

Vesijärvi-ohjelma III

”Meillä on jotain yhteistä”

Vesijärven ja läheisten pienten järvien hoitoa palveleva toiminta vuosina 2016–2018

SISÄLLYS

1. HOITO-OHJELMAN LÄHTÖKOHDAT	4
1.1. Ohjelman tarkoitus ja tavoitteet	4
1.2. Ohjelman sisältö ja painopisteet	6
1.3. Rahoitus ja yhteistyö	6
2. VESIJÄRVEN HOITO OSANA KANSALLISTA VESIENHOIDON SUUNNITTELUA	7
2.1. Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma	7
2.2. Vesienhoitosuunnitelmaan liittyvä toimenpideohjelma vuosille 2016-2021	9
2.3. Vesijärven hoito-ohjelman yhteys vesienhoitosuunnitelmaan ja toimenpideohjelmaan	10
3. VESIJÄRVEN TILA	11
3.1. Perustietoa Vesijärvestä	11
3.1.1. Luonnonolot	11
3.1.2. Kunnostushistoriaa	13
3.1.3. Sää	13
3.1.4. Kymijärven voimalaitoksen laudevedet	13
3.1.5. Jätevesien laimennusveden otto Porvoonjokeen	14
3.1.6. Vääkсынjoen virtaama	14
3.2. Vesijärveen kohdistuva ravinnekuormitus	15
3.2.1. Lasku-uomat	15
3.2.2. Hulevedet	17
3.2.3. Haja-asutuksen jätevedet	17
3.2.4. Laskeuma	17
3.2.5. Sisäinen kuormitus	17
3.2.6. Vesijärven fosforitase	18
3.3. Sekoitushapetus	19
3.3.1. Veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet	20
3.4. Kasviplankton	35
3.4.1. Klorofylli	36
3.4.2. Näkösyvyys	37
3.4.3. Kasviplanktonlajisto ja -biomassa	38
3.5. Vesikasvit	39
3.6. Eläinplankton	40
3.7. Pohjaeläimet	43
3.8. Kalasto	43
3.9. Yleisiä johtopäätöksiä	47
3.9.1. Sekoitushapetus	48
4. VESIENHOIDON TOIMENPITEET VESIJÄRVELLÄ	48
4.1. Vesienhoidon toimenpideohjelman velvoitteet	48
4.2. Toimenpiteet osa-alueittain	49
4.2.1. Enonselkä	49
4.2.2. Komonselkä	50
4.2.3. Paimelanlahti ja Vähäselkä	51
4.2.4. Laitialanselkä	52
4.2.5. Kajaanselkä	53

5.	MUIDEN JÄRVIEN TILA	54
5.1.	<i>Alasenjärvi</i>	54
5.2.	<i>Kymijärvi</i>	56
5.3.	<i>Kärkjärvi</i>	58
5.4.	<i>Iso-Kukkanen, Pikku-Kukkanen ja Villähteen Kukkanen</i>	60
5.5.	<i>Kivijärvi</i>	62
5.6.	<i>Oksjärvi</i>	63
5.7.	<i>Salajärvi</i>	64
5.8.	<i>Ruuhijärvi</i>	66
5.9.	<i>Sylvöjärvi</i>	67
5.10.	<i>Arrajärvi</i>	69
5.11.	<i>Työtjärvi</i>	71
5.12.	<i>Kutajärvi</i>	74
5.13.	<i>Hahmajärvi</i>	75
5.14.	<i>Matjärvi</i>	78
6.	TOIMENPITEET MUILLA JÄRVILLÄ	80
6.1.	<i>Vesienhoitosuunnitelman ja toimenpideohjelman ehdotukset</i>	80
6.2.	<i>Toimenpiteet järvittäin</i>	80
6.2.1.	<i>Alasenjärvi</i>	80
6.2.2.	<i>Kymijärvi</i>	81
6.2.3.	<i>Kärkjärvi</i>	82
6.2.4.	<i>Kukkaset</i>	82
6.2.5.	<i>Kivijärvi</i>	82
6.2.6.	<i>Oksjärvi</i>	83
6.2.7.	<i>Salajärvi</i>	83
6.2.8.	<i>Ruuhijärvi</i>	83
6.2.9.	<i>Sylvöjärvi</i>	83
6.2.10.	<i>Joutjärvi</i>	83
6.2.11.	<i>Työtjärvi</i>	84
6.2.12.	<i>Arkiomaanjärvi</i>	84
6.2.13.	<i>Tiilijärvet</i>	84
6.2.14.	<i>Merrasjärvi</i>	84
6.2.15.	<i>Kutajärvi</i>	84
6.2.16.	<i>Hahmajärvi</i>	85
6.2.17.	<i>Matjärvi</i>	85
6.2.18.	<i>Valkjärvi</i>	86
7.	HOITOA JA KUNNOSTUSTA TUKEVAN TUTKIMUS- JA KEHITTÄMISTOIMINNAN PÄÄLINJAT	86
8.	MUUT TOIMENPITEET	87
8.1.	<i>Viestintä</i>	87
8.1.1.	<i>Viestinnän päälinjat</i>	87
8.1.2.	<i>Viestinnän välineet</i>	88
8.2.	<i>Markkinointi ja varainkeruu</i>	88

1. HOITO-OHJELMAN LÄHTÖKOHDAT

1.1. Ohjelman tarkoitus ja tavoitteet

”Meillä on jotain yhteistä”

Vesijärvi-ohjelman tavoitteena on edistää Vesijärven ja muiden Lahden talousalueen vesien hoitoa. Tämä ohjelma on järjestyksessään kolmas ja kattaa vuodet 2016 – 2018. Vesijärvi-ohjelma on elävä suunnitteluasiakirja, jota voidaan päivittää olosuhteiden tai toimintaympäristön muuttuessa tai esimerkiksi uuden tutkimustiedon antaessa tähän aihetta. Vesijärvi-ohjelmassa esitetään alueella eri toimijoiden kanssa yhteisesti sovitut suuntaviivat vesien hoitoa tukevalle kunnostukselle, suojelulle ja tutkimukselle sekä tiedotus- ja ympäristökasvatustoiminnalle. Ohjelma suuntaa Vesijärven ja Lahden talousalueen muiden vesien (kuva 1) suojelua ja hoitoa sekä toimii Vesijärvisäätiön toiminnan ja päätöksenteon tukena. Käytännössä toimenpiteitä toteutetaan pääosin säätiön perustaja- ja rahoittajakuntien Lahden, Hollolan ja Asikkalan alueella.

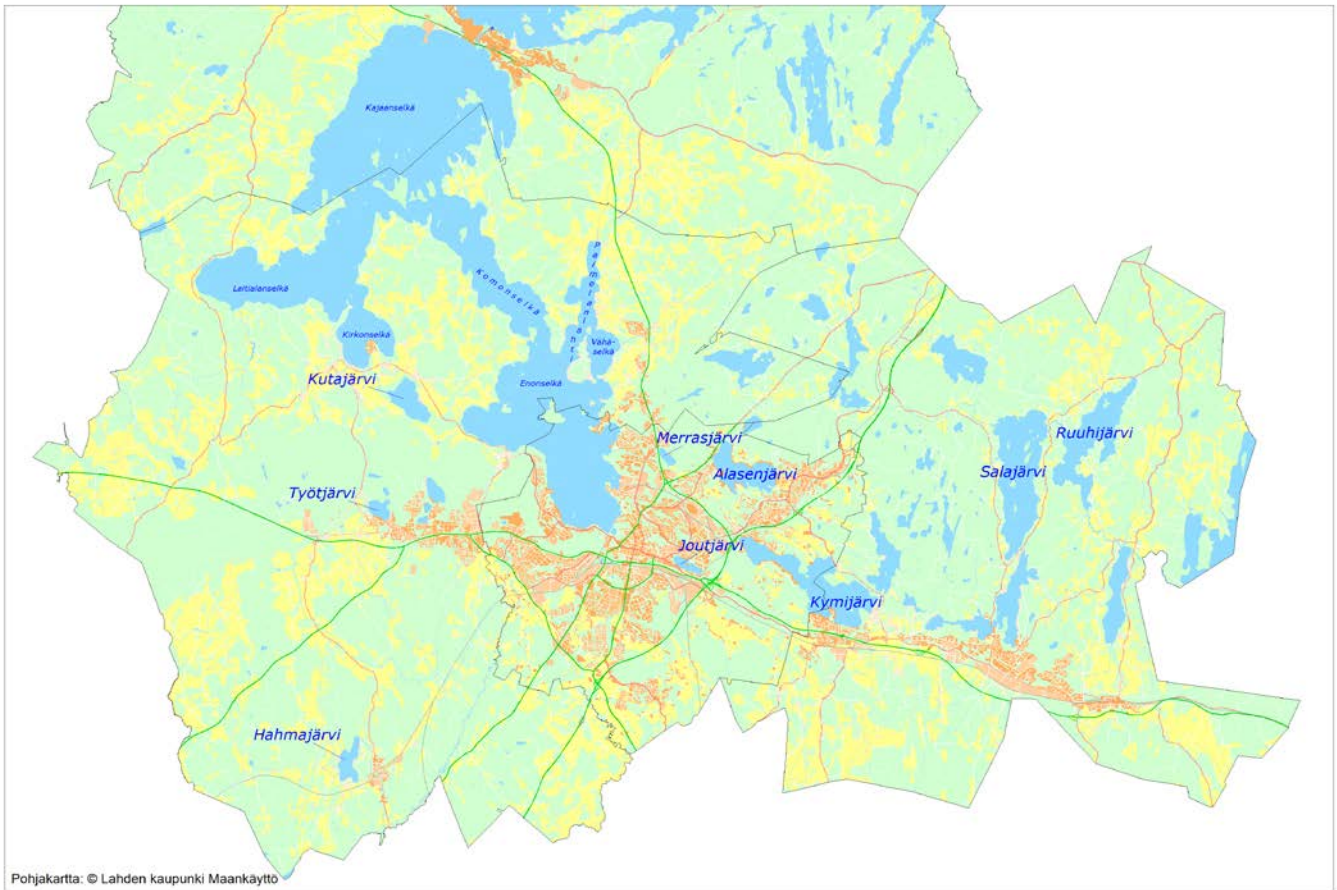
Vesijärvi-ohjelmassa esitetään konkreettisia hoito- ja kunnostustoimenpiteitä, joiden avulla on tavoitteena:

- saavuttaa Vesijärvellä ja muissa Lahden seudun tilaluokitelluissa järvissä EU:n vesipuitedirektiivin edellyttämä hyvä tila sekä
- varmistaa Vesijärvisäätiön toimialueen vesien monipuolinen virkistyskäyttöarvo.

Veden hyvä tila arvioidaan lähinnä biologisia muuttujia kuten kalastoa ja vesikasvillisuutta analysoimalla, mutta tämän lisäksi on tärkeää, että vesien käyttäjille myös syntyy omakohtainen kokemus hyvälaatuisesta vedestä ja vesiympäristöstä. Usein myönteinen käsitys veden ja vesiympäristön tilasta syntyy seuraavista elementeistä (Salo & Palomäki 2006), jotka sopivat tavoitteeksi Vesijärvellekin:

- vesi on kirkasta ja puhdasta
- levähaittoja ei ole
- kalasto on monipuolinen ja kalastettavaksi sopivia petokaloja on runsaasti
- vesikasvillisuutta on riittävästi, mutta ei liikaa, ja sopivissa paikoissa
- järvessä on uimarannaksi sopivia hyviä rantoja

Ohjelmalla pyritään myös varautumaan horisontissa siintäviin uusiin vesien tilaa heikentäviin uhkiin, joista merkittävin on ilmastonmuutos. Ilmastonmuutos uhkaa vesien tilaa muun muassa vetisten talvien vuoksi, kun paljailta pelloilta ja metsistä joutuu suurentuneiden valumien vuoksi entistä enemmän ravinteita vesistöihin. Suomen ympäristökeskuksen arvion mukaan ilmastonmuutos aiheuttaa fosforikuormituksen kasvua 6 % vuoteen 2090 mennessä. Kasvu on kuitenkin vähäisempi kuin odottaisi, sillä samassa arvioissa sadanta kasvaa 16 % ja valunta 17 %.



Kuva 1. Vesijärvisäätötoimialueen keskeisimmät pintavedet.

Veden tilatavoitteiden lisäksi Vesijärvi-ohjelmalla pyritään jatkuvasti edistämään pitkäjänteisen vesienhoitotyön toimintaedellytyksiä eri tavoin. Tavoitteena on, että Vesijärven parissa toimivilla on tämän ohjelman toteuttamisen kautta jälleen entistä parempi kuva:

- järven ravinnekuormituksesta,
- järven ”toimintalogiikasta” ja
- toteutettujen toimenpiteiden vaikuttavuudesta.

Ohjelmalla pyritään tukemaan sellaisen toimintaympäristön rakentamista, jossa yhdessä tekemisen ja oppimisen malli on nykyistäänkin parempi, ja mukana ovat:

- vesialueiden ja ranta-alueiden omistajat,
- tutkijat,
- hallinto ja rahoittajat sekä
- vesialueiden käyttäjät.

Vesijärvi-ohjelma nojautuu ympäristöhallinnon vetämään valtakunnan laajuiseen vesienhoidon suunnitteluprosessiin, jonka linjaukset hyväksyttiin valtioneuvostossa vuoden 2009 lopulla ja raportoitin Euroopan yhteisöjen komissiolle maaliskuussa 2010. Kuuden vuoden sykleissä tarkistettavan vesienhoitosuunnitelman nykyinen versio hyväksyttiin valtioneuvostossa 3.12.2015, ja se on pohjana myös tälle Vesijärvi-ohjelmalle.

1.2. Ohjelman sisältö ja painopisteet

Vesijärviohjelma 2016–2018 pohjautuu vuosille 2009–2011 ja 2012–2015 laadittuihin ohjelmiin ja niitä saatuihin kokemuksiin. Ohjelma pitää sisällään:

- toimenpiteitä Vesijärnessä ja alueen pienemmissä järvissä
- toimenpiteitä järvien valuma-alueella
- valistusta ja tiedotusta
- tutkimustoimia
- selvityksiä ja teemakohtaisia suunnitelmia
- seurantaa (vesistökuormitus, veden laatu ja tila, toimenpiteiden vaikuttavuus)

Vesijärven osalta hoitotoimenpiteiden painopisteiksi on päätetty edellisillä ohjelmakausilla: *Enonselän hapetus, hoitokalastuksen intensiteetin nostaminen Vesijärven käyttö- ja hoitosuunnitelman edellyttämälle tasolle sekä kosteikkojen ja laskeutusaltaiden rakentaminen*. Myös *viestintä* arvoitettiin toimenpiteiden toteuttamista ja yleistä vesienhoitomyönteistä ilmapiiriä tukevana toimintana korkealle. Näistä perusvalinnoista on tarkoitus pitää kiinni myös alkavalla ohjelmakaudella, mikäli painavia syitä omaksutun linjan muutoksiin ei tule esiin.

Tämän vuoteen 2018 asti ulottuvan ohjelman toteuttamisalue laajenee vuoden 2016 alusta voimaan tulleiden kuntaliitosten myötä entisten Nastolan ja Hämeenkosken alueille. Erityisesti entisen Nastolan kunnan alueella on huomattava määrä paikallisesti ja alueellisestikin merkittäviä hoidon tarpeessa olevia vesistökohteita. Samalla mahdollisten toimenpiteiden kohteeksi tulee entistä enemmän järvien lisäksi myös virtavesiä.

Työnjako Vesijärvi-ohjelman toteuttamisessa on seuraava: Vesijärvisäätiö rahoittaa toimintaa Vesijärvi-ohjelman budjettiraamissa ja hankkii ohjelmalle ulkopuolista lisärahoitusta, seuraa ohjelman toteuttamisen etenemistä sekä osallistuu aktiivisesti tiedotus ja valistustoimintaan sekä verkostoitumisen tukemiseen. Sen sijaan Vesijärvi-ohjelmaan sisältyviä toimenpiteitä toteuttavat muut toimijat kuten Lahden ympäristöpalvelut, joka vastaa kolmasosasta Vesijärvi-ohjelman budjetista, Hämeen ely-keskus, Päijät-Hämeen kalatalouskeskus ry, Pro Agria Häme ry, Vesijärven kalastusalue ry ja Vesijärven ystävät ry. Tutkimuksesta huolehtivat yliopistot ja tutkimuslaitokset kuten Suomen ympäristökeskus sekä Luonnonvarakeskus. Viestintä- ja ympäristökasvatustehtävissä tukeudutaan yhteistyöhön mm. paikallisen median ja eri oppilaitosten kanssa.

1.3. Rahoitus ja yhteistyö

Vesijärvi-ohjelman toimeenpano on mahdollista vain laajan verkostoitumisen ja yhteen hiileen puhaltamisen kautta. Vesijärvi-ohjelman rahoituspohja on kyetty rakentamaan kuntien ja elinkeinoelämän yhteistyönä riittävän laajaksi ja kantavaksi. Vesijärven tilan merkittävä paraneminen edellyttää kuitenkin, että rahoitus säilyy myös pitemmällä aikajänteellä. Rahoituksen jakautumisesta on sovittu, että Vesijärven kunnat Lahti, Hollola ja Asikkala vastaavat 70 %:sta Vesijärvi-ohjelman vuotuisesta perusrahoituksesta ja yksityissektori 30 %:sta. Vesijärvisäätiö solmii kolmivuotiset yhteistyösopimukset päätukijayritysten kanssa. Kauden 2016–2018 alkaessa Vesijärvisäätiöllä on päätukijasopimukset seuraavien yritysten kanssa: Päijät-Hämeen Osuuspankki, Etelä-Suomen Sanomat, Fazer Leipomot Oy, Kemppi Oy, Oy Hartwall Ab, Lahden Teollisuusseura ry, Mainostoimisto Ilme, DNA Oy, Koiviston auto oy sekä LähiTapiola Vellamo. Lisäksi päätukijayrityksiin kuuluvat Lahden kaupungin omistamat Lahti Aqua Oy ja Lahti Energia Oy, joiden rahoitusosuus on määrätynyt kunnallisen päätöksenteon kautta.

Varsin keskeisessä asemassa vesienhoidon onnistumisen kannalta ovat myös maanomistajat ja vesialueiden omistajat. Nämä tahot viime kädessä määrittävät, mitä järvessä tai sen valuma-alueella voidaan tilan parantamiseksi tehdä. Vesijärvellä Enonselän merkittävin vesialueen omistaja on Lahden kaupunki. Muilla Vesijärven osilla ja pienemmillä järvillä omistajan ääntä käyttävät pääosin osakaskunnat. Huomattavan paljon on kuitenkin edelleen niitäkin alueita, joissa ei ole järjestäytytty, vaan vesialueiden omistus on jakautunut kymmenille tai jopa sadoille yksittäisille omistajille. Tämä voi olla paikoin käytännön vesienhoitotoimia hidastava seikka, sillä ilman vesialueen omistajien aktiivista myötävaikutustaan mikään raha tai hyväkään hoito-ohjelma ei ratkaisevasti vie Vesijärven tai muiden lähijärvien tilaa eteenpäin. Tämän vuoksi yhteistyön ja vuorovaikutuksen jatkuva vahvistaminen näiden tahojen kanssa on edelleen yksi keskeinen ohjelman tavoite. Samalla on kuitenkin pidettävä huolta siitä, ettei Vesijärvisäätiö passivoi omalla toiminnallaan perinteistä paikallista vastuunkantoa vesienhoidon eteenpäin viemisessä.

Jo mainittujen tavoitteiden lisäksi Vesijärvi-ohjelmalla pyritään edelleen tukemaan myös alueen perinteistä vahvuutta: vapaaehtois- ja talkootoimintaa. Vesijärven asiantuntijoita eivät ole ainoastaan ne, jotka työnsä tai opintojensa vuoksi ovat asiaan perehtyneet, vaan myös ne, jotka ovat ehkä jo useita vuosikymmeniä seuranneet järvessä ja sen valuma-alueella tapahtuneita muutoksia. Oppia ja kokemuksia on ammennettu jo edellisellä Vesijärvi-ohjelmakaudella monilta tahoilta, mutta tämän koko asiantuntijuuspotentiaalin hyödyntäminen on suuri ja mielenkiintoinen haaste Vesijärven hoitotyössä.

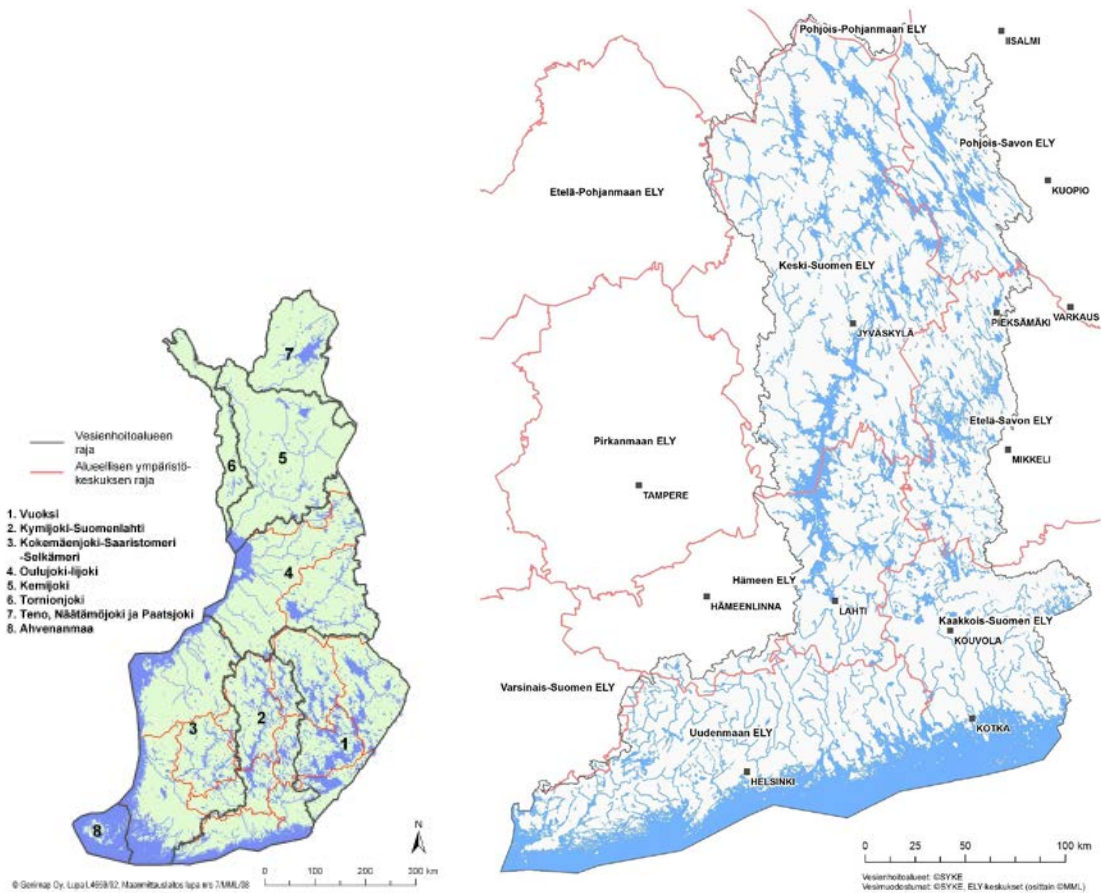
Ohjelma on koottu yhteistyössä Lahden ympäristöpalveluiden ja Hollolan kunnan kanssa. Luvun 3 tilakatsauksen on koonnut emeritusprofessori Kalevi Salonen, joka siis vastaa tuon luvun sisällöstä ja johtopäätöksistä. Luvun 3 eri osien kirjoittajat on mainittu otsikkotekstin yhteydessä. Muiden lukujen osalta kirjoituksen päävastuu on ollut Vesijärvisäätiöllä. Ohjelman toimenpidesisältöön pyydettiin kommentteja ja ehdotuksia etenkin monipuolisesti vesienhoidossa toimivilta Lahden ympäristöpalveluilta ja Päijät-Hämeen kalatalouskeskukselta. Erityisesti tutkimusaktiiviteettien suuntaamisesta on keskusteltu ryhmässä, jossa olivat edustettuna mm. Helsingin yliopisto, Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Vesijärvi-ohjelmassa pyritään mahdollisimman ymmärrettävään ja selkeään kuvaukseen Vesijärven ja Lahden talousalueen muiden keskeisten järvien nykytilasta, niille suunnitelluista hoitotoimenpiteistä sekä hoitoa tukevan tutkimuksen painopisteistä. Ohjelma saattaa sisältää vieraita termejä, mutta niitä on pyritty selventämään ohjelman lopussa olevassa sanastossa.

2. VESIJÄRVEN HOITO OSANA KANSALLISTA VESIENHOIDON SUUNNITTELUA

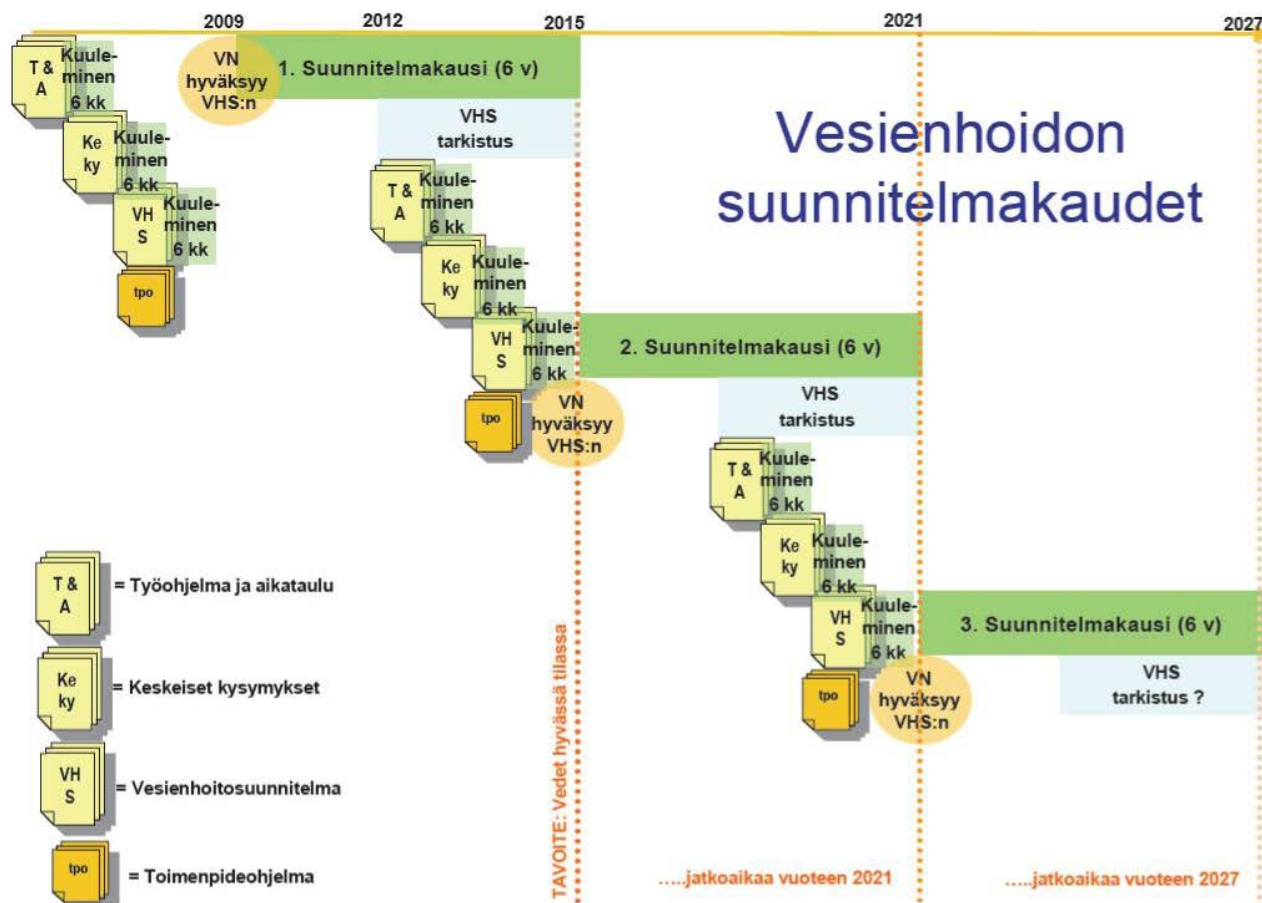
2.1. Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma

Viime vuosina vesienhoidon käytäntöjä on Suomessa kuten muissakin EU:n jäsenmaissa muovattu osana koko yhteisöalueen kattavaa vesienhoidon suunnitteluprosessia. Vuonna 2000 voimaan astunut vesipolitiikan puitedirektiivi velvoittaa jäsenvaltioita yhdenmukaistamaan vesienhoidon käytäntöjä. Keskeisimpiä direktiivin mukanaan tuomia muutoksia on, että jatkossa vesienhoidon yleislinjauksia suunnitellaan vesienhoitoalueittain, joita on Manner-Suomessa viisi. Näiden lisäksi on muodostettu kaksi kansainvälistä vesienhoitoaluetta, toinen Ruotsin ja toinen Norjan kanssa (kuva 2). Ahvenanmaa muodostaa oman vesienhoitoalueensa ja vastaa itse EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpanosta.



Kuva 2. Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalue. (Karonen ym. 2015 toim.).

Vesienhoitoalue muodostuu yhdestä tai useammasta vesistöalueesta. Jokaiselle vesienhoitoalueelle on laadittava vesienhoitosuunnitelma. Päijät-Hämeen vedet kuuluvat Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelman piiriin. Suunnitelma on perusta vesienhoitoalueen vesiensuojelulle. Se sisältää yhteisen näkemyksen koko vesienhoitoalueen vesiensuojelun ongelmista sekä niiden ratkaisukeinoista. Vesienhoitosuunnitelma tarkistetaan kuuden vuoden välein – seuraavaksi vuonna 2021 (kuva 3).



Kuva 3. Kolme vuotta ennen hoitosuunnitelmakauden alkamista vesienhoitoalueet julkaisevat hoitosuunnitelman laadinnan aikataulun ja työohjelman. Kaksi vuotta ennen suunnitelmakauden alkua julkaistaan katsaus tärkeimmistä vesienhoitoon liittyvistä ongelmista ja vuosi ennen suunnitelmakauden alkua julkaistaan vesienhoitosuunnitelma. Jokaiseen julkaisuun liittyy kuuden kuukauden kuulemiskäsittely. Näin hoitosuunnitelmat päivittyvät joka kuudes vuosi. (Hämeen ympäristökeskuksen toimenpideohjelma vuoteen 2015.)

Vesienhoidon yleinen tavoite on jokien, järvien, rannikkovesien ja pohjavesien vähintään hyvä tila, joka pitäisi saavuttaa viimeistään vuoteen 2027 mennessä. Erinomaisiksi tai hyväksi arvioitujen vesien tilaa ei saa heikentää. Vesistöjä rehevöittävien, pilaavien sekä muiden haitallisten aineiden pääsyä vesiin rajoitetaan. Tulvien ja kuivuuden aiheuttamia haittoja vähennetään. Nämä tavoitteet ovat yhteisiä koko Euroopan unionin alueella.

Vesien tilaa arvioidaan uuden luokittelun keinoin. Jokien, järvien ja rannikkovesien tila luokitellaan ekologisen ja kemiallisen tilan perusteella erinomaiseksi, hyväksi, tyydyttäväksi, välttäväksi tai huonoksi ottaen huomioon vesialueen luontaiset ominaisuudet.

Vesienhoitosuunnitelmassa esitetään yleislinjaukset ja määritellään tavoitteet vesienhoitoalueella seuraavan kuuden vuoden aikana tehtävälle vesienhoitotyölle. Näiden pohjalta määritellään tavoitteiden saavuttamiseksi tarvittavat toimenpiteet. Koska vesienhoitosuunnitelmat laaditaan laajoille vesienhoitoalueille, niiden mittakaava on melko yleispiirteinen. Lähimainkaan jokaista järveä tai jokea ei siis käsitellä suunnitelmassa omana kokonaisuutenaan vaan pikemminkin osana laajempaa kokonaisuutta.

2.2. Vesienhoitosuunnitelmaan liittyvä toimenpideohjelma vuosille 2016-2021

Hämeen ELY-keskus on laatinut vesienhoitosuunnitelmia tarkentavan toimenpideohjelman, joka sisältää ehdotuksen niistä toimenpiteistä, joilla Hämeessä saataisiin sekä pohjavedet että järvet ja joet hyvään tilaan.

Toimenpideohjelma on yleissuunnittelutasoinen; sen tärkein anti on ongelmallisten kohteiden osoittaminen sekä tavoitteen ja nykytilan välisen – Hämeessä paikoin valtavan – ristiriidan hahmottaminen. Tarkemmin toimenpiteitä ja niiden rahoittamista kuvataan yksityiskohtaisissa suunnitelmissa ja ohjelmissa kuten tässä Vesijärvi-ohjelmassa.

Toimenpideohjelmassa tarkastellaan pääosin yli neliökilometrin suuruisia järviä ja valuma-alueeltaan yli sadan neliökilometrin suuruisia jokia. Myös näitä kokorajoja pienempiä kohteita on voitu ottaa mukaan suunnitteluprosessiin, jos ne on katsottu kokonaisuuden kannalta tärkeiksi kohteiksi.

Vesijärvisäätiön toimialueella Hämeen ELY-keskuksen toimenpideohjelmassa on erikseen nostettu järvistä esiin Alasjärvi, Arkiomaajärvi, Iso-Kukkanen, Kivijärvi, Kutajärvi, Kymijärvi, Kärkjärvi, Merrasjärvi, Oksjärvi, Ruuhijärvi, Salajärvi, Sylvöjärvi ja Vesijärvi. Joista mukana ovat Hammonjoki, Haritunjoki, Luhdanjoki, Porvoonjoen yläosa, Seestanjoki-Arrajoki sekä Vääksynjoki. Järvistä hyvässä tilassa ovat Alasjärvi, Arkiomaajärvi, Iso-Kukkanen, Kärkjärvi ja Oksjärvi ja joista Hammonjoki sekä Seestanjoki-Arrajoki. Välttävässä tilassa olevaa Kymijärveä lukuun ottamatta muut kohteet ovat tyydyttävässä tilassa. (Hämeen ELY-keskus 2015).

Hajakuormitus ja rehevöityminen ovat Hämeen järvien ja jokien yleisimmät ja suurimmat ongelmat, kun taas pistekuormituksen rooli on vähäinen. Hajakuormitusta aiheuttavat maa- ja metsätalous, haja-asutusalueiden jätevedet, luonnonhuuhtouma ja laskeuma. Ravinnekuormituksen lisäksi vesien ekologista tilaa heikentävät myös järviin ja jokiin tehdyt rakenteet (esim. erilaiset padot), jotka estävät kalojen ja muiden vesieliöiden vaelluksen. (Hämeen ELY-keskus 2015).

2.3. Vesijärven hoito-ohjelman yhteys vesienhoitosuunnitelmaan ja toimenpideohjelmaan

Vesijärven hoito-ohjelma tukeutuu tavoitteiden asettelun ja toimenpiteiden valinnan kautta vesienhoitosuunnitelmaan ja toimenpideohjelmaan. Vesienhoitosuunnitelmassa on esitetty tilatavoitteet ja vesistökuormituksen vähentämistavoitteet ja toimenpideohjelmaan on puolestaan kirjattu toimenpideehdotuksia, joilla tilatavoitteisiin olisi tarkoitus päästä. Toimenpideehdotukset eivät ole sitovia, mutta ne on koottu laajassa vuorovaikutuksessa eri intressiryhmien kanssa ja siksi niillä on painoarvoa.

Vesijärven hoito-ohjelmalla täsmennetään vesienhoitosuunnitelmassa ja toimenpideohjelmassa esitettyjä toimenpiteitä sekä todetaan niiden toteuttamisen vastuutahot ja toimenpiteiden toteuttamisen edellyttämän rahoituksen järjestäminen. Näiltä osin Vesijärven hoito-ohjelmaa voidaan kuvata vesienhoitosuunnitelman ja toimenpideohjelman toteuttamissuunnitelmaksi.

Vesijärven hoito-ohjelmassa kohtaavat toisaalta paikallisten ihmisten huoli heidän oman ympäristönsä tilasta ja aktiivisuus toimeen tarttumiseksi sekä toisaalta kansalliset pyrkimykset ulottaa uudet vesienhoidon tavoitteet ja käytännöt paikallistason vesienhoitotyöhön. Tämä kahdella jalalla seisominen luo hyvät edellytykset pitkäaikaiselle tuloksia tuottavalle vesienhoidolle. Hämeen ELY-keskus on myös sitoutunut omassa tulossuunnittelussaan tukemaan Vesijärvisäätiötä vesienhoitotyössä.

3. VESIJÄRVEN TILA

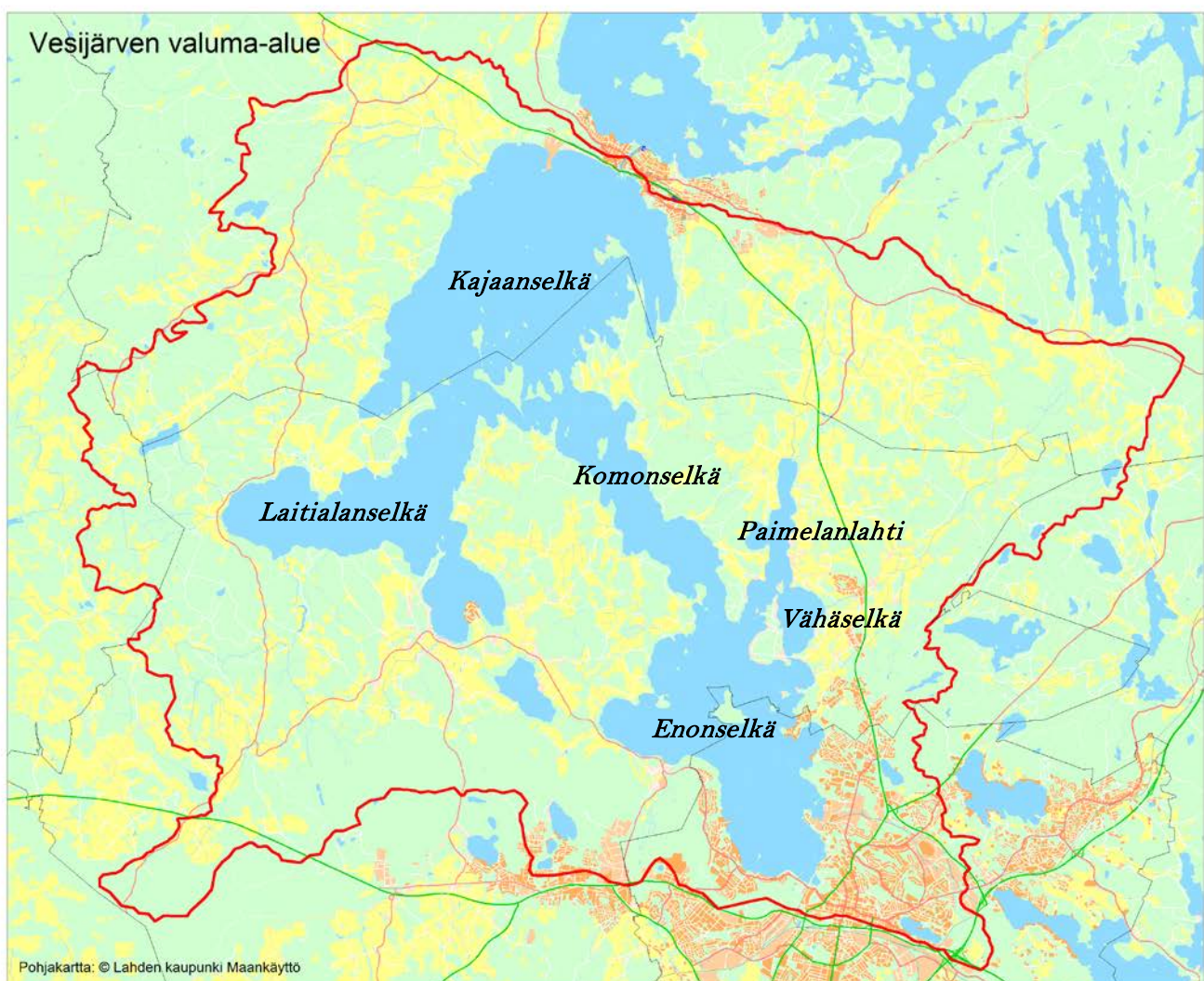
Kalevi Salonen

3.1. Perustietoa Vesijärvestä

3.1.1. Luonnonolot

Vesijärvi kuuluu Kymijoen vesistöön ja laskee Etelä-Päijänteeseen Vääksynjokea ja kanavaa pitkin. Muodoltaan järvi on epäsäännöllinen ja jakautuu useaan salmien ja matalikkojen erottamaan altaaseen, joista suurimmat ovat Enon-, Kajaan-, Komon-, ja Laitialanselkä (kuva 4). Vesijärven pinta-ala on 109 km² ja tilavuus 0,66 km³. Järvessä on runsaasti saaria ja kareja, joiden yhteisala on noin 4,5 km². Vesijärven valuma-alueen pinta-ala on järven kokoon nähden pieni, vain 515 km² (taulukko 1) ja järvisyys 23,8 %. Vesijärven rantaviivan pituus on 180 km, josta 45 % on metsätalouden, 33 % loma-asutuksen, 12,5 % muun asutuksen ja 9,5 % maatalouden käytössä. Valuma-alueesta on metsää suunnilleen 60 %, peltoa 23 %, suota 9 % ja asutettua aluetta 9 %.

Alueellisessa vertailussa Vähäselän ja Paimelanlahden alueet erottuvat rehevimpinä. Seuraavina tulevat rehevyysjärjestyksessä Enonselkä, Komonselkä, Kajaanselkä ja Laitialanselkä (Keto 2010a). Vesipuitedirektiivin mukaisen ekologisen tilaluokituksen mukaan Vesijärven eteläisimmät osat, Enonselkä, Komonselkä ja Laitialanselkä, sekä pohjoinen Kajaanselkä ovat tyydyttävässä tilassa.



Kuva 4. Vesijärvi ja sen valuma-alue.

Taulukko 1. Vesijärven hydrologiset tiedot.

	Enonselkä	Paimelan- lahti Vähäselkä	Komonselkä	Laitialanselkä	Kajaanselkä	Vesijärvi
Valuma-alue, km ²	84	97	37	159	138	515
Pinta-ala, km ²	26	6	12,5	21,5	44	109
Keskivirtaama, m ³ /s	1,0	0,8	2,0	1,1	3,9	3,9
Keskitilavuus, milj. m ³	176	17	50	120	300	663
Keskiviipymä, a	5,6	0,7	0,8	3,5	2,4	5,4
Suurin syvyys, m	33	14,5	10,5	18,5	42	42
Keskisyvyys, m	6,8	2,8	4,0	5,6	6,8	6,0
Rantaviiva, km	44	16	21	37	63	181

Vesijärvi on yksi maan parhaista vesikasvijärvistä. Sieltä on löydetty enemmän kasveja kuin mistään toisesta suomalaisesta järvestä. Myös kasviharvinaisuuksia on runsaasti. Osa harvinaisuuksista on säilynyt jäänteinä jääkauden jälkeisiltä lämpökautilta ja Itämeren kehitysvaiheilta. Vesijärven vesikasvisto on muuttunut 1800-luvun jälkeen. Järven rehevöityminen on vaikuttanut kasvillisuuteen selvimmin Enonselällä ja Paimelanlahdella, joista eräät veden rehevöitymiselle herkät kasvit ovat kadonneet.

Järviruoto on valta-asemaa lukuun ottamatta järven kasvillisuus on varsin erilaista järven pohjois- ja eteläosissa, jotka eroavat toisistaan myös veden ominaisuuksiltaan. Pohjoisosassa on karumpaa ja kirkasvetisempää aluetta, jossa kasvaa vähäravinteiseen veteen tyytyviä lajeja. Kasvustot ovat enimmäkseen harvoja ja kapeita, ja uposkasvillisuus ulottuu syvälle. Järven eteläosien kasvillisuus on paljon rehevämpää ja ruoikot ovat korkeampia ja paikoin läpipääsemättömän tiheitä. Lahdenpohjissa kasvillisuus voi saavuttaa melkein keskieuropalaisen rehevyyden. Niukkaravinteisten kasvupaikkojen lajit sennittelevät karuimmilla rannoilla.

Kaloilla ja kalastuksella on aina ollut keskeinen merkitys Vesijärvellä. Järven maine kalajärvenä oli korkealla jo keskiajalla, ja kalan laatua pidettiin hyvänä. Alun perin kirkasvetisen ja tuottoisan järven tärkeimmät kalat olivat muikku, lahna, ankerias, hauki, ahven ja särki. Lahden kaupungin perustaminen järven rannalle vuonna 1905 aloitti uuden jakson kalaston historiassa. Etenkin järven eteläinen osa rehevöityi ja huonontuva vedenlaatu pienensi vaativimpien kalalajien elintilaa. Rehevöityminen muokkasi koko järven kalaston särkivaltaiseksi. Kuuluisa Vesijärven lahna jäi kitukasvuiseksi ja muikku oli vähissä. Liian suurta särkikantaa vastaan on taisteltu petokalakantojen hoidolla ja hoitokalastuksilla. Pitkäjänteinen hoitotyö ja 1980-luvun puolivälissä alkanut kuhan kotiutus on luonut Vesijärvestä maan parhaan kuhajärven. Istutusten johdosta järvi tunnetaan jatkossa myös hyvänä rapu- ja ankeriasjärvenä.

Myös lintujärvenä Vesijärvi on yksi maan parhaista. Vesijärven rannoilla on viisi vesilintujen suojeluun perustettua luonnonsuojelu- tai Natura-aluetta. Järven linturikkaus perustuu rehevään, matalaan kalaisaan veteen. Erityisesti 1970-luvulla järviruoko alkoi vallata ranta-alueita ja loi samalla satoja hehtaareja uutta elinympäristöä linnuille. Ulapan tunnuslintu on äänekäs silkkiuikku, jonka populaatio on Suomen suurin yhdellä järvellä. Ruovikoiden kätöksissä pesii nykyään maamme oloissa runsas kaulushaikarapopulaatio.

Ryti- ja rastakerttunen sekä luhtakana ja ruskosuohaukka viihtyvät korkeissa ruokoviidoissa. Viime aikojen uudistulokkaita ovat laulujoutsen ja kyhmyjoutsen, joita pesii jo aivan Lahden kaupungin rannoilla. Valkoposkihanhi valloitti Vesijärven kymmenessä vuodessa, samoin kanadanhanhi. Sen sijaan mustakurkku-uikku, isokuovi, pikkulokki ja rantojen työttöhyppä ovat vähentyneet tai jopa hävinneet Vesijärveltä. Naurulokki valtasi Lahden Ankkurista kesällä 2008 urbaanin pesimäalueen, jossa on pesinyt sen jälkeen vuosittain jopa 2500 paria!

3.1.2. Kunnostushistoriaa

Vesijärvi, erityisesti sen Enonselkä, oli 1970-luvun puoliväliin saakka hyvin voimakkaan jätevesikuormituksen alaisena ja järvi rehevöityi voimakkaasti. Sen jälkeen kun Kariniemeen oli rakennettu puhdistamo, jonka vedet lasketaan Porvoonjokeen, alkoi toipuminen. Alkuvaiheen jälkeen toipuminen on kuitenkin ollut hidasta eikä järven tila vielä neljännesvuosisadan kuluttuakaan ollut palannut hyväksi (Keto 2010a).

Rehevimpiä alueita ovat Vähäselkä ja Paimelanlahti. Enonselältä Komonselän kautta Kajaan- ja Laitialanselälle mennessä tilanne paranee (Keto 2010a). Vesipuidedirektiivin mukaisen ekologisen tilaluokituksen mukaan koko Vesijärvi on tyydyttävässä tilassa.

Vesijärvellä on tehty monenlaisia varsin laajamittaisia kunnostustoimia. Ravintoketjukunnostus pikkukalaa poistamalla käynnistettiin 1980-luvun loppupuolella ja 2009 alkoi maassamme ainutlaatuisen laajamittainen Enonselän sekoitushapetus, jonka odotetaan hillitsemällä syvänteiden happikatoa ja vähentävän veden ravinnepitoisuutta.

3.1.3. Sää

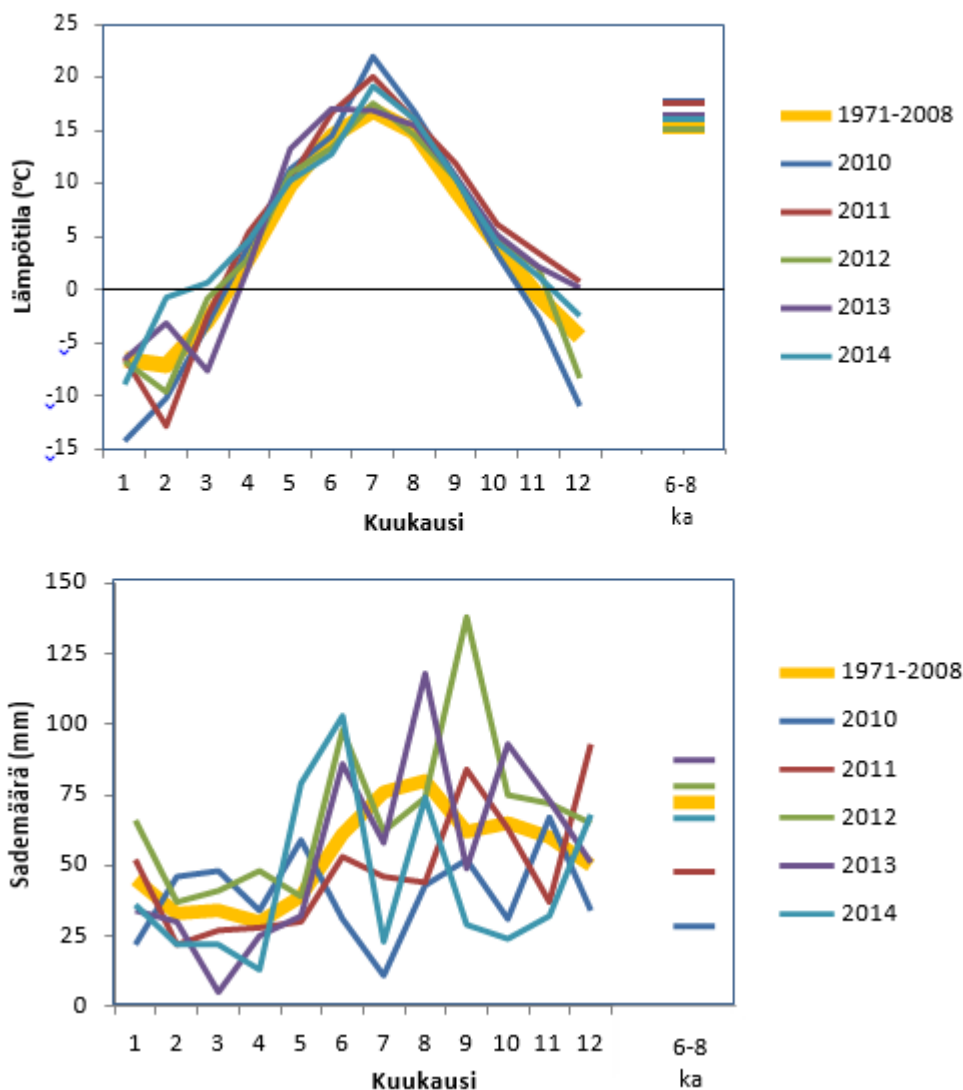
Säätila luo taustan ennen muuta veden liikkeille, jotka puolestaan vaikuttavat keskeisesti järven ravinteiden kiertoon. Sääolosuhteet ovat kuitenkin hyvin satunnaisia, joten niistä seuraa suuria ympäristötekijöiden vaihteluita. Ne tekevät Vesijärvenkin tilan muutosten seurannan haastavaksi ja edellyttävät pitkäjänteistä lähestymistapaa.

Vesijärvi on jään peitossa keskimäärin 150 päivää vuodessa. Järvi jäätyy yleensä joulukuussa ja sulaa vapun tienoilla. Ilmaston lämpeneminen on vuoden 1979 jälkeen lyhentänyt jääpeitteen kestoja noin kuukaudella. Jäidenlähtö on keskimäärin aikaistunut 11 päivällä ja jäätyminen viivästynyt 21 päivällä. Vuosina 2007, 2008 ja 2014 Enonselkä jäätyi vasta tammikuussa. Jäätymisajankohta ja jääpeitteen kesto vaikuttavat muun muassa talven aikaiseen hapen kulutukseen.

Sekoitushapetusvuosina 2010–2014 ilman lämpötila oli kesällä Lahdessa usein pitkän ajan keskiarvoa korkeampi (kuva 5). Vuosien 2010 ja 2011 kesä-elokuut olivat erityisen lämpimiä. Kuten tavallista, sadanta vaihteli huomattavasti. Järven kannalta todennäköisesti merkittävimpiä piirteitä olivat heinäkuun niukkasateisuus vuosina 2010 ja 2014 (kuva 5), sekä vuosien 2011 ja 2014 koko kesäkauden niukkasateisuus ja vuoden 2015 kylmä alkukesä.

3.1.4. Kymijärven voimalaitoksen laudevedet

Kymijärven voimalaitos ottaa Enonselästä huomattavan määrän jäähdytysvettä, joka johdetaan Joutjoen kautta takaisin järveen. Mikäli lämpökuorma olisi siirretty kerralla vesistöön, olisi se 2000-luvulla nostanut Enonselän lämpötilaa 0,7-3,9 °C (Jäntti 2015). Koska kuormitus kuitenkin jakautuu voimalaitoksen koko käyntikaudelle, ei lämpökuormalla ole Enonselälle käytännön merkitystä.



Kuva 5. Sekoitushapetusvuosien lämpötilojen ja sademäärien kuukausikeskiarvot. Viivat kuvien oikeanpuoleisissa laidoissa esittävät kolmen kesäkuukauden keskiarvoja. Aineisto: Ilmatieteen laitoksen kuukausittaiset ilmastokatsaukset.

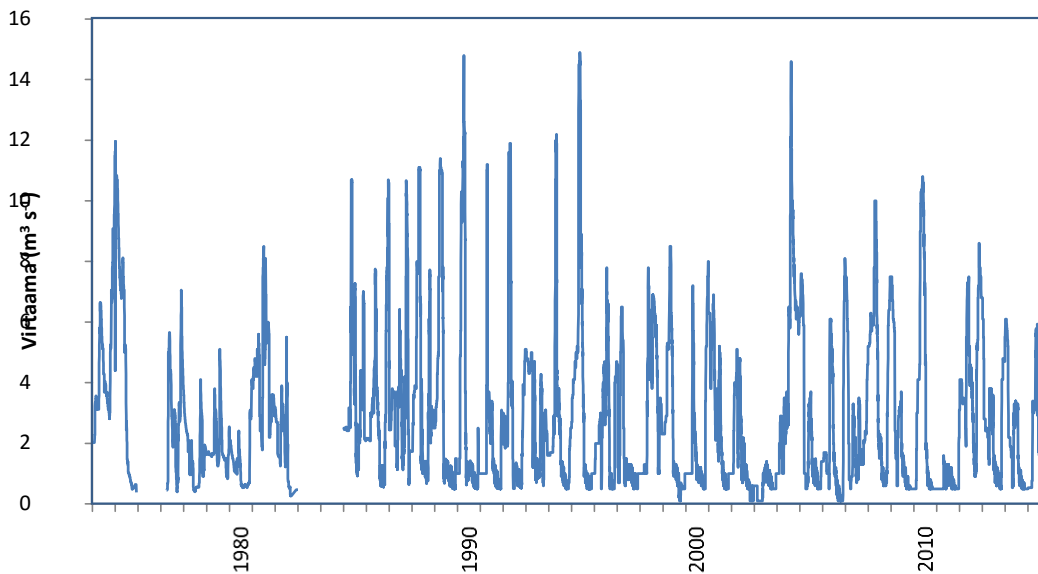
3.1.5. Jätevesien laimennusveden otto Porvoonjokeen

Lahti Aqua Oy:llä on veloitteena ylläpitää Porvoonjoen virtaama Ali-Juhakkalassa vähintään 1 m³ s⁻¹ tasolla johtamalla sinne tarvittaessa Vesijärven vettä. Vuoden 1995 jälkeen johdetun veden määrä on ollut suhteellisen vähäinen, 0,2–2 % Enonselän tilavuudesta, joten se ei käytännössä vaikuta Vesijärven pinnankorkeuteen, jota muutenkin säännöstellään Vääksynjoella.

3.1.6. Vääksynjoen virtaama

Vääksynjoen virtaama on ollut sääolosuhteista ja vuodenajasta riippuen hyvin vaihteleva 0,1-14,9 m³ s⁻¹ (kuva 6). Virtaaman huippuarvot saavutetaan usein keväisin, mutta muutkaan ajankohdat eivät ole harvinaisia. Hapetussekoituskautena virtaama oli erityisen pieni vuonna 2011, jolloin se oli alle 20 % edellisen vuoden arvosta.

Vuosina 2002–2007 Vesijärven keskiviipymä, eli teoreettinen aika, jona järven koko vesivarasto uusiutuu, oli yhdeksän vuotta.



Kuva 6. Växjösjöns virtaama. Arvot on rekisteröity kerran vuorokaudessa. Aineisto: Suomen ympäristökeskuksen tietokanta6.

3.2. Vesijärveen kohdistuva ravinnekuormitus

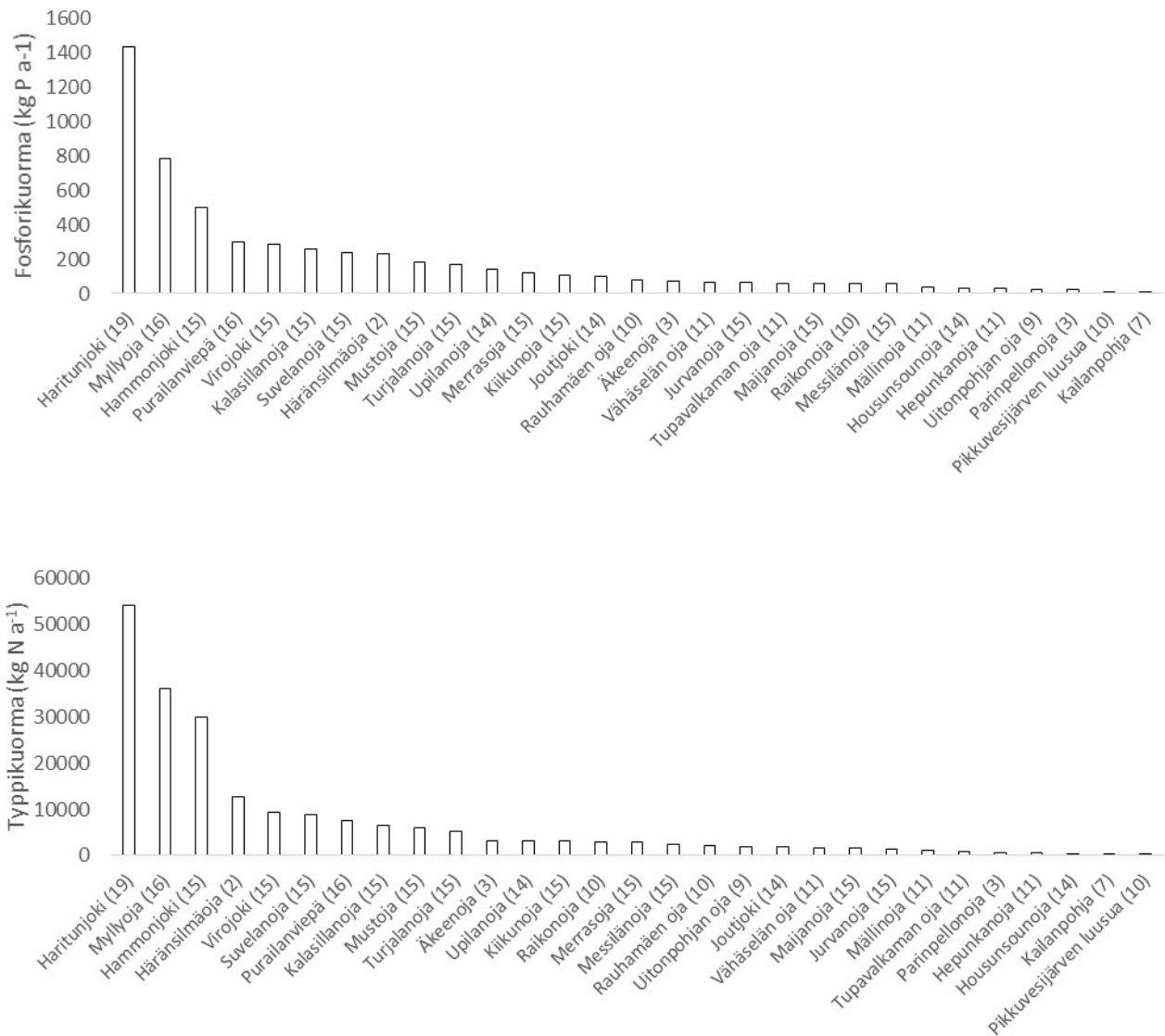
Juhani Järveläinen

Vesijärveen kohdistuu sekä ulkoista että sisäistä ravinnekuormitusta. Ulkoinen kuormitus tarkoittaa järven ulkopuolelta, esimerkiksi metsistä, pelloilta, kaupunkien kaduilta ja ilmasta, veteen tulevaa ravinnekuormitusta. Vesijärven ulkoinen kuormitus on lähinnä hajakuormitusta, jossa yksittäisiä päästölähteitä ei voida tarkasti määrittää. Sisäinen kuormitus puolestaan tarkoittaa järven pohjaan sitoutuneiden ravinteiden palautumista veteen. Ylimmissä vesikerroksissa erityisesti veden virtausten pohjasta irrottama aines voimistaa sisäistä kuormitusta (Niemi ym. 2010). Syvässä vedessä hapen loppuminen heikentää sedimentin kykyä pidättää ravinteita ja voi kiihdyttää sisäistä kuormitusta (esim. Søndergaard ym. 2003).

3.2.1. Lasku-uomat

Vuosina 2008–2015 tehtyjen järven 29 lasku-uoman ravinnekuormitusten mukaan Vesijärven valuma-alueen keskimääräinen pinta-alapainotettu vuotuinen fosforikuormitus, eli fosforin ominaiskuormitus, on 0,25 kg ha⁻¹ ja typen 7,80 kg ha⁻¹. Tarkkailtujen lasku-uomien valuma-alueiden yhteenlaskettu pinta-ala kattoi 71 % Vesijärven valuma-alueesta. Vuosiin 2002–2005 verrattuna 11 vertailukelpoisen lasku-uoman ominaiskuormitus oli muuttunut fosforin osalta yhdeksässä ja typen osalta viidessä tapauksessa. Keskimääräinen muutos tarkastelujaksojen välillä oli fosforilla -24 % ja tyypellä +4,4 %. Kaiken kaikkiaan tarkkailtujen lasku-uomien kautta Vesijärveen tulee vuodessa noin 5 530 kg fosforia ja 209 000 kg typpeä. Tarkkailun ulkopuoliset uomat keskimääräisen ominaiskuormituksen mukaan huomioiden valuma-alueelta tulee fosforikuormitusta yhteensä noin 7 980 kg ja typpikuormitusta 286 000 kg vuodessa (Järveläinen ym. 2015a).

Vesijärveen vettä tuovien lasku-uomien aiheuttamissa kuormituksissa on suuria eroja, jotka voivat olla fosforin ja typen suhteen erilaisia (kuva 7). Myös ajallinen vaihtelu on suurta johtuen mm. sääolojen sekä etenkin maa- ja metsätalouden intensiivisten ja epäsäännöllisesti toistuvien toimenpiteiden vaikutuksesta (Tattari ym. 2015). Tarkastelluista uomista Haritunjoesta ja Myllyjoesta tulee sekä typpi- että fosforikuormitusta eniten, mikä sopii yhteen Paimelanlahden ja Vähäselän erityisen rehevyyden kanssa. Joutjokeen Kymijärven voimalaitokselta johdetut jäädytysvedet ovat aiheuttaneet ravinnepitoisuuksien laimentumista, joten seurantanäytteiden ja maankäyttökohtaisiin valuntakertoimiin perustuvan laskennallisen valunnan perusteella määritetty kokonaiskuormitus on siellä todellista pienempi. Tulosten perusteella voidaan priorisoida mahdollisia toimenpiteitä järven osavalmu-alueiden suhteen.



Kuva 7. Vesijärveen laskevien uomien keskimääräiset kokonaisfosfori- ja -typpikuormat vuosina 2008–2015 toteutetun lasku-uomien vedenlaadun seurannan perusteella. Näytteenotokertojen lukumäärä on ilmoitettu suluissa lasku-uomien nimien jälkeen. Aineisto: Lahden seudun ympäristöpalvelut.

3.2.2. Hulevedet

Rakennetuilla alueilla maan pinnalta, rakennusten katoilta tai vastaavilta pois johdettavaa, sateen tai lumen sulamisen seurauksena syntynyttä pintavaluntaa kutsutaan hulevedeksi. Salpausselän pohjoispuolisilla Lahden kaupunkialueilla muodostuvat käsittelemättömät hulevedet on pääosin johdettu Enonselälle. Hulevesiverkoston kautta kulkeutuu monia haitta-aineita, esimerkiksi ravinteita, raskasmetalleja, kiintoainetta, biohajoavaa orgaanista ainesta, ympäristölle haitallisia kemikaaleja sekä patogeenisiä mikro-organismeja.

Lahden kaupunkialueelta hulevesiviemärien kautta Enonselkään tuleva vuotuinen hulevesivalunta on noin 6,3 miljoonaa m³. Sen mukana tulee vuodessa fosforia noin 1 500 kg ja typpeä 12 000 kg, jotka lasku-uomaseurannan tulosten mukaan arvioituina vastaavat 36 % fosforin ja 10 % typen Enonselälle tulevasta kokonaiskuormituksesta (Järveläinen ym. 2015b). Hulevedet siis vaikuttavat erittäin oleellisesti Enonselän rehevyyteen. Niiden johtaminen muualle olisi todennäköisesti selkein, nopein ja kustannustehokkain kestävä toimenpide Vesijärven tilan parantamiseksi.

3.2.3. Haja-asutuksen jätevedet

Vesijärven valuma-alueen haja-asutuskiinteistöt (4 614 kpl) tarkastettiin vuosina 2003 – 2006 (Keto 2008). Asetuksen mukaisia täyttäviä järjestelmiä oli tuolloin vain 10 % kaikista jätevesijärjestelmistä. Suurimmassa osassa kiinteistöjä jätevedet käsiteltiin saostuskaivojen kautta tai suoraan maahan imeyttämällä ja järjestelmiä voitiin pienillä parannuksilla saada tehokkaammiksi. VEPS-kuormitusmallin mukaan haja-asutuksen osuus Vesijärven kokonaisfosforikuormituksesta oli tuolloin 24 % (Keto 2008).

3.2.4. Laskeuma

Ilmaperäinen laskeuma koostuu veteen tulevista hiukkasista ja kaasuisista, jotka ovat peräisin maasta nousevasta pölystä ja muista luonnollisista lähteistä, sekä ihmisen aiheuttamista päästöistä, esimerkiksi teollisuudesta ja liikenteestä (Vuorenmaa ym. 2001, Wetzel 2001, Autio & Malin 2010). Ilmakehästä suoraan järven pinnalle tulevaksi fosforikuormaksi on laskeumamittausten perusteella arvioitu noin 2 130 kg vuodessa (Autio & Malin 2010), joka on yhtenevä ympäristöhallinnon VEPS-kuormitusmallin antaman arvion, 2230 kg vuodessa, kanssa. Suoraan järven pinnalle tuleva ilmaperäinen ravinnekuormitus vastaa noin 18 % fosforin ja 15 % typen kokonaiskuormituksesta.

3.2.5. Sisäinen kuormitus

Enonselän pintasedimentissä on orgaanista ainetta noin 15 % (Niemistö ym. 2012), joten sen aiheuttama hapenkulutus saattaa syvimmät vesikerrokset usein hapettomiksi kevättälvella tai kesäkerrostuneisuuden loppuvaiheessa. Kun sedimentti on pelkistynyt riittävästi, siihen sitoutuneita ravinteita alkaa purkautua pohjanläheiseen veteen. Niiden on arveltu kesän aikana kulkeutuvan myös päällysveteen ja aiheuttavan leväkukintoja.

Sittemmin on kuitenkin tultu pikemminkin vastakkaiseen johtopäätökseen, että ravinteiden liian suuresta määrästä johtuva levätuotanto ja sen sedimentaatio aiheuttavat hapettomuuden. Enonselän laajamittainen sekoitushapetus antoi mahdollisuuden tämän kysymyksen selvittämiseen. Osoittautui, että Enonselän syvänteiden ravinnepitoisuudet kohosivat kesällä entiseen tapaan, vaikka hapettomuutta ei enää syntynyt (Salmi ym. 2014b). Samalla kävi ilmi, että kesällä veden lämpötilakerrostuneisuus normaalisti estää alusveden ravinteiden merkittävän nousun päällysvettä rehevöittämään. Tulosten perusteella syvien

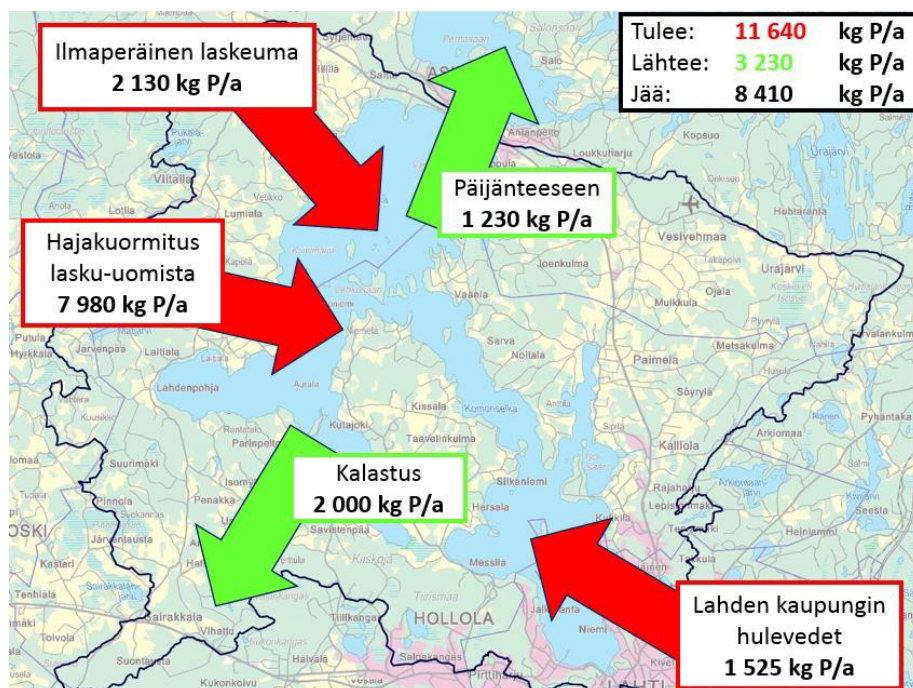
vesikerrosten hapettomuus ei siis näytä olleen keskeinen syy Enonselän rehevyyden pienenemisen hitauteen kaupungin jätevesien päästön lopettamisen jälkeen.

Alusveden ravinnepitoisuudet kasvavat kesän aikana moninkertaisiksi, mutta vuosien väliset vaihtelut ovat olleet suuria. Viidentoista viime vuoden aikana päällysveden pitoisuudet ovat pysyneet varsin vakaina (Salmi ym. 2014b), mikä tarkoittaa, että ravinteiden poistuminen tuottavasta vesikerroksesta sedimentaation kautta on ollut tasapainossa ravinteiden päällysveteen tulon kanssa. Tämä voi johtua enemmän tai vähemmän tasaisesta ulkoisesta kuormituksesta, mutta myös sisäisellä kuormituksella on osuutensa. Päällysveden virtausten pohjasta irrottama aines voi sopivissa oloissa vapauttaa ravinteita, jos kohta se voi niitä myös sitoa. On esitetty, että Enonselällä pohjasta irtoavalla aineksella voisi olla jopa 60 kertaa ulkoista kuormitusta suurempi merkitys (Niemistö ym. 2012), jolloin se olisi tärkein järven kesän aikaista rehevyyttä selittävä tekijä. Kyse on kuitenkin ravinteiden kiertämisestä eikä järven tulevasta lisäkuormituksesta. Siitä huolimatta sedimentistä vapautuvat ravinteet voivat olla levätuotannolle merkittäviä loppukesällä, jolloin vallitsevissa korkeammassa lämpötiloissa ravinteita vapautuu orgaanisesta aineesta kaikkein eniten.

Sekoitushapetus näyttäisi merkittävästi lisänneen orgaanisen aineen sedimentaatiota (Niemistö ym. 2016). Tämä näkyy varsinkin täyskierron jälkeen, jolloin sedimentoituva aines kohdentuu erityisesti syvänteisiin.

3.2.6. Vesijärven fosforitase

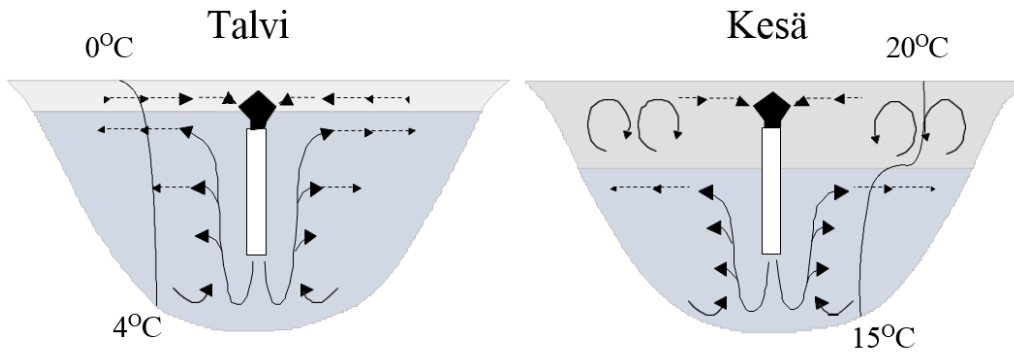
Lasku-uomien vedenlaadun seurantatulosten, ilmaperäisen laskeuman mittausten sekä hulevesien kuormitusarvioinnin mukaan Vesijärven pidättyy noin 8 000 kg fosforia vuodessa (kuva 8). Järven tulevasta kuormituksesta noin 10 % poistuu ulosvirtaamassa Päijänteeseen, mutta kalastamalla järvestä on poistettu vielä enemmän – noin 17 %. Järven pidättyvä fosfori jää käytännössä järven pohjaan.



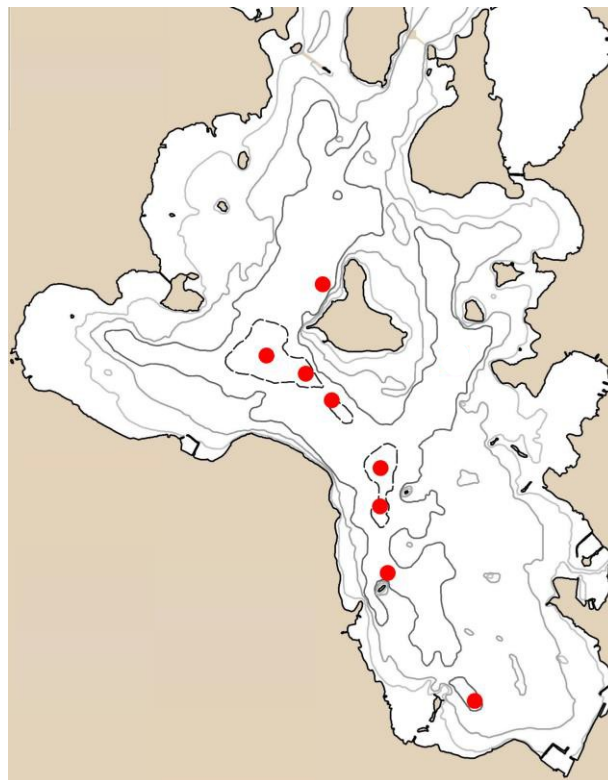
Kuva 8. Vesijärven fosforitase (Järveläinen ym. 2015b).

3.3. Sekoitushapetus

Enonselän tilan kohentamiseksi vuonna 2009 aloitettiin laajamittainen sekoitushapetus (kuva 9) yhdeksällä syvänteille sijoitetulla pumppausasemalla (kuva 10).



Kuva 9. Sekoitushapetuksen periaate kesällä ja talvella. Musta kappale – pumppu; Valkoinen – vesiputki; Sinertävä alue – pumppauksen sekoittama vyöhyke. Nuolet kuvaavat veden virtauksia. Kuviin on myös piirretty suuntaa-antava veden lämpötilan jakauma. Lähde: Salmi ym. (2014b).



Kuva 10. Enonselän syvänteille sijoitetut sekoitusasemat (punaiset täplät).

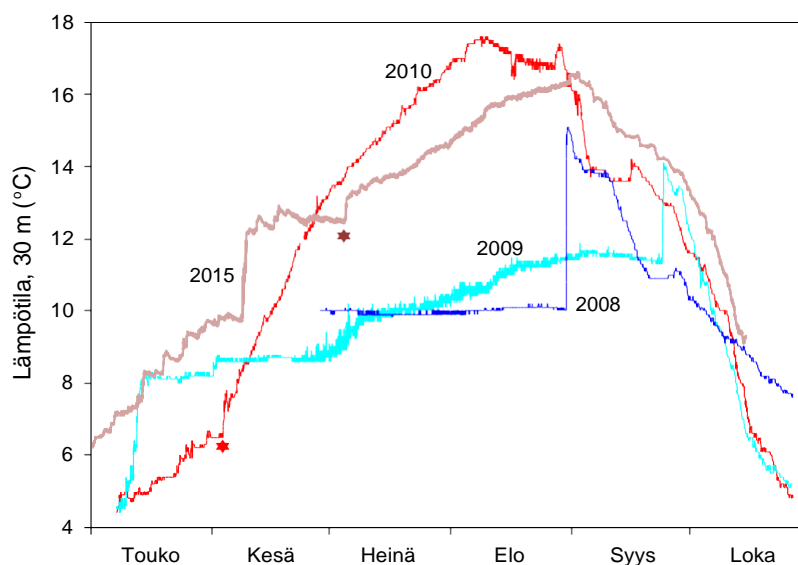
3.3.1. Veden fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet

Lämpötila

Lämpötila ja sen jakautuminen ovat eräitä järven tärkeimmistä ympäristötekijöistä. Lämpötila vaikuttaa suoraan esimerkiksi aineenvaihduntanopeuksiin kuten esimerkiksi hapenkulutukseen. Lisäksi se vaikuttaa epäsuorasti esimerkiksi virtauksiin ja sekoittumisilmiöihin, jotka puolestaan heijastuvat eliöstöön ja veden laatuun.

Enonselän koko ja muoto tekevät sen alttiiksi tuulen sekoitukselle. Siksi tuuli pystyy keväällä sekoittamaan vettä varsin pitkään, jolloin alusveden lämpötila nousee yleensä suhteellisen korkeaksi (heinäkuussa 29–30 m:n syvyydellä 10–14 °C), mutta riittävän syvyyden ansiosta kesäkerrostuneisuus on kuitenkin ollut vakaa.

Sekoitushapetusvuosina lämpimän päällysveden pumppaaminen alusveteen on nostanut alusveden lämpötilaa koko kesän ajan, kun taas normaalivuosina (esim. 2008–2009, kuva 11) lämpötila on paljon vakaampi. Ensimmäisenä sekoitusvuonna 2010, joka oli tavanomaista lämpimämpi ja siis suosi vahvaa kerrostumista, pohjanläheisen veden lämpötila kohosi noin viisi astetta edellisvuotta korkeammaksi. Koko sekoituskaudella 2010–2014 alusveden lämpötila oli heinäkuussa 15–16,9 °C ja elokuussa 17–17,8 °C. Sekoituksesta johtuva alusveden lämpeneminen aiheutti säännönmukaisesti entistä aikaisemman syystäyskierron.



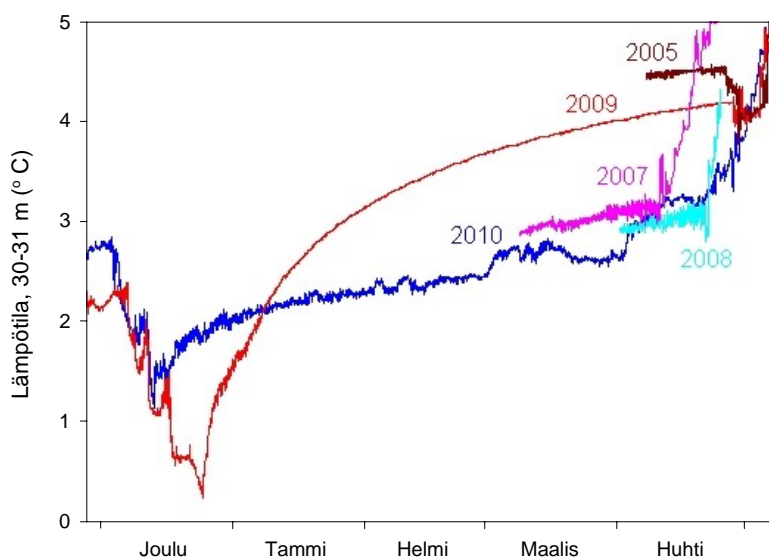
Kuva 11. Lankiluodon syvänteen (30 m) kesäkauden lämpötila kahtena tavallisena (2008–2009) ja kahtena sekoitusvuonna (2010 ja 2015). Sekoittimien käynnistäminen on merkitty kuvaajan alapuolella olevalla tähdellä. Vuonna 2008 lämpötilan rekisteröinti aloitettiin vasta juhannuksen jälkeen. Aineisto: Salmi & Salonen.

Päällys- ja alusveden lämpötilaeron pieneneminen lisää järven sekoittumisherkkyyttä. Tyypillisissä päällysveden kesälämpötiloissa tämä ei kuitenkaan helposti johda Enonselän täyskiertoon. Kuitenkin kesäkuussa 2015, jolloin ilman lämpötila oli pari astetta keskimääräistä alhaisempi, ja siten myös veden tiheyden muutos astetta kohden pienempi, voimakas tuuli (10 m s^{-1} , puuskissa 15 m s^{-1}) aloitti viikon mittaisen täyskiertojakson. Myös saman vuoden elokuun alussa, jolloin lämpötilaero syvän veden ja pinnan välillä oli kaventunut alle yhteen asteeseen, tapahtui jo hetkellinen täyskierto ennen sen lopullista alkamista kuun lopussa. Siten sekoitushapetuksen aikaansaama päällys- ja alusveden välinen lämpötilaero saa aikaan keskikesälläkin tapahtuvia täyskiertojaksoja, jos sää on tavallista viileämpi ja tuulisempi.

Enonselän jäätyessä veden lämpötila on usein erittäin alhainen - jopa nollan tuntumassa. Käytännössä kuitenkin sääolosuhteet johtavat satunnaiseen vuosien väliseen vaihteluun, jolloin lämpötila voi päätyä lähes mihin tahansa nollan ja neljän asteen välillä. Esimerkiksi kuvasta 12 näkyy, että vuonna 2009 syystäyskierto olisi voinut useita kertoja pysähtyä jo paljon lopullista korkeammassa lämpötilassa, jos kylmä ja tyyni sääjakso olisi jatkunut hieman pidempään. Myös lopputalven veden lämpötila heijastelee täyskierron kestoa: mitä lyhyempi kierto on, sitä vähemmän sedimentin lämpöä ehtii poistua veden kautta ilmaan, jolloin jäänalainen vesi lämpenee talven aikana enemmän.

Koska veden tiheyden muutos lämpötilayksikköä kohden on lähellä nollaa moninkertainen verrattuna neljään asteeseen, alhainen lämpötila voimistaa lämpötilan muutosten talven aikana aiheuttamia tiheysvirtauksia. Talven alussa sedimentistä vapautuva lämpö nostaa veden lämpötilaa, jolloin raskaammaksi muuttunut vesi virtaa pohjan pintaa pitkin kohti syvänteitä. Lämpeneminen näkyy voimakkaimpina syvimmissä vesikerroksissa, joissa vesi voi aluksi lämmentä jopa $0,4 \text{ }^\circ\text{C}$ vuorokaudessa (kuva 12). Veden lämpeneminen hidastuu koko talven ajan kunnes keväällä auringon valo alkaa tuoda veteen lämpöä ylhäältä päin. Tiheysvirtaukset vaikuttavat muun muassa happi- ja ravinnepitoisuuksiin sekä kasviplanktonin pystyjakaumaan.

Sekoitusvuosina Enonselän syvät vesikerrokset ovat olleet talvella aikaisempaa viileämpiä ja syvyyksien väliset lämpötilaerot ovat olleet pienempiä. Koska sekoitus hävittää Enonselällä normaalisti talven aikana syntyvän kemiallisen kerrostuneisuuden, auringon valon lopputalvella aiheuttama konvektiosekoittuminen (lämmenneen ja siten raskaamman veden painuminen pintakerroksista syvemmälle) pääsee tunkeutumaan aikaisempaa syvemmälle. Tämän seurauksena täyskierto alkaa jo jään alla, joten sekoitus pidentää kevättäyskierron kestoa, jolla puolestaan on edullinen vaikutus alusveden happitilanteeseen.

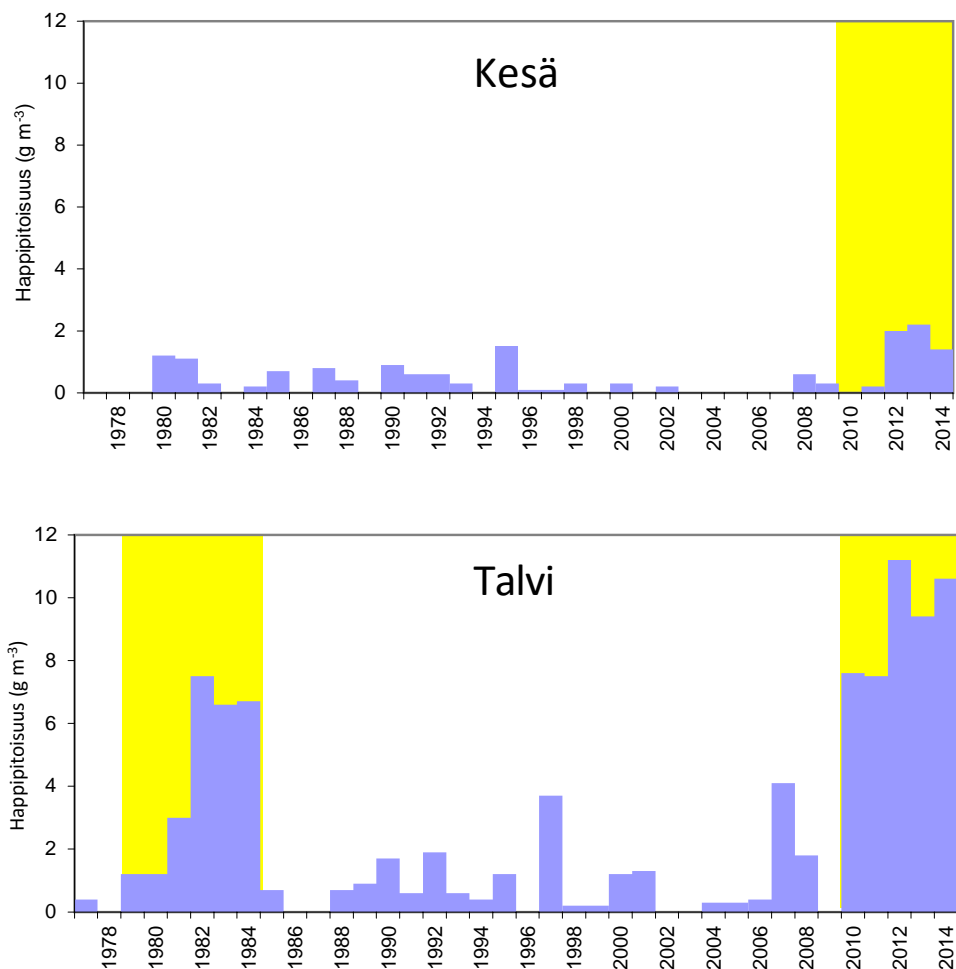


Kuva 12. Lankiluodon syvänteen (30 m) lämpötila talvella ennen sekoitushapetusta (2005–2009, koko talvi vain vuodelta 2009) ja sen jälkeen (vuonna 2010 sekoittimet olivat toiminnassa koko talven). Aineisto: Salmi & Salonen.

Happy

Yksittäisistä muuttujista happipitoisuus kuvaa yleensä kaikkein parhaiten järven tilaa. Sen suuruus ja vaihtelu eri vesikerroksissa kertovat suuret linjat sekä järven tuottavista että hajottavista toiminnoista.

Loppukesällä Enonselän alusveden happipitoisuus on vaihdellut epäsäännöllisesti vuodesta toiseen (kuva 13) ilman helposti nähtävissä olevaa syytä. Joinakin vuosina happi on kulunut täysin loppuun, mutta usein sitä on kuitenkin ollut luokkaa 1 g m^{-3} . Hapeton kerros on voinut ulottua varsin ylös: esimerkiksi kesällä 2006 se alkoi jo kahdeksan metrin syvyydestä (Keto 2008). Kesän happiolojen suuri vaihtelu juontuu todennäköisimmin talven aikaisen happitilanteen ja kevättäyskierron pituuden yhdistelmästä. Ääritapauksessa happitilanne on jo talvella huono, ja jos tämän päälle vielä sattuu puutteellinen kevätkierto, kesänkin happitilanne on väistämättä hyvin huono. Valitettavasti vanhojen aineistojen havainnointitiheydet eivät anna mahdollisuutta seurata olosuhteita riittävällä tarkkuudella, jotta useinkin episodiluonteisesti esiintyvät syyt voitaisiin selkeästi osoittaa.

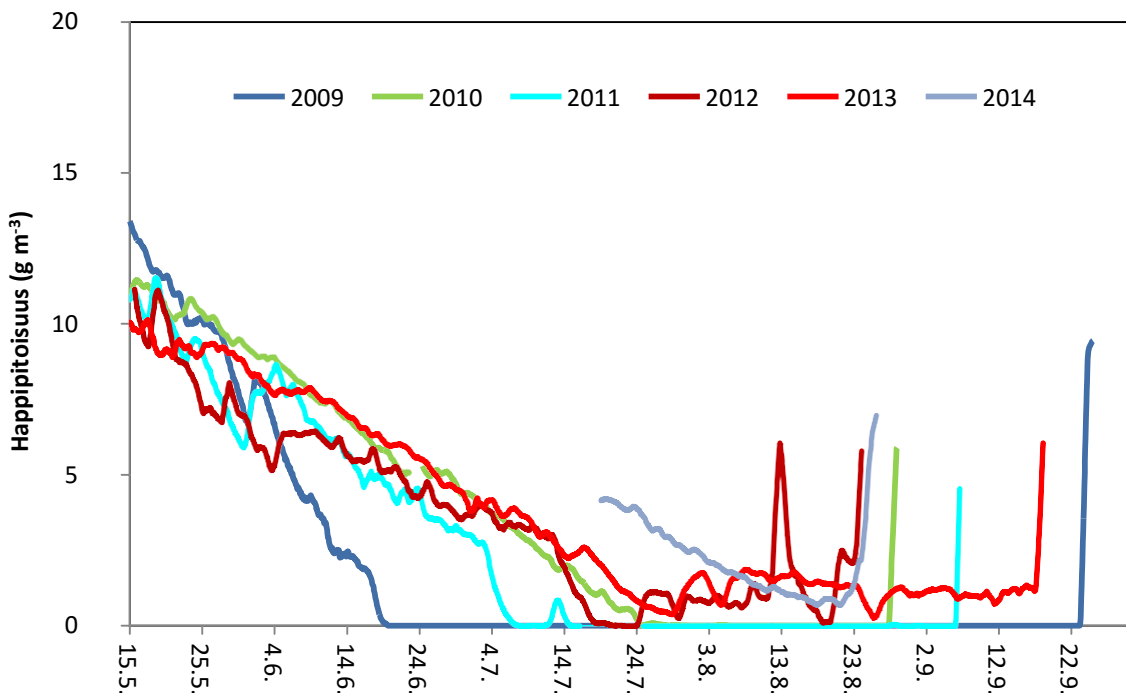


Kuva 13. Lankiluodon syvänteen happipitoisuus 29–30 metrin syvyydessä heinä-elokuussa ja maalis-huhtikuussa vuosina 1977–2014. Sekoitushapetusvuodet on korostettu keltaisella. Aineisto Suomen ympäristökeskuksen tietokannasta.

Talvella syvän veden happipitoisuudet ovat olleet huomattavasti korkeampia kuin kesällä, joskus jopa 4 g m^{-3} (kuva 13). Joskus kuitenkin happi on silloinkin kokonaan loppunut. Suuri vaihtelu johtuu veden lämpötilan ja ennen muuta jäätymisajankohdan vaihtelusta.

Alusveden happipitoisuuden seurannan suurin puute Vesijärvellä liittyy siihen, että happiasteikko loppuu nollopitoisuuteen, vaikka tosiasiallisesti hapetus-pelkistysmielessä se voi mennä myös negatiiviseksi – siis happivelaksi. Siksi happipitoisuus antaa yksinään hyvin puutteellisen käsityksen hapetus-pelkistystilanteesta, joten esimerkiksi ravinnetulojen tulkinnassa ei päästä sen kautta kovin pitkälle.

Mittauslautoilla kesällä tunnin välein mitatut happipitoisuudet ovat antaneet selkeän kuvan sekoitushapetuksen vaikutuksista. Kesäkerrostuneisuuden aikana Lankiluodon syvänteen happipitoisuus aleni sekoitusvuosina selvästi hitaammin kuin 2009 (kuva 14). Vuosi 2014 oli poikkeuksellinen, koska Enonselkä kerrostui silloin lopullisesti vasta heinäkuussa. Ensimmäisenä sekoitusvuotena hapettomuus yletyi jopa hieman edellisiä kesiä ylemmäksi ja kattoi siten myös suuremman pohjapinta-alan (kuvat 15-16). Sekoitus kuitenkin lyhensi syvänteen hapettomuuden kestoa. Vuoden 2009 kolmen kuukauden sijaan vuonna 2010 hapettomuus kesti vain kuukauden (kuva 14).

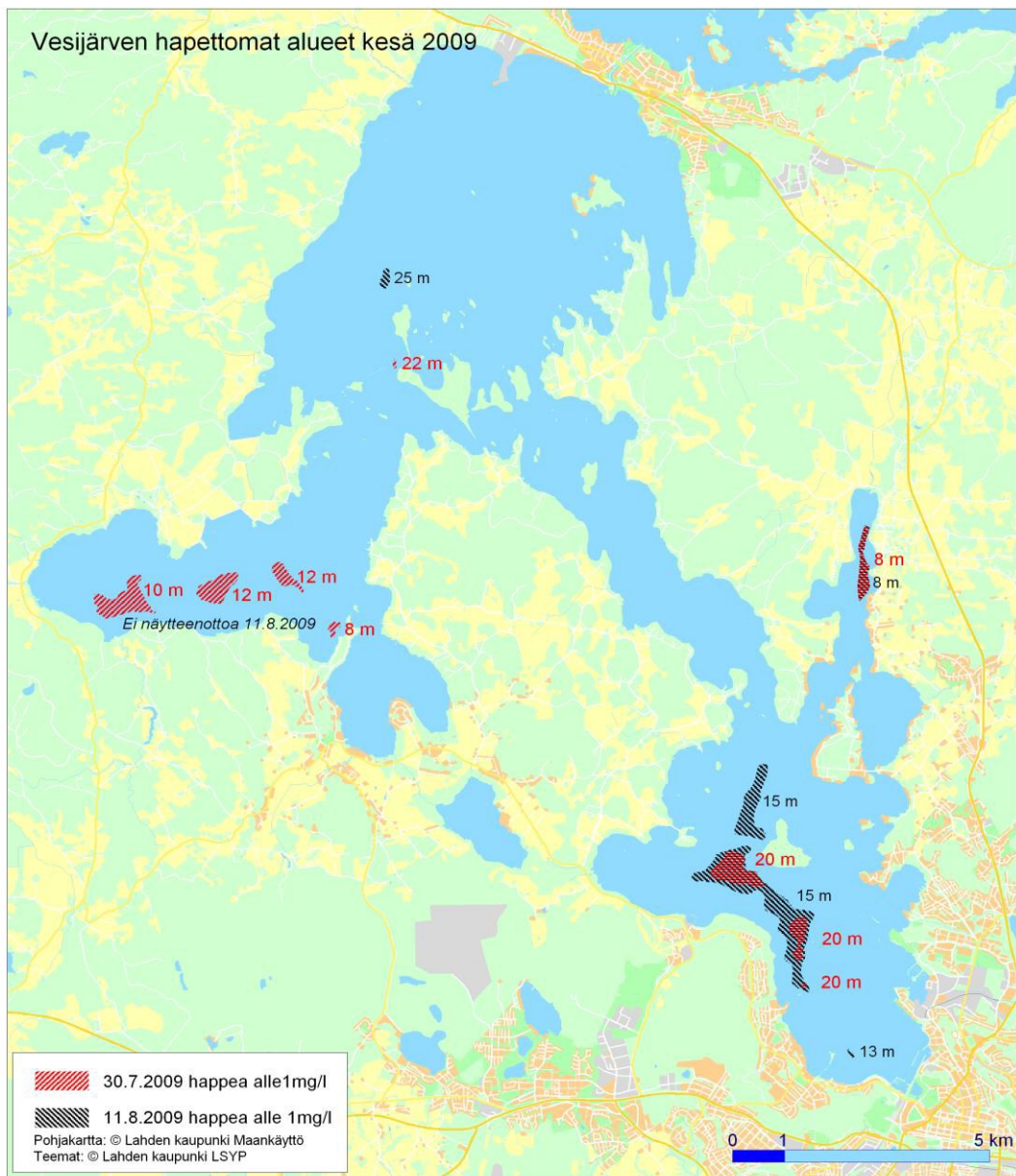


Kuva 14. Lankiluodon syvänteen (30 m) happipitoisuus jatkuvatoimisesti mittauslautalta mitattuna. Vuoden 2014 korkea taso heinäkuussa johtuu myöhäisestä kerrostumisesta. Vuorokausivaihtelu on poistettu 24 h:n liukuvalla keskiarvolla. Lähde: Lahden seudun ympäristöpalvelut.

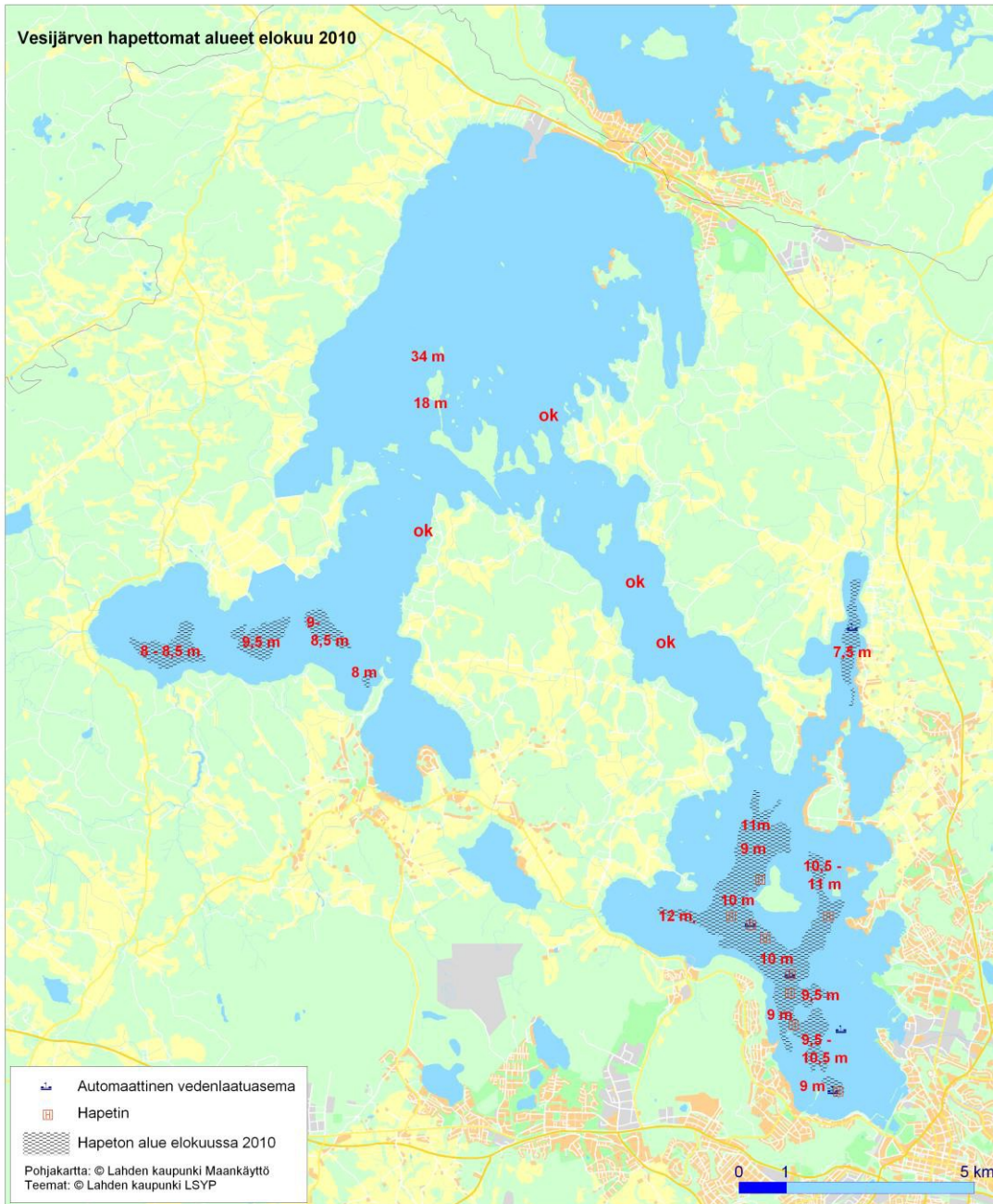
Enonselän jäätyshetken vaihteluväli (2 kk) on paljon suurempi kuin kevään sulamisen (3 viikkoa). Etenkin syksyn jäätyshetki siis määrittää jääpeitteisen ajan pituuden, joka puolestaan selittää pohjan läheisen vesikerroksen happipitoisuuden suuren vuosien välisen vaihtelun. Kun syystäyskierto jatkuu pitkään, sedimentti ehtii hapettua mahdollisimman hyvin ennen järven jäätymistä ja kuluttaa siten vähemmän happea talven aikana. Myös pitkään täyskiertoon liittyvä alhainen lämpötila vähentää hapen kulumista.

Talvella syvän veden happipitoisuudet ovat olleet jonkin verran kesää korkeampia, mutta hapettomuuttakin on usein esiintynyt (kuva 13). Enonselän happitilannetta pyrittiin parantamaan jo 1979–1984 pumppaamalla Lankiluodon edustalla hapekasta pinnan läheistä vettä syvänteeseen. Sen

happipitoisuudet kohosivatkin nollan tuntumasta noin 7 g m^{-3} tasolle. Sitten sekoituksesta luovuttiin, koska sen pelättiin aiheuttaneen seuraavien vuosien voimakkaat sinileväkukinnat.



Kuva 15. Vesijärven happikato loppukesällä 2009. Hapettoman kerroksen yläraja on merkitty kuvaan numeroin.



Kuva 16. Vesijärven happikato loppukesällä 2010. Hapettoman kerroksen yläraja on merkitty kuvaan numeroin.

Talvella 2010 aloitettu aikaisempaa tehokkaampi sekoitus on pitänyt Lankiluodon syvänteen entistäkin hapekkaampana. Samaan tapaan kuin kesällä (kuva 13) viiden sekoitusvuoden aikana syvänteen happipitoisuus on vaihtelevista sääoloista huolimatta ollut lievästi nouseva, mikä voi viitata happitilanteen kohentumisen olevan vielä hitaasti jatkumassa.

Sekoitushapetuksen lisäämä turbulenssi pienentää sedimentaationopeutta ja kohottaa kesällä olennaisesti alusveden lämpötilaa, mitkä edistävät orgaanisen aineen hajotusta. Orgaanisen aineen hajoaminen on myös tehokkaampaa hapellisessa kuin lähes tai kokonaan hapettomassa ympäristössä. Vaikka syvässä vedessä tapahtuva hapenkulutus on näistä syistä kasvanut, sillä ei kuitenkaan ole ollut merkittäviä haittavaikutuksia, koska hapen loppuessa mikro-organismeille on ollut riittävästi nitraattia hapen korvaajaksi. Suurempi orgaanisen aineen hajotus merkitsee periaatteessa, että sedimenttiin on hautautunut entistä vähemmän hajoamiskelpoista ainetta. Tämä on kuitenkin vielä varmistettava, sillä Horppilan ym. (2015) mukaan sekoitushapetus ei näyttäisi parantaneen syvänteiden pohjasedimentin laatua.

Ravinteet

Enonselän, kuten yleensä järvien, ravinnepitoisuudet vaihtelevat suuresti syvyyden suhteen. Kausina, jolloin vesi ei kierrä pohjaan saakka, sedimentoituvasta orgaanisesta aineesta ja pohjasedimentistä vapautuu syvänteisiin ravinteita, joiden kertyminen kertoo usein parhaiten järven tilan kehityksestä. Erityisesti kesällä, kun leviä ja muuta kiinteää ainesta laskeutuu koko ajan alusveteen, päällysvesi köyhtyy ravinteista samaan aikaan kun alusvesi niistä rikastuu. Päällysveden ravinnepitoisuuden pienessä pienenee myös levämassa, elleivät ulkoinen kuormitus ja matalan veden sedimentistä liukenevat ravinteet niitä korvaa.

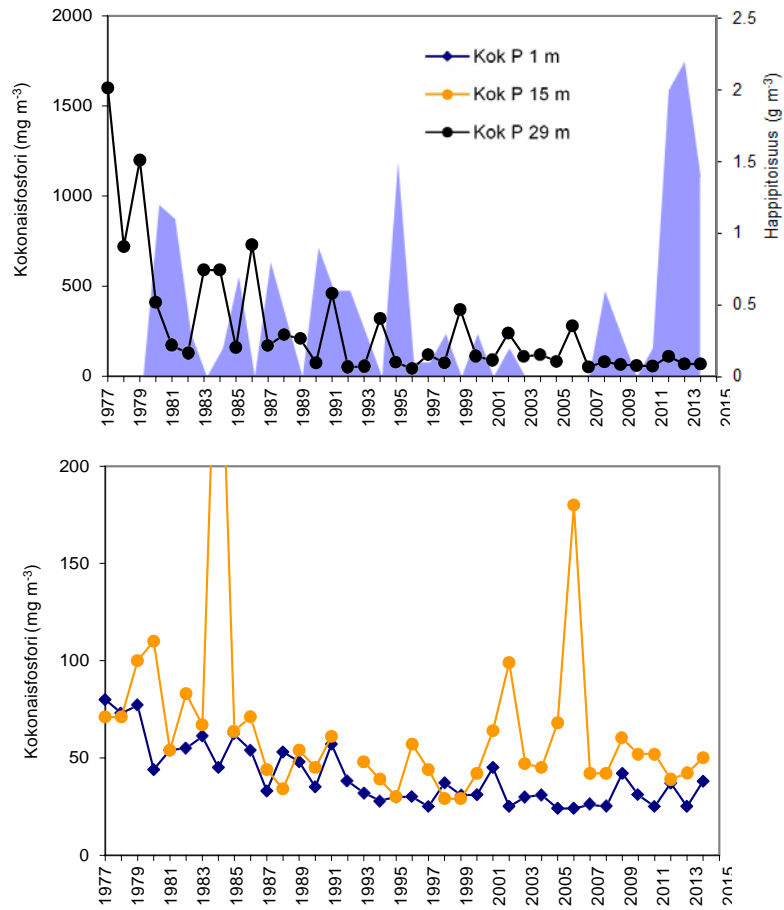
Kesällä sekoitushapetus pitää alusveden suhteellisen homogeenisena, jolloin se samalla tuo syvimpien vesikerrosten ravinteita lähemmäksi sekoittuvaa päällysvesikerrosta. Siten sekoitus periaatteessa edistää alusveden ravinteiden pääsyä levien käytettäväksi.

Enonselän ravinnetulosten suurin puute on ollut näytteenotto vain kolmelta syvyydeltä, mikä vaikeuttaa syvyydellä painotettujen kokonaisravinneainemassojen ja niiden muutosten arviointia. Yksityiskohtaisempi käsitys ravinteiden syvyysjakaumista auttaisi eri muuttujien välisten suhteiden tulkinnassa ja sitä kautta järven tapahtumien ymmärtämisessä. Erityisesti lämpötilan harppauskerroksen alue on tässä suhteessa merkittävä. Siten tulevaisuudessa kannattaisi harkita ainakin 5 m ja 10 m syvyyksien sisällyttämistä rutiininäytteenottoon. Koska yli puolet järven vesimassasta on 1-5 m välillä, viiden metrin tulokset lisääisivät myös olennaisesti ravinneainemassatulosten luotettavuutta.

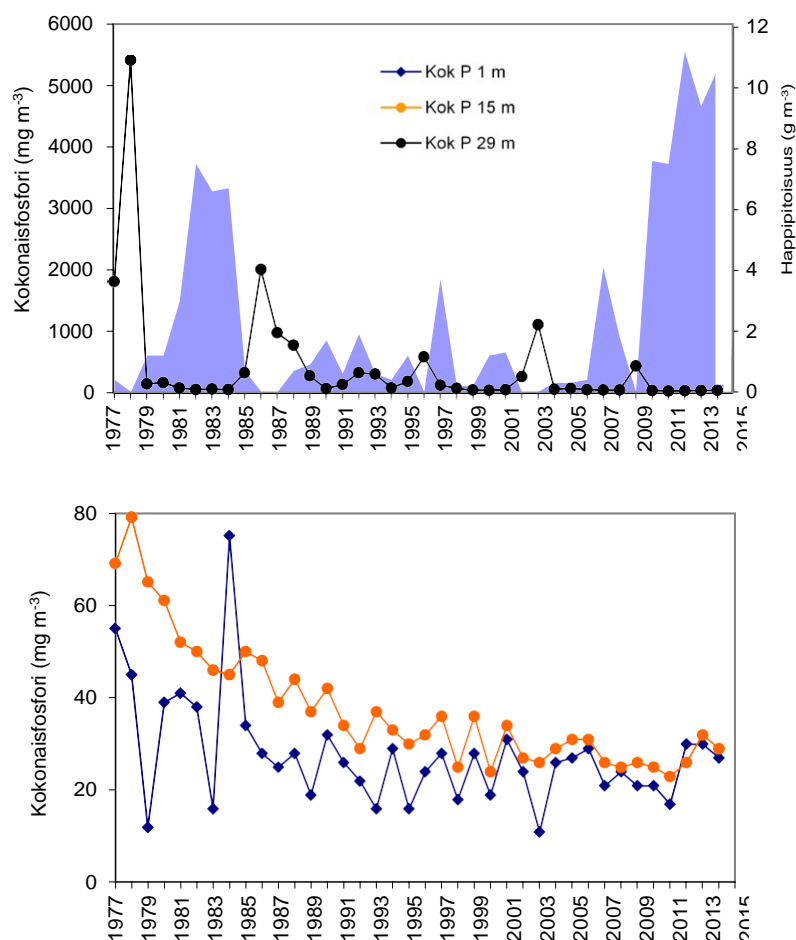
Fosfori

Lahden kaupungin jätevesien purkaminen Enonselälle lopetettiin 1970-luvun puolivälissä, jonka jälkeen kokonaisfosforipitoisuudet ovat pienentyneet. Loppukesällä muutos on näkynyt selkeimmin ja pisimpään syvimmissä vesikerroksissa (kuva 17). Sen sijaan päällysvedessä muutosta ei ole enää voinut havaita 1990-luvun alun jälkeen. Syvimmällä pitoisuuksien vuosien välinen vaihtelu on ollut suurta, mutta huippupitoisuuksien taso on ajan myötä laskenut. Korkeimpien kokonaisfosforipitoisuuksien ja hapen loppumisen välillä ei selvästikään ollut yhteyttä. Sekoitushapetus ei vaikuttanut pitoisuuksiin oleellisesti, sillä yhtä alhaisia arvoja esiintyi jo 1990-luvulla.

Kevättalvella syvän veden kaikkien havaintovuosien kokonaisfosforipitoisuuksien mediaani oli 39 % pienempi kuin loppukesällä, mutta siitä huolimatta huippuarvot olivat kertaluokkaa korkeampia (kuva 18) - joskin niitä oli harvemmin. Kesästä poiketen nyt korkeat pitoisuudet liittyivät hapen loppumiseen. Pitoisuuden lasku 1970-luvulta lähtien noudatteli samanlaisia linjoja kuin kesälläkin, mutta näyttäisi kuitenkin jatkuneen havaittavana jonkin verran pidempään. Sekoitushapetus myös alensi pitoisuuksia syvässä vedessä noin viidenneksellä.



Kuva 17. Lankiluodon syvänteen (29-30 m) kokonaisfosforin ja hapen (sininen varjostus) pitoisuudet heinä-elokuussa vuosina 1977-2014. Alakuvan pitoisuudet on esitetty suuremmissa mittakaavassa. Aineisto: Suomen ympäristökeskuksen tietokanta.



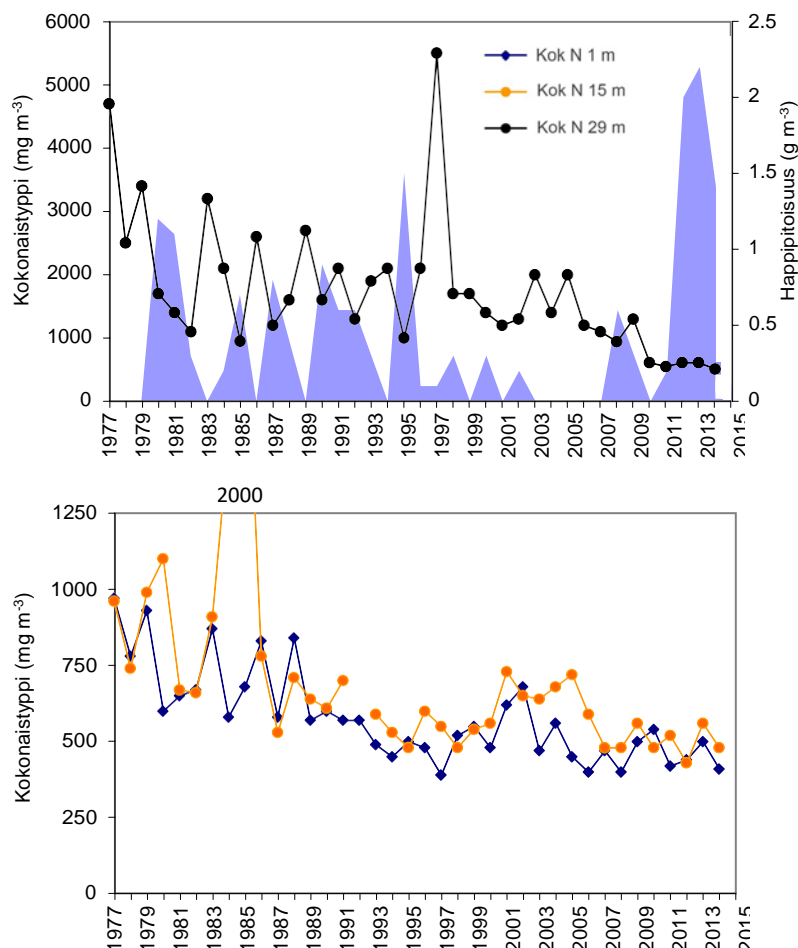
Kuva 18. Lankiluodon syvänteen (29-30 m) kokonaisfosforin ja hapen (sininen varjostus) pitoisuudet maaliskuuhun vuosiin 1977-2014. Alakuvan pitoisuudet on esitetty suuremmassa mittakaavassa. Aineisto: Suomen ympäristökeskuksen tietokanta.

Typpi

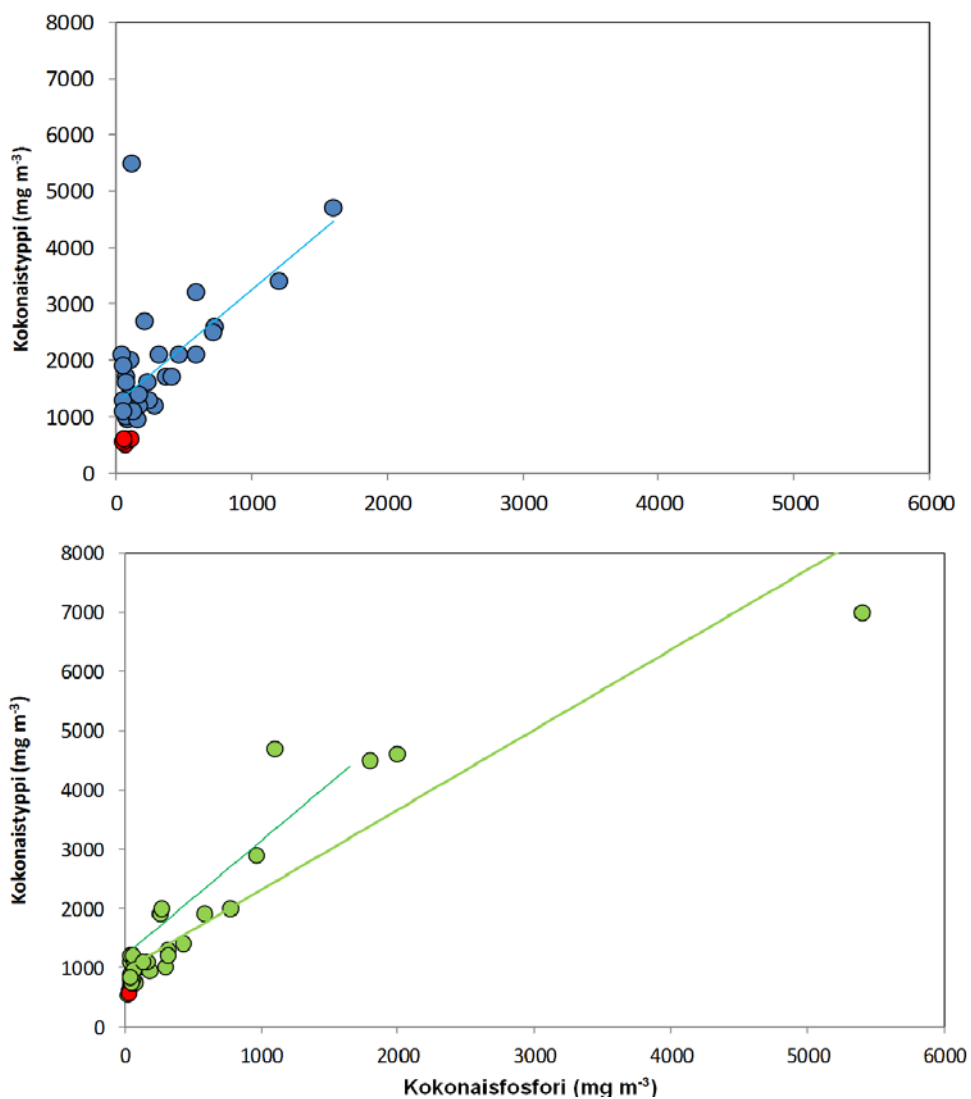
Jätevesien laskun lopettamisen jälkeen Enonselän syvimmän veden kokonaistyyppipitoisuus on alentunut kesällä kokonaisfosforia hitaammin ja lasku oli selkeästi nähtävissä vielä vuonna 2009 (kuva 19). Fosforin tapaan ylemmissä vesikerroksissa ei ole enää 1990-luvun alun jälkeen tapahtunut havaittavaa muutosta. Vuonna 2010 aloitettu sekoitushapetus laski pohjanläheisessä vedessä pitoisuuden välittömästi noin puoleen aikaisemmasta eikä vuosien välillä ollut paljoakaan vaihtelua. Kuten fosforilla, hapettomusjaksot eivät näyttäneet vaikuttavan kokonaistyyppipitoisuuksiin.

Kesällä syvän veden kokonaistyyppipitoisuus korreloi merkitsevästi ($P < 0,001$) -fosforin pitoisuuden kanssa (kuva 20), mutta selitysaste on pieni (40 %). Tosin suurimman tyyppihavainnon pois jättäminen nostaisi selitysasteen 70 %:iin. Merkitsevä korrelaatio johtuu lähinnä ensimmäisen havaintojen vuosikymmenen korkeista arvoista.

Talvella syvimpien vesikerrosten kokonaistypen alimmat pitoisuudet ovat pysyneet lähes samoina 1980-luvun alusta sekoitushapetukseen saakka (kuva 21). Jos satunnaisesti korkeamman pitoisuuden jaksot jätetään huomiotta, suunta on kuitenkin yleisesti ottaen laskeva. Muutamat satunnaiset korkeat pitoisuudet liittyvät kokonaisfosforiakin selvemmin hapettomuuteen. Sama suuntaus näkyy vielä selvemmin 15 m syvyydessä, jossa näytteenotto paikasta johtuva mahdollinen pohjan etäisyyden vaihtelu ei enää Sekoitushapetus laske syvän veden kokonaistypen pitoisuutta, mutta todennäköisesti muutos oli hieman kesää pienempi. Kun jään alla ainoastaan veden tiheysvirtaukset saavat aikaan merkittäviä ja säännöllisesti tapahtuvia veden liikkeitä, muutos voisi olla tulkittavissa niin, että 15 m matalamman sedimentin vaikutus ravinteisiin talven aikana on hitaasti vähentynyt. Ylempien vesikerrosten pitoisuudessa sekoituksen vaikutus ei kuitenkaan enää ilmene. Mielenkiintoinen piirre on, että 1-15 metrin pitoisuuksien ero on pienentynyt niin työssä kuin fosforissakin jo selvästi ennen sekoitushapetusta. Se voisi tarkoittaa, että ennen jätevesien Enonselälle päästön lopettamista pohjalle kertyneistä ravinteista syntynyt historiallinen kuormitus alkaisi olla loppullaan.

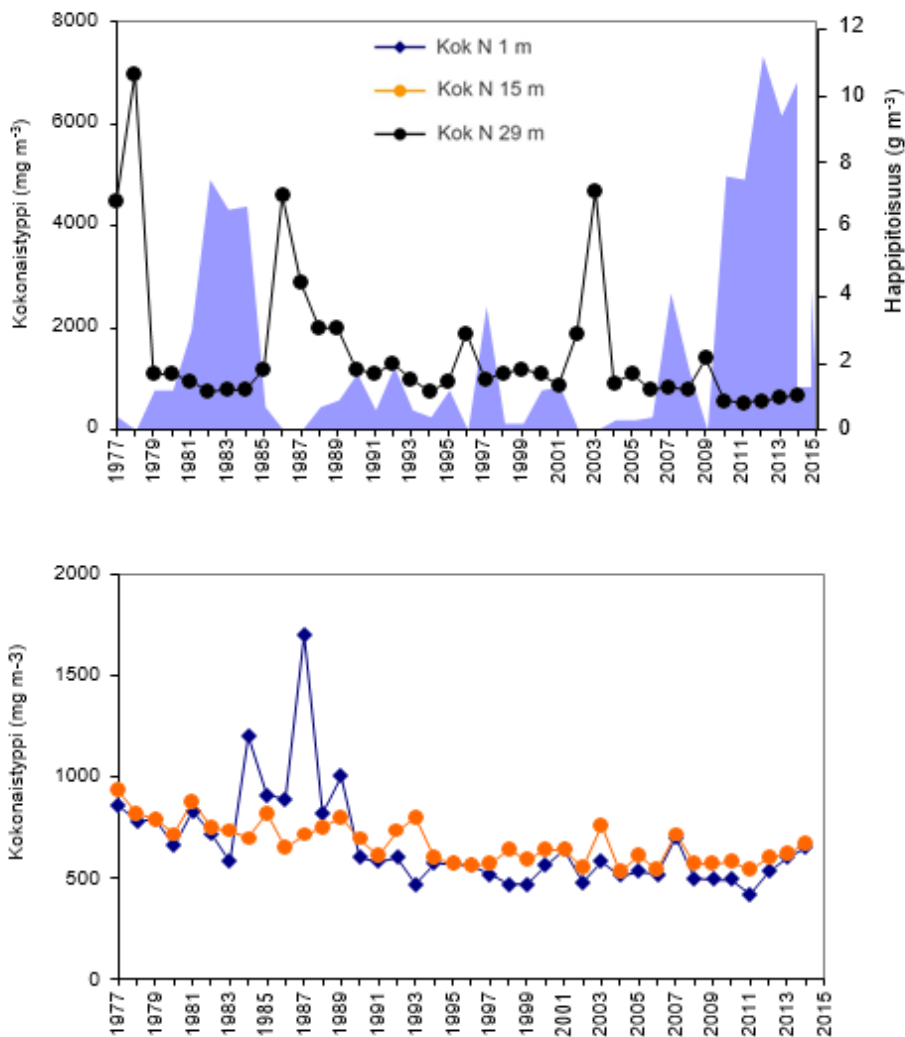


Kuva 19. Lankiluodon syvänteen (29-30 m) kokonaistypen ja hapen (sininen varjostus) pitoisuudet heinä-elokuussa vuosina 1977-2014. Alakuvan pitoisuudet on esitetty suuremmissa mittakaavassa. Aineisto: Suomen ympäristökeskuksen tietokanta.



Kuva 20. Kokonaistyyppien ja -fosforin välinen riippuvuus kesällä (yläkuva) ja talvella (alakuva). Punaiset täplät -sekoitusvuodet. Alemmampaan kuvaan on merkitty myös kesien tuloksista laskettu regressiosuora (sininen viiva).

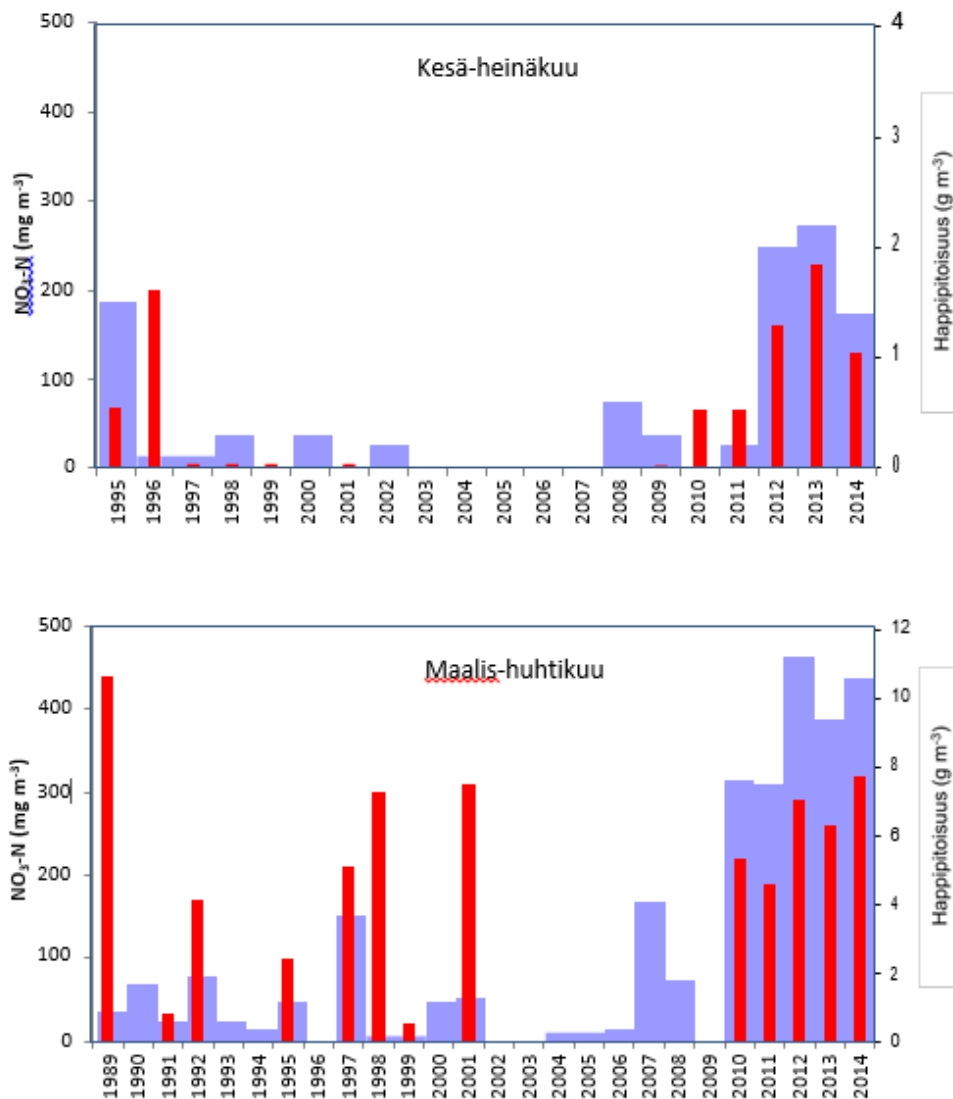
Myös talvella kokonaistyyppien pitoisuus korreloi merkitsevästi ($P < 0,001$) -fosforin pitoisuuden kanssa (kuva 20) ja selitysastekin oli vakuuttavalla tasolla (84 %). Kuitenkin, kun otetaan huomioon aineistoihin sisältyvä huomattava vaihtelu, ja että ne eivät ole normaalisti jakautuneita, kokonaistyyppi ja -fosfori suhtautuvat toisiinsa mitä ilmeisimmin samalla tavalla sekä kesällä että talvella. Eli ilmeisesti samat tekijät ovat molempien taustalla.



Kuva 21. Lankiluodon syvänteen (29-30 m) kokonaistypen ja hapen (sininen varjostus) pitoisuudet maaliskuuhuhtikuussa vuosina 1977-2014. Alakuvan pitoisuudet on esitetty suuremmissa mittakaavassa. Aineisto: Suomen ympäristökeskuksen tietokanta.

Vuodesta 2010 lähtien toteutettu hapellisen päällysveden pumpaaminen alusveteen on luonut erityisen suotuisat olosuhteet denitrifikaatiolle eli epäorgaanisten typpiyhdisteiden pelkistämiseksi molekyylitypeksi. Kun hapettomaan alusveteen pumpataan veden mukana lisää happea, mikrobit hapettavat sen avulla orgaanisen aineen hajoamisessa syntyneitä ammoniumtyppiä nitraattitypeksi. Veden edelleen sekoittuessa ja happipitoisuuden laskiessa, toiset mikrobit korvaavat hapen puutteen nitraatilla, jota ne pelkistävät typpikaasuksi. Enonselältä saadut tulokset osoittavat yksiselitteisesti, että sekoitushapetuksella saadaan aikaan sopivia hapellisen ja hapettoman tilan rajapintaolosuhteita, jotka johtavat varsin tehokkaaseen tyten biologiseen poistoon.

Nitraattitypen määrittäminen on tehty varsin hajanaisesti, joten sen pitoisuuden ajallisesta kehityksestä ei voi saada kunnan kuvaa. Kuitenkin 1990-luvun lopulla ollut kesän heikko alusveden happitilanne näkyy myös alhaisina nitraattipitoisuuksina (kuva 22). Samaan aikaan talvella pitoisuudet ovat olleet oleellisesti korkeampia. Sekoitushapetuksen vaikutus on ollut selvä ja pitoisuudet kohosivat kesälläkin lähes talven tasolle. Vaikka alusveden happi on sekoitushapetuksen aikana joinakin kesinä loppunut, nitraatin esiintyminen siitä huolimatta merkitsee, ettei hapetus-pelkistystilanne ole silloinkaan vielä edennyt tasolle, jolla ravinteiden palautuminen sedimentistä veteen erityisesti kiihtyisi.



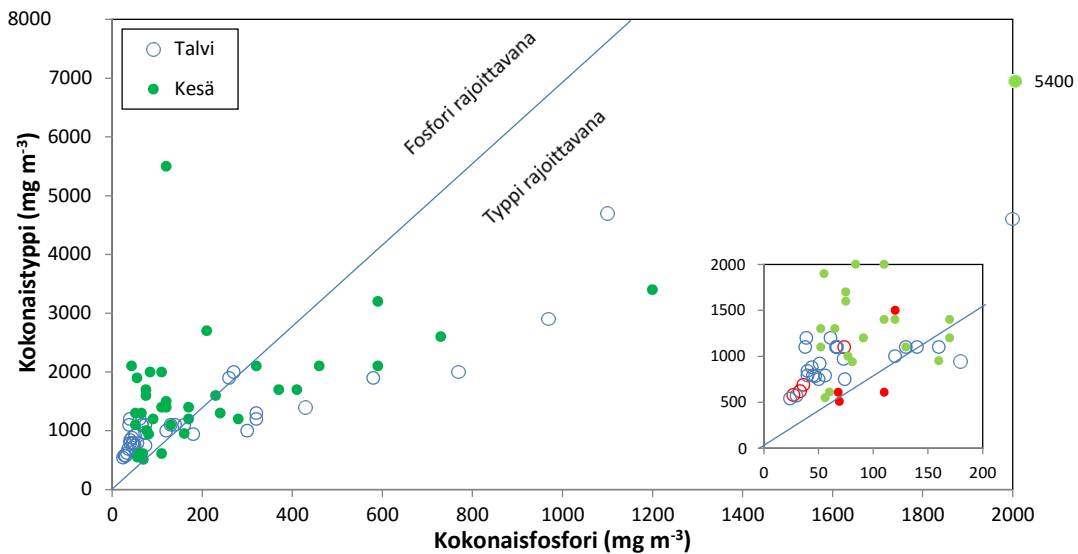
Kuva 22. Lankiluodon syvänteen (29–30 m) nitraatti- (punaiset pylväät) ja happipitoisuus (siniset pylväät) kesällä ja loppupalvella. Puuttuvat punaiset pylväät – ei määrittäisiä. Huom! kuvissa on erilaiset aikaskaalat. Aineisto: Suomen ympäristökeskuksen tietokanta.

Typpi-fosfori -suhde

Kasviplankton pyrkii pitämään solujensa toiminnalle oleelliset alkuaineet toisiinsa nähden sopivissa suhteissa. Ne siis tarvitsevat esimerkiksi typpeä massana noin seitsemän kertaa enemmän kuin fosforia. Mikäli jompaakumpaa on suhteessa selvästi vähemmän, se alkaa rajoittaa levien kasvua. Sen vuoksi levien kasvuedellytyksiä tarkasteltaessa on pitoisuuksien ohella otettava huomioon myös typen ja fosforin suhde.

Syvän veden havaintoaineisto osoittaa, että typen ja fosforin suhteessa on tapahtunut selkeä muutos (kuva 23). Sen jälkeen kun Lahden jätevedet oli johdettu muualle ja kokonaisravinnepitoisuudet olivat vielä suuria, typpi oli todennäköisesti rajoittava ravinne. Sitten suhde on muuttunut viittaamaan pikemminkin fosforirajoittavuuteen. Fosforirajoittuneisuus on ollut yleensä kesällä selvempää kuin talvella, mutta sekoituksen aikana tilanne on kääntynyt toisin päin. Käytännössä tämä tarkoittaa, että sekoitushapetus on saattanut voimistaa kasviplanktonin kevätmaksimin aikaan

vallitsevien piilevien fosforirajoitteisuutta. Kesällä ilmennyt molempien ravinteiden yhteisrajoittuneisuus ei myöskään suosisi sinileviä.

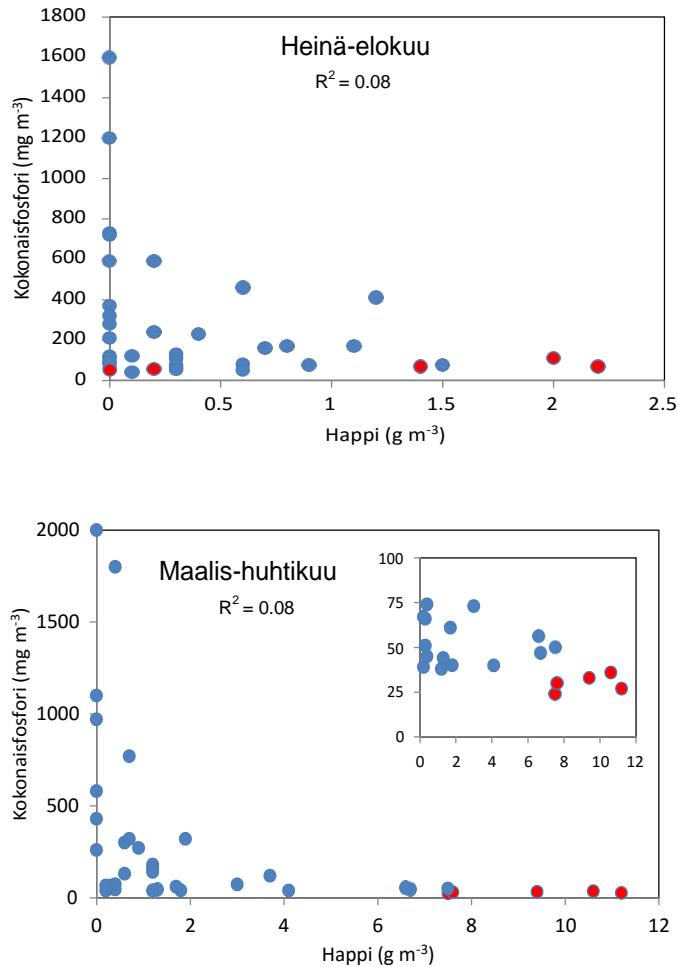


Kuva 23. Syvän veden (29–30 m) typen ja fosforin suhde Lankiluodon edustalla 1977–2014. Viiva kuvaa typen ja fosforin 7:1 massasuhdetta. Suurennetussa pikkukuvassa sekoitusvuodet on esitetty punaisella.

Typen suhde happipitoisuuteen ja sekoitukseen

Kesällä sekoitushapetuksen aikaiset syvän veden kokonaisfosforipitoisuudet olivat koko havaintosarjan pienimmästä päästä, mutta vaikka happipitoisuus vaihteli välillä 0–2 g m⁻³, ne eivät kuitenkaan erottuneet muusta joukosta (kuva 24). Talvella, jolloin happipitoisuus oli kertaluokkaa kesää korkeampi, kaikki sekoitusjakson aikaiset pitoisuudet olivat vähintään 20 % aikaisempaa pienempiä. Siihen on kuitenkin hapen lisäksi vaikuttanut myös sekoituksesta seurannut alhaisempi veden lämpötila, joka on hidastanut eliöstön aineenvaihduntaa. Hapen ja lämpötilan vaikutuksia on siten mahdotonta eritellä toisistaan.

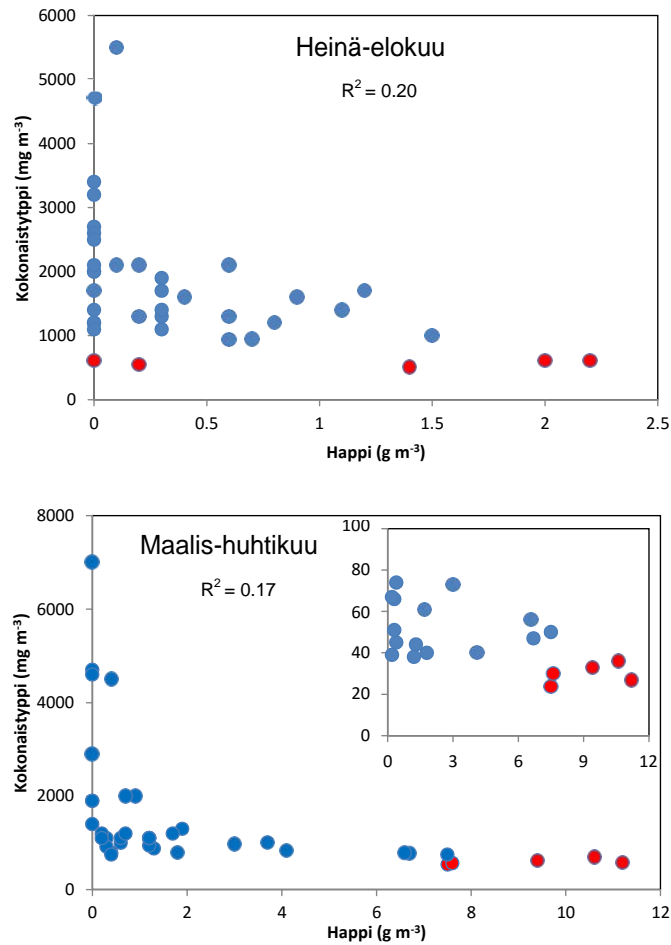
Sekä kesällä että talvella happipitoisuus selitti siis merkityksettömän pienen (<10 %) osan syvimpien vesikerrosten kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelusta. Se ei ole yllättävää, koska fosforin liikkeelle lähtö sedimentistä tapahtuu hapettomassa tilassa, jolloin muutokset hapen suhteen tapahtuvat epälineaarisesti. Sekoitushapetuksen aikana saadut tulokset kuitenkin osoittivat alusveden kokonaisfosforipitoisuuden pysyneen entisellä tasolla happipitoisuudesta riippumatta (Salmi ym. 2014b). Tämä voidaan selittää sillä, että päällysvedestä laskeutuva orgaaninen aine lisäsi alusveden hapenkulutusta ja fosforipitoisuutta.



Kuva 24. Lankiluodon syvänteen (29–30 m) kokonaisfosforipitoisuuden riippuvuus happipitoisuudesta heinä-elokuussa ja maalis-huhtikuussa 1997–2014. Sekoitusvuodet on esitetty punaisella.

Happipitoisuuden vaihtelu ei selittänyt myöskään kokonaistypen pitoisuutta, vaikka sen kohdalla selitysaste onkin selvästi korkeampi ($\leq 20\%$) kuin fosforilla (kuva 25). Sekoitushapetus kuitenkin alensi kokonaistypen pitoisuuksia paljon voimakkaammin - kesällä $\sim 50\%$ ja talvella $\sim 20\%$.

Tulokset osoittavat, että sekoitushapetuksella on ollut merkittävä positiivinen vaikutus Enonselän syvän veden ravinnepitoisuuksiin. Syvänealueiden suhteellisen pienen vesitilavuuden takia tämä ei kuitenkaan tarkoita yhtä suurta vaikutusta koko vesimassaan.



Kuva 25. Lankiluodon syvänteen (29–30 m) kokonaistyyppitoisuuden riippuvuus happipitoisuudesta heinä-elokuussa ja maalis-huhtikuussa 1997–2014. Sekoitusvuodet on esitetty punaisella.

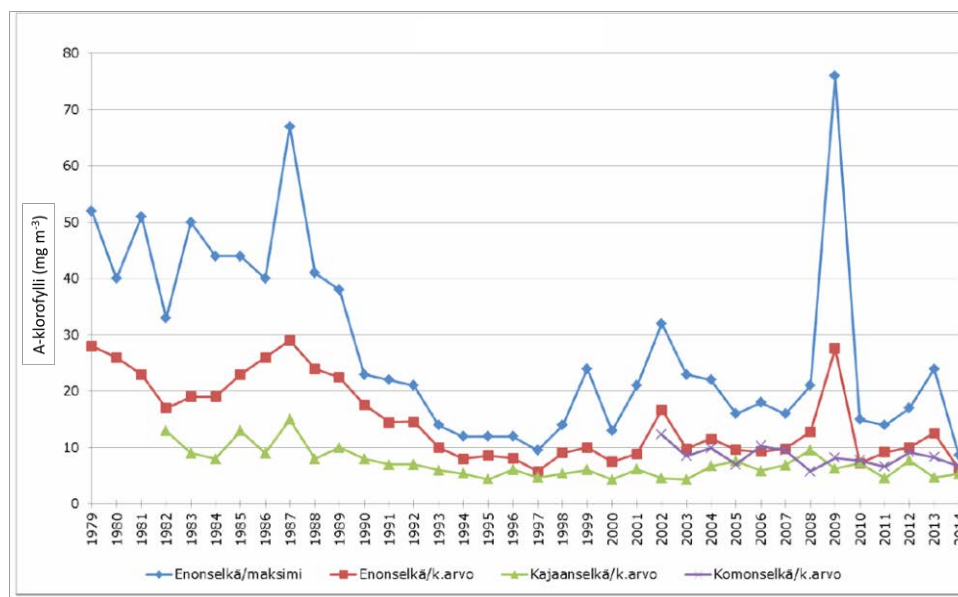
3.4. Kasviplankton

Kasviplankton koostuu mikroskooppisista levistä, jotka vastaavat vapaan veden alueen perustuotannosta. Tavanomaisessa mikroskooppisessa laskennassa lasketaan kooltaan yli 2 µm olevat lajit. Pienempiäkin lajeja (pikolevät) voi esiintyä ja ne voivat muodostaa merkittävän osuuden levämassasta keskikesällä, jolloin niiden osuus Enonselän klorofyllistä voi olla noin 80 % (Bręk-Laitinen ym. 2005). Niiden merkitys syksyn, talven tai kevään planktonissa on kuitenkin ollut vähäinen (Bręk-Laitinen ym. 2005, Salmi ym. 2014a). Siten pikolevien esiintyminen kesällä vaikeuttaa koko kasvukauden aikaisten kasviplanktonitulosien tulkintaa. Näin ollen myös niiden laskenta olisi suositeltavaa vähintäänkin paremman tuntuman saamiseksi asiaan. Toinen merkittävä parannus kasviplanktonin osalta olisi sen perustuotannon määrittäminen, joka antaisi entistä paremmat mahdollisuudet tarkastella päällysveden ainetaseita. Tässä suhteessa rakenteilla oleva jatkuvatoiminen profiloiva mittauspoiju voi antaa arvaamattomat mahdollisuudet.

3.4.1. Klorofylli

Levien yhteyttämisväriaineen, a-klorofyllin, määrittäminen antaa karkean käsityksen vedessä olevien levien määrästä. A-klorofyllipitoisuutta on mitattu näytteisiin perustuvien laboratoriomäärittäyksin sekä vuodesta 2009 myös mittauslautoilla klorofyllin fluoresenssiin perustuvilla jatkuvatoimisilla antureilla.

Enonselän a-klorofyllipitoisuus on laskenut 1980-luvun alusta noin neljännekseen (kuva 26). 1990-luvulta lähtien taso on pysynyt kutakuinkin samanlaisena, mutta korkeita arvoja on satunnaisesti esiintynyt.

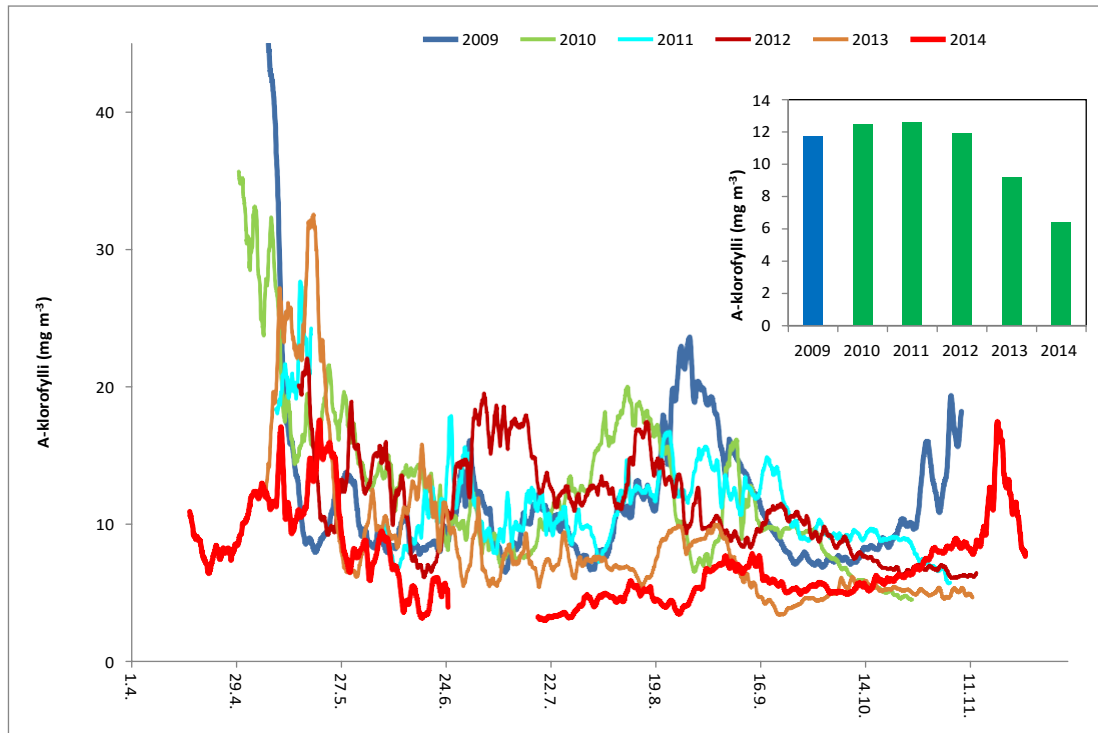


Kuva 26. Enonselän a-klorofyllin huippuarvon ja kesäkauden havaintojen keskiarvon kehitys verrattuna Kajaanselän ja Komonselän keskiarvoihin. (Lahden seudun ympäristöpalvelut).

Vaikka Enonselän vedet laskevat Kajaanselkään, on viimeksi mainitun a-klorofyllipitoisuus ollut koko ajan selvästi Enonselkää alhaisempi. Keskeisin selittäjä tälle on Kajaanselän valuma-alueen paljon suuremmasta koosta aiheutuva ravinnepitoisuuksien laimentuminen. Kajaanselän a-klorofyllipitoisuuden samalla tavoin laskeva suunta todennäköisesti johtuu Enonselältä tulevan kuormituksen pienemisestä. Kuten sijainnin takia oletettavissa, Komonselän arvot sijoittuvat edellisten puoliväliin.

A-klorofyllipitoisuuden huomattavasta satunnaisvaihtelusta johtuen viiden vuoden sekoitusjakso tarjoaa vielä aika heikon pohjan johtopäätösten tekemiselle. Sekoitusjakson aikana pitoisuus on kuitenkin ollut jonkin verran edellisen kymmenen vuoden keskiarvoa tai mediaania alhaisempi. Vuoden 2014 keskimääräinen pitoisuus on myös koko Enonselän mittaushistorian alhaisin.

Mittauslautoilla a-klorofylliä on mitattu tunnin välein joka päivä, joten tulokset ovat vähemmän herkkiä satunnaisille ajallisille vaihteluille kuin perinteiset laboratoriomittaukset. Saadut tulokset (kuva 27) ovat kuitenkin laboriotulosten kanssa yhdenmukaisia niin, että vuoden 2014 klorofyllitulokset olivat selvästi aikaisempaa pienempiä.

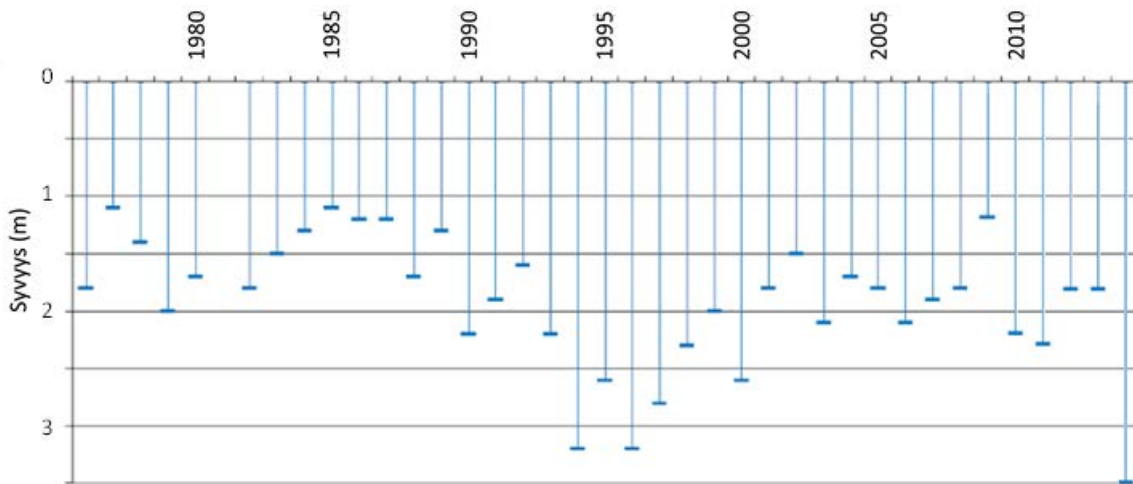


Kuva 27. Lankiluodon mittauslautan fluoresenssimittauksista johdettu a-klorofyllipitoisuus vuosina 2009–2014. Vuorokausivaihtelu on poistettu tuloksista käyttäen tulosten 24 tunnin liukuvaa keskiarvoa. Koostekuvassa on esitetty vuosittaiset keskiarvot touko-lokakuulta. (Lahden seudun ympäristöpalvelut).

3.4.2. Näkösyvyys

Veden näkösyvyys antaa suhteellisen käsityksen siitä miten syvälle valo tunkeutuu veteen. Siihen vaikuttavat vedessä olevat hiukkaset ja veden väri. Koska Vesijärven vesi on varsin kirkasta, siellä näkösyvyys heijastelee lähinnä kasviplanktonin määrää.

Enonselän rehevyyden pienentymisestä huolimatta sen näkösyvyys kuitenkin kasvoi 1970–1980 lukujen vaihteen noin 1,5 metristä vain noin kahteen metriin 2000-luvun alussa. (Kuva 28). 1990-luvun puolivälissä näkösyvyys on ollut noin kolme metriä, mikä on aikaisemmin tulkittu tehokalastuksen seuraukseksi. Sekoitushapetuksen aikana näkösyvyys on ennen täyskierron alkamista vaihdellut 1,2–3,5 m:n välillä. Vuonna 2014 näkösyvyys oli kesäkerrostuneisuuden lopulla suurempi (3,5 m) kuin koskaan aiemmin sitten jätevesien Enonselkään purkamisen lopettamisen. Tulos oli myös sopusoinnussa jatkuvatoimisen klorofyllimittauksen tulosten kanssa (kuva 27). Koko 40 vuoden aikasarja osoittaa, että näkösyvyys ei ole moniin muihin muuttujiin verrattuna ollut erityisen hyvä kuvaamaan Enonselän tilan kehitystä.

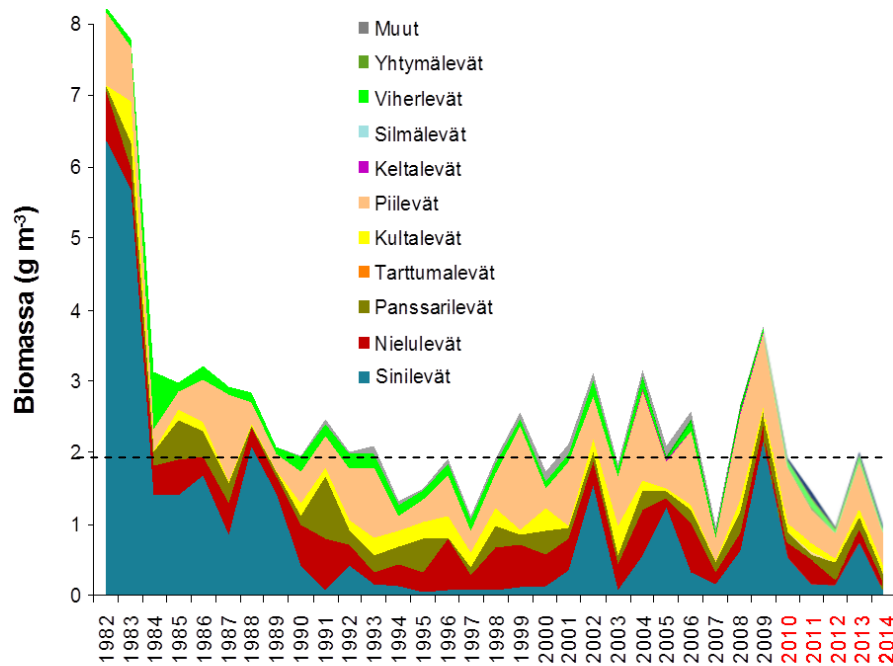


Kuva 28. Näkösyvyys Lankiluodon syvänteellä elokuussa tai ennen täyskierron alkamista 1976–2015 (Jäntti 2010 ja Suomen ympäristökeskuksen tietokanta).

3.4.3. Kasviplanktonlajisto ja -biomassa

Enonselän vuosien 1982–2014 keskimääräiset kasviplanktonbiomassat ilmentävät rehevöitynyttä vesistöä (kuva 29). Kajaanselän kasviplanktonbiomassa puolestaan on joinakin vuosina ilmentänyt jopa niukkaravinteista vesistöä. Enonselän kasviplanktonin valtalajeina olivat jätevesikuormituksen vallitessa 1960-luvun alusta lähtien aina vuoteen 1984 *Planktothrix*-sinilevät, jotka eivät yleensä keräydy veden pintaan. Myöhemmin sinilevälajisto vaihtui pintakukintoja muodostaviin lajeihin. Sinileväkukintojen poistuttua 1990-luvun alussa valtalajeina olivat pii- ja nielulevät. Lähinnä veden pinnalle kukintoja muodostavat sinilevät alkoivat kuitenkin jälleen voimistua 2000-luvun alussa, mutta esimerkiksi kesinä 2005 ja 2006 on havaittu myös *Planktothrix*-esiintymiä (Keto 2010b).

Sekoitushapetuksen aikana 2010–2014 kasviplanktonin biomassa on ollut pienimmillään sitten 1970-luvun eikä sinileviä ole juurikaan esiintynyt. Ainoat poikkeukset ovat olleet vuosien 1994 ja 1997 lähes yhtä alhaiset biomassat. Vaikka vuodelta 2015 ei ole vielä laskentatuloksia, sinileviä oli kuitenkin taas ilmeisen runsaasti. On vielä liian varhaista tehdä pidemmälle meneviä tulkintoja, mutta vuosi oli sääoloiltaan poikkeuksellinen, koska järvi sekoittui keskellä kesää kahtenakin eri jaksona. Ei voi olla epäilystä, etteivätkö kierrot olisi lisänneet päällysveden ravinteita ja siten niiden saatavuutta leville. Jatkossa sekoituksen suhteen on kesällä kiinnitettävä huomiota myös riittävän lämpötilaeron ylläpitämiseen alus- ja päällysveden välillä. Tämä on suhteellisen helposti toteutettavissa, kun saataville tulee entistä hienopiirteisempää tietoa lämpötilan ja hapen hetkellisistä pystyjakaumista.



Kuva 29. Enonselän kasviplankton avovesikauden näytteenottojen keskiarvoina vuosina 1982–2009. Näytteitä on otettu vuosittain 5–10 kpl. Katkoviiva kuvaa välttävän ja tyydyttävän välistä raja-arvoa ($1,9 \text{ g m}^{-3}$) suurille kirkasvetisille järville. Kuvassa tarttumalevät on erotettu kultalevistä ja silmä- ja yhtymäleivät viherlevistä vuoden 2003 jälkeen. Sekoitusvuodet on merkitty punaisella. (Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Ramboll Analytics Oy).

Sekä kasviplanktonlaskennan että erilaisten klorofyllimääritysten tulokset vuosilta 2010–2014 viittaavat siis yhdenmukaisesti kasviplanktonin biomassan pientymiseen sekoitushapetuksen aikana, mikä sopii myös yhteen syvänteissä havaittujen kokonaisravinteiden pitoisuuksien laskun kanssa. Vuoden 2015 runsaampi sinilevien esiintyminen ja mahdollisesti suurempi biomassa eivät tähän johtopäätökseen vaikuta, koska silloin kesän aikaiset täyskierrot olivat poikkeuksellisia.

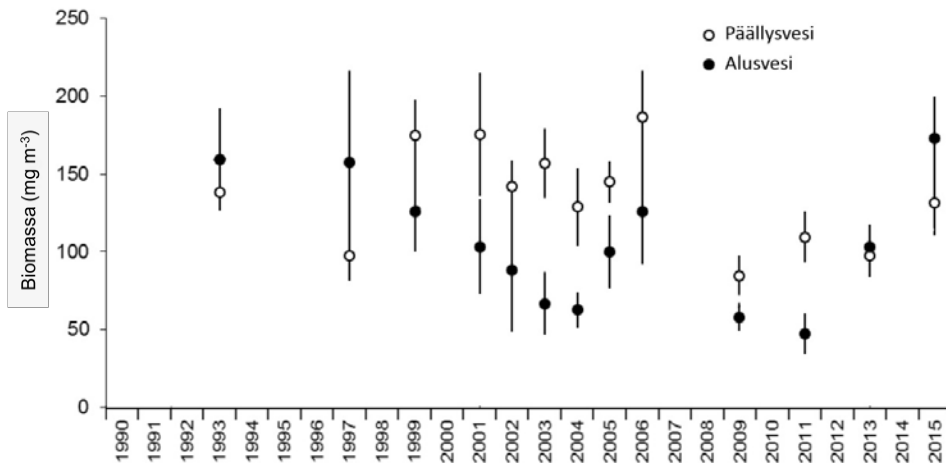
3.5. Vesikasvit

Vuosina 2005–2007 tehtyjen tutkimusten perusteella (Vesijärvi II-projekti) vesikasvien lajimäärä Vesijärvellä on vähentynyt 90-luvun puoliväliin verrattuna, sillä varsinkin valoa tarvitsevat pohjalehtiset kasvit ovat vähentyneet. Alhaisempia ravinnepitoisuuksia suosivat lajit, kuten ruskoärviä (*Myriophyllum alterniflorum*) ja järvisätkin (*Ranunculus peltatus*) ovat kuitenkin runsastuneet. Myös muun muassa järvinäkingsammalen (*Fontinalis hypnoides*) ja isonäkingsammalen (*Fontinalis antipyretica*) on havaittu runsastuneen. Muutokset ovat Paimelanlahdella, Vähäselällä ja Komonselällä samansuuntaisia kuin Enonselällä (Keto 2008).

Viimeisten vuosikymmenten aikana tulokaslajit ovat lisänneet Vesijärven vesikasvien lajimäärää. Poimuvita on Vesijärven kasviston uusimpia tulokkaita. Lajia löydettiin kesällä 1983 eri puolilta järveä. Poimuvita on harvinainen vesikasvi, jota on tavattu vain muutamalla Etelä-Suomen järvellä. Se viihtyy savipohjalla lähellä ruovikon ulkoreunaa kasvaen noin puolimetrisiksi. Muita Vesijärveen nopeasti levinneitä tulokaslajeja ovat vesirutto (*Elodea canadensis*) ja ristilimaska (*Lemna trisulca*) (Lammi 2010).

3.6. Eläinplankton

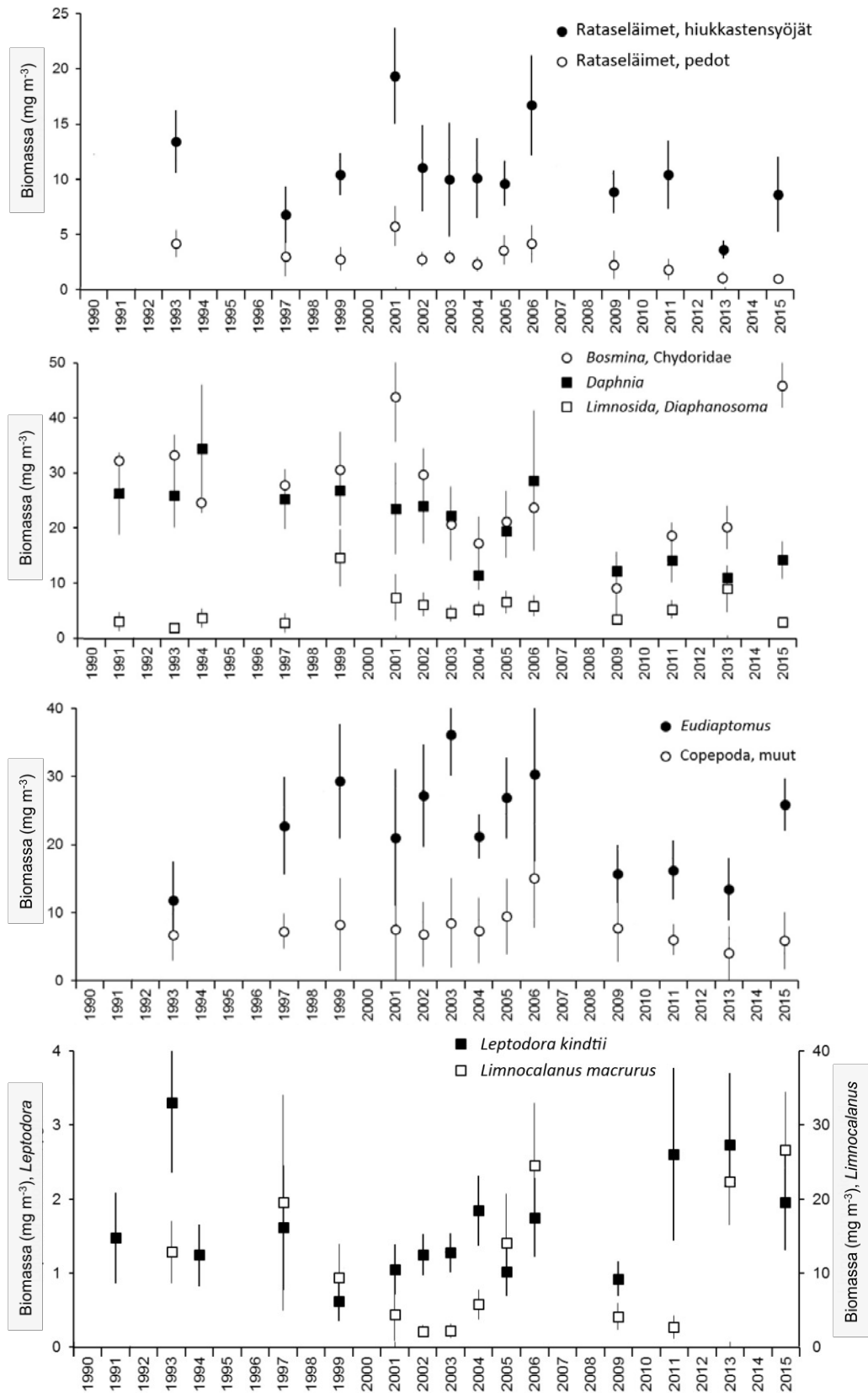
Eläinplanktonia on tutkittu yksityiskohtaisemmin vuosina 1993–2015 (Kuoppamäki 2015). Enonselän eläinplanktonin tilavuuspainotettu kokonaisbiomassa (ilman alkueläimiä) on vaihdellut sekä päällyss- että alusvedessä huomattavasti vuodesta toiseen. Vaikka päällyssveden arvot ovat olleet keskimäärin suurempia (kuva 30), ne ovat varsin lähellä koko vesipatsaan keskibiomassaa, koska alusveden tilavuus on paljon pienempi. Havaintojakson aikana eläinplanktonin kokonaisbiomassa on ollut jonkin verran laskeva. Se ei kuitenkaan välttämättä johdu sekoitushapetuksesta, koska biomassa oli alhainen jo vuonna 2009 ennen sekoituksen aloittamista.



Kuva 30. Enonselän eläinplanktonin tilavuuspainotettu keskimääräinen biomassa (\pm SE) Lankiluodon mittausaseman päällyss- (0–10 m) ja alusvedessä (10–30 m) kesä-syyskuussa 1991–2015. (Kuoppamäki 2015).

Alkueläimistä ripsieläimet, *Tintinnopsis lacustris* ja *Tintinnidium fluviatile* sekä yhdyskuntia muodostava *Epistylis rotans*, ovat olleet yleisiä. Erityisesti sinileväkukintojen aikana on *Vorticella*-ripsieläimiä ollut ajoittain runsaasti. Yksisoluisia alkueläimiä lukuun ottamatta, pienet rataseläimet olivat runsaslukuisin eläinplanktonryhmä. Niiden biomassaltaan merkittävimmät lajit olivat *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina* ja *Polyarthra vulgaris*, jotka syövät pieniä leviä ja bakteereita. Petorataseläinten (*Asplanchna* spp., *Ploesoma hudsonii* ja *Synchaeta* spp.) biomassa oli karkeasti kolmasosa muiden rataseläinten biomassasta (kuva 31). Molempien ryhmien biomassat todennäköisesti pienenevät havaintojakson aikana. Kaiken kaikkiaan rataseläimiä oli keskimäärin noin kuudennes eläinplanktonin kokonaisbiomassasta.

Vesikirput (lähinnä *Daphnia*, *Bosmina*, *Limnosida* ja Chydoridae) muodostivat suurimman osan äyriäisplanktonin biomassasta. Sekä *Daphnia*-suvun suodattajien että pienempien ja ravintoaan valikoivampien *Bosmina*-suvun ja *Chydoridae*-heimon biomassat ovat suunnilleen puoliintuneet vuosien 1991–2015 aikana (kuva 31). *Diaphanosoma brachyurum* ja suurikokoinen *Limnosida frontosa* sen sijaan näyttävät runsastuneen. Alkukesän vesikirppubiomassa ja klorofyllipitoisuus ovat usein olleet toistensa peilikuvia, mikä viittaa vesikirppujen säätelevän kasviplanktonin määrää (Kuoppamäki 2015). Koska kalat saalistavat tehokkaimmin isoimpia yksilöitä, runsas eläinplanktonia syövä kalasto vaikuttaa sen kokojakaumaan. Vuosina 2009–2013 Enonselän *Daphnia*-vesikirppujen pituus oli noin kymmenen prosenttia suurempi kuin aikaisemmin, mikä voisi viitata pienentyneeseen kalojen saalistuspaineeseen. Kuoreen runsaus voisi selittää *Daphnia*-vesikirppujen koon pienenemisen vuonna 2015 (kuva 32). Katsottaessa tarkemmin kuoreen esiintymistä, koon vaihtelu näyttäisi kuitenkin useamman tekijän säätelemältä. Vuosien 2003 ja 2011 kuorekannat olivat hyvin heikkoja, mutta seuraavina vuosina ne elpyivät melko tasaisesti saavuttaen lähes saman korkean tason vuosina 2008–2010 ja 2015 (ks. tarkemmin luvussa 3.8. Kalasto). Vuotta 2015 lukuun ottamatta vesikirppujen koko ei kuitenkaan seurannut loogisesti kuoreen tiheyden vaihteluita.

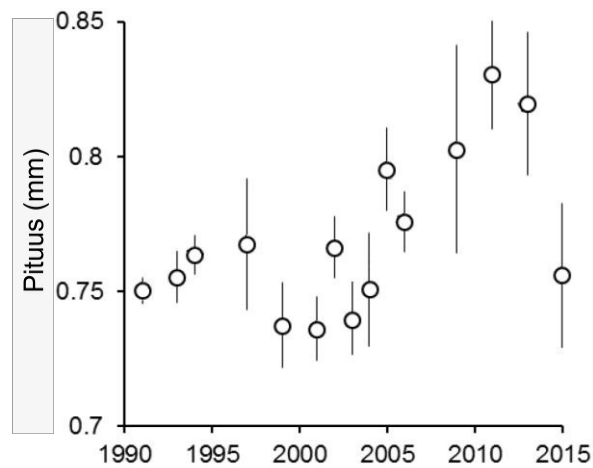


Kuva 31. Enonselän tärkeimpien eläinplanktonryhmien ja lajien keskimääräiset tilavuuspainotetut biomassat (\pm SE) Lankiluodon mittausasemalla kesä-syyskuussa 1991–2015. (Kuoppamäki 2015).

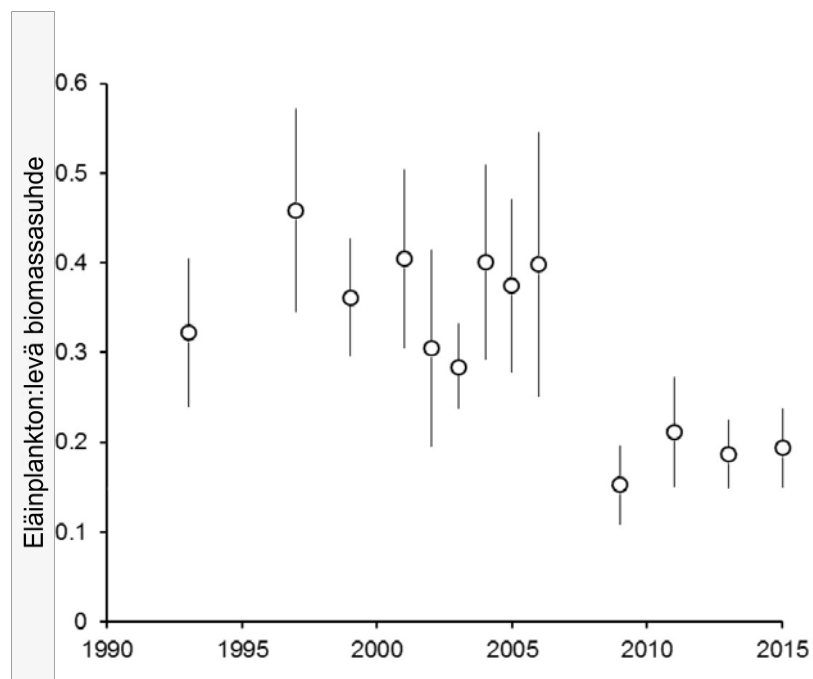
Leviä syövän *Eudiaptomus gracilis* -hankajalkaisen biomassa on ollut varsin vaihteleva ja se näyttää lähestulkoon puoliintuneen vuosien 1993–2015 aikana (kuva 31). Toukkavaiheessa vielä leviä syövien Cyclopoida-hankajalkaisten biomassa on pysynyt suhteellisen muuttumattomana. Petohankajalkaisista *Heterocope appendiculata* on esiintynyt harvalukuisena alkukesästä. Sen sijaan myös suurikokoinen,

mutta päivällä lähinnä alusvedessä viihtyvä, *Limnocalanus macrurus* on esiintynyt runsaampana koko kesän niin kauan kuin alusvedessä on ollut happea. Sen biomassassa on ollut suurta vuosien välistä vaihtelua, mutta se on ilmeisesti runsastunut alusveden happitilanteen parantuessa sekoitushapetuksen seurauksena. *Leptodora kindtii* -petovesikirpun biomassassa on ollut liian vaihteleva, jotta tuloksista voisi päätellä mitään aikatrendiä.

Eläinplanktonin ja kasviplanktonin biomassojen suhde kuvastaa kasviplanktoniin kohdistuvaa laidunnusta. Tulosten mukaan Enonselällä suhde näyttää pienentyneen, mikä voisi tarkoittaa kasviplanktonin laidunnuspaineen olleen viime vuosina pienempi kuin 1993–2007 (kuva 33). Toisaalta syynä on voinut olla myös leväyhteisön lajikoostumuksen muuttuminen aikaisempaa vaikeammin syötäväksi. Yhdyskuntia muodostavien sinilevien suhteellisen runsas esiintyminen vuosina 2009 ja 2015 sopisi tämän kanssa yhteen, mutta ei vuosina 2011 ja 2013 (kuva 29). Koska vuoden 2009 tulos ei poikennut sekoitusvuosista, sekoitukseen tuskin on johtanut biomassasuhteen muutokseen.



Kuva 32. *Daphnia*-vesikirppujen keskimääräinen pituus (\pm SE) Lankiluodon mittausasemalla kesä-syyskuussa 1991- 2015. (Kuoppamäki 2015).

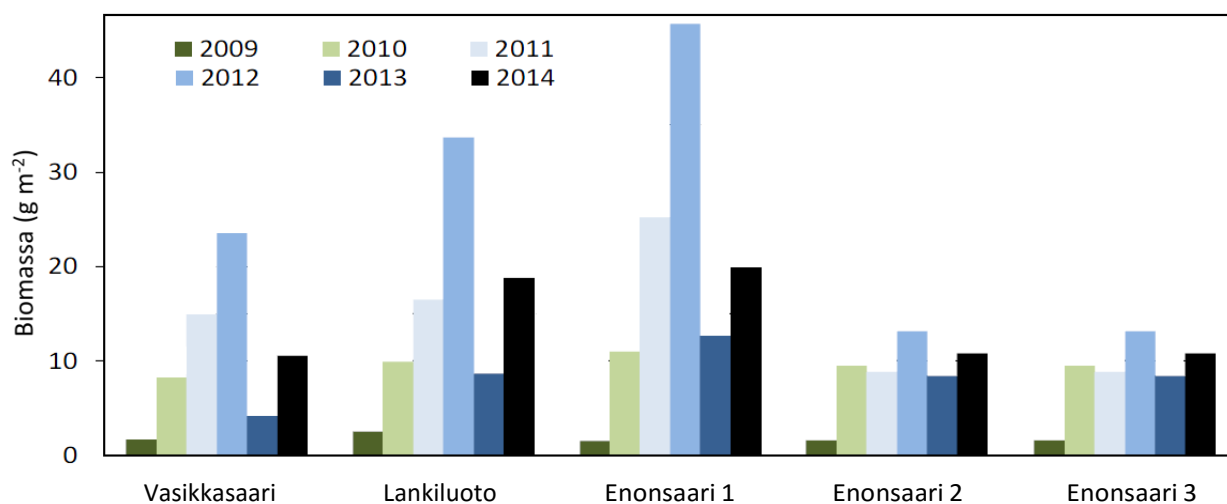


Kuva 33. Enonselän eläinplanktonin ja kasviplanktonin biomassojen keskimääräinen suhde (\pm SE) vuosina 1991–2015. (Kuoppamäki 2015).

3.7. Pohjaeläimet

Enonselän pohjaeläimistöä kartoitettiin vuonna 2009 ennen laajamittaisen hapetuksen aloittamista. Näytteitä otettiin välisyvyyksistä (10–15 m) ja syvänteistä.

Enonselän pohjaeläimistö on yksipuolista ja on aiemmin kärsinyt erityisesti syvänteiden alhaisesta happipitoisuudesta. Sekä 2009 että koko sekoitushapetuskauden ajan Enonselän pohjanlaatuindeksi on ilmentänyt hyvin rehevää pohjaa kaikilla havaintopaikoilla (Hynynen 2010, Valkama 2015). Syvännepohjaeläinindeksin mukaan 9–15 m:n havaintopaikkojen ekologinen tila on yleensä ollut tyydyttävä, mutta syvänteissä vain välttävä. Sekoitus näyttää pysyvästi kohottaneen syvänteiden pohjaeläinten biomassat karkeasti viisinkertaisiksi vuoteen 2009 verrattuna (kuva 34). Myös 9–15 m:n syvyysvyöhykkeellä nousu oli lähes yhtä suuri. Näin ollen pohjaeläimiä syövien kalojen ravinto on lisääntynyt.



Kuva 34. Enonselän syvänteiden pohjaeläinbiomassat 2009–2014. (Lahden seudun ympäristöpalvelut).

3.8. Kalasto

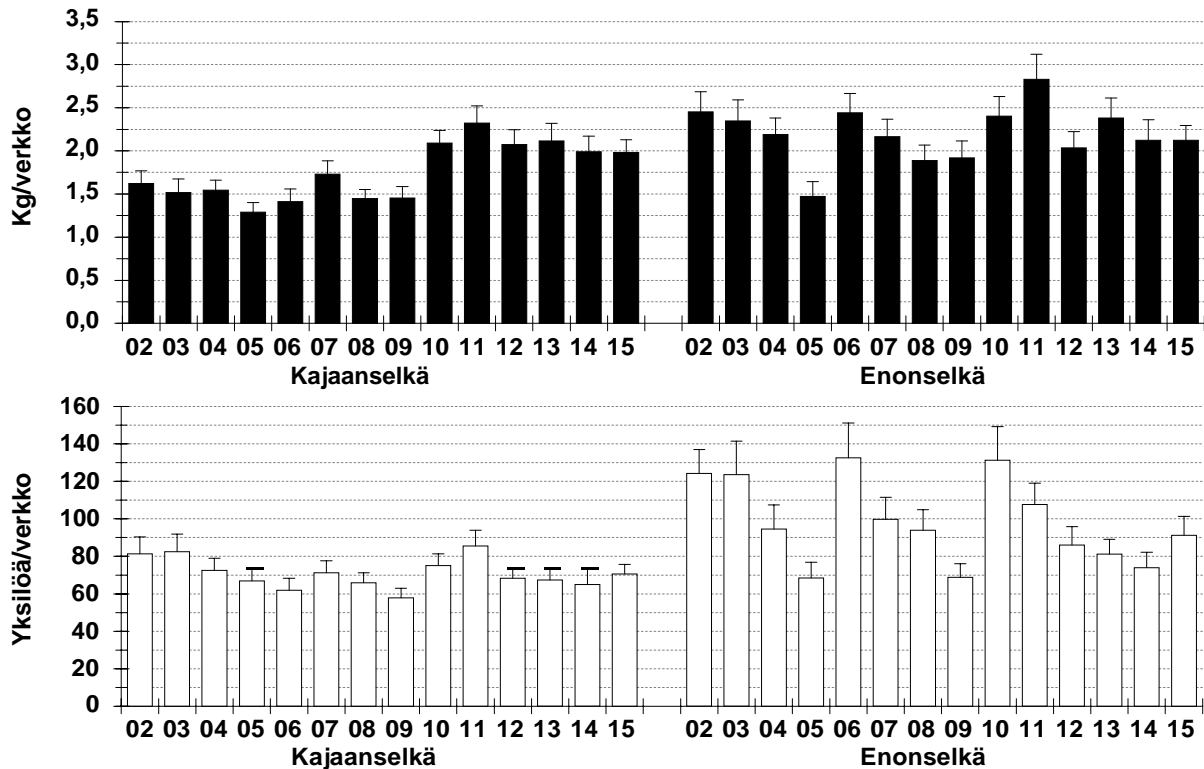
Jukka Ruuhijärvi ja Pasi Ala-Opas

Kajaan- ja Enonselällä on tehty verkkokoekalastuksia heinä-elokuussa vuodesta 2007 lähtien. Niiden otanta jakautuu kummankin selän koko alueelle ja kaikkiin syvyysvyöhykkeisiin. Matalilla alueilla kalastetaan pohjaverkoilla ja syvemmillä alueilla lisäksi pinta- ja välivesiverkoilla. Pyydyksenä käytetään NORDIC-yleiskatsausverkkoa, jossa on 12 solmuväliä (5–55 mm) 2,5 m pätkinä 30 m pitkässä ja 1,5 m korkeassa verkossa. Kummallakin selällä kalastetaan neljä kertaa ja kerralla on pyynnissä 15 verkkoa, joten aineisto perustuu 60 vuotuisen verkkoyöhön. Koekalastukset on tehty samoin menetelmin vuodesta 2002. Tulokset esitetään yhden verkon keskimääräisinä massa- ja kappalesaaliina, jota kutsutaan yksikkösaaliiksi (Ruuhijärvi ja Ala-Opas 2014).

Verkkokoekalastuksella saadaan luotettava kuva ahven- ja särkikalojen runsaussuhteista ja yleisimpien lajien pituusjakaumista. Verkko kuitenkin pyytää huomattavasti mm. lahmia sekä kesällä vähän liikkuvia lajeja, kuten haukea ja madetta. Myös pienikokoisten lajien, erityisesti kuoren, osuus kalastosta on

verkkosaaliissa todellisuutta pienempi. Sen vuoksi Enonselän kuorekannan runsautta on arvioitu myös kaikuluotauksella (Malinen ym. 2015).

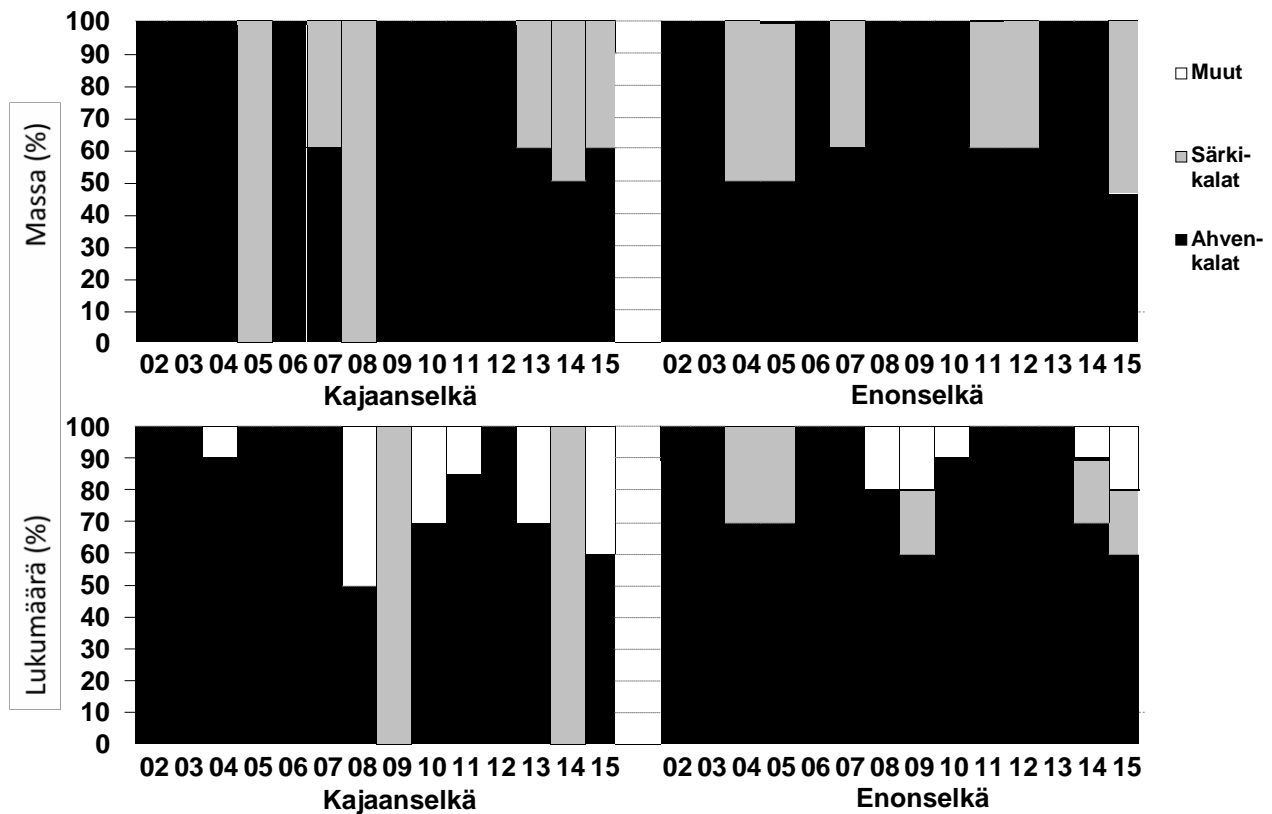
Koekalastusten kokonaissaaliit ovat olleet Enonselällä useimpina vuosina korkeampia kuin Kajaanselällä, mutta Kajaanselän saaliiden noustua viime vuosina, ero on tasoittunut (kuva 35). Mitään selvää trendiä 2000-luvun kokonaissaaliissa ei ole. Vuosien väliset vaihtelut johtuvat etenkin lämpötilan vaihtelusta. Lämpimänä kesänä saadaan suurempia saaliita, koska kalatuotanto on suurempi, kalat liikkuvat aktiivisemmin ja poikaset kasvavat nopeammin verkkoon jäävään kokoon.



Kuva 35. Kajaan- ja Enonselän kokonaisyksikkösaaliit massoina ja yksilömäärinä 2002–2015. Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.

Kalaston pääryhmien, ahven- ja särkikalojen, sekä muiden kalojen, jotka Vesijärvessä ovat pääasiassa kuoretta, osuudet koekalastussaaliissa ovat vaihdelleet samansuuntaisesti sekä Enon- että Kajaanselällä (kuva 36). Koko aikasarjaa tarkasteltaessa Vesijärven kalaston rakenne on melko vakaa, lähinnä vain kuoreen määrä vaihtelee selvästi (kuvat 37–38). Kajaanselällä kuorekanta on vakaampi ja runsaampi kuin Enonselällä. Sekoitushapetuksen aloitusvuosien 2010–11 erityisen lämpiminä kesinä kuore lähes katosi Enonselältä. Vuodesta 2012 alkaen Enonselän kuorekanta on vähitellen runsastunut, mutta se on parina viime vuonna koostunut pääasiassa poikasista, joita esiintyi erityisen runsaasti kesällä 2015. Viime vuosina myös särkikalojen osuus on ollut Enonselällä kasvussa. Täytyy kuitenkin huomioida, että verkkokoekalastus liioittelee ahvenkalojen osuutta verrattuna särkikaloihin ja kuoreeseen. Vesijärven koeverkoista saadaan runsaasti ahvenen poikasista etenkin lämpiminä kesinä, mutta särkikalojen poikasista hyvin vähän, koska ne elävät pääasiassa rantakasvillisuuden suojassa, missä verkoilla ei voida kalastaa.

Vesijärven koekalastuksissa särkikalojen saalisosuus on kohtuullinen verrattuna moneen muuhun rehevöityneeseen järveen. Kalaston rakenne on tasapainoinen ja ahvenkaloja on runsaasti sekä kalastettavaksi että järven ravintoverkon kannalta. Petokalojen osuus kalastosta kasvoi viime vuosikymmenellä selvästi ja on tällä vuosikymmenellä pysynyt edelleen korkeana (kuva 39).

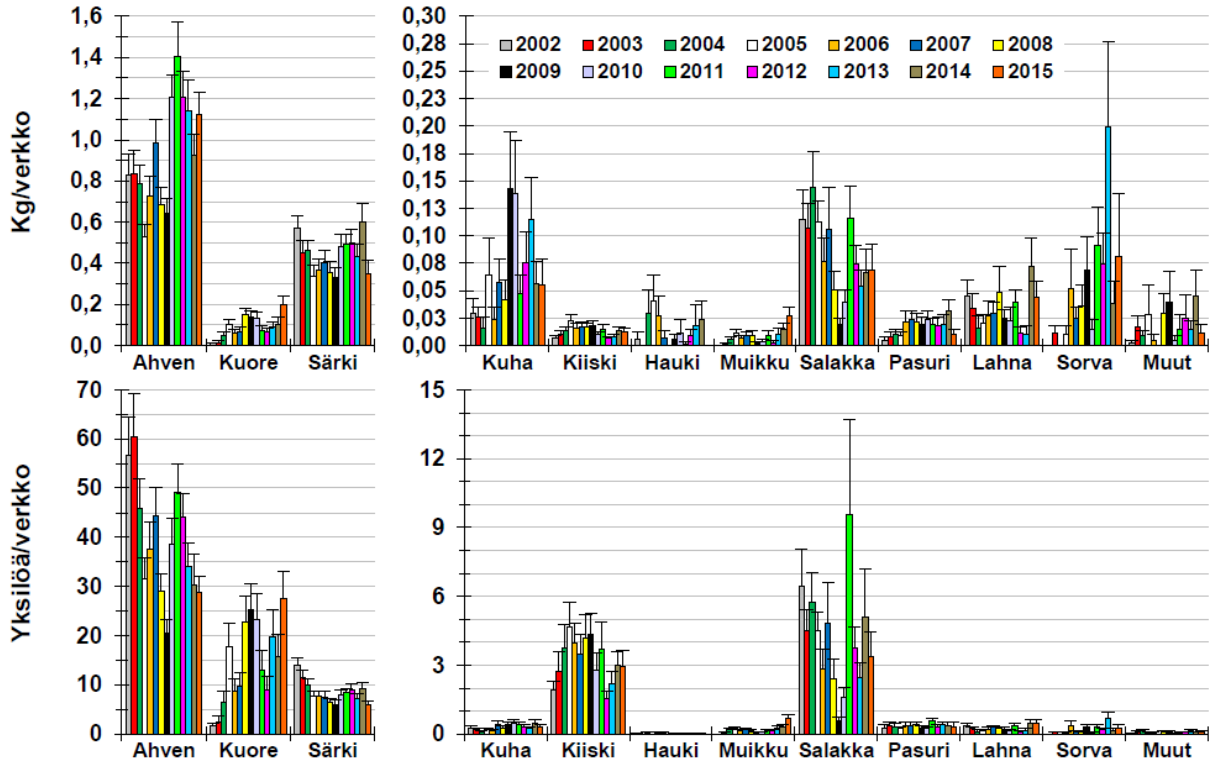


Kuva 36. Kajaan- ja Enonselän ahven- ja särkikalajien saalisosuudet massoista ja yksilömäärästä 2002–2015.

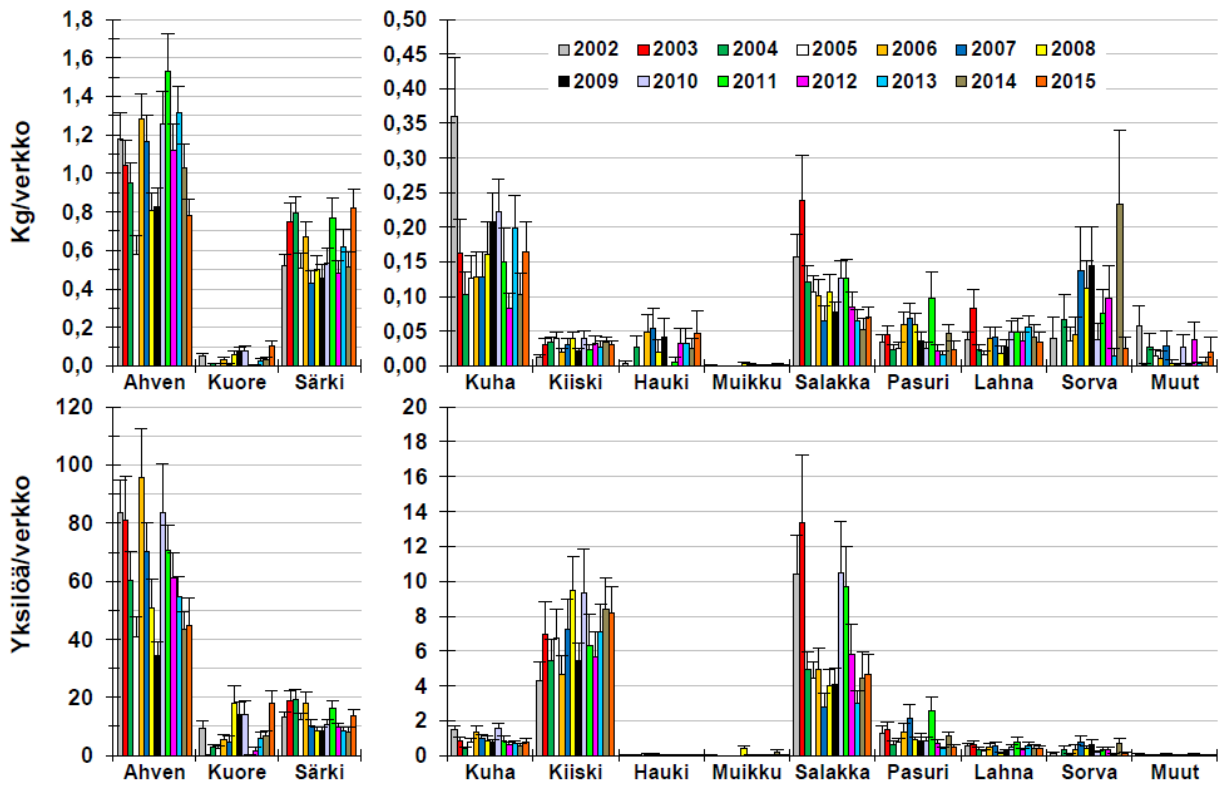
Kajaanselällä petokalaosuuden kasvu on ollut voimakkainta, minkä selityksenä on todennäköisesti vuodesta 2008 voimassa ollut verkkojen 23–49 mm solmuvälirajoitus, joka suojaa pieniä petokaloja pyynniltä. Jo aiemmin Kajaanselälläkin aloitettu hoitokalastus vaikutti samaan suuntaan. Särjen vähentyessä ahvenen kasvu parani ja runsastunut kuorekanta tarjoaa isoille ahvenille ja kuhille kalaravintoa. Enonselällä vastaava solmuvälirajoitus on ollut voimassa jo vuodesta 1997. Kuhakannan vaihtelut vaikuttavat Enonselällä petokalaosuuteen enemmän kuin Kajaanselällä. Tässä esitetty aikasarja alkaa kuhakannan huippuvuodesta 2002 ja toinen kuhakannan huippu oli vuosina 2009–10. Sen jälkeen se pienentyi, koska vuosina 2007–08 kuhan poikastuotto oli heikko. Viime vuosina Enonselän petokalojen osuus on jonkin verran laskenut.

Petokalojen korkea osuus koekalastussaaliista kertoo onnistuneesta kalastuksen ohjauksesta ja kalaveden hoidosta, jonka keskeinen osa on jo yli kaksi vuosikymmentä jatkunut hoitokalastus (Ruuhijärvi 2010). Vuodesta 2009 hoitokalastusta on pyritty uudelleen tehostamaan ja tavoitteena on ollut 200 tonnin vuotuinen särkikaloihin painottuva saalis. Vuosina 2009–12 tavoitteeseen päästiin (Ruuhijärvi ja Ala-Opas 2014), mutta parina viime vuonna siitä on jääty noin neljänneksen verran (kuva 40). Verkkoja ja nuottia tukkiva syksyinen piileväkukinta on haitannut kalastusta parina viime vuonna. Hoitokalastuksen saaliista on aiempaa suurempi osa ollut lahnaa ja salakkaa.

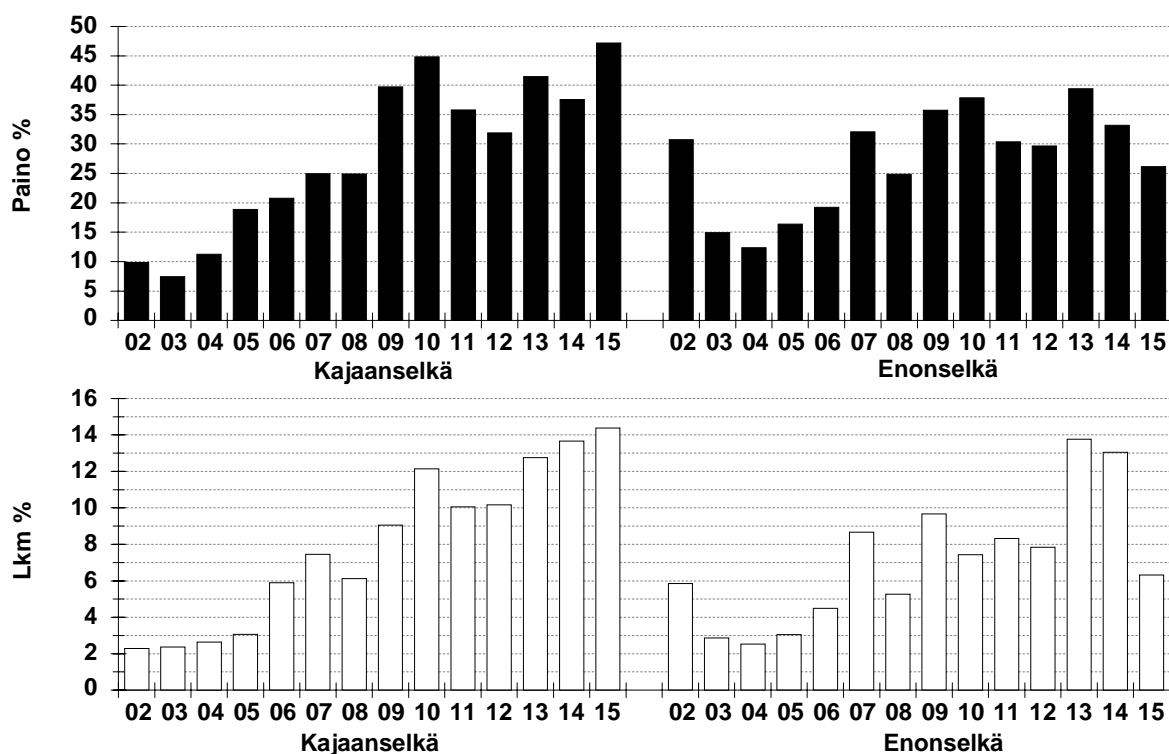
Koekalastusten tuloksista johdettu vesistön ekologinen tila on sekä Kajaan- että Enonselällä tyydyttävä. Järven osien väliset erot ekologisessa tilassa ovat viime vuosina tasaantuneet. Rehevöitymisen aiheuttamat muutokset ovat selvästi havaittavissa, joten hyvään tilaan pääseminen edellyttää vesiensuojelutoimia.



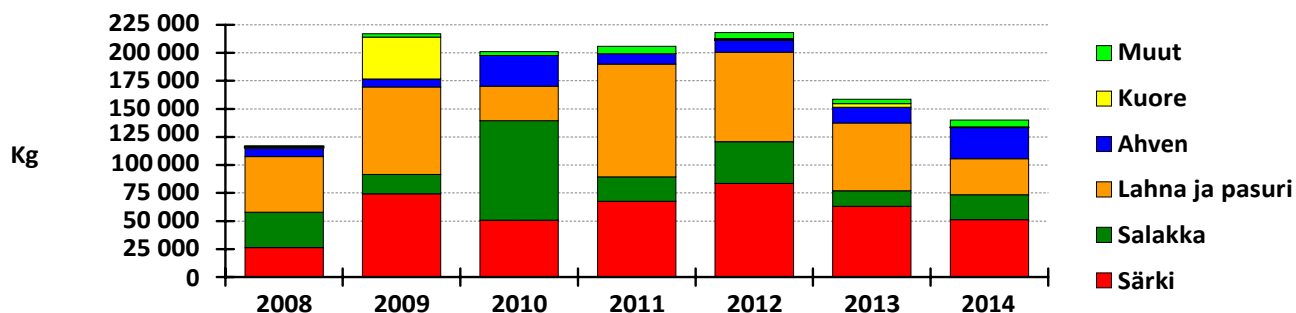
Kuva 37. Kajaanselän verkkokoekalastusten yksikkösaaliit lajeittain massoina ja yksilömäärinä 2002–2015. Muut = siika, taimen, kirjolohi, suutari, ruutana, kivenuoliainen, kivisimppu. Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 38. Enonselän verkkokoekalastusten yksikkösaaliit lajeittain massoina ja yksilömäärinä 2002–2015. Muut = siika, taimen, made, suutari, ruutana, kivisimppu. Hajontajanat kuvaavat keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 39. Kajaan- ja Enonselän petokalojen saalisosuudet massaista ja yksilömääristä 2002–2015.



Kuva 40. Vesijärven hoitokalastuksen saaliit kalalajeittain vuosina 2008–2014.

3.9. Yleisiä johtopäätöksiä

Sekä Enonselän kokonaistypen että -fosforin pitoisuuksien selkeä lasku ennen sekoitushapetusta näyttäisi pysähtyneen viimeistään 1990-luvun puolivälissä. Koska ulosvirtaaman lisäksi myös hautautuminen sedimenttiin poistaa koko ajan ravinteita kierrosta, voidaan tasoittuneista pitoisuuksista päätellä, että järven toipumisvaihe on jo pääosin ohitettu. Teoriassa jätevesipäästöjen aikaista vettä on enää jäljellä korkeintaan 5 %. Siksi järven tilan kohentamiseksi tehtävien toimenpiteiden tulisi keskittyä ravinteiden poistamiseen, mihin on paljon mahdollisuuksia. Niistä hulevesien mukana tulevan ravinnekuormituksen poistaminen olisi sekä vaikutusten suuruuden että teknisen toteuttamiskelpoisuuden ja nopeuden suhteen selkeästi keskeisin kohde. Myös

hoitokalastusta että sekoitushapetusta kannattaa jatkaa, koska molemmat alentavat ravinnetasoa. Molempien kustannuksia pitäisi kuitenkin yrittää karsia. Jos mahdollista, pitäisi luoda ketju, jolla kala saataisiin markkinoitua kannattavaan hintaan ja sekoitukseen pitäisi löytää kustannustehokkaampia ratkaisuja.

3.9.1. Sekoitushapetus

Käytävissä oleva viiden vuoden aineisto antaa jo varsin luotettavan kuvan sekoitushapetuksen vaikutuksista Enonselkään. Sen perusteella voidaan todeta sekoituksen selkeästi parantaneen Enonselän tilaa.

- Happitilanne on muuttunut talvella erinomaiseksi ja kesällä tyydyttäväksi. Sen seurauksena pohjaeläimistön elintila on laajentunut ja kaloille on entistä enemmän ravintoa.
- Syvimpien vesikerrosten kokonaisfosforin pitoisuudet ovat laskeneet talvella jonkin verran ja kesänkin arvot ovat aikaisemmin mitattuihin nähden pienimpien joukossa.
- Kokonaistyyppipitoisuudet ovat sekoitushapetuksen voimistaman denitrifikaation myötä laskeneet vuodenajasta riippuen merkittävästi, ~20–50 %.
- Sekä klorofyllimittausten että kasviplanktonin biomassan perusteella sekoitushapetus on vähentänyt Enonselän rehevyyttä. Muutos on todennäköisesti seurausta ravinnepitoisuuksien pienenemisestä.
- Järven tilan äärimmäiset heilahtelut ovat ilmeisesti laantuneet.

Talvella sekoituksesta ei ole ilmennyt haittavaikutuksia, mutta kesällä niitä on:

- Lämpimän päällysveden pumppaaminen alusveteen hävittää loppukesällä kylmänvedenkalojen elinympäristön.
- Lämpeneminen
- Päällys- ja alusveden lämpötilaeron kaventuessa kylminä kesinä (esimerkkinä 2015) järvi saattaa kiertää keskellä kesää, jolloin pintaan nousevat ravinteet lisäävät leväbiomassaa.

4. VESIENHOIDON TOIMENPITEET VESIJÄRVELLÄ

4.1. Vesienhoidon toimenpideohjelman velvoitteet

Hämeen ympäristökeskus on laatinut osana vesienhoidon järjestämislain (1299/2004) toimeenpanoa omaa aluettaan koskevan vesienhoidon toimenpideohjelman. Päijät-Hämeen järvet, Vesijärvi mukaan luettuna kuuluvat tämän suunnitelman piiriin. Toimenpideohjelma on osa laajempaa Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitosuunnitelmaa, jonka uusimman version valtioneuvosto hyväksyi 3.12. 2015. Vesienhoitosuunnitelman ja toimenpideohjelman tarkasteluja varten Vesijärvi on jaettu kahteen osaan, pohjoiseen Kajaanselkään ja eteläiseen järven muut osat kattavaan kokonaisuuteen. Vesijärven tilaluokitus on tyydyttävä.

Toimenpideohjelmassa esitetyt tavoitteet ja keinot ovat sidoksissa vesien ekologisen luokituksen perusteella asetettuihin tilatavoitteisiin. Vesien tilan parantumisen mittarina voidaan pitää esimerkiksi ravinne- tai kiintoainekuormituksen ominaiskuormituksen (kg/ha/a) tai kokonaismäärän (kg/a) vähentymistä, ravinnepitoisuuden vähentymistä tai tilaluokituksen parantumista. Hämeen ympäristökeskuksen (nykyään Hämeen ELY-keskus) toimenpideohjelmassa tilatavoitteet on asetettu vesien ravinnepitoisuuksien vähentämisen kautta niin, että nykyisiä pintaveden kesäaikaisia fosfori-, typpi- ja klorofylli-a -pitoisuuksia verrataan järvityypille asetettuihin hyvän ja tyydyttävän luokan pitoisuusrajoihin. Koska fosfori on sisävesissä lähes aina tuotantoa rajoittava ravinne, on sen merkitystä painotettu myös tilatavoitteiden määrittämisessä.

Järven heikentyntä tilaa ilmentävät pääasiassa rehevöitymisestä aiheutuneet haitat, korkeat ravinnepitoisuudet, heikentyneet alusveden happiolot, kiintoainekuormituksesta johtuva veden samentuminen tai tummuminen, vesikasvillisuuden liiallinen runsastuminen, (sini) -levien massaesiintymät ja muutokset eliöstön rakenteessa.

Järvien fosforipitoisuuden laskun tulisi heijastua suoraan myös ekologisen tilan parantumiseen, sillä Vesijärven vakavimmat tilaan vaikuttavat paineet ovat suoraan tai välillisesti liitoksissa rehevöitymiseen ja liialliseen ravinnekuormitukseen. Vesijärven tilatavoite on luokituksen nousu hyvään ekologiseen tilaan. Hämeen ELY-keskuksen toimenpideohjelmassa esitetyn arvion mukaan Vesijärven fosforinvähennystarve tuon tavoitteen saavuttamiseksi on 30–50 %, mikä on varovaisestikin arvioituna äärimmäisen kunnianhimoinen tavoite. Typen osalta Hämeen ELY-keskus arvioi tilanteen olevan jo tällä hetkellä hyvä. Tilatavoitteen saavuttaminen edellyttäisi myös pitkälti tyydyttävästä ja fosforista riippuvaisen ja levän määrää kuvaavan klorofyllin pitoisuuden painamista 10–30 % alaspäin.

4.2. Toimenpiteet osa-alueittain

4.2.1. Enonselkä

Enonselälle ja sen valuma-alueelle ehdotetaan seuraavia toimenpiteitä:

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Jatketaan Enonselälle sijoitettujen automaattisten vedenlaadun mittausasemien toimintaa.
- b. Uusitaan Enonselän mittauslautat.
- c. Ylläpidetään ympärivuotista Lankiluodon mittausviittaa
- d. Varmistetaan mittausviittojen tiedonsiirto nettipalveluun
- e. Huolehditaan mittausviittojen laadunvarmennuksesta, erityisesti klorofylliarvojen kalibroinnista
- f. Otetaan ylimääräiset näytteet Enonsaaren ja Myllysaaren syvänteiltä (elo- ja maaliskuussa).
- g. Hyödynnetään entistä paremmin velvoitetarkkailuaineistoja
- h. Seurataan pohjaeläinten lajiston ja määrien kehitystä
- i. Toteutetaan eläinplanktonseurantoja erillisinä hankkeina
- j. Jatketaan Enonselän koeverkkoalastuksia
- k. Testataan muiden tiedontuottamistapojen kuten kaukokartoituksen ja satelliittikuvien soveltuvuutta Vesijärven tilan seurantaan

ii. Vesistökuormituksen seuranta

- a. Kuormitusseurantojen järjestämisestä jatkossa tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana.
- b. Otetaan käyttöön Vesijärven coherence-virtausmalli.
- c. Kuormitusseurantojen tuloksena täsmennetään Enonselän ravinnetasetta

iii. Hapetus

- a. Hapetuskokeilua jatketaan Enonselällä
- b. Hapetuksen vaikutuksien arvioimiseksi jatketaan riittävää seurantaohjelmaa

iv. Hoitokalastus ja kalaistutukset

- a. Hoitokalastusta toteutetaan Vesijärven kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelman mukaisesti. Tavoitteena on kerätä Enonselältä pois lahnaa, särkeä ym. vajaasti hyödynnettyä kalaa vuosittain 30 kg/ha, eli 78 000 kiloa vuodessa seuraavien viiden vuoden aikana. Varaudutaan planktonsyöjien tehopoistoon tarvittaessa.
- b. Luodaan toiminnan jatkon turvaava liiketaloudellisesti järkevä hoitokalastusmalli.
- c. Petokalaistutuksiin rakennetaan kalaston hoidon turvaava malli.

v. Hulevesien hallinta

- a. Edistetään hajautettujen hulevesien käsittelyratkaisuiden suunnittelua.
- b. Edistetään keskustan hulevesien johtamista siirtoputkea pitkin Hennalaan käsiteltäväksi

vi. Vesikasvillisuuden niitot

- a. Ranta-alueiden ja vene- ja laivaväylien hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojavyyhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvualueet). Niitot toteutetaan niillä alueilla, joissa niittojätteen korjaus järjestetään vesialueen omistajien puolesta.
- b. Sää- ja jääolojen salliessa niitetään myös talvisin

vii. Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet

- a. Korjataan Upilanojan kosteikon patorakenne

4.2.2. Komonselkä

Komonselälle ja sen valuma-alueelle ehdotetaan seuraavia toimenpiteitä:

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Näytteenottoa jatketaan LYP:n seurantaohjelman mukaisesti
- b. Tehdään koeverkkokalastus

ii. Vesistökuormituksen seuranta

- a. Kuormitusseurantojen järjestämisestä jatkossa tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana.
- b. Purailanviepän automaattista jokimittausta jatketaan
- c. Otetaan käyttöön Vesijärven coherence-virtausmalli.
- d. Kuormitusseurantojen tuloksena täsmennetään Komonselän ravinnetasetta

iii. Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteet

- a. Edistetään uusia vesistöön huuhtoutuvia ravinnemääriä pienentäviä viljely- ja maanmuokkaukikäytäntöjä yhteistyössä maanomistajien mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
- b. Neuvontaa annetaan ja tilakohtaisia ravinnetaseita lasketaan tai taseiden laskemiseen järjestetään tukea yhteistyössä mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
- c. Suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma pyritään toimeenpanemaan täysimääräisesti

- d. Vesijärven valuma-alueen kosteikkojen yleissuunnitelman pohjalta keskustellaan eri osapuolien kanssa ja toteutetaan kaikki perustellut ja toteutettavissa olevat kohteet.
- e. Selvitetään fosforinsaostuksen käyttötarpeet
- f. Toteutetaan maanomistajien kanssa sovittavalla tavalla suodatinpatoja pienempiin uomiin

iv. Hoitokalastus ja petokalaistutukset

- a. Hoitokalastusta toteutetaan Vesijärven kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelman mukaisesti. Tavoitteena on kerätä Komonselältä pois särkeä jne. pikkukalaa vuosittain 20 kg/ha, eli 25 000 kiloa vuodessa seuraavien kolmen vuoden aikana. Varaudutaan planktonsyöjien tehopoistoon tarvittaessa.
- b. Luodaan toiminnan jatkon turvaava hoitokalastusmalli
- c. Petokalaistutuksia toteutetaan vesialueen omistajien resurssien ja Vesijärven käyttö- ja hoitosuunnitelman raameissa.
- d. Kehitetään hoitokalalastusta tukevaa kalastuksen sääntelyä

v. Vesikasvillisuuden niitot

- a. Ranta-alueiden ja vene- ja laivaväylien hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojaevyöhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvialueet). Niitot toteutetaan niillä alueilla, joissa niittojätteen korjaus järjestetään vesialueen omistajien puolesta.
- b. Sää- ja jääolojen salliessa niitetään myös talvisin

4.2.3. Paimelanlahti ja Vähäselkä

Paimelanlahdelle ja Vähäselälle valuma-alueineen ehdotetaan seuraavia toimenpiteitä:

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Paimelanlahdelle ja Vähäselälle sijoitettujen automaattisten vedenlaadun mittausasemien toimintaa jatketaan.
- b. Uusitaan mittauslautat.
- c. Huolehditaan mittaustietojen laadunvarmennuksesta erityisesti klorofylliarvojen kalibroinnista
- d. Tehdään koeverkkokalastus

ii. Vesistökuormituksen seuranta

- a. Vähäselän uimarannalla sekä koko Vesijärven kuormituksen kannalta merkittävässä Myllyojassa ja Haritunjoessa jatketaan näytteiden ottoa. Kuormitusseurantojen järjestämisestä jatkossa tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana. Analysoitavia muuttujia ovat ainakin:
 - kokonaisfosfori
 - fosfaattifosfori
 - kokonaistyyppi
 - lämpö
 - haju
 - ulkonäkö
 - virtaama
- b. Automaattisten jokimittausasemien käyttöä jatketaan Myllyojalla ja Haritunjoessa
- c. Selvitetään pysyvän virtaamamittausaseman sijoittamista Haritunjokeen

- d. Otetaan käyttöön Vesijärven coherence-virtausmalli.
- e. Kuormitusseurantojen tuloksena täsmennetään Paimelanlahden ja Vähäselän ravinnetase.

iii. Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteet

- a. Edistetään uusia vesistöön huuhtoutuvia ravinnemääriä pienentäviä viljely- ja maanmuokkauskäytäntöjä yhteistyössä maanomistajien mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
- b. Neuvontaa annetaan ja tilakohtaisia ravinnetaseita lasketaan tai taseiden laskemiseen järjestetään tukea yhteistyössä mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
- c. Suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma pyritään toimeenpanemaan täysimääräisesti
- d. Vesijärven valuma-alueen kosteikkojen yleissuunnitelman pohjalta keskustellaan eri osapuolien kanssa ja toteutetaan kaikki perustellut ja toteutettavissa olevat kohteet. Myllyojan kosteikkoketjun vaikuttavuus arvioidaan ja selvitetään kampakosteikon perustamismahdollisuudet Myllyojan ja Haritunjoen suulla.
- e. Selvitetään fosforinsaostuksen käyttötarpeet ja -mahdollisuudet
- f. Toteutetaan maanomistajien kanssa sovittavalla tavalla suodatinpatoja ja ojanpohjasuodattimia pienempiin uomiin

iv. Hoitokalastus ja petokalaistutukset

- a. Hoitokalastusta toteutetaan Vesijärven kalastusalueen käyttö- ja hoito-suunnitelman mukaisesti. Tavoitteena on kerätä Paimelanlahdelta ja Vähäselältä pois lahnaa, salakkaa, särkeä ym. pikkukalaa vuosittain 35 kg/ha, eli 21 000 kiloa (Enonselän kanssa yhteinen tavoite 30 kg/vuodessa) vuodessa. Varaudutaan planktonsyöjien tehopoistoon tarvittaessa.
- b. Kehitetään menetelmiä matalan veden hoitokalastuksen tehostamiseen
- c. Kootaan alueelta nuottakunta hoitokalastukseen
- d. Luodaan toiminnan jatkon turvaava liiketaloudellisesti järkevä hoitokalastusmalli.
- e. Petokalaistutuksiin rakennetaan kalaston hoidon turvaava malli.

v. Vesialueiden yhdistäminen

- a. Vesialueiden yhdistämistä ja osakaskuntien järjestäytymistä edistetään viestinnän keinoin

vi. Kalataloudellinen kunnostusselvitys

- a. Päivitetään Haritunjoen kalataloudellinen kunnostusselvitys

vii. Vesikasvillisuuden poisto

- a. Ranta-alueiden ja vene- ja laivavyöhylien hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojavyöhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvialueet). Niitot toteutetaan niillä alueilla, joissa niittojätteen korjaus järjestetään vesialueen omistajien puolesta.
- b. Sää- ja jääolojen salliessa niitetään myös talvisin

4.2.4. Laitialanselkä

Laitialanselälle ja sen valuma-alueelle ehdotetaan seuraavia toimenpiteitä:

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Näytteenottoa jatketaan nykyisessä laajuudessa
- b. Testataan muiden tiedontuottamistapojen kuten kaukokartoituksen ja satelliittikuvien soveltuvuutta Vesijärven tilan seurantaan

- c. Tehdään koeverkkokalastuksia
- ii. Vesistökuormituksen seuranta**
- a. Kuormitusseurantojen järjestämisestä jatkossa tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana.
 - b. Otetaan käyttöön Vesijärven coherence-virtausmalli.
 - c. Kuormitusseurantojen tuloksena täsmennetään Laitialanselän ravinnetase
- iii. Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteet**
- a. Edistetään uusia vesistöön huuhtoutuvia ravinnemääriä pienentäviä viljely- ja maanmuokkaukikäytäntöjä yhteistyössä maanomistajien mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
 - b. Neuvontaa annetaan ja tilakohtaisia ravinnetaseita lasketaan tai taseiden laskemiseen järjestetään tukea yhteistyössä mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
 - c. Suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma pyritään toimeenpanemaan täysimääräisesti
 - d. Vesijärven valuma-alueen kosteikkojen yleissuunnitelman pohjalta keskustellaan eri osapuolien kanssa ja toteutetaan kaikki perustellut ja toteutettavissa olevat kohteet.
 - e. Selvitetään fosforinsaostuksen käyttötarpeet
 - f. Toteutetaan maanomistajien kanssa sovittavalla tavalla suodatinpatoja pienempiin uomiin
- iv. Hoitokalastus ja kalaistutukset**
- a. Hoitokalastusta toteutetaan Vesijärven kalastusalueen käyttö- ja hoitosuunnitelman mukaisesti. Tavoitteena on kerätä Laitialanselältä pois särkeä jne. pikkukalaa vuosittain 20 kg/ha, eli 43 000 kiloa vuodessa. Varaudutaan planktonsyöjien tehopoistoon tarvittaessa.
 - b. Luodaan toiminnan jatkon turvaava liiketaloudellisesti järkevä hoitokalastusmalli.
 - c. Petokalaistutuksiin rakennetaan kalaston hoidon turvaava malli.
- v. Vesikasvillisuuden niitot**
- a. Ranta-alueiden ja vene- ja laivavyöhykkeiden hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojavyöhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvialueet). Niitot toteutetaan niillä alueilla, joissa niittojätteen korjaus järjestetään vesialueen omistajien puolesta.
 - b. Sää- ja jääolojen salliessa niitetään myös talvisin

4.2.5. Kajaanselkä

Kajaanselälle ja sen valuma-alueelle ehdotetaan seuraavia toimenpiteitä:

- i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
- a. Varmistetaan Kajaanselän automaattisen vedenlaadun mittausaseman toiminta.
 - b. Huolehditaan mittaustietojen laadunvarmennuksesta erityisesti klorofylliarvojen kalibroinnista
 - c. Tehdään koeverkkokalastus
- ii. Vesistökuormituksen seuranta**
- a. Kajaanselälle laskeviin merkittävimpiin ojiin järjestetään samankaltainen seuranta kuin Vesijärven eteläisemmissä osissa on. Kuormitusseurantojen järjestämisestä jatkossa tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana.

- b. Automaattisten jokimittausasemien käyttömahdollisuudet selvitetään
- c. Toteutetaan Vesijärven coherence-virtausmalli
- d. Kuormitusseurantojen tuloksena täsmennetään Kajaanselän ravinnetasetta

iii. Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteet

- a. Edistetään uusia vesistöön huuhtoutuvia ravinnemääriä pienentäviä viljely- ja maanmuokkaukaskäytäntöjä yhteistyössä maanomistajien mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
- b. Neuvontaa annetaan ja tilakohtaisia ravinnetaseita lasketaan tai taseiden laskemiseen järjestetään tukea yhteistyössä mm. ProAgrian, kunnan, maatalousjärjestöjen, Hämeen ELY-keskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa.
- c. Suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma pyritään toimeenpanemaan täysimääräisesti
- d. Vesijärven valuma-alueen kosteikkojen yleissuunnitelman pohjalta keskustellaan eri osapuolien kanssa ja toteutetaan kaikki perustellut ja toteutettavissa olevat kohteet.
- e. Selvitetään fosforinsaostuksen käyttötarpeet
- f. Toteutetaan maanomistajien kanssa sovittavalla tavalla suodatinpatoja pienempiin uomiin

iv. Hoitokalastus ja kalaistutukset

- a. Hoitokalastuksen tarvetta seurataan ja tilanteen niin vaatiessa turvataan toimenpiteelle riittävät resurssit.
- b. Petokalaistutuksia toteutetaan vesialueen omistajien resurssien ja Vesijärven käyttö- ja hoitosuunnitelman raameissa.

v. Vesikasvillisuuden niitot

- a. Ranta-alueiden ja vene- ja laivavyöhykkeiden hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojavyöhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvualueet). Niitot toteutetaan niillä alueilla, joissa niittojätteen korjaus järjestetään vesialueen omistajien puolesta.
- b. Sää- ja jääolojen salliessa niitetään myös talvisin

vi. Vesijärven säännöstelyn kehittäminen

- a. Selvitetään Vääksynjoen padon muuttaminen pohjapadoksi

5. MUIDEN JÄRVIEN TILA

Vesijärven lisäksi tällä Vesijärvi-ohjelmalla edistetään myös pienempien Lahden ja Hollolan järvien tilaa. Seuraavassa kuvataan erikseen niitä järviä, joille osoitetaan lähivuosina lisää toimenpiteitä. Mukana olevien järvien määrä on lisääntynyt edellisiin Vesijärvi-ohjelmiin nähden merkittävästi Nastolan liittyttyä Lahteen.

5.1. Alasenjärvi

Alasenjärvi sijaitsee Ahtialan kaupunginosassa n. 6 km keskustasta koilliseen. Järven rannat ovat täyteen rakennetut. Järvi on kirkasvetinen ja melko syvä. Se on ollut Lahden pienjärvistä vedenlaadultaan parhaimpia. Alasenjärven tila on luokiteltu hyväksi, mutta siihen kohdistuvien kuormituspainoiden vuoksi Hämeen ely-keskus arvioi, että järven tila saattaa tulevaisuudessa heikentyä. Alasenjärvi onkin listattu Hämeessä ns. silmälläpidettäväksi kohteeksi. (Hämeen ELY-keskus 2015.)

Alasenjärvi on arka kuormitukselle, koska sen veden viipymä eli aika, joka kuluu koko järvioltaan vesimassan vaihtumiseen, on varsin pitkä, noin 5,3 vuotta. Pitkän viipymän vuoksi ravinteet pääsevät kerääntymään järveen.

Alasenjärven ravinnetaso on kohonnut hitaasti jo hyvin kauan aikaa, mutta rehevöitymisen seuraukset tulivat esille vasta 1970-luvulla. 1980-luvun alussa tapahtui suoranainen järven tilan romahdus: mittavat sinileväkukinnat ja alusveden heikko happitilanne alkoivat olla jokakesäinen ongelma (Keto 1985). Kalaverkkojen limoittuminen lisääntyi ja muikkukannat heikkenivät 1970-luvun jälkipuoliskolla. Alasenjärvi otettiin tehostetun vesiensuojelun kohteeksi (Keto 1978). 1970- ja 1980-luvun vaihteen ulkoisen kuormituksen vähenemisen seurauksena järven tila parani. 1980- ja 1990-luvun taitteessa todettiin kuitenkin jälleen pahoja rehevöitymishaittoja. Sinileväkukinnat jatkuivat Alasenjävellä 1990-luvulla erityisesti syksyisin. Lokakuussa 1995 ja syyskuussa 1996 sinilevät muodostivat erityisen pahoja kukintoja.

Kesällä 1993 happi kului alusvedestä loppuun, minkä seurauksena pohjasedimentistä liukeni veteen runsaasti fosforia. Samankaltainen happikato ja sitä seurannut fosforin lisääntyminen toistui kesinä 1994 ja 1997.

Keskimääräiset avovesikauden näkösyvytydet heikkenivät 1970-luvun 5 metristä 1980-luvun loppuun mennessä 2,5 metriin. Näkösyvyys kirkastui uudelleen 1990-luvulla yli 4 metriin, mutta 2000-luvun alussa se heikkeni jälleen. Lievää paranemista arvoissa havaittiin 2003 ja 2004.

Ulkoisen kuormituksen vähentämiseksi Alasenjävellä on tehty jo paljon. Vuosina 1990–1993 tehdyn kuormitustarkkailun yhteydessä monen Alasenjärveen laskevan ojan veden laadussa havaittiin merkkejä ajoittain tapahtuvista jätevesipäästöistä (Peltola 1996). Ulkoisen kuormituksen vähentämismahdollisuuksien selvittämiseksi Lahden kaupungin valvonta – ja ympäristökeskuksessa aloitettiin vuonna 1997 uusi projekti, jossa kartoitettiin kaikki Alasenjärven valuma-alueella sijaitsevat kiinteistöt ja toiminnot. Päijät-Hämeen järvihankkeessa tarkastettiin jälleen vuonna 2005 kaikki valuma-alueen viemäriin liittymättömät kiinteistöt ja laadittiin Kaarlamminojan laskeutusallas-suunnitelma.

Kalastossa havaittiin 1980- ja 1990-luvulla kielteistä kehitystä. Arvokkaat muikkukannat ja rapukannat olivat taantuneet ja vähäarvoinen kalasto oli edelleen lisääntynyt. Rehevöitymiskehityksen nopeutumisen taustalla saattoi ainakin osittain olla tiheän särkikannan aiheuttama sisäinen kuormitus, minkä vuoksi Alasenjärkeä ryhdyttiin vuonna 1996 hoitokalastamaan Lahden kaupungin ja Ahtialan kalastuskunnan yhteistyönä. Hoitokalastusta on täydennetty petokalaistutuksin. Ahtialan kalastuskunta on onnistunut erinomaisesti Alasenjärven kalaston hoidossa. Vuonna 1997 järveen istutettiin 11 000 kpl 2- ja 3-vuotiaista nieriää, joiden todettiin lisänneen järven kalakannan arvoa. Myös kuhaistutukset ovat viime vuosina osoittautuneet menestyksellisiksi. Järvessä oli 2000-luvun puolivälissä hyvät muikku- ja siikakannat ja petokalakannatkin (hauki ja kuha) ovat vahvistuneet.

Kalastonhoitotoimenpiteiden lisäksi Alasenjävellä on viime vuosina myös niitetty korkeampaa vesikasvillisuutta. Paikoitellen runsas vesikasvillisuus aiheuttaa haittaa virkistyskäytölle. Niitettyjen vesikasvien mukana järvestä on poistunut ravinteita ja samalla lahdelmien vedenvaihto on parantunut. Toisaalta kesällä 2009 tehtyjen tutkimusten mukaan toteutettujen niittojen seurauksena pohja-ainesta liettyi veteen ja fosforipitoisuus niitettyjen alueiden vedessä nousi hetkellisesti jopa noin kymmenkertaiseksi. Muutama päivä niittojen jälkeen (24.8.2009) mitattiin myös korkea leväbiomassa Ahtialan näytepisteestä, mikä saattaa olla seurausta niittojen aiheuttamasta kuormituksesta (Krans, Punkari & Kairesalo 2009).

Syksyllä 2008 Alasenjärven tila heikentyi nopeasti ja voimakkaasti. Lokakuussa järvellä havaittiin huomattavia sinileväkukintoja, joiden syntyyn vaikutti todennäköisesti runsassateisen kesän aiheuttama ulkoisen ravinnekuormituksen kasvaminen. Kesällä 2009 ja 2010 ulkoinen kuormitus jäi pienemmäksi kuin edellisenä kesänä, mikä mitä ilmeisimmin vaikutti siihen, ettei vuoden 2008 kaltaista sinileväkukintaa havaittu. Syksyllä 2011 sinileväkukinnat ovat olleet kahta edellistä vuotta runsaampia.

Vuoden 2008 tilanne herätti Alasenjärven ympärillä kansalaisaktiivisuuden, jonka seurauksena perustettiin Alasenjärven hoitoyhdistys. Lahden seudun ympäristöpalveluiden, Alasenjärven hoitoyhdistyksen ja Vesijärvisäätiön yhteistyönä toteutettiin syksyllä 2010 kosteikot Takkulanojaan ja Siirtolapuutarhanojaan.

Jatkossa vesilaitoksen toiminta-alue laajenee Viuhaan, mikä saattaa vähentää pistemäistä kuormitusta alueella. Toisaalta rakentamisen laajeneminen Kytölän alueella voi aiheuttaa lisäkuormitusta Alasenjärveen.

5.2. Kymijärvi

Lahden ja Nastolan entisellä rajalla sijaitseva Kymijärvi on suhteellisen suuri ja matala järvi. Järven pinta-ala on 647 ha ja rantaviivaa järvellä on 25 km. Järven suurin syvyys on 10,1 m, mutta keskisyvyys jää vain 2,8 metriin. Syvin kohta löytyy varsin pienialaisesta Lapinkiven syvänteestä, joka sijaitsee järven keskeisellä selkäl alueella Niemelänniemen ja Hähniemen välissä. Toinen syvämpi alue, jossa 8 metrin syvyys ylittyy, on Myllypohja, joka sijaitsee Kymijärven luoteisosassa. Kymijärven koko valuma-alueen pinta-ala järvi mukaan lukien on 40,6 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Kymijärveen laskevat Potilanjokea pitkin Alasenjärven vedet. Kymijärvestä vedet jatkavat lyhyen jokiosuuden jälkeen Kärkjärveen ja sieltä edelleen Alvojärven, Kukkasjärvien, Salajärven ja Ruuhijärven kautta Sylvöjärveen ja lopulta Arrajärven kautta Kymijokeen. Kymijärven laskennallinen viipymä on 552 vrk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Kymijärven luontainen järvityyppi, johon järven tilaa kuvaavien vedenlaadun ja biologisten muuttujien arvoja verrataan, on *Matalat vähähumuksiset järvet (MVh)*.

Kymijärvi sijaitsee lehtoalueella ja sen lähivaluma-alueen maaperä on vaihteleva. Eteläosassa valuma-alue rajoittuu Salpausselän reunamuodostumaan. Hiekkamaiden lisäksi järven lähivaluma-alueella on runsaasti hiekka- tai sora-moreenia, kalliomaata sekä hienompia maalajeja eli hieta-, hiesu- ja savimaita. Järven virkistyskäyttö- ja maisema-arvo on suuri, sillä sen ympärillä on runsaasti vakituista asutusta ja rakennettuja alueita, sekä jonkin verran myös loma-asutusta. Myllypohjan ympärille ulottuvat Lahden kaupungin asuinalueet ja järven kaakkoisosaan Villähteen taajama. Järveen johdetaan myös hulevesiä. Maataloutta on lähinnä Koiskalan suunnalla.

Kymijärven ekologinen tila on määritelty vuoden 2013 luokittelussa välttäväksi (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Tilaluokka on laskenut, sillä edellisessä luokittelussa vuonna 2009 tilaluokka oli tyydyttävä. Kymijärven veden laatua seurataan säännöllisesti molemmilla syväntealueilla. Ensimmäiset näytteet ovat vuodelta 1966, jonka jälkeen vedenlaatua on seurattu vuodesta 1972 alkaen lähes vuosittain. Levämäärää ilmentävää klorofylliä on kuitenkin mitattu vasta vuodesta 1990 alkaen. Tällä ajanjaksolla klorofyllipitoisuuksissa on ollut selvää nousua. 2010-luvun keskiarvo on Lapinkiven näytteissä 27 µg/l ja Myllypohjassa 20 µg/l. Tämä on rehevyysluokituksessa erittäin rehevä taso (Oravainen 1999) ja tilaluokituksessa välttävä taso (Aroviita ym. 2012). Hyvän tilan luokkaraja matalille vähähumuksisille järville olisi 8 µg/l. Klorofyllipitoisuuden lisäksi luokittelussa ovat olleet käytössä kasviplanktonnäytteet vuodelta 2011. Kaikki kasviplanktonindeksit ovat antaneet tilaluokan välttävä (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016).

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella Kymijärven tila on määritelty tyydyttäväksi. Pintaveden kesäaikainen fosforipitoisuus on 2010-luvun keskiarvona Lapinkiveltä 40 µg/l ja Myllypohjasta 31 µg/l eikä arvoissa ole havaittavissa laskusuuntaa. Hyvän tilan luokkaraja Kymijärvelle olisi 25 µg/l. Pitoisuudet ilmentävät rehevää järveä (Oravainen 1999) ja tilaluokituksessa tyydyttävää tilaa (Aroviita ym. 2012). Talviarvot ovat huomattavasti kesäarvoja alhaisempia (keskiarvo 13–14 µg/l). Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuus ajoittain kohoaa yli 100 µg/l:aan etenkin Myllypohjassa kesäkerrostuneisuuskauden lopussa. Kymijärven pintaveden kesäaikainen kokonaistyyppipitoisuus on 2010-luvun keskiarvona kesäajalta 640 µg/l (talviajalta 720 µg/l), mikä on tyydyttävän tilan puolella. Myllypohjassa pintaveden tyyppipitoisuus on hieman alhaisempi ollen hyvän tilan puolella (hyvän tilan luokkaraja 600 µg/l). Molemmissa syvänteissä

typpipitoisuus usein kohoaa pohjanläheisessä vedessä etenkin kesäkerrostuneisuuskauden lopussa. Vuodesta 2012 lähtien Myllypohjan pohjanläheisen veden ravinnepitoisuudet (sekä typpi että fosfori) ovat olleet aiempaa alhaisempia.

Kymijärven syvänealueilla on havaittu alentuneita ja jopa nollaan pudonneita happipitoisuuksia mittaushistorian alusta lähtien sekä talvi- että kesäkerrostuneisuuskausien lopussa. Pintavedessä on kesäaikaan lievää hapen ylikyllästyneisyyttä korkeasta levätuotannosta johtuen. Matalassa järvestä alusvesi lämpiää kesäaikaan jopa yli 15 asteiseksi, joten rehevässä järvestä hapen kuluminen on nopeaa sopivien kerrostumisolosuhteiden muodostuessa. Keskeisellä selkääalueella sijaitseva Lapinkiven syväne on Myllypohjaa alttiimpi tuulille ja sekoittuu helpommin myös kesällä lisäten pohjanläheisen veden happipitoisuutta. Suojaisamman Myllypohjan syvänealuetta on vuodesta 2008 alkaen hapetettu päällysvettä alusveteen kierrättävällä MIXOX-hapettimella, mikä myös kohottaa alusveden kesäaikaista lämpötilaa. Hapetuksen vaikutuksesta sedimentin ravinteidenpidätyskyky on kuitenkin hiljalleen parantunut ja hapettomat kaudet ovat lyhentyneet syystäyskierron alkaessa normaalia aikaisemmin (Kauppinen 2014). Lapinkiven syvänteellä on alkukesästä 2012 vesistön hoitotoimenpiteenä toteutettu PHOSLOCK-käsittely, jossa bentoniittisaveen liitetyt lantaanikationit (La^{3+}) sitovat sedimentistä vapautuvaa fosfaattia.

Kymijärven näkösyvyys on laskenut mittaushistorian aikana. Kesäarvot ovat ennen vaihdelleet 2 metrin molemmin puolin, mutta viime vuosina arvot ovat olleet lähempänä yhtä metriä. 2010-luvun keskiarvo Lapinkivessä on kesäajalta 1,4 m ja talviajalta 3,1 m. Myllypohjassa vesi on kesäaikaan hieman Lapinkiveä kirkkaampaa, talviaikaan sameampaa. Veden väriarvoja on mitattu muutamaan kertaan mittaushistorian alussa, useammin 1990-luvun alkupuolella ja säännöllisesti 2000-luvun lopusta alkaen. Ensimmäisissä mittauksissa 1960–70-luvulla väriarvot ovat olleet 20 mg Pt/l:n tuntumassa tai alapuolella. Arvoissa on havaittavissa lievää nousua, mutta ne ovat edelleen vähähumuksiselle järvelle tyypillisiä. Lapinkivessä 2010-luvun kesäkeskiarvo on 35 mg Pt/L ja talviarvo 15 mg Pt/l. Myllypohjassa talven väriarvo on hieman suurempi ja kesäarvo alhaisempi. Pohjanläheisessä vedessä väriarvot kohoavat kesäkerrostuneisuuskauden lopussa mahdollisesti hapettomuuteen liittyvästä raudan liukenemisestä johtuen. Korkeimmat väriarvot on mitattu Lapinkiven syvänteestä. Kemiallisen hapenkulutuksen arvot ovat niin ikään vähähumuksiselle järvelle tyypillisiä. Viime vuosien pintaveden kesäkeskiarvo on 7 mg O_2 /l ja talviarvo 5 mg O_2 /l. Arvoissa on korkeintaan lievää nousua. 1980-luvulla arvot ovat olleet jopa laskussa. Tämä on mahdollisesti seurausta järven Lahden puoleisen osan liittämisestä viemäröinnin piiriin (Keto 1985).

Kymijärven pintaveden pH on lähellä neutraalia tai hieman emäksinen. Talviarvot ovat hieman alle pH 7 (keskiarvo pH 6,8–6,9) ja kesäarvot selvästi korkeampia levien yhteyttäessä aktiivisesti (keskiarvo pH 7,7–7,8). Myös yli pH 8 olevia arvoja mitataan varsin usein, mikä voi lisätä sisäistä kuormitusta sedimentistä matalilla, pintaveden kanssa kosketuksissa olevilla alueilla. Alkaliniteetista on vain muutama mittaustulos. Niiden mukaan Kymijärven alkaliniteetti on korkea ($>0,4$ mmol/l), eikä järvi ole altis happamoitumiselle. Valuma-alueen ominaisuuksia ja yleistä rehevyytystä niin ikään heijastava sähkönjohtavuus on myös Kymijärvellä korkea. Arvot ovat nousseet nopeasti 1970-luvulla, minkä jälkeen arvoissa on lievää laskua, kunnes 1990-luvun loppupuolella arvot ovat jälleen nousseet. 2010-luvun keskiarvo pintavedelle on 13 mS/m. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat hieman tätä korkeampia.

Pohjaeläimistöä Kymijärvellä on selvitetty vuonna 2011 sekä uudelleen vuonna 2012 Lapinkiven syvänteellä tehdyn PHOSLOCK-käsittelyn jälkeen (Tolonen 2013). Kymijärven syvänteiden pohjaeläimistö on suhteellisen lajiköyhää ja kuormittuneelle, rehevälle järvelle tyypillistä. Selvästi runsaimmat lajit molemmilla syvänteillä olivat heikkoja happioloja sietävät sulkasääsken *Chaoborus flavicans* ja surviaissääsken *Chironomus plumosus* toukat. Luokittelussa käytettävät pohjaeläinindeksit osoittivat pääosin tyydyttävää tilaa, joskin suhteellisen mallinkaltaisuusindeksin (PMA) perusteella Myllypohjan syväne oli välttävissä tilassa. *Chaoborus*-sulkasääsken toukka on uimakykyinen ja käyttää ravintonaan eläinplanktonia. *Chaoborus*-tiheydet olivat etenkin Lapinkiven syvänteessä laskeneet vuonna 2012 ja pysyvästi sedimenttiä elinympäristönään käyttävien varsinaisten pohjaeläinten tiheydet olivat säilyneet saman suuruisina. Myllypohjan syvänteessä varsinaisten pohjaeläinten tiheydet olivat kasvaneet.

Kymijärven vesikasvillisuutta on kartoitettu kesällä 2013 (Lammi & Vauhonen 2014). Vesikasvillisuuden perusteella Kymijärven tila on välttävä. Rehevöityminen ei ole yksipuolistanut lajistoa, mutta veden sameus rajoittaa kasvusyvyyyksiä. Uposkasvillisuuden väheneminen voi matalassa järvestä lisätä tuulen aiheuttamasta turbulenssista johtuvaa sisäistä kuormitusta. Kaikkiaan kartoituksessa tavattiin 32 vesikasvilajia, joiden joukossa ei ollut uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja. Vesikasvillisuutta esiintyi enimmillään 170–180 cm syvyyteen asti. Suurinta osaa Kymijärven rannoista reunustavat kapeat järviruokokasvustot. Ruovikot ovat suhteellisen kapeita, sillä kasvua rajoittava 1,5 metrin syvyysraja on melko lähellä rantaviivaa. Ruovikon ulkopuolella kasvaa paikoin kapeana kasvustona ulpukkaa ja uloimpana, kaukana rannoilta, välkevitaa. Suojaisissa poukamissa kasvustot ovat laajempia ja monipuolisempia. Niissä tavataan järviruon lisäksi järvikaislaa, järvikortetta sekä kapeaosmankäämiä. Nastolan puolella Kymijärven eteläpäässä on paikoin hiekkaisia rantoja, joilla tavataan rantaluikkaa, sekä kirkasta vettä suosivia pohjaruusukelajeja, kuten tummalahnaruohoa ja nuottaruohoa sekä uposlehtisistä heinävitaa ja ruskoärviää. Rehevissä poukamissa runsain uposkasvilaji on kanadanvesirutto.

Kymijärvellä on tehty koekalastus Nordic-yleiskatsausverkoilla vuonna 2012 (Kotakorpi ym. 2012), jonka tuloksia on myös käytetty ekologisen tilan arvioinnissa EU:n vesipuidedirektiivin mukaisesti. Tulokset ilmentävät rehevöitynyttä järveä ja tilaluokaksi on tullut välttävä. Neljästä luokittelussa käytettävästä indeksistä yksikkösaalis on ollut korkea sekä painon (3252 g/verkko) että yksilömäärän (309 kpl/verkko) osalta, mitkä antavat tilaluokan huono. Särkikalajien painon osuus saaliista on kuitenkin ollut vain 41 %, mikä on tilaluokassa erinomainen. Indikaattorilajien esiintyminen puolestaan antaa tilaluokan tyydyttävä. Saalis koostui kahdeksasta eri kalalajista: ahven, hauki, kiiski, kuha, lahna, salakka, suutari ja särki. Näistä runsaimmat lajit olivat särki ja ahven. Petokalajien (yli 15 cm ahven, kuha ja hauki) osuus saalista oli 37 %. Kymijärven runsain petokala on kuha, jonka osuus saaliin painosta oli 26 %. Ahvenissa runsaimpia olivat nuoret ikäluokat. Myös särkisaalis painottui melko pieniin yksilöihin. Pienet särjet ja ahvenet ovat tehokkaita eläinplanktonin saalistajia, mikä voi heijastua levämääriin. Nuottasaaliista tehdyn lajistokartoituksen mukaan myös lahnalla on merkittävä osuus Kymijärven kalamassasta. Lahnalla ja muilla pohjaravintoa käyttävillä särkikalajoilla voi olla järven sisäistä kuormitusta vahvistava vaikutus (Horppila ym. 1998).

Koekalastustulosten perusteella Kymijärvelle suositellaan hoitokalastusta, joka huomioi sekä plankton- että pohjaeläinravintoa käyttävät ryhmät. Lisäksi suositellaan kalastuksen säätelyä petokalakantojen hoidossa. Hoitokalastustavoitetta suositeltiin nostamaan kolmelle vuodelle 100 kg/ha/vuosi eli 65 tonniin, jotta vedenlaatuvaikutuksia näkyisi (Kotakorpi ym. 2012). Kymijärveä on hoitokalastettu lähes vuosittain vuodesta 1995 alkaen nuottaamalla, rysillä ja katiskoilla. Viime vuosina on käytetty pääasiassa nuottaa (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015). Suurin saalis on saatu vuonna 1996, jolloin järvestä poistettiin yli 50 000 kg kalaa (86 kg/ha). Nuottauksessa pidettiin 2000-luvun alussa taukoa. Tämä kuitenkin johti särkikalajien määrän kasvuun, mikä näkyi vuonna 2004 suurena saaliina (Nastolan kalastusalue 2014). Hoitokalastusta on jälleen tehostettu 2010-luvulla. Vuosien 2012–2015 saalis on keskimäärin 32 000 kg vuodessa eli 49 kg/ha/vuosi (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015).

5.3. Kärkjärvi

Kärkjärven pinta-ala on 199 ha, rantaviivan pituus 12 km ja keskisyvyys 3,4 m. Syvin kohta löytyy järven keskeiseltä selkälueelta Kuohunkallion edustalta, jossa syvyyttä on 10,9 m. Kärkjärven lähivaluma-alueen pinta-ala on 14,5 km² ja koko valuma-alueen (järvi mukaan lukien) pinta-ala on 64,7 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Valuma-alue on suuri, sillä järveen laskee etelästä Kymijärvi yläpuolisine järvineen ja pohjoisesta Ahvenlammista alkava pienten järvien reitti, johon Pitkäjärven jälkeen yhtyvät Mustalammet. Kärkjärvestä vedet jatkavat Alvojärven ja Kukkasjärvien kautta Salajärveen ja Ruuhijärveen, sekä edelleen Sylvöjärven ja Arrajärven kautta Kymijokeen. Kärkjärven laskennallinen viipymä on 124 vrk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Kärkjärven lähivaluma-alueen maaperä on suurelta osin kalliomaata ja hiekkamoreenia, mutta jonkin verran esiintyy

myös savimaita. Peltoja on lähinnä Lehmuksenviepan ja Sarvisuonojan lähivaluma-alueella sekä Holonsuon läheisyydessä. Rannoilla on jonkin verran vakituista asutusta ja runsaasti loma-asutusta. Kärkjärven luontaiseksi järviytyypiksi on määritelty *Pienet humusjärvet (Ph)*.

Kärkjärven ekologinen tila on määritelty vuoden 2013 luokittelussa hyväksi niukan aineiston perusteella, sillä biologisia määrittelyjä järveltä ei viime vuosilta juuri ole (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Vesinäytteitä järveltä on otettu vuodesta 1966 alkaen 1-6 vuoden välein ja klorofylliä on mitattu vuodesta 1993 alkaen. Nykyään vesinäytteitä otetaan joka toinen vuosi. 2000-luvulla klorofyllipitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 8,5–29 µg/l. 2010-luvun keskiarvo (19 µg/l) on rehevällä tasolla ja ilmentää pienille humusjärville määriteltyjen luokkarajojen mukaan tyydyttävää tilaa. Hyvän tilan luokkaraja olisi 11 µg/l (Aroviita ym. 2012). Ajoittain korkeat, jopa välttävän tilan puolella olevat klorofyllipitoisuudet saattavat johtua paljon klorofylliä sisältävän *Gonyostomum semen* limalevän esiintymisestä. Viimeaikaisia kasviplanktonnäytteitä järveltä ei kuitenkaan ole.

Fysikaalis-kemiallisista tekijöistä Kärkjärven pintaveden kesäaikainen fosforipitoisuus on viime vuosina vaihdellut välillä 19–33 µg/l. Kesäajan keskiarvo 2010-luvulle on 22 µg/l, mikä on rehevyysluokituksen mukaan rehevä taso (Oravainen 1999). Talviarvot ovat selvästi alhaisempia. Tilaluokituksen mukaan fosforipitoisuus ilmentää kuitenkin hyvää tilaa, sillä pienten humusjärvien hyvän tilan luokkaraja on 28 µg/l (Aroviita ym. 2012). Fosforipitoisuudessa näyttäisi olevan lievää nousua 1990-luvun puolivälistä lähtien, mutta arviointia vaikeuttaa varsin suuri vuosien välinen vaihtelu. Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuudet ovat ajoittain koholla etenkin kesäkerrostuneisuuskauden lopussa. Korkein arvo on mitattu elokuussa 2015 (95 µg/l). Kärkjärven pintaveden kesäaikainen kokonaistyyppipitoisuus on vaihdellut 2000-luvulla välillä 460–680 µg/l 2010-luvun keskiarvon ollessa 560 µg/l. Talviarvot sekä pohjanläheisen veden arvot ovat tätä korkeampia. Hyvän tilan luokkaraja humusjärville on 700 µg/l, joten arvot ovat hyvän tilan puolella. Pintaveden tyyppipitoisuudessa ei ole havaittavissa nousua, mutta pohjanläheisessä vedessä kesäkerrostuneisuuden kauden pitoisuudet ovat nousseet.

Kärkjärven syvännealueella on havaittu alentuneita happipitoisuuksia kerrostuneisuuskausien lopussa mittaushistorian alusta lähtien. Kesäaikaan arvot ovat olleet säännönmukaisesti lähellä nollaa ainakin 1990-luvulta alkaen. Tämä voi selittää pohjanläheisen veden kohonneita ravinnepitoisuuksia. Pintavedessä on kesäaikaan lievää hapen ylikyllästyneisyyttä levätuotannosta johtuen.

Kärkjärven näkösyvyys on 2000-luvulla vaihdellut välillä 1,2–3,8 m. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 1,7 ja talviajalta 2,6 m. Selvää muutossuuntaa ei voida havaita, mutta korkeimmat näkösyvytydet on mitattu 1990-luvulla. Veden väriarvoja on mitattu mittaushistorian alussa vain muutaman kerran ja säännöllisesti vasta vuodesta 2007 alkaen. Ensimmäisissä mittauksissa 1960–70-lukujen taitteessa väriarvot ovat olleet välillä 20–40 mg Pt/l, mikä osoittaa vain lievää humusleimaa. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 50 mg Pt/l ja talviajalta 60 mg Pt/l, mitkä ovat keskiumuksisen veden väriarvoja. Pohjanläheisessä vedessä väriarvot kohoavat kesäkerrostuneisuuskauden lopussa todennäköisesti raudan liukenemisestä johtuen. Humuspitoisuutta niin ikään heijastavan kemiallisen hapenkulutuksen arvot ovat olleet korkeimmillaan 1980-luvun alussa sekä uudelleen 2000-luvulla. 2010-luvun keskiarvo pintavedelle on kesäajalta 9 mg O₂/l ja talviajalta 13 mg O₂/l. Arvot ovat lievästi humuspitoisille vesille tyyppillisiä.

Kärkjärven veden pH on lähellä neutraalia. Talviarvot ovat pintavedessä hieman alle pH 7 ja kesäarvot selvästi yli levien yhteyttäessä aktiivisesti. Yli pH 8 olevia arvoja ei ole kuitenkaan mitattu. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta pH 7,5 ja talviajalta 6,7. Mittaushistoriassa on yksi alle pH 6 oleva tulos talvelta 1983. Alkaliniteettista on vain muutama mittaustulos, mutta niiden mukaan Kärkjärven puskurikyky on korkea (>0,3 mmol/l), eikä järvi ole altis happamoitumiselle. Valuma-alueen ominaisuuksia ja yleistä rehevyystasoa niin ikään heijastava sähkönjohtavuus on myös korkea. Arvot ovat nousseet mittaushistorian aikana ja ylittäneet useasti 10 mS/m 1990-luvun puolivälin jälkeen. 2010-luvun keskiarvo pintavedelle on 10 mS/m.

Kärkjärven tilasta ja kunnostustarpeesta on tehty selvitys 1990-luvun puolivälissä (Venetvaara ym. 1996). Tuolloin on havaittu kasvillisuuden, erityisesti järviruokokasvustojen hieman tihentyneen 1970-lukuun nähden, muttei merkittävästi levinneen. Varsinaisia vesikasvilajeja järveltä on löydetty 45, mikä osoittaa järven kasvillisuuden varsin monipuoliseksi. Kelluslehtisistä lajeista runsaimpia olivat ulpukka ja uistinviita, mutta järvellä on esiintynyt runsaasti myös uposkasveja. Lajistossa on ollut sekä vähäravinteisessa vedessä viihtyviä lajeja (mm. nuottaruoho ja lahnanruhot) että runsasravinteisten kasvupaikkojen lajeja (mm. pikkulimaska, karvalehti, isovesiherne). Harvinaisista lajeista järvellä on esiintynyt hentonäkinruoho, isolumme ja pitkälehtiviita. Kalasto on ollut särkivaltaista. Havaittuja lajeja ovat olleet särjen lisäksi ahven, salakka, lahna, kiiski ja vähäisessä määrin muikku, hauki, siika sekä särkilahna. Eläinplankton on ollut varsin pienikokoista. Järven tila on todettu kohtuullisen hyväksi ja järvelle on suositeltu ulkoisen kuormituksen vähentämistä sekä biomanipulaatiota. Kärkjärveä on hoitokalastettu nuottaamalla vuosina 1996 -1999, 2001 sekä vuosittain vuodesta 2008 alkaen (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015). Suurimmat saaliit on saatu vuosina 2009 ja 2010 (3000–3500 kg, enimmillään 17,6 kg/ha/vuosi).

5.4. Iso-Kukkanen, Pikku-Kukkanen ja Villähteen Kukkanen

Nastolan kirkonkylän tuntumassa sijaitseva Iso-Kukkanen on vesimuodostuma, joka koostuu kolmesta toisiinsa kapeiden salmien kautta yhteydessä olevasta järviältäasta. Näistä suurin ja syvin on Iso-Kukkanen, jonka pinta-ala on 252 ha, suurin syvyys 33 m ja keskisyvyys 10 m. Keskimmäisenä sijaitsevan Pikku-Kukkasen pinta-ala on 117 ha, suurin syvyys noin 9 m ja keskisyvyys noin 3 m. Järvistä pienin, Villähteen Kukkanen, on yhteydessä Pikku-Kukkaseen Turpeensalmen kautta. Villähteen Kukkasen pinta-ala on 36 ha, suurin syvyys noin 5 m ja keskisyvyys vain 1,4 m (Nihtilä 2006). Vesimuodostuman luontainen järviyypä on *Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)*.

Kukkasjärvien lähivaluma-alueen maaperä on enimmäkseen kalliomaata ja karkearakeisia maalajeja. Kukkasjärvet sijaitsevat Nastolan kirkonkylän tuntumassa, joten niillä on merkittävää maisema- ja virkistyskäyttöarvoa alueen asukkaille. Villähteen Kukkasen ja Iso-Kukkasen rannoilla ovat yleiset uimarannat. Rannoilla on asutuksen ja kesämökkien lisäksi mm. Pikku-Kukkasen puolella Luomaniemen leirikeskus sekä Iso-Kukkasen länsirannalla Pajulahden urheiluopisto.

Iso-Kukkasen koko valuma-alueen pinta-ala on peräti 98,2 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016), sillä siihen laskevat Nastolan järviketjun yläpuoliset järvet. Järviketjun Alasjärvi, Kymijärvi, Kärkjärvi ja Alvojärvi vedet laskevat Villähteen Kukkaseen. Kukkasjärvistä vedet laskevat Iso-Kukkasen puolelta edelleen Salajärveen ja Salajokea pitkin Ruuhijärveen, josta vedet jatkavat Sylvöjärven kautta Arrajärveen ja edelleen Kymijokeen. Pienten Kukkasjärvien veden viipymä on erittäin lyhyt. Villähteen Kukkasen keskimääräinen viipymä on vain n. 10 vrk ja Pikku-Kukkasen 41 vrk. Syvän Iso-Kukkasen keskiviipymä on 371 vrk (Malin 2000). Kukkasjärviä säännöstellään Kumian padolla. Säännöstely ei ole aina toteutunut tavoitteiden mukaisesti ja toimenpiteeksi on ehdotettu selvitystä Iso-Kukkasen ja yläpuolisten järvien säännöstelyn purkumahdollisuudesta (Korkiakoski 2012). Nykyinen säännöstelypato voitaisiin todennäköisesti korvata järven luusuaan rakennettavalla luonnonmukaisella pohjapadolla, joka mahdollistaisi kalankulun ja lisäisi myös virtavesilajistolle soveltuvan koskimaisen elinympäristön määrää.

Iso-Kukkasen ekologinen tila on luokiteltu sekä vuonna 2009 että 2013 valmistuneessa luokittelussa hyväksi (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Biologinen luokitus on tehty lähinnä klorofyllipitoisuuden perusteella, sillä muista biologisista laatuindikaattoreista ei ole ollut tietoja. Klorofyllipitoisuuden 2010-luvun keskiarvo on Iso-Kukkasen puolella 5,6 µg/l, mikä on rehevyysluokituksen mukaan lievästi rehevä, mutta vielä varsin lähellä karun järven rajaa (4 µg/l; Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja on 7 µg/l, joten arvot ovat hyvän tilan puolella (Aroviita ym. 2012). Pikku-Kukkasen puolella klorofyllipitoisuus on vaihdellut enemmän (11–38 µg/l). 2010-luvun keskiarvo on 24 µg/l, mikä tarkoittaa rehevyysluokituksessa erittäin

rehevää. Keskiarvoa nostaa etenkin elokuun 2012 korkea pitoisuus. Villähteen Kukkasen puolella klorofyllipitoisuus on myös vaihdellut suuresti (4,6–20 µg/l). Keskiarvo (12 µg/l) ilmentää rehevää järveä.

Veden kemiallisia mittauksia Iso-Kukkaselta on vuodesta 1966 alkaen. Viime vuosilta tuloksia on jopa 2 kertaa vuodessa. Muilta järvi-altailta mittauksia on tehty hieman harvemmin. Fysikaalis-kemialliset tekijät ovat tilaluokittelussa ilmentäneet hyvää tilaa. Kokonaisfosforin luokkaraja vähähumuksisille järville on 18 µg/l (Aroviita ym. 2012). Iso-Kukkasen pintaveden kokonaisfosforipitoisuus on 2010-luvulla vaihdellut välillä 8-15 µg/l kesäajan keskiarvon ollessa 12 µg/l. Talviarvo on vain hiukan tätä alhaisempi (10 µg/l). Suuresta syvyydestä huolimatta pohjanläheisen veden arvot ovat lähellä pintaveden arvoja. Arvot ilmentävät karua tai vain lievästi rehevää järveä (Oravainen 1999). Sen sijaan Pikku-Kukkasen (22 µg/l) ja Villähteen Kukkasen (24 µg/l) kesäajan pintaveden fosforitasot ilmentävät rehevää järveä. Talvikeskiarvot ovat selvästi alhaisempia, ollen molemmissa järvissä 15 µg/l. Pikku-Kukkasessa pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet ovat pintavettä korkeammat etenkin talviaikaan.

Kesäajan pintaveden typpipitoisuus on Iso-Kukkasessa niin ikään hyvän tilan puolella (luokkaraja 500 µg/l; Aroviita ym. 2012). Kesäajan keskiarvo 2010-luvulta on 450 µg/l ja talviarvo 668 g/l. Pohjanläheisen veden arvot ovat hieman tätä korkeampia. Fosforin tavoin myös typpipitoisuudet ovat pienemmissä Kukkasjärvissä hieman Iso-Kukkasta korkeammat. Kesäajan pintaveden keskiarvo on Pikku-Kukkasessa 510 µg/l (talviarvo 767 µg/l) ja Villähteen Kukkasessa 513 µg/l (talviarvo 723 µg/l). Selvää muutossuuntaa Kukkasjärvien ravinnepitoisuuksissa ei voida havaita, joskin Pikku-Kukkasen pohjanläheisen veden typpipitoisuus vaikuttaisi nousseen.

Iso-Kukkanen on varsin syvä, joten järvi kerrostuu lämpötilan suhteen selvästi. Pohjanläheinen vesi jää yleensä viileäksi kesälläkin (kesäkeskiarvo 5,7 °C). Vaikka pohjanläheisessä vedessä havaitaan yleisesti alentuneita happipitoisuuksia etenkin loppupalvesta, täydellistä hapettomuutta ei kuitenkaan ole havaittu. Sen sijaan Pikku-Kukkasessa pohjanläheiset arvot ovat usein lähellä nollaa etenkin kesäkerrostuneisuuden lopussa. Alhaisia happipitoisuuksia on havaittu jo mittausten alusta alkaen. Matalimmassa Villähteen Kukkasessa happitilanne on ollut yleensä varsin hyvä, mutta viime vuosina pohjanläheisen veden happivaje näyttäisi yleistyneen etenkin kesäaikana.

Iso-Kukkasen vesi on varsin kirkasta ja näkösyvyys on yleensä 3-4 m (kesäkeskiarvo 3,4 m). Pikku-Kukkasessa ja Villähteen Kukkasessa vesi on sameampaa näkösyvyyden vaihdellessa 2 metrin tuntumassa. Veden väriarvoja on mitattu säännöllisesti vasta 2000-luvulla. Iso-Kukkasessa pintaveden väriarvot ovat 2010-luvulla vaihdelleet välillä 20–50 mg Pt/l, kesäkeskiarvon ollessa 32 mg Pt/l ja talviarvon 36 mg Pt/l. Arvot ovat vähähumuksiselle järvelle tyypillisiä ja osoittavat vain lievää humusleimaa. Pikku-Kukkasessa ja etenkin Villähteen Kukkasessa kesäarvot ovat tätä hieman korkeampia ollen keskiumuksisen järven tasolla (kesäkeskiarvo 48 mg Pt/l). Näissä järvissä myös pohjanläheisen veden väriarvot kohoavat selvästi kesäaikaan. Kemiallisen hapenkulutuksen arvoissa on ollut 2000-luvulla lievää nousua, selvimmin Iso-Kukkasen puolella. 2010-luvun pintaveden keskiarvo on 9 mg O₂/l, mikä on vielä vähähumuksisille järville tyypillinen. Pikku-Kukkasessa ja Villähteen Kukkasessa kemiallisen hapenkulutukset kesäarvot ovat tätä vain hieman korkeampia.

Kukkasjärvien pintaveden pH-arvo on lähellä neutraalia ollen talvella pH 6,9 ja kesällä pH 7,2–7,5. Levien aktiivinen tuotanto kohottaa pH-arvoa, mutta mittaushistoriassa ei ole ainuttakaan pH 8 ylittävää arvoa. Alkaliniteettistä on vain muutama mittaus, mutta niiden perusteella Kukkasjärvien puskurikyky on hyvä (>0,3 mmol/l). Myös Kukkasjärvien sähkönjohtavuus on varsin korkea ja ollut viime vuosia lukuun ottamatta noususuunnassa. 2010-luvun kesäkeskiarvo on Iso-Kukkasella 9 mS/m ja talviarvo 10 mS/m. Pikku-Kukkasella ja Villähteen Kukkasella etenkin talviarvot ovat hieman Iso-Kukkasta korkeammat. Pintaveden ja pohjanläheisen veden arvot ovat lähellä toisiaan. Alhaisimmat arvot (6-8 mS/m) on mitattu mittaushistorian alussa 1970-luvun taitteessa.

Nastolan kalastusalue on hoitokalastanut Kukkasjärviä lähes vuosittain vuodesta 1996 alkaen (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015). Hoitokalastusta on tehty sekä nuottaamalla että rysäpyynnillä, viime vuosina lähinnä nuottaamalla. Suurimmat saaliit on saatu heti ensimmäisellä kerralla (3360 kg). Myös

vuonna 2009 on ylitetty 3000 kg. Yleensä saaliit ovat olleet alle 3000 kg. Järvillä on tehty 2000-luvulla myös ruovikoiden niittoa.

5.5. Kivijärvi

Entisen Nastolan ja Hollolan kuntien rajalla sijaitsevan Kivijärven pinta-ala on 215 ha ja rantaviivaa järvellä on 18,5 km. Järven suurin syvyys on 12 m ja keskisyvyys noin 4 m. Syvimmät kohdat löytyvät Kylmästenkallion edustalta järven keskeiseltä syvänealueelta sekä järven eteläosasta Seestaalta. Kivijärven koko valuma-alueen (järvi mukaan lukien) pinta-ala on 50,9 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Kivijärveen laskevat lännestä Arkiomaanjärvi ja Salalammi sekä pohjoisesta Alanen ja Evattu. Kivijärvestä vedet laskevat Seestaanjokea pitkin Salajärveen ja sieltä Ruuhijärveen, josta ne laskevat edelleen Sylvöjärven kautta Arrajärveen ja Kymijokeen. Järven laskennallinen viipymä on 193 vrk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Kivijärven lähivaluma-alueen maaperä on lähinnä kalliomaata sekä hiekkamoreenia. Hienojakoiset maat sekä osin turvemaat ovat viljelykäytössä. Kivijärven vakituinen asutus on painottunut järven pohjoisosiin. Järven rannoilla on runsaasti loma-asutusta. Järven eteläosassa sijaitsevat luonnonsuojelualueet. Kivijärven luontainen järviyypä on *Pienet humusjärvet (Ph)*.

Veden kemiallisia mittauksia Kivijärvestä on tehty Kylmästenkallion syvänteellä vuodesta 1973 lähtien 1-5 vuoden välein. Näytteitä on otettu myös järven eteläpään syvänteestä vuodesta 1996 alkaen, jolloin on myös aloitettu klorofyllipitoisuuden määritykset. Kivijärven ekologinen tila on määritelty vuonna 2013 valmistuneessa luokittelussa tyydyttäväksi lähinnä klorofyllipitoisuuden perusteella, sillä tietoa muista biologisista muuttujista ei ole ollut käytössä (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Kivijärvestä on havaittu ajoittain jopa välttävän tilan puolella olevia klorofyllipitoisuuksia. 2010-luvun keskiarvo on 13–14 µg/l, mikä ilmentää rehevyysluokituksessa (Oravainen 1999) rehevää järveä ja tilaluokittelussa tyydyttävää tilaa. Pienille humusjärville määritelty hyvän tilan luokkaraja on 11 µg/l (Aroviita ym. 2012).

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden suhteen vedenlaatu on luokiteltu hyväksi, joskin kokonaisfosforipitoisuus on ollut lähellä tyydyttävän tilan rajaa. Pienille humusjärville määritelty hyvän tilan luokkaraja on 28 µg/l (Aroviita ym. 2012). Kivijärven pintaveden kesäaikaiset fosforipitoisuudet ovat vaihdelleet luokkarajan molemmin puolin ollen rehevällä tasolla (rehevyysluokitus; Oravainen 1999). 2010-luvun kesäkeskiarvo on 24 µg/l ja talviarvo 18 µg/l. Eteläosan fosforipitoisuudet ovat vain hieman alhaisempia. Pintaveden pitoisuuksissa ei ole viime vuosina havaittavissa noususuuntaa, vaan korkeimmat arvot on mitattu 1980-luvulla. Sen sijaan pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet nousevat ajoittain korkealle, etenkin kesäkerrostuneisuuskauden lopussa. Kohonneita pitoisuuksia on havaittu Kylmästenkallion syvänteessä jo 1980-luvulla, mutta viime vuosina ilmiö näyttäisi voimistuneen. Korkein pitoisuus 350 µg/l on mitattu elokuussa 2015. Eteläosan syvänteessä pitoisuudet ovat alhaisempia. Kesäajan pintaveden kokonaistyyppipitoisuus on 2010-luvun keskiarvona 570 µg/l, mikä on hyvän tilan puolella (luokkaraja humusjärville on 700 µg/l). Talvikeskiarvo on korkeampi (870 µg/l). Eteläosassa arvot ovat samaa tasoa kuin päältäalla. Pintaveden kokonaistyyppipitoisuus on ollut noususuunnassa 1980–90 -lukujen taitteessa, mutta viime vuosina nousua ei ole havaittavissa. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat etenkin kesäaikaan pintavettä korkeampia.

Kivijärven syvänteiden happitilanne on ollut heikko jo 1980-luvulla. Talviaikana happipitoisuus on alentunut vaihtelevasti jääpeitteisen ajan kestosta riippuen. Heikoin tilanne on ollut vuonna 2003, jolloin useat järvet kärsivät happikadosta. Sen sijaan kesäkerrostuneisuuskauden loppupuolella happipitoisuus laskee säännönmukaisesti lähelle nollaa. Tilanne on samankaltainen molemmissa syvänteissä, mutta pohjasedimentin ravinteiden vapautumiseen viittaavaa fosforipitoisuuden nousua on havaittu lähinnä Kylmästenkallion syvänteessä. Kesäaikaan esiintyy ajoittain aktiivisesta levätuotannosta kertoavaa hapen ylikyllästyneisyyttä pintavedessä.

Kivijärven veden näkösyvyys on viime vuosina vaihdellut välillä 1-2,5 m keskiarvon ollessa hieman alle 2 m. Pintaveden väriarvot ovat vaihdelleet välillä 45–90 mg Pt/l, mitkä ovat keskihumuksiselle järvelle tyypillisiä arvoja. Viime vuosien keskiarvo on 60 mg Pt/l:n tuntumassa. Pohjanläheisen veden väriarvot ovat olleet kesäkerrostuneisuuskauden lopussa suuria etenkin Kylmästenkallion syvänteessä, mikä johtune raudan pelkistymisestä happipitoisuuden aletessa. Väriarvoja on mitattu vasta vuodesta 2007 alkaen, joten muutossuuntaa ei voi päätellä. Humuspitoisuutta niin ikään heijastavaa kemiallista hapenkulutusta on mitattu pidempään, ja arvot ovat olleet lievässä nousussa. Viime vuosien pintaveden keskiarvo on 12 mg O₂/l, mikä on humusvesille tyypillinen arvo. Kivijärven pH on lähellä neutraalia. Viime vuosien pintaveden talvikeskiarvo on pH 6,7 ja kesäkeskiarvo pH 7,3. Selvää muutossuuntaa ei voida havaita, mutta yli pH 8 olevia arvoja ei ole havaittu 1990-luvun alun jälkeen. Kivijärven alkaliniteetti on mitattu vain muutaman kerran, jolloin se on ollut hyvä (>0,3 mmol/l). Kivijärven pintaveden sähkönjohtavuus on vaihdellut 8,0 mS/m:n molemmin puolin. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat hivenen korkeampia. Sähkönjohtavuudessa ei ole havaittavissa nousua viime vuosina. Korkeimmat arvot on mitattu 1990-luvulla.

Kivijärveä on hoitokalastettu vuosina 1999 – 2003 ja 2005 lähinnä rysäpyynnillä, mutta myös nuottaamalla. Suurin saalis (3200 kg) on saatu vuonna 1999. Muina vuosina hoitokalastussaaliksi on ollut 350–1200 kg. Vuonna 2014 Kivijärvellä on jälleen nuotattu saaliin ollessa 2500 kg (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015).

5.6. Oksjärvi

Nastolan pohjoisosassa metsävaltaisella alueella sijaitsevan Oksjärven pinta-ala on 250 ha, suurin syvyys 14,1 m ja keskisyvyys 5,7 m. Rantaviivaa pyöreähköllä järvellä on 11 km. Oksjärven valuma-alue on kooltaan 27,04 km² (Kotakorpi 2015), josta suurin osa on metsämaata. Oksjärveen laskee useita oja, joista suurimmat ovat Korvenoja ja Kihloja. Oksjärvestä vedet laskevat Seestaanjokeen ja edelleen Luhtaanjokena Salajärveen ja Ruuhijärveen. Sieltä vedet laskevat Sylvöjärven kautta Arrajärveen ja Kymijokeen. Järven teoreettinen viipymä on 1,8 vuotta (Kotakorpi 2015). Oksjärven valuma-alueen maaperä on valtaosin kalliomaata ja karkealajitteisia maalajeja, joiden seassa vuorottelevat hienojakoisemmat maalajit. Turvemaata on lähinnä Kurensuon suunnalla. Maatalouskäytössä valuma-alueesta on noin 12 % (Kotakorpi 2015). Oksjärven rannoilla on loma-asutusta. Oksjärven luontainen järviyypä on *Pienet humusjärvet (Ph)*.

Oksjärven ekologinen tila on määritelty vuonna 2013 valmistuneessa vesipuitedirektiivin mukaisessa luokittelussa hyväksi (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Biologisen määrittelyn pohjana on ollut kaksi kasviplanktonnäytettä vuodelta 2012 sekä klorofyllipitoisuus vuosilta 2010 ja 2012. Näistä klorofyllipitoisuus, kasviplanktonin biomassa sekä ns. kasviplanktonin trofia-indeksi ovat antaneet tilaluokan hyvä ja haitallisten sinilevien osuus luokan erinomainen. Klorofyllipitoisuus Oksjärvellä on mitattu ensimmäisen kerran vuonna 1996 ja vuodesta 2001 lähtien 3 vuoden välein. Arvot ovat vaihdelleet välillä 3,2–13 µg/l viime vuosien keskiarvon ollessa 7,1 µg/l. Tämä on selvästi hyvän tilan puolella pienten humusjärvien luokkarajan ollessa 11 µg/l (Aroviita ym. 2012). Rehevyyssluokittelun perusteella klorofyllipitoisuus edustaa lievästi rehevää järveä (Oravainen 1999).

Veden laadun kemiallisia näytteitä Oksjärveltä on otettu vuodesta 1966 asti 1-6 vuoden välein ja nykyään 3 vuoden välein. Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella Oksjärven vedenlaatu on määritelty hyväksi. Kokonaisfosforipitoisuuden kesä- ja talvikeskiarvo pintavedessä on 2010-luvun keskiarvona 17 µg/l. Hyvän tilan luokkaraja pienille humusjärville on 28 µg/l, joten fosforipitoisuus on hyvän ja jopa erinomaisen tilan puolella (Aroviita ym. 2012). Rehevyyssluokituksen mukaan arvot ilmentävät lievästi rehevää järveä (Oravainen 1999). Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat lähellä pintaveden arvoja tai hieman kohonneet etenkin talvikerrostuneisuuskauden lopussa. Kokonaistyyppipitoisuus on viime vuosien kesäkeskiarvona pintavedessä 610 µg/l ja talviarvona 760 µg/l. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat olleet hieman korkeampia kesäaikaan. Hyvän tilan luokkaraja pienille humusjärville on kasvukaudelta 700 µg/l, joten

myös typpipitoisuuden arvot ovat hyvän tilan puolella. Ravinnepitoisuuksissa ei ole myöskään nähtävissä noususuuntaa.

Oksjärven syvänteessä happipitoisuus on pohjanläheisessä vedessä ajoittain alentunut etenkin kesäkerrostuneisuuskauden lopussa. Talviaikaan happi on riittänyt yleensä paremmin ja viime vuosina tilanne on parantunut jääpeitteisen ajan lyhetessä. Alhaisimmat kesä- ja talviaikaiset happipitoisuudet on mitattu 1980-luvun puolivälin ja 2000-luvun alkuvuosien välisenä aikana, jolloin myös pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet ovat ajoittain kohonneet.

Oksjärven veden näkösyvyys on vaihdellut suuresti välillä 0,6-5,4 m. Viime vuosien keskiarvo talviajalta on 1,4 m ja kesäajalta 2,1 m, eikä arvoissa ole havaittavissa selvää muutossuuntaa. Alhaisimmat näkösyvyudet on mitattu talviaikaan 1980-luvulla. Veden väriä on Oksjärvellä mitattu vuoden 1966 jälkeen säännöllisesti vasta vuodesta 2007 alkaen. Viime vuosien kesäkeskiarvo pintavedestä on 36 mg Pt/l ja talviarvo 50 mg Pt/l, mitkä ovat vähä- tai keskiumuksiselle järvelle tyypillisiä arvoja. Humuspitoisuutta niin ikään heijastavaa kemiallista hapenkulutusta Oksjärvellä on seurattu säännöllisesti jo vuodesta 1977 lähtien. Arvoissa on havaittavissa lievää nousua. Vielä 1980- ja 1990-luvuilla arvot liikkuivat pääasiassa välillä 6-10 mg O₂/l, mutta 2000-luvulla arvot ovat olleet 8-12 mg O₂/l:n tuntumassa (2010-luvun kesäkeskiarvo 9,4 mg O₂/l, talviarvo 10,8 mg O₂/l). Arvo 10 mg O₂/l edustaa vähä- ja keskiumuksisen järven rajaa (Oravainen 1999).

Oksjärven veden pH on lähellä neutraalia tai lievästi emäksisen puolella etenkin kesäaikaan. Arvoissa on havaittavissa lievää noususuuntaa. Viime vuosien kesäkeskiarvo on pH 7,5 ja talviarvo pH 7,1. Havaintosarjassa on myös yksi pH 8 yltävä arvo 1990-luvun alusta. Alkaliniteetti eli haponsitomiskyky on määritetty vain muutaman kerran, mutta se on ollut Oksjärvellä hyvä (> 0,3 mmol/l). Valuma-alueen ominaisuuksia ja yleistä rehevyytystä heijastava sähkönjohtavuus on ollut 1990-luvulla nousussa, mutta nousu on taittunut 2000-luvulla. Viime vuosien keskiarvo kesäajalta on 9,1 mS/m ja talviajalta 10,6 mS/m.

Oksjärveä ei ole viime vuosina hoitokalastettu. Järvellä on vedetty nuottaa vuonna 1997 ja rysäkalastettu vuosina 2000–2001. Vuosisaaliit olivat tuolloin 300–800 kg (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015).

5.7. Salajärvi

Salajärvi on Nastolan järvalueen suurimpia järviä. Pinta-alaa sillä on 810 ha ja rantaviivaa 30,2 km. Salajärven suurin syvyys on 14,1 m, mutta keskisyvyyttä järvellä on vain 3,7 m. Erityisesti järven eteläosa on matala. Syvin kohta sijaitsee järven pohjoisosassa Salinsaaren ja Kirjusaaren välissä. Salajärven lähivaluma-alueen pinta-ala on 40,25 km² (Nihtilä 2006) ja koko valuma-alueen (järvi mukaan lukien) pinta-ala on 244,37 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Salajärven pohjoisosaan laskee Luhtaanjoki, johon yhtyvät pohjoisesta Oksjärven vedet sekä lännestä Seestaanjoki. Seestaanjokea pitkin tulevat Kivijärven sekä sen yläpuolisten järvien vedet. Salajärven eteläosaan puolestaan laskevat Kukkasjärvien kautta Nastolan eteläisen järviketjun vedet. Salajärvestä vedet jatkavat Salajokea pitkin Ruuhijärveen ja edelleen Sylvöjärven kautta Arrajärveen ja Kymijokeen. Järven laskennallinen viipymä on 140 vrk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Salajärven luontainen järvityyppi on *Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)*.

Salajärven lähivaluma-alueen maaperä on suurelta osin kalliomaata, mutta ympärillä on myös runsaasti pienialaisia savimaita. Maataloutta järven ympärillä on jonkin verran. Salajärven tuntumassa on melko paljon vakituista asutusta. Järven rannoilla sekä saarissa on runsaasti loma-asutusta. Salajärveä ei säännöstellä ja vedenkorkeuden vaihteluväli on suuri. Suuri vaihtelu sekä loppukesän matalat vedenkorkeudet on koettu ongelmalliseksi virkistyskäytön kannalta. Kesäaikaisen vedenkorkeuden nostomahdollisuutta on esitetty selvitetäväksi (Korkiakoski 2012).

Salajärven ekologinen tila on määritelty sekä vuonna 2009 että 2013 valmistuneessa luokittelussa tyydyttäväksi (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Biologinen luokittelu on tehty kasviplanktonin ja syvänpohjaeläinten perusteella. Syvänpohjaeläimille laskettavista indekseistä toinen on ilmentänyt tyydyttävää ja toinen välttävää tilaa. Klorofyllipitoisuus ja kasviplanktonin trofia-indeksi ovat olleet tyydyttävällä tasolla, kasviplanktonin kokonaisbiomassa on ollut välttävä ja haitallisten sinilevien osuus hyvä. Salajärven klorofyllipitoisuudesta ensimmäiset näytteet ovat vuodelta 1996. Korkeimmat arvot on mitattu 2000-luvun puolivälissä, joten viime vuosien arvoissa ei ole noususuuntaa. 2010-luvun keskiarvo on 11 µg/l, mikä on rehevyysluokituksessa rehevällä tasolla (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja vähähumuksisille järville olisi 7 µg/l (Aroviita ym. 2012).

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden suhteen Salajärven tilaluokka on myös tyydyttävä. Ensimmäiset vesikemiannäytteet Salajärveltä ovat vuodelta 1966, minkä jälkeen näytteitä on otettu 1-5 vuoden välein. Vuodesta 2004 lähtien näytteitä on otettu vähintään 2 kertaa vuodessa. Pintaveden kokonaisfosforipitoisuuksissa ei ole havaittavissa viime vuosina nousua. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 21 µg/l ja talviajalta 12 µg/l. Kesäkeskiarvo on lievästi rehevän ja rehevän järven rajalla. Hyvän tilan luokkaraja vähähumuksisille järville on 18 µg/l (Aroviita ym. 2012), joten arvot ovat tyydyttävän tilan puolella. Alusveden fosforipitoisuudet ovat hieman pintavettä korkeampia ja muutama viime vuotena on havaittu selvästi korkeampia pitoisuuksia kesäkerrostuneisuuskauden lopussa. Korkein pohjanläheisen veden pitoisuus on mitattu elokuussa 2014 (89 µg/l). Salajärven kokonaistyyppipitoisuus pintavedessä ei ole ollut nousussa. Viime vuosina etenkin talviarvot ovat olleet jopa aiempaa alhaisempia. 2010-luvun kesäajan keskiarvo on 440 µg/l ja talviarvo 610 µg/l. Kesäarvo on hyvän tilan puolella, sillä luokkaraja vähähumuksisille järville on 500 µg/l. Pohjanläheisessä vedessä kokonaistyyppipitoisuus on sitä vastoin ollut noususuunnassa. Osa tyyppistä on ollut ammoniumtyyppinä (> 100 µg/l), mikä kertoo vähähappisista olosuhteista.

Salajärven syvänteessä happipitoisuus on alentunut etenkin kerrostuneisuuskausien lopussa. Viime vuosikymmenenä tilanne näyttäisi heikentyneen etenkin kesäkerrostuneisuuskautena, mikä selittää pohjanläheisen veden kohonneita ravinnepitoisuuksia. Elokuun mittauksissa happipitoisuus on pohjanläheisessä vedessä pudonnut nollaan tai lähelle sitä. Pintavedessä on esiintynyt ajoittain lievää ylikyllästyneisyyttä, mutta viime vuosina harvemmin.

Salajärven näkösyvyys on ollut laskusuunnassa. 2000-luvulla talviarvot ovat olleet aiempaa useammin alle 3 m ja kesäarvot alle 2 m. 2010-luvun kesäkeskiarvo on 2,1 m ja talviarvo 2,7 m. Salajärven veden väriä on vuoden 1966 jälkeen alettu mitata vasta vuonna 2003, joten selvää muutossuuntaa ei voida havaita. Pintaveden 2010-luvun keskiarvo on 35 mg Pt/l ja talviarvo 38 mg Pt/l, mikä osoittaa lievää humusleimaa. Kemiallisen hapenkulutuksen arvot ovat niin ikään vähähumuksisille järville tyyppillisiä (2010-luvun keskiarvot: kesä 8 ja talvi 9 mg O₂/l). Arvot ovat kuitenkin olleet lievässä nousussa mittausten alusta eli vuodesta 1977 alkaen. Salajärven pintaveden pH on lähellä neutraalia. 2010-luvun kesäkeskiarvo on pH 7,3 ja talviarvo pH 7,0. Arvoissa on korkeintaan lievää nousua. Alhaisimmillaan talviarvot ovat olleet 1980-luvulla, jolloin on mitattu ainoa pH 6 alittava arvo (pH 5,9 huhtikuussa 1983). Kesäarvot ovat tyyppillisesti hieman korkeampia levien yhteyttäessä, mutta yli pH 8 olevia arvoja ei ole mitattu kertaakaan. Korkein arvo (pH 7,9) on mitattu kesäkuussa 2003. Alkaliniteettia on mitattu vasta 2000-luvulla ja se on ollut hyvä (>0,3 mmol/l). Salajärven pintaveden sähkönjohtavuus on 2010-luvun kesäkeskiarvona 8,3 ja talviarvona 8,8 mS/m. Sähkönjohtavuus on noussut mittaushistorian aikana, mutta 2000-luvun puolivälissä nousu näyttäisi taittuneen. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat pintavettä hieman korkeampia ja ero näyttäisi mittaushistorian aikana kasvaneen.

Salajärveä on hoitokalastettu vuosina 1995–2008 sekä nuottaamalla että rysäkalastuksella (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015). Nuottaa on vedetty myös vuosina 2010, 2012 ja 2015. Suurin saalis Salajärveltä on saatu vuonna 2005, jolloin yhteissaalis oli 19 400 kg. Myös vuosina 2002 ja 2006 on ylletty yli 10 000 kg:n saaliiseen. Muutoin vuosisaaliit ovat enimmäkseen olleet 3000–6000 kg ja 2010-luvulla vähemmän.

5.8. Ruuhijärvi

Ruuhijärvi on Salajärven kanssa samassa pinnantasossa oleva varsin suuri järvi. Pinta-alaa järvellä on 574 ha, suurin syvyys on 18,7 m ja keskisyvyys 5,6 m. Syvin kohta sijaitsee järven itäosassa Pataanvuorten edustalla. Ruuhijärven lähivaluma-alueen pinta-ala on 31,75 km² (Nihtilä 2006) ja koko valuma-alueen pinta-ala (järvi mukaan lukien) on 282,13 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Valuma-alue on laaja, sillä Ruuhijärveen laskevat Salajokea pitkin Salajärvestä koko Nastolan järviolueen vedet. Ruuhijärvestä vedet laskevat Immilänjokea pitkin Sylvöjärveen ja edelleen Arrajärven kautta Kymijokeen. Järven laskennallinen viipymä on 132 vrk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Ruuhijärven luontainen järviyppi on *Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)*.

Salajärven tavoin Ruuhijärveä ei säännöstellä ja vedenkorkeuden vaihteluväli on suuri. Erityisesti loppukesän matalat vedenkorkeudet on koettu ongelmalliseksi virkistyskäytön kannalta ja kesäaikaisen vedenkorkeuden nostomahdollisuutta on Sala- ja Ruuhijärvellä esitetty selvitettäväksi (Korkiakoski 2012). Korkiakoski (2012) suositteli selvitettäväksi myös mahdollisuutta veden pidättämiseen Sala- ja Ruuhijärven valuma-alueella, mikä tasaisi veden korkeuden vaihteluita ja edistäisi kuormitusta vähentäviä kunnostustoimenpiteitä. Ruuhijärven lähivaluma-alueella on runsaasti kalliomaata, mutta myös hienompia maalajeja varsinkin järven pohjoisosassa. Maataloutta on runsaasti etenkin pohjoisosan savi- ja hietamailla. Myös haja-asutus on runsaampaa järven pohjoispuolella, jossa sijaitsee Ruuhijärven kylä. Rantaviivaa Ruuhijärvellä on 26,5 km ja rannoilla on runsaasti loma-asutusta.

Ruuhijärven ekologinen tila on luokiteltu sekä vuonna 2009 että 2013 valmistuneessa luokittelussa tyydyttäväksi (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Biologisista tekijöistä tilaa on arvioitu pohjaeläinten, piilevien sekä kasviplanktonin perusteella, jotka kaikki ovat jääneet luokkaan tyydyttävä. Ruuhijärven klorofyllipitoisuus on 2000-luvulla vaihdellut välillä 5,1–9,8 µg/l, mikä ilmentää lievästi rehevää järveä. Vuodesta 1992 lähtien mitatuissa arvoissa ei ole havaittavissa noususuuntaa. Elokuun keskiarvo 2010-luvulle on 7,9 µg/l, kun hyvän tilan luokkaraja on 7 µg/l (Aroviita ym. 2012). Kasviplanktonmuuttujista vuonna 2010 otetussa näytteessä kokonaisbiomassa ja TPI-indeksi ovat olleet tyydyttävällä tasolla ja haitallisten sinilevien prosenttiosuus hyvällä tasolla. Syvänpohjaeläimet ovat vuoden 2012 näytteessä sisältäneet rehevyyden ja vähähappisuuden indikaattorilajistoa (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016).

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden osalta Ruuhijärven tila on määritelty tyydyttäväksi lähinnä fosforipitoisuuden sekä alusveden huonon happitilanteen perusteella. Ruuhijärveltä on otettu vesinäytteitä ensimmäisen kerran vuonna 1966 ja vuodesta 1977 alkaen 1-4 vuoden välein. Nykyään näytteet otetaan joka vuosi. Ruuhijärven pintaveden kokonaisfosforipitoisuudessa ei ole havaittavissa noususuuntaa. 2010-luvun kesäajan keskiarvo on 18 µg/l, mikä on myös hyvän tilan luokkaraja vähähumuksisille järville (Aroviita ym. 2012). Talviarvo on 14 µg/l. Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuudet ovat olleet ajoittain koholla kerrostuneisuuskausien loppupuolella. Kuluvan vuosikymmenen aikana pitoisuudet ovat kuitenkin olleet maltillisia. Selvästi korkeampia arvoja on mitattu etenkin 1990-luvulla ja vielä 2000-luvulla. Ruuhijärven pintaveden typpipitoisuuden 2010-luvun kesäkeskiarvo on 515 µg/l ja talviarvo 690 µg/l. Hyvän tilan luokkaraja on vähähumuksisille järville 500 µg/l (Aroviita ym. 2012), joten keskiarvo on niukasti tyydyttävän tilan puolella. Vuoden 2013 luokituksessa keskiarvo on asettunut hyvän tilan puolelle. Varsinaista noususuuntaa mittaushistorian aikana ei kuitenkaan voida havaita. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat hieman pintavettä korkeampia. Korkeimmat arvot pohjanläheisessä vedessä on mitattu fosforin tavoin 1990-luvulla sekä 2000-luvulla.

Ruuhijärven pohjanläheisessä vedessä on havaittu alentuneita happipitoisuuksia kerrostuneisuuskausien lopussa mittaushistorian alusta lähtien. Viime vuosina tilanne talvikuukausina on ollut parempi, mutta kesäkerrostuneisuuskauden lopussa happipitoisuus alenee säännöllisesti lähelle nollaa. Pintavedessä esiintyy ajoittain lievää ylikyllästyneisyyttä kesäaikaan.

Ruuhijärven näkösyvyys on mittaushistorian aikana alentunut. Vielä 1990-luvulla talviarvot ovat yleisesti ylittäneet 3 m ja kesäarvot 2 m. 2000-luvun loppupuolelta lähtien arvot ovat liikkuneet 2 metrin molemmin puolin. 2010-luvun keskiarvo on talvikaudelle 2,5 m ja kesäkaudelle 2,3 m. Ruuhijärven veden väriarvo on määritetty säännönmukaisesti vasta 2000-luvun lopulta lähtien. Muutamien aiempien yksittäisten mittausten perusteella väriarvo on lievästi noussut. Pinnanläheisen veden keskiarvo 2010-luvulle on sekä talvi- että kesäajalta 36 mg Pt/l, mikä on vielä vähähumukselle vedelle tyypillinen ja osoittaa vain lievää humusleimaa. Pohjanläheisessä vedessä väriarvot ovat korkeampia. Humuspitoisuutta luonnonvesissä heijastavan kemiallisen hapenkulutuksen arvot ovat olleet noususuunnassa ensin 1980-luvulla ja uudestaan 2000-luvulla. Mittaushistorian alussa arvot ovat olleet 6 mg O₂/l:n tuntumassa. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalle 8 mg O₂/l ja talviajalle 9 mg O₂/l, mikä on vielä vähähumuksisille järville tyypillinen taso. Ruuhijärven veden pH on lähellä neutraalia, eikä se ole muuttunut 1970-luvulta lähtien. Ensimmäinen mittaus vuodelta 1966 on tosin antanut alhaisimman arvon. 2010-luvulla pintaveden kesäkeskiarvo on pH 7,4 ja talviarvo pH 7,0. Alkaliniteettia on mitattu muutamia kertoja. Ruuhijärven alkaliniteetti on hyvä (>0,3 mmol/l). Myös sähkönjohtavuus on varsin korkea, mutta selkeää noususuuntaa ei ole tai nousu on sittemmin taittunut. Korkeimmat arvot on mitattu 1990-luvulla ja 2000-luvun alkuvuosina. 2010-luvun kesäkeskiarvo on pintavedessä 8,1 mS/m ja talviarvo 8,7 mS/m. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat vain hieman tätä korkeammat.

Ruuhijärveä on hoitokalastettu vuodesta 1996 lähtien rysillä ja nuottaamalla ja 2000-luvulla enimmäkseen nuottaamalla. Viime vuosina hoitokalastusta on tehty vähemmän, viimeisen kerran vuonna 2011. Suurin saalis on vuodelta 1997 (13 560 kg). Yleensä vuotuiset saalit ovat olleet sadoista kiloista muutamaan tuhanteen kiloon (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2015).

5.9. Sylvöjärvi

Nastolan itäosassa sijaitsevan pitkän ja matalan Sylvöjärven pinta-ala on 219 ha ja rantaviivan pituus 10,8 km. Keskisyvyys Sylvöjärvessä jää 1,8 metriin. Suurin syvyys järven kapeassa keskikohdassa on 5,2 m. Sylvöjärven valuma-alue on peräti 337,44 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016) sillä järven pohjoisosaan laskevat Immilänjoen kautta koko Nastolan järvialueen vedet sekä lisäksi Halkokorvenjoen valuma-alue. Sylvöjärven lähivaluma-alueen pinta-ala on 52,15 km² (Nihtilä 2006). Suurimpien tulouomien lisäksi myös järven lasku-uoma sijaitsee järven pohjoisosassa, josta vedet laskevat Arrajokea pitkin Arrajärveen ja edelleen Kymijokeen. Sylvöjärven laskennallinen viipymä on vain 14 vrk, mutta veden vaihtuminen järven pussimaisessa eteläosassa on pohjoisosaa hitaampaa. Sylvöjärven lähivaluma-alueella on runsaasti savimaita, joille on keskittynyt maataloutta. Järven ympärillä on myös vakituista asutusta ja loma-asutusta. Järven luontainen järviyppi on *Matalat humusjärvet (Mh)*.

Sylvöjärven ekologinen tila on vuonna 2013 valmistuneessa luokittelussa määriteltä tyydyttäväksi (Hertta ympäristötietopalvelu 2016). Järveltä on kaksi kasviplanktontulosta kesältä 2012 sekä a-klorofyllituloksia. Luokittelussa käytettävistä indekseistä klorofyllipitoisuus, kasviplanktonbiomassa sekä TPI-indeksi ovat olleet tyydyttävällä tasolla. Haitallisten sinilevien määrä on sen sijaan ollut alhainen. Klorofyllipitoisuus on vaihdellut hyvän tilan luokkarajan 20 µg/l molemmin puolin, 2010-luvun keskiarvon ollessa 21 µg/l. Taso tarkoittaa rehevyyssuokituksen mukaan rehevää tai erittäin rehevää (Oravainen 1999). Muista biologisista laatutekijöistä ei ole ollut tietoa luokittelua varten.

Veden kemiallisia mittauksia Sylvöjärveltä on 1-4 vuoden välein 1970-luvulta alkaen. Vuoden 2013 tilaluokituksessa fysikaalis-kemialliset tekijät ovat ilmentäneet hyvää tilaa, mutta kokonaisfosforipitoisuus on ollut lähellä matalille humusjärville määriteltä tyydyttävän tilan rajaa (40 µg/l). Pintaveden kokonaisfosforipitoisuudet ovat kesäaikaan enimmäkseen rehevällä tasolla välillä 20–50 µg/l, mutta ajoittain yli 50 µg/l, mikä on jo erittäin rehevä taso (rehevyyssuokitus; Oravainen 1999). Pohjois- ja eteläosasta mitattujen arvojen välillä ei ole suurta eroa. Pohjanläheiset arvot ovat samaa tasoa tai vain hieman korkeammat kuin pintavedessä. Fosforipitoisuudessa on havaittavissa lievää laskusuuntaa 2000-luvulla verrattuna aikaisempiin vuosikymmeniin. Korkeimmat pitoisuudet on mitattu 1970-luvulla. Kesäajan

typpipitoisuus on selvästi hyvän tilan puolella 500–600 µg/l:n tuntumassa (luokkaraja 750 µg/l). Talviajan arvot ovat korkeampia viime vuosien keskiarvon ylittäessä 800 µg/l. Selvää muutossuuntaa typpipitoisuudessa ei ole havaittavissa.

Sylvöjärven pääaltaat ovat matalia eikä järveen muodostu pysyvää kesäkerrostuneisuutta. Tuuli sekoittaa vettä kesän aikana ja pohjanläheinen vesi saa happitäydennystä. Talviaikaankin happitilanne on ollut yleensä hyvä, joskin muutama vuonna on havaittu alentuneita pitoisuuksia pohjanläheisessä vedessä etenkin järven pohjoisosassa. Alhaisin arvo (2 mg/l) on mitattu talvella 2003, jolloin monet matalat järvet kärsivät jopa täydellisestä happikadosta. Ajoittain etenkin päällysvedessä esiintyy aktiivisesta levätuotannosta kertovaa hapen ylikyllästyneisyyttä.

Sylvöjärven näkösyvyys on kesäaikaan ollut viime vuosina keskimäärin 1,3 m. Talvella vesi on ollut hieman kirkkaampaa. Ero vuodenaikojen välillä on pienentynyt, sillä talviaikainen näkösyvyys näyttäisi laskeneen ja kesäaikainen nousseen. Sylvöjärven veden väriarvot ovat viime vuosina vaihdelleet lievästi humuspitoisesta humuspitoiseen (25–75 mg Pt/l). Väriarvot näyttävät nousseen 1980-luvulla, mutta 1990-luvulla mittauksia ei ole tehty. Kemiallisen hapenkulutuksen arvot ovat viime vuosina olleet 10 mg O₂/l:n tuntumassa. 1990-luvulla arvot ovat olleet hieman alhaisempia. Sylvöjärven pH on lähellä neutraalia ja alkaliniteetti on hyvä (> 0,3 mmol/l). Sähkönjohtavuus on ollut varsin tasaisesti 10 mS/m:n tuntumassa tai hieman sen alle. 2000-luvun taitteessa arvot ovat kuitenkin olleet hieman korkeampia.

Sylvöjärven vesikasvillisuutta on selvitetty tiittävästi ainakin 2000-luvun alussa Helsingin yliopiston EU-rahoitteisessa ECOFRAME-hankkeessa. Etenkin luhtarannoilla esiintyi runsaasti erilaisia rantakasveja. Muutoin järveä kiersivät laajalti tiheet ruovikot ja savipohjilla viihtyvät kaislikot. Paikoin esiintyi myös järvikortetta, palpakoita, vesitatarta sekä yleisemmin ulpukkaa. Uposkasveista Sylvöjärvellä esiintyi erilaisia vitoja ja vesisherneitä, mutta myös rehevyydestä kertovaa vesiruttoa, karvalehteä ja irtokellujiin kuuluvaa pikkulimaskaa. Järvellä havaittiin myös näkinpartaislevää.

ECOFRAME-hankkeessa vuonna 2000 järvellä tehtiin koekalastus Nordic-verkoilla (8 verkkovuorokautta). Kokonaisyksikkösaalis oli 3229 g/verkko ja 186,5 kpl/verkko. Saaliista 72 % oli särkikalaa. Nämä ovat erittäin korkeita lukua ja matalille humusjärville asetettujen raja-arvojen mukaan välttävän tai huonon tilan puolella. Runsain laji oli särki, seuraavina ahven, lahna ja pasuri, jotka olivat pienikokoisia. Muita järvessä esiintyneitä lajeja olivat salakka, sorva ja kiiski sekä petokaloista toutain ja hauki.

Sylvöjärveä on hoitokalastettu vuodesta 1996 alkaen nuottaamalla sekä rysillä. Viime vuosina hoitokalastusta on tehty pääasiassa nuottaamalla (Nastolan kalastusalueen kirjanpito 2016). Suurin hoitokalastussaaalis on vuodelta 1997, kaikkiaan 18 320 kg. Viime vuosina saaliit ovat olleet 2500–3000 kg. Lisäksi järvellä on tehty vesikasvillisuuden niittoja. Järven eteläpään Sammalsillansuolle on aloitettu monivaikutteisen kosteikon rakentaminen. Toteutettavan kosteikkoalueen yläpuolella on runsaasti peltoja, joilta tulevaa kuormitusta kosteikolla vähennetään. Kosteikon lävitse virtaavat Sammalsillanojan, Kuoppalanojan ja Ristolanojan vedet. Lisäksi pyritään turvaamaan taantuvan kosteikkolajiston, mm. viitasammakon säilyminen umpeenkasvavalla ja metsittyvällä alueella. Sylvöjärven pinnan laskeminen vuonna 1961 (Korkiakoski 2012) on todennäköisesti vaikuttanut alueen muuttumiseen. Järven laskun jälkeen Sylvöjärven vedenpinnankorkeus on noudattanut Arrajärven vedenkorkeutta tulvahuippuja lukuun ottamatta. Säännöstelyllä vakaana pidetty Arrajärven vedenkorkeus näkyy myös Sylvöjärven vedenkorkeuksissa. Korkiakoski (2012) on selvityksessään ehdottanut paitsi valuma-alueella tehtäviä kuormitusta vähentäviä toimenpiteitä, myös Arrajoen ennallistamis-mahdollisuuden selvittämistä. Tämä nostaisi myös Sylvönjärven vedenkorkeutta ja palauttaisi luontaista vedenkorkeuden vaihtelua.

5.10. Arrajärvi

Itin ja entisen Nastolan kunnan rajalla sijaitseva Arrajärvi on varsin suuri ja matala järvi. Pinta-alaa sillä on 991 ha ja rantaviivaa 44 km. Arrajärven suurin syvyys on 9 m keskisyvyyden jäädessä 2,9 metriin. Arrajärven valuma-alue on peräti 375,25 km², sillä järveen laskevat Arrajoen kautta koko Nastolan järvialueen vedet. Näistä lähimpinä ovat Sylvöjärven sekä Ruuhijärven ja Salajärven valuma-alueet. Eteläpuolelta Arrajärveen laskee Kotojoen kautta Kotojärvi, Selkojärvi ja Haramaanjärvi. Arrajärven pohjoisosa on suorassa yhteydessä Kymijokeen, josta vedet laskevat Suomenlahteen. Arrajärven laskennallinen viipymä on vain noin 3 kuukautta (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Arrajärven luontainen järviyppi on *Keskikokoiset humusjärvet (Kh)*.

Arrajärvellä on merkittävää maisema- ja virkistyskäyttöarvoa alueen asukkaille ja mökkiläisille ja se on suosittu urheilu- ja virkistyskalastus kohde. Rantakiinteistöillä on runsaasti loma-asutusta ja myös vakituista asutusta. Säännöllisesti järvellä kalastavien määräksi on arvioitu jopa 250 henkilöä vuodessa (Raunio & Haapala 2003). Arrajärven lähivaluma-alueella on runsaasti maataloutta erityisesti Kaurissuonojan, Lietojoen ja Saviojan savimailla sekä Sylvöjärven, Arrajoen ja Kotojärven lähivaluma-alueilla. Arrajärvellä on kalliojyrkänkeitä ja muinaisjäännöksiä sisältäviä luonnonsuojelualueita sekä linnustoltaan arvokkaita reheviä lahtia (Heinonen 2001).

Arrajärvi on vuonna 1950 toimintansa aloittaneen Mankalan voimalaitoksen säännöstelyn piirissä. Nykyisellä säännöstelyllä Arrajärven vedenpinta pidetään hyvin vakaana, eikä vesistöjen luonnollista vuodenaikaista vedenkorkeuden vaihtelua kevättulvineen esiinny. Tämä on edesauttanut rantojen käyttöä, mutta on voinut samalla edistää matalien lahtialueiden umpeenkasvua. Arrajärven vedenlaatua on seurattu vuodesta 1975 lähtien säännöstelylupaani liittyvänä velvoitetarkkailuna syvännepisteellä pääaltaalla sekä pohjoisessa Karjusaaren näytepisteellä. Järvi oli mukana Kymijoen alueen järvikunnostushankkeessa vuosina 2013–14, jolloin järven tilaa ja kunnostustarvetta tutkittiin tarkemmin (Ketola 2014).

Arrajärven ekologinen tila on sekä vuonna 2008 että 2013 valmistuneessa luokituksessa määritelty tyydyttäväksi (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Hydrologis-morfologinen muuntuneisuusluokka Arrajärvellä on tyydyttävä, sillä Mankalan voimalaitos järven alapuolella estää kalan kulun. Arrajärven kemiallinen tila on arvioitu hyväksi, mutta silmällä pidettäväksi. Vuonna 2013 kymmenestä ahvenesta määritetty elohopeapitoisuus ylitti laatunormin yhden kalan osalta.

Arrajärven veden laadun fysikaalis-kemialliset tekijät ovat ilmentäneet vuoden 2013 luokittelussa välttävää tilaa etenkin kokonaisfosforipitoisuuden perusteella. Pääaltaalla pintaveden kokonaisfosforipitoisuudet ovat kesäaikaan enimmäkseen rehevällä tasolla välillä 20–50 µg/l ja ajoittain yli 50 µg/l, mikä on jo erittäin rehevä taso (rehevyydsluokitus; Oravainen 1999). Viiden viime vuoden kesäajan keskiarvo on 42 µg/l, kun hyvän tilan luokkaraja keskikokoisille humusjärville olisi 28 µg/l (Aroviita ym. 2012). Talvikeskiarvo on huomattavasti alhaisempi (19 µg/l). Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuus on vain hieman pintavettä korkeampi, eikä 1990-luvun lopun ja 2000-luvun alun erittäin korkeita arvoja ole enää tavattu. Toisaalta viimeaikaisissa loppukesän mittauksissa kerrostuminen on usein ehtinyt jo purkaantua. Kesäajan pintaveden kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo viideltä viime vuodelta on 682 µg/l, mikä on tyydyttävän tilan puolella (hyvän tilan luokkaraja 660 µg/l; Aroviita ym. 2012). Karjusaassa rehevyystaso on pääaltaalla alhaisempi ja fosforipitoisuuksissa on myös havaittavissa laskua toisin kuin pääaltaalla. Tähän vaikuttaa Kymijoen vedenlaadun parantuminen. Viiden viimevuoden kesäajan pintaveden keskiarvo Karjusaassa on 20 µg/l ja talviarvo 8 µg/l.

Arrajärven syvänealueella hapettomuus näyttäisi olevan yleistä, muttei välttämättä kovin pitkäkestoista. Arrajärven teoreettinen sekoittumissyvyys on yli 8 metriä, mikä viittaa heikkoon kerrostuneisuuteen. Viime vuosina velvoitetarkkailun näytteenotto on painottunut elokuun loppuun, jolloin kerrostuneisuus on jo purkaantunut ja happitilanne hyvä. Hapen kuluminen on kuitenkin hyvin nopeaa sopivien kerrostumisolosuhteiden muodostuessa. Hapen kulumista edesauttaa matalan järven lämmin alusvesi.

Esimerkiksi pitkällä tyynellä jaksolla vähähappinen vesi voi nousta enimmillään 3–4 metrin syvyyteen. Myös talvella happi voi vähetä jo 3 metrin syvyydessä, jos jääpeite muodostuu aikaisin (Ketola 2014).

Arrajärven veden väriarvot vaihtelevat päältäalla lievästi humuspitoisesta humuspitoiseen (30–80 mg Pt/l). Väriarvot ovat nousseet 1980-luvulla, sekä 1990-luvun lievän laskun jälkeen 2000-luvulla. Näkösyvyys on Arrajärvessä melko alhainen, eikä päältäan vesi ole kirkastunut viime vuosina. Viiden viime vuoden keskiarvo kesäajalta on 1 m ja talviajalta 2 m (kiintoainepitoisuus: kesä 8 mg/l, talvi 1 mg/l). Karjusaassa vesi on kirkkaampaa ja etenkin talviajan näkösyvyys on kasvanut 1990-luvulta lähtien. Arrajärven veden pH on lähellä neutraalia ja alkaliniteetti on hyvä (> 0,3 mmol/l). Leväkukintojen aikana pH voi päällysvedessä kuitenkin nousta korkealle levien yhteyttäessä aktiivisesti. Havaintosarjassa on useita pH 8 ylittäviä arvoja, mikä voi matalassa järvessä lisätä sisäistä kuormitusta. Arrajärven alkaliniteetti ja sähkönjohtavuus ovat päältäalla Karjusaarta suurempia. Molemmat arvot ovat nousseet 1990-luvulta alkaen. Viime vuosina sähkönjohtavuuden arvoissa on hienoista laskua. Viiden viime vuoden pintaveden keskiarvo on kesäajalta 8,6 mS/m ja talviajalta 9,2 mS/m.

Kasviplanktonin perusteella Arrajärven tila on välttävä. Klorofyllipitoisuudet ovat viime vuosina olleet välillä 19–58 µg/l (5 vuoden keskiarvo 34 µg/l), mikä on rehevyysluokituksen perusteella erittäin rehevä (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja humusjärville olisi 11 µg/l (Aroviita ym. 2012). Järvessä esiintyy ajoittain myös sinilevää. Karjusaassa a-klorofyllipitoisuudet ovat hieman päällasta alhaisempia. Vuoden 2015 hieman alhaisempia arvoja lukuun ottamatta klorofyllipitoisuudet ovat olleet nousussa. Myös klorofyllin määrä suhteessa fosforitasoon on ollut nousussa (Ketola 2014).

Arrajärven eläinplanktonia on tutkittu tietävästi vain kerran (26.8.2013, Ketola 2014). Tulokset viittasivat eläinplanktoniin kohdistuvaan voimakkaaseen kalojen saalistukseen ja alentuneeseen laidunnustehoon. Eläinplanktonin kokonaisbiomassa (C, hiilen määrä) syvännepisteellä oli 94,0 µg C/l koostuen lähinnä pienikokoisista lajeista (rataseläimet, kyklooppi-hankajalkaiset, pienet vesikirppulajit). Kahden runsaimman vesikirppulajin keskipituudet olivat alhaisia (*Bosmina coregoni* 0,35 mm ja *Daphnia cristata* 0,61 mm). Suuria yksilöitä (*Daphnia* >1 mm, *B. coregoni* >0,5 mm) ei esiintynyt lainkaan, mikä on eräs hoitokalastustarpeesta kertova indikaattori (Sammalkorpi & Horppila 2005).

Arrajärven pohjaeläintulosten on katsottu ilmentävän tyydyttävää tilaluokkaa (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Vuonna 2010 runsaimmat lajit olivat rehevän pohjan surviaissäski *Chironomus plumosus* sekä sulkasääskentoukka *Chaoborus flavicans*. Vuonna 2013 sulkasääski oli selkeä valtalaji. Näiden rehevälle pohjalle tyypillisten ja huonoja happioloja kestävien lajien yhteinen osuus oli molempina vuosina 80–90 % yksilömäärästä. Biomassoihin perustuvan pohjan ravinteisuusluokituksen (Paasivirta 1984) mukaan pohja oli ravinteikasta ja surviaissäskien toukkien suhteelliseen runsauteen perustuvan CI-indeksin (Paasivirta 2000) mukaan Arrajärvi oli hyvin rehevä (Ketola 2014). Sulkasääskien esiintymistä on tutkittu myös laajemmin marraskuussa 2014 (Ketola 2014). Sulkasääskien tiheydet olivat syvimmällä alueella suuria, mutta koko järven mittakaavassa merkitys oli vähäisempi. Kalataloudelliseen tarkkailuun liittyvässä kaikuluotaustutkimuksessa sulkasääskiä on havaittu elokuussa pohjanläheisessä vesikerroksessa (Malinen ym. 2012). Tuolloinkin niiden merkitys ravintoverkossa arvioitiin vähäiseksi, koska ne rajoittuivat varsin pienelle alueelle.

Arrajärven kalastoa on selvitetty verkkokoekalastuksella elokuussa 2013 (Ketola 2014). Nordic-koeverkoilla tehdyssä koekalastuksessa yksikkösaalis oli peräti 4052 g/verkko ja 188 kpl/verkko. Runsaimpia lajeja oli särki (41 % saaliin painosta), ahven (27 %) ja kuha (12 %). Muita lajeja olivat salakka, hauki, ruutana, pasuri, sorva, suutari, lahna ja kiiski. Särkikalajien osuus saaliin painosta oli 56 %. Ahven, särki sekä lahna ja pasuri olivat pienikokoisia. Petokalajien paino-osuus oli varsin hyvä (33 %), mistä suurimman osuuden muodostivat petokokoiset ahvenet sekä kuha. Haukea saaliin painosta oli noin 5 %. Hauen lisääntyminen Arrajärvessä vaikuttaa heikolta, sillä poikasia ei ole poikaskartoituksissa tavattu (Malinen ym. 2012). Sen sijaan kuha näyttää lisääntyvän luontaisesti ja kasvavan hyvin (Raunio 2013). Edelliseen, vuonna 1996 toteutettuun koekalastukseen (Levänen 1996) verrattuna tavattiin enemmän särkikalalajeja, mutta siikaa ja kuoretta ei lainkaan. Ahvenen ja kuhan osuudet olivat kasvaneet. Pakallisten kalastajien, kirjanpitokalastusten (Raunio 2011) sekä kaikuluotaustutkimuksen (Malinen ym. 2012) mukaan järvessä

esiintyy edelleen vähäisessä määrin siikaa, madetta, toutainta sekä kuoretta. Kuore on kuhan mieluinen ravintokala, joten sen kuolleisuus Arrajärnessä on todennäköisesti suuri. Vuoden 2013 tulosten perusteella Arrajärven kalastoluokitus keskikokoisille humusjärville (Kh) määritettyjen raja-arvojen mukaan (Vuori ym. 2009; Aroviita ym. 2012) olisi lähinnä välttävä. Etenkin lukumäärä- ja painoyksikkösaalis olivat järvityypille erittäin korkeita.

Arrajärven vesikasvillisuutta on kartoitettu päävyöhykelinjamenetelmällä vuonna 2011, minkä perusteella tilaluokaksi on arvioitu hyvä (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Lisäksi vesikasvillisuutta on kartoitettu yleispiirteisesti niittotarpeen arvioimista varten (Kokko 2014). Havaitut lajit ilmentävät pääasiassa keskirehevää tai rehevää kasvupaikkaa. Ilmaversoisista yleisimpiä ovat terttualpi, järviruoko ja järvikorte ja kelluslehtisistä vesitatar ja ulpukka. Järviruoko muodostaa monin paikoin laajoja kasvustoja. Järvikaislaa, järvikortetta ja melko harvinaista piurua esiintyy laikuittain. Uposlehtisistä on tavattu vitalajien lisäksi keski- tai vähäravinteisuutta ilmentävää ruskoärviää sekä rehevyyttä ilmentävää, irtokeijujiin kuuluvaa karvalehteä, jota kasvaa runsaana etenkin matalien lahtien pohjan tuntumassa. Tiisalansaaren alueella on havaittu myös vesiruttoa. Karua kasvupaikkaa ilmentäviä lajeja esiintyy vähälukuisina lähinnä järven pohjoisosassa, joka on kasvillisuudeltaan karumpi.

Arrajärvelle on tehty LLR (Lake Load Response) -mallinnus kuormitusvähennystarpeen arvioimiseksi. Sen mukaan keskimääräinen kuormitus, jolla hyvään tilaan päästäisiin on 42 % vähemmän kuin Arrajärven nykyinen kuormitus (Kotamäki 2014). Typen osalta kuormitusvähennystarve hyvään tilaan pääsemiseksi on 12 %. Arrajärven sisäinen kuormitus oli mallin mukaan vain 3 % ulkoisesta kuormituksesta. On huomattava, että mallinnuksessa on useita virhelähteitä ja Arrajärven lyhyt viipymä voi tuoda epävarmuutta tuloksiin vuosikeskiarvoja käytettäessä. Mallinnuksen mukaan Arrajärven tilaa pystyttäisiin kuitenkin parantamaan tehokkaimmin ulkoista kuormitusta vähentämällä. Arrajärven jokien ja ojen suhteellista merkitystä järven kuormitukselle on arvioitu ojavesinäytteenotolla marraskuussa 2013 (Ketola 2014). Ainevirtaamiksi laskettuna suurin kuorma tuli suuren virtaamansa tähden Arrajoesta. Arrajoen yläpuolinen valuma-alue on suuri, joten siellä etenkin Sylvöjärven ja Halkokorvenjoen valuma-alueella toteutetut vesiensuojelutoimet hyödyttäisivät myös Arrajärveä. Arrajärven lähivaluma-alueen ojista vesiensuojelutoimia kannattaa kohdistaa Kaurissuonojaan, Lietojokeen sekä Saviojaan, joissa ravinnepitoisuudet olivat suurimmat. Näiden ojen valuma-alueille on tehty vesiensuojelusuunnitelma. Suunnitelma sisältää ehdotukset vesiensuojelurakenteista, joille on saatu alustavat suostumukset maanomistajilta (Ahola 2014).

Arrajärvelle laaditussa kunnostussuunnitelmassa (Ketola 2014) järvelle suositellaan ensisijaisena toimenpiteenä ulkoisen kuormituksen vähentämiseen tähtäviä toimenpiteitä valuma-alueella. Järven sisäisistä, rehevyyttä vähentävistä toimenpiteistä Arrajärvelle suositellaan ravintoketjukunnostusta, jota on jo hoitokalastuksena toteutettukin. Arrajärveä on hoitokalastettu 1990-luvulta lähtien sekä nuottaamalla että rysäpyynnillä, viime vuosina lähinnä nuottaamalla. Saalismäärät ovat liikkuneet 1 000–18 000 kg välillä. Järveen on myös istutettu kuhaa. Tehdyt hoitotoimet ovat parantaneet kalaston rakennetta, mutta vedenlaatuvaikutuksien saavuttamiseksi saalismääriä tulisi selvästi nostaa (Kuisma 2014). Monitavoitteisista menetelmistä tarvetta on lähinnä vesikasvillisuuden niitoille umpeenkasvavissa lahdissa. Jonkin verran vesikasvillisuuden niittoja on tehtykin. Niitoissa tärkeintä on, ettei niitetty massa jää järveen, vaan siirretään maalle tai hyötykäyttöön.

5.11. Työtjärvi

Työtjärvi on Salpausselän reunamoreenin painanteeseen muodostunut pikkujärvi. Se sijaitsee Hollolan kuntakeskuksen länsipuolella Hälvälän ja Soramäen asuinalueiden läheisyydessä. Järven pinta-ala on 55,3 ha ja rantaviivaa sillä on 3,4 km. Työtjärven syvin kohta Särkänkärjen edustalla on noin 7 m, mutta järven keskisyvyys jää vain alle 1,5 metriin. Porvoonjoen vesistöalueella sijaitseva Työtjärvi kuuluu Luhdanjoen valuma-alueeseen kuuluvaan Vähäjoen osavaluma-alueeseen. Työtjärven valuma-alue on kooltaan pieni, noin 5 km². Työtjärveen laskee kaivettu oja pienestä Mustajärvestä, jonka yläpuolella on puolestaan

Kastarlammi. Työtjärven vedet laskevat eteläosasta Supanojaa pitkin kohti Porvoonjokea. Järven laskennallinen viipymä on 6,4 kk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Työtjärven luontaista järvityyppiä ei ole määritelty, mutta nykyisellään järvi on lähinnä *Matala humusjärvi (Mh)*.

Työtjärven pintaa on laskettu 1800- ja 1900-lukujen vaihteessa kahteen otteeseen, jolloin sen pinta-ala pieneni varsinkin luoteis- ja länsirannan suunnalta. Järven etelä-, itä- ja pohjoisrannalla ovat moreeniharjanteet ja länsiranta on soistunut. Työtjärvi on ollut luontaisesti karu ja kirkas harjujärvi, joka 1950- ja 1960-lukujen vaihteessa järven pohjoispuolella toteutettujen suo-ojitusten jälkeen muuttui humusjärveksi ja myös happamoitui (Lehmijoki 2014). Suo-ojituksia jatkettiin 1970-luvulla. Nykyisellään Tyhnynsuon kuivatusojat ovat tukkeutuneet, eikä uudelleen ojitusta ole suunnitteilla. Varrassuota ei ole ojitettu ja virtaama järveen on pieni. Järven ympärillä ei ole maataloutta eikä jätevesikuormitusta. Järven lounaispuolelle on rakennettu uusi asuinalue, minkä vuoksi paikalle on vuonna 2011 tehty hulevesiallas. Järven laskevien ojien kuormitus on tällä hetkellä pientä (Lehmijoki 2014). Järven rannalla sijaitsee uusien omakotitaloalueiden lisäksi kunnan yleinen uimaranta, puolustusvoimien harjoitusalueen saunoja sekä muutamia kesämökkejä. Järven virkistyskäyttöarvolle asetetut vaatimukset ovat nousseet uusien asuinalueiden myötä.

Työtjärven ekologista tilaa ei ole vielä vesipuitedirektiivin mukaisesti määritelty. Järveltä on kuitenkin olemassa vedenlaatutuloksia vuodesta 1984 lähtien lähes joka vuodelta. Näytteitä on alussa otettu etenkin syystäyskierron aikaan happamoitumisen vaikutuksia selvittävään valtakunnalliseen HAPRO-projektiin liittyen (Kauppi ym. 1990). Vuodesta 2007 lähtien Lahden seudun ympäristöpalvelut on ottanut näytteitä kerrostuneisuuskausien lopussa maalisi- ja elokuussa 1-2 vuoden välein. Tuolloin on alkanut myös säännöllinen levämäärää ilmentävän klorofyllipitoisuuden seuranta. Pitoisuudet ovat vaihdelleet lievästi rehevästä ylirehevään (8,8–59 µg/l) 2010-luvun keskiarvon ollessa 25 µg/l. Tämä on rehevyysluokituksen mukaan erittäin rehevä taso (Oravainen 1999). Matalien humusjärvien hyvän tilan luokkaraja on 20 µg/l, joten keskiarvo on tyydyttävän tilan puolella (Aroviita ym. 2012). Työtjärvellä esiintyy ilmeisesti ajoittain uimareille kiusallista limalevää (*Gonyostomum semen*), mikä sisältää biomassansa nähden runsaasti klorofylliä. Levä on tyypillinen reheville humusjärville.

Työtjärven ravinnepitoisuudet ovat rehevällä tasolla. Pintaveden kokonaisfosforipitoisuuden 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 31 µg/l ja talviajalta 20 µg/l. Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuudet ovat pintaveteen nähden kohonneet lähinnä talviaikana (kesäkeskiarvo 33 µg/l; talvikeskiarvo 53 µg/l). Sama ilmiö on havaittavissa typpipitoisuudessa. Keskimääräinen typpipitoisuus pintavedessä on kesäaikaan 520 µg/l ja pohjanläheisessä vedessä vain hieman korkeampi (610 µg/l). Talviaikaan typpipitoisuus pintavedessä on 640 µg/l ja pohjanläheisessä 1500 µg/l. Matalille humusjärville määritellyt ravinteiden tilaluokkarajat ovat varsin korkeat, joten pintaveden fosforipitoisuus on hyvän ja typpipitoisuus jopa erinomaisen tilan puolella (Aroviita ym. 2012). Talvikerrostuneisuuskauden lopussa happipitoisuus on pohjanläheisessä vedessä pudonnut säännöllisesti lähelle nollaa, mikä voi nostaa ravinnepitoisuuksia pohjanläheisessä vedessä. Kesäaikaan happitilanne on ollut vaihtelevampi, mutta sopivien kerrostumisolosuhteiden vallitessa järvi kerrostuu voimakkaasti ja happipitoisuus voi laskea jo 2-3 metrin syvyydellä (Lehmijoki 2014). Pitkäaikaisten muutosten arvioimista vaikeuttaa se, että aiemmat tulokset ovat pääasiassa syystäyskierron ajalta, jolloin järvi ei ole kerrostunut ja pohjanläheisen veden happitilanne on hyvä, tai pohjanläheisen veden näytettä ei ole otettu. Joitakin tuloksia kuitenkin on, ja niiden mukaan kevättalvista happivajetta on esiintynyt viime vuosien lisäksi 1980-luvulla. Pintaveden ravinnepitoisuuksissa ei kuitenkaan näyttäisi olevan noususuuntaa 1980- ja 90-luvun arvoihin nähden.

Työtjärven vesi on melko kirkasta humuspitoisuudesta huolimatta. Viime vuosina näkösyvyys on vaihdellut 1,0–2,6 metrin välillä, kesäajan keskiarvo on 2 m ja talviarvo 1,6 m. Veden väriarvot ovat mittaushistorian aikana liikkuneet 50 mg Pt/l:n molemmin puolin. Pintaveden 2010-luvun keskiarvo kesäajalta on 51 mg Pt/l ja talviarvo 66 mg Pt/l, mitkä ovat keskihumuksisille järville tyypillisiä arvoja. Pohjanläheisessä vedessä väriarvot ovat talviaikaan korkeita (150–300 mg Pt/l). Kemiallisen hapenkulutuksen arvot ilmentävät niin ikään keskihumuksista järveä, pintaveden 2010-luvun keskiarvon ollessa 12 mg O₂/l. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat talviaikaan korkeampia.

Työtjärven vesi on hieman hapanta ja järvi on ollut yksi happamoitumisen vaikutuksia selvittävän HAPRO-projektin kohdejärviä (Kauppi ym. 1990). Alle pH 6:ssa eliöstö alkaa jo kärsiä happamuudesta, herkimpiä ovat simpukat, kotilot, ravut ja myös kalat. Vielä 1990-luvun alussa alle pH 6 olevia arvoja tavattiin syystäyskierron aikaan. Tämän jälkeen syystäyskierron aikaiset arvot ovat olleet korkeammat, ja pH 6 alittuu lähinnä maaliskuun pintaveden mittauksissa (talvikeskiarvo pH 5,8), jolloin sulamisvedet voivat laskea pH:ta. Kesäajan viime vuosien keskiarvo on pH 6,5. Työtjärven alkaliniteettiä, eli kykyä vastustaa happamoitumista, on seurattu vuoteen 2005 saakka. 1980-luvulla alkaliniteetti on ollut kokonaan loppunut (<0,01 mmol/l) tai huono (<0,05 mmol/l), mutta on sittemmin hieman noussut ja ollut ajoittain jo välttävän puolella (0,05-0,061 mmol/l). Sähkönjohtavuus heijastelee alkaliniteetin tapaan valuma-alueen ominaisuuksia ja yleistä rehevyytensä. Sähkönjohtavuus on hiekkavaltaiselle valuma-alueelle tyypillisesti varsin alhainen, eikä siinä ole havaittavissa noususuuntaa 1980-luvun alkuun nähden, pikemminkin lievää laskua. Kesäkeskiarvo pintavedessä on 2,1 mS/m ja talviarvo 2,5 mS/m. Pohjanläheisessä vedessä arvot ovat talviaikaan kohonneet.

Työtjärven pohjaeläimistöä on selvitetty syksyllä 2009 ja 2010 (Hynynen & Salmelin 2010; Hynynen 2011). Matalilla alueilla pohjaeläimistön taksonimäärä ja biomassa olivat kohtuullisia. Syvemmillä alueilla lajisto yksipuolistui ja suurimman osuuden eläimistöä muodostivat huonohappisia olosuhteita sietävät *Chaoborus flavicans* -sulkasääsken toukat. Sulkasääsken toukat eroavat muista pohjaeläimistä siinä, että ne voivat nousta vesipatsaaseen ja käyttää ravinnokseen eläinplanktonia. Rantavyöhykkeen ekologinen tila oli lajistoon perustuvalla PMA-indeksillä arvioituna huono. Syviltä alueita PMA-indeksi yliarvioi ekologisen tilan, eikä BQ-indeksiä pystytty laskemaan lainkaan (Lehmijoki 2014).

Työtjärveltä on kartoitettu myös vesikasvillisuus kesällä 2013 (Lammi & Vauhkonen 2014). Lajimäärä on alhainen ja edelleen niukkaravinteisille järville tyypillinen. Veden korkeasta humuspitoisuudesta ja pohjan laadusta johtuen kasvillisuus rajoittuu 125 cm:n syvyyteen. Järveltä tavattiin 17 vesikasveihin kuuluvaa putkilokasvilajia, joista runsaimpia olivat järvikortte sekä kelluslehtiset lajit, kuten ulpukka, uistinviita ja vesitatar. Ravinteisuuden suhteen kyseiset lajit tulevat toimeen monenlaisissa vesistöissä, mutta vesitatar on runsain rehevöityneissä, keskiravinteisissa vesissä (Lammi & Vauhkonen 2014). Työtjärven lounais- ja kaakkoisosassa on myös matalia, hiekkapohjaisia alueita, joissa esiintyy karuja tai melko niukkaravinteisiä vesiä ilmentäviä kasvilajeja: hapsiluikka, rantaluikka, tumma- ja vaalea lahnaruoho, rantaleinikki sekä nuottaruoho. Ilmaversoisia kasveja järvellä on erittäin vähän ja harvojen kortteikkojen lisäksi rannoilla kasvaa lähinnä saroja, eikä lainkaan esimerkiksi järviruokoa. Suurin osa kasvillisuudesta on harvaa kelluslehtikasvillisuutta, eikä uposlehtisiä kasveja esiinny lainkaan. Erityisen harvinaisia lajeja järvellä ei esiintynyt.

Kalastoa Työtjärvellä on kartoitettu koekalastuksin viimeksi vuosina 2005 ja 2008. Koekalastuksen perusteella kalasto on ollut ahvenvaltainen. Ahvenen osuus koekalastussaaaliin biomassasta on ollut näinä vuosina 56 % ja 45 %. Järven särkikanta on ollut heikko, eikä tarvetta hoitokalastukselle ole ollut. Järnessä on tehty hoitokalastusta viimeksi vuonna 2001. Tuolloin on todettu, että verrattuna vuoden 1999 koekalastustuloksiin, kalojen kasvu on nopeutunut ja kalakantojen kääpiöityminen pysähtynyt (Lehmijoki 2014).

Työtjärven pohjanlaatua on tutkittu vuonna 2014. Sedimentti oli rehevälle järvelle tyypillistä. Happiongelmat näkyivät suurena määränä hajoamatonta orgaanista ainesta. Orgaanisen aineen määrää kuvaava hehketushäviö oli keskimäärin 63 %, mikä luokituu karkeaksi detritusliejuksi. Helsingin yliopiston ympäristöekologian laitos toteutti lokakuussa 2009 yhdessä Lahden seudun ympäristöpalvelun kanssa Työtjärvellä kalsiumperoksidikäsittelyn, jonka toivottiin vaikuttavan orgaanisen aineen hajotustoimintaan ja sisäiseen kuormitukseen (Nykänen & Romantschuk, ei julkaistu). Kalsiumperoksidista liukenevan hapen odotettiin nostavan aerobisten mikrobien määrää ja kalsiumin sitovan vedestä fosforia pois käytöstä. Käsittelyllä ei kuitenkaan ollut vaikutusta Työtjärven tilaan (Lehmijoki 2014). Kemikaalikäsittelyn lisäksi Työtjärveä on hoidettu niittämällä vesikasveja ja poistamalla irronneita turvelauttoja.

Työtjärvelle on laadittu hoito- ja käyttösuunnitelma (Päijät-Hämeen Kalatalouskeskus 2010) sekä kunnostussuunnitelma, jossa on vertailtu kahden mekaanisen kunnostusmenetelmän, järven väliaikaisen tyhjentämisen ja alusveden poisjohtamisen, soveltuvuutta Työtjärvelle (Lehmijoki 2014).

5.12. Kutajärvi

Kutajärvi sijaitsee Hollolan kirkonkylän läheisyydessä Pyhäniemen eteläpuolella. Järvi on syntynyt todennäköisesti vuonna 1797 toteutetun Vesijärven laskun yhteydessä kuroutumalla eroon Vesijärvestä. Järven pinta-ala on 163 ha ja sen suurin syvyys on vain 1,3 metriä. Rantaviivaa järvellä on 6,4 km ja valuma-aluetta 13 km². Kutajärven valuma-alue kuuluu Kymijoen vesistöalueen Vesijärven osavaluma-alueeseen. Järvi laskee Kalasillanojan ja Kivisillanojan kautta Vesijärveen, mutta Kivisillanoja on lähes umpeenkasvanut eikä siinä juurikaan virtaa vettä. Kutajärven laskennallinen viipymä 3,9 kk (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Valuma-alueen maaperä on pääasiassa hienojakoisia maalajeja, savea, hietaa ja hiesua. Järveä ympäröivätkin loivarantaiset peltoalueet lähes joka puolelta. Järven rannalla on pientaloasutusta ja joitakin kesämökkejä sekä sotainvalidien lomakoti Sarvikuutti. Rannat ovat suureksi osaksi soistuneet. Etenkin järven kaakkois- ja luoteispäässä sijaitsevat laajahkot soistumat. Kutajärven luontaiseksi järviympäristöksi on määritelty *Matalat humusjärvet (Mh)*.

Kutajärvi on rehevä lintujärvi, joka on mukana vuonna 1982 vahvistetussa valtakunnallisessa lintuvesien suojeluohjelmassa kansainvälisesti merkittävänä kohteena. Järvi on osa Kutajärven alue -nimistä Natura 2000 -aluetta (FI0306006). Natura-alueeseen kuuluu Kutajärven lisäksi viisi Vesijärven lahtea. Natura-alueen pinta-ala on 1051 hehtaaria, josta Kutajärven osuus on 222 hehtaaria. Kutajärven Natura-rajauksesta viisi hehtaaria on metsää ja loput kosteikko- ja vesialuetta. Kutajärvi on rauhoitettu luonnonsuojelualueeksi. Luonnon-suojelualueessa on kosteikon lisäksi mukana järven pohjoispään rantametsät. Kutajärvellä voi tarkkailla lintuja lintutornista tai kulkea lähialueella luontopolulla.

Pyhäniemen vanhainkodin jätevedenpuhdistamon vesi johdettiin järveen vuoden 1999 puoliväliin saakka. Tämän jälkeen jätevesi on johdettu siirtoviemärin kautta Salpakankaalle puhdistettavaksi. Kutajärvestä on otettu vesinäytteitä vuodesta 1973 lähtien jätevesipuhdistamon velvoitetarkkailun vuoksi. Velvoitetarkkailun ansiosta järven veden laadun kehityksestä on varsin tarkkaa, säännöllisesti kerättyä ja pitkältä aikaväliltä olevaa tietoa vuoteen 2001 asti. Lahden seudun ympäristöpalveluiden seuranta on käynnistetty vuonna 2007. Vesinäytteitä on viime vuosina otettu noin 3 vuoden välein maalisi- ja elokuussa. Kutajärven ekologiseksi tilaksi on vuoden 2013 luokituksessa määritelty tyydyttävä (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Sekä klorofyllin että ravinteiden keskiarvot olivat korkeammat kuin edellisellä luokittelukierroksella, mutta asiantuntija-arviona on katsottu, ettei järven tilassa ole tapahtunut niin suurta muutosta, että tilaluokkaa olisi perusteltua laskea.

Ekologisen luokituksen pohjalla olleena biologisena aineistona on ollut vain kolme klorofyllimittaus. Näiden laskennallinen tilaluokka oli huono. Klorofyllipitoisuus on mittaushistorian aikana vaihdellut välillä 20–100 µg/l, 2010-luvun keskiarvon ollessa 85 µg/l. Tämä on rehevyysluokituksessa erittäin rehevä, jopa ylirehevä taso (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja matalille humusjärville olisi 20 µg/l (Aroviita ym. 2012). Ensimmäinen klorofyllinäyte on vuodelta 2001 (20 µg/l), minkä jälkeen näytteitä on vasta vuodesta 2007 eteenpäin. Viime vuosien pitoisuudet ovat korkeita, mutta aiempien näytteiden vähäisyydestä johtuen selvää muutossuuntaa ei voida sanoa.

Fysikaalis-kemiallisten muuttujien perusteella Kutajärven tilaluokaksi on annettu välttävä. Kutajärven ravinnepitoisuudessa on ollut lievä kasvava pitkän aikavälin suuntaus 1990-luvulla. Viime vuosina etenkin kesäajan fosforipitoisuudet ovat olleet korkeita. 2010-luvun kesäajan keskiarvo on 94 µg/l (talviarvo 30 µg/l), mikä on erittäin rehevä taso ja edustaa matalien humusjärvien välttävää tilaluokkaa. Ajoittain pitoisuus ylittää 100 µg/l, mikä on jo ylirehevä taso (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja matalille humusjärville olisi kasvukaudella 40 µg/l (Aroviita ym. 2012). Myös kokonaistyyppipitoisuus on viime

vuosina ollut korkea 2010-luvun kesäajan keskiarvon ollessa 2500 µg/l. Tämä on huonon tilan puolella. Talviarvo on alhaisempi (1400 µg/l). Hyvän tilan luokkaraja matalille humusjärville olisi 750 µg/l (Aroviita ym. 2012).

Kutajärven ravinnepitoisuudet ovat vaihdelleet myös happikatojen seurauksena. Kutajärvi on kärsinyt happipitoisuuden laskuista jääpeitteisinä aikoina. Kutajärven vettä on hapetettu onnistuneesti talvisin 1990-luvun loppupuolella kalakuolemien ja järven sisäisen ravinnekuormituksen vähentämiseksi. Kesäaikaan pintavedessä esiintyy ylikyllästyneisyyttä, mikä kertoo ajoittain voimakkaasta levätuotannosta. Kutajärven veden pH on talviaikaan jonkin verran pH 7 alapuolella ja kesäaikaan yli. Ajoittain pH voi kuitenkin kesäaikaan nousta korkealle voimakkaan perustuotannon johdosta. Esimerkiksi elokuussa 2010 on mitattu yli pH 9 oleva arvo. Korkea pH voi matalassa järvessä lisätä myös pohjalta vapautuvien ravinteiden määrää. Kutajärven alkaliniteetti eli puskurikyky happamoitumista vastaan on hyvä (>0,2 mmol/l). Kutajärven sähkönjohtavuus on ollut laskusuunnassa viime vuosien kesäkeskiarvon ollessa 6,8 mS/m ja talviarvon 11,5 mS/m.

Veden kirkkautta kuvaava näkösyvyys on Kutajärven mittaushistorian aikana vaihdellut 0,4-1,5 m:n välillä. Näkösyvytydessä on ollut laskeva suuntaus ja 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta vain 0,45 m ja talviajalta 0,5 m. Vesi on myös humuspitoista. Veden väriarvoissa on mittaushistorian aikana selvä nouseva suuntaus, mikä voi johtua rantojen soistumisesta. Viime vuosien keskiarvo kesäajalta on 85 mg Pt/l ja talviajalta 190 mg Pt/l, mikä on jo runsashumuksiselle järvelle tyypillinen taso. Humuspitoisuutta niin ikään heijastelevan kemiallisen hapenkulutuksen (COD) arvot ovat 2010-luvun keskiarvona kesäajalta 22 mg O₂/l ja talviajalta 15 mg O₂/l. Nämä ovat myös humusjärville tyypillisiä arvoja. Etenkin 1970-luvulla COD-arvot ovat olleet ajoittain korkeita mahdollisesti jätevesikuormituksesta johtuen.

Edellisessä Vesijärvi-ohjelmassa (2012-2015) todetaan, että Kutajärven vesi on samentunut ja uposkasvillisuus köyhtynyt viimeisten 10 vuoden aikana. Yyhdeksi muutoksien tärkeäksi syyksi on aihetta epäillä särkikalakantojen voimistumista. Kalastohavaintojen ja veden laadun kehityksen sekä samentumisen kasvuun liittyvän kasvillisuuden vähenemisen sekä sukeltajasorsien vähenemisen perusteella Kutajärvessä olisi tarpeellista tehdä perusteellinen ravintoketjukurinnotus niin linnuston ja harvinaisten uposkasvilajien olosuhteiden parantamiseksi kuin järven virkistyskäytönkin edistämiseksi.

5.13. Hahmajärvi

Hahmajärvi sijaitsee Hollolassa Herralan kylässä. Järven pinta-ala on 92 ha ja suurin syvyys vajaa 8 m. Järvi on varsin matala keskisyvyyden jäädessä 2,3 metriin. Myös veden viipymä on järvessä lyhyt, noin 2,6 kuukautta (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Hahmajärveen laskee seitsemän ojaa, joista suurimpia ovat Varsaoja, Luhtaronoja ja Hankaan suunnasta etelään laskeva oja. Hahmajärvestä vedet laskevat järven pohjoisosasta lähtevän Hahmajoen kautta Luhdanjokeen, joka on Porvoonjoen latvavesi. Hahmajärven vedenpintaa on laskettu vuosina 1934–36 avartamalla Hahmajoen uomaa. Samalla jokeen on rakennettu järjestyypato. Järvenlaskusuunnitelman mukaisesti vedenpinnan korkeuden on pysyttävä tulvavesipinnan 90,75 ja matalavesipinnan 90,40 välillä (N60-taso). Hahmajärvellä on suuri paikallinen virkistyskäyttömerkitys, koska eteläisessä Hollolassa vesistöjen määrä on vähäinen. Järven kaakkoisrannalla sijaitsee kunnan yleinen uimaranta. Rantaviivaa järvellä on 6,1 km ja rannoilla on miltei viisikymmentä loma-asuntoa ja asuinrakennusta (Lammi & Vauhkonen 2012). Hahmajärven pintavesityypiksi on määriteltä *Pienet humusjärvet (Ph)* ja toissijaiseksi tyyppiä *Matalat humusjärvet (Mh)*.

Hahmajärven valuma-alueen pinta-ala on noin 33 km². Pohjois-eteläsuuntaiseen kallioperän murroslaaksoon syntyneitä järveä ympäröivät pellot ja kallioidet metsäalueet. Valuma-alueella vuorottelevat kalliomaat, karkeajakoiset hiekka- ja sora- ja hienojakoiset savi- ja hiesumaat. Soita on valuma-alueen pinta-alasta vain 7,61 %, mutta järven lähivaluma-alueella, Hirvisuolla, sijaitsee Vapo Oy:n turvetuotantoalue, jossa aloitettiin turpeennosto vuonna 1988. Turvetuotantoalueen kuivatusvedet laskevat Varsaojan kautta

Hahmajärveen ja kohottavat väriarvoja. Turvetuotantoalueen pinta-alan osuus Hahmajärven valuma-alueesta on vajaa prosentti. Peltojen osuus valuma-alueen pinta-alasta on 22 %. Maatalouden ravinnekuormitus on voimakasta, sillä laajoilta peltoaukeilta johtaa isoja ojia järveen. Herralan kylän jätevedet johdetaan Lahteen puhdistettavaksi. Muu valuma-alueella sijaitseva asutus kuitenkin kuormittaa Hahmajärveä jätevesien osalta.

Vuosittainen vesinäytteiden keruu Hahmajärvestä on alkanut vuonna 1984. Näytteitä on otettu uimarannalta ja järven syvänteen kohdalta. Myös Varsaojan veden laatua on seurattu vuodesta 1985 lähtien. Hirvisuon turvetuotantoalueen velvoitetarkkailun vesinäytteet on otettu Hahmajärvestä kolme kertaa vuodessa järven syvänteen kohdalta. Viime vuosina vesinäytteitä on järvestä otettu kaksi kertaa vuodessa, talvella ja kesällä. Varsaojasta näytteitä on viime vuosina otettu velvoitetarkkailuun liittyen kolme kertaa vuodessa.

Vuoden 2013 tilaluokituksessa Hahmajärven ekologiseksi tilaksi on määritelty tyydyttävä (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Biologisista laatutekijöistä on ollut käytössä vain levämäärää kuvastava klorofyllipitoisuus, joka on ollut välttävän tilan puolella. Hahmajärven kesäaikainen klorofyllipitoisuus on koko mittaushistorian aikana vaihdellut välillä 10–79 µg/l, 2010-luvun keskiarvon ollessa 24 µg/l. Tämä on rehevyysluokituksessa erittäin rehevä taso (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja pienille humusjärville on 11 µg/l ja matalille humusjärville 20 µg/l (Aroviita ym. 2012). Käytettävästä pintavesityypistä riippuen keskiarvo on vertailuarvoihin nähden välttävän tai tyydyttävän tilan puolella.

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella Hahmajärven vedenlaatu on tyydyttävä sekä fosforin että typen osalta (Hertta ympäristötietojärjestelmä 2016). Pintaveden fosforipitoisuus on vaihdellut koko mittaushistorian aikana välillä 20–150 µg/l. Korkeimmat arvot on mitattu talviaikaan. Fosforipitoisuuden huippuarvot mitattiin vuosien 1993 ja 1994 kevättalvella, jolloin päällysveden fosforipitoisuudet olivat yli kaksinkertaisia Hahmajärven normaalitasoon verrattuna. Viime vuosina pitoisuudet ovat olleet varsin tasaiset 2010-luvun keskiarvon ollessa sekä talvi- että kesäajalta 36 µg/l. Tämä on rehevyysluokituksessa rehevä taso (Oravainen 1999). Hyvän tilan luokkaraja pienille humusjärville olisi 28 µg/l. Matalille humusjärville hyvän tilan luokkaraja on 40 µg/l, joten vaihtoehtoista pintavesityyppiä käytettäessä keskiarvo olisi hyvän tilan puolella (Aroviita ym. 2012). Pohjanläheisessä vedessä fosforipitoisuudet ovat olleet korkeita etenkin kesäaikaan vielä 1980- ja 90-luvuilla. 2000-luvulla pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet ovat kuitenkin pysyneet alhaisempina, lähellä pintaveden arvoja.

Typipitoisuudessa ei voida havaita selvää muutossuuntaa, vaikka korkeimmat talviarvot onkin mitattu fosforin tapaan 1990-luvun alussa. 2010-luvun pintaveden kesäkeskiarvo on rehevällä tasolla (990 µg/l). Talviarvo on selvästi korkeampi (1900 µg/l). Pienten humusjärvien hyvän tilan luokkaraja kasvukauden aikaiselle typipitoisuudelle on 700 g/l ja matalien humusjärvien 750 µg/l, joten keskiarvo on tyydyttävän tilan puolella (Aroviita ym. 2012). Hahmajärven ammonium-typipitoisuudet ovat korkeita ja arvoissa on havaittavissa noususuunta. Viime vuosien kesäajan keskiarvo on pintavedessä 96 µg/l. Ajoittain on pintavedestä mitattu yli 100 µg/l pitoisuuksia. Pohjanläheisestä vedestä ammoniumtypipitoisuutta ei ole viime vuosina mitattu, mutta 1990-luvulla arvot ovat ajoittain ylittäneet jopa 1000 g/l. Näin korkeat pitoisuudet edellyttävät jo vähähappisia olosuhteita tai jätevesikuormitusta. Myös turvetuotannon valumavesissä voi esiintyä paljon ammoniumtyyppiä (Oravainen 1999).

Hahmajärven syvänteessä on esiintynyt kerrostuneisuuskausina happivajetta mittaushistorian alusta lähtien, mikä osaltaan kohottaa alusveden ravinnepitoisuuksia. Tilanne on yleensä ollut heikompi etenkin kesäkerrostuneisuuskaudella. Kerättyjen vesinäytteiden perusteella merkittävästä talvikauden happikadoista ei ole selviä merkkejä, mutta paikalliset kalastajat havaitsivat talviaikaisia kalakuolemia vuoden 1990 keväällä. Kesäaikaisia happikatoja havaittiin Hahmajärven syvänteessä 1990-luvulla lähes joka vuosi. Viime vuosina happitilanne vaikuttaisi kohentuneen, mutta osa 2000-luvun loppukesän mittauksista on tehty vasta syyskuussa, jolloin matalan järven syystäyskierto on todennäköisesti jo alkanut ja happitilanne parantunut. Vuosien väliset vaihtelut happivajeen syntymisessä ja kestossa ovat matalassa järvestä varsin suuria, ja liittyvät sääolojen, kuten lämpötilan ja tuulisuuden vaihteluihin. Sopivissa kerrostumisolosuhteissa hapen kuluminen on kuitenkin ilmeisen nopeaa.

Hahmajärven veden pH-arvo on talviaikaan lievästi hapan ja kesäaikaan lievästi emäksinen levätuotannon kohottaessa pH-arvoa. 2010-luvun pintaveden talvikeskiarvo on pH 6,7 ja kesäarvo pH 7,3. Yli pH 8 kohoavia arvoja ei kuitenkaan ole havaittu sitten 1980-luvun. Hahmajärven veden alkaliniteettia on mitattu 1980–90-luvuilla. Järven puskyrikyky happamoitumista vastaan on ollut hyvä ($>0,2$ mmol/l). Valuma-alueen yleisestä rehevyydestä kertova sähkönjohtavuus Hahmajärvessä on korkeahko, 2010-luvun talvikeskiarvo on 8,7 mS/m ja kesäarvo 7,8 mS/m. Arvot ovat olleet viime vuosina laskusuunnassa.

Hahmajärven vesi on varsin sameaa. Näkösyvyys on vaihdellut vain yhden metrin molemmin puolin. 2010-luvun keskiarvo on talviajalta 1,1 m ja kesäajalta 0,9 m. Arvoissa ei näy selvää muutossuuntaa. Sen sijaan pintaveden väriarvot ovat mittaushistorian aikana jonkin verran kohonneet. Veden väri on ruskeaa ja vesi on humuspitoista. Kesäajan keskiarvo 2010-luvulta on pintavedestä 74 mg Pt/l ja talviajalta 127 mg Pt/l. Kesäkeskiarvo on vielä keskijumuksisen järven puolella, mutta ajoittain arvot ovat jo runsahumuksiselle järvelle tyypillisiä. Pohjanläheisessä vedessä väriarvot ovat kohonneet korkeiksi 1980–90-luvuilla etenkin kesäkerrostuneisuuskaudella hapettomuuteen liittyen. Viime vuosina pohjanläheisen veden väriarvot ovat olleet alhaisempia. Humuspitoisuutta heijastaa myös kemiallinen hapenkulutus, jonka arvot ovat pintavedessä olleet noususuunnassa mittaushistorian aikana. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 14 mg O₂/l ja talviajalta 23 mg O₂/l. Nämä ovat humusvesille tyypillisiä arvoja.

Hahmajärven vesikasvillisuus on selvitetty elokuussa 2011 (Lammi & Vauhkonen 2012). Jyrkimpiä kalliorantoja lukuun ottamatta järven rantoja reunustaa kauttaaltaan kapea ilmaversoiskasvusto. Yleisimmin rannoilla kasvoi järvikortetta, järviruokoa ja järvikaislaa 5–10 metrin levyisenä kasvustona. Suojaisissa lahdissa ja poukamissa kasvustot olivat usean kymmenen metrin levyisiä, ja niissä kasvoi ruovikoiden ulkopuolella myös ulpukkaa ja uistinvitaa. Hahmajärveltä tavattiin yhteensä 24 vesikasveihin kuuluvaa putkilokasvilajia. Edellä mainittuja, runsaimpia lajeja lukuun ottamatta muut kasvilajit olivat paikoittaisia. Uposkasvillisuutta oli erittäin vähän ja kasvillisuus loppui useimmiten ilmaversoiskasvuston reunaan 100–120 cm:n syvyyteen. Kelluslehtisten enimmäiskasvusyvyys oli 140 cm, ja syvemältä ei kasvillisuutta tavattu lainkaan. Upoksissa kasvavista lajeista tavattiin vähäisessä määrin ahvenvita, purovita, pikkuvesitähti sekä Röntinlahdessa karuille vesille tunnusomainen hapsiluikka. Vedessä irrallaan kasvava kilpukka muodosti tiheitä kasvustoja ruovikoissa järveen päätyvien ojien suualueilla. Jonkin verran tavattiin myös pikkulimaskaa ja ristilimaskaa. Sen sijaan vesisammalia tai näkinpartaisleviä ei tavattu lainkaan. Suurin osa Hahmajärven lajeista oli indifferenttejä, eli monenlaisissa vesissä toimeen tulevia. Laajimmalle levinnyt järvikaisla on yleisimmillään savipohjaisissa järvissä. Toiseksi runsaimman ryhmän muodostivat keskiravinteisuuden suosijat. Varsinaisia rehevyyden ilmentäjiä tavattiin vain kolme (kurjenmiekkä, kilpukka, ristilimaska). Uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja järvellä ei tavattu. Ristilimaska ja jokileinikki ovat kuitenkin Päijät-Hämeessä vain paikoittain tavattavia lajeja. Kaiken kaikkiaan vesikasvillisuus oli yksipuolista ja veden tummuus ja alhainen näkösyvyys rajoittaa kasvillisuuden esiintymisen 1,5 metriä matalammille alueille. Varsaaja on todennäköisesti suurin humusaineiden lähde, sillä se suulle oli kasaantunut runsaasti kiintoainesta (Lammi & Vauhkonen 2012). Rakennuspaikkojen läheisiä ranta-alueita on pidetty avoimina vesikasvillisuutta niittämällä.

Hahmajärven särki- ja lahnakannat lisääntyivät huomattavasti samalla, kun kalojen koko pienentyi. Särkikalavaltaistumista on pyritty vähentämään hoitokalastuksin. Vuonna 1999 Vesijärven kalastusalueen kalastajat nuottasivat kevät- ja syysnuottauksissa järvestä kalaa yhteensä 9700 kg, mikä merkitsi noin 100 kg/ha. Määrää voidaan pitää hyvänä järven veden tilan kannalta. Marraskuussa 2001 nuottausta jatkettiin järvihankkeen toimesta. Saaliin kokojakaumasta tehdyt havainnot osoittivat, että hoitokalastukselle oli tarvetta myös tulevina vuosina. Useampien vuosien tauon jälkeen Hahmajärvellä hoitokalastettiin syksyllä 2010. Kolmella vedolla nuotattiin saalista yhteensä n. 4 100 kg. Saalis koostui salakasta, pienestä lahnasta ja särjestä. Lisäksi osakaskunnan toimesta on hoitokalastettu vuosittain seitsemällä katiskalla. Hahmajärvessä on vahva kuha- ja täplärapukanta (Päijät-Hämeen kalatalouskeskus 2007). Järvelle ovat valmistuneet käyttö ja hoitosuunnitelma (Päijät-Hämeen kalatalouskeskus 2010) sekä suojavyöhykkeiden yleissuunnitelma 2010.

Järven hoito- ja käyttösuunnitelmassa esitetään mm. hoitokalastusten ja kasvillisuuden niittojen jatkamista, kalaistutuksia sekä suojavyöhykkeitä valuma-alueelta tulevien ojien varsille. Kiintoaineksen ja humuksen kulkeutumista järveen voidaan lisäksi torjua rakentamalla laskeutusaltaita.

5.14. Matjärvi

Matjärvi sijaitsee Asikkalan sekä Hollolan ja Hämeenkosken entisen rajan risteyskohdassa. Rehevän ja matalan Matjärven pinta-ala on 47 hehtaaria ja suurin syvyys alle 3 m. Rantaviivaa järvellä on 3,4 km. Järveen laskee viisi peltovaltaista ojaa, joista suurin on Rajaoja. Matjärvi laskee Vesijärven Lahdenpohjaan Virojokea pitkin. Matjärven valuma-alueen pinta-ala on 12,94 km² (Suomen ympäristökeskus, vesistömallijärjestelmä 2016). Valuma-alueen laajaa hiekkamoreenia halkovat suuret hiesualueet, jotka ovat pääosin viljelykäytössä. Järven pohjoispuolella on jonkin verran myös hienoa hietaa ja järven rannoilla savimaita. Järven soistunut koillisranta on saraturvetta. Kalliomaita on lähinnä järven metsäisellä eteläpuolella. Rannoilla on muutama asuinrakennus ja joitakin loma-asuntoja. Matjärvi on merkittävä lintualue ja lintujen muutonaikainen tarkkailupaikka. Alle 50 ha:n kokoisen Matjärven ekologista tilaa ei ole luokiteltu.

Vedenlaatutuloksia Matjärveltä on varsin vähän. Ensimmäinen näyte on vuodelta 1988, jonka jälkeen näytteitä on otettu 1-2 välein, yleensä kesäaikaan. Vuosina 2000–2001 Matjärvi oli mukana Helsingin yliopiston kansainvälisessä ECOFRAME-hankkeessa, jossa etsittiin keinoja matalien järvien tyypittelyyn ja luokitteluun vesipuitedirektiivin mukaisella tavalla (Moss ym. 2003). Tuolloin Matjärveltä otettiin myös biologisia näytteitä. Matjärveä piinasi talvella 2002–2003 erityisen kova happikato, minkä seurauksena Matjärvi pääsi mukaan happikadon ja kalakuolemien vaikutuksia selvittävään tutkimushankkeeseen, johon osallistuivat Uudenmaan ja Hämeen ympäristökeskukset ja TE-keskukset, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos sekä Suomen ympäristökeskus (Olin ja Ruuhijärvi 2005). Vuodesta 2008 lähtien Lahden seudun ympäristöpalvelut ovat ottaneet näytteitä Matjärvestä 1-3 vuoden välein.

Levämäärää kuvastava klorofyllipitoisuus on Matjärvellä vaihdellut välillä 12–130 µg/l. Suurin pitoisuus on mitattu elokuussa 2012. Keskiarvo 2010-luvulta (vain 2 näytettä) on 88 µg/l, mikä on ylirehevä taso (Oravainen 1999). Järvellä esiintyy lähes vuosittain leväkukintoja. Matjärven kokonaisfosforipitoisuus on vaihdellut välillä 41–280 µg/l. Korkein arvo on mitattu maaliskuussa 2003, jolloin järvi kärsi happikadosta. Viime vuosina arvoissa näyttäisi olevan lievä laskusuunta. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 83 µg/l ja talviajalta 54 µg/l. Tämä on rehevyysluokituksessa erittäin rehevä taso (Oravainen 1999). Kokonaistyyppipitoisuudessa ei ole havaittavissa laskusuuntaa ja arvot ovat rehevällä tasolla. Pitoisuudet ovat mittaushistorian aikana vaihdelleet välillä 920–2600 µg/l. Viime vuosien keskiarvo on kesäajalta 1380 µg/l ja talviajalta peräti 2167 µg/l.

Matalalla Matjärvellä esiintyy talvisin happikatoa. Erityisen kova happikato järvellä oli talvella 2002–2003, jonka jälkeen järvessä ei ollut muuta kalaa kuin ruutanaa. Talvi oli kova muillekin matalille ja reheville eteläsuomalaisille järville (Olin & Ruuhijärvi 2005). Talvella 2003 happi oli jo tammikuun lopulla lähes lopussa koko vesipatsaasta. Järvi on kärsinyt myös viime vuosina happikadosta. Pitkinä talvina 2009 – 2010 ja 2010 – 2011 järveä on jouduttu hätähapettamaan totaalisten kalakuolemien välttämiseksi.

Matjärven veden pH-arvo on vaihdellut 6,4–9,4 välillä. Talviaikaan pH on yleensä hieman alle pH 7 ja kesällä hieman yli. Kesällä korkea levätuotanto voi kuitenkin kohottaa pH:ta jopa yli pH 9:n, mikä voi lisätä ravinteiden vapautumista järven pohjalta. Matjärven alkaliniteettia on mitattu vain muutaman kerran, mutta se on korkea (noin 0,5 mmol/l). Valuma-alueen peltovaltaisuus kohottaa alkaliniteettia. Myös Matjärven sähköjohtavuus on korkea viitaten luontaisestikin rehevään valuma-alueeseen. 2010-luvun keskiarvo on kesäajalta 10 mS/m ja talviajalta 13 mS/m. Arvoissa ei ole havaittavissa laskusuuntaa.

Matjärven vesi on varsin sameaa ja näkösyvyys on ollut pääasiassa alle 1 m. Tähän asti suurin näkösyvyys on mitattu talvella 2014, jolloin se oli 1,2 m. Viime vuosien kesäajan keskiarvo on 0,75 m. Vesi on selvästi ruskeaa ja humuspitoista. Veden väriarvoja on määritetty lähinnä viime vuosina, jolloin se on vaihdellut välillä 50–130 mg Pt/l. Kesäkeskiarvo 2010-luvulta on 85 mg Pt/l, ja talviarvo 120 mg Pt/l. Tämä on runsashumuksisen järven taso. Kemiallista hapenkulutusta on niin ikään mitattu säännöllisesti vasta vuodesta 2008 lähtien. Yksi tulos maaliskuulta 1989 on 7,4 mg O₂/l. Viime vuosien keskiarvo on talvi- ja kesäajalta on kuitenkin 16–17 mg O₂/l, mikä on keskihumuksiselle järvelle tyypillinen taso.

Matjärven veden väriarvoja voivat kohottaa runsas vesikasvillisuus ja rantojen soistuminen. Matjärven vesikasvillisuutta on kartoitettu ainakin ECOFRAME-hankkeen yhteydessä vuonna 2000. Ilmaversoisista rannoilla kasvoivat runsaimpina ja yleisimpinä järvikorte, järviruoko sekä paikoin savipohjaisissa järvissä viihtyvä järvikaisla. Rannoilla esiintyi myös saroja sekä paikoin leveä osmankäämiä. Kelluslehtisistä yleisin oli pohjanlumme ja lähes yhtä yleisenä kasvoi ulpukka, jotka muodostivat laajoja, tiheitä kasvustoja etenkin järven itä- ja länsiosassa. Vähäisemmässä määrin järvessä esiintyi myös uistinvitaa sekä palpakoita. Uposlehtisiä kasveja järvellä oli kelluslehtisiä selvästi vähemmän. Yleisin niistä oli vesirutto ja seuraavana pitkälehtivita, jota tavattiin enimmillään 2 metrin syvyisessä vedessä. Jonkin verran esiintyi myös karvalehteä. Karuille, kovapohjaisille rannoille tyypillisiä pohjaruusuksikasveja järvellä ei havaittu. Järvellä ei myöskään tavattu näkinpartaisleviä. Pohjalla kasvoi hieman vesisammalia, useimmiten reilun yhden metrin syvyisessä vedessä. Järvellä tavattiin muun kasvillisuuden joukossa myös irtokellujia, iso- ja pikkulimaskaa sekä vähäisessä määrin ristilimaskaa.

ECOFRAME-hankkeessa tutkittiin myös eläin- ja kasviplanktonia. Matjärven eläinplanktonin biomassa kesällä 2000–2001 (yhteensä 3 näytettä) oli varsin korkea (314–787 µg C/l). Korkeimman biomassan aikaan suurimman osan eläinplanktonista (61 %) muodostivat rastaseläimet, erityisesti *Keratella cochlearis* ja *Brachionus angularis*. Muina aikoina rataseläinten osuus oli 21–23 %. Vesikirppujen osuus kokonaisbiomassasta vaihteli välillä 29–64 %. Runsaimmat vesikirppulajit olivat pienikokoiset *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia* sp. sekä *Chydorus sphaericus*. Biomassan suhteen runsaimpiin lajeihin kuului myös *Daphnia cucullata* sekä ajoittain *Daphnia cristata* ja *Diaphanosoma brachyurum*. Petovesikirpuista järvessä esiintyi *Leptodora kindtii* sekä *Polyphemus pediculus*. Lisäksi esiintyi erityisesti vesikasvillisuudessa viihtyvää Chydoridae-heimon lajistoa. Kyklooppi-hankajalkaisien osuus kokonaisbiomassasta vaihteli 10 %:n molemmin puolin (runsaimpia Meso- ja Thermocyclops). Keijuhankajalkaisten (*Eudiaptomus gracilis*) osuus oli hyvin pieni, vain 0,3–7,5 %. Kaiken kaikkiaan eläinplankton ilmensi rehevää järveä ja voimakasta kalojen saalistuspainetta. Kasviplanktonissa oli paljon eutrofisten vesien ilmentäjälajeja ja lajimäärä oli runsas. Runsaita lajeja olivat mm. *Mallomonas* -kultalevä, *Anabaena*, *Aphanizomenon* ja *Microcystis* –sinilevät sekä pienet *Chroococcales*-koloniat, sekä vuoden 2001 näytteessä *Aulacoseira*-piilevät, sekä sinilevät, kuten *Anabaena* sp (käyrä) + *A. lemmermannii*, *Aphanizomenon issatschenkoi* ja *aeruginosa*. Lisäksi esiintyi paljon *Trachelomonas* -silmäleviä.

ECOFRAME-hankkeessa Matjärvellä tehtiin koekalastus Nordic-verkoilla elokuussa 2000 (Nykänen 2001), eli ennen talvella 2003 tapahtunutta kalakuolemaa. Happikadon vaikutuksia selvittävässä tutkimuksessa koekalastuksia tehtiin keväällä ja kesällä 2003 sekä kesällä 2004 (Olin & Ruuhijärvi 2005). Ennen happikatoa Matjärven yksikkösaalis oli erittäin korkea, painon osalta 4,7 kg/verkko ja kappalemäärien osalta 305 kpl/verkko. Runsain laji oli särki, joka muodosti peräti 69 % saaliin painosta ja 51 % kappalemääristä. Ahvenen paino-osuus oli 25 %. Saaliissa oli erittäin paljon kesän vanhoja pieniä ahvenia, joten lukumäärien osalta ahvenen osuus nousi 42 %:iin. Muita järvessä tavattuja lajeja olivat painon mukaisessa runsausjärjestyksessä lahna, ruutana, hauki, kiiski, sekä salakka ja pasuri. Kalat olivat pienikokoisia, ahvenen keskipituuden ollessa 7,3 cm ja särjen 11,6 cm. Happikadon jälkeen kevään 2003 kalastuksessa kokonaisuksikkösaalis laski selvästi (Olin & Ruuhijärvi 2005). Matjärvestä saatiin vain ruutanaa, joka oli kasvattanut yksikkösaalistaan kilpailijoiden poistuttua. Kesällä 2003 saatiin ruutanan lisäksi jonkin verran haukea ja särkeä sekä yksi ahven. Haukia oli istutettu ja särjet olivat todennäköisesti säästyneet järvessä tai siihen laskevissa puroissa. Vuonna 2004 ruutanan osuus saaliissa laski jonkin verran kesästä 2003 ja särjen osuus kasvoi.

Matjärven rannanomistajien aktiivisuus johti Matjärven suojeluyhdistyksen perustamiseen syksyllä 2010. Suojeluyhdistyksen toimesta on edistetty järven tilaa parantavia toimenpiteitä kuten suojavyöhykkeiden ja kosteikkojen rakentamista. Altaita ja kosteikkoja on rakennettu erityisesti vuonna 2011. Lisäksi järvellä on kokeiltu Melli-hankkeessa (<http://www.puhdasvesijarvi.fi/fi/melli/etusivu>) elektro-osmoosia kunnostusmenetelmänä kesällä 2012 (Javanainen 2012) sekä toteutettu alumiinikloridi-kemikaalikäsittely (48 000 kg) vuonna 2013. Käsittely kirkasti järven, mutta voimakkaan ulkoisen kuormituksen johdosta vain hetkellisesti.

Rannanomistajien aloitteesta on keskusteltu myös mahdollisuudesta kunnostaa järveä tilapäisen kuivatuksen avulla. Teknisesti työ todennäköisesti olisi mahdollinen, joskin alueen korkeussuhteet tekisivät hankkeesta raskaan. Esteeksi saattaisikin muodostua riittävän rahoituksen löytäminen, mutta myös arvokkaaseen lintuveteen liittyvien luontoarvojen uhanalaistuminen.

6. TOIMENPITEET MUILLA JÄRVILLÄ

6.1. Vesienhoitosuunnitelman ja toimenpideohjelman ehdotukset

Vesijärvisäätiön toiminta-alueella Hämeen ELY-keskuksen laatimassa vesienhoitosuunnitelmaan liittyvässä toimenpideohjelmassa vuosille 2016-2021 ehdotetaan kunnostustoimenpiteitä Vesijärven lisäksi kolmelle muullekin järvelle: Kymijärvelle esitetään toimenpiteiksi hoitokalastusta, hapetusta ja veden virtausta parantavia vesikasvillisuuden niittoja. Ruuhijärvelle ja Salajärvi ehdotetaan selvitystä vedenpinnan nostomahdollisuudesta ja suunnitelmaa sen toteutuksesta. Salajärven osalta mainitaan myös säännöstelykäytännön kehittäminen sekä suunnitelma säännöstelyn lopettamisesta ja pohjapadon ja kalatien rakentamisesta. Näiden lisäksi ohjelmassa on esitetty suuri joukko muita ns. sektoritoimenpiteitä (maatalouden, metsätalouden, turvetuotannon, yhdyskuntien jne. vesiensuojelutoimet), joita ei ole yksilöity järvittäin, vaan joita on pyrittävä toteuttamaan aina siellä, missä kehittämistarpeita on. Vesijärvi-ohjelman toteutuksessa pyritään ottamaan huomioon nämä Hämeen ELY-keskuksen toimenpideohjelman linjaukset.

6.2. Toimenpiteet järvittäin

6.2.1. Alasenjärvi

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteitä otetaan kahdesti vuodessa.
- b. Tehdään Nordic-koeverkkokalastus 2016

ii. Vesistökuormituksen seuranta

- a. Kuormitusseurantojen tarkemmasta järjestämisestä tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana.
- b. Golfkentän kuormitustarkkailua jatketaan

iii. Vesikasvillisuuden niitot

- a. Ranta-alueiden hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojavyöhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvialueet).

iv. Vedenkorkeuden säätelyn tarkistaminen

- a. Tarkistetaan Potilanjoen padon nykytila ja selvitetään mahdollisuudet uusien pato kalan vaelluksen mahdollistavaksi

v. Takkulan kampakosteikon korjaaminen

vi. Viemäroinnin kehittäminen

- a. Tuetaan Viuhan alueen saamista viemäroinnin piiriin

6.2.2. Kymijärvi

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Jatketaan vedenlaadun seuranta. Näytteitä otetaan kahdesti vuodessa.
b. Jatketaan Kymijärveen sijoitetun automaattisen vedenlaadun mittausaseman toimintaa.
c. Uusitaan tarvittaessa mittauslautta.
d. Tehdään Nordic-koeverkkokalastus 2016
e. Perustetaan Kariston uimarannalle uusi leväseurantapiste

ii. Vesistökuormituksen seuranta

- a. Kymijärveen laskevissa merkittävimmässä ojissa jatketaan tarkkailua. Kuormitusseurantojen tarkemmasta järjestämisestä tehdään suunnitelma syksyn 2016 aikana.
b. Hulevesille järjestetään intensiivitarkkailu erikseen laadittavan ohjelman mukaan. Analysoitavat muuttujat ovat:
- kokonaisfosfori
 - kokonaistyyppi
 - fekaaliset kolibakteerit
 - fekaaliset streptokokit
 - sameus
 - kiintoaine
 - lämpö
 - haju
 - ulkonäkö
 - virtaama

iii. Hapetus

- a. Jatketaan Rekolanpohjan syvänteen hapetusta Kymijärven hoidon erillisrahoituksella

iv. Hoitokalastus

- a. Toteutetaan tehohoito kalastukset koekalastusten tulosten pohjalta, tavoitteena 100 kg/ha

v. Vesikasvien niitot

- a. Niitetään veneväyliä jne. yleishyödyllisiä kohteita.

- vi. **Viemäroinnin kehittäminen**
 - a. Tuetaan Kymijärven pohjoispuolisten alueiden saamista viemäroinnin piiriin.
- vii. **Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet**
 - a. Laaditaan kosteikkojen yleissuunnitelma

6.2.3. Kärkjärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteitä otetaan kahdesti vuodessa.
 - b. Tehdään Nordic-koeverkkokalastus 2017
- ii. **Vesistökuormituksen seuranta**
 - a. Tarkkailua jatketaan Lehmuksenviepällä
- iii. **Vesikasvillisuuden poisto**
 - a. Ranta-alueiden hoitoa jatketaan niittojen avulla. Niitot tehdään loppukesällä lintujen pesintäkauden päätyttyä ja niiden suunnittelussa ja laajuudessa huomioidaan vesikasvien positiiviset vaikutukset vesiekosysteemille (mm. ranta-alueen suojavyöhykkeet ja kalojen kutu- ja kasvualueet).
- iv. **Hoitokalastukset**
 - a. Tehdään katiskoilla olemassa olevien suunnitelmien mukaisesti
- v. **Vedenpinnankorkeuden säännöstelystä luopuminen**
 - a. Tehdään koko Nastolan järviketjun käsittävä selvitys

6.2.4. Kukkaset

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteitä otetaan kahdesti vuodessa. Iso-Kukkasesta näytteet otetaan joka vuosi ja Pikku-Kukkasesta ja Villähteen Kukkasesta joka toinen vuosi, seuraavan kerran vuosina 2016 ja 2018.
- ii. **Vedenpinnankorkeuden säännöstelystä luopuminen**
 - a. Tehdään koko Nastolan järviketjun käsittävä selvitys

6.2.5. Kivijärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Vedenlaadun seurantanäytteitä otetaan järven pohjois- ja eteläosasta kahdesti vuodessa joka toinen vuosi, seuraavan kerran vuonna 2017
- ii. **Vedenpinnankorkeuden säännöstelystä luopuminen**
 - a. Tehdään koko Nastolan järviketjun käsittävä selvitys

6.2.6. Oksjärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Vedenlaadun seurantanäytteitä joka neljäs vuosi, seuraavan kerran vuonna 2016

6.2.7. Salajärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Vedenlaadun seurantanäytteitä otetaan kahdesti vuodessa.
 - b. Tehdään Nordic-koeverkkokalastus vuonna 2018.
- ii. **Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet**
 - a. Laaditaan kosteikkojen yleissuunnitelma
- iii. **Vedenpinnankorkeuden säännöstelystä luopuminen**
 - a. Tehdään koko Nastolan järviketjun käsittävä selvitys

6.2.8. Ruuhijärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Vedenlaadun seurantanäytteitä otetaan kahdesti vuodessa.
 - b. Tehdään Nordic-koeverkkokalastus vuonna 2018.
- ii. **Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet**
 - a. Laaditaan kosteikkojen yleissuunnitelma
- iii. **Vedenpinnankorkeuden säännöstelystä luopuminen**
 - a. Tehdään koko Nastolan järviketjun käsittävä selvitys

6.2.9. Sylvöjärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Vedenlaadun seurantanäytteitä otetaan järven pohjois- ja eteläosasta kahdesti vuodessa joka toinen vuosi, seuraavan kerran vuonna 2016 ja 2018.
 - b. Tehdään Nordic-koeverkkokalastus 2017
- ii. **Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet**
 - a. Laaditaan kosteikkojen yleissuunnitelma
- iii. **Vedenpinnankorkeuden säännöstelystä luopuminen**
 - a. Tehdään koko Nastolan järviketjun käsittävä selvitys

6.2.10. Joutjärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteitä otetaan kahdesti vuodessa.
- ii. **Hulevesien hallinta**

- a. Seurataan Viipurintien hulevesijärjestelmien toimintaa ja tehoa

iii. Hoitokalastus ja petokalaistutukset

- a. Seurataan istutetun kuhan menestymistä

6.2.11. Työtjärvi

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Luokitellaan järven tila vesienhoitolain edellyttämällä tavalla
- b. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteitä otetaan kahdesti vuodessa.

6.2.12. Arkiomaanjärvi

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteet otetaan kaksi kertaa vuodessa joka toinen vuosi, seuraavan kerran vuosina 2016 ja 2018.

6.2.13. Tiilijärvet

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteet otetaan kaksi kertaa vuodessa, seuraavan kerran Iso- ja Keski-Tiilijärvessä vuonna 2017.

6.2.14. Merrasjärvi

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Jatketaan vedenlaadun seurantaa. Näytteet otetaan kaksi kertaa vuodessa.

ii. Hapetus

- a. Hätähapetuksen tarve selvitetään maaliskuisten näytteenottojen yhteydessä

iii. Vesikasvillisuuden poisto

- a. Tehdään pienimuotoisia niittoja uimarannan lähellä
- b. Testataan ulpukan juurien repimismenetelmiä.

6.2.15. Kutajärvi

i. Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta

- a. Seurataan tilan kehittymistä happinäytteillä tarvittaessa.
- b. Otetaan vedenlaatu-näytteet kahdesti vuodessa vuosina 2016 ja 2018.

ii. Hapetus

- a. Hätähapetuksen tarve selvitetään maaliskuisten näytteenottojen yhteydessä

iii. Hoitokalastus

- a. Tehdään kalastoselvitys oppilaitosyhteistyönä
- b. Toteutetaan hoitokalastuksia tarpeen mukaan

- iv. **Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet**
 - a. Toteutetaan kosteikkoja maanomistajien kanssa sovittavassa laajuudessa.
- v. **Lintuvesikunnostukset**
 - a. Erotetaan lintujen pesimäsaarekkeitä tarvittaessa ruoppaamalla.

6.2.16. Hahmajärvi

- i. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. VAPO:n velvoitetarkkailun mukaisesti kahdesti vuodessa
- ii. **Vesistökuormituksen seuranta**
 - a. Tarkkailua jatketaan kahdessa pisteessä
 - i. kokonaisfosfori
 - ii. kokonaistyyppi
 - iii. lämpö
 - iv. haju
 - v. ulkonäkö
 - vi. virtaama
 - vii. Varsaojassa lisäksi COD_{Mn} ja kiintoaine
- iii. **Hoitokalastus**
 - a. Hoitokalastuksia tehdään osakaskunnan kanssa sovittavalla tavalla joka toinen vuosi.
- iv. **Vesikasvien niitot**
 - a. Niittoja toteutetaan osakaskunnan kanssa sovittavalla tavalla.
 - b. Turvetuotannon vesiensuojelutoimet
 - c. Keskustellaan kunnan ja toiminnanharjoittajan kanssa toimista Varsaojan kuormituksen vähentämiseksi
- v. **Kalataloudelliset kunnostukset**
 - a. Selvitetään Hahmajoen kalataloudelliset kunnostustarpeet ja -mahdollisuudet.

6.2.17. Matjärvi

- iv. **Veden laadun ja ekologisen tilan seuranta**
 - a. Otetaan vedenlaatu näytteet kahdesti vuodessa vuosina 2016 ja 2018.
 - b. Kartoitetaan järven vesikasvit
 - c. Varmistetaan tarvittaessa koekalastukset
- v. **Hoitokalastus**
 - a. Toteutetaan tarvittaessa
- vi. **Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimet**
 - a. Selvitetään toteutettujen kosteikkojen ja suojavyöhykkeiden vaikuttavuus ja tehdään tarvittaessa tehoa lisääviä toimia.
 - b. Edistetään suojavyöhykkeiden perustamista.
 - c. Selvitetään suodatinrakenteiden rakentamista järven tulouomiin.
 - d. Selvitetään laskeutusaltaiden tyhjentämistarve

vii. Kalataloudelliset kunnostukset

- b. Viimeistellään Vironjoen kalataloudellinen kunnostus.

6.2.18. Valkjärvi

i. Veden laadun seuranta

- a. Seurataan uimarannalta ulosteperäisiä bakteereja ja levätilannetta
b. Otetaan vesinäytteet kahdesti vuodessa vuonna 2016

7. HOITOA JA KUNNOSTUSTA TUKEVAN TUTKIMUS- JA KEHITTÄMISTOIMINNAN PÄÄLINJAT

Vesijärven hoitoon käytettävien resurssien mahdollisimman tehokas hyödyntäminen edellyttää ns. sopeutuvan suunnittelun (adaptive management) periaatteiden noudattamista: Selkeällä suunnittelun, hoitotoimenpiteiden, seurannan ja analyysien ketjulla päästään tilanteeseen, joka johtaa suunnitelmien ja hoitotoimien kehittämiseen saatavan palautteen mukaan.

Vesijärvisäätiön tutkimusrahoituksen painopiste onkin hoitotoimenpiteiden vaikuttavuuden arvioinnissa. Tehokas pitkäjänteinen vesienhoito edellyttää toimenpiteiden vesistövaikutusten ja muiden vaikutusten suunnitelmallista seuranta ja analysointia, jotta toteutettavien toimenpiteiden kirjoa ja intensiteettiä voidaan tarvittaessa korjata. Erityisesti hapetuksen, hoitokalastuksen ja kosteikko-laskeutusallas -järjestelmien toimintaa ja tehoa on syytä edelleen tarkentaa. Myös vesikasvien niittojen, erityisesti talviniittojen vaikutuksissa on vielä tutkittavaa. Uutena teemana edelliselle Vesijärvi-ohjelmakaudelle 2012–2015 tullut fosforin kemiallisen saostuksen kokeilu ja siihen liittyvä seurantatutkimus on edelleen mukana ohjelmassa.

Vesijärvisäätiön pitkäaikainen rahoitus vesienhoitotyölle voi tarjota uusia mahdollisuuksia esimerkiksi uusien kunnostusmenetelmien testaamiseen liittyvälle tutkimukselle. Säätiön omat resurssit laajamittaisen tutkimuksen tukemiseen ovat varsin rajalliset, mutta lisärahoituksen järjestämisessä pyritään yhteistyöhön yliopistojen ja tutkimuslaitosten (esim. MTT, SYKE, RKTL) kanssa. Erityisen tärkeä avaus on vuoden 2016 alusta alkanut Tenure track -yhteistyö Helsingin yliopiston kanssa. Yliopisto ja Vesijärvisäätiö ovat perustaneet yhteisrahoitteen apulaisprofessorin, jonka avulla pyritään lisäämään ja koordinoimaan Vesijärvi-tutkimusta.

Tutkimus- ja kehityshankkeissa hakeudutaan entistä tiiviimpään yhteistyöhön muiden keskeisten vesienhoidon toimijoiden kanssa. Luontaisia yhteistyökumppaneita ovat päijätähämäläisten toimijoiden ja jo edellä mainittujen yliopistojen ja tutkimuslaitosten lisäksi mm. Pyhäjärvi-instituutti, Vanajavesi-keskus, Hiidenveden ja Lohjanjärven kunnostuskokonaisuutta hallinnoiva Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö ry, Tuusulanjärven hoitoa pyörittävä Keski-Uudenmaan vesiensuojelun kuntayhtymä, sekä Pien-Saimaan kuormituksen vähentämiseen tähtäävä toimijakokonaisuus.

8. MUUT TOIMENPITEET

8.1. Viestintä

8.1.1. Viestinnän päälinjat

Tiedotuksella ja valistuksella on edelleen merkittävä rooli Vesijärven hoito-ohjelman toteutuksen tukena. Vesiensuojelutietämyksen yleinen lisääntyminen ja eri hoitotoimien merkityksen laaja tunteminen edistävät mahdollisuutta toteuttaa Vesijärvisäätiön yhtä strategista perusviestiä ”Meillä on jotain yhteistä” ja kannustaa mahdollisimman laajaa kansalaisjoukkoa mukaan vesistöjen hoitotyöhön.

Osana hoito-ohjelmaa tiivistetään edelleen keskeisten vesienhoidon toimijoiden välistä yhteistyötä mm. tiedotus-, valistus- ja koulutusponnistelujen koordinoimiseksi. Tärkeitä yhteistyökumppaneita ovat myös järvi- tai järvenosakohtaiset vesiensuojelu- tai hoitoyhdistykset vapaaehtoistoimijoineen. Tiedotuksen, valistuksen sekä yhteistyön keskeisimmät kohderyhmät ovat vesialueiden omistajat, yhteistyökumppanit (yritykset ja yhteisöt) sekä Lahden seudulla että sen ulkopuolella, kuntalaiset (vesien käyttäjänä ja veronmaksajina), viranomaiset, vapaa-ajanasukkaat sekä maa- ja metsätalousyrittäjät.

Edellisen Vesijärvi-ohjelmakauden 2012–2015 aikana vahvistui toimintakumppaneiden joukko, joka on sitoutunut toimimaan ja viestimään omille sidosryhmilleen vesistöjen tilasta ja toteuttamaan erilaisia toimenpiteitä tai tapahtumia niiden hyväksi. Joukossa ovat olleet mukana mm. tietyt Lions-klubit ja kaupunginosayhdistysten toimijat. Tällaiset vesienhoidon ulkopuoliset aktiiviset sidosryhmäorganisaatiot tuovat tärkeän lisän ja vahvistuksen Vesijärvi-työhön. Niiden avulla voidaan edelleen vahvistaa yhteistä näkemystä ja yhteistyötä Vesijärven ja sen valuma-alueen kunnan parantamiseksi. Viestinnän arjessa on myös syytä muistaa, että eri vastaanottajaryhmille on olemassa omat sopivimmat viestinviejät. Heidät pyritään tunnistamaan ja sitomaan Vesijärvi-viestintään. Samalla syntyy uusia pysyviä toimintamalleja ja keinoja vesien kuntoa parantavien toimenpiteiden tukemiselle ja tekemiselle.

Uusien yhteistyökumppaneiden saavuttamisessa ja jo syntyneen yhteistyön vahvistamisessa on hyvänä tukena maaseururahaston kautta rahoituksen saanut viestintähanke ”Yhteisillä aalloilla”. Hanketta toteutetaan yhteistyössä Hämeen ammattikorkeakoulun ja Vanajavesikeskuksen kanssa ja se mahdollistaa tehokkaan kokemusten vaihdon näiden organisaatioiden välillä. Hanke aktivoi ihmisiä ja tiedottaa toimenpiteistä ja tapahtumista Hämeessä sekä pilotoi erilaisia vesienhoidon menetelmiä ja toimintatapoja.

Vesijärven ympäristössä merkittävä väline viestintätyöhön on vuonna 2016 alkava Vesijärvi-viikko -konsepti, jonka myötä aktivoidaan eri tahoja, kuten kansalaisia, yrityksiä ja yhteisöjä, luomaan omia tapahtumia yhden elokuisen viikon ajaksi. Tapahtumilla tulee olla liittymäkohta Vesijärveen tai vesien hoitoon. Niiden sisällöstä vastaavat pääosin Vesijärvisäätiön aktiiviset kumppanit omatoimisesti, mutta niiden syntymistä ja markkinointia voidaan tukea myös Vesijärvisäätiön toimin. Vesijärvi-viikon käytännön toteutus kehittää myös jatkuvasti uusiutuvaa yhteistyötä mm. Lahden ammattikorkeakoulun yksikköjen kanssa, joilta saadaan opiskelijatukea erilaisina projektitoiminä.

Vesijärvi-viikosta syntyy pysyvä, jokavuotinen tapahtumaviikko, jota voidaan tulevina vuosina myös teemoittaa esimerkiksi liikuntaan, kulttuuriin tai lähiruokaan. Viikon kehittämisen myötä syntyvä tiivis ja entistä laajempi yhteistyö tulee luomaan mahdollisuuksia yleisen tapahtuma- ja viestintäaktiivisuuden nousuun vuositasolla myös varsinaisen Vesijärvi-viikon ulkopuolella.

8.1.2. Viestinnän välineet

Sähköisen viestinnän ja erityisesti sosiaalisen median myötä viestinnän välineet ovat monipuolistuneet ja ihmisten tavoittaminen yksilöinä on tullut aiempaa helpommaksi. Säätiön viestintävälineitä ovat edelleen puhdasvesijärvi.fi -internet-sivut, Puhdas Vesijärvi -sähköinen uutiskirje, mediatiedotteet ja kummikirjeet, mutta entistä vahvempaan rooliin nousevat facebook-sivut: säätiön ”I love Vesijärvi” ja muiden vesienhoitotoimijoiden kanssa yhteinen ”Vesijärvi puhtaaksi”. Lisäksi käytössä on Instagram-tili ”Ilovevesijärvi” sekä valmius omien You tube ja Slideshare -kanavien käyttöön.

Vesien tilaan ja hoitoon liittyvistä ajankohtaisista asioista viestitään entistä aktiivisemmin: Internet-sivuilla on vesiaiheisille tapahtumille avoin tapahtumakalenteri ja niille on myös linkitetty Yhteisillä vesillä -blogi, jossa mm. Vesijärvi-tutkijat kansantajuistavat ja avaavat tutkimuksen merkitystä vesienhoidossa. Sosiaalisen median välineiden osalta kehitetään edelleen interaktiivisuutta mm. kilpailuin ja kyselyin, mutta myös aktivoimalla Vesijärven ja muiden alueen vesien hoitoon ja kunnostamistarpeeseen liittyvää keskustelua.

Toimintakauden aikana täsmennetään erityisesti sosiaalisen median eri välineiden tavoitteita ja kohderyhmiä. Sosiaalisen median osalta tiedottamisen ja markkinointiviestinnän rajapinnat lähenevät, mikä tuo erilaiseen kampanjointiin uusia mahdollisuuksia.

Ympäristökasvatuksen osalta siirrytään toimintamalliin, jossa tuetaan lasten ja nuorten parissa toimivien organisaatioiden vesistöosaamista ja erillisrahoituksen saamista näille toimijoille. Lisäksi käynnistetään apurahahaku lapsiin ja nuoriin suuntautuvien pienimuotoisten teemapäivien tai retkien järjestämistä varten.

Viestinnän keskeisiä toimenpiteitä ovat:

- Sosiaalisen median hyödyntäminen viestinnässä
- Lasten ja nuorten parissa toimivien aktivoiminen ja tukeminen vesiin liittyvässä ympäristökasvatuksessa
- Yhteistyötahojen kanssakäymisen ja tiedonkulun tukeminen
- Mainonta (some, lehdet, radio, netti, tv)
- Tapahtumat ja tapahtuma-aktiivointi
- Seminaarit ja konferenssit

8.2. Markkinointi ja varainkeruu

Vesijärvisäätiön toimintamalli edellyttää varsinaisten vesienhoidon toimenpiteiden edistämisen lisäksi myös jatkuvaa oman asian markkinointia ja lisävarojen keruuta. Vesijärvisäätiön keskeisiin tehtäviin paikallisessa vesienhoidon kokonaisuudessa kuuluu lisärahoituksen hankkiminen, joka edellyttää hyvin suunniteltua markkinointia. Ekologisuus, yhteisöllisyys ja elämiseen ja elinympäristön laatuun panostaminen ovat tällä hetkellä tärkeitä ja trendikkääksikin miellettyjä asioita. Vesiensuojelu ja vesistöjen kunnostaminen on mahdollista myydä vähintään yhtä tehokkaasti trendikkäänä ja ympäristöystävällisenä valintana, kuin esimerkiksi luomu- ja lähiruoka, mutta se edellyttää laajaa näkyvyyttä ja jatkuvaa harkittua esilläoloa erilaisissa tilaisuuksissa.

Säätiö on osallistunut vuosittain yli viiteenkymmeneen tapahtumaan, joista osa on ollut omia ja osa toisten järjestämiä. Huomattavassa osassa näistä tapahtumista varainkeruunäkökulma oli läsnä. Tavoitteena on tällä Vesijärvi-ohjelmakaudella edelleen lisätä varainhankintatapahtumien määrää ja niistä saatavaa tuottoa. Tämän tavoitteen edistämiseksi Vesijärvisäätiö on palkannut varainhankinnasta vastaavan yhteyspäällikön

sekä solminut yhteistyösopimuksen mm. Lahden messujen kanssa. Markkinoinnissa ja varainkeruussa pyritään muutenkin toimimaan mahdollisimman pitkälle partner-sopimusten kautta. Hyvän pohjan tälle antaa yhteistyö säätiön päätukijan Etelä-Suomen Sanomien kanssa. Myös mainostoimistopalveluiden hyödyntämisessä pyritään jatkossakin partner-sopimuksiin.

Varainkeruuta varten Vesijärvisäätiöllä on Hämeen poliisilaitoksen myöntämä rahankeräyslupa ajalle 1.6.2015–31.5.2017. Rahankeräysluvan piiriin kuuluvat seuraavat varainkeruumuodot:

- Lahjoitukset keräystilille POP 561211-2269144
- Lipaskeräys; keräyslippaat alueen liikkeissä ja tapahtumissa
- Internetissä vetoaminen
- Haastekampanja

Muuhun varainkeruuseen kuuluvat tuotemyynti ja varainkeruutapahtumat. Säätiöllä on muutamia omassa myynnissä olevia tuotteita. Jatkossa tuoterepertuaaria tarkennetaan ja tuotemyyntiä pyritään toteuttamaan yhä enemmän yhteistyökumppanien kautta. Tavoitteena on myös, että joka vuosi järjestetään yksi suurempi varainkeruutapahtuma tai -kampanja.

Kirjallisuutta

- Ahola, M. (2014). *Arrajärven valuma-alueen vesiensuojelusuunnitelma*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 266/2014.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T. & Vuori, K.-M. (2012). *Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen*. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012.
- Autio, M. & Malin, I. (2010). *Vesijärven ilmaperäinen ravinnekuormitus*. Lahden kaupunki, Lahden seudun ympäristöpalvelut. Raportti 11 s.
- Brek-Laitinen, G., López Bellido J. & Ojala, A. (2012). *Response of a microbial food web to prolonged seasonal hypoxia in a boreal lake*. *Aquatic Biology* 14: 105–120.
- Heinonen M. (2001). *Iitin Kymijoen-Mankalan rantalyleiskaava-alueen luontoselvitys*. Ympäristösuunnittelu Enviro Oy.
- Hertta ympäristötietojärjestelmä* (2016). Suomen ympäristökeskuksen avoin tieto. http://www.syke.fi/FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat. Luettu tammi- ja helmikuussa 2016.
- Horpilla, J., Peltonen, H., Malinen, T., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. (1998). *Top-down or bottom-up effects by fish – issues of concern in biomanipulation of lakes*. *Restoration Ecology* 6 (1): 1-10.
- Horpilla, J., Köngäs, P., Niemistö, J. & Hietanen, S. (2015). *Oxygen flux and penetration depth in the sediments of aerated and non-aerated lake basins*. *International Review of Hydrobiology*.
- Hynynen J. (2010). *Vesijärven ja Työtjärven (Lahti, Hollola) pohjaeläimistö v. 2009*. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus. Raportti 12 s. + liitteet.
- Hynynen, J. (2011). *Vesijärven ja Työtjärven (Lahti, Hollola) pohjaeläimistö v. 2010*: Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, Tutkimusraportti 24/2011.
- Hynynen, J. & Salmelin, J. (2010a). *Vesijärven ja Työtjärven (Lahti, Hollola) pohjaeläimistö v. 2009*. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus, Tutkimusraportti 120/2010.
- Hämeen ELY-keskus (2015). *Hämeen vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2016–2021*.
- Hämeen ympäristökeskus (2008). *Ehdotus Hämeen ympäristökeskuksen vesienhoidon toimenpideohjelmaksi vuoteen 2015*.
- Javanainen, J. (2012). *EKO/GRID -käsittelyn kenttäpilotti Matjärvellä. Kesä 2012*. Lahden ammattikorkeakoulu. Tekniikan ala. Ympäristöteknologia. Ympäristötekniikka.
- Jäntti, P. (2010). *Vesijärven tila vuoden 2009 havaintojen perusteella*. Ramboll analytics Oy. Lahti Aqua Oy, Lahti Energia Oy, velvoitetarkkailuraportti. 20 s. + liitteet.
- Jäntti, P. (2015). *Vesijärven tila vuoden 2014 havaintojen perusteella*. Ramboll analytics Oy. Lahti Aqua Oy, Lahti Energia Oy, velvoitetarkkailuraportti. 21 s. + liitteet.
- Järveläinen, J., Malin, I., Mäyränpää, R., Kotakorpi, M. & Kuparinen, M. (2015a). *Vesijärveen lasku-uomien kautta tuleva ravinnekuormitus ja sen vähentämismahdollisuudet*. Lahden kaupunki, Lahden seudun ympäristöpalvelut. Raportti. 30 s.
- Järveläinen, J., Malin, I. & Kotakorpi, M. (2015b). *Vesijärven hulevesikuormitus Lahden kaupunkialueelta*. Lahden kaupunki, Lahden seudun ympäristöpalvelut. Raportti. 14 s.
- Karonen, M; Mäntykoski, A; Nylander, E & Lehto, K (2015 toim.). *Vesien tila hyväksi yhdessä : Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuosiksi 2016–2021*. Raportteja 132/2015. Uudenmaan, Etelä-Savon, Hämeen, Kaakkois-Suomen, Keski-Suomen ja Pohjois-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus.
- Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (1990 toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag. 1237 s.

- Kauppinen, E. (2014). *Kymijärven Mixox-hapetus vuonna 2014*. Vesi-Eko Oy, Kuopio. 12 s.
- Keto, J. (1978). Lahden järvien veden laatu vuosina 1976-1978. Lahden kaupungin elintarvikelaboratorion tiedonantoja 8. 18 s.
- Keto, J. (1985). *Yhteenveto Lahden pienvesistöjen veden laadusta vuosina 1983-1985*. Lahden kaupungin ympäristönsuojelulautakunta. 4 s.
- Keto, J. (2008). *Vesijärvi II –projekti 2002–2007*. Lahden kaupunki, Lahden seudun ympäristöpalvelut. Loppuraportti 40 s. + liitteet.
- Keto, J. (2010a). *Järvi ennen ja nyt*. Teoksessa: J. Keto, H. Kolunen, A. Pekkarinen & L. Tuominen (toim.), Vesijärvi, Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö. s. 43-58.
- Keto, J. (2010b). *Levien värikäs maailma*. Teoksessa: J. Keto, H. Kolunen, A. Pekkarinen & L. Tuominen (toim.), Vesijärvi, Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö. s. 145-150.
- Ketola, M. (2014). *Arrajärven kunnostussuunnitelma*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 262/2014.
- Kokko, L. (2014). *Arrajärven niittosuunnitelma*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 265/2014.
- Korkiakoski, P. (2012). *Alasenjärven ja Sylvöjärven välisen järviketjun vedenkorkeuksien ja virtaamien nykytila, kehittämistarpeet ja –mahdollisuudet*. Loppuraportti. Hämeen elinkeino, liikenne- ja ympäristökeskus, Lahden seudun ympäristöpalvelut, Nastolan kunta.
- Kotakorpi, M. (2015). *Oksjärven ojakuormitus selvitys*. Lahden seudun ympäristöpalvelut, tekninen ja ympäristötoimiala, Lahti.
- Kotakorpi, M., Lakka, T. & Ruuhijärvi, J. (2012). *Kymijärven koekalastus ja hoitokalastus vuonna 2012*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Evo.
- Kotamäki, N. (2014). *Arrajärven LLR-kuormitusvaikutusmallinnus*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 263/2014.
- Krans, E., Punkari, M. & Kairesalo, T. (2009). Lahden Alasenjärven ravinnekuormituksen ja ekologisen tilan tutkimushanke. Loppuraportti. Helsingin yliopisto, Ympäristöekologian laitos 2009
- Kuisma, M. (2014). *Arrajärven hoitokalastussuunnitelma*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 264/2014.
- Kuoppamäki, K. (2015). *Vesijärven eläinplanktonin seurantatutkimus 1991-2015*. Vesijärvisäätiö. Raportti 21 s.
- Lammi, E. (2010). *Vesikasvien rikkautta ja hienoja harvinaisuuksia*. Teoksessa: J. Keto, H. Kolunen, A. Pekkarinen & L. Tuominen (toim.), Vesijärvi, Salpausselkien tytär. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö. s. 93-100.
- Lammi, E. & Vauhkonen, M. (2012). *Hollolan Hahmajärven vesikasvillisuus selvitys 2011*. Enviro.
- Lammi, E. & Vauhkonen, M. (2014). *Lahden Kymijärven sekä Hollolan Työtjärven ja Mustajärven vesikasvillisuus 2013*. Ympäristösuunnittelu Enviro Oy.
- Lehmijoki, A. (2014). *Työtjärven kunnostussuunnitelma*. MELLI-hankkeen työkokonaisuus III. Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö.
- Levänen, A. (1996). *Hoitokalastus 1996 – Arrajärvi, Märkjärvi, Säaskjärvi, Urajärvi*. Iitin kunta. Iitti.
- Malin, I., (2000). *Nastolan Kukkasjärvien kuormitus selvitys 1999*. Lahden tutkimuslaboratorio.
- Malinen, T., Kervinen J. & Raunio, J. (2012). *Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2011*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 168/2012.
- Malinen T., Vinni M., Ruuhijärvi J. & Ala-Opas P. (2015). *Vesijärven Enonselän ravintoverkkotutkimuksen kalatutkimukset vuosina 2009-2014*. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos ja Luonnonvarakeskus. Raportti 35 s.

Moss B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., van de Bund W., Collings S.E., van Donk E., de Eyto E., Feldmann T., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M., Franken R.J.M., Garcia-Criado F., Gross E.M., Gyllström M., Hansson L.-A., Irvine K., Järnvalt A., Jenssen J.-P., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijów R., Krause T., Künnap H., Laas A., Lill E., Lorens B., Luup H., Miracle M.R., Nöges P., Nöges T., Nykänen M., Ott I., Peczula W., Peeters E.T.H.M., Phillips G., Romo S., Russell V., Salujõe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C., Timm H., Tuvikene L., Tonno I., Virro T., Vicente E. & Wilson D. (2003). *The determination of ecological status in shallow lakes — a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive*. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 507–549.

Mäkelä, H; Hiitiö, M; Horppila, P; Hulkko, H-M; Leino, J; Siiro, P & Tasanko, E (2015 toim.). *Hämeen vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2016 – 2021*. Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 223 s.

Nastolan kalastusalueen kirjanpito (2015). <http://www.nastolankalastusalue.fi/tiedostot/>

Nastolan kalastusalue (2014). Nastolan kalastusalueen hoitokalastus. Järvi hoi –hankkeen hoitokalastusoppaan osajulkaisu. http://www.puhdasvesijarvi.fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/jarvihoi/materiaalit/nastolan_kalastusalueen_hoitokalastus.pdf

Niemistö, J., Horppila, J. & Tamminen, P. (2010). *Sisäinen ravinnekuormitus Vesijärven Enonselällä*. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos. Raportti 12 s.

Niemistö, J., Tamminen, P., Ekholm, P. & Horppila, J. (2012). *Sediment resuspension – rescue or downfall of a thermally stratified eutrophic lake?* *Hydrobiologia* 686 (1):267–276.

Niemistö, J., Köngäs, P., Härkönen, L. & Horppila, J. (2016). *Hypolimnetic aeration intensifies phosphorus recycling and increases organic material sedimentation in a stratifying lake: Effects through increased temperature and turbulence*. *Boreal Environment Research* 21: 571-587.

Nihtilä, T. (2006). *Nastolan kunnan järvitutkimukset vuosina 1980-2005*. Nastolan kunta. Ympäristönsuojelu.

Nykänen, A. & Romantschuk, M. (julkaisematon). *Työtjärven syvänteen hapettaminen rakeisen kalsiumperoksidin avulla*. Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos.

Nykänen, M. (2001). *Tiedote kalastuskunnalle Ecoframe-projektiin liittyvän koekalastuksen tuloksista Matjärvellä*. Helsingin yliopisto, ympäristöekologian laitos. Julkaisematon.

Olin M. & Ruuhijärvi J. (2005 toim.). *Kalakuolemien vaikutusten seurantaraportti 2003 - 2004*, Kala- ja riistaraportteja 361, Helsinki.

Oravainen, R. (1999). *Opasvihkonen vesianalyysitulosten tulkitsemiseksi havainto-esimerkein varustettuna*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:n moniste.

Paasivirta, L. (1984). *Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa*. *Luonnon tutkija* 88:79-84.

Paasivirta, L. (2000). *Propilocerus species in Finland, with a chironomid index for lake sediments*. Teoksessa Hoffrichter, O. (toim.) *Late 20th Century on Chironomidae: an Anthology from the 13th International Symposium on Chironomidae*. s. 599-603.

Peltola (1996). *Lahden pienjärvitutkimukset. Alasjärven ja Kymijärven kuormitustarkkailut vuosin 1990 - 1993*. Lahden kaupunki, Valvonta- ja ympäristökeskus. 31 s.

Päijät-Hämeen Kalatalouskeskus ry (2007). *Vesijärven kalastusalue. Käyttö- ja hoitosuunnitelma 2007–2017*.

Päijät-Hämeen Kalatalouskeskus ry (2010). *Työtjärven käyttö- ja hoitosuunnitelma vuosille 2010–2020*.

Raunio, J. (2011). *Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen velvoitetarkkailu vuosina 2008-2010*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 136/2011.

Raunio, J. (2013). *Mankalan voimalaitoksen ja Arrajärven säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu vuonna 2012*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 209/2013.

Raunio, J. & Haapala A. (2003). *20-2000 hehtaarin järvien kunnostustarpeen kartoitus Kymenlaaksossa*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n julkaisu no 105/2003.

- Ruuhijärvi J. (2010). *Vesijärven kalasto – haitasta hyödyksi*. Teoksessa: J. Keto, H. Kolonen, A. Pekkarinen & L. Tuominen (toim.), *Vesijärvi, Salpausselkien tytär*. Lahden seudun ympäristöpalvelut ja Vesijärvisäätiö. s. 115-128.
- Ruuhijärvi, J. & Ala-Opas, P. (2014). *Vesijärven kalataloudellinen tarkkailu 2011-2013*. RKTL:n työraportteja 30/2014: 1-41.
- Salmi P. & Salonen K. (2016). *Regular build-up of the spring phytoplankton maximum before ice-break in a boreal lake*. *Limnol. Oceanogr.* 61: 240-253.
- Salmi P., Lehmijoki A. & Salonen K. (2014a). *Development of picoplankton during natural and enhanced mixing under late-winter ice*. *Journal of Plankton Research* 36: 1501–1511.
- Salmi P., Malin I. & Salonen K. (2014b). *Pumping of epilimnetic water into hypolimnion improves oxygen, but not necessarily nutrient conditions in a lake recovering from eutrophication*. *Inland Waters* 4: 325–343.
- Salo, H. & A. Palomäki (2006). *Espoon Pitkäjärven ja Lippajärven kunnostussuunnitelma*. Espoon ympäristökeskuksen monistesarja 5/2006. Espoon ympäristökeskus Espoo 2006
- Sammalkorpi, I. & Horppila, J. (2005). *Ravintoketjukunnostus*. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, T.(toim.), *Järvien kunnostus*. Ympäristöopas 114. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 169-189.
- Suomen ympäristökeskus (2016). *Vesistömallijärjestelmä, SYKE-WSFS-VEMALA, vedenlaatu osio*. Luettu helmikuussa 2016.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). *Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes*. *Hydrobiologia* 506–509: 135–145.
- Tattari, S., Puustinen, M., Koskiaho, J. Röman, E. & Riihimäki, J. (2015). *Valuma-alueen eri lähteistä tulevan vesistökuormituksen arviointi ja vähentämismahdollisuudet*. Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsinki. 54 s.
- Tolonen, K. (2013). *Alusveden hapetuksen ja PHOSLOCK käsittelyn vaikutukset Kymijärven syvänpohjaeläimistöön – vuoden 2012 tulokset*. Jyväskylän yliopisto. Ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 48/2013.
- Vakkilainen, K., Nykänen, M., Ryytänen, T., Tamminen, P., López Bellido, J., Talvenmäki, H., Savolainen, S. & Kairesalo, T. (2010). *Vesijärven vedenlaatu- ja planktonitietojen päivitys ja raportointi*. Helsingin yliopisto. Ympäristötieteiden laitos. Raportti 7 s.
- Vakkilainen, K., Nykänen, M., Kairesalo, T., Ryytänen, T., Tamminen, P., Järveläinen, J., Savolainen, S. & Pellinen, J. (2011). *Vesijärven automaattiasemien vertailunäytteenotto, kalibrointiraportti mittauskaudelta 2010*. Helsingin yliopisto. Raportti 21 s.
- Valkama, J. (2015). *Alusveden hapetuksen vaikutukset Vesijärven pohjaeläimistöön – vuoden 2014 tulokset*. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys r.y. Kirje nro 447/15. 14 s.
- Venetvaara, J., Lammi, E., Sammalkorpi, I. & Keto, A. (1996). *Nastolan Kärkjärven kunnostussuunnitelma*. Biologitoimisto Jari Venetvaara Ky.
- Vuorenmaa, J., Junto, S. & Leinonen, L. (2001). *Sadeveden laatu ja laskeuma Suomessa 1998*. – Suomen ympäristö 468. Suomen ympäristökeskus ja Ilmatieteen laitos. Helsinki. 115 s.
- Vuori, K.-M., Mitikka, S. ja Vuoristo, H. (2009 toim.). *Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi*. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3. painos. – Academic Press, USA. 1006 s.

LIITE I

VESIENHOIDON TYÖKALUPAKKI

Seuraavassa esitellään eräitä toimenpiteitä, joita saatetaan toteuttaa osana Vesijärvi-ohjelmaa. Lista ei ole tyhjentävä.

Valuma-alueella toteutettavat toimenpiteet

Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteet

Hajakuormituksen synnyn vähentäminen

Maatalouden vesiensuojelu on keskeisessä asemassa pyrittäessä saavuttamaan vesistöjen hyvä tila. Sisävesien rehevöitymistä säätelevä fosforikuormitus jakaantuu alueellisesti eri tavoin mikä lähtökohtaisesti johtuu peltoalan maantieteellisestä sijoittumisesta. Pelloilta lähtevään kuormitukseen vaikuttavat mm. tuotantosuunta, viljelyn intensiteetti, viljelymenetelmät ja pellon ominaisuudet. Kuormituksen alkuperä ja alueellinen jakaantuminen luo pohjan toimenpiteiden alueelliselle kohdentamiselle.

Maatalouden vesistökuormituksen vähentämiskeinot voidaan jakaa pelloilla tehtäviin ja peltojen ulkopuolisiin toimenpiteisiin. Esim. lannoitteiden käytön vähentäminen, lannan käytön ajallinen ja paikallinen suunnittelu, muokkauksen keventäminen ja ympärivuotisen kasvipeitteisyyden lisääminen kohdentuvat peltoon ja siten vaikuttavat suoraan pellolta lähtevään kuormitukseen. Suojakaistat ja -vyöhykkeet toimivat kuormituksen puskurina pellon reuna-alueella ja kosteikot pidättävät pellon ulkopuolelle valtaoisiin ja purovesistöihin pääsystä kuormitusta. Kaikkien vesistökuormitusta pienentävien toimenpiteiden tehokkuudelle on olemassa reunaehtonsa. (Puustinen ym. 2007).

Peltoviljelyn tuotantomenetelmien kehittäminen

Maatalousvaltaisilla valuma-alueilla vesiensuojelun kannalta ratkaisevimmat kunnostustoimet tehdään peltoviljelyn tuotantomenetelmiä kehittämällä. Keinolannoitteet ja karjanlanta voidaan annostella entistä tarkemmin suoraan maan pintakerroksen alle ja myös peltojen muokkauskäytäntöjä voidaan kehittää. Lannoituksen suunnittelua voidaan tarkentaa peltolohkokohtaisilla ravinnetaseilla, joiden tarkoituksena on auttaa viljelijää mitoittamaan lannoitus niin, ettei maaperään jää ylimääräisiä ravinteita. Pelloilla tehtävistä toimenpiteistä kuormitusta pienentää tehokkaimmin syyskynnöistä luopuminen kaltevimmilla pelloilla, siis siellä missä kuormitus on alkujaankin ollut suurinta. Hyöty kasvaa siirtymällä mahdollisimman pitkälle kohti ympärivuotista kasvipeitteisyyttä, joka suojaa pellon pintaa eroosiolta. (Puustinen ym. 2007).

Suojavyöhykkeiden lisääminen

Maatalouden ympäristötuen ehdot edellyttävät, että vesistöön rajoittuvalla pellolla on aina oltava keskimäärin 3 metriä leveä suojakaista. Suojakaistaa leveämpää (väh. 15 m) peltoalueelle valtaoijan tai vesistön varteen perustettavaa monivuotisen kasvillisuuden peittämää aluetta kutsutaan suojavyöhykkeeksi. Sille ei levitetä lannoitteita eikä kasvinsuojeluaineita. Tarkoituksenmukaisia paikkoja suojavyöhykkeille ovat jyrkät, kaltevat ja notkelmaiset rantapellot sekä tulvaherkät maanviljelysalueet.

Oikeaan paikkaan sijoitettu suojavyöhyke estää ravinteiden ja maa-aineksen pääsyä pelloilta vesistöön ja vähentää näin rehevöitymistä ja rantojen liettymistä. Pääosin vaikutus kohdistuu kuitenkin vain

suojavyyöhykkeen alle jäävään pellon osaan. Suojavyöhykkeet myös elävöittävät maatalousmaisemaa ja lisäävät maiseman monimuotoisuutta ja lajirunsautta.

Kosteikot ja laskeutusaltaat

Kosteikkojen ja altaiden rakentamisen tarkoituksena on pysäyttää veteen joutunutta kiintoainetta ja sitoa kosteikkokasvillisuuden kautta veteen liuenneita ravinteita ennen kuin ne joutuvat järveen sitä rehevöittämään. Hyvin onnistuessaan kosteikko voi sitoa vuositasolla noin kolmasosan valumavesien tyyppistä ja reilusti yli puolet fosforista (Pimenoff & Vuorinen 2008). Kosteikkojen vaikutusta voidaan pyrkiä lisäämään esimerkiksi tulouomaan sijoitetulla fosforin saostusautomaattilla, jossa pyritään kemikaalien avulla sitomaan vesimassassa olevaa liukoista fosforia uoman pohjaan.

Vesiensuojelun lisäksi kosteikoista koituu muutakin hyötyä. Kosteikkoa voi hyvin käyttää kasteluvesialtaana tai vaikkapa ravunkasvatukseen. Kalalammikkona kosteikon käyttö ei ole ristiriidassa vesiensuojelun kanssa, jos kalankasvatus perustuu luonnonravintoon ja varsinaisia kalarehujia ei käytetä. Kosteikon perustaminen hyödyttää vesilintuja ja muita kosteikoista riippuvaisia lajeja, sekä kasveja että eläimiä. Vesilinnut voivat ruokailla kosteikossa ja rakentaa kasvillisuuden suojaan pesiään. Metsästäjät voivat saada kosteikosta oivan metsästyspaikan. Erityisesti syysmuuton aikaan suuri kosteikko houkuttelee vesilintuparvia. Linnustollisesti arvokasta kosteikkoa voi hyödyntää myös matkailumielessä, jos sille rakennetaan esim. lintutorni. (Pimenoff & Vuorinen 2008).

Maatalouden valumavesien pidättäminen valtaojiin

Valtaojat on suunniteltu hydraulisesti mahdollisimman tehokkaiksi, ja tavoitteena on ollut johtaa vedet pelloilta valtaojia pitkin mahdollisimman nopeasti lähimpään alapuoliseen purkupisteeseen, useimmiten vesistöön. Valtaojat ovat tyyppillisesti suoraluiskaisia ja uomien linjaukset suoraa. Luonnonmukaisen vesistö-rakentamisen periaatteiden soveltaminen valtaojien perkauksessa merkitsee suoralinjaisten uomien palauttamista mutkaiseksi, poikkileikkausprofiilien monimuotoistamista ja tulvaniittyjen ja -alueiden liittämistä uomiin kiinteiksi osiksi. Valtaojista on mahdollista tehdä systeemi, joka liittää monia näkökulmia yhteen – mm. vesistöjen ja peltoviljelyn tarpeita ja maiseman ja monimuotoisuuden näkökulmia.

Toimenpiteen tarkoituksena on tehostaa ylivirtaamien pidättämistä valuma-alueella, mikä leikkaa virtaamapiikkejä suoraviiivaisiin valtaojiin verrattuna. Laajamittaisena toimenpiteenä tämä pienentää tulvariskejä. Viipymien kasvaessa toimenpide vähentää myös vesistökuormitusta.

Haja-asutuksen jätevesien käsittelyn edistäminen

Haja- ja loma-asutuksen jätevesien fosforikuormitus ja sen vaikutus ympäristöön on merkittävä ja siksi myös lainsäätäjät on kiristänyt kiinteistökohtaisten jätevesien käsittelyjärjestelmien vaatimuksia. Vuoden 2004 alusta tuli voimaan valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla. Asetuksessa määrätään, kuinka puhtaaksi jätevedet on käsiteltävä ennen kuin ne päästetään ympäristöön. Asutuksen jätevesien fosfori on suurelta osin liukoisessa muodossa eli se on heti vesistöön päästyään kasvien ja levien hyödynnettävissä ja vesistöä rehevöittävässä. Siksi haja-asutuksen jätevesiin puuttuminen on tärkeää.

Jätevesien käsittelyjärjestelmiä on paljon erilaisia. Puhdistamo voi olla yhden kiinteistön pienpuhdistamo tai useamman kiinteistön yhteinen. Useamman kiinteistön yhteisellä puhdistamolla voidaan saavuttaa merkittäviä kustannussäästöjä. Ennen pienratkaisuiden toteuttamista on kuitenkin syytä selvittää kunnallisen viemäriverkoston laajennussuunnitelmat.

Oikean käsittelyjärjestelmän valinta riippuu täysin kohteesta, johon järjestelmä halutaan rakentaa. Haja-asutuksen kuormituksen vähentämisessä voidaankin tehokkaimmin toimia neuvoen ja tietoa levittäen.

Hulevesikuormituksen vähentäminen

Yhdyskuntarakenteen kehittymisen myötä päällystettyjen ja vettä läpäisemättömien pintojen osuus on kasvanut. Lisääntynyt läpäisemätön pinta-ala yhdessä ojien ja sadevesiviemäreiden kanssa on lisännyt pintavalunnan määrää ja nopeuttanut veden virtausta. Näitä rakennettujen alueiden pintavaluntavesiä kutsutaan hulevesiksi. Pintavalunnan määrä ja virtaamahaijut sekä ajalliset vaihtelut ovat rakennetuilla ja päällystetyillä alueilla suurempia kuin luonnontilaisilla alueilla. Kaupunkitulvat ovat saaneet viime vuosina Suomessakin paljon julkisuutta.

Hulevesien vesistövaikutukset voivat näkyä rehevöitymisinä ja vesien saastumisena: mm. leväkasvun ja haitallisten suolistoperäisten bakteerien määrien lisääntymisenä. Haitallisten aineiden pitoisuudet ovat kaupunkien lähivesissä 1-2 kertaluokkaa suuremmat kuin metsäisten valuma-alueiden pitoisuudet.

Kaupunkien hulevedet johdetaan yleensä käsittelemättöminä sadevesiviemäreiden kautta vesistöihin. Viime aikoina on eri puolilla maailmaa kuitenkin alettu kehitellä menetelmiä, joiden avulla voidaan vähentää hulevesien haitallisia vaikutuksia. Hulevesien käsittelymenetelmät voidaan jakaa imeyttäviin, johtaviin ja viivyttäviin menetelmiin. Imeyttävissä menetelmissä sadevedet imeytetään maaperään myös rakennetuilla alueilla. Se osa, mitä ei pystytä imeyttämään, voidaan viemäroinnin sijaan johtaa pintavesiin avoimena pintavirtauksena. Hulevesiä voidaan myös viivyttää, puhdistaa ja varastoida erilaisissa varastoaltaissa, lammikoissa ja kosteikoissa. Hulevesien käsittelymenetelmillä voidaan vesistöhaittojen poistamisen lisäksi luoda kosteikko- ja vesialueita, jotka lisäävät asuin ympäristön viihtyisyyttä ja kaupunkiluonnon monimuotoisuutta. Perinteisestä sadevesien viemäroinnistä poikkeavat ratkaisut edellyttävät kuitenkin tilaa, mikä on otettava huomioon jo alueita suunniteltaessa. Paikallisten imeytys- ja viivytyksen menetelmien käyttöön ottaminen asettaa haasteita erityisesti asemakaavataso suunnittelulle ja vihersuunnittelulle. (Jormola ym. 2003).

Vesistössä tehtävät toimenpiteet

Ravintoketjukunnostukset

Ravintoketjukunnostuksella tarkoitetaan yleensä sitä, että kalastamalla pyritään ylläpitämään kunnostuksilla saavutettua järven hyvää tilaa tai estämään hyvän tilanteen heikkeneminen. Käytännössä toimenpide toteutetaan kalaston rakennetta muuttamalla, kuten särkikalojen, kuoreen ja pienen ahvenen poistopyynnillä ja petokalakantoja vahvistamalla. Runsaaslukuiset särkikalat heikentävät veden laatua, kun ne etsivät pohjalta pieneliöitä ravinnoksi ja pölyttelevät samalla pohjasedimentistä ravinteita takaisin kierto. Lisäksi särkikalojen ulosteista vapautuu ravinteita. Ravintoverkon kannalta ongelmallisinta on, että särkikalat syövät eläinplanktonia, joka pitää kasviplanktonin kurissa. Ilman riittävää eläinplanktonin määrää kasviplankton pääsee lisääntymään liiaksi, mikä ilmenee leväkukintoina.

Kalakannan lisäksi ravintoketjukunnostus voi kuitenkin kohdistua muihinkin ravintoverkon lenkkeihin. Eläinplanktonin elinoloja voidaan parantaa paitsi kalakannan muuttamisen kautta, myös lisäämällä suojapaikkoja.

Hapetus/ Ilmastus

Järvihapetuksen perusideana on turvata aerobisten kuluttaja- ja hajottajaorganismien hapensaanti ja hajotuskyky sekä siten mm. edistää hiilen ja typen tervettä kiertoa, mutta hidastaa järvessä tapahtuvaa liiallista fosforin kiertoa.

Järven pitkäaikaisen hapettamisen tarkoituksena on järven sisäisen kuormituksen alentaminen ylläpitämällä tervettä aineen ja energian kiertoa sekä parantamalla pohjasedimentin pintakerroksia, että ne sitoisivat paremmin ravinteita. Sisäisellä kuormituksella tarkoitetaan sitä osaa ravinne-kuormituksesta, joka on peräisin pintavesimuodostumasta, kuten järvestä, itsestään. Hapen loppuessa pohjalta sedimenttiin sitoutuneet ravinteet palaavat kiertoon mm. levien hyödynnettäväksi.

Hapetus on osa laajakäsitteistä biomanipulaatiota, johon ravintoketjun ohjailun ja kunnostuksen lisäksi kuuluu myös eliöiden kemiallis-fysikaalisen elinympäristön vaaliminen. Toisaalta hapetus siis hillitsee fosforin sisäistä kuormitusta. Hapetus voi tarkoittaa joko järven koko vesimassan tai alusveden happipitoisuuden lisäämistä. Käytännössä tämä voi tapahtua liuottamalla happea ilmasta veteen (ilmastus), johtamalla hapekasta vettä vähähappiseen tai hapettomaan alusveteen (hapetus) tai lisäämällä happea veteen kemikaalina (Lappalainen & Lakso 2005). Hapetuksen hyötyjä ovat sisäisen kuormituksen vähenemisen lisäksi mm. pohjaeläinten elinolojen paraneminen sekä hapekkaan vesikerroksen laajeneminen. Haittapuolena on alusveden lämpeneminen, joka voi mm. heikentää kalojen elinmahdollisuuksia pohjan lähellä.

Niitot

Vesikasvien niitolla tavoitellaan yleensä järvimaiseman kohentumista ja virkistyskäyttömahdollisuuksien parantamista. Niitoilla voidaan parantaa veden vaihtuvuutta, estää umpeenkasvua ja kasvattaa avointa vesialaa. Samalla helpotetaan vesistön virkistyskäyttöä ja liikennettä. Myös liiallisen umpeenkasvun seurauksena heikentyneet linnuston elinolosuhteet paranevat.

Niiton tarkoituksena on vähentää vesikasvillisuutta, ei poistaa sitä kokonaan. Vesi- ja rantakasvien vyöhyke rannan ja ulapan välissä vähentää eroosiota ja toimii samalla myös ravinteita sitovana suodattimena, joten niittopaikan valinta kannattaa miettiä huolellisesti. Niitetty kasvimassa on myös aina pystyttävä keräämään pois. Kasvijätteen pois korjaaminen on usein huomattavasti itse niittoa työläämpi tehtävä.

Vesikasvien niittäminen on osa vesistön kokonaiskunnostusta, mutta se ei riitä ainoana toimenpiteenä parantamaan veden laatua. (Kääriäinen & Rajala 2005).

Ruoppaus

Ruoppauksella tarkoitetaan vesistön pohjalle kertyneen pohjasedimentin tai muun maa-aineksen poistamista veden alta. Tavoitteena on yleensä joko vesisyvyyyden ja -tilavuuden lisääminen, ravinnekierron vähentäminen veden ja sedimentin välillä, kasvillisuuden vähentäminen tai myrkyllisten aineiden poistaminen järvestä. Ruoppauksella tavoitellaan usein rannan osan käyttökelpoisuuden parantamista joko uimapaikkana tai veneväylänä.

Ruoppauksella voidaan vaikuttaa samoihin seikkoihin kuin niitollakin, lisäksi ruoppaus poistaa vesikasvit juurineen, joten vaikutukset ovat niittoa pitkäaikaisempia. Toimenpide voidaan suorittaa joko kaivuu- tai imuruoppauksena. Ruoppaamalla saadaan talteen myös sedimenttiin sitoutuneet ravinteet. Haittapuolena on mm. menetelmän jälkeinen ravinnepiikki ja väliaikainen veden samentuminen. Myös lietteen läjitys ja maisemointi vaatii harkintaa. Ruoppauksen yhteydessä saatetaan myös vapauttaa pohjaan sitoutuneita

raskasmetalleja tai vastaavia haitallisia aineita. Vesistön historiaan kannattaa paneutua huolella ennen hankkeen aloittamista. (Viinikkala, Mykkänen & Ulvi 2005).

Kemiallinen käsittely

Veden ja sedimentin sisältämän fosforin sitomiseen on kehitetty ja kehitteillä uusia menetelmiä. Tavoitteena on sitoa fosfori muotoon, josta se ei enää pääse vapautumaan ravintokiertoon. Viime aikoina järvienkunnostuskeskusteluissa esillä ovat olleet mm. kipsin ja luonnonsaveen sidotun lantaanin käyttö fosforin sitoijina.

Kipsin teho perustuu useaan toisiaan täydentävään mekanismiin: Sisäisesti kuormittavaan sedimenttiin lisätty kipsi vapauttaa kalsiumia, joka sitoo sedimentin fosforia. Kipsin sisältämä rauta sitoo myös fosforia sekä sedimentistä että vedestä. Kipsin lisäys vakauttaa sedimentin pintaa ja siten vähentää orgaanisen aineen ja ravinteiden vapautumista veteen.

Suomessa ei tavata maaperästä juurikaan luonnonkipsiä, mutta sen synteettisiä muotoja, kuten fosfokipsi ja rautakipsi syntyy teollisuuden sivutuotteena. Näistä rautakipsi on osoittautunut toimivimmaksi sedimentin kunnostusmateriaaliksi. Se on pitkälle tuotteistettua, sillä sitä voidaan toimittaa sekä jauheena että pelletteinä. Kipsi on melko edullista ja sitä on hyvin saatavilla. Kipsistä saatujen kokemusten mukaan sen vaikutus kestää useamman vuoden. Kipsin liukenemisen myötä sen teho vähitellen heikkenee ja lakkaa noin 4-6 vuoden kuluttua käsittelystä. (Varjo & Salonen 2005).

Luonnonsaveen, bentoniittiin sidottua lantaania on saatavilla Phoslock® - nimisenä kaupallisena valmisteena. Se on savimineraalijohdannainen, joka sitoo veden liukoista fosforia. Lantaanista ja fosforista muodostuvan lantaanifosfaatin on todettu olevan liukenematon ja näin ollen Phoslock®:n fosforia sitovan vaikutuksen väitetään olevan pysyvä. Liukenemista ei tapahdu hapettomissakaan oloissa eivätkä siihen vaikuta suurelta pOH:n tai lämpötilan vaihtelut. Phoslock® toimii kahdella tavalla; se paitsi sitoo veden liukoista fosforia, myös muodostaa stabiilin pinnan sedimenttiin ja siten vähentää sedimentin resuspensiota. Phoslock® :n varjopuolena on sen melko korkea hinta.

Kemiallisella käsittelyllä voidaan myös pyrkiä suoraan lisäämään järvien happipitoisuutta. Happipitoisuutta on mahdollista nostaa paikallisesti esimerkiksi rakeisen kalsiumperoksidin (CaO_2) avulla. Menetelmä on käyttökelpoinen etenkin pienehköjen happikadosta kärsivien syvänteiden hapettamisessa. Kalsiumperoksidi levitetään veneestä vesistöön ja se uppoaa itsestään sedimenttiin. Sedimentissä se hitaasti hajoaa reagoidessaan veden kanssa. Tällöin muodostuu happea ja kalsiumhydroksidia. Hapen luovutusta tapahtuu usean kuukauden ajan. Levityksen yhteydessä sedimenttiä ei tarvitse pöyhä, joten työvoima- ja laitekustannukset jäävät menetelmässä pieniksi.

LIITE II

SANASTO

Alivirtaama

Virtaama vähävetisenä aikana

Biomassa

Jonkin populaation tai alueen elävän aineksen kokonaismäärä tietyllä hetkellä (EnDic 2007)

Hulevesi

Sateesta ja lumen sulamisesta peräisin oleva valumavesi taajama-alueilla

Kerrostuneisuuskausi

Aika, jolloin järvi tai joki (tai merivesi) on jakautunut pystysuunnassa lämpötilan, suolaisuuden, happipitoisuuden, ravinnepitoisuuden tms. suhteen selvästi toisistaan erottuviksi kerroksiksi. (EnDic 2007)

Kerääjäkasvi

Kasvi, joka kylvetään tai istutetaan sadonkorjuun jälkeen maassa olevien ravinteiden hyödyntämiseksi ja sitomiseksi

Klorofylli

Lehtivihreä

Sadanta

Eri muodoissa (pisaroina, rakeina, lumihuutaleina jne.) maahan lankeava vesi (EnDic 2007)

Valuma-alue

Alue, jolta pinta- ja pohjavedet laskevat mereen tai tiettyyn järveen tai tiettyyn uoman kohtaan

Vesipuitedirektiivi

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (2000/60/EY) yhteisön vesipolitiikan suuntaviivoista. Direktiivi tuli voimaan 22.12.2000. Direktiiviin tavoitteena on suojella, parantaa ja ennallistaa vesiä niin, ettei niiden tila heikkene ja että vesistöjen tila on vähintään hyvä koko EU:n alueella vuonna 2021. Suomessa direktiivi on pantu täytäntöön kansallisin säädöksin, joista tärkeimmät ovat laki vesienhoidon järjestämisestä eli vesienhoitolaki sekä sen pohjalta annetut asetukset.