota linnuille ja niiden ravintonaan käyttämille vesiselkärangattomille suojaa, ravintoa ja lisääntymishabitaatteja (Fredrickson & Taylor 1982). Aikaisin keväällä kehkeytyvä kasvillisuus on tärkeä sorsien menestymisessä, sillä se tarjoaa isoilla lintuvesillä suojaa ja ravintoa sorsille sekä selkärangattomille. Ilmaversoiskasvillisuus antaa sorsille ”oma rauha”, tarjoten suojaa omien ja toisten lajien edustajilta sekä pedoilta. Kosteikon keväiset vedenpinnan tasot voivat vaikuttaa vesilintujen lisääntymis- ja pesäpaikan valintaan, määrittäen sen hetkisen avovesipinnan osuuden ja sijoittumisen sekä mistä vesilinnut löytävät kasvillisuuden tarjoamia suojaisia kosteikkoaloja (Kadlec 1962). Suojaisia kasvillisuus voi tarjota sopivia levähdyspaikkoja myös metsästysaikoina, kun syksyisin alkavan metsästyspaineen on havaittu ajavan sorsat

saavuttamattomille alueille, minne ei kahluuvälinein tai venein pääse. Näillä alueilla tavataan usein myös paljon limaskaa (Kadlec 1962).

Alkukevään aikaiset kosteikon kuivatukset tulisi ajoittaa kahlaajien ja rantalintujen muuttoaikojen mukaan (Fredrickson & Taylor 1982). Esimerkiksi kaakkoisessa Missouriissa keltajalkaviklot (*Tringa flavipes*) ja palsasirri (*Calidris melanotos*) saapuvat alueelle huhtikuun alun ja keskivaiheen aikana. Kuivuuskäsittelyn ajoittaminen muissa paikoissa vaihtelee leveyspiirin ja lintulajien muutto- ja pesimisaikojen mukaan. Alkukevään kuivuuskäsittelyn jälkeen kosteikoissa on enemmän paljaita pohjalietehabitaatteja vanhan kasvillisuuden vähentyessä (Fredrickson & Taylor 1982).

Loppukevään kuivuuskäsittely on tehokkaampi, mikäli se on jaettuna kahteen vaiheeseen. Aluksi vedenpinnan taso tulisi alentaa 5-15 cm ja pitää tässä tasossa, kunnes paljastuneeseen pohjalietteeseen itää ja kasvaa kasvillisuutta. Tämä on erityisesti ranta- ja kahlaajalintujen mieleen. Kun kasvittuminen alkaa, kuivuuskäsittely voidaan jatkaa loppuun (Fredrickson & Taylor 1982). Kuivuuskäsittelyn ja tulvittamisen kesto voi vaihdella.

## **5.2 Biodiversiteetin lisääminen**

Kosteikkojen kunnostamisten suunnittelu, tavoitteena kasvi- ja eläinlajien parempi menestyminen sekä monimuotoisuus, on paljon hankalampaa kuin kosteikkosuunnitelmat tulvien hillitsemiseksi ja vesilaadun parantamiseksi (Zedler 2003). Luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen ja lisääminen onkin monimutkainen tehtävä. Vaikka suuret alueet tukevat yleensä enemmän lajeja, muut tekijät, kuten suuri luontotyyppien monimuotoisuus, korkea tuottavuus tai monikerroksiset kasvihuonekatokset, voivat antaa saman tuloksen (Meffe & Carroll 1997). Kunnostusten suunnittelussa tulisi huomioida muiden kosteikkojen läheisyys, sillä yhteys erilaisten kosteikkohabitaattien välillä tarjoaa monimuotoisia elinympäristöjä erilaisten kosteikkolajien vaatimukseen. Useampien eri kosteikkoaltaiden läheisyys on tärkeää monimuotoisen kosteikkomosaiikin muodostamisessa, joka tarjoaa lukuisia erilaisia elinympäristöjä kosteikkoeliöiden vaatimukseen. Kosteikkoeliöillä on tällöin suurempi todennäköisyys löytää monimuotoisesta kosteikkokirjosta mieleinen elinympäristö. Kosteikon läheisyydessä olevat muut kosteikkoaltaat ovat myös elintärkeitä elinympäristöjä lajien levittäytymisessä ja uudelleen asuttamisessa. Muuttavat lajit vaativat usein myös erilaisia luontotyyppisiä pesimä-, kuto- tai muina aikoina. Siksi erilaisia kosteikkoja on hyvä olla, kunnostaa tai rakentaa toistensa lähelle (Zedler 2003).



Luonnolliset häiriöt, kuten palaminen, tulvat ja vedenpinnanvaihtelut lisäävät luonnon monimuotoisuutta vähentäen lajienvälistä kilpailua, mahdollistaen myös pienikokoisten ja lyhytaikaisten lajien menestymisen ja selviämisen (Zedler 2003). Kosteikkojen kunnostamisten pitkäaikaisohjelmaan tulisikin sisällyttää kunnostustoimenpiteiltään luonnonmukaisen kaltaisia häiriöitä (Foster ym. 1998). Häiriöt, jotka ovat voimakkuudeltaan liiallisia, riittämättömiä tai ajankohdaltaan luonnottomia saattavat kuitenkin suosia voimakkaasti ja nopeasti levittäytyviä lajeja. Alueet, joiden hydrologiaan ja ravinneolosuhteisiin on kohdistunut vain vähäisiä ihmisvaikutuksia, voivat yleensä mahdollistaa suuremman lajikirjon (Mensing ym. 1998). Luonnon monimutkaiset reagointimekanismit erilaisiin häiriöihin tulisi ottaa huomioon, kun kosteikkoja suunnitellaan biodiversiteetin maksimoimiseksi. Esimerkiksi monimuotoinen kasvillisuus voi sitoa enemmän typpeä, mutta typen sitomisen seurauksena kasvilajien monimuotoisuus saattaa vähentyä muutamien typpeä tehokkaasti hyödyntävien kasvilajien menestymisen seurauksena (Bedford ym. 1999). Samalla kun osmankäämit voivat sitoa suurimman osan kosteikon ravinteista (Kadlec and Knight 1996), ne voivat samalla syrjäyttää muita kotoperäisiä kasvilajeja (Woo & Zedler 2002). Ekologit eivät ole vielä selvittäneet kuinka paljon typpeä ja fosforia voidaan poistaa kosteikoilta vaarantamatta kasvien ja eläinten monimuotoisuutta (Zedler 2003).

## **6. Tutkimuksen tarkoitus, keskeiset kysymykset ja odotetut tulokset**

Tämä pro-gradu tutkielma on tehty yhteistyössä Metsähallituksen kanssa, jonka hallinnassa on kolmannes Suomen pinta-alasta. Metsähallituksen pyrkimyksenä on hoitaa ja kehittää vastuullisesti valtion omistamia maa- ja vesialueita siten, että ne hyödyttävät mahdollisimman hyvin koko yhteiskuntaa. Metsähallitus on rakentanut Riistan elinympäristöjen hoito (REH)-projektin puitteissa lintuvesikosteikkoja ympäri Suomea. Projekti kytkeytyy kansalliseen riistatalouden kosteikkostrategiaan toteuttaen kosteikkoelinympäristöjen hoitoa valtion mailla. REH-kosteikot ovat luonnontilaltaan muunnetuille metsätalousalueille rakennettuja kosteikoita. Suurin osa kosteikoista on rakennettu padottamalla maakasvillisuuden päälle tai kaivamalla ohutturpeiselle suolle. Lintuvesikosteikoita perustettiin muun muassa majavatuhoalueiden, entisten turvesoiden, ojitettujen soiden ja purojen sekä muiden metsätalouden kannalta olevien joutomaiden yhteyteen, joissa on lähtökohtaisesti rehevä maaperä. Rakennettujen kohteiden vaikutusten seuranta haluttiin ottaa osaksi REH –projektin toimintaa, joten metsätalousvaikutteisilta

rakennetuilta REH –kohteilta kerättiin vuosina 2008–2012 Helsingin yliopiston ja Metsähallituksen toimesta havaintoja väitöskirjatutkimukseen. Tutkimuksessa keskityttiin kosteikon rakentamisen jälkeiseen tuottavuuden ja kasvillisuuden seurantaan sekä kosteikon toimivuuteen vesiensuojelullisessa mielessä. Väitöskirjaan kerättiin aineistoa 13 kosteikoilta (Saarikko, Haara-järvi, Kirstinkorpi Etelä, Kirstinkorpi Pohjoinen, Lippi, Varispuro, Kattilapuro, Kamulan-puro, Orastinsuo Länsi, Orastinsuo Väli, Orastinsuo Itä, Paloharju ja Rypyharju). Seurantoja tehtiin kosteikon rakentamisvuodesta riippuen vuoteen 2012 saakka. Seurannat toteutettiin vuosina 2008-2012 seitsemällä kosteikolla (Saarikko, Kirstinkorpi Etelä, Kirstinkorpi Pohjoinen, Kamulanpuro, Orastinsuo Länsi, Orastinsuo Väli ja Orastinsuo Itä) sekä muilla kosteikoilla vuosina 2009-2012. Kosteikoilta inventointiin havaitut lintulajit, vesiselkärangattomat, kasvillisuus, kalojen esiintyminen, vesinäytteet, lepakot ja pienpetoja. Kosteikot sijaitsivat eri puolilla Suomea Pudasjärven (nykyisin Oulun), Yli-Iin (nykyisin Oulun), Ikaalisen, Valtimon, Lieksan ja Hämeenlinnan alueilla.

Kosteikoiden tuottavuuden on kosteikkojen parissa työskentelevien henkilöiden toimesta havaittu laskevan 4 vuoden ja maatalousvaikutteisilla kosteikoilla 5-6 vuoden kuluessa kosteikon rakentamisesta (Kadlec 1962, Whitman 1976, Alhainen ym. 2016). Aikaisemmat seurannat ovat keskittyneet pääsääntöisesti majavatulvikoiden tai yksittäisen eliölajiryhmän inventointeihin eikä rakennetuilta kosteikoilta ole riittävästi koko eliöyhteisöön kohdistuvia kattavia seurantoja tai tutkimuksia. Yleisen hypoteesin mukaan padotun kosteikon kyky ylläpitää monipuolista lajistoa uskotaan perustuvan veden alle jääneen kasvillisuuden hajoamiseen ja tästä seuraavan biologisen aktiivisuuden lisääntymiseen. Paraskaan kosteikko ei säily tuottavana vuosikausia, sillä runsastuottoisillakin kosteikoilla hajotustoiminta jatkuu korkeana enimmillään 4-8 vuotta vedennoston jälkeen, jonka jälkeen se kääntyy väistämättä laskuun (Alhainen ym. 2016). Vuosien 2008-2012 tehdyt seurannat tukivat hypoteesia, jossa kosteikon tuottavuuden oletetaan laskevan muutaman vuoden kuluessa kosteikon perustamisesta. Tuottokyvyn pysyvä lasku ilmenee ensimmäisenä kosteikon ravintoverkkoja ylläpitävän vesiselkärangattomien runsauden vähenemisenä. REH- kosteikot tukivat oletusta, sillä seurannoissa selkärangattomien biomassassa oli korkeimmillaan toisena vuonna kosteikon perustamisesta (Čehovská ym. 2020, julkaisematon). Muutosten uskotaan näkyvän nopeasti myös vesi- ja kahlaajalintujen poikastuoton heikentymisenä ja kosteikon lintumäärien vähentymisenä. REH- seurannat tukivat tätä hypoteesia, sillä lintujen sekä selkärangattomien välillä havaittiin korrelaatiota (Čehovská ym. 2020).

Vedenkorkeuden vaihtelun oletetaan uudistavan kosteikon kasvillisuutta, lisäävän vesiselkärangattomien runsautta ja parantavat kosteikon tuottoa. Kosteikon vesiselkärangattomien määrä pyritään saamaan uuteen kukoistukseen kesannoimalla kosteikko 1-2 kasvukaudeksi, jonka aikana maakasvillisuus ehtii palautua alueelle (vedennostoon perustuva kasvillisuuden hukuttaminen) (Alhainen ym. 2016). Väliaikaisen kuivuuskäsittelyn uskotaan lisäävän kosteikon tuottavuutta samoin periaattein kuin kosteikon rakentaminen. Aiheesta on yleisestä käsityksestä, kuten kosteikko-oppaiden maininnoista, riippumatta vain vähän kattavaa tutkimustietoa. Kuivuuskäsittelyn eli kesannoinnin tarkoituksena on saada kosteikon tuottavuus taas uuteen nousuun.

Valmistuvan väitöskirjatutkimuksen mukaan tutkimukseen käytetyt REH-kosteikot tuottavat enemmän sorsayksilöitä, pareja ja poikueita kuin tavanomaiset boreaaliset järvet (Čehovská ym. 2020, julkaisematon). Čehovskán ym. (2020, julkaisematon aineisto) mukaan tutkimuskosteikot poikkeavat toisistaan sekä koon, rakenteen että ravinteikkuutensa puolesta. Saarikko on rehevä, avoimella paikalla oleva kosteikko, joka on ollut majavan patoamana joskus aikaisemmin. Selvästi Saarikkoa karumpia entisiä majavakosteikkoja ovat Haarajärvi, Lippi, Kamulanpuro ja Kattilapuro. Myös Varispuro on karu, mutta edellisistä se poikkeaa paljon myös kooltaan ja rakenteeltaan. Varispuro on pieni kosteikko, jolle on rakennettu useita ja mittavia saarekkeita. Orastinsuota, Paloharjua ja Rypyharjua yhdistävä tekijä on se, että ne on kaikki tehty suolle. Orastinsuo on tutkimuskosteikoista kaikkein suurin, pinta-alaltaan yhteensä n. 30 ha laajuinen, kolmen altaan muodostama, entiselle turvesuolle rakennettu kosteikkokokonaisuus. Palo- ja Rypyharju ovat kaivettuja ja karuja kosteikkoja. Kirstinkorven (E & P) kosteikot ovat kooltaan melko pieniä ja rehevyydeltään tutkimuskosteikkojen joukossa keskinkertaiset.

Keskeiset kysymykset ja niiden odotetut tulokset voidaan kiteyttää seuraavasti:

Kuinka kosteikon kesannointi vaikuttaa sen veden kemiaan, kasvillisuuteen, selkärangattomien määrään ja lajistoon, ja lopulta sen linnustoon vesilintujen ja kahlaajien osalta?

- a) Veden kemiallisen koostumuksen osalta odotin, että kesannoinnin seurauksena kosteikkoveteen vapautuu ravinteita kuivuneen kosteikon pohjalle kehittyvien kasvien hajoamisen tai pohjasedimentistä vapautumisen seurauksena kosteikon uudelleenvesittämisen jälkeisenä vuonna.
- b) Kasvillisuuden odotin kertyvän kesannoidun kosteikon pohjalietteeeseen ja tulvittamisen jälkeen hajoavan. Kasvillisuudessa odotettiin tapahtuvan muutoksia kasvilajien runsaussuhteissa ja kasvillisuuden uudistuvan aikaisempaa

monimuotoisemmaksi ja vesilintujen suosimien kasvilajien menestyvän (sarat, korteet, vita, kurjenjalka, palpakot, pikkulimaska, kilpukka, ärviä). Odotin kesannoinnin myös pysäyttävän kosteikon umpeenkasvua ja lisäävän avovesipinta-alaa ("haitalliset" kasvilajit vähenevät: järviruoko, järvikaisla, osmanikäämi, vesirutto, rahkasammalet...), mutta kosteikon kesannoinnin odotettiin myös hetkellisesti lisäävän kasvillisuuden tiheyttä, ennen kuin kuivuneeseen kosteikkoon kehittyneet ja tulvittamisesta kärsivät lajit hajoavat.

- c) Selkärangattomien määrän ja lajikoostumuksen suhteen odotin kosteikon selkärangatonbiomassan kasvavan ja lajimäärien monimuotoisuuden lisääntyvän uudelleen vesittämisen jälkeen pohjalle kehittyneen kasvillisuuden tarjoaman elin-tilan sekä sen hajoamisesta peräisin olevan energiavaraston ja ravinnon seurauksena.
- d) Vesilinnuston osalta odotin lajimäärän ja monimuotoisuuden kasvavan sekä lajikoostumuksen muuttuvan. Sorsien, sorsapoikueiden sekä kahlaajien yksilömäärien odotettiin lisääntyvän sekä lajistollisen monimuotoisuuden kasvavan kesannoinnin jälkeisenä vuotena ravinnon määrän, kuten selkärangattomien ja ravinnoiksi soveltuvien kasvilajien lisääntymisen seurauksena.

## **7. Materiaalit/Aineisto ja menetelmät**

### **7.1 Tutkimusalue**

Seurannat alkoivat väitöskirjatutkimusta varten (Čehovská ym. 2020, julkaisematon) Metsähallituksen Riistan elinympäristöjen hoito (REH)-projektin rakentamalla lintuvesikosteikoilla keväällä 2008 ja ne kestivät vuoteen 2012, ennen kuin niille suunniteltiin kesannointikäsitteilyn toteuttamista. Kesannointikäsitteilyä ja allekirjoittaneen pro-gradu-tutkielmaa varten tehdyt seurannat tehtiin vuosina 2016-2018 samoilta kosteikoilta, ja aineiston kokoa kasvatettiin vielä kahdella lisäkosteikolla (Hullarin sekä Piojärven kosteikot). Tässä tutkielmassa on hyödynnetty väitöskirjatutkimukseen kerättyä aineistoa ja vertailtu kosteikon tuottavuuden kehitystä sekä kosteikon perustamisen ja kesannoinnin jälkeisen tuottavuustasojen eroja toisiinsa.

Yhteensä 13 vesilintukosteikkoa kartoitettiin vuosina 2008-2012 sekä 15 vesilintukosteikkoa (yhteenlaskettu pinta-ala 47,2 ha) vuosina 2016-2018 (taulukko 1). Kosteikoilta kartoitettiin vesilinnusto, vesiselkärangattomat ja kasvillisuus. Kosteikoilta otettiin myös vesinäytteitä tulo-

ja lähtövedestä sekä seurattiin kalakantojen kehittymistä katiskapyyntein. Tutkimuskosteikot sijaitsivat ympäri Suomea (Saarikko ja Haarajärvi Evolla, Eteläinen ja Pohjoinen Kirstinkorpi Ikaalisessa/Parkanossa, Lippi, Kattilapuro ja Varispuro Lieksassa, Kamulanpuro Valtimossa, Orastinsuo Länsi, Orastinsuo Väli, Orastinsuo Itä, Paloharju ja Rypyharju Oulussa, Hullari Ilo-mantsissa ja Piojärvi Savonlinnassa).

Kullekin kosteikoille tehtiin seurantakesien 2008-2011 aikana kahdeksan lintulaskentaa (2/kk), kaksi selkärangatonpyyntiä (kesä- ja heinäkuussa) ja kaksi kasvillisuuslinjaa (lukuun ottamatta Orastinsuon, Paloharjun ja Rypyharjun kosteikkoja, joille ei tehty kuin yksi toukokuun parilas-kenta ja elokuun poikuelaskenta). Vuosina 2012, 2016 ja 2018 kosteikoille tehtiin samat kar-toitukset kuin aikaisemminkin, mutta lintulaskentoja vähennettiin kuuteen luopumalla elokuun laskennoista. Vuosina 2008-2012 tutkimuskosteikoiden kartoitusten tarkoituksena oli havain-noida miten juuri rakennettujen kosteikoiden lintujen, selkärangattomien, kalaston ja kasvilli-suuden määrät alkoivat kehittymään. Vesinäytteillä pyrittiin havaitsemaan kiintoaineen ja ra-vinteiden pidättäytymistä kosteikoihin ja näin ollen todentamaan kosteikoiden vesiensuojelul-lista näkökulmaa. Kartoituksilla pyrittiin havaitsemaan kosteikon tuottavuuden nousua ja las-kuu vuosien kuluessa. Vuosina 2016-2018 kartoitusten tarkoituksena oli puolestaan selvittää mitä vaikutuksia kosteikon väliaikaisella kuivuuskäsittelyllä eli kesannoinnilla oli kosteikon tuottavuuteen ja eliöyhteisön rakenteeseen. Viisi kosteikkoa (Kirstinkorpi Pohjoinen, Kirstin-korpi Etelä, Saarikko, Paloharju ja Rypyharju) tyhjennettiin vuonna 2016 loppusyksystä, pyrit-tiin pitämään kuivana talven yli aina vuoden 2017 syksyyn saakka, jonka jälkeen ne vesitettiin uudelleen vuoden 2018 kasvukautta varten. Kultakin kesannoidulta kosteikoilta kartoitettiin myös väliaikaisen kuivatuksen aikana (heinäkuu 2017) kasvillisuustietoja kasvillisuuslinjojen ja –ruutujen avulla. Näillä kasvillisuuskartoituksilla pyrittiin selvittämään kosteikoiden pohja-lietteeseen kehittyvän kasvillisuuden biomassaa ja paljonko kasvillisuutta tulisi jäämään uudel-leen vesitettävän kosteikon vedenpinnan alle. Muita kartoituksia ei tehty kesällä 2017. Uudel-leen vesitettynä vuonna 2018 kosteikoihin tehtiin samat seurannat kuin aikaisempinakin vuo-sina.

**Taulukko 1.** Tutkimuksen REH-kosteikot

Kosteikko	Pinta-ala (ha)	Sijainti	Käsittely
Saarikko	1,41	Hämeenlinna	Kesannointi
Haarajärvi	1,87	Hämeenlinna	Kontrolli
Hullari	1,5	Ilomantsi	Kontrolli
Kamulanpuro	4,06	Valtimo	Kontrolli
Kattilapuro	3,83	Lieksa	Kontrolli
Lippi	1,86	Lieksa	Kontrolli
Varispuro	0,51	Lieksa	Kontrolli
Kirstinkorpi Etelä	0,63	Ikaalinen	Kesannointi
Kirstinkorpi Pohjoinen	0,98	Ikaalinen	Kesannointi
Orastinsuo Itä	2,51	Oulu	Kontrolli
Orastinsuo Länsi	19,92	Oulu	Kontrolli
Orastinsuo Väli	4,89	Oulu	Kontrolli
Paloharju	0,46	Oulu	Kesannointi
Rypyharju	1,27	Oulu	Kesannointi
Piojärvi	1,5	Savonlinna	Kontrolli

## 7.2 Lintulaskennat

Koko kosteikkojoukon lintutulokset ovat vuosilta 2008-2018. Lintulaskentojen päätavoitteena oli selvittää kunkin kosteikon vuotuinen vesilintujen yksilömäärä ja lisääntymistulos. Laskenta palvelee myös kantojen kestävää verotusta ja riistanhoitoa sekä linnuston ja ympäristön seuranta. Lintulaskennat tehtiin kiertolaskentoina käyttäen apuvälineinä kiikareita ja/tai kaukoputkea. Parilaskennat tehtiin kahdesti toukokuussa ja poikuelaskennat kahdesti kesä- ja heinäkuussa (yhteensä kuusi kertaa), (vuosina 2008-2011 lisäksi myös elokuussa). Ennen laskentojen aloittamista muistiin merkittiin päivämäärä, tarkkailun alkamisaika ja kesto sekä vallitseva säätila. Laskennat tehtiin käyttäen sekä pistelaskenta, että kiertolaskentamenetelmiä. Laskennoissa kirjattiin ylös kosteikoilta havaitut vesilinnut ja rantalinnusto. Laskentojen tärkein yksikkö oli sorsapoikue. Kunkin havaitun sorsapoikueen yksilömäärät ja ikäluokka määritettiin Pirkolan & Högmanderin (1974) mukaan. Havaintoihin käytettävä aika vaihteli kosteikon koon,

kasvillisuuden, lintujen määrän ja rantaviivan rikkonaisuuden mukaan. Lintuhavainnot merkittiin lomakkeelle, jossa ilmoitettiin havaitut lajit, täysikasvuisten yksilöiden määrä, sukupuoli, emolinnut, niiden poikasten lukumäärä ja ikäluokka sekä ilman emoa havaitut poikaset. Varoittelevat emot (poikaset ilmeisesti lähettyvillä, mutta ei näkyvissä) merkittiin lomakkeeseen ilman poikasia. Tilastollisissa analyyseissä käytettiin pari- tai poikuumäärätietona vuosittaisten laskentojen suurinta havaintomäärää kunkin lajin osalta alueittain.

### **7.3 Kasvillisuus seurannat**

Kasvillisuuden kehitystä seurattiin kahden kasvillisuuslinjan avulla jokaista kosteikkoa kohden. 25 metrin pituisen kasvillisuuslinjan alkupiste oli rannalla, josta se johti suoraan kohti kosteikon keskilinjaa. 25 metriä sisälsi viisikymmentä puolen metrin tarkkailuväliä, joilta jokainen linjaa koskettava kasvilaji sekä mahdollisten kelluslehtisten peittävyys prosentteina merkittiin ylös. Linjojen yhteydessä tarkkailtiin myös 0,5 x 0,5 metrin kasvillisuusruutuja. Ruudut sijaitsivat 5 ja 20 metrin kohdalla kasvillisuuslinjoissa, joten ruutuja otettiin neljä kappaletta kosteikkoa kohden. Ruuduilta merkittiin ylös kasvilajit ja niiden peittävyys.

Kustakin kesantona olevasta tutkimuskohteesta otettiin kesannoinnin aikana (vuonna 2017) kaksikymmentä kasvillisuusruutua (yhteensä 100 ruutua) edustavamman otannan saavuttamiseksi. Kasvillisuusruutuja otettiin neljältä kasvillisuuslinjalta viiden metrin välein (5 ruutua/linja). Ruudut sijoittuvat kasvillisuuslinjojen 5 m, 10 m, 15 m, 20 m ja 25 metrin kohdille. Ruuduilta otettiin ylös kasvilajit, niiden peittävyys ja biomassa sekä kasvillisuuden valtakorkeus. Ruudun kasvit kerättiin mahdollisimman tarkasti paperipussiin ja kuivattiin lämpökaapissa 48 tuntia kuudessakymmenessä celsiusasteessa. Kuivunut biomassa punnittiin ja merkittiin ylös. Näin pyritään selvittämään selittyisikö mahdollinen kesannoinnin jälkeinen kosteikon tuottavuuden kasvu ja sen kosteikoiden väliset erot kosteikon pohjalle kasvavan kasvi-biomassan määrällä (kuva 8a).

### **7.4 Selkärangatonpyynnit**

Selkärangattomat ovat tärkein vesilintujen ravinnonlähde (Nurmi ym. 2016), ja runsaat selkärangattomien tarjoamat ravintovarat houkuttelevat myös vesilintuja pesimään alueelle (Nurmi ym. 2016). Vesilinnuille tarjolla olevan ravinnon määrää selvitettiin 15 kosteikolta. Vesirungon selkärangatonpyynnit toteutettiin kaksi kertaa kesässä, kesä- ja heinäkuussa, aktiivisuuspyydysten eli pöteröiden avulla (Murkin ym. 1983, Elmberg ym. 1992), joita käytetään yleisesti myös muissa vastaavissa tutkimuksissa Suomessa (mm. Nummi 1985, Nummi & Pöysä 1996, Nurmi ym. 2016). Pöteröt ovat tilavuudeltaan litran kokoisia lasipurkkeja, joiden suulle on

asetettu suppilo (kuvat 1 ja 2). Suppilon leveämpi pää oli 100 mm ja kapea pää 23 mm leveä. Kunkin kosteikon kartoituksessa käytettiin kymmentä pöteröpyydystä, jotka asetettiin rantavee-  
teen purkinsuu rantaa kohti. Pyydykset viriteltiin syvyydelle, joka on sorsien ulottuvilla (5-40  
cm:n veden pinnasta), 20-100 cm:n syvyyseen veteen niin lähelle rantaa kuin mahdollista. Pö-  
teröpyydykset kiinnitettiin rantakasvillisuuteen tai erilliseen pöterötolppaan kahden vuorokau-  
den (48 h) ajaksi. Pyydykset tuli olla asetettuina kokonaan veden alle, mutta ei kuitenkaan aivan  
pohjan tuntumaan (kuva 1). Aktiivisuuspyydyksiä koettaessa käytettiin siivilää, jolle jääneistä  
hyönteisistä määritettiin laji ja kokoluokka (kuva 3). Aktiivisuuspyydysten eläimet määritettiin  
ja luokiteltiin kooltaan Nuddsin ja Bowlyn (1984) mukaisesti: 1: 0-2,5; 2: 2,6-7,5; 3: 7,6-12,5;  
4: 12,6-20; 5: 21-40 mm. Selkärangattomat määritettiin suku- tai heimotasolle ja laskettiin kun-  
kin ryhmän yksilömäärä. Pöteröpyyntien tarkoituksena oli kerätä vesilintujen ravintona käyttä-  
miä vesiselkärangattomia ja arvioida kunkin kosteikon vesiselkärangattomien tarjoaman ravin-  
tovaran määrää. Kunkin kosteikon ravintoindeksi ilmaistiin eläinryhmän yksilömääränä pyyn-  
neissä kerrottuna ryhmän keskikoolla.

Pöteröpyynneissä Chironomidae heimon lajit ovat kuitenkin aliedustettuina (Hyvönen &  
Nummi 2000; Nummi 2016, suullinen tieto). Niiden määrää arviotaessa tulisikin käyttää kuo-  
riutuvia hyönteisiä paremmin kerääviä (Nummi & Pöysä 1994) ylösalaisin kelluvia viiden litran  
ämpäreitä, joiden suulle kiinnitettäisiin suppilo (Danell & Sjöberg 1977). Näin kattava aineiston  
keruu vaatii kuitenkin lisäresursseja, eikä tähän ollut tässä opinnäytetyössä mahdollisuuksia.



**Kuvat 1-3.** Aktiivisuuspyydysten eli pöteröiden kiinnitys (Kattainen 2012, julkaisematon), pö-  
teröitä pyynnin jälkeen ja yhteen pyydykseen kertyneiden selkärangattomien määrittäminen.



## 7.5 Vesinäytteet

Vesinäytteet otettiin kosteikon tulo- ja lähtövedestä. Tulovesi pullotettiin kosteikolle tulevan puron tai ojan suulta, kun taas lähtövesi kosteikolta lähtevän purkupadon läheisyydestä. Näytteet otettiin kaksi kertaa kesän aikana; touko- kesäkuun vaihteessa ja elokuussa vuosina 2008-2011. Vesinäytteiden otto tapahtui vuosina 2016 ja 2018 toukokuun loppupuolella, eikä elokuun näytteitä otettu. Tutkimuskohteita, joilta kerättiin vesinäytteitä, olivat Kirstinkorpi Pohjoinen, Kirstinkorpi Etelä, Saarikko, Kamulanpuro, Varispuro, Orastinsuo, Paloharju ja Rypyharju. Vesinäytteet tutkitutettiin Nablabs Oy:n Oulun ja Jyväskylän laboratoriossa. Näytteistä määritettiin pH, sähkönjohtavuus, kiintoaine, väriluku ja yleisimmät ravinteet (kokonaistyyppi, ammoniumtyppi NH<sub>4</sub>-N, nitriitti- ja nitraattitypen summa NO<sub>2,3</sub>-N, COD MN, kokonaisfosfori ja rauta Fe (AAS)).

Vesianalyyseistä voidaan selvittää muun muassa veden puskuri- tai haponsitomiskyky (alkaliniteetti), pH-arvojen vaihtelu, kemiallinen hapenkulutus, kokonaisfosforin, kokonaistyypen, sähkönjohtavuuden, rautapitoisuuden ja kiintoaineen eroavaisuudet ja pidättäytyminen kosteikkoon sekä kosteikon veden sameus ja väriluku.

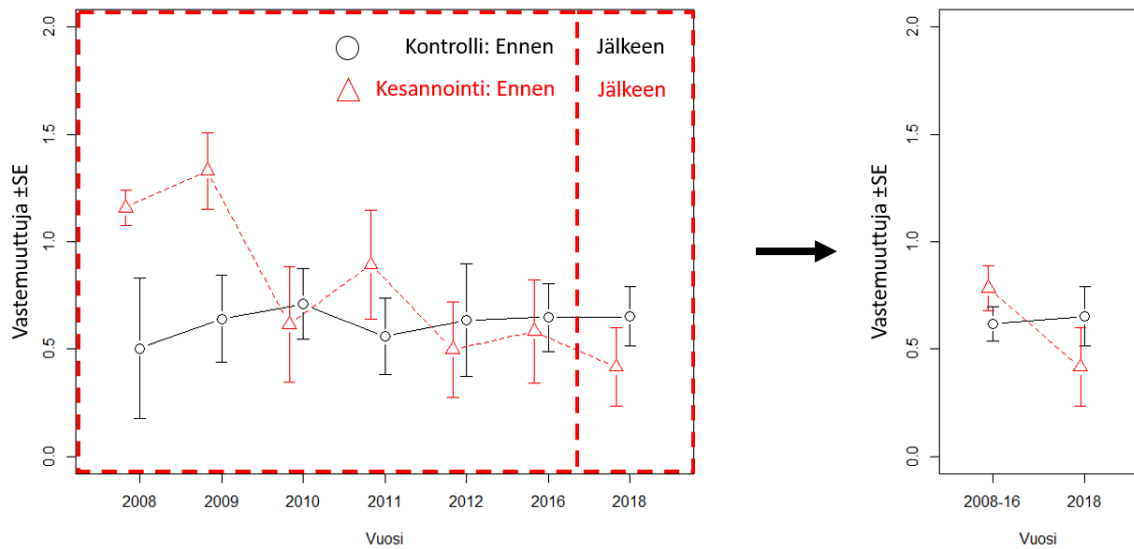
## 7.6 Koekalastus

Koekalastus tehtiin kokoontaitettavilla katiskoilla selkärangatoninventointien yhteydessä kahden vuorokauden ajan. Koekalastusta harjoitettiin vain Saarikossa 2011 vuoteen asti, jonka jälkeen kaikki kosteikot koekalastettiin vuosina 2016 ja 2018. Kalastusten tarkoituksena oli selvittää, onko kohteisiin levinnyt kaloja ympäröiviltä valuma-alueilta. Saatujen kalojen laji ja pituus otettiin ylös. Katiskoiden määrä vaihteli kosteikkoa kohden 1-2 kappaleen välillä. Vesilintujen ja kalojen välillä on havaittu ravintokilpailua (Pöysä ym. 1994), siksi olisi hyvä selvittää myös kalojen läsnäolo kosteikoilla.

## 7.7 Tilastolliset analyysit

Tilastolliset analyysit toteutettiin R-ohjelmistolla (R-versio 3.6.1, R Core Team 2019). Tutkimusjakson aikaisia muutoksia ja kesannoinnin vaikutuksia testattiin lineaarisilla sekamalleilla (R:n lmerTest-paketin funktio lmer), joissa vastemuuttujina oli veden kemiaan, sekä kasvillisuuden, selkärangattomien ja linnuston laji- ja yksilömääriin, diversiteettiin tai biomassaan liittyviä jatkuvia muuttujia ja selittävinä muuttujina vuosi tai aikajaksot ennen-jälkeen kesannoinnin (vuodet 2006-2016 ennen kesannointikäsitteilyä vs. vuosi 2018 sen jälkeen), ja kesannointikäsitteily (kesannointi vs. kontrolli vuonna 2018). Vesistö (paikka) oli analyysissä satunnaismuuttuja. Kyseessä on jotakuinkin BACI-tyyppinen tutkimusasetelma (Before-After-Control-

Impact), jossa interaktio-termin merkitsevyyden perusteella voidaan arvioida käsittelyn vaikutuksia (ks. kuva 4). Osassa testeistä vastemuuttuja on log-muunnettu, jotta mallin residuaalit noudattaisivat paremmin normaalijakaumaa (muunnos ilmoitettu testin yhteydessä).



**Kuva 4.** BACI-tyyppisen koeasetelman kuvaus, jossa aikaisempien vuosien havainnot on koottu ”ennen”- ja vuoden 2018 havainnot ”jälkeen”-aineistoiksi. Varsinaista kesannoinnin vaikutusta tutkitaan Aika:Käsittely -interaktiolla. Interaktion voimakkuutta demonstroi kuvan oikean puolen ristikkäin menevät ”profiilit”: mitä voimakkaammin käsittelyjen vaikutukset eriyvät ennen-jälkeen asetelmassa, sitä voimakkaampi interaktio, so. tässä tutkimuksessa kesannoinnin vaikutus.

Kesannointikäsittelyn vaikutuksia yhteisötasolla tutkittiin R-ohjelmiston vegan-paketilla (Oksanen ym. 2016). Lintuyhteisöjen lajistovaihtelun ja paikkakohtaisen ryhmittymisen tarkasteluun käytin epämetristä moniulotteista pisteytystä eli NMDS-ordinaatiomenetelmää (engl. non-metric multidimensional scaling, paketti vegan). NMDS on monimuuttujamenetelmä, jossa pyritään kuvaamaan mahdollisimman vähäulotteisesti moniulotteista aineistoa. Ordinaatio tehtiin vegan-paketin metaMDS-funktiolla. Kaksiulotteinen ordinaatio onnistui kuvaamaan aineiston vaihtelua riittävän hyvin (stressiarvo alle 0,15). Tutkimusjaksojen ja kesannoinnin vaikutuksia lintuyhteisöön kuvattiin graafisesti käyttäen ordiellipse-funktiota. Kesannointikäsittelyn vaikutuksia yhteisörakenteeseen testattiin envfit-funktiolla, samoin kuin mitattujen ympäristö- tai yhteisömuuttujien yhteyksiä yhteisörakenteeseen. Näitä vaikutuksia kuvattiin ordinaatioon liittyillä vektoreilla, jotka ilmentävät vaikutuksen suunnan ja voimakkuuden sekä yhteyden näytteenottopaikkoihin ja lajistoon.

## 8. Tulokset

REH-kosteikoilta havaittiin vuosien 2008-2018 maastolaskennoissa touko-elokuun aikana 60 lintulajia, joista 10 oli sorsalintu- ja 13 kahlaajalajia, yksilömäärien ollessa 13 393 sorsaa ja 1841 kahlaajaa (taulukko 2). Yhteensä kosteikoilta havaittiin 17 229 lintuysilöä.

Sorsalinnuista runsaslukuisimmat lajit olivat tavi (6840 havaintoa, 51 % sorsalinnuista), telkkä (3902 havaintoa, 29 %) ja sinisorsa (1454 havaintoa, 11 %). Näiden kolmen lintulajin osuus kaikista havaituista sorsalinnuista oli 91 %. Myös laulujoutsenia, haapanoita, ja jouhisorsia havaittiin yleisesti kosteikkokartoituksissa, vaikka näiden lukumäärä onkin prosentuaalisesti alhainen (taulukko 1). Kahlaajista REH-kosteikoilla havaittiin yleisemmin metsävikloja (795 kpl, 43 %), liroja (331 kpl, 18 %) sekä valkovikloja (291 kpl, 16 %) ja näiden osuus kaikista havaituista kahlaajalinnuista oli 77 % (taulukko 3).

Kosteikoilta havaittiin yhteensä 97 eri selkärangatonryhmää/kokoluokkaa ja kun havainnot muutetaan syötäviksi senteiksi, aineistossa on 35 450 cm (~ 35,5 metrin) edestä selkärangatonbiomassaa.

Kosteikoilta lasketuilta kasvillisuuslinjoilta (2 linjaa/kosteikko) laskettiin yhteensä 2523 kasvikosketusta ja tavattiin 90 eri kasvilajia.

Koekalastuksissa saatiin saaliiksi pääasiassa haukia ja ahvenia. Eniten ja suurikokoisimmat saaliit tulivat suurimmalta Orastinsuo Länsi -kosteikkoaltaalta. Katiskojen ja kalojen vähäisen lukumäärän vuoksi niitä ei voitu kuitenkaan ottaa huomioon tulosten tilastollisessa analysoinnissa. Katiskapyyntien perusteella voidaan todeta kalojen esiintyminen kosteikoilla ja pohtia esiintymisen aiheuttamia vaikutuksia kosteikkojen eliöyhteisöihin. Kerätyn aineiston perusteella ei voida kuitenkaan arvioida kalojen esiintymistiheyttä ja sen vaikutuksia kosteikkojen tuottavuuteen. Kaloja havaittiin lähes kaikilla kosteikoilla, pois lukien suolle kaivetut Rypy- ja Paloharjun kosteikkoaltaat.

**Taulukko 2.** Sorsahavainnot, yksilömäärät ja prosentuaaliset osuudet havaituista sorsalinnuista REH-kosteikoilla vuosina 2008-2018.

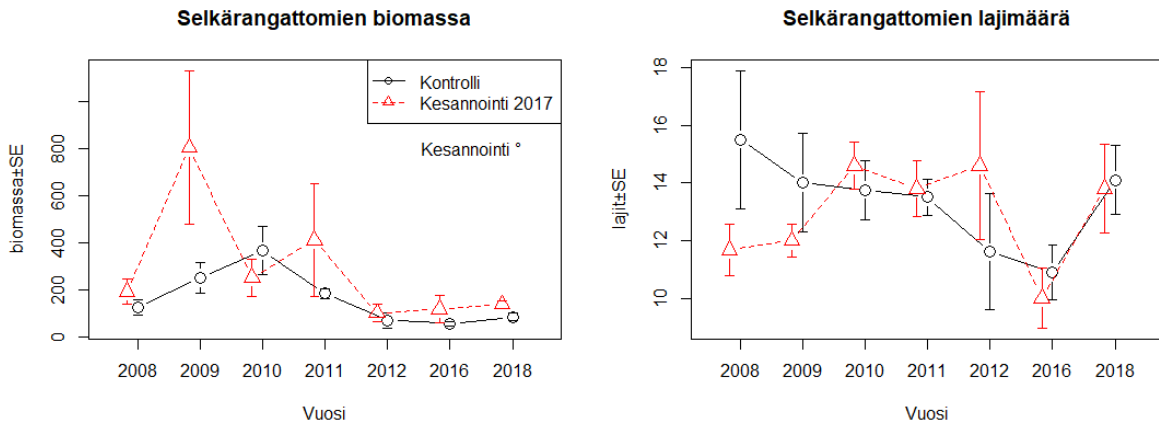
Sorsat	Yksilöä	Prosenttia
Tavi	6840	51,07 %
Telkkä	3902	29,14 %
Sinisorsa	1454	10,86 %
Laulujoutsen	591	4,41 %
Haapana	166	1,24 %
Jouhisorsa	159	1,19 %
Muut	281	2,09 %
<b>Yhteensä</b>	<b>13393</b>	<b>100 %</b>

**Taulukko 3.** Kahlaajahavainnot, yksilömäärät ja prosentuaaliset osuudet havaituista kahlaajalinnuista REH-kosteikoilla vuosina 2008-2018.

Kahlaajat	Yksilöä	Prosenttia
Metsäviklo	795	43,18 %
Liro	331	17,98 %
Valkoviklo	291	15,81 %
Rantasipi	132	7,17 %
Taivaanvuohi	126	6,84 %
Kurki	101	5,49 %
Muut	65	3,53 %
<b>Yhteensä</b>	<b>1841</b>	<b>100 %</b>

## 8.1 Kesannoinnin vaikutus kosteikon selkärangatonyhteisöihin

Kosteikon selkärangatonbiomassan määrän odotettiin kasvavan ja lajimäärien monimuotoisuuden lisääntyvän uudelleen vesittäamisen jälkeen pohjalle kehittyneen kasvillisuuden tarjoaman elintilan sekä sen hajoamisesta peräisin olevan energiavaraston turvin. Selkärangatonbiomassassa ja lajimäärissä ei havaittu kuitenkaan merkitsevää muutosta kesannointikäsitteilyn seurauksena.



**Kuva 5.** Selkärangattomien biomassan (mitta) ja lajimäärän vaihtelu. Kesannoinnilla ei ollut merkitsevää vaikutusta selkärangattomien biomassaan ja laji- tai kokoluokkien määrään.

Selkärangattomien biomassaan tai lajimäärään ei kesannoinnilla ollut merkitsevää vaikutusta, mikä näkyy LMM analyysin interaktiotermien ei-merkitsevästä tuloksesta (taulukko 4). Ajallisia muutoksia ei havaittu BACI-koejärjestelyn osalta, mutta, jos vuosi on jatkuvana muuttujana analyysissä, niin selkärangattomien biomassa (log-muunnettuna) näyttäisi vähentyneen merkitsevää tutkimusjakson aikana (vuosi: estimaatti = -0,128; SE = 0,033; df = 68,599; t = -3.835; p = 0,000275 \*; ks. kuva 5).

Kuvan 5 mukaan selkärangattomien biomassa kasvoi kosteikkojen rakentamisen jälkeen, ja oli suurimmillaan 2-3 vuotta kosteikkojen perustamisesta. Selkärangattomien biomassaa ei kuitenkaan onnistuttu kasvattamaan tutkimuksen kesannointikäsitteilyllä ja tutkimushypoteesi selkärangattomien tuottavuuden kasvusta kesannointikäsitteilyn seurauksena ei saanut tukea. Selkärangattomien laji- ja kokoluokkien lukumäärä kasvoi tutkimusjakson aikana sekä kesannoiduilla että kontrollikohteilla, vaikka niiden biomassa ei merkittävästi muuttunut. Tämä ei tutkimustulosten mukaan kuitenkaan aiheutunut kesannointikäsitteilystä.

**Taulukko 4.** Selkärangattomien biomassan ja lajimäärän muuntelu BACI-koejärjestelyssä LMM-analyysin mukaan.

A) Selkärangattomien biomassa (log-muunnettu)

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	4.6227	0.2065	13.2761	22.380	6.25e-12 ***
Aika	-0.4379	0.3238	63.5659	-1.352	0.181
Käsittely	0.3573	0.3378	11.3038	1.058	0.312
Aika:Käsittely	0.3547	0.5484	61.7766	0.647	0.520

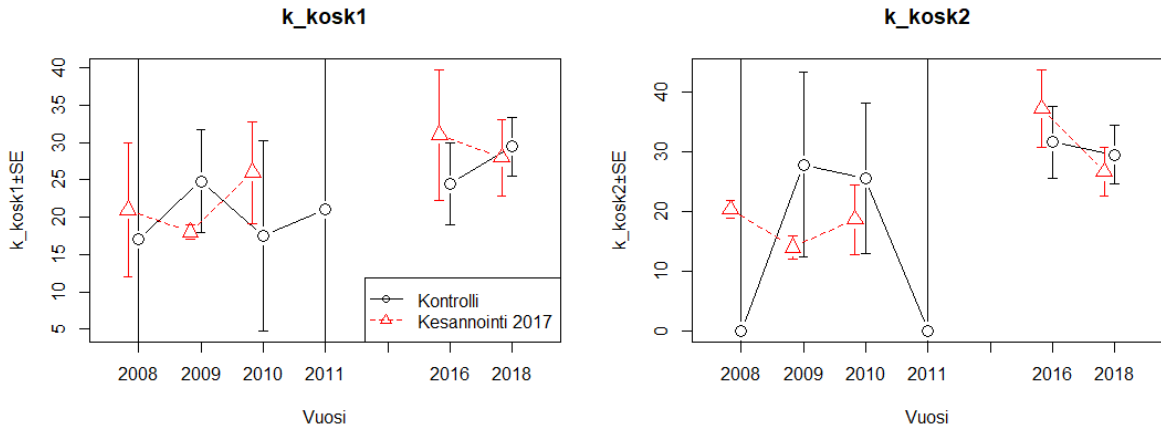
B) Selkärangattomien lajimäärä

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	12.94569	0.77948	15.96418	16.608	1.7e-11 ***
Aika	1.15431	1.12163	65.77405	1.029	0.307
Käsittely	-0.22822	1.28370	13.84818	-0.178	0.861
Aika:Käsittely	-0.07178	1.89718	64.34480	-0.038	0.970

## 8.2 Kesannoinnin vaikutus kosteikkokasvillisuuteen

Kesannoidun kosteikon pohjalietteen uskottiin kasvittuvan ja tulvittamisen jälkeen hajoavan. Kasvillisuudessa odotettiin tapahtuvan muutoksia kasvilajien runsaussuhteissa ja kasvillisuuden uudistuvan aikaisempaa monimuotoisemmaksi ja vesilintujen suosimien kasvilajien menestyvän (sarat, korteet, vita, kurjenjalka, palpakot, pikkulimaska, kilpukka, ärviä). Kesannoinnin odotettiin myös pysäyttävän kosteikon umpeenkasvua ja lisäävän avovesipinta-alaa, jolloin kasvilajit kuten järviruoko, järvikaisla, osmankäämi, vesirutto, rahkasammalet vähenisivät, mutta kosteikon kesannoinnin odotettiin myös hetkellisesti lisäävän kasvillisuuden tiheyttä, ennen kuin kuivuneeseen kosteikkoon kehittyneet ja tulvittamisesta kärsivät lajit hajoaisivat.



**Kuva 6.** Kasvillisuuden muutokset kosteikkojen rakentamisen sekä kesannointikäsitteilyn jälkeen.

Tutkimushypoteesi kasvillisuuden kertymisestä kesannoidun kosteikon pohjalietteen ei saanut tutkimustulosten mukaan tukea. Kesannoinnilla ei ollut merkitsevää vaikutusta kasvillisuuteen. Kasvillisuustiheydessä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää muutosta kuivuuskäsitellyiden ja kontrollikohteiden välillä uudelleen vesitettynä vuonna (2018) (kuva 6, taulukko 5).

**Taulukko 5.** Kasvillisuuden muutokset BACI-koejärjestelyssä LMM-analyysin mukaan.

A) Kasvikosketukset 1

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	21.960	4.036	12.147	5.441	0.000144 ***
Aika	7.469	5.863	29.215	1.274	0.212720
Käsittey	1.860	6.307	11.803	0.295	0.773254
Aika:Käsittely	-3.288	9.120	30.022	-0.361	0.720958

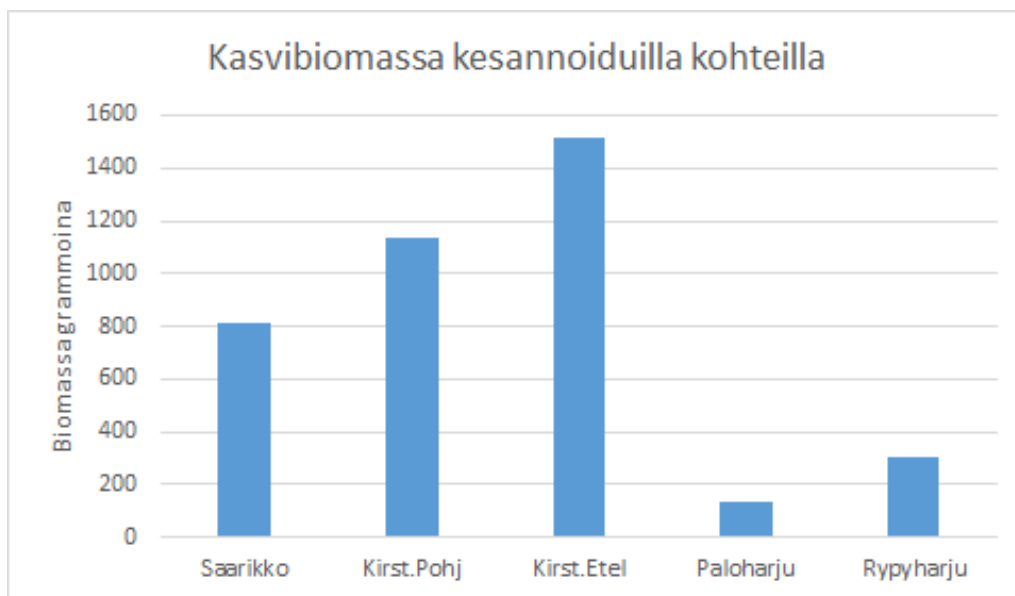
B) Kasvikosketukset 2

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	27.081	5.548	13.540	4.881	0.000267 ***
Aika	2.348	6.701	30.736	0.350	0.728457
Käsittely	-1.479	8.677	13.615	-0.170	0.867178
Aika:Käsittely	-1.350	10.449	31.251	-0.129	0.898051

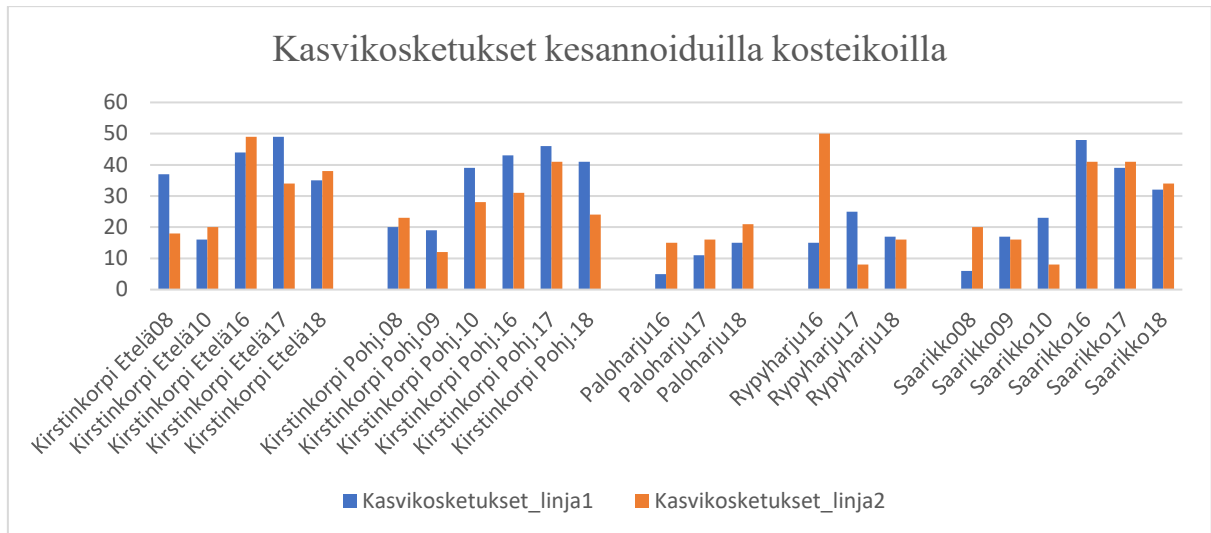


**Kuva 7.** Kesannoitu suhteellisen karu Paloharjun kosteikko, jonka pohjaliete on alkanut kasvittumaan. Kasvittuminen ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää.



**Kuva 8a.** Kesannoiduilta kosteikoilta kerättyjen kosteikkokasvien kuivatettu ja punnittu kasvibiomassa grammoina vuonna 2017. Kuvan mukaan Palo- ja Rypyharjun kosteikot ovat kasvillisuudeltaan karuimpia, kun taas Kirstinkorpi Etelän kasvillisuustiheys on runsain



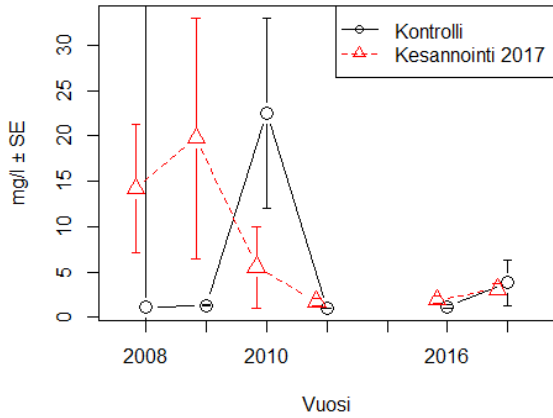


**Kuva 8b.** Kesannoitujen kosteikkojen kasvikosketukset.

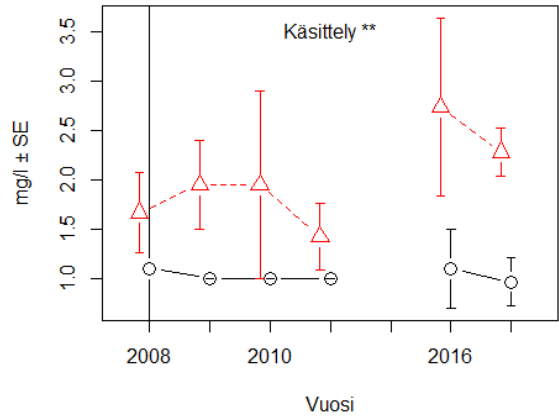
### 8.3 Kesannoinnin vaikutus kosteikon vesikemiaan

Kesannoinnin odotettiin vaikuttavan kosteikkojen veden kemialliseen koostumukseen. Kesannoinnin odotettiin vapauttavan kosteikkoveteen ravinteita, kun kuivuneen kosteikon pohjalle kehittyvät kasvit hajoavat tai pohjasedimenteistä liukenevat ravinteet vapautuvat veteen kosteikon uudelleenvesittämisen jälkeisenä vuonna. Vesinäytteitä otettiin vuosina 2016-2018 kahdeksalta REH-kosteikolta (Saarikko, Kirstinkorpi E, Kirstinkorpi P, Paloharju, Rypyharju, Kamulanpuro, Lippi ja Varispuro). Kuvissa 9 ja 10 esitetään ”in- ja out-vesimuuttujien” ajallinen vaihtelu kaikkina tutkimusvuosina niin, että myöhemmät kesannointi- ja kontrollialueet on eriteltä vuosittain. BACI-asetelman LMM-analyyseissä osa vastemuuttujista log-muunnettiin (sähkönjohtavuus, pH, ammoniumtyppi, kokonaistyyppi ja fosfori). Kuviin on liitetty LMM-analyysien merkitsevät (\*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ) tai lähes merkitsevät tulokset ( $^{\circ} p < 0,10$ ). Varsinaiset analyysitulokset liitteessä 1.

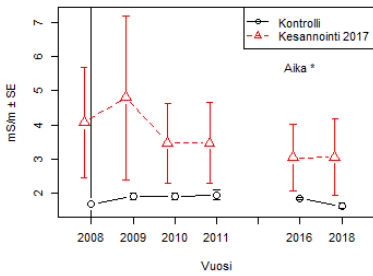
**Kiintoaine (tulovesi)**



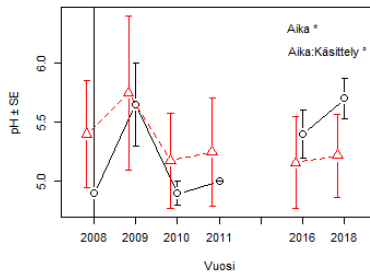
**Kiintoaine (lähtövesi)**



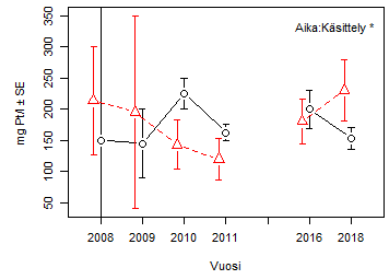
**Sähkönjohtavuus (tulovesi)**



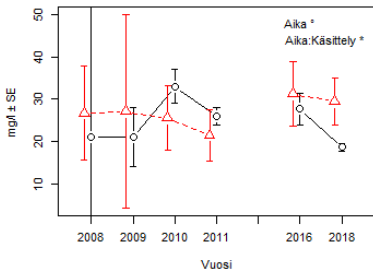
**pH-arvo (tulovesi)**



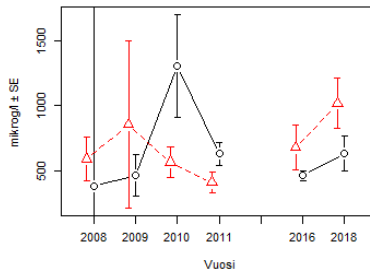
**Väriluku (tulovesi)**



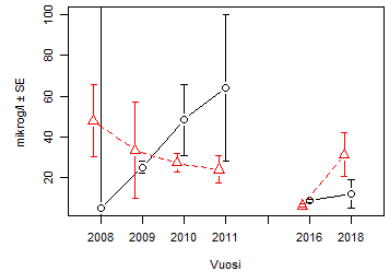
**CODMn (tulovesi)**



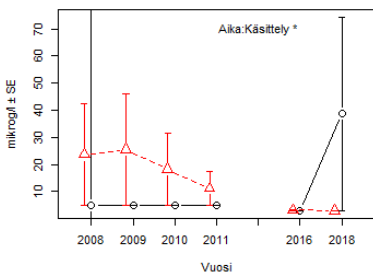
**Kokonaistyyppi (tulovesi)**



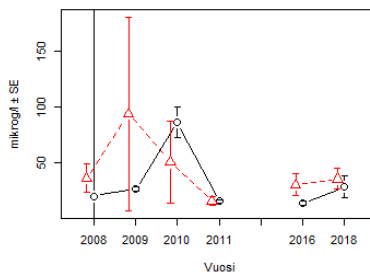
**Ammoniumtyppi (tulovesi)**



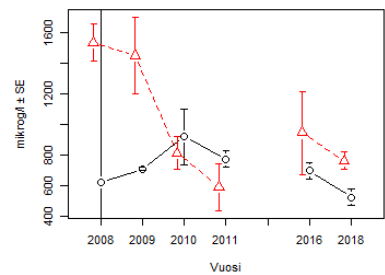
**Nitriitti- ja nitraattitypen summa (tulovesi)**

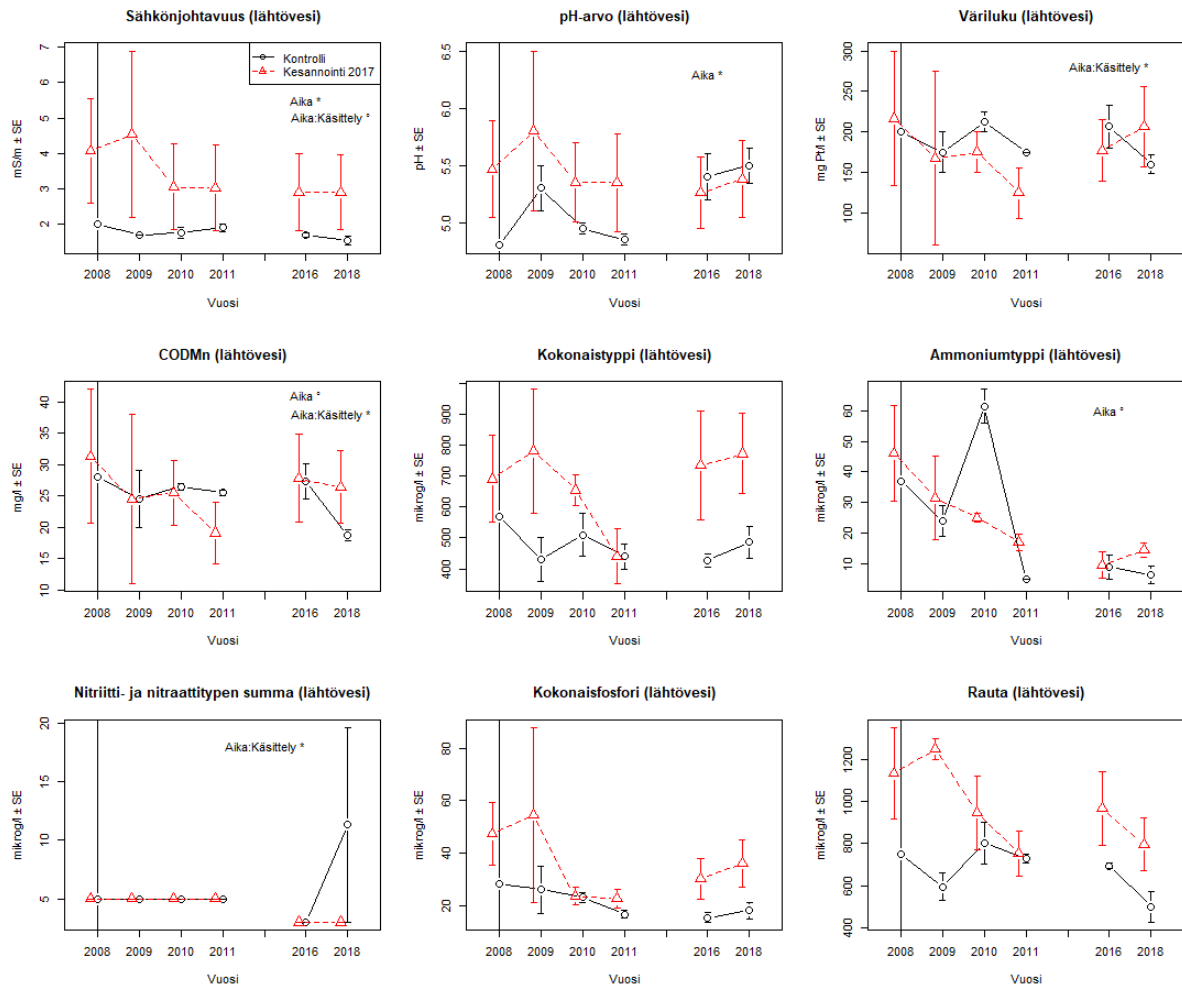


**Kokonaisfosfori (tulovesi)**



**Rauta (tulovesi)**



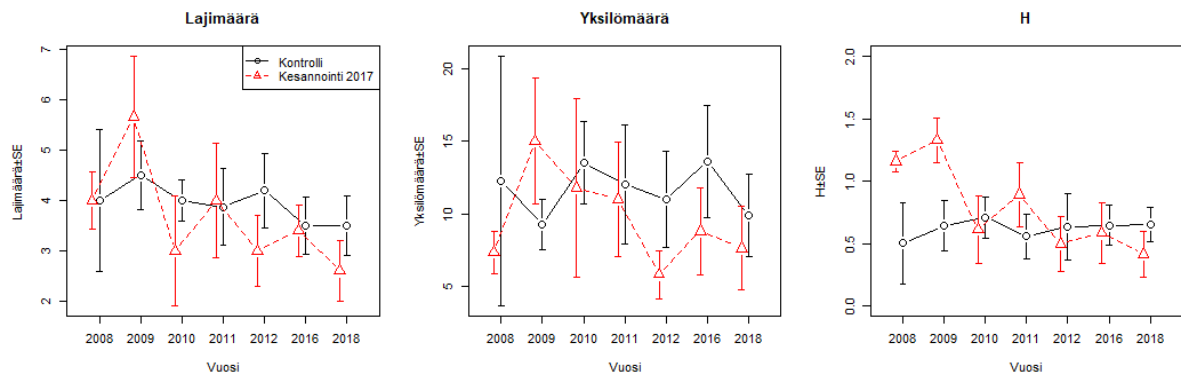


**Kuvat 9 ja 10.** Vesinäytetiedot kosteikon tulo- ja lähtövedessä. Kesannoinnin vesikemiaan aiheuttamia vaikutuksia kuvaavia Aika:Käsittely -interaktiota havaittiin joitakin. Nitriitti- ja nitraattitypen summa-havainnoissa tapahtui kesannointiin liittyvä merkitsevä muutos interaktioissa sekä tulo- että lähtövedessä. Merkitseviä muutoksia havaittiin myös CODMn -pitoisuuksissa, sähkönjohtavuudessa, väriluvuissa sekä pH -arvoissa. Joissakin tapauksissa kesannoitujen ja kontrollikohteiden erot ovat koko ajan havaittavissa, eikä kesannoinnilla havaittu olevan juurikaan vaikutusta mitattujen yksikköjen muutoksissa.

Tutkimushypoteesit veden kemiallisen koostumuksen muutosten osalta ei saanut aineiston mukaan täyttä tukea. Kesannoinnin seurauksena kosteikkoveteen ei vapautunut ravinteita kuivuneen kosteikon pohjalle kehittyvien kasvien hajoamisen tai pohjasedimentistä vapautumisen seurauksena kosteikon uudelleenvesittämisen jälkeisenä vuonna (2018). Kesannoinnilla oli kuitenkin tilastollisesti merkitsevä vaikutus kosteikkojen vesikemiaan. Vaikutuksia ei kuitenkaan havaittu ravinteiden, kuten fosforin tai typen eri muotojen pitoisuuksissa.

## 8.4 Kesannoinnin vaikutus vesilintuyhteisöihin

Kesannoinnin odotettiin lisäävän kosteikkojen sorsa- ja kahlaajalintumääriä. Vesilinnuston osalta odotettiin lajimäärän ja monimuotoisuuden kasvavan sekä lajikoostumuksen muuttuvan. Sorsien, sorsapoikueiden sekä kahlaajien yksilömäärien odotettiin lisääntyvän sekä lajistollisen monimuotoisuuden kasvavan kesannoinnin jälkeisenä vuotena ravinnon määrän, kuten selkärangattomien ja ravinnoksi soveltuvien kasvilajien lisääntymisen seurauksena.



**Kuva 11.** LMM-testit kesannoinnin vaikutuksesta vesilintujen lajimäärään, yksilömäärään ja diversiteettiin.

Oheisten LMM-testien tulosten mukaan mitään merkitseviä eroja ei löytynyt BACI-koejärjestyksessä: so. aikajaksojen (2008-2016 vs. 2018) tai käsittelyjen (kesannointi vs. kontrolli) välillä ei ollut eroa, eikä varsinaista kesannoinnin vaikutusta mittaava interaktio ollut merkitsevä. Toisaalta, diversiteetin (H) osalta oli havaittavissa lähes merkitsevä Aika:Käsittely interaktio ( $p = 0,061$ ), ja sen perusteella kesannointi olisi vähentänyt vesistön linnuston diversiteettiä vuonna 2018 (ks. kuva 11).

**Taulukko 6.** Vesilintujen laji- ja poikuumäärän sekä diversiteetin muuntelu BACI-koejärjestyksessä LMM-analyysin mukaan.

A) Lajimäärä

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	11.6551	2.3895	14.8658	4.878	0.000206
Aika	-1.7551	2.4353	64.8537	-0.721	0.473679
Käsittely	-2.6746	4.0219	13.5197	-0.665	0.517221
Aika:Käsittely	0.3746	4.1034	63.8661	0.091	0.927544

B) Parimäärä (log-muunnettu)

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	2.2548	0.2365	14.4779	9.532	0.000000127 ***
Aika	-0.2154	0.1999	64.4771	-1.078	0.285
Käsittely	-0.3176	0.4014	13.4742	-0.791	0.443
Aika:Käsittelyl	0.1583	0.3363	63.7313	0.471	0.639

C) Diversiteetti (H)

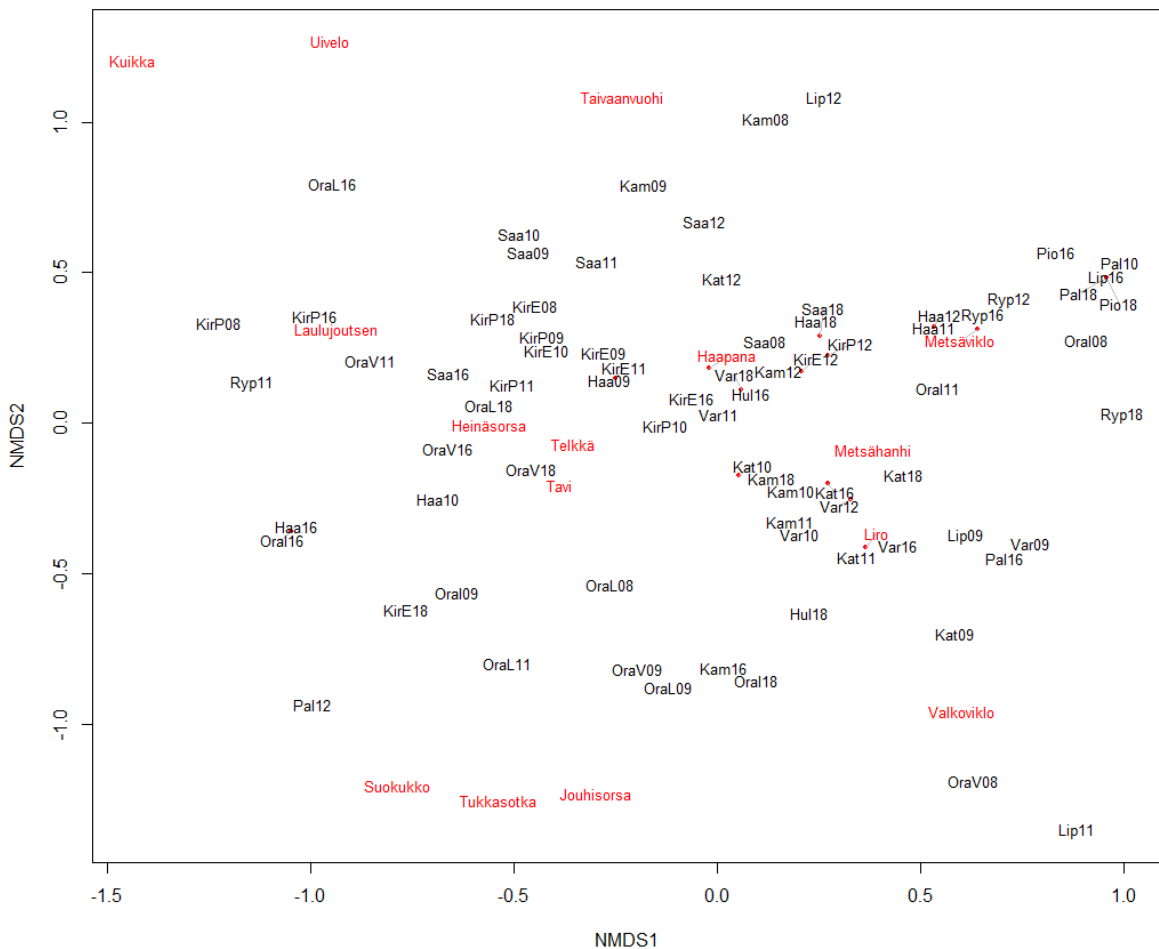
Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	0.57003	0.14422	14.03498	3.953	0.00144
Aika	0.08033	0.11522	64.08270	0.697	0.48822
Käsittely	0.13459	0.24521	13.13764	0.549	0.59231
<b>Aika:Käsittely</b>	<b>-0.36968</b>	<b>0.19381</b>	<b>63.38738</b>	<b>-1.907</b>	<b>0.06100</b>

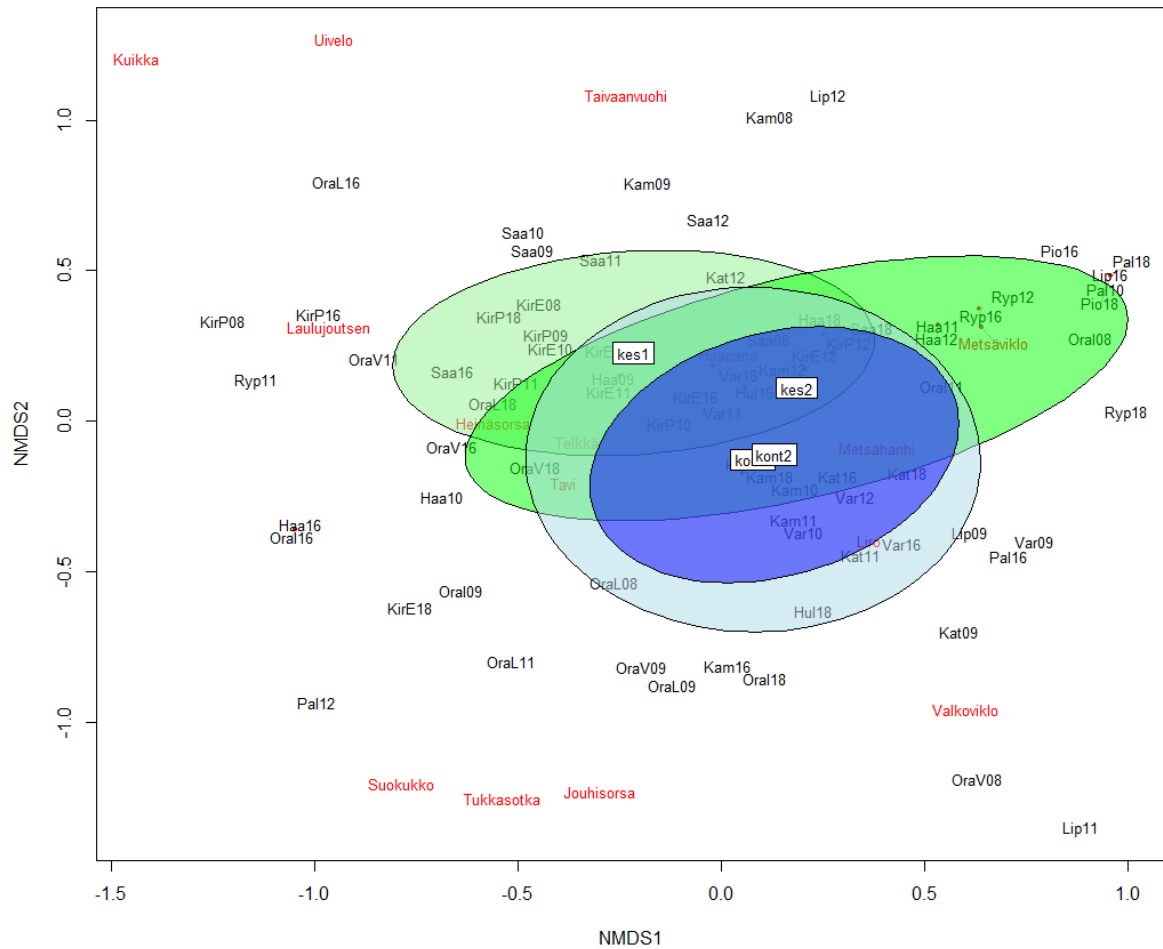
Jos aika on analyysissä jatkuvana muuttujana (Vuosi), havaitaan että lintujen laji- ja parimäärät sekä diversiteetti (H0) eivät ole merkitsevästi muuttuneet ajan saatossa (LMM-analyysi, jossa vuosi kiinteänä ja paikka satunnaismuuttujana; kaikki  $p > 0,10$ ). Tutkimuksen kesannointikäsitteilyllä ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää vaikutusta kosteikkojen laji- ja parimäärään sekä diversiteettiin. Diversiteetin osalta havaittiin lähes merkitsevä tulos ( $p = 0,061$ ).

### 8.4.1 Kesannoinnin vaikutus vesilintu yhteisön koostumukseen

NMDS onnistui 2-ulotteisessa tilassa, vaikka stressiarvo olikin suhteellisen korkea (Stress = 0,211). Kuvassa 12 on esitetty eri alueilla eri vuosina tehtyjen linnustolaskentojen tulokset siten, että lajistollisesti samankaltaisemmat kohteet ovat lähempänä toisiaan. Ordinaatioon lisätyt sorsa- ja kahlaajalajit luonnehtivat niiden lähellä olevien kohteiden linnustoa. Ordinaation keskellä olevat lajit ovat yleisimpiä. Paikkojen lyhenteiden tulkintaan liittyvät tiedot on selitetty kuvassa 12.



**Kuva 12.** Kosteikkopaikkojen ja sorsa- ja kahlaajalajien sijainnit NMDS-ordinaatiossa. Paikkojen lyhenteet on muodostettu kosteikon kolmen ensimmäisen kirjaimen mukaan, mikäli nimi on kaksiosainen, mukaan lisättiin myös jälkimmäisen osan ensimmäinen kirjain. Luvut niiden perässä tarkoittavat havaintovuotta.

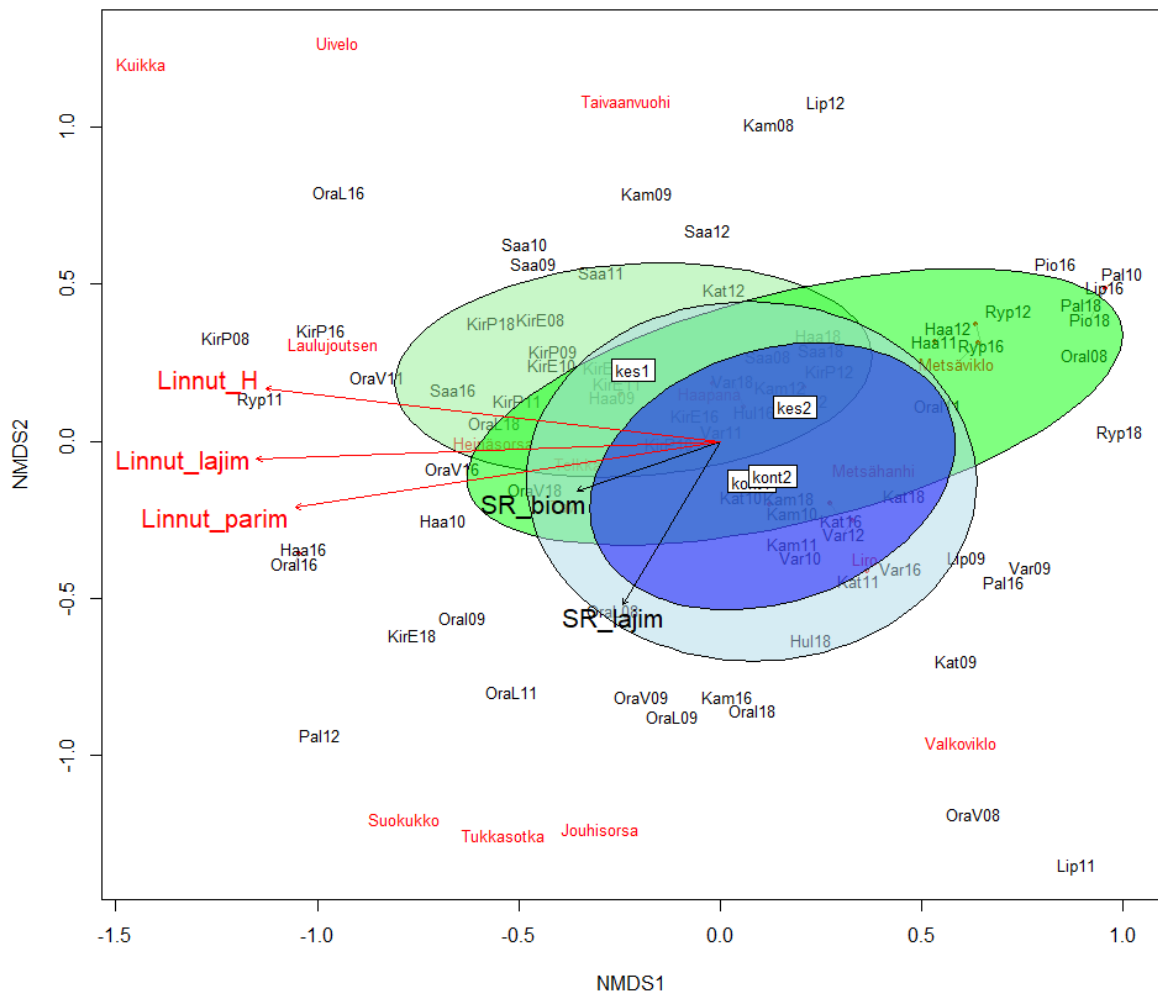


**Kuva 13.** BACI-koejärjestelyn mukainen yhteisötarkastelu: sinisellä kontrolleina olleet vesistöt (vaalean sininen: 2008-2016, sininen: 2018), vihreällä kesannoiduiksi vuonna 2017 tulleet (vaalean vihreä: 2008-2016, vihreä 2018).

Kuvassa 13 on esitetty BACI-koejärjestelyn mukainen yhteisörakenteen sijoittuminen NMDS-ordinaatioon. Kontrollipaikkojen (kont1 ja kont2) yhteisörakenne pysyi lähes samana, kesannointikäsittely näytti muuttavan yhteisörakennetta hieman (kes1 vs. kes2). PERMANOVA-analyysi (vegan-funktiolla adonis) kuitenkin paljasti, että yhteisörakenteessa ei tapahtunut kesannointikäsittelyn vuoksi merkitsevää muutosta (interaktio-termi:  $P > 0,05$ ; taulukko 7). Toisaalta kontrolli- ja kesannointipaikkojen yhteisöt erosivat merkitsevästi toisistaan (Käsittely:  $p < 0,05$ ; taulukko 7). Ajallinen muutos ei ollut merkitsevää (Aika:  $p > 0,05$ ; taulukko 7).

**Taulukko 7.** PERMANOVA-analyysin tulos kesannoitujen ja kontrollikohteiden eliöyhteisöjen muutoksista.

		Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2 Pr(>F)
Aika	1	0.0695	0.06955	0.29115	0.00374	0.937
Käsittely	1	0.6755	0.67546	2.82762	0.03636	0.010 **
<b>Aika:Käsittely</b>	<b>1</b>	<b>0.3945</b>	<b>0.39446</b>	<b>1.65129</b>	<b>0.02123</b>	<b>0.104</b>
Residuals	73	17.4381	0.23888		0.93866	
Total	76	18.5776			1.00000	



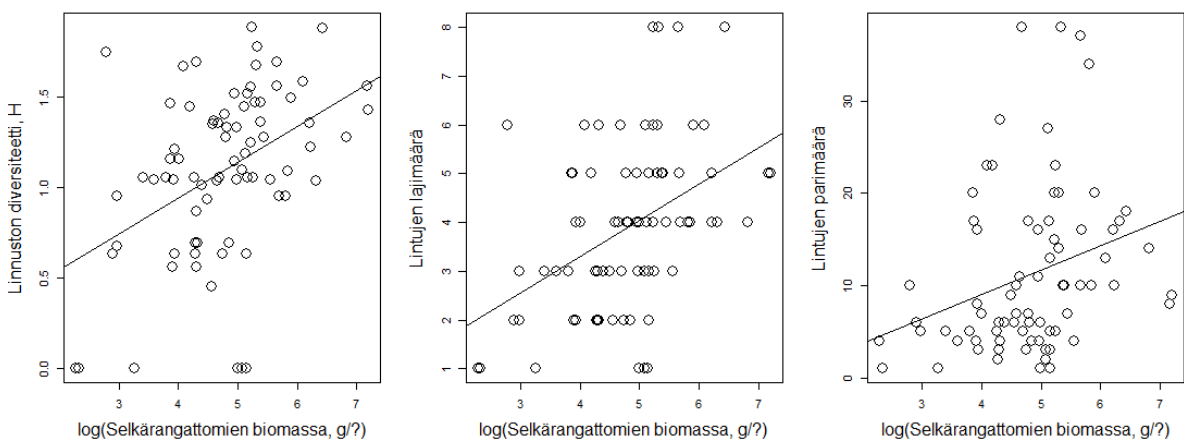
**Kuva 14.** Lintuyhteisön rakenteen yhteys linnuston diversiteettiin (Linnut\_H), laji- ja parimäärään (Linnut\_lajim, Linnut\_parim), sekä selkärangattomien biomassaan (SR\_biom) ja lajimäärään (SR\_lajim). Punaisella osoitettu merkitsevät korrelaatiot ( $p < 0,05$ ) ja mustalla ei-merkitsevät ( $p > 0,05$ ). Kuvassa on otettu huomioon lintuyhteisön rakenne sekä ympäristömuuttujat.



**Taulukko 8.** Lintuyhteisön rakenteen yhteys linnuston diversiteettiin, laji- ja parimäärään sekä selkärangattomien biomassaan ja lajimäärään.

Muuttuja	NMDS1	NMDS2	r <sup>2</sup>	Pr(>r)
SR_biomassa	-0.91414	-0.40540	0.0160	0.539
SR_lajimäärä	-0.42238	-0.90642	0.0351	0.270
H (diversiteetti)	-0.98895	0.14824	0.1387	0.003 **
Linnut_lajim.	-0.99876	-0.04970	0.1413	0.004 **
Linnut_parim.	-0.98071	-0.19545	0.1230	0.011 *

Yhteisörakenne korreloi linnuston diversiteetin (H) ja lajimäärän kanssa merkitsevästi (kuva 14, taulukko 8). Selkärangattomien eläinten biomassa ja lajimäärä eivät olleet merkitsevästi yhteydessä yhteisörakenteeseen, mutta biomassa korreloi merkitsevästi linnuston laji- ja parimäärän sekä diversiteetin kanssa (kuva 15).



**Kuva 15.** Linnuston diversiteetin (H), lajimäärän ja parimäärän yhteys vesistön selkärangattomien biomassa (SR\_biom, cm), joka log-muunnettiin LMM-analyseissä. Tuloksissa esitetään vain kiinteiden vaikutusten tulokset (satunnaismuuttuja ”paikka” selitti osan vastemuuttujien vaihtelusta).

**Taulukko 9.** Selkärangattomien biomassan vaikutus linnuston diversiteettiin, lajimäärään sekä parimäärään.

A) Linnuston diversiteetti (H)

Kiinteät vaikutukset:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	0.49218	0.21252	72.85809	2.316	0.02338 *
log(SR_biom)	0.11746	0.04123	70.20578	2.849	0.00575 **

B) Linnuston lajimäärä

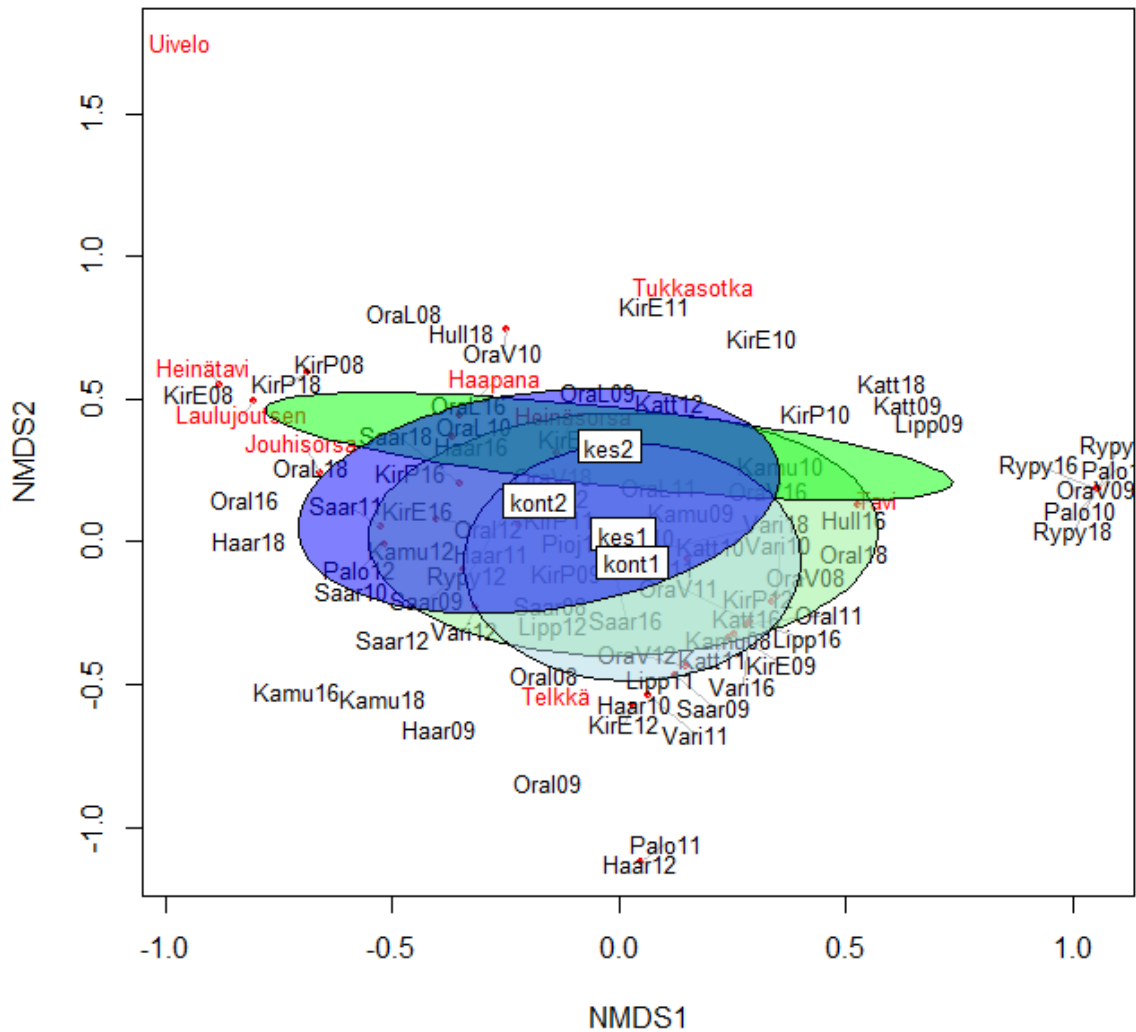
Kiinteät vaikutukset:

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t )
(Intercept)	1.5204	0.7491	71.5890	2.030	0.0461 *
log(SR_biom)	0.4690	0.1428	69.2306	3.285	0.0016 **

C) Linnuston parimäärä (log-muunnettu)

Kiinteät vaikutukset:

	Estimate	Std. Error	df	t-value	Pr(> t )
(Intercept)	1.51374	0.34340	72.77404	4.408	0.0000353 ***
log(sr_biom)	0.14113	0.06643	70.22145	2.125	0.0371 *



**Kuva 16.** Sorsalintujen poikuelaskennan tulos NMDS-ordinaationa. Tuloksessa ei ole havaittavissa kesannoinnin vaikutusta sorsalintuyhteisön poikasaikaiseen rakenteeseen (ks. taulukon 10 BACI-analyysin interaktio ei-merkitsevä).

**Taulukko 10.** PERMANOVA-testin tulos käsittelyn vaikutuksista sorsalintuyhteisön poikasaikaiseen rakenteeseen.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R2	Pr(>F)
Aika	1	0.4623	0.46226	2.58095	0.03091	0.027 *
Käsittely	1	0.4629	0.46291	2.58458	0.03095	0.028 *
<b>Aika:Käsittely</b>	<b>1</b>	<b>0.0618</b>	<b>0.06176</b>	<b>0.34481</b>	<b>0.00413</b>	<b>0.893</b>
Residuals	78	13.9702	0.17911		0.93402	
Total	81	14.9572			1.00000	

## 9. Pohdinta

Tutkimuksen päähypoteesi, jonka mukaan kesannoinnin odotettiin lisäävän kosteikon tuottavuutta, ei saanut aineiston perusteella tukea. Kesannoinnilla ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää ( $p$ -arvo  $< 0,05$ ) vaikutusta kosteikon selkärangattomien biomassaan ja lajimäärään, kasvillisuustiheyteen tai lintujen menestymiseen, lajimäärään ja diversiteettiin. Hypoteesit eivät saaneet tukea, ja vasteita ei juuri ollut eliöryhmästä riippumatta. Kesannointikäsitelyllä oli kuitenkin lieviä vaikutuksia kosteikon yleiseen vesikemiaan, jonka pitoisuuksista löytyy tilastollisesti merkittäviä muutoksia käsittelyn vaikutuksesta.

Aineisto kuitenkin osoitti, että kesannoinnin tavoitteella, lisääntyneellä selkärangattomien biomassalla ja lajimäärällä, oli merkitsevä yhteys vesilintujen laji- ja yksilömääriin. Kesannointikäsitelyn avulla ei kuitenkaan onnistuttu tutkimushypoteesien mukaisesti lisäämään kosteikon selkärangattomien biomassaa ja lajimäärää (kuva 5, taulukko 4). Kesannointi ei lisännyt odotetusti kosteikkopohjan kasvittumista tai vähentänyt kosteikkojen umpeenkasvua. Kasvikosketusten määrä ei muuttunut kesannointikäsitelyn vaikutuksesta (kuva 6, taulukko 5). Kesannoinnin ei havaittu aiheuttavan suuria muutoksia kosteikkojen vesikemiaan, vaikka odotusten mukaan kosteikkopohjaan kehittyneiden kasvien hajoamisesta tai kosteikon pohjasedimentistä odotettiin vapautuvan ravinteita kesannointikäsitelyn vaikutuksesta. Kesannointi vaikutti kuitenkin kosteikkojen vesikemiaan tilastollisesti merkitsevästi nitriitti- ja nitraattitypen summaan, CODMn-pitoisuuksiin, pH arvoon, sähkönjohtavuuteen sekä väriarvoon (kuvat 9 ja 10).

Kesannointikäsitelyn odotetut muutokset kosteikon vesilintujen yksilömäärien, lajimäärien ja diversiteetin kasvun suhteen, ei saanut aineiston perusteella tukea. Aineiston mukaan kesannointikäsitelyjen kosteikkojen ja käsittelemättömien kontrollikohteiden välillä ei ollut eroa lintujen lajimäärään, yksilömäärään ja diversiteettiin, eikä kesannoinnin vaikutusta mittaava interaktio ollut merkitsevä (kuva 11, taulukko 6). Diversiteetin osalta oli kuitenkin havaittavissa lähes merkitsevä interaktio ( $p = 0,061$ ), ja sen perusteella kesannointi olisi vähentänyt vesistön linnuston diversiteettiä vuonna 2018 (ks. kuva 11). Jos tutkimusanalyysissä aika on jatkuvana muuttujana, havaitaan että lintujen laji- ja parimäärät sekä diversiteetti eivät ole merkitsevästi muuttuneet ajan saatossa (kaikki  $p > 0,10$ ) (taulukko 6). Lintuyhteisörakenteessa ei tapahtunut kesannointikäsitelyn vuoksi merkitsevää muutosta ( $P > 0,05$ ; taulukko 7). Vaikutukset sorsalintuyhteisön poikasaikaiseen rakenteeseen (kuva 16, taulukko 10) eivät myöskään olleet tilastollisesti merkitseviä. Aineisto kuitenkin tuki käsitystä, jonka mukaan selkärangatonbiomassa korreloi merkitsevästi linnuston laji- ja parimäärän sekä diversiteetin kanssa (kuva 15). Kosteikkojen tuottavuuden laskussa havaittiin suuntaa antava trendi, jonka perusteella kosteikkojen

tuottavuus laskee muutaman vuoden kuluessa kosteikon perustamisesta. Vastaavia tuloksia on saatu myös muissa vastaavissa tutkimuksissa (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019).

Koejärjestelyjen onnistumisessa oli tutkimusaineiston keruun aikana ongelmia, jotka saattoivat vaikuttaa koeasetelmien toteutumiseen. Koejärjestelyissä esiintyi ongelmia sekä kosteikkoaltaan tyhjentämävaiheessa sekä uudelleenvesittämisen aikana ja odotettuja kesannointivaiheiden olosuhteita ei koejärjestelyjen aikana saavutettu. Tämän odotetaan olevan suurin syy siihen, miksi tutkimuksen kesannointikäsitteilyllä ei onnistuttu saavuttamaan muun muassa Kadlecin (1962), Whitmanin (1976), Fredricksonin & Taylorin (1982), Alhaisen ym. (2016) ja Alhaisen (2019) havaintoihin perustuvia tuloksia, joiden mukaan vedenpoistolla tai tilapäisellä kuivuuskäsitteilyllä voidaan ylläpitää ja tehostaa kosteikon tuottavuutta.

### **9.1 Kesannoinnin vaikutukset kosteikon vesiselkärangattomiin**

Kosteikkojen vesiselkärangattomien biomassaa ei onnistuttu kasvattamaan kesannointikäsitteilyllä eikä tutkimushypoteesi selkärangattomien tuottavuuden kasvusta kesannointikäsitteilyn seurauksena saanut tukea. Tutkimushypoteesin odotuksia vastaavia tuloksia on kuitenkin saavutettu aiemmissa tutkimuksissa ja seurannoissa (Wegener ym. 1974, Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019). Kuvan 5 mukaan selkärangattomien biomassaa kasvoi kosteikkojen rakentamisen jälkeen, ja oli suurimmillaan toisena vuonna kosteikkojen perustamisesta (Čehovská ym. 2020, julkaisematon), jonka jälkeen niiden tuottavuus lähti laskuun. Tämän kaltaisia, kosteikon tuottavuuden hiipumisen osoittavia havaintoja on kerätty myös muissa vastaavissa tutkimuksissa (Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982, Alhainen ym. 2016, Alhainen 2019). Kesannointikäsitteilyn tavoite ja tutkimushypoteesit, jossa selkärangattomien tuottavuutta saataisiin lisättyä kuivuuskäsitteilyn avulla, ei saanut kerätyn aineiston perusteella tukea, sillä kesannointikäsitteilyt eivät onnistuneet toivotulla tavalla.

Kosteikkojen kuivaamisessa sekä uudelleen vesittämisessä ilmeni tutkimusjakson aikana ongelmia. Kosteikkojen vesipintaa saatiin osittain alennettua, mutta kaikkia kosteikkoja ei saatu täysin kuiviksi (Saarikko, Kirstinkorpi P ja Kirstinkorpi E). Uudelleen vesittämisessä ilmeni ongelmia Paloharjun ja Rypyharjun kosteikoissa, sillä vuoden 2018 uudelleen vesittämisen jälkeisissä seurannoissa viimeksi mainittujen kosteikkoalaiden vedenpinnantasot olivat huomattavasti tavoiteltua alempana. Tämän seurauksena sinne mahdollisesti kehittyneet kasvit eivät kokeneet kesannointiin kuuluvaa uudelleenvesittämiskäsitteilyä, kasvillisuus ei hajonnut ja näin ollen selkärangattomien suosimien kosteikkoelinympäristöjen määrää ei onnistuttu

kesannointikäsitteilyn avulla lisäämään. Esimerkiksi juurtuneet vesikasvit ja rantavyöhykkeen pohjakarike/detritus muodostavat Wegenerin ym. (1974), Mooren ym. (2004), Cooken ym. (2013) mukaan oivan habitaanin vesiselkärangattomille. Kesannoinnin jälkeisen puuvartisten ja ruohovartisten kasvien tulvittamisen on havaittu lisäävän järven tai kosteikon kalojen ja lintujen ravinto-organismien määrää (Kadlec 1962, Whitman 1976, Cooke ym. 2016) ja tulva-alueiden pohjaeläintuotantoa pidetään runsaana jopa usean vuoden ajan (Nummi 1985). Kuivuuskäsitteilyn jälkeen kosteikon pohjalle kehittyneet kasvit tulvitetaan, ja suurin osa tulvan alle jääneistä kasveista on havaittu kuolevan ja hajoavan vapauttaen ravinteita sekä ravintoa pohjan detritusta syöville selkärangattomille sekä muille eliöille (Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Moore ym. 2004). Kosteikkojen ravintoverkko perustuukin tuohon hajoavaan orgaaniseen ainekseen, jota erilaiset kariketta syövät selkärangattomat käyttävät hyväkseen (Hodkinson 1975, McDowell & Naiman 1986, Moore ym. 2004). Pohjakariketta ja muuta vesiselkärangattomien suosi-  
maa kosteikkoelinympäristöä ei kuitenkaan tulosten perusteella onnistuttu lisäämään (kuva 5), luultavasti koejärjestelyissä ilmenneiden ongelmien takia.

Selkärangatonaineisto kerättiin vuosina 2008-2018, pois luettuna kesannointivuosi 2017, sillä vesiselkärangatonpyydyksiä ei käytetä kuivalla kosteikkoaltaalla. Ledgerin ym. (2011, 2013) mukaan nopea kuivuminen voi vähentää vesiekosysteemin selkärangattomien määrää merkittävästi ja lopulta selkärangatonyhteisöä saattavat dominoida kuivuudensietokyvyltään kestävimät lajit (Dewson ym. 2007). Aineistoa ei kuitenkaan kerätty kesannoituna vuonna, vaan selkärangatoninventoinnit kohdistuivat kuivuuskäsitteilyä edeltäviin ja sen jälkeiseen vuoteen. Tästä johtuen selkärangatonyhteisöjen kuivuuden aikaisia muutoksia ei seurattu.

Koeasetelman kesannointikäsitteilyt jatkuivat talven yli. Tämän on havaittu romahduttavan kosteikon selkärangatonyhteisön, sillä esimerkiksi 150 päivän altistuminen kylmälle ja pohjasedimentin jäätyminen 20 cm syvyydeltä on havaittu tuhoavan suurimman osan kosteikon pohjaeliöstöstä (Paterson & Fernando 1969). Kosteikkoaltaiden jäätymistä ja kuivuusastetta ei syyssateiden jälkeen ole kuitenkaan varmennettu, eikä näin ollen voida olla varmoja kesannoitujen kosteikkojen kuivuusasteesta ja jäätyismahdollisuuksista. Potentiaalisimmat kohteet, jotka ovat voineet jäätyä pohjiaan myöten olivat Paloharjun ja Rypyharjun kosteikkoaltaat. Tätä ei kuitenkaan voida todentaa eikä sen vaikutuksia havaittu selkärangatonpyydysten saalismäärissä (kuva 5).

Selkärangattomien laji- ja kokoluokkien lukumäärä kasvoivat tutkimusjakson aikana (kuva 5), mutta muutokset eivät aiheutuneet kesannoinnin vaikutuksesta. Selkärangattomien laji- ja

kokoluokkien lukumäärät kasvoivat sekä käsittelyssä olevilla että kontrollikohteilla, vaikka niiden biomassassa ei merkittävästi muuttunut, luultavasti aineiston kerääjän ja käsittelijän tarkemmasta analysointitavasta johtuen, vaikka aineisto ja vesiselkärangatonyhteisöt luokiteltiin selkärangatonryhmien ja yksilöiden fyysisen koon Nudds'in & Bolwby:n (1984) ohjeiden sekä yhteisten pelisääntöjen ja seurantalomakkeiden mukaisesti. Vesiselkärangatonpyydysten koki-  
jan osaaminen on voinut kehittyä tutkimusjakson aikana, ja tämän seurauksena selkärangaton-  
lajeja sekä kokoluokkia on voinut tallentua aikaisempaa enemmän tutkimusaineistoon.

### **9.1.2 Vesiselkärangattomien aktiivisuuspyydykset/pöteröinnit**

Kun otetaan näytteitä akvaattisista selkärangatonyhteisöistä, näytteiden ottoon kohdistuu usein metodologisia ongelmia (Brinkhurst 1975; Downing 1984). Tämä pitää erityisesti paikkaansa monimuotoisissa rantavyöhykkeissä (littoral zone), jota voidaan pitää kaikkein tärkeimpänä habitaattina kosteikkojen ekologian ja hoidon kannalta (Wetzel 1990). Rantavyöhykkeet ovat usein kasvillisuudeltaan tiheitä, eikä "perinteinen" haaviminen (sweep-net) tällöin onnistu. Runsaasti kasvillisuutta sisältävien litoraalivyöhykkeiden selkärangatonyhteisöt koostuvat sedimenttiin kaivautuneista lajiryhmistä (esim. Oligochaeta, Chironomidae, Sphaeriidae), liikkuvasta epifaunasta (esim. Hydracarina) (eläimet, jotka elävät joen, järven tai meren pohjalla tai ovat kiinnittyneitä muihin akvaattisiin organismeihin tai upoksissa oleviin kiviin), nektonisista eläimistä (esim. Dytiscidae) (vesivirtauksia vastaan aktiivisesti liikkuvat eläimet), sekä niistä eläimistä, jotka ovat tiiviisti yhteydessä vesikasveihin. Koska selkärangattomia tavataan niin monimuotoisesti eri osissa vesiekosysteemiä, eri ryhmät tarvitsisivat omat näytteidenottotapansa. Koska erilaiset näytteidenottomenetelmät antavat omanlaisensa kuvan ja otoksen vesiselkärangatoneliöyhteisöstä, olisi syytä käyttää useampia menetelmiä saamaan kattavan otoksen tutkimuskohteen/rantavyöhykkeen selkärangatonfaunasta. Esimerkiksi survaissäasket (Chironomidae) ovat pöteröpyynneissä aliedustettuina (Hyvönen & Nummi 2000). Sorsavesien tutkijat ovat esimerkiksi käyttäneet surviaissäskille tarkoitettuja pyydyksiä (emergence traps) (Elmberg ym. 1993; Nummi & Pöysä 1993). Monissa tutkimuksissa ei kuitenkaan ole resursseja näin monipuoliseen näytteidenottoon ja jos pitäisi valita vain yksi näytteenottomenetelmä, jonka avulla haluttaisiin yleinen kuva tutkimuskohteen selkärangatonfaunasta, aktiivisuuspyydykset eli pöteröt saattaisivat olla siihen kaikista parhain vaihtoehto (Hyvönen & Nummi 2000).

Ekologit, jotka ovat pyrkineet selvittämään sorsille tarjolla olevien selkärangatonvarojen määrää, ovat käyttäneet Whitmanin (1974) esittelemiä aktiivisuuspyydyksiä (johon Murkin ja kumppanit (1983) ovat viitanneet). Pyydysten on havaittu toimivian sekä järvien (Elmberg ym. 1993) että kosteikkojen selkärangatoninventoinneissa (Armstrong & Nudds 1985; Neckles ym.

1990, Nummi & Pöysä 1994). Aktiivisuuspyydysten suosio perustuu niiden helppokäyttöisyyteen, nopeuteen ja mahdollisuuteen työskennellä runsaskasvustoisilla rantavyöhykkeillä (Pieczynski, 1961; Murkin ym. 1983; Elmberg ym. 1992; Hyvönen & Nummi, 2000). Pöteröpyydykset ovat suunniteltu antamaan semikvantitatiivisen kuvan vapaana vesipatsaassa uivista selkärangattomista (Murkin ym. 1983). Mikäli pöteröpyydykset asetetaan pyyntiin pohjalle, ne pyytävät myös eläinryhmiä, jotka elävät pohjasedimentissä (Elmberg ym. 1992). Tällainen näytteenotto antaa kuitenkin puutteellisen kuvan infaunasta (Hyvönen & Nummi 2000), ja tähän tarkoitukseen on kehitelty erilaisia näytteenottomenetelmiä, kuten pohjakairoja (Hyvönen & Nummi 2000). Pohjalle asetetut pyydykset eivät kuvaa kattavasti myöskään ylempänä vesipatsaassa uivien, eikä kuoriutuvien selkärangattomien määrää. Sorsaekologit ovat selvittäneet tämän ongelman käyttämällä kahdenlaisia näytteenottomenetelmiä; kuoriutuvia hyönteisiä pyydetään ylösalaisin kelluvilla pyydyksillä, ja yhdessä niiden kanssa käytetään aktiivisuuspyydyksiä, jotka yhdessä antavat suhteellisen hyvän kuvan sorsalinnuille tärkeistä saaliseläimistä kuten surviaissääskistä Chironomidae (Elmberg ym. 1993; Nummi & Pöysä 1993). Näytteenotto aktiivisuuspyydyksiä käyttäen vaatii kaksi käyntiä koealueella, siksi se ei sovellu kaikkiin tutkimuksiin (Kenttämies ym. 1985). Joka tapauksessa näytteenotto aktiivisuuspyydyksillä on nopea ja standardinmukainen menetelmä, jota voidaan käyttää täydentävänä näytteenottomenetelmänä nektonisten selkärangattomien pyynnissä (Pieczynski 1961, Murkin ym. 1983, Elmberg ym. 1992) tai yksistään tutkimuksissa missä tarvitaan vain kvalitatiivista aineistoa (Hyvönen & Nummi, 2000). Kuitenkin, jos halutaan verrata matalien ja syvien tai hyvin pehmytpohjaisten järvien puolisukeltajasorsille tarjolla olevien ravintovarojen määrää, on ilmeisempää käyttää aktiivisuuspyydyksiä, jotka ovat sijoitettu puolisukeltajasorsien ulottamalle syvyysalueille (Pöysä 1983). Tällä tavoin vertaillaan selkärangatonvaroja, jotka ovat tosiasiaassa puolisukeltajiien käytettävissä (Elmberg ym. 1992). Kaikkia kosteikoilla käytettäviä selkärangatonpyydysmenetelmiä ei voitu kuitenkaan käyttää opinnäytetyön aineistojen keräämisessä rajallisten resurssien vuoksi. Aineistoa voidaan kuitenkin pitää riittävän kattavana antamaan suuntaa antavan kuva kunkin kosteikon selkärangatonbiomassasta sekä laji- ja kokoluokkien määrästä.

## **9.2 Kesannointikäsitteilyn vaikutukset kosteikkokasvillisuuteen**

Kesannoinnin ei havaittu muuttavan kosteikkojen kasvillisuutta (kuva 6, taulukko 5) ja rantavyöhykkeen kasviyhteisöt eivät kokeneet muutoksia väliaikaisen kuivuuskäsitteilyn vaikutuksesta. Kasvillisuuden odotettiin kertyvän kesannoidun kosteikon pohjalietteeseen ja



tulvittamisen jälkeen hajoavan. Tutkimusaineisto ei kuitenkaan antanut odotuksille tukea (kuva 6, taulukko 5).

Kosteikon kesannoinnin odotettiin hetkellisesti lisäävän kasvikosketusten määrää kasvinjoilla ja kasvillisuuden tiheyttä. Kuivatettujen kosteikkojen odotettiin kasvittuvan kesannoinnin kuivuvaiheen aikana, ennen kuin kuivuneeseen pohjalietteeseen kehittyneet kasvit tulvitettaisiin kosteikon uudelleen vesittämisen yhteydessä ja sinne kehittyneet kasvilajit hajoaisivat muun muassa Shefferin (2004) ja Cooken ym. (2016) tulosten mukaisesti. Ilmaversoisten kasvien monimuotoisuuden sekä tiheyden on havaittu Kadlecin (1962) mukaan kasvavan kesannointikäsitteilyn seurauksena, ja niiden siementen on havaittu itävän kuivuneella pohjasedimentillä. Kosteikkojen pohjasedimenttien on havaittu sisältävän suuren määrän erilaisia siemeniä, jotka itävät, kun olosuhteet ovat niille suosiolliset (Penfound 1953, Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982). Suosiollisia olosuhteita ei kuitenkaan onnistuttu saavuttamaan kaikilla kuivuuksikäsitellyillä kosteikkoalustoilla.

Kuivuuksikäsitteilyn aikana kosteikkojen havaittiin silmämääräisesti kasvittuneen (kuva 7), mutta vaikutukset eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (kuva 6, taulukko 5). Vastaavia tuloksia kuivuneen kosteikkopohjan kasvittumisesta ei kuitenkaan saatu kaikilla tutkimuskosteikoilla ja käytännössä vain Paloharjun (kuva 7) ja Rypyharjun kosteikkoalustoat onnistuttiin pääosin tyhjentämään ja niiden pohjan havaittiin silmämääräisesti hieman kasvittuneen. Paloharjun kosteikon kasvillisuuslinjojen kasvikosketusten lukumäärät kasvoivat kesannointikäsitteilyiden seurantajaksolla vuosina 2016-2018 (kuva 8 b). Vuonna 2016 linjalla 1 oli 5 kasvikosketusta, vuonna 2017 11 kasvikosketusta ja kesannoinnin jälkeisenä vuonna (2018) 15. Linjalla 2 kasvikosketuksia oli kesannointia edeltävänä vuonna puolestaan 15, kesannoinnin aikana 16 ja käsitteilyn jälkeen 21 (kuva 8b). Rypy- ja Paloharjun kosteikkojen uudelleen vesittämisessä ilmeni kuitenkin ongelmia, eikä kasvillisuutta onnistuttu tulvittamaan tutkimusjakson aikana. Kirstin-korpi Pohjoisen -kosteikkoalustoalla kasvikosketusten lukumäärä kasvoi kesannoituna vuonna. Kesannointia edeltävänä vuonna kosketuksia linjalla 1 oli 43, kesannoinnin aikana 46 ja kesannoinnin jälkeen 41. Kosketusten linjalla 2 olivat kesannointia edeltävänä vuonna 31, kesannoinnin aikana 41 ja kesannoinnin jälkeen 24 (kuva 8b). Edellä mainitut muutokset olivat kuitenkin pieniä, sillä kesannoinnilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta kesannoitujen kosteikkojen kasvillisuustiheyteen. Tulokset kuitenkin osoittavat, että kesannointikäsitteilyn vaikutukset vaihtelevat kosteikkojen välillä. Esimerkiksi Saarikossa kasvikosketusten määrä puolestaan väheni koejakson aikana 2016-2018 (kuva 8b).

Odotusten mukaisia kasvittumistuloksia on havaittu esimerkiksi preerian kosteikoilla tehdyissä tutkimuksissa, joissa kuivuneet rantaliejut kasvittuivat moni- ja yksivuotisten ranta- ja niittykasvien toimesta, kunnes vedenpinta kohosi kuivuuden jälkeen (Welling ym. 1988). Myös muissa tutkimuksissa suurin osa tulvan alle jääneistä kasveista on havaittu kuolevan ja hajoavan vapauttaen ravinteita sekä ravintoa kosteikkoeliöiden käyttöön (Kadlec 1962, Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Atkinson & Clairns 2001, Moore ym. 2004, Cooke ym. 2016). Kun kosteikko tulvitetaan kasvustot alkavat hajoamaan anaerobisissa oloissa vedenpinnan alla, ravinteita vapautuu myös pohjasedimentistä (Mortimer 1941, 1942, Hutchinson 1957).

Ilmaversoisten kasvien monimuotoisuuden sekä tiheyden on havaittu muissa tutkimuksissa kasvaneen kesannointikäsitteilyn seurauksena, ja kasvien siementen itävän kuivuneen kosteikkoaltaan pohjasedimentillä (Kadlec 1962). Pohjasedimentti sisältää suuren määrän erilaisia siemeniä, joiden uskotaan itävän olosuhteiden ollessa suosiolliset (Penfound 1953, Kadlec 1962, Fredrickson & Taylor 1982). Kun kosteikko tulvitetaan, kasvustot alkavat hajoamaan anaerobisissa oloissa vedenpinnan alla, jolloin vapautuu ravinteita (Mortimer 1941, 1942, Hutchinson 1957). Veden korkeat ravinnepitoisuudet tarjoavat eittämättä hyvät olosuhteet kaislojen (duckweed) kasvulle. Kesannointikäsitteilyllä ei tutkimusjakson aikana kuitenkaan havaittu merkitsevää vaikutusta kasvustojen muodostumiseen, johtuen pääosin epäonnistuneista koekäsitteilyistä.

Odotuksiin, joissa kesannointi uudistaa kasvilajien runsaussuhteita ja monipuolistaa kosteikkokasvillisuutta, Fredricksonin & Taylorin (1982) mukaisesti, ei pystytty antamaan vastausta resurssipulan ja kasviaineiston suuren 0-havaintojen määrän vuoksi. Vesikasvit eivät Cooken ym. (2016) mukaan reagoi vedenpinnan alenemiseen yhdenmukaisesti, osa hyötyy, kun taas osa kärsii. Aineiston avulla ei onnistuttu selvittämään tarjoaako kesannointikäsitteily paremmat olosuhteet esimerkiksi vesilintujen suosimien kasvilajien menestymiselle (sarat, korteet, vita, kurjenjalka, palpakot, pikkulimaska, kilpukka, ärviä) ja puolestaan kärsivätkö ”haitalliset” kasvilajit, kuten järviruoko, järvikaisla, osmankäämi, vesirutto ja rahkasammalet kesannoinnista. Cooken ym. (2016) mukaan vedenpinnan alentaminen toimii tehokkaana keinona haittana olevien ilmaversokasvien ja levien biomassan vähentämisessä. Opinnäytetyön tutkimusjakson aikana kerätyt tutkimustulokset eivät kuitenkaan tue heidän tuloksiaan (kuva 6, taulukko 5). Vedenalaisen kasvillisuuden määrän on havaittu myös kasvavan kuivuuden vaikutuksesta, valon määrän lisääntymisen ja kalakuolemien seurauksena (Scheffer 2004, Cobbaert ym. 2015) samalla, kun varjostavien ilmaversoisten kasvien kasvu hidastui (Blindow ym. 1993).

Toisaalta kuivuuskäsittelyiden on havaittu Kadlecin (1962) mukaan tarjoavan uutta elintilaa esimerkiksi osmankäämien ja kaislojen siementen itämiselle ja näin ollen lisäävän voimakkaasti kilpailevien ja kolonisoivien kasvilajien menestymistä. Tätä ei kuitenkaan havaittu opinäytetyön vuosina 2016-2018 kerättyjen havaintojen ja tulosten perusteella (kuva 6, taulukko 5). Kesannointikäsittelyn odotettiin pysäyttävän kosteikon umpeenkasvua ja lisäävän avovesipinta-alaa, mutta aineisto ei antanut tutkimushypoteesille tukea. Kasvikosketukset eivät vähentyneet uudelleen vesitettynä vuonna ja näin ollen kasvikosketusten määrä linjoilla ei vähentynyt kesannoinnin vaikutuksesta (kuva 6, taulukko 5).

Kerätty tutkimusaineisto on epäedullinen kasvillisuutta koskevien tutkimuskysymysten selvittämiseen, sillä kesannointikäsittelyt eivät onnistuneet toivotulla tavalla. Kaikkia kesannoituja tutkimuskosteikkoja ei onnistuttu tyhjentämään tavoiteltuun kuivuusasteen saakka. Näin ollen kaikkien kosteikkojen kasveilla ei ollut mahdollisuutta kolonisoida kuivuneiden kosteikkojen pohjalietettä, sillä kaikkia kosteikkoalaita ei saatu tyhjennettyä ja pohjalietettä kuivumaan. Kesannoidun kosteikon kuivuusaste sekä kuivuuden kesto vaikuttavat pohjasedimentin kolonisoivien kasvien siementen itämiseen ja itävien kasvien kasvuun (Fredrickson & Taylor 1982). Elinkelpoiset kosteikkokasvien siemenet itävät oikeissa olosuhteissa kosteikon pohjalla nopeasti, yleensä kun kosteus on täsmälleen tai hieman alle kenttäkapasiteetin (Fredrickson & Taylor 1982). Kosteikkojen tyhjentämisongelmien vuoksi ei voitu varmistaa kuinka pitkiä aikoja kukin kosteikko kävi kuivilla, ennen kuin niiden vesipinta kohosi tavoiteltua vesitasoa korkeammalle. Näin ollen kosteutta ei saatu kenttäkapasiteetin tasolle, jonka seurauksena kosteikkopohjan kasvittuminen oli heikkoa. Kesannoinnin onnistuminen voi myös johtua vallitsevista sääolosuhteista. Kosteikon maaperän kuivuminen tai kuivumattomuus kuivuuskäsittelyn aikana on hyvinkin riippuvainen vallitsevista sääolosuhteista (Fredrickson & Taylor 1982). Esimerkiksi kasvillisuuden on havaittu reagoivan kuivuneen kosteikkopohjan tarjoamaan vapaaseen elinympäristöön, mutta kasvien siementen itämiseen ja kasvien kasvuun vaikuttaa kosteikon kuivuusaste (Fredrickson & Taylor 1982).

Kosteikon ravinteikkuus vaikuttaa olennaisesti kesannointikäsittelyn onnistumiseen, sillä karuilla kosteikoilla kasvillisuutta ei useinkaan kerry kesannoitavan kosteikon pohjalle toivotunlaisesti (ks. kuva 8a, Palo- ja Rypyharju). Kesannoitavan kosteikon kuivuudenajan kesto voi vaihdella, sillä karuilla kohteilla kosteikkoa voidaan joutua pitämään kauemmin kuivana tavoitellun kasvittumisasteen saavuttamiseksi. Esimerkiksi Alhaisen (2020, suullinen tieto) havaintojen mukaan hänen seurannassaan olleen maatalousvaikutteisen kosteikon kuivuuskäsittelyssä kolmen viikon kuivatuksen jälkeen pohjaliete tiivistyi, lampaat lähtivät tallomaan pohjaa, pohja

alkoi vihertyä ja siihen alkoi kertyä tulvaniityn ja kostean paikan kasvillisuutta. Kun taas karuilla kosteikoilla vastaaviin tuloksiin saatetaan päästä vasta useamman vuoden kuivuuskäsittelyn jälkeen.

Kosteikkojen kasvittumiseen vaikuttaa myös yläpuolisen valuma-alueen siemenpankki (Alhainen 2020, suullinen tieto), sillä kosteikon kasvittuminen voi olla heikkoa, mikäli valuma-alueen yläosilta ei huuhtoudu kosteikkoaltaan pohjan kolonisoivia kasvilajien siemeniä. REH-kohteiden valuma-alueet ovat metsävaikutteisia, sillä kohteet ovat pääasiassa rakennettu metsätalousvaikutteisille kitu- ja joutomaille sekä ojikoille padottamalla. Tämän seurauksena yläpuolisilta valuma-alueilta ei odoteta juurikaan kulkeutuvan kosteikkokasvien siemeniä, jotka kolonisoiivat rakennettuja kosteikkoja.

Kasvien vasteet kosteisiin ja viileisiin olosuhteisiin eroavat vasteista kuiviin ja lämpimiin. Tämä voi vaikuttaa kuivuuskäsittelyiden onnistumiseen, jolloin esimerkiksi Etelässä käsittelyiden tavoitteet voivat onnistua, kun samanaikaisesti Pohjoisessa ei. Lämpimillä alueilla, kuten Kansasissa 35 asteen kesällä tapahtuva vedenpinnan aleneminen ja kuivuus on havaittu mahdollistavan kasvien nopean itämisen ja kasvun kuivuudelle altistuneella pohjasedimentillä. Vedenpinnan alentaminen ei Cooken ym. (2016) mukaan kuitenkaan toimi kuitenkaan niin tehokkaana menetelmänä kosteilla, ilmastoltaan lauhkeilla alueilla, missä veden suotautuminen talvella pitää järven tai kosteikon pohjasedimentit kosteina. Tästä antoivat osviittaa epäedulliset olosuhteet allekirjoittaneen tutkimuksen koejaksojen aikana.

Liikakasvillisuutta ja ei-toivottujen lajien leviämistä voidaan rajoittaa talven aikaisilla kuivuuskäsittelyillä (Cooke ym. 2016). Talven aikainen kosteikon jäätyminen vähentää kosteikon umpeenkasvua ja aggressiivisten kasvilajien menestymistä (Cooke ym. 2020, Alhainen 2020, suullinen tieto). Tutkimustulokset eivät kuitenkaan tue tätä näkemystä (kuva 6), sillä koekäsittelyt epäonnistuivat.

### **9.3 Kesannointikäsittelyn vaikutukset vesikemiaan**

Kesannoinnin ei havaittu aiheuttavan suuria muutoksia kosteikkojen vesikemiaan, mutta tuloksissa havaittiin joitakin merkitseviä kesannointikäsittelyn aikaansaamia muutoksia kosteikkojen vesikemiassa. Joissakin tapauksissa kesannoitujen ja kontrollikohteiden erot kosteikkojen vesikemiassa ovat koko ajan havaittavissa, eikä kesannoinnilla havaittu olevan juurikaan vaikutusta mitattujen yksikköjen muutoksissa (kuvat 9 ja 10). Odotusten mukaan kosteikkopohjaan olisi kehittynyt kasvillisuutta, joiden odotettiin hajoavan kosteikkojen uudelleen vesittämisen seurauksena ja lisäävän kosteikkoveden ravinteiden määrää (Kadlec 1962, Danell &

Sjöberg 1979, Nummi 1989, Moore ym. 2004). Ravinteita on havaittu vapautuvan myös kosteikon pohjasedimentistä (Mortimer 1941, 1942, Neess 1946, Hutchinson 1957, Cook & Powers 1958, Kadlec 1962, De Groot & Van Wijck 1993, Cooke ym. 2016). Fosforin määrän on havaittu myös vähenevän kosteikkovedessä kuivuuden seurauksena (Kadlec 1962, Jacoby ym. 1982), mutta uudelleenvesittämisen jälkeisenä keväänä veteen liunneen fosforin määrän havaittiin Kadlecin (1962) mukaan kasvavan. Lisääntynyt fosfori oli todennäköisesti peräisin järven tai kosteikon pohjasedimentistä, sillä fosforin määrä sedimentissä havaittiin samanaikaisesti vähenevän (Kadlec 1962).

Lisääntyneen vedenpinnanvaihtelun on havaittu lisäävän ilman määrää ydinsedimenteissä, jonka seurauksena ilma kuplii pintaan estäen sedimentin kerrostuneisuuden syntymisen ja mahdollisesti muodostaa tämän epänormaalin tilan. Kuivumisen on myös havaittu lisäävän tai mahdollisesti pidättävän liukoisten mineraaliravinteiden määrää. Kuivuuden aikana tapahtuvan vähenemisen tai kasvun määrä on tiukasti sidoksissa maaperän kosteuden ja vesiliukoisten ravinteiden huuhtoutumisen määrään (Kadlec 1962). Ravinteita vapautuu todennäköisemmin orgaanisen materiaalin eli detrituksen hajoamisen seurauksena (Moore ym. 2004), ja tämä pääsääntöisesti bakteerien toimintaan liittyvä prosessi on kaikkein tehokkainta kosteilla alueilla. Hajoaminen, lahoaminen ja mädäntyminen anaerobisissa oloissa ei kuitenkaan ole täydellistä ilman happea ja tällaisia olosuhteita esiintyy useimmissa vedenalaisissa orgaanisissa maaperissä (Kadlec 1962). Hajoamistuloksista ei kuitenkaan saatu selviä viitteitä tutkimusaineiston ja tulosten ravinnepitoisuuksien muutoksissa (kuvat 9-10).

Ravinteiden vapautumista ja pidättäytymistä selvitettiin koejakson aikana kosteikon tulo- ja lähtövedestä, ja kesannointi ei tulosten mukaan lisännyt kosteikkoveden ravinteiden määrää. Tuloksiin on kuitenkin voinut vaikuttaa koekäsittelyiden epäonnistuminen. Suurimmat erot vesinäytteiden havaintoyksiköissä havaittiin nitriitti- ja nitraattitypen osalta sekä tulo- että lähtövedessä (kuvat 9 ja 10), joiden mukaan kesannoitujen kohteiden nitriitti- ja nitraattitypen määrässä ei tapahtunut muutoksia, mutta kontrollikohteiden tulo- että lähtövedessä nitriitti- ja nitraattitypen määrä kasvoi. Nitriitti- ja nitraattitypen pitoisuuksissa tapahtui kesannointiin liittyvä merkitsevä muutos interaktioissa sekä tulo- että lähtövedessä, jonka mukaan kesannointi olisi vähentänyt tai pitänyt nitriitti- ja nitraattitypen määrää samana, kun kontrollikohteiden pitoisuudet kasvoivat merkitsevästi. Nitriitti- ja nitraattitypen suuri osuus havaittaviin kontrollikohteiden tulovedessä, eikä kesannointi ole juurikaan voinut vaikuttaa kosteikkoon tulevan veden vesikemiaan. Tuloksissa näkyvä kokonaistyyppipitoisuuksien suuri kasvu johtuikin yhden kontrollikohteen suurista pitoisuuksista sekä kosteikon tulo- että lähtövedessä.

Nitriitti- ja nitraattitypen määrä Varispuron tulovedessä aiheutti voimakkaan muutoksen vesinäytetuloksiin vuonna 2018 kerätyissä vesinäytetiedoissa, sillä Varispuron tulovedessä nitriitti- ja nitraattitypen summa oli 110 µg/l, kun se aikaisemmissa ja muiden kosteikkojen seurannoissa oli keskimäärin < 5 µg/l. Varispuro pidätti näitä ravinteita hyvin, mutta myös sen lähtövedessä nitriitti- ja nitraattitypen summa oli aikaisempia mittauksia huomattavasti suurempi (28 µg/l), kun se normaalisti on ollut niin ikään < 5 µg/l. Varispuron kuormituksen kasvun seurauksena vuoden 2018 arvot kontrollikohteiden nitriitti- ja nitraattitypen osalta ovat täysin eri maailmasta ja vaihteluväli varsin suuri (kuvat 9 ja 10). Typpi on fosforin ohella vesien tuotannon ja rehevöitymisen kannalta tärkein ravinne. Tyypillisiä typpikuormituksen lähteitä ovat maa- ja metsätalous, asutuksen jätevedet ja turvetuotanto sekä paikallisesti myös teollisuuden jätevedet. Typpipitoisuuden määrän kasvuun sekä Varispuron tulo-, että lähtövedessä on voinut vaikuttaa sen yläpuolisilla valuma-alueilla tehdyt maankäytön muutokset. Varispuron yläpuolinen valuma-alue on voimakkaasti ojitettu, ja valuma-alueilla on voitu kaivaa uusia metsäojia, ojittaa soita tai levittää lannoitteita näytteenottoa aikaisempina hetkinä. Suurten nitriitti- ja nitraattityppipitoisuuksien kasvuun on voinut vaikuttaa myös näppäilyvirheet laboratorion puolella, mutta vesinäytteistä kuitenkin nähdään, että pitoisuudet ovat korkeat myös lähtövedessä, eikä tätä ei pidetä mahdollisena vaihtoehtona.

Kesannoinnin vaikutukset kosteikkojen vesikemiaan olivat odotettuja pienempiä, joiden epäilään johtuneen kesannointikäsitteilyiden epäonnistumisesta. Kesannoitujen kosteikkojen pohjaa ei saatu merkittävästi kasvittumaan (kuva 6, taulukko 5) ja myöhemmin kasveja hajoamaan odotetusti, jonka on kirjallisuuden mukaan havaittu vapauttavan ravinteita kosteikkoveteen (Kadlec 1962, Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Atkinson & Clairns 2001, Moore ym. 2004, Cooke ym. 2016). Veden korkeiden ravinnepitoisuuksien on todettu tarjoavan hyvät olosuhteet esimerkiksi kaislojen kasvuille.

Tutkimuskosteikot pidättivät ravinteita, kuten kiintoainetta, nitriitti- ja nitraattityppeä, fosforia ja veteen liennuttua rautaa (kuvat 9 ja 10). Tutkimusaineiston mukaan ammoniumtypen määrä lähtövedessä on koko seurantajaksolla (2008-2018) vähentynyt, jonka mukaan sen pidättäytymisprosentti on parantunut vuosien saatossa (kuva 10). Kesannoitujen ja kontrollikohteiden välillä havaittiin tilastollisesti merkitsevä muutos ammoniumtypen pidättäytymisessä, joka havainnollistuu kosteikon lähtövedestä kerättyjen vesinäytetietojen avulla (kuvat 9 ja 10). Tulosten mukaan kesannoitavien kosteikkojen lähtöveden ammoniumtyppipitoisuudet voivat ajan saatossa kasvaa eli niiden ammoniumtypen sitomiskyky heiketä, mutta muutokset eivät välttämättä aiheudu kesannoinnin vaikutuksesta, Aika:Käsittely interaktio ei ollut merkitsevä.

Kesannoitujen kosteikkojen ammoniumtyypin sitomiskyvyn heikkeni kuvien 9 ja 10 mukaan. Toisaalta kosteikon ammoniumtyyppipitoisuuksien kasvu saattoi olla lisääystä kesannoinnin lisäämästä kosteikkoeliöiden hajoamisesta, jonka lopputuotteiden vaikutuksesta kosteikkoveden ammoniumtyypin määrä on voinut kasvaa. Käsittelyn ja ammoniumtyypin interaktiota mittaavat muutokset eivät olleet kuitenkaan merkitseviä.

Suomessa luonnontilaisten pintavesien pH-arvo on yleensä lievästi hapan (pH 6-7). pH-arvoihin vaikuttaa myös vuodenaajat ja säävaihtelut. REH-kosteikot olivat pH-arvoiltaan (Saarikkoa lukuun ottamatta) keskimääräistä happamampia. Kesannoinnilla oli tilastollisesti merkitsevä vaikutus kosteikkojen pH-arvoihin kosteikkojen tulovedessä sekä kosteikkojen lähtövedessä. Selkeimmät havainnot näkyvät kuvassa 9, jonka mukaan kontrollikohteiden pH-arvo kasvoi seurantajaksolla kosteikkojen tulovedessä, kun taas kesannoiduilla kohteilla pH-pitoisuuksien kasvu ei ollut merkitsevää. Tulosten mukaan kesannointikäsittelyt ovat voineet heikentää kosteikon happipitoisuuksia. Happipitoisuuden heikkeneminen voi olla seurausta vesipatsaan hupenemisesta kesannoinnin vaikutuksesta, sekä kosteikkoeliöiden hajoamisen lisäämästä hapenkulutuksesta. Kesannoiduilla kohteilla kasveja, kaloja tai selkärangattomia on voinut kuolla niiden korkeampien metabolisten vaatimusten takia, kuin mitä kosteikoilla oli kesannointikäsittelyn kuivuvaiheen aikana mahdollisuus tarjota. Kosteikkoeliöiden on havaittu kerääntyvän kosteikon jäljelle jääneisiin syvänteisiin, jonka seurauksena veden happipitoisuus on voinut vähentyä ja jäljelle jääneet eliöt menehtyä. Käsittelyn vaikutukset pH-arvoissa ovat kuitenkin merkittäviä vain kosteikkojen tulovedessä, eikä kosteikon ekosysteemien ja eliöyhteisöjen muutoksella ole juurikaan merkitystä kosteikkoon tulevaan veteen. Tulosten mukaan kesannoinnilla kuitenkin olisi vaikutusta kosteikkoon tulevan veden pH-arvoihin. Merkitsevät tulokset voivat olla kuitenkin seurausta kontrolli- ja kesannoitujen kohteiden ominaisuuksien eroista yläpuolisen valuma-alueen ominaisuuksissa. Kontrollikohteiden valuma-alueiden veden pH-arvot voivat olla emäksisempiä kuin kesannoitujen kohteiden. pH-pitoisuuksien muutoksiin on voinut vaikuttaa myös vallitsevat sääilmiöt.

Sähkönjohtavuus kuvaa veteen liuenneiden mineraalien eli suolojen määrää. Mitä suurempi sähkönjohtavuus on, sitä enemmän vedessä on suolaa. Veden sähkönjohtavuutta voidaan käyttää veden yleislaatua kuvaavana mittarina, sillä normaalissa makeassa vedessä on suoloja vähän. Jos vesi johtaa hyvin sähköä, sen voidaan päätellä olevan muutenkin saastunutta. Sisävesialueilla sähkönjohtavuutta lisäävät esim. hajoavat orgaaniset ainekset, jotka vapauttavat ioneja sekä jätevedet. REH-kosteikot olivat sähkönjohtavuudeltaan normaaleja. Saarikossa sähkönjohtavuus oli selkeästi suurin. Muilla kosteikoilla sähkönjohtavuudessa ei ollut merkittäviä

eroja. Sähkönjohtavuus pääsääntöisesti laskee veden kuljettua kosteikon poikki. Kosteikkojen sähkönjohtavuudessa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero käsiteltyjen ja kontrollikohteiden välillä. Kesannoinnilla havaittiin olevan tilastollisesti merkitsevä vaikutus kosteikkojen sähkönjohtavuuteen ja sen pitoisuuksien muutoksiin kosteikon tulo- ja lähtövedessä. Kosteikkojen sähkönjohtavuuspitoisuudet pysyivät kesannoiduilla kohteilla lähes samalla tasolla, kun vastaavasti käsittelemättömien kontrollikohteiden sähkönjohtavuus väheni. Tulosten mukaan kesannointi vaikutuksesta kosteikkojen veteen on liuenneena enemmän suoloja tai suolojen sitomiskyky on käsittelemättömiä kohteita heikompi. Tämä voi johtua osittain kuivuus- ja uudelleenvesittämiskäsittelyiden, aikaansaamista muutoksista vedenpinnankorkeudessa, vaikka muutokset olivat tavoiteltua pienempiä. Kesannointikäsitteilyn aikaansaamat vasteet kosteikkojen sähkönjohtavuudessa ovat voineet aiheutua myös käsiteltyjen kohteiden mahdollisesta kasvien hajoamisen lopputuotteista sekä kesannoituihin kosteikkoihin kertyneestä karikkeesta määräästä ja detrituksesta. Kesannoinnin vaikutuksesta kosteikkojen happipitoisuudet saattoivat vähentyä vesipatsaan huvetessa, jonka vaikutuksesta kosteikkopohjaan sitoutuneet ravinteet ovat voineet liueta takaisin veteen. Mikäli kesannoiduissa kosteikoissa on tapahtunut orgaanisen aineksen, kuten kasvien, selkärangattomien, kalojen ja muiden eliöiden hajoamista, voi tämä vapauttaa suoloja kosteikkoveteen.

Veden väri johtuu usein värillisistä orgaanisista yhdisteistä, kuten humushapoista, joka värjää esimerkiksi Suomen vesistöjä ruskeaksi. Toisaalta myös metallit, kuten rauta ja mangaani, värjäävät vettä. Suomessa vesistöjen keskimääräinen värin arvo on 51 mg Pt/l. Väriarvoissa tapahtui voimakkaita muutoksia vuodenaikojen ja vuosien välillä. Tämä johtuu pääasiassa muutoksista valuma-alueilla, sillä esimerkiksi runsaat sateet saattavat nostaa väriarvoja ja kuivina kesinä ne laskevat. Kesannoinnilla oli tilastollisesti merkitsevä vaikutus kosteikkojen väriarvoihin (kuvat 9 ja 10). Käsittelemättömien kohteiden väriluku väheni, kun taas kesannoiduilla kohteilla väriluku kasvoi. Muutokset olivat tilastollisesti merkitseviä (kuvat 9 ja 10) ja ovat voineet aiheutua kesannointikäsitteilyn aikaansaamista kosteikkojen vesipinnan vaihteluista, joka on voinut vaikuttaa kosteikkojen tulo- ja lähtöveden värilukuun. Pienetkin vesipinnan vaihtelut voivat liikuttaa kosteikkopohjan partikkeleita ja kasvillisuuteen kiinnittyneitä partikkeleita kosteikkoveteen ja näin ollen väriluku on voinut kasvaa. Väriarvon kasvuun on voinut vaikuttaa myös mahdollinen kosteikkokasvien hajoaminen kesannointikäsitteilyn vaikutuksesta.

REH-kosteikkojen väriarvot vaihtelivat koko seurantajaksoilla paljon vuodenajan ja vuosien välillä. Ne olivat kuitenkin Saarikkoa lukuunottamatta kaikki reilusti humuspitoisempia



(ruskeampia), kuin keskimääräiset Suomen vesistöt. Tulvikon läpi kulkeutunut vesi ei pääsääntöisesti tullut kirkkaammaksi. Sen sijaan varsinkin Kirstinkorven kosteikoissa ja Varispurolla väriluku näytti pienenevän kosteikkojen tulovedessä vuosien välillä. Tähän on voinut vaikuttaa niiden yläpuolisen valuma-alueen humuksensitomiskyky ja kaivettujen ojien ja maaperän kasvittuminen.

CODMn(O<sub>2</sub>)-luku kuvaa myös veden humuspitoisuutta. Kesannointikäsittelyllä oli tilastollisesti merkitsevä vaikutus mitattuihin CODMn -pitoisuuksiin sekä kosteikon tulo-, että lähtövedessä. Tulosten mukaan kontrollikohteiden CODMn -pitoisuudet vähenivät, kun taas kesannoitujen kohteiden pitoisuuksissa ei tapahtunut muutosta (kuvat 9 ja 10). Kesannoinnin vaikutuksesta kosteikkojen humuspitoisuudet pysyttelivät käsittelemättömiä kohteita korkeampana. Tämä voi johtua vedenpinnan muutoksista ja kasvillisuuden hajoamistuotteista. Käsiteltyjen kosteikkojen humuksensitomiskykyä voidaan pitää heikompana, kun kesannoiduilla kohteilla vesipinta

Kosteikkojen rautapitoisuuden vähenivät sekä kosteikkoihin valuvassa tulovedessä, että kosteikkojen lähtövedessä koko seurantajakson ajan (kuvat 9, 10). Kosteikot pidättivät hyvin rautaa, eikä kesannoinnilla havaittu olevan vaikutusta sen pidättäytymiseen (kuvat 9, 10). Kesannoinnilla ei ollut tilastollisesti merkitseviä vaikutusta kosteikkojen rautapitoisuuksiin.

#### **9.4 Käsittelyn vaikutukset vesilintuihin**

Tulosten mukaan merkitseviä eroja ei löytynyt kesannointikäsitteltyjen ja käsittelemättömien kontrollikohteiden välillä lintujen lukumäärän, parimäärän, poikuemäärän tai diversiteetin suhteen (kuva 11), eikä kesannoinnin vaikutusta mittaava interaktio ollut lintuaineistossa merkitsevä. Toisaalta, diversiteetin (H) osalta oli havaittavissa lähes merkitsevä Aika:Käsittely interaktio ( $p = 0,061$ ), ja sen perusteella kesannointi olisi vähentänyt vesistön linnuston diversiteettiä vuonna 2018 (ks. kuva 11, taulukko 6). Lintujen laji- ja parimäärät sekä diversiteetti eivät merkitsevästi muuttuneet seurantajakson aikana (kaikki  $p > 0,10$ ). Tuloksissa on kuitenkin nähtävillä trendi, jossa laji- ja yksilömäärät vähenevät ajan saatossa (kuva 11). Linnuston diversiteetissä on myös havaittavissa heikkenemistä tutkimusjakson aikana, etenkin kesannoitaviksi valikoiduilla kosteikoilla. Diversiteetin (H) heikkeneminen on kuitenkin havaittavissa ennen kesannointikäsittelyiden toteuttamista (kuva 11, taulukko 6). Lajimäärän, yksilömäärän ja diversiteetin heikkenemiseen ovat voineet vaikuttaa kosteikkoelinympäristöjen homogenisoituminen ajan saatossa ja esimerkiksi kasvillisuudessa muutamien lajien alettua valtaamaan kosteikkoalaa. Tästä johtuen erilaisten kosteikkohabitaattien määrä on voinut vähentyä ja jäljellä

olevien habitaattien laatu heikentyä, joka puolestaan on voinut heijastua lintujen sekä niiden ravinto-organismien menestymisen heikkenemiseen ja monimuotoisuuden vähenemiseen (Kadlec 1962, Whitman 1976, Danell & Sjöberg 1979, Nummi 1989, Nummi & Pöysä 1994, Pöysä ym. 1994, Alhainen ym. 2016, Cooke ym. 2016).

Eri kosteikkoalueilla eri vuosina tehtyjen linnustolaskentojen ordinaatiotulosten mukaan, kesannoiduista kohteista Kirstinkorpi Pohjoinen, Kirstinkorpi Etelä sekä Saarikko ovat lajistollisesti samankaltaisimmat kohteet ja lähempänä toisiaan NMDS kuvassa 12. Ordinaation mukaan niissä esiintyvät lintulajit ja -yhteisöt ovat varsin yleisiä, sillä ne esiintyvät keskellä ordinaatiota (kuva 12). Palo- ja Rypyharjun kosteikkohabitaatit näyttävät tarjoavan metsäviklojen suosimia kosteikkohabitaatteja, etenkin kesannoinnin jälkeen. Tämä tukee Kadlecin (1962), Fredricksonin & Taylorin (1982), Zedlerin (2003) ja Ma:n ym. (2010) tulkintoja kahlaajien elinympäristövaatimuksista. Näiden kahden kosteikon uudelleenesityksessä oli ongelmia, ja niiden vesipinta oli juuri kahlaajien elinympäristövaatimuksia lähellä. Yksilömäärät Rypy- ja Paloharjun kosteikoilla olivat kuitenkin vähäiset, sillä kosteikon ovat suhteellisen karuja kosteikkoaltaita ja kaivettu suolle. Niiden heikkoon tuotantoon voivat vaikuttaa myös lintujen heikko pälyilymahdollisuus, sillä kaivetut kosteikkovallit eivät mahdollista saalistajien havaitsemista kovinkaan kaukaa. Osittain tästä syystä linnut voivat välttää näitä kosteikkoaltaita. Heikon tarkkailumaaston lisäksi näiden kosteikkojen selkärangatontuotto ei ollut kovinkaan runsas, joka voi vaikuttaa tulosten mukaan lintujen menestymiseen (kuva 14, taulukko 8).

Kun tarkastellaan kaikkia seurantakosteikkoja, voidaan todeta kosteikoilla olevan melko samankaltaisia ominaisuuksia keskenään, mutta osa kosteikoista myös hieman poikkeaa lintuyhteisöiltään toisistaan. Esimerkiksi kosteikkoaltaista suurin Orastinsuo Länsi tarjosi elinympäristöjä kalaravintoa käyttäville kuikalle ja uivelolle. Kosteikon kalapitoisuus havaittiin katiskoilla tehdyillä koekalastuksilla selvästi kalarikkaimmaksi kaikista tutkimuskosteikoista. Tämä tukee käsitystä, joiden mukaan kosteikon kalapitoisuus ja veden syvyys vaikuttavat kaloja saalistaviin vesilintuihin positiivisesti (Lammens 1999, Kloskowski ym. 2010, Ma ym. 2010). Orastinsuo Länsi-kosteikkoaltaalla esiintyi seurantajaksolla myös lintujen ruokkimista, joka on voinut vaikuttaa kontrollikohteista saatuihin tuloksiin ja näin ollen vaikuttaa kesannointi- ja kontrollikohteiden erojen havaitsemisen estämiseen. Ruokinta on voinut lisätä lintuja Orastinsuon kosteikoilla, ja näin ollen kesannoitujen kohteiden mahdolliset positiiviset vaikutukset linnustoon on voinut jäädä havaitsematta.

Kuvan 13 mukaan, kontrollipaikkojen (kont1 ja kont2) yhteisörakenne pysyi seurantajaksolla lähes samana ja kesannointikäsitteily näytti muuttavan yhteisörakennetta hieman (kes1 vs. kes2). PERMANOVA-analyysi kuitenkin paljasti, että yhteisörakenteessa ei tapahtunut kesannointikäsitteilyn vuoksi merkitsevää muutosta (interaktio-termi:  $P > 0,05$ ; taulukko 7). Kesannoinnilla ei ollut havaittavaa vaikutusta myöskään sorsalintuyhteisöjen poikasaikaiseen rakenteeseen BACI-analyysin perusteella (kuva 16, taulukko 10). Yhteisörakenteiden näennäiset muutokset voivat johtua Rypy- ja Paloharjun uudelleenvesittämissä epäonnistumisesta. Kuvan 13 (kes2) näyttää muuttuneen hieman kohti kahlaajien suosimaa habitaattia, joka osaltaan kertoo kesannoitujen kohteiden vedenpinnan alenemisesta sekä uudelleen vesittämissä ongelmista. Toisaalta kontrolli- ja kesannointipaikkojen yhteisöt erosivat merkitsevästi toisistaan (Käsitteily:  $p < 0,05$ ; taulukko 7), joka vahvistaa näkemyksiä REH-kohteiden heterogeenisyydestä. Ajallinen muutos yhteisörakenteiden välillä ei kuitenkaan ollut merkitsevää (Aika:  $p > 0,05$ ; taulukko 7). Vaikutukset olivat samanlaisia myös sorsapoikueiden yhteisörakenteessa. Kesannoitaviksi kohteiksi on voinut valikoitua juuri tietyn tyyppiset kosteikkoaltaat, vaikka valinta ei ollut tietoista. Kesannointikohteiden vähäinen määrä on voinut vaikuttaa merkitsevän tuloksen syntymiseen, sillä viiden kesannoidun kosteikon joukossa oli kaksi kosteikkoparia, jotka sijaitsivat lähellä toisiaan (Kirstinkorpi Pohjoinen ja Kirstinkorpi Etelä sekä Palo- ja Rypyharju). Kesannoitavien kohteiden lukumäärän piti alun perin olla suurempi, mutta kaikkia suunniteltuja kohteita ei voitu toteuttaa. Tämä olisi lisännyt kesannoitavien kohteiden monimuotoisuutta ja voinut antaa kattavampia tuloksia kesannoinnin vaikutuksesta kosteikkojen lintuyhteisöihin. Kattavamman aineiston avulla kesannoinnin vaikutuksia ja vasteita olisi voitu tarkastella myös erilaisiin lintuyhteisöihin.

Onnistuneen kesannointikäsitteilyn on havaittu uudistavan kosteikon kasvillisuutta ja tarjoavan ihanteellisia elinympäristöjä kahlaajille, rantakanoille sekä myöhään muuttaville että paikallisille vesilinnuille (Fredrickson & Taylor 1982). Aleneva vesipinta paljastaa kosteikon pohjalietteen, joka lisää kosteikkoelinympäristöjen mosaiikkimaisuutta ja monimuotoisuutta. Erityisesti rantalinnut ja kahlaajat suosivat tällaisia elinympäristöjä (Fredrickson & Taylor 1982, Zedler 2003). Myös muut sorsalinnut suosivat matalia kosteikkoalueita, joskin kokosukeltajat ovat mieltyneet syvempiin kosteikkohabitaatteihin (Taft ym. 2002, Zedler 2003). Tutkimustulokset eivät kuitenkaan tukeneet näitä havaintoja, luultavasti epäonnistuneiden koejärjestelyiden takia. Esimerkiksi Rypy- ja Paloharjun kosteikon vedenpinnan alenemisella ei ollut positiivisia vaikutuksia niiden lintuyhteisöihin. Osasyynä tähän voivat olla näiden kosteikkoaltainen karuus.

Lintuyhteisön rakenne korreloi linnuston diversiteetin ja lajimäärän kanssa merkitsevästi (kuva 14, taulukko 8). Lintujen diversiteetti kasvaa, kun lintujen laji- tai parimäärät kasvavat. Lintujen lajimäärä kasvaa, kun lintujen parimäärät tai diversiteetti kasvavat. Lintujen parimäärä kasvaa, kun lintujen lajimäärät ja diversiteetti kasvavat. Tämä tukee yleisesti hyväksyttyä teoriaa, jossa yksiköiden lukumäärien kasvaessa niiden monimuotoisuus lisääntyy ja suuresta joukosta löytyy todennäköisemmin enemmän ja erilaisempia yksiköitä. Kuvan 14 mukaan selkärangattomien eläinten biomassa ja lajimäärä eivät olleet kuitenkaan merkitsevästi yhteydessä yhteisörakenteeseen, mutta biomassa korreloi merkitsevästi linnuston laji- ja parimäärän sekä diversiteetin kanssa (kuva 15).

Tutkimustulokset tukevat käsitystä, jonka mukaan sorsien ja sorsaparien ja sorsapoikueiden sekä diversiteetin määrä kasvaa ravinnon määrän lisääntymisen seurauksena (kuva 15, taulukko 9). Vastaavia tuloksia on saatu myös aiemmissa vesilinnustoa koskevissa tutkimuksissa, joissa havaittiin, että sorsien lajimäärä ja tiheys kasvavat samalla, kun vesiselkärangattomien ja kuoriutuvaisten hyönteisten määrä lisääntyy (Pöysä ym. 1994, Nurmi ym. 2016). Kun linnuilla on käytössään enemmän ravintoa, niiden lisääntymismenestys ja selviytyminen on todennäköisempää. Selkärangatonbiomassan kasvu voi toisaalta kertoa kosteikkohabitaattien paremmasta laadusta muullakin tasolla kuin niiden tarjoaman ravinnon määrän lisääntymisestä. Tulosten perusteella on selkärangattomien määrä kuitenkin korreloi merkitsevästi lintujen menestymisen kanssa.

Vaikka kesannoinnilla ei näyttänyt olevan merkittäviä vaikutuksia millään tasolla, niiden tavoitteellinen luonnontila olisi kuitenkin linnustolle hyväksi ja lisäisi kosteikkojen linnuston diversiteettiä, yksilö-, pari- ja poikuumääriä sekä lajikirjoa. Jos kesannoinnilla saataisiin lisättyä vesiselkärangattomien biomassaa, olisi tällä selkeä yhteys vesilinnuston laji- ja parimääriin ja yleiseen monimuotoisuuteen.

## **9.5 Käsittelyiden ongelmat**

Kesannointikäsittelyt eivät onnistuneet toivotulla tavalla. Kesannoinneissa oli ongelmia sekä kosteikkojen kuivaamisen että uudelleen vesittämisen aikana. Kosteikkoja ei saatu niin kuiviksi kuin oli tarkoitus, sillä kesannointikesä vuonna 2017 oli suhteellisen sateinen. Kosteikon kesannointi onnistuu Alhaisen (2019) mukaan helpoiten alivirtaamakaudesta ja kuivina ajanjaksoina. Hänen mukaansa esimerkiksi heinäkuun loppupuoli on hyvä aika kesannoida monivai- kuttainen kosteikko, varsinkin jos kyseessä on kuiva ja kuuma hellejakso, jolloin virtaamat ovat mahdollisimman pienet. Tällöin kesannoitavan kosteikon pohja saadaan pääosin kuivumaan,

jolla mahdollistetaan monien kasvilajien itäminen pohjalietteessä. Tutkimustulokset kuitenkin osoittivat, että kesannoinnin onnistumisessa voi olla ongelmia, mikäli säätilat eivät ole otolliset. Kesannoinnin onnistumiseen vaikuttikin suuresti kesannointivuoden 2017 suhteellisen kostea maastokausi ja näin ollen kesannoitavana vuonna ei ollut tarjolla riittävän pitkiä, kuivia ja kuumia hellejaksoja kosteikkojen kuivumisen kannalta. Alhaisen (2019) mukaan padotut ja jopa pienet kaivetut kosteikot voidaan tyhjentää lähestulkoon kokonaan avaamalla kosteikon patoluukut hallitusti. Tulokset eivät kuitenkaan tukeneet näitä odotuksia. Tutkimuskosteikkojen kuivumista olisi pitänyt edesauttaa ja saattaa loppuun erillisten pumppujen avulla, jotta kosteikon kuivuusaste olisi saatu tavoitteeseen. Kosteikon kuivumiseen epäonnistumiseen saattoivat vaikuttaa vallitsevan säätilan ohella myös patoluukkujen toimivuus ja sijoittuminen.

Saarikon kosteikolla ongelmaksi muodostui myös kosteikkoa asuttava majava, joka patosi kesannointikesänä kosteikon kuivattamista varten tehdyn pohjapadon aukon useampaan otteeseen. Pato jouduttiin purkamaan sekä kesäkuun että heinäkuun laskennoissa, jolloin kosteikkojen vesipinta alkoi tavoitellusti välittömästi laskea. Majavan patoamisen takia ei voida kuitenkaan olla varmoja kuinka pitkiä aikoja kosteikko kerkesi olla kuivana, ennen kuin majava aloitti kosteikon pohjapatoon tehdyn aukon tukkimisen sekä kosteikon vesipinnan nostamisen.

Kosteikkojen uudelleenvesittäminen jälkeinen kesä (2018) oli vähäsateinen ja lämmin, jonka seurauksena kaikkien kosteikkojen vesittäminen ei onnistunut toivotulla tavalla. Esimerkiksi Paloharjun ja Rypyharjun kosteikkojen vesipinta ei yltänyt tavoiteltuun asteeseen, vaan kosteikot säilyivät lähes kuivina uudelleenvesitettynä vuonna 2018. Laskentaolosuhteita kuvaa hyvin laskijan mietteet, kannattaisiko aineiston keruu suorittaa t-paidalla, jotta hyttyset, mäkärät ja paarmat eivät syö koko kehoa vai ilman paitaa, jotta laskija ei läkähtynyt kahluuhousuissaan hellejaksojen aikana.

Tämä tutkimus osoittaa, että kesannointien onnistuminen voi vaihdella kosteikkojen rakenteen, valuma-alueen sekä vallitsevien sääolosuhteiden mukaan. Kesannoinnin onnistumiseen vaikutti kosteikon sijoittuminen suhteessa valuma-alueeseensa sekä kosteikon valuma-alueen topografia. Kuivatetun järven tai kosteikon uudelleen vesityksen epäonnistuminen on todellinen ongelma. Syitä tähän saattavat olla padon sulkeminen oikeaan aikaan sekä liian kostea tai kuiva kesä. Kesannoinnin onnistuminen voi myös johtua vallitsevista sääolosuhteista. Kosteikon maaperän kuivuminen tai kuivumattomuus kuivuuskäsittelyn aikana on hyvinkin riippuvainen vallitsevista sääolosuhteista (Fredrickson & Taylor 1982). Jotta ongelmia ei jatkossa syntyisi, kosteikkopatojen tyhjennysluukkujen toimivuuteen ja sijoittamiseen sekä erillisten pumppujen

hyödyntämiseen kannattaisi kiinnittää jatkossa huomioita. Kasvittumista kannattaisi myös edistää eri keinoin.

## 9.6 Seuranta ja aineiston koko

Kesannoinnin vaikutuksen selvittäminen linnustoon, selkärangatonyhteisöön, kasvistoon ja vesikemiaan edellyttää useampivuotista seuranta ennen ja jälkeen kesannoinnin sekä aineiston keräämistä kesannoimattomilta kontrollikosteikoilta. Riittävän pitkien aikasarjojen avulla voidaan tutkia muun muassa lintukannan vaihtelua sekä mahdollisia poikastuoton ja ravinto-organismien määrien muutoksia. Tässä opinnäytetyössä seuranta-aika kuivuuskäsittelyn jälkeen ei kuitenkaan ollut riittävä, vaan kosteikkokartoituksia olisi pitänyt suorittaa käsittelyn jälkeen useamman vuoden ajan. Kyseessä on kuitenkin opinnäytetyö, eikä tämän kattavampaan aineiston keruuseen ollut resursseja. Kesannointiin liittyviä seurantoja tehtiin kolmen maastokauden ajan. Pitemmällä seurantajaksolla olisi voitu selvittää esimerkiksi Palo- ja Rypyharjun epäonnistuneiden kosteikkoaltaiden tuottavuutta, kun niiden uudelleenvesittämisessä olisi onnistuttu. Tämä olisi voinut vaikuttaa merkittävästi kesannoinneista saatuihin tutkimustuloksiin ja niiden mukaan jopa osoittaa kesannointikäsittelyn hyödyt kosteikkojen tuottavuudelle.

Kesannoituja kosteikoita oli lukumäärällisesti varsin vähän ( $n = 5$ ). Jotta kesannoinnin vaikutuksia kosteikon eliöyhteisöihin ja sen merkitystä kunnostustoimenpiteinä voidaan selvittää kattavasti, tulee aineiston kokoa kasvattaa. Alkuperäisessä tutkimussuunnitelmassa kesannoitavia kosteikkokohteita oli enemmän, mutta kaikkia kesannointeja ei voitu toteuttaa alueellisen ELY-keskuksen hylkäämien lupapäätösten vuoksi. Näin ollen aineistossa oli suunniteltua enemmän kontrolli- ja vähemmän kesannointikohteita.

Tutkimukseen sisältyy aina epävarmuustekijöitä, jotka ovat voineet vaikuttaa tuloksiin. Tutkimusaineiston keräämiseen ja käsittelyyn osallistui monia eri henkilöitä, mikä voi lisätä mittaus- ja merkintävirheitä aineistossa. Laskijoiden välillä voi olla eroja sekä yksilöiden havaitsemisen sekä tunnistamisen suhteen. Kosteikkoon sijoitettujen selkärangattomien aktiivisuuspyydysten paikat ovat voineet vaihdella vuosien välillä, sillä pyydyslinjojen merkinnät olivat vaikeasti havaittavissa maastossa eikä kaikista ollut koordinaattimerkintöjä saatavilla. Tämän seurauksena joinakin vuosina selkärangatonpyydykset ovat voineet sijaita ”otollisemmassa” tai ”epäotollisemmassa” paikassa laskijan tiedostamatta ja näin ollen niissä on voinut olla enemmän/vähemmän selkärangattomia. Avoimen veden alueilla vesiselkärangattomien määrä on pienempi kuin kasvillisuuden peittämällä alueilla (Diehl 1992, Nummi ym. 2006), sillä avoimen veden alueilla selkärangattomilla ei usein ole tarjolla tarpeeksi ravintokasveja, suojapaikkoja ja

kasvualustoja (Sjöberg & Danell 1982, Newman 1991, Pöysä 1992, Ledger ym. 2013) sekä kalojen saalistustehokkuus on avovedessä suurempi (Diehl 1992). Kosteikkojen rantavyöhykkeet ovat saattaneet vuosien saatossa kasvittua, jonka seurauksena selkärangatonpyydysten selkärangatontiheydet ja lajimäärät/kokoluokkien lukumäärät ovat voineet kasvaa kasvien luoman elintilan ja ravinnon ansiosta (kuva 5). Lajimäärien/kokoluokkien määrä on voinut myös kasvaa laskijan tarkkuuden seurauksena. Vaikka pyydykset ovat voineet sijaita olosuhteiltaan eri paikoissa, aineistoa voidaan kuitenkin pitää pyydyspaikkojen suhteen vertailukelpoisena.

Kasvillisuuskartoitusten kasvilinjat ovat voineet vaihdella vuosien saatossa, sillä kaikissa kosteikoissa ei ollut konkreettisia linjamerkintöjä tai merkinnät olivat hävinneet linjalaskentapaikoilta. Kasvillisuuslinjat suunnattiin rantavyöhykkeestä kohti kosteikon keskilinjaa, mutta keskilinjassa ei ollut konkreettista linjan päätekohtaa, johon linjat voitiin kohdistaa. Tämän seurauksena kasvilinjojen sijoittumisten kanssa on voinut olla muutoksia vuosien välillä. Kasvilinjat pysyivät vuosien saatossa suhteellisen kasvittomina, vaikka muu osa kosteikkoa olisikin kasvittunut (Čehovská ym. 2020, julkaisematon).

REH -lintuvesikosteikoilla on paikka paikoin runsaasti kasvillisuutta. Kosteikkojen runsaan kasvillisuuden seurauksena kaikkia lintuysilöitä oli lähestulkoon mahdoton havaita ja lintuysilöitä sekä poikueita on voinut jäädä havaitsematta lintulaskentojen aikana. Laskennoissa havaittiin useita tapauksia, jossa sorsaemon käyttäytymisen perusteella voidaan olettaa, että poikaset olivat lähellä, mutta niitä ei kuitenkaan onnistuttu havaitsemaan (emo esitti haavoittunutta/siipirikkoa). Myös kahlaajapoikueita on mitä todennäköisimmin jäänyt havaitsematta, sillä aineiston keruun aikana kahlaajaparit varoittelivat ja yrittivät häätää lintulaskijaa kauemaksi laskentapaikasta.

## **9.7 Tutkimuksen sovellukset kosteikkojen kunnostamiseen**

Käsityksemme kokonaisvaltaisesta vesilintujen elinympäristöjen hoidosta on pikkuhiljaa hahmottumassa, jossa koko kesän ravintotarpeet ja habitaatit pyritään huomioimaan. Erityisesti pohjoisiin alueisiin liittyvää tutkimusta tarvitaan kuitenkin vielä paljon.

Mikäli kunnostuskäsittelyillä, kuten kesannoinnilla, onnistutaan kasvattamaan kosteikkojen selkärangatonbiomassaa ja -lajimonimuotoisuutta, linnuston diversiteetissä, parimäärissä, poikuemäärissä sekä lajikirjossa havaitaan mitä todennäköisemmin positiivisia muutoksia (kuva 15). Myös muut tutkimukset ovat osoittaneet, että selkärangattomien määrä korreloi lintujen määrän kanssa, sillä kosteikoissa, joissa havaitaan enemmän selkärangattomia, havaitaan yleensä myös suuremmat lintutiheydet (Pöysä ym. 1994, Nurmi ym. 2016).

Jatkossa tehtävissä kesannointiin liittyvissä tutkimuksissa kannattaisi selvittää erilaisten kesannointiajankohtien vaikuttavuutta kosteikkoeliöyhteisöihin ja pyrkiä lisäämään kosteikkokuntajien tietoisuutta niiden vaikutuksista esimerkiksi lintu- tai selkärangattomyhteisöihin. Kosteikoilla kannattaisi kokeilla vuosittain tehtävää säännöllistä vedenpinnan alentamista syksy kohden. Sorsapoikueet olisivat tässä vaiheessa kyllin vanhoja siirtymään lähellä oleviin muihin kosteikko- tai järvioltaisiin. Syksyä kohden kuivatettava kosteikko pidettäisiin kuivana talven yli ja kosteikko uudelleenvesitetäisiin kevään tulvavesien alkaessa sulkemalla patoluukut. Lähtökohtaisesti metsästäjät eivät kuitenkaan pitäisi tästä käsittelystä, sillä metsästysaikana kosteikko olisikin enemmän tai vähemmän tyhjillään. Jos kosteikkoja alettaisiin kesannoimaan säännöllisesti tai kuivuutta esiintyisi kausittain samoihin aikoihin, osa organismeista voi pyrkiä myös ennustamaan kuivuuden ajoittumisen ja välttämään sitä erilaisilla elinkierron strategioilla (Lytle & Poff 2004) ja kohteiden lajisto voi muuttua kohti r-strategisia lajeja (Begon ym. 2006).

Kesannoinnin aikana kannattaa kokeilla myös kasvilajien itävien siementen määrän lisäämistä kylvämällä. Jos kesannoitavan kosteikon vesipintaa saadaan alennettua riittävästi, kosteikkoon kannattaa kokeilla riistapeltosiementen kylvämistä. Tämä voi lisätä tavoiteltua kosteikkopohjan kasvittumista, jolla voi olla positiivisia vaikutuksia vesiselkärangattomien menestymiseen, sillä kosteikon tuottavuus perustuu usein siihen kasvimassaan mitä kosteikon selkärangattomat syövät. Kuivuuskäsittelyllä voidaan vähentää myös kalojen predaatiota ja osittain myös niiden määrän vähenemisen avulla lisätä selkärangatonbiomassan määrää. Tämän seurauksena myös lintujen määrä kasvaa (kuva 15).

Kosteikkoaltaiden läheisyydellä on havaittu olevan positiivisia vaikutuksia esimerkiksi lintuyhteisöjen menestymiselle ja monimuotoisuudelle. Kosteikkoaltaita kannattaa rakentaa lähelle toisiaan ja kosteikkoaltaita käsitellä eri tavoin. Kosteikkokokonaisuuksia voitaisiin esimerkiksi käsitellä niin, että osa kosteikoista kesannoitaisiin samaan aikaan, kun kosteikkoeliöillä olisi vettä sisältäviä kosteikoita käytössään. Tämän ansioista erilaisten kosteikkohabitaattien määrä kasvaisi, joka voisi vaikuttaa lintuyhteisöjen diversiteettiin ja pari- ja poikuemäärien positiiviseen menestymiseen. Kosteikkoeliöillä olisi tarjolla vanhemmassa sukessiovaiheessa olevia kosteikkoaltaita sekä juuri nuorennuskäsittelyn saaneita kesannoituja kosteikkoja. Tämä lisäisi kosteikkomosaiikkien monimuotoisuutta ja mitä luultavimmin lintuyhteisöjen menestymistä.



## 10. Johtopäätökset

Kosteikkojen hoidossa tarvitaan ekosysteemipohjaista lähestymistapaa, jolla on erilaisia tavoitteita. Kosteikkoelinympäristöjen hoidon tavoitteena on tarjota vesilinnuille niiden suosimia elinympäristöjä. Tämä edellyttää laajaa tietämystä koko kosteikkoekosysteemin toiminnasta ja vaatii osaamista hydrologiasta, geologiasta, agrologiasta, kasvitieteestä, vesibiologiasta, maisemaekologiasta, insinööritekniikasta ja ornitologiasta. Toimenpiteiden suunnittelussa tulee ottaa huomioon myös alueelliset ja ajalliset vaihtelut sekä erilaisten vesilintujen monipuoliset elinympäristövaatimukset (Parsons 2002, Anteau & Afton 2008, Ma ym. 2010). Eliölajeilla on omat vaatimuksensa elinalueidensa suhteen ja lajeilla on omat optimiolosuhteet erilaisille elinympäristöille (Begon ym. 2006). Kosteikoilla on myös sosiaalisia ja kulttuurisia hyötyjä, vaikka vesilintujen menestyminen olisikin heikkoa (Ma ym. 2010).

Jos kosteikkoja kunnostetaan ja perustetaan laajassa mittakaavassa, niillä voi olla merkittäviä epäsuoria taloudellisia etuja, joita ovat sääntelyekosysteemipalvelut, kuten pintavesien puhdistaminen ja vedenpidätyskyky. Kosteikot tarjoavat ihmiselle puhtaan veden ohella, kalaa, riistaa sekä harrastus- ja elinkeinomahdollisuuksia sekä muita virkistyskäytön mahdollisuuksia ja maisema-arvoja. Kosteikkojen tuottavuus voi heikentyä vuosien kuluessa ja ne saattavat tarvita kunnostustoimenpiteitä, joista kesannointi voi toimia yhtenä potentiaalisena vaihtoehtona. Kesannoinnilla on onnistuttu parantamaan kosteikkojen tuottavuutta, mutta opinnäytetyön tutkimustulosten mukaan tässä ei kuitenkaan onnistuttu tutkimusjakson aikana. Tutkimus osoittaa, että kesannoinnin onnistumiseen voi vaikuttaa lukuisat eri tekijät. Kesannointikäsitteilyiden onnistumiseen vaikuttavat merkittävästi vallitsevat sääolot, kosteikon yläpuolisen valuma-alueen ominaisuudet sekä kohteen ravinteikkaus, topografia ja kosteikon muut ominaisuudet. Majaavien esiintyminen voi myös vaikuttaa kosteikon kuivuuskäsittelyn onnistumiseen, sillä niiden havaittiin patoavan kesannoitavien kosteikkojen patorakenteita, vaikka rakenteeseen kaivettiin kosteikon kuivumisen mahdollistava aukko kaivinkoneen avulla.

Kesannointiin liittyvät odotukset eivät toteutuneet pääosin epäonnistuneiden koekäsittelyiden vuoksi. Kuivuuskäsittelyiden epäonnistuminen sekä ongelmat uudelleen vesittämisessä vaikuttavat mitä todennäköisemmin tutkimustuloksiin, sillä kun kosteikkoa ei saada tyhjennettyä kunnolla, sen pohja ei kuivu ja näin ollen kasvillisuutta ei kerry kosteikon pohjalietteeseen toivottulla tavalla. Pohjan heikkoon kasvittumiseen saattoi vaikuttaa myös kosteikkojen yläpuolisten valuma-alueiden siemenpankin soveltumattomuus kosteikkoelinympäristöihin. Kun kuivunut kosteikkopohja ei kasvituu, ei kasvillisuus voi tarjota uutta elintilaa linnuille sekä selkärangattomille eikä myöskään hajota kosteikon uudelleenvesittämisen (tulvittamisen) seurauksena. Kun

kasvillisuus ei hajoa, ei ravinteita, ravintoa ja kasvuympäristöjä myöskään vapaudu kosteikkoeliöiden, kuten kasvien, vesiselkärangattomien ja lintujen käyttöön ja näin ollen niiden käytössä olevien energianlähteiden määrä ei kasva tavoitellusti. Kun selkärangattomilla ja linnuilla ei ole käytössään sopivia kosteikkohabitaatteja, niiden määrä on yleensä alhainen. Rehevää, monipuolista kasvillisuutta pidetäänkin sekä suojana linnuille, niiden poikasille, että alustana niiden ravintoeliöille. Tutkimuksen kesannointikäsittelyllä ei onnistuttu lisäämään kosteikon selkärangatonbiomassaa määrää ja lajien sekä kokoluokkien monimuotoisuutta. Kosteikon selkärangattomien määrän ja monimuotoisuuden havaittiin kuitenkin korreloivan lintutiheyden ja monimuotoisuuden kanssa. Mikäli onnistuneella kesannoinnilla onnistutaan kasvattamaan kosteikkojen selkärangattomien määrää ja monimuotoisuutta, kosteikon linnuston monimuotoisuuden voidaan odottaa myös kasvavan sekä lintujen yksilömäärien lisääntyvän ja näin ollen kosteikon tuottavuuden kasvavan.

Vaikka tutkimuskohteisiin tehdyillä kesannointikäsittelyillä oli joitakin vaikutuksia kosteikkojen vesikemiaan, ei sillä ei näyttänyt olevan merkittäviä vaikutuksia lintu-, kasvi ja selkärangattonyhteisöjen toiminnalle. Kesannointien tavoitteellinen luonnontila on kuitenkin linnustolle hyväksi ja onnistuessaan lisää kosteikkojen linnuston diversiteettiä, parimääriä sekä lajikirjoa. Jos kesannoinnilla saataisiin lisättyä vesiselkärangattomien biomassaa, olisi tällä selkeä yhteys vesilinnuston laji- ja parimääriin ja yleiseen monimuotoisuuteen. Kesannointi ei näytä aina kuitenkaan vaikuttavan kosteikkojen selkärangattomien määrää toivotulla tavalla. Suurimpana syynä tähän voidaan pitää käsittelyiden epäonnistumista. Selkärangattomien käyttämän ravinnon ja elinympäristöjen määrää ei onnistuta lisäämään epäonnistuneilla kuivuuskäsittelyillä, sillä kosteikot eivät kasvit, detrituksen määrä ei kasva ja selkärangattomia saalistavien kalojen määrä ei vähene, jos kosteikkoja ei onnistuta kuivaamaan, kasvittamaan ja uudelleen vesittämään tavoitellusti. Organismien hajoamisesta saatiin pientä osviittaa vesinäytetietojen perusteella, mutta vaikutukset eivät kuitenkaan olleet odotetun suuruisia. Käsittelyiden epäonnistumisen johdosta kosteikkoja ei onnistuttu kuivattamaan tarpeeksi, jonka seurauksena odotettuja kesannoinnin positiivisia vaikutuksia ei todettu. Kesannointikäsittelyn onnistumista tulee jatkotutkimusten aikana auttaa erillisten pumppujen ja mahdollisesti kosteikkojen kylvämisen avulla. Tämä voi lisätä jatkossa tehtävien kesannointikäsittelyiden onnistumisprosenttia.

## 11. Kiitokset

Kiitän ohjaajaani Seppo Rytköstä tutkimustulosten analysointiavusta, kirjoittamisavusta, nopeasta vastausfrekvenssistä sekä kaikista toimenpiteistä, jotka johtivat tämän opinnäytetyön valmistumiseen. Kiitän Metsähallitusta sekä ohjaajaani ylitarkastaja Ahti Putaala ja eräsuunnittelija Markus Pekkistä, jotka mahdollistivat koejärjestelyjen ja tutkimuksen toteuttamisen. Kiitän yliopistolehtoria Petri Nummea koeasetelmien kommentoimisesta sekä asiantuntevasta avusta. Kiitän perhettäni sekä ystäviäni kannustavasta ja osittain naljailevistäkin kommenteista, jotka motivoivat minua jatkamaan kiireisen arjen keskellä. Kiitän Suomen luontoa, ruokaa, matkustelua, treenaamista, harrastuksia, juhlintaa ja koko opiskeluaikaani sen tarjoamista haasteista, kehittämisesestäni sekä ennen kaikkea ystäväistä, joihin minulla on ollut etuoikeus tutustua näiden vuosien aikana. Tästä on hyvä jatkaa.

### 11.1 Moitinnat

Moitin liian kiireistä ja tapahtumarikasta elämäntapaani, joka tarjosi omat haasteensa tämän opinnäytetyön kirjoittamisen suhteen. Moitin myös koronaviruksen aiheuttamaa COVID-19-tautia, joka vaikutti muun muassa ihmisten, yhteisöjen, kaupunkien, valtioiden sekä koko maailman yhteiskuntien hyvinvointiin ja terveyteen, talouteen sekä palveluihin tämän opinnäytetyön kirjoittamisen aikana. Koronaviruksen takia vuosikurssini opiskelijoilla jäi kokematta myös ”the viimeinen wappu”. ”Wabu ei lobu” ei pitänyt paikkaansa ainakaan 2020 vuoden opiskelijavappuna, sillä kyseisenä vuonna se ei edes alkanut. Haluan moittia Saarikon majavaa olemalla liian ovela ja sitkeä vastus kesannoidulla kosteikolla. Runtua saavat myös sateiset kesät kesannointien aikana sekä liian kuivat kesät uudelleen vesityksien aikana, jotka loivat epäedulliset olosuhteet tämän tutkimuksen toteuttamisen suhteen. Pekka Poudan vuosina 2016-2018 ennustamat säätiedotukset olivat harmittavan oikeassa. Lisäksi Hullarin kosteikon pehmeä pohja sai pöteröiden asentamisen yhteydessä aikaan kosteikkoon pulahtamisen ja näin ollen talviturkin heittäminen sekä puhelimen hajoamisen. Haluaisin muistuttaa myös jäniksiä (*Lepus timidus*) sekä metsäautoteiden irtokiviä olemaan maltillisempia ja rauhallisempia tiellä pomppijoita. Moitin myös tutkimusaineistoni laajuutta, jonka vuoksi pro-gradu-tutkielmani valmisteluun, analysointiin sekä kirjoittamiseen kului tavanomaista enemmän aikaa.

## 12. Kirjallisuus

- Ahtiainen M & Huttunen P. (1995) Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. The effects of forestry in waters and their abatement. Final report of METVE-project: 33-50.
- Aalto P & Siira J. (2005) Turvetuotantoalueesta lintujärveksi – Limingan Hirvinevan tekojärven linnusto. *Linnut vuosikirja, 2005*.
- Ahvonon A, Jutila E, Järvenpää T, Lappalainen A, Rask M & Vuorinen P. (1992) Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalatutkimuksia 45.
- Alhainen Mikko. (2019) Kosteikon väliaikainen kuivatus. Suomen riistakeskus –facebook video. <<https://www.facebook.com/riistakeskus/videos/vb.195749223828965/337843167140063/?type=2&theater>> Viitattu 19.2.2020
- Alhainen M, Niemelä T, Siekkinen J, Svensberg M, Kuittinen J, Nurmi J, Väyrynen H, Rautiainen M, Väänänen V & Nummi P. (2016). Kosteikko-opas. Suomen riistakeskus.
- Allan JD. (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu.Rev.Ecol.Evol.Syst.* 35: 257-284.
- Allan JD & Castillo MM. (2007) *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*: Springer Science & Business Media.
- Anderson JT & Smith LM. (2000) Invertebrate response to moist-soil management of playa wetlands. *Ecol Appl* 10(2): 550-558.
- Andersson Å. (1982) The Ecology of Lakes Created for Waterfowl. In: Scott DA (ed) *Managing Wetlands and their Birds*. Bureau: Waterfowl Res: 128-136.
- Andersson A & Danell K. (1982) Response of freshwater macroinvertebrates to addition of terrestrial plant litter. *J Appl Ecol*: 319-325.
- Andersson, G., & Nilsson, L. (1999) Autumn Waterfowl Abundance in Lake Ringsjön, 1968–1996. In: Hansson, L. A., & Bergman, E. (ed) *Nutrient Reduction and Biomanipulation as Tools to Improve Water Quality.*: Springer, Dordrecht.: 41-51.
- Anteau MJ & Afton AD. (2008) Amphipod densities and indices of wetland quality across the upper-Midwest, USA. *Wetlands* 28(1): 184-196.
- Armstrong DP & Nudds TD. (1985) Factors influencing invertebrate size distributions in prairie potholes and implications for coexisting duck species. *Freshwater Invertebrate Biology* 4(1): 41-47.
- Atkinson RB & Cairns J. (2001) Plant decomposition and litter accumulation in depression wetlands: functional performance of two wetland age classes that were created via excavation. *Wetlands* 21(3): 354-362.
- Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. : Oxford University Press on Demand.
- Bajer PG & Sorensen PW. (2015) Effects of common carp on phosphorus concentrations, water clarity, and vegetation density: a whole system experiment in a thermally stratified lake. *Hydrobiologia* 746(1): 303-311.

- Baker AJ, Gonzalez PM, Piersma T, Niles LJ, de Lima Serrano do Nascimento, Ines, Atkinson PW, Clark NA, Minton CD, Peck MK & Aarts G. (2004) Rapid population decline in red knots: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271(1541): 875-882.
- Baker MC. (1979) Morphological correlates of habitat selection in a community of shorebirds (Charadriiformes). *Oikos*: 121-126.
- Bancroft GT, Gawlik DE & Rutchey K. (2002) Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds* 25(3): 265-277.
- Bedford BL. (1999) Cumulative effects on wetland landscapes: links to wetland restoration in the United States and southern Canada. *Wetlands* 19(4): 775-788.
- Begon M, Townsend CR & Harper JL. (2006) *Ecology: From Individuals to Ecosystems*.
- Bendell BE & McNicol DK. (1987) Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Hydrobiologia* 150(3): 193-202.
- Bennett GW. (1954) The Effects of a Late-Summer Drawdown on the Fish Population of Ridge Lake, Coles County, Illinois. *Transactions of the North American Wildlife Conference*. 19: 259-270.
- Bergquist B. (1987) EFFECTS OF PEATLAND DRAINAGE AND FERTILIZATION ON THE ABUNDANCE AND BIOMASS OF STICHTOCHIRONOMUS-ROSENSCHOELDI (ZETT) AND SERGENTIA-LONGIVENTRIS (KIEFF) (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) IN LAKE SIKSJON, CENTRAL SWEDEN. *Entomol Scand*: 225-231.
- Bergquist, B., L. Lundin & A. Andersson. (1984) Effects of peatland drainage on hydrology and limnology. Report, Institute of Limnology, University of Uppsala, LIU 1984 B4, 116 pp. (In Swedish, summary in English).
- BLINDOW I, ANDERSSON G, HARGEBY A & JOHANSSON S. (1993) Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwat Biol* 30(1): 159-167.
- Bloom PM, Clark RG, Howerter DW & Armstrong LM. (2012) Landscape-level correlates of mallard duckling survival: implications for conservation programs. *The Journal of Wildlife Management* 76(4): 813-823.
- Bolduc F & Afton AD. (2004) Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of coastal marsh ponds. *Waterbirds*: 333-341.
- Boulton AJ. (2003) Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwat Biol* 48(7): 1173-1185.
- Boulton AJ & Lake PS. (2008) Effects of drought on stream insects and its ecological consequences. *Aquatic insects: challenges to populations*. CABI Publishing, Wallingford, UK : 81-102.
- Brinkhurst RO. (1975) *The Benthos of Lakes*.: Macmillan International Higher Education.
- Butler SJ & Gillings S. (2004) Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis* 146: 123-130.

- Čehovská M, Kattainen S, Liao W, Väänänen V, Putaala A & Nummi P. (2020, julkaisem-  
taon) Compensating freshwater habitat loss - duck productivity and food resources in  
man-made wetlands.
- Christensen MR, Graham MD, Vinebrooke RD, Findlay DL, Paterson MJ & Turner MA.  
(2006a) Multiple anthropogenic stressors cause ecological surprises in boreal lakes.  
*Global Change Biol* 12(12): 2316-2322.
- Christensen MR, Graham MD, Vinebrooke RD, Findlay DL, Paterson MJ & Turner MA.  
(2006b) Multiple anthropogenic stressors cause ecological surprises in boreal lakes.  
*Global Change Biol* 12(12): 2316-2322.
- Chura NJ. (1961a) Food Availability and Preferences of Juvenile Mallards. *Transactions of  
the North American Wildlife and Natural Resources Conference*. 26: 121-134.
- Chura NJ. (1961b) Food Availability and Preferences of Juvenile Mallards. *Transactions of  
the North American Wildlife and Natural Resources Conference*. 26: 121-134.
- Cobbaert D, Wong AS & Bayley SE. (2015) Resistance to drought affects persistence of alter-  
native regimes in shallow lakes of the Boreal Plains (Alberta, Canada). *Freshwat Biol*  
60(10): 2084-2099.
- Collazo JA, O'Harra DA & Kelly CA. (2002) Accessible habitat for shorebirds: factors influ-  
encing its availability and conservation implications. *Waterbirds* : 13-24.
- Colwell MA & Taft OW. (2000) Waterbird communities in managed wetlands of varying wa-  
ter depth. *Waterbirds*: 45-55.
- Colwell MA. (1993) Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *The  
Condor* 95(1): 104-114.
- Connor KJ & Gabor S. (2006) Breeding waterbird wetland habitat availability and response to  
water-level management in Saint John River floodplain wetlands, New Brunswick. *Hy-  
drobiologia* 567(1): 169-181.
- Cook AH & Powers CF. (1958) Early biochemical changes in the soils and waters of artifi-  
cially created marshes in New York. *N Y Fish Game J* 5: 9-65.
- Cooke GD, Welch EB & Peterson SA. (2013) *Lake and Reservoir Restoration.*: Elsevier.
- Cooke GD, Welch EB, Peterson S & Nichols SA. (2016) *Restoration and Management of  
Lakes and Reservoirs.*: CRC press.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S,  
O'Neill RV & Paruelo J. (1997) van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosys-  
tem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Craig RJ & Beal KG. (1992) The influence of habitat variables on marsh bird communities of  
the Connecticut River estuary. *The Wilson Bulletin*: 295-311.
- Crawley MJ. (1997) *Plant Ecology*. Cambridge.: Blackwell Science, University Press.
- Cyr H & Face ML. (1993) Magnitude and patterns of herbivory in aquatic and terrestrial eco-  
systems. *Nature* 361(6408): 148-150.
- Danell K. (1979) Reduction of aquatic vegetation following the colonization of a northern  
Swedish lake by the muskrat, *Ondatra zibethica*. *Oecologia* 38(1): 101-106.

- Danell K & Sjöberg K. (1982) Successional patterns of plants, invertebrates and ducks in a man-made lake. *J Appl Ecol* : 395-409.
- Danell K & Sjöberg K. (1979) Abundance and Productivity of Ducks on Boreal Lakes in Northern Sweden. *Annales Zoologici Fennici*.: JSTOR: 123-128.
- 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(28): 7.
- Darnell TM & Smith EH. (2004) Avian use of natural and created salt marsh in Texas, USA. *Waterbirds* 27(3): 355-361.
- Datry T, Fritz K & Leigh C. (2016) Challenges, developments and perspectives in intermittent river ecology. *Freshwat Biol* 61(8): 1171-1180.
- Davidson NC. (2014) How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65(10): 934-941.
- Davis CA & Bidwell JR. (2008) Response of aquatic invertebrates to vegetation management and agriculture. *Wetlands* 28(3): 793-805.
- Davis MA, Grime JP & Thompson K. (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J Ecol* 88(3): 528-534.
- Day FP, Megonigal JP & Lee LC. (1989) Cypress root decomposition in experimental wetland mesocosms. *Wetlands* 9(2): 263-282.
- De Groot C & Van Wijck C. (1992) The impact of desiccation of a fresh water marsh on sediment-water vegetation interaction. *Ohio J Sci* 3252: 83-94.
- Dessborn L, Elmberg J & Englund G. (2011) Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwat Biol* 56(3): 579-589.
- Dewson ZS, James AB & Death RG. (2007) A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *J N Am Benthol Soc* 26(3): 401-415.
- Diehl S. (1992) Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73(5): 1646-1661.
- Dimalaxis A & Pyrovetsi M. (1997) Effect of water level fluctuations on wading bird foraging habitat use at an irrigation reservoir, Lake Kerkini, Greece. *Colonial Waterbirds* : 244-252.
- Downing JA. (1984) Sampling the benthos of standing waters. *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, England: 87-130.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A, Soto D & Stiassny ML. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* 81(2): 163-182.
- Eadie JM & Keast A. (1982) Do goldeneye and perch compete for food? *Oecologia* : 225-230.
- Ekholm P & Mitikka S. (2006) Agricultural lakes in Finland: current water quality and trends. *Environ Monit Assess* 116(1-3): 111-135.

- Elmberg J, Dessborn L & Englund G. (2010) Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia* 641(1): 215-223.
- Elmberg J, Nummi P, Poysa H & Sjöberg K. (1993) Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography* 16(3): 251-260.
- Elmberg J, Nummi P, Pöysä H & Sjöberg K. (1992) Do intruding predators and trap position affect the reliability of catches in activity traps? *Hydrobiologia* 239(3): 187-193.
- Elosegi A, Díez J & Mutz M. (2010) Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia* 657(1): 199-215.
- Elphick CS & Oring LW. (1998) Winter management of Californian rice fields for waterbirds. *J Appl Ecol* 35(1): 95-108.
- Eriksson MO. (1979) Competition between freshwater fish and goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oecologia* 41(1): 99-107.
- Fenoglio S, Bo T & Bosi G. (2006) Deep interstitial habitat as a refuge for *Agabus paludosus* (Fabricius) (Coleoptera: Dytiscidae) during summer droughts. *The Coleopterists Bulletin* 60(1): 37-41.
- Foster DR, Knight DH & Franklin JF. (1998) Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems* 1(6): 497-510.
- Fraser LH & Keddy PA. (2005) *The World's Largest Wetlands: Ecology and Conservation.*: Cambridge University Press.
- Fredrickson LH & Taylor TS. (1982) *Management of Seasonally Flooded Impoundments for Wildlife.*: US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.
- Froneman A, Mangnall MJ, Little RM & Crowe TM. (2001) Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity & Conservation* 10(2): 251-270.
- Galatowitsch SM, Anderson NO & Ascher PD. (1999) Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands* 19(4): 733-755.
- Gawlik DE. (2002) The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. *Ecol Monogr* 72(3): 329-346.
- Gessner MO, Chauvet E & Dobson M. (1999) A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*: 377-384.
- Giles N. (1994) Tufted Duck (*Aythya Fuligula*) Habitat use and Brood Survival Increases After Fish Removal from Gravel Pit Lakes. In: *Anonymous Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes.*: Springer: 387-392.
- Gordon DH, Gray BT & Kaminski RM. (1998) Dabbling duck-habitat associations during winter in coastal South Carolina. *The Journal of wildlife management*: 569-580.
- Graça MA. (2001) The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology* 86(4-5): 383-393.
- Green AJ & Elmberg J. (2014) Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews* 89(1): 105-122.



- Haas K, Köhler U, Diehl S, Köhler P, Dietrich S, Holler S, Jaensch A, Niedermaier M & Vilsmeier J. (2007) Influence of fish on habitat choice of water birds: a whole system experiment. *Ecology* 88(11): 2915-2925.
- Hairston NG, Smith FE & Slobodkin LB. (1960) Community structure, population control, and competition. *Am Nat* 94(879): 421-425.
- Hall TF, Penfound WT & Hess AD. (1946) Water level relationships of plants in the Tennessee Valley with particular reference to malaria control. *Journal Tennessee Academy of Science* 21: 18.
- Hansson L, Nicolle A, Brönmark C, Hargeby A, Lindström Å & Andersson G. (2010) Waterfowl, macrophytes, and the clear water state of shallow lakes. *Hydrobiologia* 646(1): 101-109.
- Hartman GF. (1949) Management of central Wisconsin flowages. *Wisconsin Conserv. Bull* 14(4): 19-22.
- Hassler TJ. (1970) Environmental influences on early development and year-class strength of northern pike in Lakes Oahe and Sharpe, South Dakota. *Trans Am Fish Soc* 99(2): 369-375.
- Hattori A & Mae S. (2001) Habitat use and diversity of waterbirds in a coastal lagoon around Lake Biwa, Japan. *Ecol Res* 16(3): 543-553.
- Hey DL. (2002) Nitrogen farming: harvesting a different crop. *Restor Ecol* 10(1): 1-10.
- Hill DA. (1983) Habitat requirements of breeding waterfowl on inland waters. *Proc. XVI Congr. Int. Union Game Biol* : 855-1302.
- Hodkinson ID. (1975) Dry weight loss and chemical changes in vascular plant litter of terrestrial origin, occurring in a beaver pond ecosystem. *The Journal of Ecology*: 131-142.
- Hoeinghaus DJ & Pelicice FM. (2010) Lethal and Nonlethal Effects of Predators on Stream Fish Species and Assemblages: A Synthesis of Predation Experiments. *Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques. American Fisheries Society, Symposium*. 73: 619-648.
- Hulsey AH. (1958) A Proposal for the Management of Reservoirs for Fisheries. *Proc. 18th Annual Conf. SE Assoc. Game Fish Commissioners*. 12: 132-143.
- Hutchinson GE. (1957) *A Treatise on Limnology. Vol 1: Geography, Physics and Chemistry.*: John Wiley & Sons.
- Hyvärinen E, Juslén A, Kempainen E, Uddström A & Liukko UM. (2019) Suomen lajien uhanalaisuus–Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus.
- Hyvönen T & Nummi P. (2000) Activity traps and the corer: complementary methods for sampling aquatic invertebrates. *Hydrobiologia* 432(1-3): 121-125.
- Isola CR, Colwell MA, Taft OW & Safran RJ. (2000) Interspecific differences in habitat use of shorebirds and waterfowl foraging in managed wetlands of California's San Joaquin Valley. *Waterbirds*: 196-203.
- Jacoby JM, Lynch DD, Welch EB & Perkins MA. (1982) Internal phosphorus loading in a shallow eutrophic lake. *Water Res* 16(6): 911-919.

- Jones CG, Lawton JH & Shachak M. (1994) Organisms as Ecosystem Engineers. In: Anonymous Ecosystem Management.: Springer: 130-147.
- Kadlec RL. & Knight RH. (1996) Treatment wetlands. Boca Raton, FL: Lewis Publisher.
- Kadlec JA. (1962) Effects of a drawdown on a waterfowl impoundment. *Ecology* 43(2): 267-281.
- Kadlec RH & Wallace S. (2008) Treatment Wetlands: CRC press.
- Kaminski MR, Baldassarre GA & Pearse AT. (2006) Waterbird responses to hydrological management of wetlands reserve program habitats in New York. *Wildl Soc Bull* 34(4): 921-926.
- Kaukonen M, Eskola T, Herukka I, Karppinen H, Karvonen L, Korhonen I, Kuokkanen P & Ervola A. (2018) Metsähallitus Metsätalous Oy: n ympäristöopas. Metsähallitus Metsätalous Oy.
- Kemp P, Sear D, Collins A, Naden P & Jones I. (2011) The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrol Process* 25(11): 1800-1821.
- Kenttämies K, Haapaniemi S, Hynynen J, Joki-Heiskala P & Kämäri J. (1985) Biological characteristics of small acidic lakes in southern Finland. *Aqua Fenn* 15(1): 21-33.
- Kenttämies K & Mattsson T. (2006) Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti [The loading of waters from forestry, final report of the MESUVE—project]. *The Finnish Environment* 816: 1-160.
- Kersten M, Britton RH, Dugan PJ & Hafner H. (1991) Flock feeding and food intake in little egrets: the effects of prey distribution and behaviour. *The Journal of Animal Ecology*: 241-252.
- Kloskowski J, Nieoczym M, Polak M & Pitucha P. (2010) Habitat selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. *Naturwissenschaften* 97(7): 673-682.
- Krapu GL. (1981) The role of nutrient reserves in mallard reproduction. *Auk* 98(1): 29-38.
- Krapu GL & Swanson GA. (1975) Some nutritional aspects of reproduction in prairie nesting pintails. *The Journal of Wildlife Management*: 156-162.
- Krüger H. (2020) Massiivinen yhteisponnistus vesilintujen hyväksi. *Metsästäjä-lehti* 2/2020. Suomen riistakeskus.
- Kuehn KA. (2016) Lentic and lotic habitats as templates for fungal communities: traits, adaptations, and their significance to litter decomposition within freshwater ecosystems. *Fungal ecology* 19: 135-154.
- Kushlan JA. (1976) Environmental stability and fish community diversity. *Ecology* 57(4): 821-825.
- Kushlan JA. (1978) Feeding Ecology of Wading Birds.: National Audubon Society.
- Lake PS. (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwat. Biol* 48(7): 1161-1172.

- Lake PS. (2011) *Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses*: John Wiley & Sons.
- Lake PS. (2000) Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *J N Am Benthol Soc* 19(4): 573-592.
- Lammens EH. (1999) The central role of fish in lake restoration and management. *Hydrobiologia* 395: 191-198.
- Lancaster J & Hildrew AG. (1993) Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *J N Am Benthol Soc* 12(4): 385-393.
- Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö ry. Hiidenveden kunnostus. Lohja. <[http://www.hiidenvesi.fi/fi/valuma-alueen\\_kunnostus/kosteikot/10\\_kysymysta\\_kosteikoista](http://www.hiidenvesi.fi/fi/valuma-alueen_kunnostus/kosteikot/10_kysymysta_kosteikoista)> Viitattu 15.2.2020.
- Lawson KM & Johnston CE. (2015) The role of flow dependency and water availability in fish assemblage homogenization in tributaries of the Chattahoochee River, Alabama, USA. *Ecol Freshwat Fish*.
- Ledger ME, Brown LE, Edwards FK, Milner AM & Woodward G. (2013b) Drought alters the structure and functioning of complex food webs. *Nature Climate Change* 3(3): 223-227.
- Ledger ME, Edwards FK, Brown LE, Milner AM & Woodward G. (2011) Impact of simulated drought on ecosystem biomass production: an experimental test in stream mesocosms. *Global Change Biol* 17(7): 2288-2297.
- Lehikoinen E. (1977) *Kokemäen Puurijärven Kasvillisuus Ja Linnusto.*: Vesihallitus.
- Lehikoinen P, Lehikoinen A, Mikkola-Roos M & Jaatinen K. (2017) Counteracting wetland overgrowth increases breeding and staging bird abundances. *Scientific reports* 7(1): 1-11.
- Levine DA & Willard DE. (1989) Regional analysis of fringe wetlands in the Midwest: creation and restoration. *Wetland Creation and Restoration: Regional reviews* 1: 305.
- Little C & Little E. (2000) *The Biology of Soft Shores and Estuaries.*: Oxford University Press.
- Losito MP & Baldassarre GA. (1995) Wetland use by breeding and postbreeding female mallards in the St. Lawrence River Valley. *The Wilson Bulletin*: 55-63.
- Lu X, Gray C, Brown LE, Ledger ME, Milner AM, Mondragón RJ, Woodward G & Ma A. (2016) Drought rewires the cores of food webs. *Nature Climate Change* 6(9): 875-878.
- Luhta P-L & Moilanen E. (2018) Purokunnostuksia Iijoella. Tervetuloa retkelle! Kunnostettujen purojen ja rumpujen valtakuntaan Iijoen vesistöalueelle. [Eräluvut.fi/Metsähallitus. https://www.eraluvat.fi/media/dokumentit/esteet-pois/iijoki-2018.pdf](https://www.eraluvat.fi/media/dokumentit/esteet-pois/iijoki-2018.pdf)> Viitattu 31.1.2020.
- Lynch DT & Magoulick DD. (2016) Effects of pulse and press drying disturbance on benthic stream communities. *Freshwater Science* 35(3): 998-1009.
- Lytle DA & Poff NL. (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends in ecology & evolution* 19(2): 94-100.
- Ma Z, Cai Y, Li B & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands* 30(1): 15-27.

- Maaseutuverkosto. (2015) Kosteikon perustaminen ja hoito. YouTube. <<https://www.youtube.com/watch?v=DnOGYolGTIM>> Viitattu 15.2.2020.
- Magoulick DD & Kobza RM. (2003) The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwat Biol* 48(7): 1186-1198.
- Mäkelä R, Itkonen T & Suomen riistakeskus. (2017) kirjoituksessa: Pressutusta lintuvesille. Riista.fi. Blogi. Riistanvuoksi. 01.09.2017. <<https://riista.fi/blogi/pressutusta-lintuvesille/>> Viitattu 21.3.2020.
- Mason CF. (1976) Relative importance of fungi and bacteria in the decomposition of *Phragmites* leaves. *Hydrobiologia* 51(1): 65-69.
- Mason CF. (1977) Populations and production of benthic animals in two contrasting shallow lakes in Norfolk. *The Journal of Animal Ecology*: 147-172.
- Matthews JW & Endress AG. (2008) Performance criteria, compliance success, and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environ Manage* 41(1): 130-141.
- Matthews WJ & Marsh-Matthews E. (2003) Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwat Biol* 48(7): 1232-1253.
- Mayntz M. (2020) Do Ducks Have Teeth? Yes and No! The spruce 03.03.2020. <<https://www.thespruce.com/do-ducks-have-teeth-4153828>> Viitattu 10.3.2020.
- McDonald DG, Høbe H & Wood CM. (1980) The influence of calcium on the physiological responses of the rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to low environmental pH. *J Exp Biol* 88(1): 109-132.
- McDowell DM & Naiman RJ. (1986) Structure and function of a benthic invertebrate stream community as influenced by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia* 68(4): 481-489.
- Meffe GK & Carroll CR. (1997) Conservation management case studies. GK Meffe, CR Carroll and contributors. Principles of conservation biology. Second edition. Sunderland, Mass., Sinauer Associates : 419-478.
- Mensing DM, Galatowitsch SM & Tester JR. (1998) Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *J Environ Manage* 53(4): 349-377.
- Mikkola-Roos, M. (2019). Leponiemi, T. (2019). kirjoittamassa uutisessa: Suomessa syntyy suuri osa Euroopan vesilinnuista – "Järvien kunnostus on hurjan tärkeä asia". Yle-uutiset 7.9.2019 <<https://yle.fi/uutiset/3-10953853>> Viitattu 20.3.2020
- Mitchell LR, Gabrey S, Marra PP & Erwin RM. (2006) Impacts of marsh management on coastal-marsh bird habitats. *Terrestrial Vertebrates of Tidal Marshes: Evolution, Ecology, and Conservation*.
- Moore JC, Berlow EL, Coleman DC, de Ruiter PC, Dong Q, Hastings A, Johnson NC, McCann KS, Melville K & Morin PJ. (2004) Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol Lett* 7(7): 584-600.
- Mortimer CH. (1941) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J Ecol* 29(2): 280-329.

- Mortimer CH. (1942) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *The Journal of Ecology*: 147-201.
- Mosley LM. (2015) Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Sci Rev* 140: 203-214.
- Murkin HR, Abbott PG & Kadlec JA. (1983) A comparison of activity traps and sweep nets for sampling nektonic invertebrates in wetlands. *Freshwater invertebrate biology* 2(2): 99-106.
- NECKLES HA, MURKIN HR & COOPER JA. (1990) Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetland habitats. *Freshwat Biol* 23(2): 311-322.
- Neess JC. (1949) Development and status of pond fertilization in central Europe. *Trans Am Fish Soc* 76(1): 335-358.
- Newman RM. (1991) Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J N Am Benthol Soc* 10(2): 89-114.
- Newton I. (2007) *The Migration Ecology of Birds*. Academic Press.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J & Geertz-Hansen O. (2002) Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25(5): 1025-1032.
- Niemelä M. (2016) Hiekoittumisen ja purokunnostusten vaikutukset metsäpurojen hajottajayhteisöjen rakenteeseen ja toimintaan. Pro Gradu-tutkielma. Oulun yliopisto .
- Nieminen M, Hökkä H, Laiho R, Juutinen A, Ahtikoski A, Pearson M, Kojola S, Sarkkola S, Launiainen S & Valkonen S. (2018) Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *For Ecol Manage* 424: 78-84.
- Nieminen M, Sallantausta T, Ukonmaanaho L, Nieminen TM & Sarkkola S. (2017) Nitrogen and phosphorus concentrations in discharge from drained peatland forests are increasing. *Sci Total Environ* 609: 974-981.
- Nilsson SG & Nilsson IN. (1978) Breeding bird community densities and species richness in lakes. *Oikos*: 214-221.
- Ntiamao-Baidu Y, Piersma T, Wiersma P, Poot M, Battley P & Gordon C. (1998) Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis* 140(1): 89-103.
- Nudds TD & Bowlby JN. (1984) Predator-prey size relationships in North American dabbling ducks. *Can J Zool* 62(10): 2002-2008.
- Nummi P & Pöysä H. (1994) Sorsien ympäristönkäyttö pesimäkauden eri vaiheissa. *Suom Riista* 40: 72-81.
- Nummi P. (1985). Eläinravinnon merkityksestä puolisuokeltajasorsille. *Suomen Riista* 32 32(Suomen Riista).
- Nummi P. (1989) Simulated Effects of the Beaver on Vegetation, Invertebrates and Ducks. *Annales Zoologici Fennici*.: JSTOR: 43-52.

- 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.
- Nummi P, Pienmunne E & Haapanen P. (1999) Pienet tulva-altaat sorsien poikueympäristöjen hoidossa. *Suom Riista* 45: 44-51.
- Nummi P & Pöysä H. (1993) Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography* 16(4): 319-328.
- Nummi P & Pöysä H. (1994) Sorsien ympäristönkäyttö pesimäkauden eri vaiheissa. *Suomen riista* 40: 72-81.
- Nummi P, Väänänen V, Rask M, Nyberg K & Taskinen K. (2012) Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquat Sci* 74(2): 343-350.
- Nummi P, Väänänen V & Malinen J. (2006) Alien grazing: indirect effects of muskrats on invertebrates. *Biol Invasions* 8(5): 993.
- Nurmi J ym. (2016). Return of Rural Wetlands: Local participation and innovative methods for cost-effective large-scale wetland restoration. LIFE09 NAT/FI/000563. Suomen riistakeskus. <<https://kosteikko.fi/wp-content/uploads/sites/2/2013/07/Return-of-Rural-Wetlands-Final-Report.pdf>> Viitattu 18.2.2020.
- Ogden JC. (1991) Nesting by wood storks in natural, altered, and artificial wetlands in central and northern Florida. *Colonial Waterbirds*: 39-45.
- Ojanen P. (8/2019) Suometsien Käytön Vaikutus Ilmasto - Kolme Tietä Tulevaisuuteen. Ilmansuojelupäivät 21.8.2019.: Helsingin yliopisto, metsätieteiden osasto.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'hara RB, Simpson GL, Solyomos P, Stevens M & Wagner H. No title. *vegan: community ecology package.R Package version 2.3-4*.2016 .
- Orthmeyer DL & Ball IJ. (1990) Survival of mallard broods on Benton lake national wildlife refuge in northcentral Montana. *The Journal of wildlife management*: 62-66.
- Owen M & Black JM. (1990) *Waterfowl Ecology.*: Blackie and Son, Ltd.
- Owens PN, Batalla RJ, Collins AJ, Gomez B, Hicks DM, Horowitz AJ, Kondolf GM, Marden M, Page MJ & Peacock DH. (2005) Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River research and applications* 21(7): 693-717.
- 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.*: JSTOR: 513-523.
- Page SE, Rieley JO & Banks CJ. (2011) Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biol* 17(2): 798-818.
- Paracuellos M. (2006) How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity & Conservation* 15(14): 4569-4582.
- Paracuellos M & Tellería JL. (2004) Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27(4): 446-453.

- Parsons KC. (2002) Integrated management of waterbird habitats at impounded wetlands in Delaware Bay, USA. *Waterbirds*: 25-41.
- Paterson CG & Fernando CH. (1969) The effect of winter drainage on reservoir benthic fauna. *Can J Zool* 47(4): 589-595.
- Peltomaa, R. 2007. Drainage of forests in Finland. *Irrigation & Drainage* 56: 151–159.
- Penfound WT. (1953) Plant communities of Oklahoma lakes. *Ecology*: 561-583.
- Penttinen K & Niinimäki J. (2010) *Vesiensuojelun perusteet ja vesistöjen kunnostus*. Tampere: Tampereen Yliopistopaino Oy.
- Pickett ST & White PS. (1985) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Orlando (FL): Academic.
- Pieczyński E. (1961) The trap method of capturing water mites (Hydracarina). *Ekologia Polska*. Seria B 7(2): 111-115.
- Pirkola MK & Högmänder J. (1974) The age determination of duck broods in the field. *Suomen Riista* 25: 50-55.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE & Stromberg JC. (1997) The natural flow regime. *Bioscience* 47(11): 769-784.
- Polis GA & Strong DR. (1996) Food web complexity and community dynamics. *Am Nat* 147(5): 813-846.
- Potter KW. (1994) Estimating potential reduction flood benefits of restored wetlands. *Journal of Contemporary Water Research and Education* 97(1): 8.
- Powell GV. (1987) Habitat use by wading birds in a subtropical estuary: implications of hydrography. *Auk* 104(4): 740-749.
- Pöysä H, Elmberg J, Nummi Petri & Sjöberg K. (1994) Vesilintuyhteisöjen lajimäärään ja tiheyteen vaikuttavat tekijät. *Suomen Riista* 40(Suomen Riista): 61-71.
- Pöysä H. (1992) Vesisammalkasvustojen merkitys sorsien ravinnonhankinnalle. *Suomen Riista* 38: 15-22.
- Pöysä H & Nummi P. (1990) Sorsien pesimäaikainen elinympäristön valinta. *Suomen Riista* 36: 97-107.
- Pöysä H. (1983) Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos*: 295-307.
- Pöysä H. (1986) Foraging niche shifts in multispecies dabbling duck (*Anas* spp.) feeding groups: harmful and beneficial interactions between species. *Ornis Scandinavica* : 333-346.
- Pöysä H, Rask M & Nummi P. (1994) Acidification and Ecological Interactions at Higher Trophic Levels in Small Forest Lakes: The Perch and the Common Goldeneye. *Annales Zoologici Fennici*: JSTOR: 397-404.

- Rask M, Pöysä H, Nummi P & Karppinen C. (2001) Recovery of the perch (*Perca fluviatilis*) in an acidified lake and subsequent responses in macroinvertebrates and the goldeneye (*Bucephala clangula*). *Water Air Soil Pollut* 130(1-4): 1367-1372.
- Raveling DG. (1979) The annual cycle of body composition of Canada Geese with special reference to control of reproduction. *Auk* 96(2): 234-252.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rehfishch MM. (1994) Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. *J Appl Ecol* : 383-401.
- Reiners WA. (1986) Complementary models for ecosystems. *Am Nat* 127(1): 59-73.
- Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Minshall GW, Reice SR, Sheldon AL, Wallace JB & Wissmar RC. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *J N Am Benthol Soc* 7(4): 433-455.
- Sánchez-Zapata JA, Anadón JD, Carrete M, Giménez A, Navarro J, Villacorta C & Botella F. (2005) Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodiversity & Conservation* 14(7): 1627-1639.
- Sayler RD & Willms MA. (1997) Brood ecology of mallards and gadwalls nesting on islands in large reservoirs. *The Journal of wildlife management* : 808-815.
- Schaafsma JA, Baldwin AH & Streb CA. (1999) An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. *Ecol Eng* 14(1-2): 199-206.
- Scheffer M. (2004) The Story of some Shallow Lakes. In: Anonymous *Ecology of Shallow Lakes.*: Springer: 1-19.
- Simberloff D, Souza L, Nuñez MA, Barrios-Garcia MN & Bunn W. (2012) The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology* 93(3): 598-607.
- Simonsson P. (1987) Skogs-och myrdikningens miljökonsekvenser: Slutrapport från ett projektområde. Naturvårdsverket, Rapport 3270.
- Sjöberg K & Danell K. (1982) Feeding activity of ducks in relation to diel emergence of chironomids. *Can J Zool* 60(6): 1383-1387.
- Solman VE. (1945) The ecological relations of pike, *Esox lucius*, L., and waterfowl. *Ecology*: 157-170.
- Stapanian MA & Waite TA. (2003) Species density of waterbirds in offshore habitats in western Lake Erie. *J Field Ornithol* 74(4): 381-393.
- Stewart RI, Dossena M, Bohan DA, Jeppesen E, Kordas RL, Ledger ME, Meerhoff M, Moss B, Mulder C & Shurin JB. (2013) Mesocosm Experiments as a Tool for Ecological Climate-Change Research. In: Anonymous *Advances in Ecological Research.* : Elsevier: 71-181.
- Street M. (1978) The role of insects in the diet of Mallard ducklings--an experimental approach. *Wildfowl* 29(29).



- Street M. (1983) The use of waste straw to promote the production of invertebrate foods for waterfowl in manmade wetlands [England, game reserve, artificial ponds]. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* (France).
- Street M. (1977) The food of mallard ducklings in a wet gravel quarry, and its relation to duckling survival. *Wildfowl* 28(28): 13.
- Stubbington R, Wood PJ & Boulton AJ. (2009) Low flow controls on benthic and hyporheic macroinvertebrate assemblages during supra-seasonal drought. *Hydrological Processes: An International Journal* 23(15): 2252-2263.
- Suomen riistakeskus (2015). Kosteikon perustaminen. Mihin, millainen ja miten? <<https://kosteikko.fi/kosteikon-perustaminen/esiselvitys/mihin-millainen-ja-miten/>> Viitattu 31.1.2020.
- Suter W. (1994) Overwintering Waterfowl on Swiss Lakes: How are Abundance and Species Richness Influenced by Trophic Status and Lake Morphology? In: Anonymous *Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes.*: Springer: 1-14.
- Swanson GA, Meyer MI & Serie JR. (1974) Feeding ecology of breeding blue-winged teals. *The Journal of Wildlife Management*: 396-407.
- Taft OW, Colwell MA, Isola CR & Safran RJ. (2002) Waterbird responses to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics. *J Appl Ecol* 39(6): 987-1001.
- Tieteen termipankki. (2020a) Biologia: ekosysteemi. <<https://tieteentermipankki.fi/wiki/Biologia:ekosysteemi>> Viitattu 15.2.2020.
- Tieteen termipankki. (2020b) Biologia: ravintoketju. <https://tieteentermipankki.fi/wiki/Biologia:ravintoketju> Viitattu 15.2.2020.
- Tieteen termipankki. (2020c) Nimitys: detritus. <<https://www.tieteentermipankki.fi/wiki/Nimitys:detritus>> Viitattu 30.1.2020.
- Tupacz EG & Day FP. (1990) Decomposition of roots in a seasonally flooded swamp ecosystem. *Aquat Bot* 37(3): 199-214.
- Väänänen V, Nummi P, Pöysä H, Rask M & Nyberg K. (2012) Fish–duck interactions in boreal lakes in Finland as reflected by abundance correlations. *Hydrobiologia* 697(1): 85-93.
- Van der Valk, Arnold G & Jolly RW. (1992) Recommendations for research to develop guidelines for the use of wetlands to control rural nonpoint source pollution. *Ecol Eng* 1(1-2): 115-134.
- van Oort H, Green DJ, Hepp M & Cooper JM. (2015) Do fluctuating water levels alter nest survivorship in reservoir shrubs? *The Condor: Ornithological Applications* 117(3): 376-385.
- VanRees-Siewert KL & Dinsmore JJ. (1996) Influence of wetland age on bird use of restored wetlands in Iowa. *Wetlands* 16(4): 577-582.
- Velasquez CR. (1992) Managing artificial saltpans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds* : 43-55.

- Voigts DK. (1976) Aquatic invertebrate abundance in relation to changing marsh vegetation. *Am Midl Nat*: 313-322.
- Vuori K & Joensuu I. (1996) Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biol Conserv* 77(1): 87-95.
- Vymazal J. (1995) *Algae and Element Cycling in Wetlands*. : Lewis Publishers Inc.
- Webster JR & Benfield EF. (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annu Rev Ecol Syst* 17(1): 567-594.
- Webster JR, Benfield EF, Ehrman TP, Schaeffer MA, Tank JL, Hutchens JJ & D'angelo DJ. (1999) What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwat Biol* 41(4): 687-705.
- Wegener, W., Williams, V., & McCall, T. D. (1974) Aquatic Macroinvertebrate Responses to an Extreme Drawdown. In: Anonymous Proc. 28th Ann. Conf. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm: Game and Fish Comm: 126-143.
- Welling CH, Pederson RL & Van der Valk, Arnold G. (1988) Recruitment from the seed bank and the development of zonation of emergent vegetation during a drawdown in a prairie wetland. *The Journal of Ecology*: 483-496.
- Werner KJ & Zedler JB. (2002) How sedge meadow soils, microtopography, and vegetation respond to sedimentation. *Wetlands* 22(3): 451-466.
- Wetzel RG. (1990) Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 24(1): 6-24.
- Wetzel RG & Likens GE. (2013) *Limnological Analyses.*: Springer Science & Business Media.
- Whigham DF, Simpson RL, Good RE & Sickels FA. (1989) Decomposition and nutrient-metal dynamics of litter in freshwater tidal wetlands. *Freshwater wetlands and wildlife*.
- White CL & Main MB. (2004) Habitat value of golf course wetlands to waterbirds. *USGA Turfgrass and Environmental Research Online* 3(16): 1-10.
- Whitman WR. (1976) *Impoundments for Waterfowl*. Canada: Environment Canada, Canadian Wildlife Service.
- Wiggins GB, GB W, RJ M & IM S. (1980) Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools.
- Williams DD. (1996) Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *J N Am Benthol Soc* 15(4): 634-650.
- Woo I & Zedler JB. (2002) Can nutrients alone shift a sedge meadow towards dominance by the invasive *Typha* × *glauca*. *Wetlands* 22(3): 509-521.
- Wood PJ & Armitage PD. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ Manage* 21(2): 203-217.

- Wright JF & Berrie AD. (1987) Ecological effects of groundwater pumping and a natural drought on the upper reaches of a chalk stream. *Regul Rivers: Res Manage* 1(2): 145-160.
- Ympäristöministeriö. (2020) Helmi-elinympäristöohjelma vahvistaa luonnon monimuotoisuutta. <<https://www.ym.fi/helmi>> Viitattu 19.3.2020.
- Yrjänä T, Luhta P, Hartikainen E, Moilanen E, Tammela S, Marttila H, Klöve B, Suurkuukka H, Virtanen R & Muotka T. (2011) Liettyneiden metsäpurojen kunnostaminen.
- Zedler JB. (2003) Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(2): 65-72.
- Zeglin LH. (2015) Stream microbial diversity in response to environmental changes: review and synthesis of existing research. *Frontiers in microbiology* 6: 454.
- Zhao H, Yang W, Xia L, Qiao Y, Xiao Y, Cheng X & An S. (2015) Nitrogen-enriched eutrophication promotes the invasion of *Spartina alterniflora* in coastal China. *CLEAN–Soil, Air, Water* 43(2): 244-250.
- Zimmer KD, Hanson MA, Butler MG & Duffy WG. (2001) Size distribution of aquatic invertebrates in two prairie wetlands, with and without fish, with implications for community production. *Freshwat Biol* 46(10): 1373-1386.