

Suomen ympäristökeskus
Finlands miljöcentral
Finnish Environment Institute

Vesiruton poiston vaikutukset vesien laatuun ja biodiversiteettiin

Syken osaraportti

Biomassat kiertoon Koillismaalla-hanke

2026

Ritva Nilivaara, Laura H. Härkönen, Minna Kuoppala, Kimmo Tolonen, Kristiina Vuorio,
Satu Maaria Karjalainen



1 Johdanto

Kanadanvesirutto (*Elodea canadensis*) on haitallinen vieraslaji, joka on levinnyt satoihin järviin erityisesti Koillismaalla sekä Etelä- ja Keski-Suomessa. Vesirutto haittaa runsastuessaan vesistön alkuperäisen lajiston esiintymistä valtaamalla tehokkaalla levittäytymisellään nopeasti uusia alueita. Samalla vesirutto heikentää vesistön virkistys- ja kalatalouskäyttöä. Näin ollen menetelmiä vesiruton poistoon on pyritty kehittämään.

Aiemmin toteutetussa Elodea-hankkeessa on selvitetty vesiruton sisältämien aineiden määriä sekä niiden järvien veden ja sedimentin laatua, joissa vesiruttoa esiintyy (Karjalainen ym. 2017). Elodea II -hankkeessa selvitettiin vesiruton poiston vaikutuksia vesiruton palautumiseen ja muuhun vesikasvillisuuteen sekä vedenlaatuun (Nilivaara ym. 2022). Lisäksi siinä on selvitetty vesikasvillisuuden drone-kuvauksesta saadun aineiston käyttökelpoisuutta arvioida poiston vaikutuksia vesiruttokasvustoon. Aiemmin on tutkittu vesiruton esiintymisen eliöstövaikutuksia särjen käyttämien eliöiden esiintymiseen (Kornijow ja Kairesalo 1994), vesiruton ympäristöön levittamiensä aineiden vaikutuksia kasviplanktoniin ja vesiruton pinnalla kasvavaan levästöön (Erhard ja Gross 2006) sekä Littoistenjärven eliöstön muutoksia koko järven vesiruton poiston seurauksena (Sarvala ym. 2020) ja koottu tietoa vesiruton poistomenetelmistä (Zehnsdorf ym. 2015). Vesiruton poiston vaikutuksia pohjan eliöstöön ja planktoneliöstöön ei kuitenkaan tunneta.

Syke toteutti osana Biomassat kiertoon Koillismaalla-hanketta laajamittaisen vesi- ja eliöstönäytteenoton sekä vesikasvikartoitukset Kuusamon alueella. Syke raportoi tässä osaraportissa vesiruton esiintymisen ja poistamisen vaikutuksista pilottikohteiden vesistöjen eliöstöön, biodiversiteettiin ja veden laatuun. Näytteenotto toteutettiin eliöstön osalta kahtena peräkkäisenä vuotena sekä kasvillisuuskartoitus ja vesinäytteenotto kolmena vuotena. Vesiruttoisilla järvillä tehtiin hankeryhmän yhteistyönä vesiruton poisto kahtena perättäisenä vuonna, ja eliöstönäytteet otettiin ennen vesiruton poistoa sekä sen jälkeen poistoalueelta sekä vertailualueelta samasta järvestä. Näytteenotto toteutettiin samaan aikaan myös vertailujärvillä.

2 Tutkimusmenetelmät

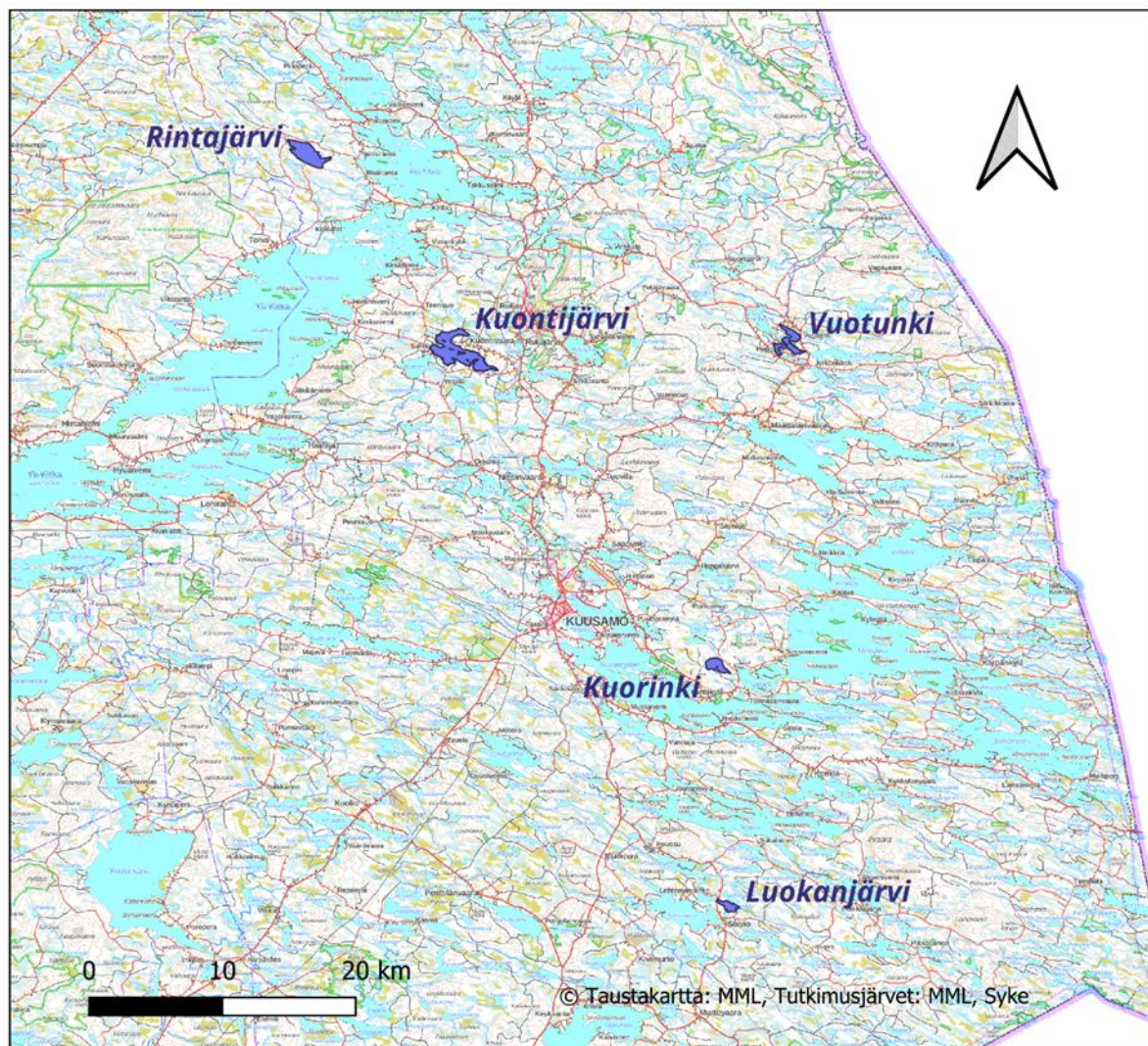
2.1 Tutkimusalueet

Tutkimuskohteiksi tässä hankkeessa valittiin kaksi vesiruton valtaamaa järveä Vuotunki ja Kuontijärvi, sekä kolme vertailujärveä Kuorinki, Rintajärvi ja Luokanjärvi, joissa ei alustavien tietojen mukaan ollut tehty havaintoja vesiruttokasvustoista (kuva 1).

Kuontijärvi on keskikokoinen ja Vuotunki pieni järvi, jotka kumpikin sijaitsevat Koutajoen päävesistössä. Kuontijärvi on luokiteltu ekologiselta tilaltaan hyväksi, kun taas Vuotungin tila on tyydyttävä.

Kuorinki on pieni järvi Vienan Kemin päävesistössä ja sen ekologinen tila on erinomainen. Rintajärvi on pieni järvi Koutajoen päävesistössä ja sen ekologinen tila on erinomainen. Luokanjärvi on pieni järvi Iijoen päävesistössä ja sen ekologinen tila on hyvä.

Vesiruttoisilla järvillä toteutettiin kahtena kesänä vesiruton poisto raivausnuottauksella yhteistyössä ProAgrian ja Naturpoliksen kanssa. Vuonna 2023 Kuontijärveltä poistettiin vesiruttoa noin 2,5 tonnia ja vuonna 2024 noin tuhat kiloa. Vuonna 2023 Vuotungista poistettiin noin 800 kiloa vesiruttoa ja noin tuhat kiloa vuonna 2024. Molempina vuosina poisto toteutettiin elokuun aikana.



Kuva 1. Tutkimuskohteina olleet järvet.

2.2 Vedenlaadun ja eliöstön seuranta

Vesiruttoisilla tutkimusjärvillä Vuotungissa ja Kuontijärvessä toteutettiin vuosina 2023 ja 2024 vesinäytteenottoa kesäkuussa, elokuussa ennen vesiruton poistoa sekä elokuun lopussa tai syyskuun alussa vesiruton poiston jälkeen. Näytteet otettiin vesiruton poistoalueelta sekä saman järven sisäiseltä vertailualueelta, johon ei kohdistettu toimenpiteitä. Vertailujärviltä otettiin vesinäytteet myös samoina ajankohtina.

Pohjan piilevät kerättiin ranta-alueen kiviltä 0,2-0,4 m syvyydeltä. Näytteenotto ja näytepreparaattien teko noudattivat Eloranta ym. (2007) ohjeistusta. Vesiruttojärvillä näytteenotto tehtiin ranta-alueelta, jossa esiintyi vesiruttoa. Näytteet otettiin alkutilanteesta yhdeltä alueelta. Vesiruton poiston jälkeen näytteet otettiin kahdelta alueelta, joista toinen oli poistoalue ja toinen alue, jolla edelleen kasvoi vesiruttoa. Vertailujärviltä kerättiin yhdet näytteet vastaavina ajankohtina. Näytteistä määritettiin vähintään 500 piileväsolun puoliskoa (valvaa) DIC-varustetulla mikroskoopilla 1000x suurennoksella.

Vesinäytteenoton yhteydessä mitattiin kenttämittauksina pH, sähkönjohtavuus, lämpötila ja happipitoisuus. Vesinäytteistä määritettiin Syken Oulun akkreditoidussa laboratoriossa alkaliniteetti, ammoniumtyppi (NH₄), fosfaattifosfori (PO₄), happi (O₂), kiintoaine (SS), *a* klorofylli (Chl *a*), kokonaisfosfori (TP), kokonaistyyppi (TN), nitraatti- ja nitriittitypen summa (NO₂+3), orgaaninen kokonaishiili (TOC) ja sähkönjohtavuus. Kuontijärvellä ja Vuotungilla näytesyvyys oli 0,8 m (Chl *a*:n osalta näyte otettiin kokoomana syvyydestä 0-0,8 m) ja vastaavasti Kuoringilla, Rintajärvellä ja Luokanjärvellä näytesyvyys oli 1 m (Chl *a*:n osalta 0-1 m).

Poisto- ja kontrollialueiden sekä vertailujärvien kasvi- ja eläinplanktonyhteisöjä seurattiin ennen ensimmäistä poistoa elokuussa 2023, ensimmäisen poiston jälkeen syyskuussa 2023, ennen toista poistoa elokuussa 2024 sekä toisen poiston jälkeen elokuussa 2024. Kasviplanktonnäytteet otettiin kokoomanäytteenä samasta vesipatsaasta kuin Chl *a*-näyte. Kokoomanäytteet nostettiin saavin, jossa vesi sekoitettiin varovasti ja saavista otettiin 200 ml näyte polyetyleenipulloon. Näytteet kestävöitiin happamalla Lugolin liuoksella (vahvuus 1–2 ml/200 ml näytevettä). Kasviplanktonnäytteet analysoitiin käänteismikroskoopilla kolmella eri suurennuksella (630x, 200x ja 100x) kasviplanktonseurannan mikroskopointimenetelmän mukaisesti (Vuorio ym. 2025).

Kasviplanktonnäytteiden tavoin eläinplanktonnäytteet otettiin kokoomanäytteinä samoista vesisyvyyksistä Chl *a*-näytteiden kanssa. Kokoomanäytteet (tilavuus 6 l) valutettiin 50 µm haavin läpi, haavin kammioon jäänyt vesi laskettiin 250 ml polyetyleenipulloon. Haavi huuhdeltiin kolmesti ja huuhteluvesi laskettiin samaan

näytepulloon. Eläinplanktonnäytteet kestävästiin happamalla Lugolin liuoksella (vahvuus 2 ml/200 ml näytevettä). Eläinplanktonin osanäytteet analysoitiin käänteismikroskoopilla (Leica DM IRB, Wetzlar, Germany), kunnes vähintään 30 yksilöä jokaisesta runsaimmasta äyriäiseläinplanktonlajista oli mitattu. Äyriäiseläinplanktonyksilöiden pituudet muunnettiin hiilibiomassaksi hyödyntäen hiili-pituus-regressioita (Watkins ym. 2011). Rataseläinten biomassat arvioitiin käyttämällä Malley ym. (1989) sekä Ejsmont-Karabin (1998) arvioimia rataseläinten märkä- ja kuivapainoja.

Tutkimusjärvien pohjaeläinnäytteet otettiin potkuhaavilla. Näyte otettiin yhden metrin matkalta takaperin kulkien ja samalla voimakkaasti pohjaa potkien. Näytteenoton aikana haavia liikuteltiin edestakaisin pohjan tuntumassa (Tolonen ym. 2003a; Järvinen ym. 2024). Seisovan veden potkuhaavilla tehtävässä näytteenotossa haavin jatkuva liike on tärkeää, jotta eläimet pysyvät haavissa. Virtaavassa vedessä haaviin päätyneet eläimet pysyvät haavissa virran paineen ansiosta. Eläimet säilöttiin kentällä vahvaan laimentamattomaan etanoliin. Eläimet poimittiin näytteistä laboratoriossa ja säilöttiin etanoliin myöhemmin tapahtuvaa määrittystä varten. Näytteiden pohjaeläintaksonit määritettiin ja kunkin taksonin yksilöiden lukumäärät laskettiin mikroskoopin avulla. Pohjaeläinmäärityksen tarkkuus noudatti pääsääntöisesti seurantaohjeen jokien koskipaikoille ja järvilitoraalille annettua tavoitetaksonomiaa (Järvinen ym. 2024).

Pohjaeläinten osalta tutkimusjärvissä tarkasteltiin myös erityisesti uivien pohjaeläintaksonien runsautta. Lajipiirteiltään uimareiksi luokiteltavat lajit tunnistettiin freshwaterecology.info-sivustolla julkaistujen lajipiirreluokittelujen (locomotion type ja locomotion and substrate relation) perusteella (Schmidt-Kloiber and Hering 2015).

3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

3.1 Vedenlaatu

Vesiruttojärvillä kiintoainepitoisuudet olivat sekä poisto- että kontrollialueilla suuremmat poistojen jälkeen verrattuna tilanteeseen ennen poistoa (Taulukko 1). Tämän voi ajatella johtuvan vesiruton poiston aiheuttamasta pohjasedimentin sekoittumisesta. Vuotungin 2024 poiston jälkeisen vesinäytteenoton aikaan järvellä oli kova tuuli, joka aiheutti pohjasedimentin sekoittumista ja nosti kiintoainemäärityksen tuloksia. Vertailujärvissä kiintoaineen vaihteluväli oli 1,0-2,9 mg/l.

Taulukko 1. Kiintoainepitoisuudet vesiruttojärvien poisto- ja vertailualueilla ennen ja jälkeen vesiruton poistojen.

Kiintoaine CF/C mg/l	Poistoalue		Vertailualue	
	Ennen poistoa	Poiston jälkeen	Ennen poistoa	Poiston jälkeen
Kuontijärvi 2023	3,0	5,0	3,0	6,8
Kuontijärvi 2024	2,3	4,6	4,9	6,7
Vuotunki 2023	1,7	2,3	1,7	1,0
Vuotunki 2024	6,0	11,0	5,2	9,2

Kokonaisfosforipitoisuudet olivat puolestaan poisto- ja kontrollialueilla hyvin samankaltaisia keskenään ennen ja jälkeen poistojen (Taulukko 2). Kuontijärvellä pitoisuudet olivat molemmilla alueilla suurempia poiston jälkeen vuonna 2023 ja puolestaan matalampia vuonna 2024. Vuotungilla sen sijaan pitoisuudet olivat molemmilla alueilla alhaisempia poistojen jälkeen vuonna 2023 ja ainoastaan vertailualueella korkeampia toisen poiston jälkeen vuonna 2024.

Vertailujärvissä kokonaisfosforin vaihteluväli oli 5-13 µg/l.

Taulukko 2. Kokonaisfosforipitoisuudet vesiruttojärvien poisto- ja vertailualueilla ennen ja jälkeen vesiruton poistojen.

Kokonaisfosfori µg/l	Poistoalue		Vertailualue	
	Ennen poistoa	Poiston jälkeen	Ennen poistoa	Poiston jälkeen
Kuontijärvi 2023	20,0	43,0	20,0	44,0
Kuontijärvi 2024	33,0	26,0	41,0	24,0
Vuotunki 2023	31,0	21,0	31,0	18,0
Vuotunki 2024	34,0	34,0	33,0	38,0

Klorofylli-a-pitoisuudet vaihtelivat poisto- ja kontrollialueilla ennen ja jälkeen poistojen, eikä selkeää kaavaa pitoisuuden vaihtelussa havaittu (Taulukko 3). Kuontijärvellä klorofyllipitoisuus laski poistoalueella ja vastaavasti nousi kontrollialueella vuonna 2023, ja vuonna 2024 pitoisuus nousi kummallakin alueella. Vuotungilla puolestaan pitoisuus nousi poistoalueella poiston jälkeen vuonna 2023 ja laski vuonna 2024.

Taulukko 3. Klorofylli-a-pitoisuudet vesiruttojärvien poisto- ja vertailualueilla ennen ja jälkeen vesiruton poistojen.

Klorofylli-a µg/l	Poistoalue		Vertailualue	
	Ennen poistoa	Poiston jälkeen	Ennen poistoa	Poiston jälkeen
Kuontijärvi 2023	7,6	7,2	7,6	9,2
Kuontijärvi 2024	7,5	10,0	12,0	15,0
Vuotunki 2023	4,7	5,8	4,7	3,6
Vuotunki 2024	28	25	26	26

3.2 Biologiset näytteet

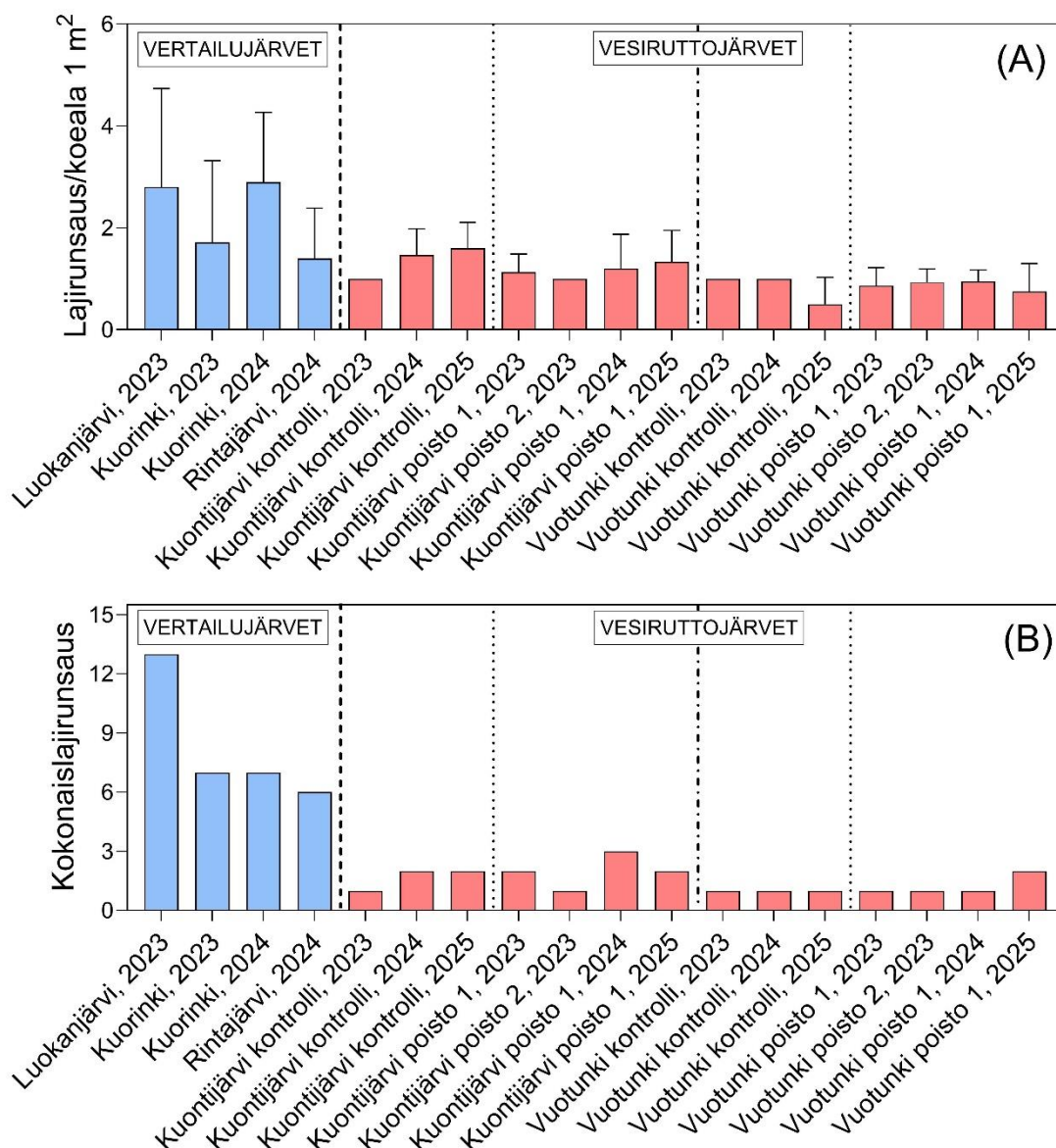
3.2.1 Vesikasvit

Vesikasvien lajirunsaus oli selkeästi suurempi vertailujärvien kuin vesiruttojärvien tutkimuslohkoilla (kuva 2). Suurimmat lajimäärät olivat vertailujärvistä Luokanjärvellä, keskimäärin 2,80 lajia/koeala. Kuoringilla kasvoi keskimäärin 2,90 ja Rintajärvellä 1,40 lajia/koeala.

Kuontijärven tutkimuslohkoilla kasvoi ennen poistoa pääosin pelkästään kanadanvesiruttoa. Vesiruton poisto ei näyttänyt selkeästi lisäävän lajirunsausta. Keskimääräiset lajimäärät oli kontrollilohkon koealoilla 1,00 ja poistolohkon koealoilla 1,00–1,13. Poiston jälkeisinä vuosina lajirunsaudet kasvoivat hieman sekä poisto- että kontrollilohkojen koealoilla (keskiarvot 1,20–1,60 lajia/koeala).

Vuotungin tutkimuslohkoilla ei kasvanut ennen poistoa muita lajeja kuin vesiruttoa. Keskimääräinen lajirunsaus/koeala oli kontrollilohkolla 1,00 (kuva 2) ja poistolohkoilla 0,87–0,93 lajia. Ensimmäisenä poiston jälkeisenä vuosina keskimääräiset lajimäärät olivat kontrollilohkolla 1,00 ja poistolohkolla 0,95, mutta toisen poiston jälkeisenä vuonna lajimäärä väheni selvästi molemmilla lohkoilla siten, että lajimäärä oli kontrollilohkolla keskimäärin 0,50 lajia/koeala ja poistolohkolla 0,75 lajia/koeala.

Kokonaislajirunsaus oli myös suurin Luokanjärvellä, 13 lajia ja toiseksi suurin Kuoringilla, jolla vuosina 2023 ja 2024 tehtyjen koealojen lajirunsaus oli yhteensä yhdeksän lajia. Myös Rintajärvellä lajirunsaus oli selkeästi suurempi kuin vesiruton poistojärvillä, yhteensä kuusi lajia. Kuontijärvellä kokonaislajirunsaudet vaihtelivat eri lohkoilla yhdestä kolmeen, kun taas Vuotungilla kokonaislajirunsaus oli kaikilla lohkoilla ja seurantakerroilla yksi lukuun ottamatta Vuotungin poistolohkoa, jolla kasvoi kaksi lajia vuonna 2025.

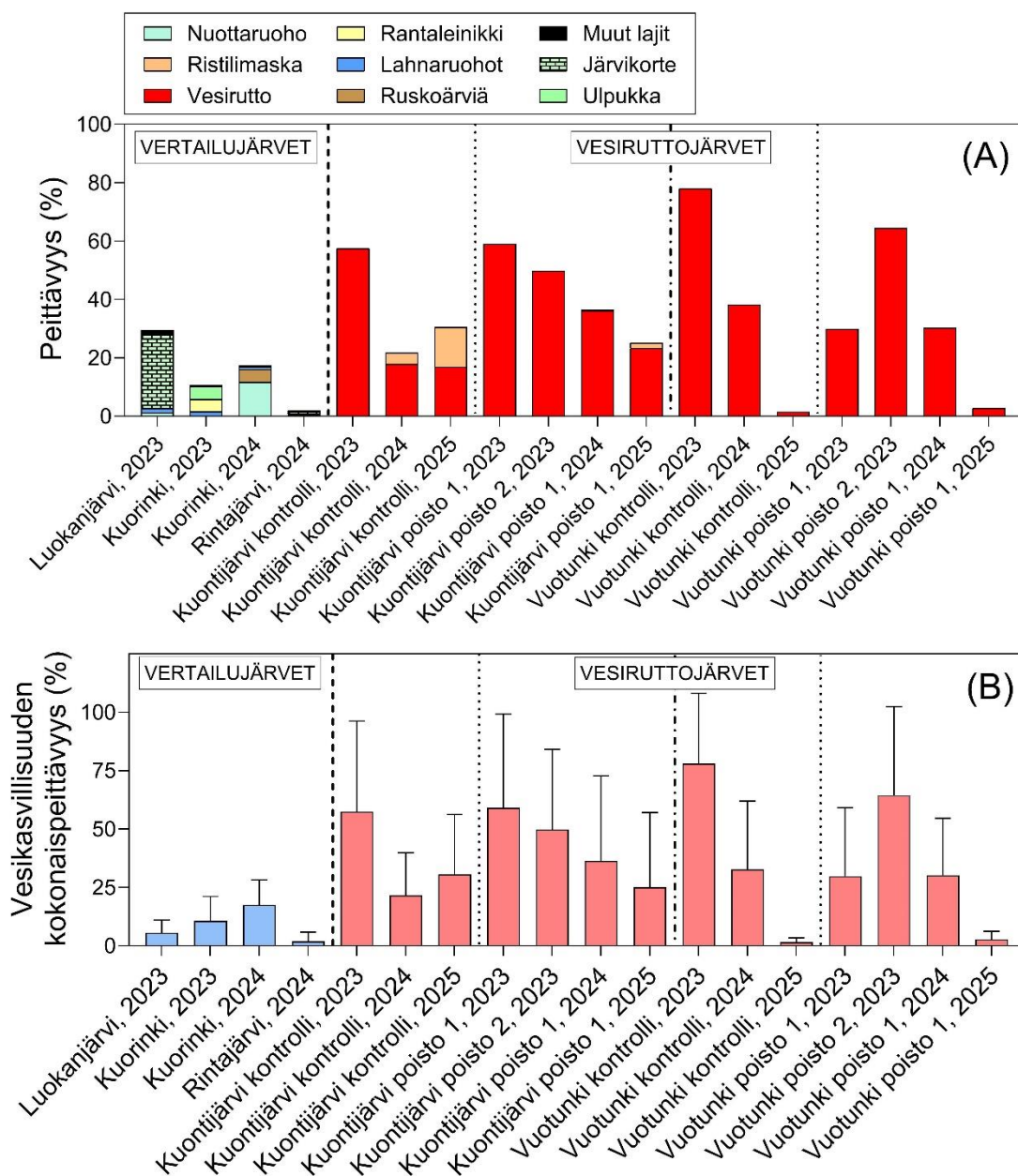


Kuva 2. Näytealojen/koealojen lajirunsaudet vesiruton poistokohteilla Kuontijärvellä ja Vuotungilla sekä vertailujärvillä Luokanjärvellä, Kuoringilla ja Rintajärvellä. Vuosi 2023 edustaa poistokohteilla tilannetta ennen poistoa ja vuosi 2024 poistolohkoilla yhden poistokerran jälkeen ja vuosi 2025 kahden poistokerran jälkeen.

Vesikasvillisuuden kokonaispeittävyys oli vesiruttojärvissä suurempi kuin vertailujärvissä (kuva 3). Vertailujärvissä suurin peittävyys oli Kuoringilla, jossa kokonaispeittävyys oli 14,7. Luokanjärvellä kokonaispeittävyys oli keskimäärin 5,53 % ja Rintajärvellä 1,93 %.

Sekä Kuontijärvellä että Vuotungilla suurimmat kokonaispeittävyydet olivat ennen poistoa vuonna 2023 (keskiarvot 57,5–78,0 %) (kuva 3) paitsi Vuotungin poistolohkolla 1, jolla peittävyys jäi melko pieneksi (ka 29,9 %). Peittävyydet laskivat pääsääntöisesti vuodesta 2023 vuoteen 2025 sekä poistolohkoilla että kontrollilohkoilla. Kuontijärven

kontrollialueella kokonaispeittävyys oli kuitenkin vuonna 2025 korkeampi (ka 30,5 %) kuin vuonna 2024 (ka 21,7 %).



Kuva 3. Vesikasvillisuuden koostumus ja peittävyys vesiruton poistokohteilla Kuontijärvellä ja Vuotungilla sekä vertailujärvillä Luokanjärvellä, Kuoringilla ja Rintajärvellä. Vuosi 2023 edustaa poistokohteilla tilannetta ennen poistoa ja 2024 poistolohkoilla yksi vuosi yhden poistokerran jälkeen ja 2025 yksi vuosi toisen poistokerran jälkeen.

Vesikasvillisuuden lajikoostumus vertailujärvien tutkimusalueilla poikkesi paljon vesiruton poistojärvien tutkimusalueista. Luokanjärvellä runsain laji oli järvikorte (*Equisetum fluviatile*). Myös pohjalehtisiä, kuten vaalealahnanruohoa (*Isoetes lacustris*) ja nuottaruohoa (*Lobelia dortmanna*) kasvoi melko paljon. Kuoringilla nuottaruoho oli

runsain laji muiden pohjalehtisten peittävyyksien jäädessä pieniksi. Uposlehtisistä kasvoi ruskoärviää (*Myriophyllum alterniflorum*) ja kelluslehtisistä paikoin ulpukkaa (*Nuphar lutea*). Rintajärvellä vesikasvillisuus koostui lähinnä järvikortteesta ja vaalealahnanruohosta.

Niissä järvissä, joissa poistettiin vesiruttoa, kasvillisuus koostui tutkimusalueilla lähinnä kanadanvesirutosta. Kuontijärvellä ennen poistoa hyvin niukkana esiintynyt ristilimaska (*Lemna trisulca*) runsastui kontrollilohkoilla vuosina 2024 ja etenkin vuonna 2025. Kuontijärvellä kasvoi lähellä vesirajaa myös muuta lajistoa, mutta tutkimuslohkoilla vesiruton kasvuvyöhykkeessä esiintyi hyvin niukasti vain kalvasärviää (*Myriophyllum sibiricum*) vuonna 2024. Vuotungilla vesiruton lisäksi kasvoi vain niukasti silopartaa (*Nitella* sp.) poistolohkolla viimeisenä seurantavuonna.

3.2.2 Pohjan piilevät

Kaikissa järvissä oli runsaasti pohjan piilevän eri lajeja. Lajimäärä kuitenkin vähenee vesiruttoisella Kuontijärvellä poiston jälkeen syksyllä. Tämä näkyy erityisesti Shannon-Wienerin diversiteetissä, joka kuvastaa lajiston monimuotoisuutta. Evenness kuvastaa eri lajien määrän tasaisuutta. Kuontijärvellä on poiston jälkeen selvänä valtalajina *Encyonema reichardtii*, ja tämä näkyy lajiston tasaisuutta kuvaavassa arvossa pienempänä numerona (Taulukko 4). IPS-indeksi-arvo kuvastaa vesistön laatua, ja vertailujärvissä se on erittäin hyvä, kun taas vesiruttoisessa Kuontijärvessä indeksi osoittaa tyydyttävää laatua, erityisesti poistoalueella. SID-indeksi-arvo kuvastaa helposti hajoavan orgaanisen aineen määrää. Myös se kuvastaa Kuontijärven poistoalueen runsasta orgaanisen aineen määrää. Vastaava tulos näkyy myös Kellyn PT %-indeksissä, joka kuvastaa orgaanisen aineen määrää vesistössä. Kuontijärven vertailualueen poistoaluetta parempi vedenlaatu näkyy piilevälajistossa erityisesti taksonien suurempana määränä sekä orgaanista kuormitusta sietävien lajien puuttumisena.

Taulukko 4. Pohjan piilevien eriajankohtien taksonilukumäärä ja indeksitulokset. Vert.= vesiruttoinen vertailualue ja poisto=poistoalue.

Paikka	Pvm	Taksonit	Shannon-	Evenness	SID (Rott)		
			Wiener (H')	(J')	IPS 20	SI 20)	PT% (Kelly)
Kuorinki	8.8.2023	49	4,20	0,75	19,13	19,09	0,42
Kuorinki	5.9.2023	35	3,63	0,71	19,28	19,01	0
Luokanjärvi	15.8.2023	58	4,76	0,81	19,29	19,49	0,41
Luokanjärvi	6.9.2023	68	5,27	0,87	18,78	19,52	1,97
Kuontijärvi	10.8.2023	57	5,01	0,86	15,49	17,38	5,98
Kuontijärvi vert.	21.9.2023	29	2,46	0,51	17	17,71	4,73
Kuontijärvi poisto	21.9.2023	17	2,46	0,60	13,06	15,97	37,48

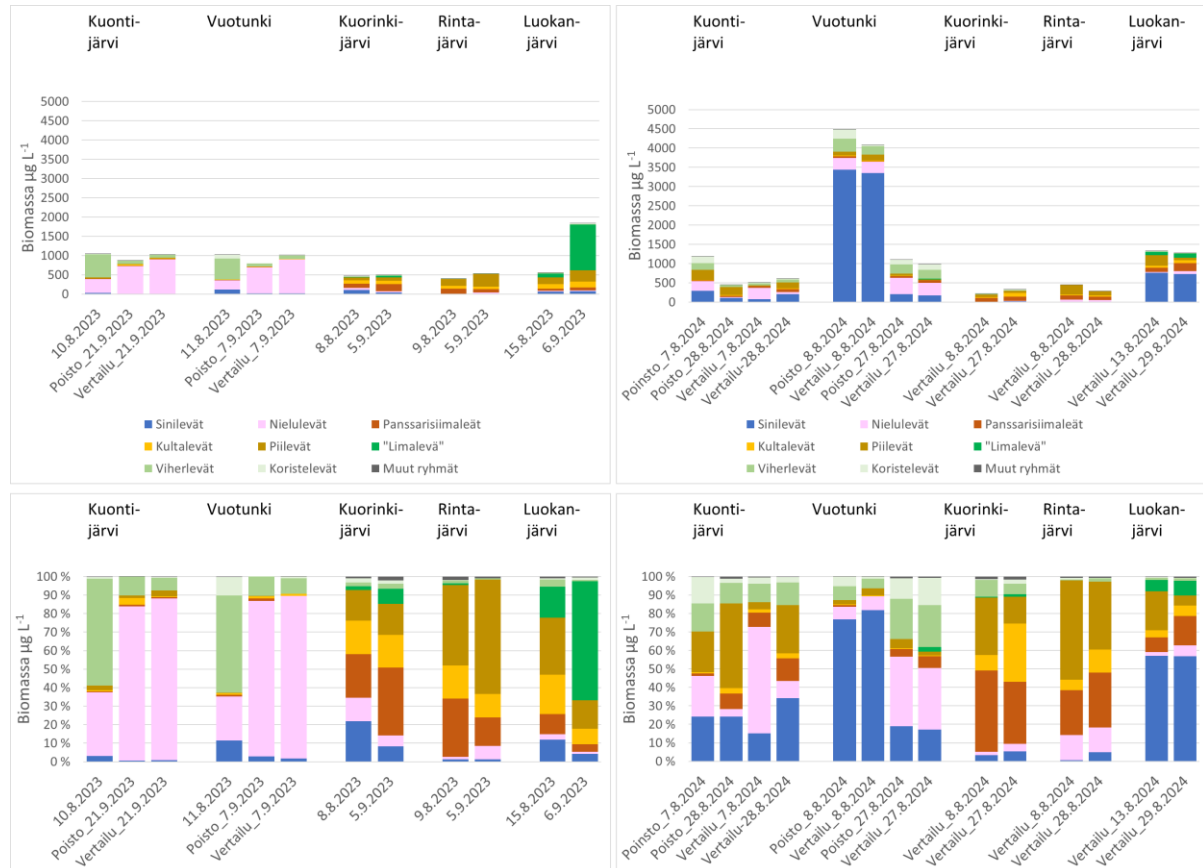
3.2.3 Kasviplankton

Kasviplanktonyhteisöjen koostumus ja biomassa (800–1000 $\mu\text{g l}^{-1}$) oli Kuontijärvässä ja Vuotungissa hyvin samanlainen ennen *vesiruton* poistoa (Kuva 4). Kummassakin järvässä ennen poistoa nielulevät ja viherlevät muodostivat suurimman osan kasviplanktonin kokonaisbiomassasta. Vuotungissa tavattiin myös hieman sinilevää. Erityisesti *vesiruton* poiston jälkeen *Cryptomonas*- ja *Plagioselmis*- (aiemmin *Rhodomonas*) suvun nielulevät muodostivat yli 80 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta. Suurin muutos kasviplanktonyhteisön koostumuksessa ja biomassassa havaittiin Vuotungissa. Siellä *Dolichospermum*-suvun sinilevät olivat selvästi runsaampia vuonna 2024, jolloin ne muodostivat yli 70 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta. Nielulevät ovat hyvää ravintoa eläinplanktonille, toisin kuin sinilevät, jotka ovat paitsi huonoa ravintoa eläinplanktonille, myös pitkiä rihmoja tai yhdyskuntia muodostavina lajeina liian suurikokoisia eläinplanktonin laidunnettavaksi.

Kaikilla tutkituilla järvillä, myös järvillä, joista *vesiruttoa* ei poistettu, sinilevät olivat runsaampia vuonna 2024 kuin edellisenä vuonna 2023. Vesikasvit, kuten *vesirutto*, kilpailevat kasviplanktonin kanssa vedessä olevista ravinteista, erityisesti fosforiravinteesta. Kun *vesiruttokasvustoa* poistetaan ravinteet ovat sinilevien käytössä (Sarvala ym. 2020). Sekä Kuontijärvellä että Vuotungissa veden kokonaisfosforipitoisuus ylitti 20 $\mu\text{g l}^{-1}$, jota pidetään fosforipitoisuuden raja-arvona, minkä jälkeen sinileväkukintojen esiintymisen riski kasvaa (Vuorio ym. 2020). Vaikka kummassakin järvässä kokonaisfosforipitoisuus ylitti raja-arvon jo ennen *vesiruton* poistoa, vain Vuotungissa sinilevät runsastuivat ja muodostivat pintakukinnan. *Vesiruton* poistolla ei ravinnetulosten mukaan näyttänyt olevan suurta vaikutusta veden kokonaisfosforipitoisuuteen. Poisto on kuitenkin voinut vaikuttaa välillisesti sinilevien runsastumiseen Kuontijärvässä ja erityisen voimakkaaseen runsastumiseen Vuotungissa vuonna 2024, kun kasvillisuuden ja planktonlevien välinen kilpailu ravinteista on vähentynyt *vesiruton* poiston seurauksena. Vastaavasti myös valon määrä lisääntyy vesikasvien poiston seurauksena (Baatrup-Pedersen ym. 2002), joka saattaa hyödyttää kasviplanktonin runsastumista. Vuosien välillä on saattanut olla eroja myös esim. sääolosuhteissa, sillä sinilevät olivat jonkin verran runsaampia vuonna 2024 kaikilla tutkituilla järvillä.

Kuorinkijärvellä ja Rintajärvellä, joissa *vesiruttoa* ei esiinnyt, kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli vuonna 2023 kaikilla näytteenottokerroilla 400–500 $\mu\text{g l}^{-1}$. Kuorinkijärven ja Rintajärven kasviplanktonyhteisöt olivat vuosina 2023 ja 2024 hyvin samankaltaisia. Niissä panssarisiimalevät, kultalevät ja piilevät olivat runsaimmat kasviplanktonryhmät. Vertailujärvistä suurin muutos kasviplanktonyhteisön rakenteessa tapahtui Luokanjärvässä. Siellä havaittiin kasviplanktonin biomassassa

loppukesällä 2023 runsaasti *Gonyostomum semen* -limalevää, melkein 70 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta. Verrattuna vuoteen 2023, vuonna 2024 limalevän määrä oli selvästi alhaisempi, mutta sinilevät muodostivat yli 50 % kasviplanktonin kokonaisbiomassasta.



Kuva 4. Kasviplankton luokkakohtaiset tuoremassat (ylhäällä vasemmalla vuonna 2023 ja oikealla vuonna 2024) ja niiden prosenttiosuudet (alhaalla vasemmalla vuonna 2023 ja oikealla vuonna 2024).

Näytteissä tunnistettujen kasviplanktontaksonien lukumäärä oli alimmillaan 23 ja suurimmillaan 106 (Taulukko 5). Eniten erilaisia kasviplanktoneita havaittiin Kuontijärvessä ja Vuotungissa. Molemmissa järvissä lajirikkaimpia ryhmiä olivat sinilevät, piilevät ja viherlevät, vuonna 2024 myös koristelevät. Sekä Kuontijärvessä että Vuotungissa kasviplanktontaksonien lukumäärä laski vesiruton poiston jälkeen molempina kesinä. Vertailualueille vastaavaa taksonien lukumäärän laskua ei havaittu. Kuorinkijärvessä ja Rintajärvessä taksonien lukumäärä vaihteli 50 ja 61 taksonin välillä. Luokanjärvessä taksonien lukumäärä oli hieman korkeampi 57-84. Kaikissa vertailujärvessä esiintyi enemmän erilaisia kultaleviä, joista monet ovat niukkaravinteisuuden ilmentäjiä. Luokanjärvessä ja Rintajärvessä esiintyi myös runsaasti erilaisia piileviä. Missään vertailujärvessä taksonien lukumäärä ei laskenut tai noussut systemaattisesti kumpanakaan vuonna.

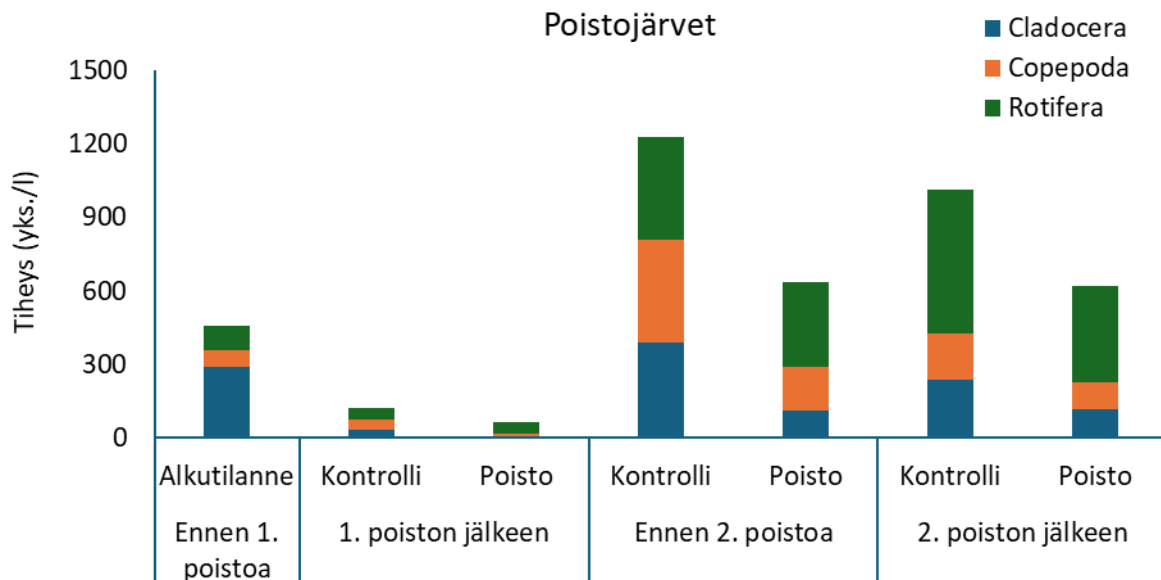
Taulukko 5. Kasviplankton taksonien (laji-, suku-, lahko- tai luokkatasolle) määritettyjen kasviplanktonin lukumäärä näytteissä vuosina 2023 ja 2024 ennen ja jälkeen vesiruttokasvustojen poistojen. *Kesällä 2023 Kuontijärvestä ja Vuotungistä otettiin alkutilanteessa vain yksi kasviplanktonnäyte.

Kasviplanktonitaksonien lukumäärä	Poistoalue		Vertailualue	
	Ennen poistoa	Poiston jälkeen	Ennen poistoa	Poiston jälkeen
Kuontijärvi 2023	57*	48	57*	48
Kuontijärvi 2024	104	89	82	80
Vuotunki 2023	45*	29	45*	48
Vuotunki 2024	60	49	100	99

3.2.4 Eläinplankton

3.2.4.1 Yksilötiheydet vesiruton poistojärvillä

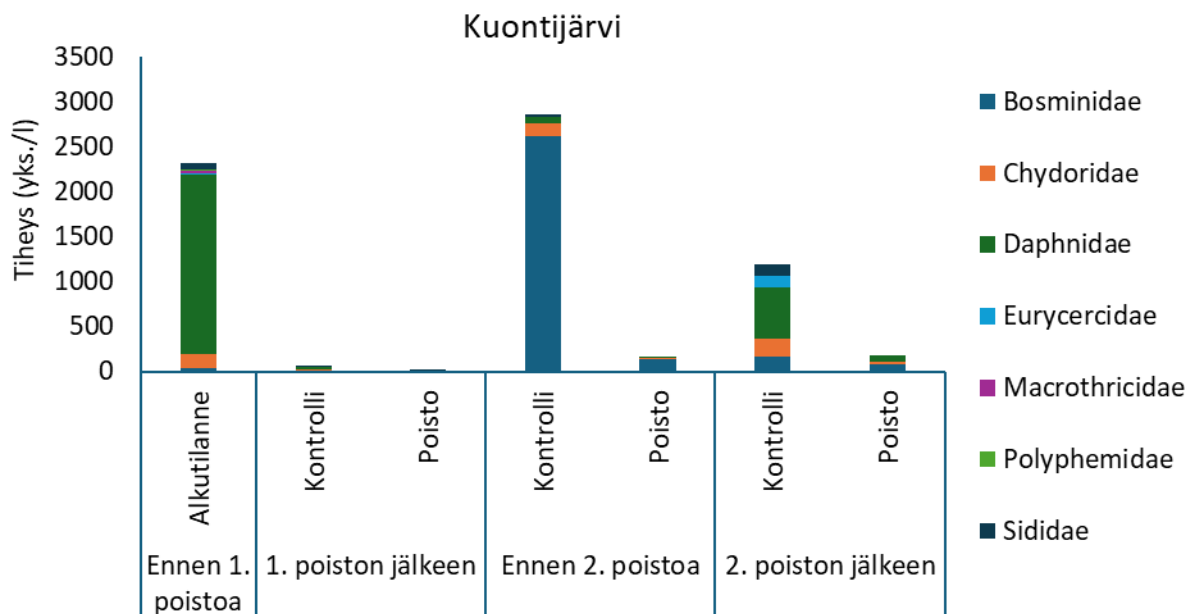
Vesiruttojärvillä eläinplanktonin keskimääräiset yksilötiheydet olivat poistoalueilla pienempiä kontrollialueisiin nähden niin vesikirppujen (Cladocera) kuin hankajalkaisäyriäisten (Copepoda) osalta (Kuva 5). Rataseläinten (Rotifera) keskimääräisissä yksilötiheyksissä ei havaittu suuria eroja ennen ja jälkeen poistojen. Ensimmäisen poiston jälkeen sekä kontrolli- että poistoalueella eläinplanktonin yksilötiheydet olivat huomattavasti alkutilannetta pienemmät. Tähän saattoi vaikuttaa näytteenoton myöhäinen ajankohta syyskuussa 2023.



Kuva 5. Vesikirppujen (Cladocera), hankajalkaisäyriäisten (Copepoda) sekä rataseläinten (Rotifera) yksilötiheydet vesiruton poistojärvillä ennen ja jälkeen poiston. Ensimmäinen poisto toteutettiin vuonna 2023 ja toinen poisto vuonna 2024.

Yksilötiheyksiä tarkasteltiin erikseen vesikirppujen osalta, sillä niillä on kasviplanktonin laiduntajina keskeinen rooli järvien ravintoverkossa. Kuontijärvellä havaittiin vuonna 2023 ennen 1. poistoa yhteensä 21 vesikirpputaksonia, joista yleisimpinä esiintyivät Daphnidae-heimon vesikirput, erityisesti *Ceriodaphnia* sp. Ensimmäisen poiston jälkeen vesikirppujen tiheys oli alhainen sekä kontrolli- että poistoalueella. Kontrollialueella vesikirpputaksonien lukumäärä 1. poiston jälkeen oli kahdeksan ja Chydoridae-heimon vesikirput (mm. *Acroperus harpae*, *Chydorus sphaericus*) esiintyivät runsaimpina yhdessä *Ceriodaphnia*-vesikirppujen kanssa (Kuva 6). Poistoalueella havaittiin 1. poiston jälkeen puolestaan yksittäisiä yksilöitä kymmenestä vesikirpputaksonista, joista suurin osa edusti Daphnidae-, Chydoridae ja Sididae-heimon vesikirppuja.

Vuonna 2024 ennen 2. poistoa kontrollialueella havaittiin 15 vesikirpputaksonia, joista erityisesti Bosminidae-heimon vesikirput (*Bosmina longirostris* ja *B. coregoni*) esiintyivät runsaina. Poistoalueella vesiruttokasvustojen ulkopuolella vesikirpputaksonien lukumäärä oli seitsemän ja yksilötiheys alhainen jo ennen 2. poistoa. Kontrollialueella vesikirppuyhteisö koostui 2. poiston jälkeen erityisesti Daphnidae- (*Ceriodaphnia* sp.) sekä Chydoridae-heimon vesikirpuista (*A. harpae*, *Alona* sp., *Alonella* sp., *C. sphaericus*, *Graptoleberis testudinaria*). Poistoalueella puolestaan runsaimpina esiintyivät *B. longirostris*, *C. sphaericus* sekä *C. pulchella*.



Kuva 6. Vesikirppuheimojen yksilötiheydet Kuontijärvellä ennen ja jälkeen vesiruton poistojen.

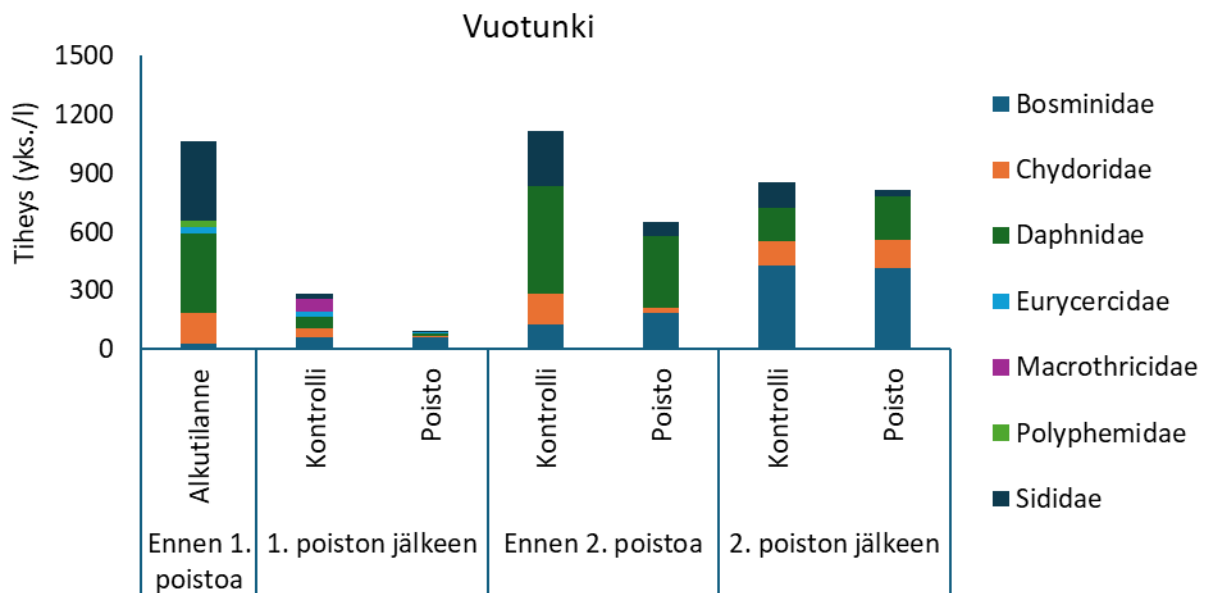
Vuotungilla havaittiin ennen 1. poistoa elokuussa 2023 yhteensä 17 vesikirpputaksonia, joista Sididae-, Daphnidae- ja Chydoridae-heimojen vesikirput esiintyivät runsaimpina

(Kuva 7). Näistä yleisimpinä esiintyvät *Diaphanosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia* sp., *Alonella* sp. sekä *A. harpae*.

Syyskuussa 2023 ensimmäisen poiston jälkeen otetuissa näytteissä kontrollialueella otetuissa näytteissä oli 12 vesikirpputaksonia ja runsaimpina esiintyivät Macrothricidae- (*Ophryoxus gracilis*), Daphnidae- (*Ceriodaphnia* sp.), Chydoridae- (*A. harpae*), sekä Bosminidae-heimojen vesikirput (*Bosmina* sp.) (Kuva 7). Poistoalueelta otetuissa näytteissä 11 vesikirpputaksonia, joista Bosminidae-heimon *B. longirostris* oli yleisin.

Vuonna 2024 ennen ensimmäistä poistoa Vuotungin kontrolli- ja poistoalueilla runsaimmin esiintyivät Daphnidae-heimon vesikirput (*Ceriodaphnia* sp.). Kontrollialueella myös Sididae- (*D. brachyurum*) sekä Chydoridae-heimon (*Alonella* sp., *C. sphaericus*) esiintyivät runsaina. Poistoalueella näiden tiheys oli alhaisempi ja puolestaan Bosminidae-heimon vesikirppuja (*B. longirostris*, *B. coregoni*) esiintyi runsaammin. Kontrollialueella havaittiin yhdeksän vesikirpputaksonia ja poistoalueella seitsemän.

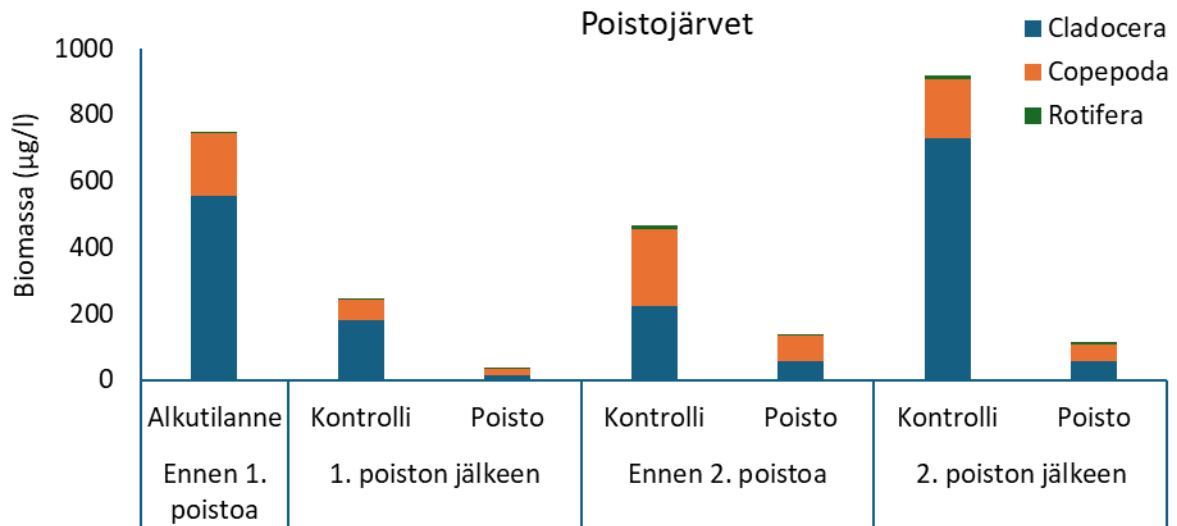
Toisen poiston jälkeen Vuotungin kontrolli- ja poistoalueiden vesikirppuyksilötiheydet olivat hyvin samankaltaisia Bosminidae-, Chydoridae- ja Daphnidae-heimoihin kuuluvien vesikirppujen esiintyessä runsaimpina (Kuva 7). Molemmilla alueilla esiintyi seitsemän vesikirpputaksonia.



Kuva 7. Vesikirppuheimojen yksilötiheydet Vuotungilla ennen ja jälkeen vesiruton poistojen.

3.2.4.2 Biomassa poistojärvillä

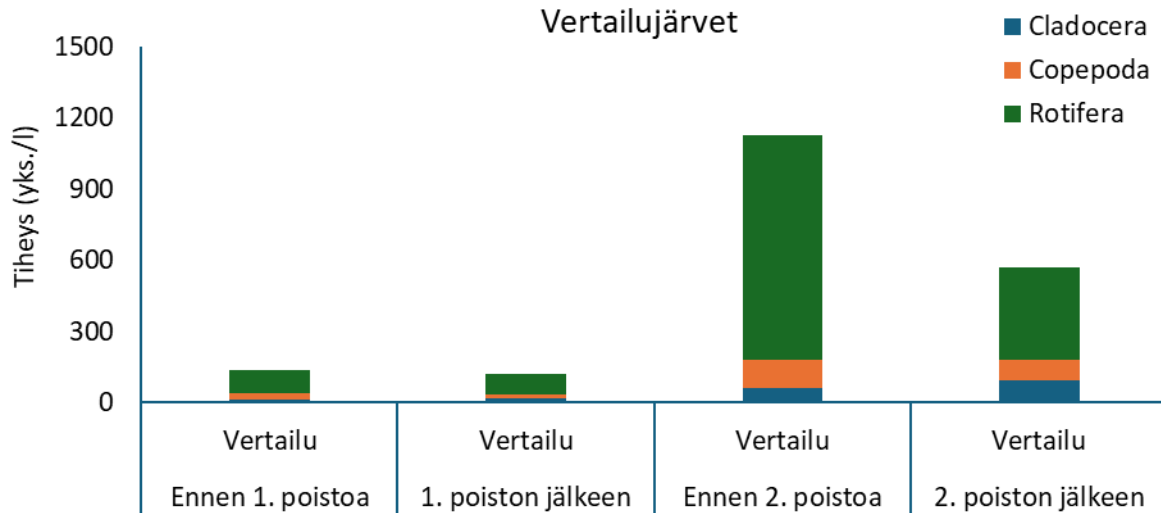
Eläinplanktonin biomassa koostui pääasiassa vesikirpuista ja hankajalkaisista (Kuva 8). Niiden biomassat olivat poistojärvillä keskimäärin suurempia kontrollialueilla poistoalueisiin nähden.



Kuva 8. Vesikirppujen (*Cladocera*), hankajalkaisäyriäisten (*Copepoda*) sekä rataseläinten (*Rotifera*) biomassat vesiruton poistojärvillä ennen ja jälkeen poiston. Ensimmäinen poisto toteutettiin vuonna 2023 ja toinen poisto vuonna 2024.

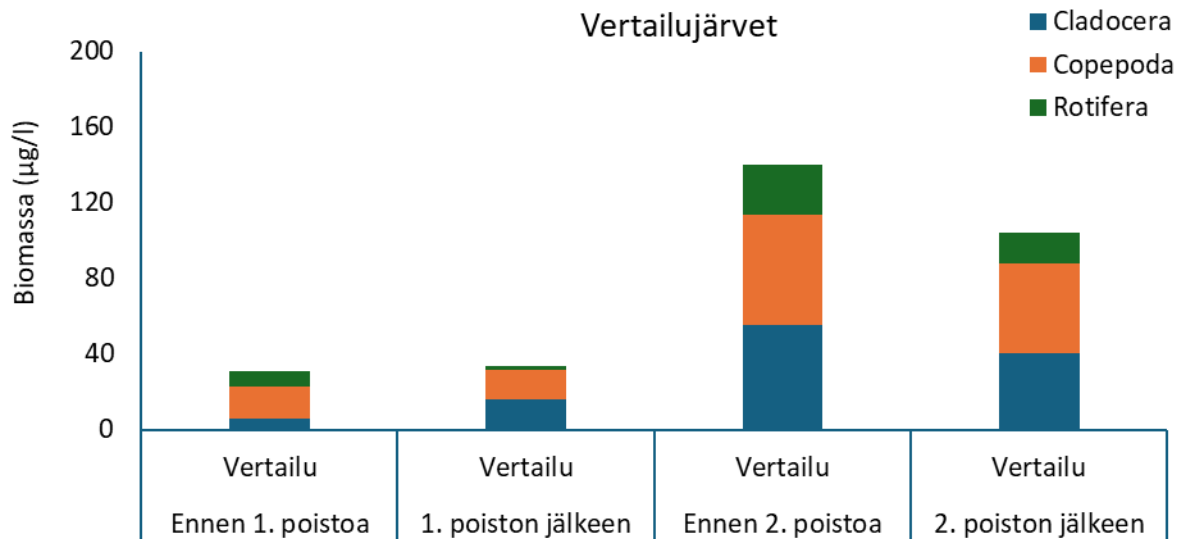
3.2.4.3 Yksilötiheydet ja biomassat vertailujärvillä

Vertailujärvillä vesikirppujen ja hankajalkaisäyriäisten yksilötiheydet olivat huomattavasti poistojärviä pienemmät koko seurantajakson ajan ja runsaimpina esiintyivät rataseläimet (Kuva 9). Kuten vesiruttojärvillä, myös vertailujärvillä yksilötiheydet olivat yleisesti ottaen suurempia vuonna 2024, joka viittaa normaaliin vuosien väliseen vaihteluun.



Kuva 9. Vesikirppujen (*Cladocera*), hankajalkaisäyriäisten (*Copepoda*) sekä rataseläinten (*Rotifera*) yksilötiheydet vertailujärvillä vastaavina aikoina, kun vesiruton poistoa toteutettiin hankkeen kahdella poistojärvellä. Ensimmäinen poisto toteutettiin vuonna 2023 ja toinen poisto vuonna 2024.

Vertailujärvillä eläinplanktonin biomassassa koostui kuitenkin pääosin vesikirpuista ja hankajalkaisista, jotka ovat huomattavasti rataseläimiä suurempia (Kuva 10).

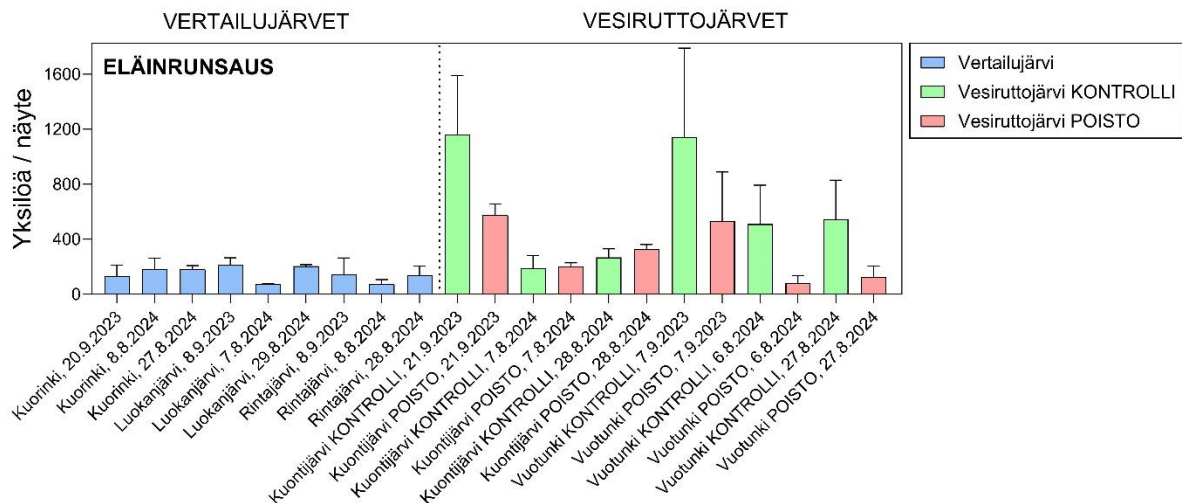


Kuva 10. Vesikirppujen (*Cladocera*), hankajalkaisäyriäisten (*Copepoda*) sekä rataseläinten (*Rotifera*) biomassat vertailujärvillä vastaavina aikoina, kun vesiruton poistoa toteutettiin hankkeen kahdella poistojärvellä. Ensimmäinen poisto toteutettiin vuonna 2023 ja toinen poisto vuonna 2024.

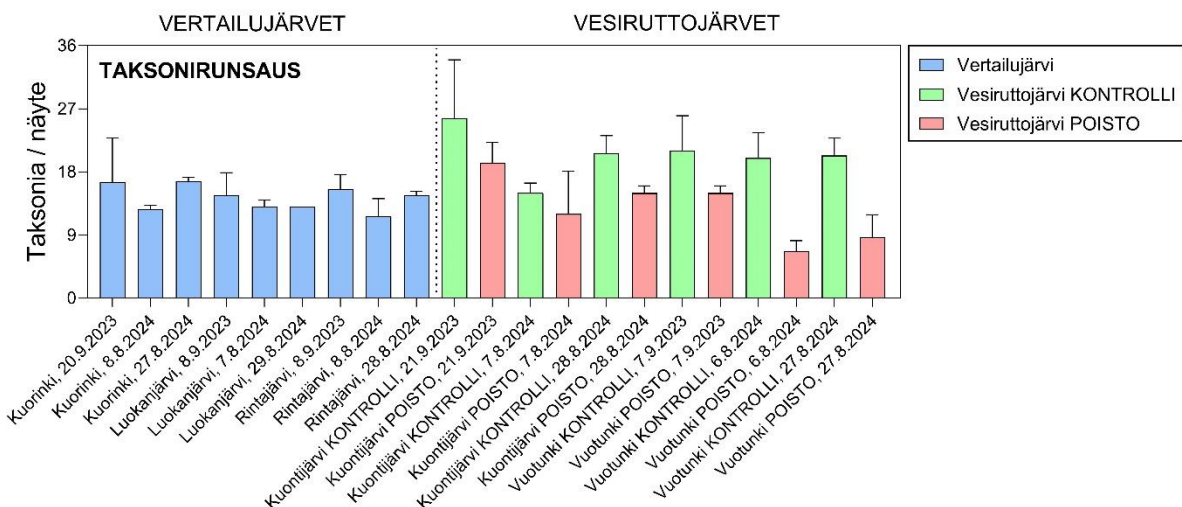
3.2.5 Pohjaeläimet

Pohjaeläinten runsaudet olivat vesiruttojärvissä pääsääntöisesti vertailujärviä suurempia (Kuva 11). Vesiruttojärvissä samoina ajankohtina eläinrunsaudet olivat useimmiten suurempia kontrollialueilla, joilla vesiruton poistoa ei ollut tehty, kuin

vesiruton poistoalueilla (Vuotunki kaikki ajankohdat ja Kuontijärvi vuonna 2023). Vuoden 2024 näytteissä Kuontijärvellä havaittiin kuitenkin hieman enemmän eläimiä poistoalueiden näytteissä kuin kontrollialueilla. Pohjaeläinten taksonirunsaudet olivat myös yleisesti suurimpia vesiruttojävien kontrollialueilla, kun niitä verrattiin vesiruttojävien poistoalueisiin sekä vesirutottomiin vertailujärviin (Kuva 12). Suuret havaitut pohjaeläinten yksilö- ja taksonirunsaudet vesiruttojärvissä ja erityisesti tiheään vesiruttokasvillisuuden joukossa liittyvät todennäköisesti kasvillisuuden tarjoamiin runsaisiin ravintoresursseihin, suurempaan rakenteelliseen kompleksisuuteen ja kasvillisuuden tarjoamaan suojaan erityisesti pohjaeläimiä ravintonaan saalistavilta kalapedoilta (Diehl 1992; Jones ym. 1998; Tolonen ym. 2003b; Tolonen 2005).

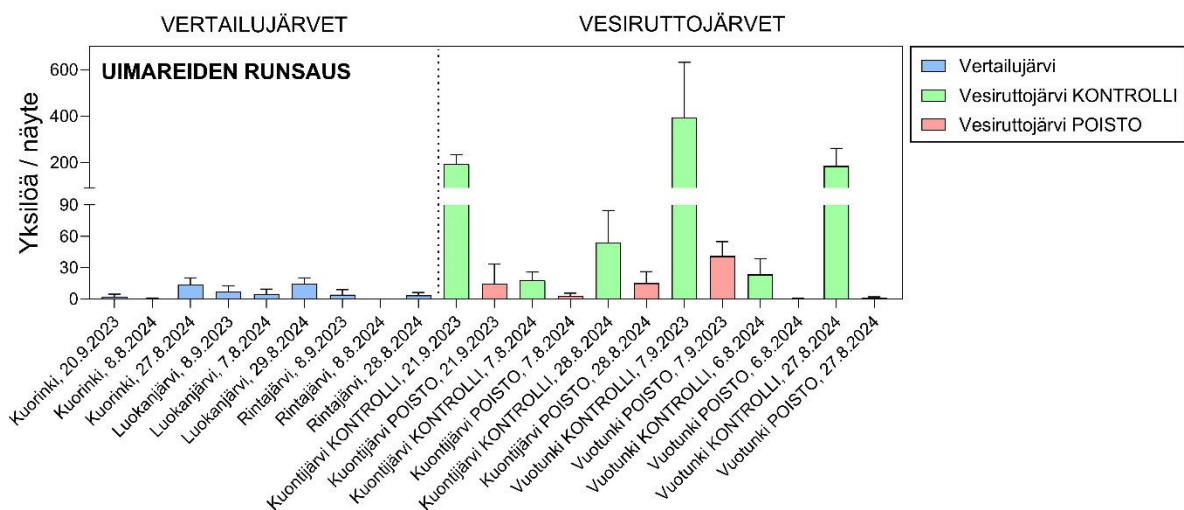


Kuva 11. Pohjaeläinten yksilörunsaudet (yksilöiden lukumäärä/näyte, keskiarvo $\pm$ keskihajonta) tutkimusjärvillä.

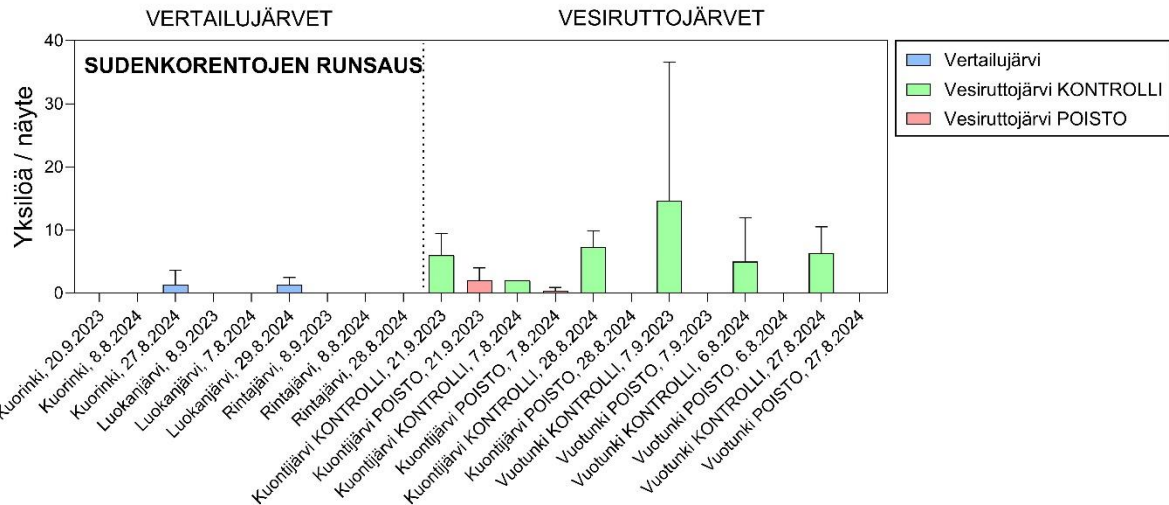


Kuva 12. Pohjaeläinten taksonirunsaus (taksonia/näyte, keskiarvo $\pm$ keskihajonta) tutkimusjärvillä.

Uivia pohjaeläinlajeja havaittiin erityisen runsaasti tiheissä vesiruttokasvustoissa (vesiruttojärvien kontrollialueet), jossa niiden runsaudet olivat yli kymmenkertaisia verrattuina vesiruton poistoalueisiin ja vesirutottomiin vertailujärviin (Kuva 13). Uivat pohjaeläinlajit ovat helposti havaittavia ja kalojen saaliiksi helposti joutuvia. Kalojen ollessa läsnä uivien pohjaeläinlajien runsauden onkin havaittu korreloivan järvissä vesikasvillisuuden runsauden kanssa (Tolonen ym. 2003b; Liao ym. 2024). Myös sudenkorentojen runsaudet olivat vesiruttojärvien kontrollialueiden tiheissä kasvustoissa huomattavasti vesiruton poistoalueita ja vertailujärviä suurempia (Kuva 14). Suurikokoiset sudenkorenon toukat ovat pohjaeläimiä ravintonaan saalistaville kaloille helposti havaittavia saaliita. Aiemmassa Saimaan rantavyöhykkeen pohjaeläintutkimuksessa havaittiin sudenkorenon toukkien olevan huomattavasti runsaampia tiheään vesikasvillisuuden joukossa verrattuna vähäkasvisiin tai kasvittomiin alueisiin. Lisäksi Saimaalla havaittiin pohjaeläinten potentiaalisen ruumiinkoon korreloivan positiivisesti vesikasvillisuuden tiheyden kanssa (Tolonen ym. 2003b). Näiden Saimaan havaintojen, kuten myös Kuusamon vesiruttojärvillä tehtyjen havaintojen, voidaan olettaa liittyvän vesikasvillisuuden suurikokoisille pohjaeläinlajeille kalojen saalistukselta tarjoamaan suojaan.



Kuva 13. Uivien pohjaeläinten runsaus (yksilöä/näyte, keskiarvo $\pm$ keskihajonta) tutkimusjärvillä. Uivien eläinten lajipiirreluokittelu perustuu freshwaterecology.info-sivustolla julkaistuun luokitteluun (freshwaterecology.info, Schmidt-Kloiber & Hering 2015).



Kuva 14. Sudenkorentojen runsaus (yksilöä/näyte, keskiarvo ± keskihajonta) tutkimusjärvillä.

4 Johtopäätökset

Vesikasvien lajirunsaus oli selkeästi suurempi vertailujärvien tutkimuslohkoilla. Lajikoostumus vertailujärvien tutkimusalueilla poikkesi paljon vesiruton poistojärvistä, joilla kasvillisuus koostui tutkimusalueilla lähes yksinomaan kanadanvesirutosta. Tutkimuksen perusteella vesiruton poisto ei näyttäisi selkeästi lisäävän lajirunsautta tutkimuskohteina olleilla järvillä, miltä osin tulos on samanlainen kuin Vuotungilla aiemmin tehtyjen vesiruton poistojen jälkeen (Nilivaara ym.2022).

Pohjan piilevissä näkyy vertailujärvien runsas piilevälajimäärä. Myös vesiruttoisella Kuontijärvellä lajimäärä on samalla tasolla, mutta se muuttuu syksyllä vesiruton poistotoimenpiteen jälkeen. Poistotoimenpiteen aikainen kivien päällä kulku aiheutti mahdollisesti muutoksia kivien pinnan piileväyhteisöissä. Toisaalta poistoalueen vertailualueena toiminut vesiruttoinen alue antoi kuitenkin kuvan monipuolisemmasta piileväyhteisöstä, josta puuttui orgaanista ainesta hyödyntävät lajit. Tämän vuoksi näyttääkin, että vesiruton poisto muuttaa kivien päällä elävää piileväyhteisöä entistä enemmän orgaanista ainesta hyödyntävään lajistoon.

Eläinplanktonin osalta oli odotettavissa, että sen tiheys ja biomassa poistoalueilla olivat kontrollialueita alhaisempia, vaikkakin tiheyksissä oli vuosien välistä vaihtelua. Uposkasvillisuus turvaa järvien biologista monimuotoisuutta tarjoamalla eläinplanktonille elinympäristöjä ja suojapaikkoja kalojen saalistusta vastaan (Scheffer ym. 1993). Runsa uposkasvillisuus voi matalissa järvissä lisäksi auttaa ylläpitämään kirkasta tasapainotilaa (Scheffer ym. 1993) ja runsas uposkasvillisuus on matalissa järvissä usein yhteydessä järvien hyvään ekologiseen tilaan (Poikane et al., 2018).

Poistojärvillä ei kuitenkaan havaittu kiintoaine- tai kokonaisfosforipitoisuuksissa merkittäviä eroja poisto- tai kontrollialueiden välillä ennen tai jälkeen poistojen. Vuotungilla klorofyllipitoisuus oli molemmilla alueilla vuonna 2024 (vuosi ensimmäisen poiston jälkeen) huomattavasti korkeampi kuin vuonna 2023 ja järvellä havaittiin sinilevien runsastumista. Tähän saattoivat vaikuttaa muutokset sääolosuhteissa ja toisaalta myös poiston jälkeisessä eläinplanktonyhteisössä.

Pohjaeläinten eläin- ja taksonirunsaudet olivat suurimmat vesiruttojärvien kontrollialueilla, joihin ei kohdistettu vesiruton poistotoimenpiteitä. Myös eläinlajiston koostumus vesiruttojärvissä (kontrollialueet) oli vesirutottomista vertailujärvistä poikkeava ja muuttui vesiruton poiston myötä. Tiheissä vesiruttokasvustoissa viihtyi runsaana erityisesti lajistoa, joiden tiedetään olevan alttiimpia kalojen aiheuttamalle saalistuspaineelle. Näitä kalojen saalistukselle alttiita taksoneita ovat erityisesti uivat pohjaeläinlajit sekä suurikokoiset pohjaeläintaksonit, kuten sudenkorennot.

Eläinplankton- ja kasviplanktonyhteisöissä havaittujen muutosten vuoksi upokasvillisuuden laajamittaista poistamista ei suositella. Aiemmin on myös todettu, että vesiruton poistolla saadaan usein vain väliaikaisesti torjuttua lajin runsastumista sen suuren lisääntymis- ja kasvupotentiaalin vuoksi (Zehnsdorf ym. 2015). Vesiruton kohdalla ennaltaehkäisy on edelleen tehokkain keino rajoittaa sen kasvua ja ennen kaikkea leviämistä uusille järville.

5 Kirjallisuus

- Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Riis, T. 2002. Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia* 481: 33–45. doi:10.1023/A:1021296519187
- Diehl, S. 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73: 1646–1661.
- Ejsmont-Karabin, J. 1998. Empirical equations for biomass calculation of planktonic rotifers. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*: 45(4): 513-522.
- Eloranta, P., Karjalainen, S.M. & Vuori, K-M. 2007. Piilevâyhteisöt jokivesien ekologisen tilan luokittelussa ja seurannassa – menetelmäohjeet. Ympäristöopas, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 58 s.
- Erhard, D. & Gross, E.M. 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany* 85: 203–211.
- Jones, J.I., Moss, B., Johnstone, O.Y. 1998. Interactions between periphyton, nonmolluscan invertebrates and fish in standing freshwaters. In: Jeppesen, E.,

- Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo., Christoffersen, K. (Eds.). The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer. New York. pp. 69-90.
- Järvinen, M., Aroviita, J., Karjalainen, S.M., Karttunen, K., Kuoppala, M., Mykrä, H., Mitikka, S. 2024. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tallentamiseen. Versio 18.6.2024. 47 s.
- Karjalainen, S. M., Välimaa, A.-L., Hellsten, S. & Virtanen, E. (toim.) 2017. Vesiruton hyötykäyttö – riesasta raaka-aineeksi. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 18. ISBN 978-952-11-4843-9 (nid.) Viitattu 1.11.2021. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/218283/SYKEra_18_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Kornijow R. & Kairesalo T. 1994. *Elodea canadensis* sustains rich environment for macroinvertebrates. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 4098–4111.
- Liao, W., Zanca, T., Niemelä, J. 2024. Predation risk modifies habitat use and habitat selection of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) in an Urban Pondscape. *Global Ecology and Conservation* 49: e02801.
- Malley, D.F., Lawrence, S.G., MacIver, M.A., Findlay, W.J. 1989. Range of variation in estimates of dry weight for planktonic crustacea and rotifera from temperate North American lakes.
- Nilivaara, R., Hiltunen, L., Joki-Tokola, E., Kahiluoto, J., Karvonen, J., Kuoppala, M., Lötjönen, T., Niemistö, J., Satomaa, M., Tahkola, H., Ulvi, T., Välimaa, A.-L., Hellsten, S. 2022. Vesiruton energia ja ravinteet talteen. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 9/2022. ISBN 978-952-11-5465-2 (PDF). Saatavissa <http://hdl.handle.net/10138/341196>
- Poikane, S., Portielje, R., Denys, L., Elferts, D., Kelly, M., Kolada, A., Mäemets, H., Phillips, G., Søndergaard, M., Willby, N., van den Berg, M.S. 2018. Macrophyte assessment in European lakes: Diverse approaches but convergent views of ‘good’ ecological status. *Ecol. Indic.*, 94: 185-197, doi:10.1016/j.ecolind.2018.06.056
- Sarvala, J., Helminen, H., Heikkilä, J. 2020. Invasive submerged macrophytes complicate management of a shallow boreal lake: a 42-year history of monitoring and restoration attempts in Littoistenjärvi, SW Finland. *Hydrobiologia* 84: 4575-4599, doi.org/10.1007/s10750-020-04318-7
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, B., Moss, M.L., Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 8 (8): 275-279, doi:10.1016/0169-5347(93)90254-M
- Schmidt-Kloiber, A., Hering, D. 2015. www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271-282.

- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Luotonen, H., Kotanen, J. 2003a. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannustehokkuuden arviointi Life Vuoksi-projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 328. 60 s.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen, I.J., Mikkonen, K., Karjalainen, J. 2003b. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* 499: 179-190.
- Tolonen, K.T. 2005. Patterns in diversity and assemblages of lake littoral macroinvertebrates in relation to abiotic and biotic factors. University of Joensuu, PhD Dissertations in Biology 27. 27 p.
- Vuorio, K., Järvinen, M., Kotamäki, N. 2020. Phosphorus thresholds for bloom-forming cyanobacterial taxa in boreal lakes. *Hydrobiologia* 847: 4389-4400, doi.org/10.1007/s10750-019-04161-5
- Vuorio, K., Hällfors, H., Järvinen, M., Oja, J., Lehtinen, S. 2025. Kasviplanktonseurannan menetelmäohje vesien- ja merenhoitoon. Ohje työn tilaajille, näytteenottajille ja näytteitä analysoiville. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 42 | 2025. <http://hdl.handle.net/10138/624672>
- Watkins, J., Rudstam, L., Holeck, K. 2011. Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations. Cornell University.
- Zehnsdorf, A., Hussner, A., Eismann, F., Röncke, H., Melzer, A. 2015. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologica* 51: 110-117. doi:10.1016/j.limno.2014.12.010