



OULUN YLIOPISTO
UNIVERSITY of OULU

Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto
Vesi- ja ympäristötekniikan osasto

Diplomityö

**Muuttuneen vesistön kokonaisvaltainen kunnostus – esimerkkinä
Jäälinojan vesistö**

Oulussa 20.12.2012

Tekijä: _____

Kaisa Savolainen

Työn valvoja: _____

Bjørn Kløve

Professori

Työn ohjaaja: _____

Birger Ylisaukko-oja

Diplomi-insinööri

Osasto Prosessi- ja ympäristötekniikan osasto		Koulutusohjelma Ympäristötekniikan koulutusohjelma	
Tekijä Savolainen Kaisa		Työn valvoja Kløve B. professori	
Työn nimi Muuttuneen vesistön kokonaisvaltainen kunnostus – esimerkkinä Jäälinojan vesistö			
Opintosuunta Vesi- ja geoympäristötekniikka	Työn laji Diplomityö	Aika Joulukuu 2012	Sivumäärä 136 s., 10 s., 4 liitelehteä
Tiivistelmä Ihmistoiminta aiheuttaa muutoksia vesistöjen luonnolliseen tilaan. Erilaiset maankäyttömuodot muuttavat vesistöjen hydrologiaa sekä aiheuttavat ravinne- ja kiintoainekuormitusta, mikä vaikuttaa veden laatuun. Luonnontilaltaan muuttuneita vesistöjä voidaan ennallistaa hoito- ja kunnostustoimilla. Tämän työn tavoitteena oli selvittää kokonaisvaltaisesti uuden Oulun alueella sijaitsevan Jäälinojan vesistön tilaa, kuormitusta sekä vesistön kunnostusmahdollisuuksia. Jäälinojan vesistöön kuuluvat Jäälinjärvi ja sen valuma-alue sekä Jäälinjärven alapuolinen Jäälinoja valuma-alueineen. Jäälinjärvi on matala ja runsashumuksinen järvi. Järven virkistyskäyttöä vaikeuttavat löyhä pohjasedimentti, mataluus, särkien suuri määrä sekä <i>Gonyostomum semen</i> -limalevä. Järvessä on useina kesinä sinileväsaamentumaa. Jäälinjärvestä Kalimenjokeen laskee noin 10 km pituinen Jäälinoja. Myös Jäälinojaa leimaa humuspitoisuus. Vaikka Jäälinojan vesistön ekologinen tila on hyvä, käyttäjien näkökulmasta vesistön virkistyskäyttömahdollisuudet ovat huonot. Vesistön lähialueella asuu noin 5 000 ihmistä. Jäälinojan valuma-alueella vallitseva maankäyttömuoto on metsätalous. Metsäojitukset ovat muuttaneet vesistön hydrologiaa. Lisäksi ne ovat lisänneet rautasaostuman kulkeutumista vesistöön. Myös asutuksen jäte- ja hulevedet sekä maatalous ovat muuttaneet vesistön tilaa. Jäälinojan vesistön ravinnekuormitusta selvitettiin tässä työssä vedenlaatuanalyysien ja ominaiskuormituslukujen avulla. Sekä Jäälinjärveen että Jäälinojaan tulee noin 200 kg ulkoista fosforikuormitusta ja 3 000–3 500 kg typpekuormitusta. Erityisesti ihmistoiminnan aiheuttama liuenneiden ravinteiden kuormitus vaikuttaa Jäälinjärven leväongelmiin. Ravinteiden lisäksi rautapitoinen kiintoainekuormitus vaikuttaa Jäälinojan vesistön tilaan ja käyttömahdollisuuksiin. Jäälinjärvellä esiintyy todennäköisesti myös sisäistä ravinnekuormitusta. Työssä tarkasteltiin myös yhdistystoiminnan merkitystä Jäälinojan vesistön kunnostushankkeessa sekä kunnostushankkeen etenemisen kannalta suositeltavia toimintatapoja. Julkishallinnon resurssit vesistökunnostusten toteutukseen ovat vähentyneet, minkä vuoksi paikallisten toimijoiden on otettava aiempaa enemmän vastuuta vesienhoidosta. Jäälinojan vesistön hoitoa on keväästä 2011 lähtien edistänyt Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys ry. Yhdistys on muun muassa selvittänyt Jäälinojan vesistön veden laatua ja aloittanut syksyllä 2012 Jäälinjärven valuma-alueen kunnostuksen vesienhoitorakenteiden avulla. Asiantuntijoiden ja eri sidosryhmieni kanssa tehtävän yhteistyön avulla sekä avoimella vuorovaikutuksella ja viestinnällä varmistetaan, että toimenpiteet ovat toisiaan tukevia eivätkä näkemykset vesistön hoidon tarpeellisuudesta ja tavoitteista aiheuta ristiriitoja. Jäälinojan vesistön tilaa voidaan parantaa ulkoista kuormitusta vähentämällä sekä Jäälinjärveä kunnostamalla. Kokonaisvaltainen kunnostus edellyttää toimia koko vesistöalueella ja kaikkien soveltuvien toimenpiteiden hyödyntämistä. Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistyksen tekemät ja tehtäväksi suunnittelemaat vesienhoitorakenteet vähentävät Jäälinjärven metsätalousvaltaiselta valuma-alueelta tulevaa kiintoainekuormitusta arviolta puolet. Myös Jäälinojan valuma-alueella voidaan rakentaa vesienhoitorakenteita metsätalousalueilta tulevan kuormituksen vähentämiseksi. Jäälinjärveen tuleva haja-asutuksen jätevesikuormitus on poistettavissa rakentamalla alueelle viemäri. Tämä poistaisi neljänneksen Jäälinjärven ulkoisesta fosforikuormituksesta ja vaikuttaisi olennaisesti liuenneiden ravinteiden määrään. Jäälinojan valuma-alueella viemärimättömät kiinteistöt olisi myös liitettävä viemäriin. Lisäksi vesistön ulkoista ravinnekuormitusta voidaan vähentää muun muassa vähentämällä mahdollista nurmikoiden lannoitusta ranta-alueilla. Myös Jäälin taajama-alueen hulevesien käsittelyä voitaisiin kehittää ja sitä kautta vähentää ravinnekuormitusta. Ravintoketjukkunnostuksen ja fosforia sitovan Phoslock-kemikaalin soveltuvuutta Jäälinjärven kunnostusmenetelmiksi pyrittiin testaamaan Jäälinjärvellä kesällä 2012 tehdyllä allaskokeella. Ilmeisesti veden rauta- ja humuspitoisuuden vuoksi Phoslock ei toiminut tarkoituksenmukaisesti. Sen sijaan hoitokalastus on Jäälinjärvellä suositeltava hoitotoimenpide. Jäälinjärven kunnostusmenetelmiksi voivat soveltua myös sedimentin käsittely alumiinikloridilla sekä järven tai sen osien ruoppaus.			
Säilytyspaikka Tiedekirjasto Tellus			
Muita tietoja			

Department Department of Process and Environmental Engineering		Degree Programme Degree programme in Environmental engineering	
Author Savolainen, Kaisa		Thesis Supervisor Kløve, B. prof.	
Title of Thesis Comprehensive restoration of a changed water system – case Jääliinoja water system			
Major Subject Water and Geoenvironmental engineering	Type of Thesis Master's Thesis	Submission Date December 2012	Number of Pages 136 p., 10 p., 4 app.
Abstract Human activities change the natural state of water systems. Different forms of land use change water systems' hydrology and cause loading of nutrients and suspended solids that change water quality. If a water system's natural state has changed it can be restored. Object of this thesis was to comprehensively cover the present state, loading and possibilities of restoration of Jääliinoja water system that is situated in the city of new Oulu. Jääliinoja water system consists of lake Jäälinjärvi and rivulet Jääliinoja and their catchments. Lake Jäälinjärvi is humic and shallow. Loose sediment, shallowness, large quantity of roach and algae <i>Gonyostomum semen</i> have made recreational use of lake Jäälinjärvi difficult. Blue-green algae also often occur in the lake in summer time. Rivulet Jääliinoja runs from Jäälinjärvi to rivulet Kalimenjoki and is about 10 km long. Rivulet Jääliinoja is also humic. Although the ecological state of Jääliinoja water system is good, possibilities for recreational use of the water system are considered poor. There are about 5,000 people living close to the water system. Forestry is the dominant form of land use in the catchments of lake Jäälinjärvi and rivulet Jääliinoja. Ditching of the forested areas has changed Jääliinoja water system's ecology. Ditching has increased occurrence of iron rich sediment in the water system as well. Rural waste waters and urban runoff have also caused changes to the natural state of the water system. In this thesis the nutrient load to Jääliinoja water system was estimated based on water quality analysis and loading coefficients for different non-point sources. Annual phosphorus load to lake Jäälinjärvi is approximately 200 kg and so is the phosphorus load to rivulet Jääliinoja. Annual nitrogen load to both the lake and the rivulet is 3,000-3,500 kg. Especially dissolved nutrients from human activities cause algae nuisance in lake Jäälinjärvi. The iron rich sediment also influences in the state and recreational use of Jääliinoja water system. Most likely there exists internal nutrient loading in lake Jäälinjärvi as well. Importance of local association based activity in the restoration process of Jääliinoja water system was also examined in this thesis. Resources of the Finnish public administration to take care of water restorations have decreased so local players need to take more responsibility in water restoration projects. Water protection association Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys ry has promoted the restoration efforts of Jääliinoja water system since spring 2011. The association has analysed water quality of the Jääliinoja water system and started restoring catchment of lake Jäälinjärvi with structures that control runoff and retain nutrients and suspended solids. By collaboration and open communication with experts and different interest groups it is made sure that water protection and restoration actions support each other and perceptions of the importance and objectives of restoration efforts between interest groups do not conflict. State of the Jääliinoja water system can be improved by minimising nutrient load into the water system and restoring lake Jäälinjärvi. Comprehensive restoration requires that action is taken in every part of the water system and that all relevant restoration possibilities are taken into consideration. The nutrient and suspended solids retaining structures built and planned to be built by Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys decrease by a rough estimation half of the suspended solids loading from the forested area of the catchment of lake Jäälinjärvi. Nutrient retaining structures can also be built at the catchment of rivulet Jääliinoja in order to decrease loading from the forested areas of the rivulet's catchment. Loading to lake Jäälinjärvi caused by rural waste waters can be removed by building a sewage network to the rural area. This would eliminate a quarter of the external phosphorus load to lake Jäälinjärvi and have a considerable effect on the amount of dissolved nutrients. Households situated in the catchment of rivulet Jääliinoja that are not connected to the sewage network should be connected to the sewage network too. External loading to the water system can also be decreased for example by minimizing lawn fertilisation near the water bodies. In order to decrease the nutrient load to the water system, treatment of urban runoff could be improved as well. Suitability of biomanipulation or a phosphorus binding chemical Phoslock for the restoration of lake Jäälinjärvi were studied in a mesocosm experiment performed at lake Jäälinjärvi in summer 2012. Apparently Phoslock did not work in lake Jäälinjärvi because of high iron and humic substances concentrations in the lake. Removal of plankti-benthivorous fish on the other hand can be recommended for the restoration of lake Jäälinjärvi. Treatment of the lake sediment with aluminium chloride and dredging may also be suitable methods for the restoration of lake Jäälinjärvi.			
Place of Storage University of Oulu, Science Library Tellus			
Additional Information			

Alkusanat

Tämä diplomityö on tehty Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry:n aloitteesta Oulussa huhti-joulukuussa 2012. Työn toteuttamisessa ovat auttaneet useat eri tahot. Suuri kiitos ennen kaikkea Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry:lle mielenkiintoisesta diplomityön aiheesta, työn rahoituksesta sekä monipuolisesta avusta työn toteutuksessa. Kiitos erityisesti Birger Ylisaukko-ojalle, joka toimi työn ohjaajana ja auttoi suuresti työn suunnittelussa sekä käytännön toteutuksessa, ja myös seurasi tiiviisti työn etenemistä. Kiitos myös Paavo Vehkomäelle, Kari Tirille ja Otto Moilaselle, jotka olivat mukana kesän 2012 allaskokeen näytteenotossa. Lisäksi kiitos kaikille Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen toimijoille, jotka ovat työssä muulla tapaa auttaneet.

Kiitän myös Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunnan jäseniä. Toimikunnan kokouksissa sain aina hyviä neuvoja diplomityön tekoon. Lisäksi toimikunnan kautta sain mahdollisuuden tutustua Suomen ympäristökeskuksen kuormitusarvioinnin työkaluihin ja Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus opasti Jäälinojan valuma-alueen vesienhoitorakenteiden alustavassa suunnittelussa. Suomen ympäristökeskuksen Oulun laboratoriolle kiitos mahdollisuudesta käyttää laboratorion mikroskopointivälineitä allaskokeen limalevänäytteiden tutkimisessa. Oulun yliopiston Vesi- ja ympäristötekniikan laboratoriota kiitän työtilasta sekä näytteenottovälineistä. Bjørn Kløvelle kiitos työn valvojana toimimisesta ja hyödyllisistä neuvoista työn sisällön ja menetelmien suhteen. Kiitos myös työtä osaltaan rahoittaneelle Maa- ja vesitekniikan tukiyhdistykselle.

Lisäksi lämmin kiitos tuesta ja kannustuksesta perheelleni, ystävilleni ja Pasille.

Oulussa 20.12.2012

Kaisa Savolainen

Sisällysluettelo

Tiivistelmä

Abstract

Alkusanat

1	Johdanto.....	9
2	Tutkimuksen teoreettinen tausta	11
2.1	Vesistökuormitus ja hajakuormituslähteet	11
2.1.1	Luonnonhuuhtouma ja laskeuma	11
2.1.2	Maatalous.....	12
2.1.3	Metsätalous	12
2.1.4	Turvetuotanto	13
2.1.5	Haja-asutuksen jätevedet	13
2.1.6	Hulevedet	13
2.1.7	Sisäinen kuormitus	14
2.2	Kuormituksen vaikutuksia vesistöissä.....	15
2.2.1	Rehevöityminen	15
2.2.2	Levähaitat.....	17
2.3	Vesistökuormituksen arviointi.....	18
2.3.1	Ainetaseet	18
2.3.2	Ominaiskuormitusluvut	18
2.3.3	Sisäisen kuormituksen arviointi	19
2.3.4	Ympäristöhallinnon kuormituksen arvioinnin työkalut - VEMALA ja VEPS.....	19
2.4	Vesistökuormituksen vähentämismenetelmiä	20
2.4.1	Maa- ja metsätalouden kuormituksen vähentämismenetelmiä	20
2.4.2	Haja-asutusalueiden jätevesikuormituksen vähentämismenetelmiä	25
2.4.3	Hulevesikuormituksen vähentämismenetelmiä	26
2.5	Järven kunnostusmenetelmiä	27
2.5.1	Ravintoketjukunnostus	28
2.5.2	Fosforin kemiallinen saostus	29

2.5.3	Ruoppaus	30
2.5.4	Vesikasvillisuuden poistaminen	31
2.5.5	Hapetus	32
2.5.6	Alusveden poistaminen	32
2.5.7	Vedenpinnan nosto.....	32
2.5.8	Lisäveden johtaminen	32
2.5.9	Järven tilapäinen kuivattaminen	33
2.5.10	Kipsaus ja savipeitto.....	33
2.5.11	Pohjasedimentin pöyhintä.....	34
2.5.12	Kalkitus	34
2.6	Allaskokeet järven kunnostusmenetelmien soveltuvuuden arvioinnissa	34
2.7	Vesistökunnostushankkeiden toteutus.....	36
2.7.1	Viranomaisten ja kansalaisten osallistuminen ja vastuunjako	37
2.7.2	Vuorovaikutus ja viestintä.....	38
2.7.3	Kustannukset ja kustannushyöty	39
2.7.4	Rahoitusmahdollisuudet	40
3	Tutkimuskohde.....	42
3.1	Jäälinojan vesistö	42
3.2	Jäälinojan vesistön tila, kuormitus ja käyttö	44
3.2.1	Jäälinjärven viranomaistarkkailu	44
3.2.2	Jäälinjärven ja Jäälinojan hajakuormitusselvitys 1992	45
3.2.3	Selvitys Jäälinjärven ja Jäälinojan virkistyskäytöstä 1999	46
3.2.4	Jäälinojan vesianalyysit Kalimenjoen perusselvityksen yhteydessä 2010.....	47
3.2.5	Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan vedenlaatuanalyysit 2011	47
3.2.6	Koekalastukset.....	48
3.2.7	Jäälinjärven kasviplankton- ja sedimenttitutkimus sekä Jäälinjärveen tulevan kiintoaineen tutkimus 2011	48
3.3	Jäälinojan vesistön kunnostukset ja kunnostussuunnitelmat	49
3.3.1	Jäälinjärven kunnostustoimet 1990-luvulla.....	49

3.3.2	Jäälinjärven hoitokalastus 2011 ja 2012	50
3.3.3	Saarisenojan kosteikkojen suunnitelma ja 2012 rakennetut kosteikot	51
3.4	Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys ry	53
4	Tutkimusmenetelmät	55
4.1	Jäälinojan vesistön kuormitusselvitys	55
4.1.1	Kuormituksen arviointi vedenlaatuanalyysien perusteella	55
4.1.2	Luonnonhuuhtouma ja laskeuma	57
4.1.3	Maatalouden kuormitus	58
4.1.4	Metsätalouden kuormitus	58
4.1.5	Haja-asutuksen jätevesikuormitus	59
4.1.6	Hulevesikuormitus	62
4.1.7	Jäälinjärven sisäisen kuormituksen arviointi	63
4.1.8	Jäälinjärven kuormitusarvioiden vertailu VEMALAn kuormitusarvioihin	65
4.2	Jäälinjärven allaskoe	65
5	Tutkimustulokset ja tulosten arviointi	68
5.1	Jäälinojan vesistön kuormitusselvitys	68
5.1.1	Kuormituksen arviointi vedenlaatuanalyysien perusteella	68
5.1.2	Luonnonhuuhtouma ja laskeuma	76
5.1.3	Maatalouden kuormitus	77
5.1.4	Metsätalouden kuormitus	77
5.1.5	Haja-asutuksen jätevesijärjestelmät ja jätevesikuormitus	78
5.1.6	Hulevesikuormitus	80
5.1.7	Jäälinjärven sisäinen kuormitus	82
5.1.8	Jäälinjärven kuormitusarvioiden vertailu VEMALAn kuormitusarvioihin	83
5.1.9	Yhteenveto kuormituksesta	84
5.1.10	Kuormitusselvityksen tulosten arviointi	87
5.2	Jäälinjärven allaskoe	90
6	Jäälinojan vesistön kokonaisvaltainen kunnostus	97
6.1	Yleissuunnitelma Jäälinojan vesistön kuormituksen pienentämiseksi	97

6.1.1	Kuormituksen vähentämistarve	97
6.1.2	Menetelmiä kuormituksen vähentämiseksi Jäälinojan vesistöalueella	99
6.2	Jäälinojan vesistön kunnostusmahdollisuudet.....	102
6.2.1	Jäälinjärven valuma-alueen vesienhoitorakenteet	102
6.2.2	Jäälinjärven kunnostusmahdollisuudet	106
6.2.3	Jäälinojan valuma-alueen vesienhoitorakenteet	113
6.3	Kunnostusten toteutus Jäälinojan vesistöalueella	115
6.3.1	Vastuunjako	115
6.3.2	Vuorovaikutus ja tiedotus	116
6.3.3	Rahoitus	117
7	Johtopäätökset ja suositukset	120
8	Yhteenveto.....	124
	LÄHDELUETTELO	126
	 Liite 1. Yleiskartta Saarisenojan kosteikkosuunnitelmasta	137
	Liite 2. Selvitys jätevesijärjestelmistä Jäälinjärven valuma-alueen viemäröimättömillä kiinteistöillä – Puhelinhaastattelun kysymykset.....	138
	Liite 3. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan vedenlaatu vuonna 2012	139
	Liite 4. Jäälinjärven allakokeen mittaus- ja analyysitulokset	141

1 Johdanto

Työssä tarkastellaan monipuolisesti pienehkön, luonnontilaltaan muuttuneen vesistön ominaisuuksia ja kunnostusmahdollisuuksia. Tarkasteltavana on valuma-alue, sen keskusjärvi sekä järvestä lähtevä laskuoja valuma-alueineen. Selvityskohteena on uuden Oulun alueella sijaitseva Jäälinojan vesistö, jonka muuttumiseen johtaneet seikat ja kuormitus työssä selvitetään. Työssä tarkastellaan mahdollisia toimenpiteitä kuormituksen ja vesistön virkistyskäyttöhaittojen vähentämiseksi. Myös Jäälinojan vesistöalueella aiemmin tehdyt selvitykset ja toimet huomioidaan. Vesistön kunnostusmahdollisuuksien tarkastelussa kiinnitetään teknisen toteutuksen lisäksi huomiota kunnostuksia toteuttaviin tahoihin, kunnostushankkeen vaatimaan yhteistyöhön ja kunnostusten rahoitusmahdollisuuksiin.

Jäälinojan vesistöön kuuluvat Jäälinjärvi, sen yläpuolinen valuma-alue sekä Jäälinjärven alapuolinen Jäälinoja valuma-alueineen. Jäälinjärvi on matala runsashumuksinen järvi, jonka ekologinen tila on hyvä. Jäälinjärvi on kuitenkin vedenlaatumuuttujien perusteella rehevä, ja järven virkistyskäyttöä vaikeuttavat löyhä pohjasedimentti, mataluus, suuret särkikalakannat sekä *Gonyostomum semen* -limalevä. Järvessä on useina kesinä myös sinileväsamentumaa. Jäälinjärven luonnollista tilaa ja virtaamia ovat muuttaneet järven valuma-alueella tehdyt laajat metsäojitukset sekä järvien laskemiset. Järven metsätalousvaltaiselta valuma-alueelta tulee erityisesti rautapitoista kiintoainekuormitusta. Myös asutuksen jätevedet kuormittavat Jäälinjärveä.

Jäälinoja on noin 10 kilometriä pitkä Jäälinjärvestä Kalimenjokeen laskeva oja, joka kulkee Jäälin taajaman, Välikylän ja Korvenkylän läpi. Jäälinojaa kuormittavat valuma-alueen metsätalousalueelta tulevat ravinteet ja kiintoaine sekä asutusalueiden hule- ja jätevedet. Ojan valuma-alueella on myös maataloutta.

Vesipuitedirektiivi ei edellytä Jäälinojan vesistön tilan parantamista. Direktiivin mukainen tila-arviointi perustuu ekosysteemin ominaisuuksiin ja toimintaan, eikä siinä oteta huomioon vesistön käyttöä ihmisen näkökulmasta. Jäälinjärven ja Jäälinojan välittömässä läheisyydessä asuu noin 5 000 asukasta. Vesistön virkistyskäyttömahdollisuudet ovat vesistön muuttumisen seurauksena alentuneet. Tämän työn tarkastelunäkökulma painottuu seikkoihin, joilla on merkitystä vesistön käytön kannalta.

Jäälinjärven tulo-ojien ja luusuan vedenlaadusta on havaintoaineistoa kesiltä 2011 ja 2012. Jäälinojan vedenlaadusta ojan ylä- ja alavirralla on havaintoaineistoa kesältä 2012. Havaintoaineiston perusteella työssä arvioidaan Jäälinjärven ja Jäälinojan kesäaikaista ravinne- ja kiintoainekuormitusta. Koko vesistöalueella eri kuormituslähteistä tulevaa kuormitusta arvioidaan

ominaiskuormituslukujen avulla. Jäälinjärven ravinnekuormitusta arvioidaan myös Suomen ympäristökeskuksen Vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosion (VEMALA) avulla.

Jäälinojan vesistöalueella toimii vuonna 2011 perustettu Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys ry, joka pyrkii edistämään vesien hoitoa koko Jäälinojan vesistöalueella. Vesienhoitoyhdistys vastaa Jäälinojan vesistön kunnostushankkeesta. Yhdistyksen tavoitteena on vesistön kokonaisvaltainen kunnostus, jossa toimenpiteiden kohteena on koko vesistö ja työvälineinä kaikki soveltuvat kunnostusmenetelmät. Yhdistyksen toiminnan lähtökohtana on EU:n vesipuitedirektiivin vaatimus valuma-alueelähtöisestä vesienhoidosta. Vesienhoitoyhdistys on tehnyt ja teettänyt selvityksiä Jäälinojan vesistön tilasta sekä suunnitelmia vesistön kunnostamistoimista. Syksyllä 2012 yhdistys rakensi vesienhoitorakenteita Jäälinjärven yläpuoliselle valuma-alueelle. Toiminnassaan vesienhoitoyhdistys tekee yhteistyötä vesistökunnostusten asiantuntijoiden ja alueen sidosryhmien kanssa.

Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys toteutti Suomen ympäristökeskuksen avustuksella Jäälinjärvellä kesällä 2012 allaskokeen, jonka näytteenotto ja tulosten kokoaminen tehtiin osana diplomityötä. Kokeen avulla pyrittiin testaamaan ravintoketjukunnostuksen ja fosforin kemiallisen sidonnan vaikutusta Jäälinjärven tilaan. Muiden järven kunnostusmenetelmien soveltuvuutta Jäälinjärvelle tarkastellaan kirjallisuustietojen perusteella.

2 Tutkimuksen teoreettinen tausta

2.1 Vesistökuormitus ja hajakuormituslähteet

Vesistökuormituksella tarkoitetaan vesistöihin tulevan veden sisältämiä haitta-aineita, joista merkittävimpiä ovat kiintoaine sekä fosfori ja typpi. Vesistöjä voivat kuormittaa myös muun muassa raskasmetallit sekä bakteerit. Valumavesien ohella ravinnekuormitusta tulee ilmalaskeumasta. Liiallinen kuormitus muuttaa vesistön ekosysteemiä, mistä seuraa haitallisiksi koettuja muutoksia, kuten vesikasvillisuuden sekä levien lisääntymistä.

Ulkoisista kuormituslähteistä tuleva vesistökuormitus jaetaan haja- ja pistekuormitukseen. Särkän (1996, 125) määritelmän mukaan pistekuormitus on lähtöisin tarkoin tunnetusta kohdasta ja sen määrä on arvioitavissa, kun taas hajakuormitus on alueellisesti ja määrältään vaikeammin määriteltävissä. Pistekuormitusta tulee esimerkiksi jätevedenpuhdistamoilta ja teollisuuslaitoksilta. Hajakuormituslähteitä ovat muun muassa maa- ja metsätalous ja haja-asutuksen jätevedet.

Pistekuormitusta on huomattavasti vähentänyt teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesien käsittelyn tehostuminen. Suurin osuus Suomen vesistökuormituksesta tulee hajakuormituslähteistä. Merkittävin osa koko Suomen hajakuormituksesta tulee maataloudesta. Erityisesti kuormitus kohdistuu alueille, joissa maatalouden osuus maankäytöstä on suuri, asutus tiheää ja muu taloudellinen toiminta laajaa (Rekolainen et al. 2006, 12). Paikallisesti kuormituksen suuruudessa ja jakautumisessa eri lähteisiin on kuitenkin merkittäviä eroja.

2.1.1 *Luonnonhuuhtouma ja laskeuma*

Luonnonhuuhtoumalla tarkoitetaan maa-alueilta vesistöön kulkeutuvia ainemääriä olotilassa, jossa ihmisen toiminta ei ole vaikuttanut huuhtouman määrään ja laatuun. Luonnontilaisilta alueilta huuhtoutuu vesistöihin humusta, fosforia, typpeä ja metalleja. (Heikkinen et al. 2011, Mattila 2005) Luonnonhuuhtouman suuruuteen vaikuttavat merkittävästi valuma-alueen kallioperä, maaperä ja hydrologia (Eloranta 2005). Suurin luonnonhuuhtouma aiheutuu kaltevilta valuma-alueilta, joiden maaperä on ravinteikasta.

Ilmasta vesistöihin tulee kuormitusta laskeumana. Toisin kuin luonnonhuuhtouma, laskeuma on pääasiassa ihmistoiminnan aiheuttamaa. Yleensä laskeuman arvo on siten keskimääräistä korkeampi suurten teollisuuslaitosten ja kaupunkien lähistöllä. Laskeuman osuus kokonaiskuormituksesta voi myös olla suuri järvillä, joiden pinta-ala on suuri suhteessa valuma-alueen pinta-alaan (Mattila 2005).

2.1.2 *Maatalous*

Maatalous on merkittävin hajakuormitusta aiheuttava tekijä Suomessa. Maatalouden aiheuttama kuormitus on 2000-luvulla ollut noin 65 % Suomen vesistöjen fosforikuormituksesta ja 50 % typpikuormituksesta (Mattila 2005, 48, Rekolainen et al. 2006, 11). Suurin osa peltoviljelyn aiheuttamasta ravinnekuormituksesta johtuu pelloilla käytettävistä lannoitteista (Mattila 2005).

Peltojen eroosio aiheuttaa vesistöihin kiintoainekuormitusta, jonka mukana muun muassa lannoitteista peräisin olevat ravinteet kulkeutuvat vesistöihin. Eroosion määrä vaihtelee riippuen esimerkiksi pellon maalajista ja kaltevuudesta sekä kasvipeitteestä. Voimakkainta eroosio on yleensä silttipitoisilla mailla. Runsas orgaanisen aineksen määrä maaperässä rajoittaa eroosiota. (Mattila 2005)

Peltoviljelyn lisäksi karjatalous aiheuttaa vesistökuormitusta. Pääosa karjatalouden kuormituksesta aiheutuu lannan levittämisestä pelloille. Ravinteita ja ulosteperäisiä bakteereita voi kulkeutua vesiin myös lantaloista ja jaloittelutarhoista. (Laine et al. 2009, 64)

2.1.3 *Metsätalous*

Metsätalouden toimenpiteet aiheuttavat vesistöihin typpi-, fosfori- ja kiintoainekuormitusta sekä raudan huuhtoutumista. Lisäksi metsätalouden toimenpiteet lisäävät valumavesien määrää. Hiltunen et al. (2011) mukaan metsätalouden aiheuttama vesistökuormituksen kasvu syntyy valumavesien määrässä ja ainepitoisuuksissa tapahtuneiden muutosten yhteisvaikutuksesta. Metsätalouden toimenpiteistä suurimmat vesistövaikutukset on arvioitu olevan kunnostusojituksella, lannoituksella ja maan muokkauksella. Myös hakkuut aiheuttavat haitallisia vesistövaikutuksia. Yksittäisen toimenpiteen aiheuttama kuormitusvaikutus voi kestää jopa 20 vuotta (Joensuu et al. 2006). Kuormitusvaikutukset ovat kuitenkin suurimmillaan ensimmäisinä toimenpiteiden jälkeisinä vuosina (Alatalo 2000, 48). Metsätalouden vesistökuormitus on maanlaajuisesti muutamia prosenteja koko Suomen vesistöjen ravinnekuormituksesta. Metsätalouden kuormitus kuitenkin yleensä lisää kaikkein puhtaimpien latvavesistöjen kuormitusta.

Metsätalouden toimenpiteistä lannoitus lisää ravinteiden huuhtoutumisriskiä, kunnostusojitus kiintoaineen huuhtoutumista. Metsätalouden lannoituksen aiheuttama ravinnekuormitus riippuu maalajista. Vuollekoski & Joensuun (2006) mukaan suometsien lannoitukset lisäävät fosforin, ja kivennäismaiden lannoitukset pääasiassa typen huuhtoutumisriskiä. Uudistushakkuut lisäävät sekä kiintoaine- että ravinnehuuhtoutumia. Erityisesti rehevien turvemaiden avohakkuut voivat aiheuttaa fosfori- ja typpikuormitusta. (Hiltunen et al. 2011)

2.1.4 Turvetuotanto

Turvetuotanto aiheuttaa vesistöihin kiintoaine-, humus- ja ravinnekuormitusta (Savolainen et al. 1996, 10, Mattila 2005). Lisäksi turvetuotanto nostaa joidenkin metallien, kuten alumiinin ja raudan pitoisuuksia vesistöissä. Kuormitus on suurimmillaan, kun suota valmistellaan tuotantokuntoon. Tuotannon ollessa käynnissä kuormitus riippuu muun muassa turpeen laadusta, valumavesien käsittelymenetelmästä ja sääoloista. (Mattila 2005)

2.1.5 Haja-asutuksen jätevedet

Viemäröinnin ulkopuolisen asutuksen jätevedet on maatalouden jälkeen Suomessa toiseksi suurin fosforikuormitusta aiheuttava tekijä. On arvioitu, että haja-asutusalueen asukkaan jätevesistä kulkeutuu vesistöihin noin kuusi kertaa enemmän fosforipäästöjä kuin taajama-asukkaan. Haja-asutuksen jätevesien fosfori on peräisin pääasiassa virtsasta ja ulosteista. Myös pyykinpesu- ja tiskiaineet vaikuttavat jätevesien fosforipitoisuuksiin. Fosforin lisäksi haja-asutuksen jätevesistä aiheutuu typpikuormitusta ja orgaanisen aineksen kulkeutumista vesistöihin. Jätevesien mukana vesistöihin kulkeutuu myös ulosteperäisiä bakteereita ja viruksia sekä lääkeainejäämiä ja hormoneja. (Hallanaro & Kujala-Räty 2011, 10)

Haja-asutuksen jätevesien aiheuttaman kuormituksen vähentämiseksi on annettu asetus (A 209/2011) talousjätevesien käsittelemisestä viemärilaitosten ulkopuolisilla alueilla. Asetuksen mukaan yhden asukkaan käsittelemättömien jätevesien fosforikuormitus on $2,2 \text{ g d}^{-1}$ ja typpikuormitus 14 g d^{-1} . Asetuksessa edellytetään, että laskennallisesta ominaiskuormituksesta poistetaan vähintään 80 % orgaanisesta aineesta, 70 % kokonaisfosforista ja 30 % kokonaistypestä. Asetuksen kuormitusarvot kuvaavat kiinteistöä, jolla on vesikäymälä (Hallanaro & Kujala-Räty 2011, 15). Jos kiinteistöllä ei ole vesikäymälää, jätevesien aiheuttama ravinnekuormitus on huomattavasti pienempi.

2.1.6 Hulevedet

Suomen ympäristökeskuksen määritelmän mukaan hulevesillä tarkoitetaan maan pinnalta, rakennuksen katolta tai muilta vastaavilta pinnoilta pois johdettavaa sade- ja sulamisvettä. Myös perustusten kuivatusvedet ovat hulevesiä. (Suomen ympäristökeskus 2012a) Kotola & Nurminen (2005) puolestaan toteavat, että nimitystä hulevesi käytetään yleensä rakennettujen alueiden pintavalunnasta.

Hulevesien vesistöjä kuormittavat aineet ovat peräisin muun muassa liikenteestä, teollisuudesta ja rakennuksista. Hulevedet aiheuttavat vesistöihin ravinne- ja kiintoainekuormitusta, ja hulevesissä

esiintyy usein myös bakteereja ja metalleja. Hulevesien määrä ja laatu vaihtelevat sadeoloista ja vuodenajasta riippuen. Talven aikana lumeen kerääntyneet kuormittavat aineet johtuvat vesistöihin sulamisvesien mukana. (Kotola & Nurminen 2005) Melasen (1982) raportoimassa 1970-luvun lopulla tehdyssä valtakunnallisessa hulevesitutkimuksessa keskusta-alueiden lumen sulamisvesien laatu todettiin huonommaksi kuin sulan kauden hulevesien laatu. Sulana kautena huleveden laatu on yleensä huonoimmillaan sadetapahtuman alussa, kun sadevesi huuhtoo läpäisemättömille pinnoille kertyneet haitta-aineet (Kotola & Nurminen 2005). Hulevesien laatu riippuu myös siitä, minkälaiselta alueelta vedet ovat peräisin. Esimerkiksi asuinalueilta tulevissa hulevesissä on Duncanin (1999, 65) mukaan enemmän fosforia ja bakteereja mutta toisaalta vähemmän metalleja ja orgaanista hiiltä kuin muiden rakennettujen alueiden hulevesissä.

2.1.7 Sisäinen kuormitus

Ulkoisista kuormituslähteistä tulevan kuormituksen lisäksi vesistöissä tapahtuu sisäistä kuormittumista, mikä aiheutuu pohjalietteeseen kertyneiden ravinteiden, erityisesti fosforin vapautumisesta takaisin veteen. Esimerkiksi särkikalat aiheuttavat sisäistä kuormitusta pöyhimällä vesistön pohjaa. Sisäistä kuormitusta aiheutuu myös diffuusion ja sekoitusvirtausten vaikutuksesta (Eloranta 2005).

Sisäiseen kuormituksen suuruuteen vaikuttavat muun muassa sedimentin ravinnepitoisuus, vesistön pohjadynamiikka, sedimentin fosforin jakautuminen eri fraktioihin, sedimentin fosforin pädätyskyky sekä hapenkulutus (Salonen et al. 1992, 47). Esimerkiksi anaerobisissa oloissa fosforia vapautuu pohjasedimentistä yleensä huomattavasti enemmän kuin aerobisissa oloissa (Frisk 1978, 14). Jenssenin et al. (1992) tutkimustulosten mukaan matalissa järvissä sedimentin fosforinpädätyskyky on aerobisissa oloissa hyvä, mikäli raudan ja fosforin suhde sedimentissä on suurempi kuin 15.

Erityisesti rehevissä ja matalissa järvissä sisäisen kuormituksen osuus järven kokonaiskuormituksesta on kesällä yleensä suuri (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005). Sisäisen kuormituksen yhtenä tunnusmerkkinä voidaan pitää sitä, että vaikka ulkoinen kuormitus on selkeästi pienentynyt, kasvukauden ravinnepitoisuudet ovat selvästi suurempia kuin valuma-alueelta tuleva kuormitus antaisi olettaa (Martinmäki et al. 2010, 25). Vaikka sedimentin fosforista vapautuisi sisäisenä kuormituksena vain pieni osa, on lisäys veden fosforipitoisuuteen merkittävä, sillä jo ohuehkossa sedimenttikerroksessa on yleensä kymmeniä kertoja enemmän fosforia kuin koko järven vedessä. (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005, Salonen et al. 1992, 47)

2.2 Kuormituksen vaikutuksia vesistöissä

Kuormituksen vaikutukset riippuvat vastaanottavan vesistön ominaisuuksista. Erityisesti veden viipymä vaikuttaa vesistön kuormitusherkkyyteen. Jos viipymä on pitkä, vesistö reagoi ulkopuolelta tulevaan kuormitukseen herkästi. (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 10) Siksi monissa joissa ei tapahdu haitallisia muutoksia, vaikka niihin kohdistuisi kuormitusmäärä, joka järvissä yleensä aiheuttaa haitallisia muutoksia (Hammer & MacKichan 1981, 403–404).

Yksittäisen järven fosforin kuormitussietoa voidaan arvioida hydraulisen pintakuormituksen perusteella Vollenweiderin 1970-luvulla esittämien mallien avulla. Vollenweiderin mallien mukaan järvelle on laskettavissa sallittava fosforikuorma (P_a) sekä vaarallinen fosforikuorma (P_d). Sallittava fosforikuorma on laskettavissa yhtälöllä 1 ja vaarallinen fosforikuorma yhtälöllä 2. (Granberg & Granberg 2006)

$$P_a = 0,055x^{0,635} \quad (1)$$

$$P_d = 0,174x^{0,46}, \quad (2)$$

missä x on hydraulinen pintakuormitus [m/a] = vuosivirtaama/järven pinta-ala.

Kuormituksen vaikutukset riippuvat myös ravinteiden esiintymismuodosta. Esimerkiksi kiintoaineeseen sitoutunut fosfori ei ole välittömästi perustuotannon käytettävissä. Liuenneet ravinteet, kuten nitraatti ja fosfaattifosfori puolestaan ovat eliöille helppokäyttöisessä muodossa. (Salonen et al. 1990, 14) Näiden liuenneiden ravinteiden osuus fosfori- ja typpikuormituksesta on suuri erityisesti jätevesistä ja lannoitteista peräisin olevassa kuormituksessa (Horne & Goldman 1994, 133, 158) Ravinteiden, erityisesti typen esiintymismuoto toisaalta vaihtelee vesistöissä fosforin ja typen kiertojen kautta.

2.2.1 Rehevöityminen

Tyypillinen ravinnekuormituksen seuraus vesistöissä on rehevöityminen, eli perustuotannon lisääntyminen. Vesistön rehevyytason määrittämiseksi on olemassa raja-arvoja fosfori- ja klorofylli-a-pitoisuuksille. Myös muiden vesistön ominaisuuksien ja ainepitoisuuksien perusteella voidaan arvioida rehevyyttä, mutta klorofylli-a- ja erityisesti fosforipitoisuus ovat yleisimmin käytettyjä rehevyyden indikaattoreita. Rehevyyttä osoittavien pitoisuuksien raja-arvot vaihtelevat hieman lähteestä riippuen. Esimerkiksi Oravainen (1999, 17) on esittänyt taulukon 1 mukaisen luokittelun järven rehevyytasolle kokonaisfosforipitoisuuden perusteella. Salonen et al. (1990, 14) huomauttavat, että ravinnekuormituksen rehevöittävä vaikutus riippuu paitsi ravinteiden määrästä myös niiden esiintymismuodosta ja kuormituksen jaksottumisesta.

Taulukko 1. Vesistöjen rehevyytason luokittelu kokonaisfosforin pitoisuuden perusteella (Oravainen 1999, 17).

Luokka	P _{tot} [µg/l]
Karu	<10
Lievästi rehevä	10–20
Rehevä	20–50
Erittäin rehevä	50–100
Ylirehevä	>100

Fosfori on yleensä Suomen sisävesissä niin kutsuttu minimiravinne, eli perustuotantoa säätelevä tekijä. Rannikolla minimiravinne voi olla myös typpi. Minimiravinnetta voidaan arvioida ravinnesuhteiden avulla. Esimerkiksi Forsberg et al. (1978) ovat esittäneet taulukon 2, jonka mukaan minimiravinnetta voidaan arvioida kokonaisravinne- ja mineraaliravinnesuhteiden avulla.

Taulukko 2. Minimiravinne ravinnesuhteiden perusteella (Forsberg et al. 1978).

N _{tot} : P _{tot}	(NH ₄ -N + NO ₃ -N) : PO ₄ -P	Minimiravinne
<10	<5	N
10–17	5–12	N ja/tai P
>17	>12	P

Rehevöityminen on ongelma erityisesti järvissä. Liiallinen ravinnepitoisuus aiheuttaa muutoksia järven ekosysteemiin. Perustuotannon kasvaessa kasviplanktonin määrä lisääntyy, minkä seurauksena järven näkösyvyys pienenee. Käytännössä rehevöityminen aiheuttaa muun muassa levä- ja hajuhaittoja, vesikasvillisuuden runsastumista ja lajiston muuttumista sekä kalaston muuttumista särkikalavaltaiseksi. (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005, Hammer & MacKichan 1981, 401, Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 11).

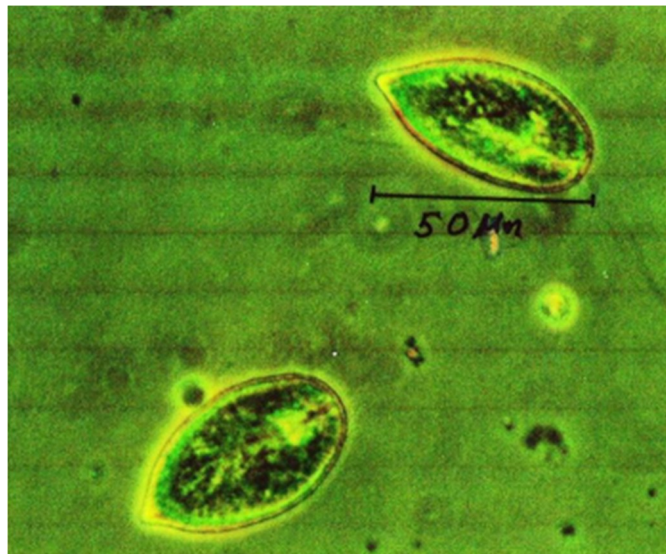
Huomioitavaa on, että jotkin vesistöt ovat luonnostaan reheviä. Lisäksi vallitsevan käsityksen mukaan järvien luonnollinen kehitys johtaa ajan myötä rehevöitymiseen. Tosin muun muassa Särkän (1996, 123) mukaan kehitys voi kulkea myös rehevyydestä karuun tilaan. Erotuksena luonnollisesta rehevyydestä ja rehevöitymisestä, ihmistoiminnan aiheuttamaan rehevöitymiseen viitataan toisinaan termillä kulttuurirehevöityminen (cultural eutrophication). (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 10, Salonen et al. 1992, 11, Hammer & MacKichan 1981)

2.2.2 Levähaitat

Useat levät runsastuvat vesistöissä, joiden ravinnepitoisuus on ulkoisen tai sisäisen kuormituksen vuoksi kasvanut. Erityisesti pii-, sini- ja viherlevät hyötyvät runsasravinteisuudesta (Ilmavirta et al. 1990). Levät voivat hankaloittaa tai estää vesissä uimista sekä kalastusta. Jotkin levät aiheuttavat veteen haju- ja makuhaittoja.

Hornen & Goldmanin (1994, 244) mukaan sinileväkukinta on järvissä yleensä ensimmäinen selkeä merkki kulttuurirehevoitymisestä. Suomessa sinilevä onkin useiden rehevien järvien ongelma. Osa sinilevistä on myrkyllisiä, joten sinileväesiintymä voi vaikuttaa merkittävästi vesistön käyttömahdollisuuksiin.

Yksi virkistyskäyttöhaittoja aiheuttava viherlevä on limaleväksikin kutsuttu *Gonyostomum semen* (kuva 1). Laji havaitaan tyypillisesti, kun uimareiden iho on uinnin jälkeen limainen. *Gonyostomum semen* -limalevää on tutkittu Suomessa ja Ruotsissa erityisesti 1980–1990-luvuilla sen yleistyttyä Ruotsissa 1960–1970-luvuilla ja Suomessa 1980-luvulla (Ilmavirta et al. 1990, Cronberg et al. 1988, Lepistö et al. 1994).



Kuva 1. *Gonyostomum semen* (Pöyry Finland Oy 2011).

Gonyostomum semenin runsastumisen syyt eivät ole täysin tiedossa. Lepistön et al. (1994) mukaan levää esiintyy erityisesti rehevissä järvissä, Elorannan & Räiken (1995) mukaan pienissä humusjärvissä. Lisäksi tutkimuksissa on osoitettu lajin hyötyvän korkeasta fosforipitoisuudesta (Lepistö et al. 1994, Findlay et al. 2005, Cronberg et al. 1988). Lepistö & Saura (1995 ja 1998) ovat tutkimuksessaan havainneet *Gonyostomum semenin* runsastuneen metsätalouden lannoitusten jälkeen. Tutkimuksissa on myös havaittu negatiivinen korrelaatio *G. semenin* ja *Daphnia*-suvun vesikirppujen määrän välillä (Findlay et al. 2005).

2.3 Vesistökuormituksen arviointi

Vesistön kuormitusta arvioidaan yleensä seurantahavaintojen ja matemaattisten mallien avulla. Mallista ja seurantahavainnoista riippuen voidaan arvioida joko vain kokonaiskuormitusta tai myös eri kuormituslähteiden merkitystä. Kuormitusarvioihin liittyy paljon epävarmuutta, mikä on tuloksia tulkittaessa otettava huomioon.

2.3.1 *Ainetaseet*

Tyypillinen menetelmä vesistön, esimerkiksi yksittäisen järven tai joen ravinnekuormituksen laskentaan on vedenlaatu- ja virtaamahavaintoihin perustuva laskenta. Laskentaa varten tarvitaan riittävästi vedenlaadun ja virtaaman seurantahavaintoja, mieluiten useamman vuoden ajalta ja eri vuodenaajoilta.

Kauppila & Koskiahho (2003) ovat vertailleet erilaisten matemaattisten mallien luotettavuutta Suomessa sijaitsevien jokien vuosittaisen fosfori-, typpi- ja kiintoainekuormituksen laskennassa. Kaikki vertailut mallit perustuvat ainevirtaamien laskentaan havaittujen pitoisuuksien ja virtaamien avulla. Kauppilan & Koskiahon tutkimuksen tulosten perusteella eri malleilla saatujen tulosten luotettavuus riippuu valuma-alueen ominaisuuksista. Lisäksi Kauppilan & Koskiahon tutkimuksen perusteella jotkin mallit soveltuivat paremmin typpikuormituksen laskentaan ja toiset mallit antoivat luotettavampia tuloksia fosfori- tai kiintoainekuormituksen laskennassa.

2.3.2 *Ominaiskuormitusluvut*

Hajakuormituksen arvioinnissa käytetään usein ominaiskuormituslukuja. Ne kuvaavat eri hajakuormituslähteistä pinta-alayksikköä, haja-astutusalueen asukasta tai tuotantoeläintä kohti aiheutuvaa ravinnekuormitusta. Ominaiskuormitusluvut ovat siten yksi keino arvioida eri kuormituslähteiden osuutta kokonaiskuormituksesta.

Ominaiskuormituslukujen käyttöön liittyy aina epävarmuutta, sillä luvut perustuvat eri tutkimusalueilla tehtyihin mittauksiin ja mallinnettuihin tuloksiin (Martinmäki et al. 2010). Ominaiskuormituslukujen avulla saadaan kuitenkin suuntaa antavia arvioita kuormituksesta, kun ominaiskuormituslukujen epävarmuus ja soveltuvuus tietyn tyyppisille valuma-alueille huomioidaan. Ominaiskuormitusluvut ovat käyttökelpoisia erityisesti, jos vedenlaadusta ei ole seurantatietoja. Ominaiskuormituslukuja käytettäessä on huomioitava muun muassa, että todellinen kuormitus vaihtelee vuosittain virtaamasta riippuen. Esimerkiksi Saarijärvi & Sammalkorpi (2005) kuitenkin toteavat, että yksittäisen kunnostettavan järven valuma-alueelta tuleva kuormitus voidaan hyvin laskea ominaiskuormituslukuja paikallisiin olosuhteisiin soveltaen.

2.3.3 Sisäisen kuormituksen arviointi

Sisäistä kuormitusta voidaan arvioida fosforitaseeseen perustuen yhtälön 3 avulla (Salonen et al. 1992, 48).

$$I_s = O + S_b + \frac{dm}{dt} - I, \quad (3)$$

missä I_s on sisäinen kuormitus
 O on luusuasta ja kalansaaliista ym. poistuva ainevirtaama
 S_b on fosforin bruttosedimentaatio
 $\frac{dm}{dt}$ on vesimassan fosforivaraston muutosnopeus
 I on ulkoinen fosforikuormitus

Sisäisen kuormituksen merkitystä on joissain tutkimuksissa arvioitu myös vertaamalla teoreettista fosforin pidättymiskerrointa ja havaintojen mukaista pidättymiskerrointa. Teoreettisten mallien avulla voidaan ratkaista myös järvestä lähtevän veden fosforipitoisuus, jota voidaan verrata havaintoarvoihin. Tämän tyyppinen sisäisen kuormituksen merkittävyyden tarkastelu on tehty ainakin Oulussa sijaitsevien Pyykösjärven ja Kuivasjärven kuormitusselvityksessä (Visuri et al. 2003).

2.3.4 Ympäristöhallinnon kuormituksen arvioinnin työkalut - VEMALA ja VEPS

Suomen ympäristökeskuksen vesistömallijärjestelmään on kehitetty vedenlaatuosio (VEMALA), jonka avulla voidaan helposti arvioida vesistöihin, esimerkiksi yksittäiseen järveen kohdistuvaa ravinne- ja kiintoainekuormitusta. Ensisijaisesti vesistömallijärjestelmä on kehitetty virtaama- ja vedenkorkeusennusteiden laadintaan. Virtaamalaskenta perustuu havaintoihin säästä ja hydrologisista muuttujista. (Suomen ympäristökeskus 2012b) Vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosion kuormituslaskenta perustuu hydrologisten havaintojen lisäksi peruskartan mukaiseen maankäyttöön. Mallin parametreja voidaan kalibroida mahdollisten seurantatietojen perusteella (Martinmäki 2008). Malli huomioi myös haja-asutuksen, pistekuormituksen ja laskeuman aiheuttaman kuormituksen lisäyksen (Huttunen et al.). Lisäksi malli huomioi myös sedimentaation kuormitusta pidättävän vaikutuksen. (Martinmäki 2008)

Suomen ympäristökeskuksessa on aiemmin kehitetty vesistökuormituksen arviointiin myös ominaiskuormituslukuihin ja maankäyttötietoihin perustuva VEPS-arviointijärjestelmä. Järjestelmällä on mahdollista arvioida 3. jakovaiheen vesistöalueiden ravinnekuormitusta. VEPS arvioi erikseen pistekuormituksen, maatalouden, metsätalouden, turvetuotannon, luonnonhuuhtouman, laskeuman, hulevesien sekä haja- ja loma-asutuksen aiheuttaman

kuormituksen. Maankäyttötietoina VEPS-järjestelmässä käytetään Maanmittauslaitoksen tuottaman SLICES-aineiston tietoja. Eri vesistöalueiden kuormituslaskennassa käytettävät ominaiskuormitusluvut määräytyvät VEPS-järjestelmässä muun muassa peltojen kasvilajitietojen, metsätilastojen ja maaperätietojen perusteella. (Tattari & Linjama 2004) VEPS arvioi kuormituksen määrän koko valuma-alueella, eikä huomioi kuormituksen pidättymistä.

2.4 Vesistökuormituksen vähentämismenetelmiä

Ulkoista vesistökuormitusta voidaan vähentää erilaisilla vesiensuojelutoimenpiteillä ja -rakenteilla, jotka perustuvat mekaanisiin, biologisiin ja kemiallisiin prosesseihin. Kuormitusta vähentämällä voidaan vaikuttaa moniin vesistöissä havaittaviin ongelmiin. Kuormituksen vähentäminen pienentää vesistön ravinnepitoisuutta ja siten muun muassa vähentää sisäistä kuormitusta sekä levähaittoja. Ulkoista kuormitusta vähentämällä voidaan myös estää hapettomuutta, parantaa kalaston koostumusta ja edistää luonnon monimuotoisuutta. (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 48)

Ulkoisen kuormituksen vähentämiseksi valuma-alueella olisi ensisijaisesti pyrittävä estämään kuormituksen syntyminen. Mikäli kuormituksen syntyä ei voida estää, olisi kuormitus pidätettävä mahdollisimman lähelle syntypaikkaa. Kuormituksen kulkeutuessa kauemmas syntypaikaltaan se laimenee yhä suurempaan vesimäärään, mistä sitä on vaikeampi poistaa. (Mattila 2005)

Kuormituksen vähentämismenetelmä valitaan aina tapauskohtaisesti. Valintaan vaikuttavat muun muassa vaadittu puhdistusteho, käsiteltävän veden laatu ja määrä, maaston topografia, vesienhoitorakenteen yläpuolisen valuma-alueen koko, maaperän eroosioherkkyys, alapuolisen vesistön tila ja käyttö sekä maanomistusolot (Savolainen et al. 1996, 19, Hiltunen et al. 2011, Juntunen et al. 2008). Myös rakentamis- ja käyttökustannukset sekä rakenteen toimintavarmuus ovat tärkeitä tekijöitä vesiensuojelumenetelmää valittaessa (Savolainen et al. 1996, 19). Usein hyvä puhdistustulos saavutetaan eri vesiensuojelumenetelmien yhdistämisellä.

2.4.1 Maa- ja metsätalouden kuormituksen vähentämismenetelmiä

Toimintatapojen kehittäminen kuormituksen vähentämiseksi

Mattilan (2005) mukaan maatalousvaltaisilla valuma-alueilla vesiensuojelun kannalta ratkaisevimmat toimet tehdään peltoviljelyn tuotantomenetelmiä kehittämällä. Peltojen eroosiota voidaan vähentää muun muassa ympärivuotisella kasvipeitteellä. Myös maanmuokkaustapoja kehittämällä on vähennetty eroosiota. (Korkman et al. 1993, 7, 9, Mattila 2005) Lisäksi lannoitteiden määrä ja levittämistavat optimoimalla voidaan merkittävästi vaikuttaa maatalouden ravinnekuormitukseen.

Metsätaloudessa kaivutöiden yhteydessä tapahtuvaa kiintoaineen huuhtoutumista voidaan vähentää töiden oikealla ajoituksella, kaivun jaksotuksella ja ojakohtaisilla selkeytysmenetelmillä (Hiltunen et al. 2011). Esimerkiksi kevättulvan ja roudan sulamisen aikana kaivutyöt aiheuttaisivat merkittävää kiintoainekuormitusta, joten kaivutyöt suositellaan tehtäväksi muun aikana. Ojakohtaisia selkeytysmenetelmiä käytetään pohjapatoja, kaivukatkoja ja lietekuoppia.

Suojavyöhykkeet

Suojavyöhykkeellä tarkoitetaan hakkuu- ja vesialueen väliin jätettävää kokonaan tai osin puustoista aluetta, lannoitettavan alueen ja vesialueen väliin jätettävää lannoittamatonta aluetta tai maataloudessa pellon ja vesistön väliin jätettävää viljelemätöntä aluetta. Metsätaloudessa suojavyöhykkeet ovat uudistushakkuiden tärkein vesiensuojelumenetelmä (Hiltunen et al. 2011).

Suojavyöhykkeet estävät liukoisten kasviravinteiden, liukoisen orgaanisen aineen sekä kiinteän eroosioaineksen kulkua vesistöön (Haapanen et al. 2006). Haapanen et al. (2006) tosin toteavat suojavyöhykkeiden tehon liukoisten ravinteiden kuormituksen vähentämisessä olevan kyseenalainen. Suojavyöhykkeen teho sekä liukoisten ravinteiden että kiintoaineen pidättäjänä riippuu olennaisesti veden viipymästä vyöhykkeellä sekä suodattavan pintakerroksen ominaisuuksista.

Suojavyöhykkeen leveys päätetään tapauskohtaisesti muun muassa vesistön tyyppi ja luonnontilaisuus sekä maanpinnan kaltevuus ja maalaji huomioiden. Hakkuualueille suojavyöhykkeiden ohjeellinen leveys on 10–30 metriä. Metsätalouden lannoitusalueilla suojavyöhykkeen leveydeksi on suositeltu vähintään 30–50 metriä. (Hiltunen et al. 2011)

Laskeutusaltaat

Joensuun et al. (2012, 9) määritelmän mukaan laskeutusallas on ojastokohtainen vesienhoitorakenne, jonka toiminta perustuu siihen, että veden mukana kulkeutuva kiintoaine laskeutuu altaan pohjalle painovoiman vaikutuksesta. Laskeutusaltaat soveltuvat maa- ja metsätalouden sekä turvetuotannon kiintoainekuormituksen vähentämiseen. Laskeutusaltailla hidastetaan veden virtausnopeutta, minkä seurauksena kiintoaine laskeutuu altaan pohjalle. Mitä pidempään vesi viipyy altaassa, sitä hienommat partikkelit ehtivät laskeutua. On esitetty, että hienon maa-aineksen laskeutumiseksi veden tulisi viipyä altaassa vähintään tunti. Tehokkaimmin laskeutusaltaat joka tapauksessa pidättävät karkeita maalajeja. (Hiltunen et al. 2011, Mattila 2005, Joensuu et al. 2012, 9) Joensuun et al. (2012, 74) mukaan laskeutusaltailla voidaan ojitusalueilla pidättää 30–50 % kiintoainekuormituksesta. Koska laskeutusaltaat pidättävät huonosti

hienojakoisia aineita, Hiltunen et al. (2011) ja Joensuu et al (2008) toteavat, että metsätalousalueilla vesi yleensä johdetaan laskeutusaltaista jatkokäsittelyyn pintavalutuskentille.

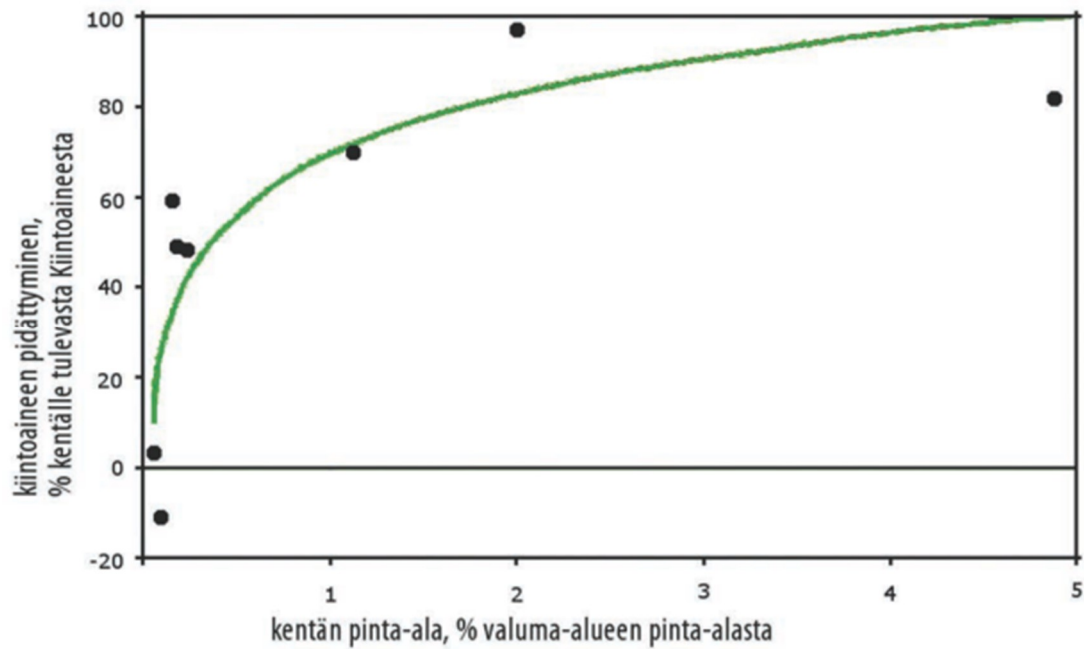
Maatalousalueilla laskeutusaltaan suositeltava vähimmäispinta-ala on 1 % valuma-alueen pinta-alasta (Mattila 2005). Metsätalouden laskeutusaltaat mitoitetaan ojitustyön yhteydessä tehtynä ojitusalueen koon mukaan (Juntunen et al. 2008). Hiltunen et al. mukaan metsätalousalueilla kunnostusojitusten yhteydessä tehtävien laskeutusaltaiden pinta-alan tulee olla 3–8 m² valuma-aluehehtaaria kohti.

Laskeutusaltaina voidaan käyttää ojien ja purojen notkelmia tai allas voidaan tehdä kaivamalla. Laskeutusaltaan kaivaminen aiheuttaa kuormitusta vesistöön, joten luonnollisten allaspaikkojen käyttäminen on suositeltavampaa. (Mattila 2005) Laskeutusaltaisiin kertynyt liete on ajoittain poistettava, Mattilan (2005) mukaan mielellään kerran vuodessa ja aina altaiden yläpuolisella valuma-alueella tehdyn ojituksen jälkeen. Hoidon kannalta useat pienet laskeutusaltaat valuma-alueen yläosassa ovat Mattilan (2005) mukaan parempi ratkaisu kuin yksi suuri allas valuma-alueen alaosassa.

Pintavalutuskentät

Pintavalutuskenttiä käytetään lähinnä turvetuotannon ja metsätalouden vesiensuojelussa. Pintavalutuksessa vesi johdetaan koskemattoman pintaturvekerroksen kautta vastaanottavaan vesistöön. Yleensä pintavalutuskenttä on ojittamaton suoalue. Ravinteita sitoutuu pintavalutuskentän turpeeseen ja kasvillisuuteen fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten prosessien seurauksena. Pintavalutuskenttä toimii erityisesti kiintoaineen pidättäjänä. Parhaimmillaan pintavalutuskentät pidättävät 70–100 % kiintoaineesta ja 20–30 % ravinteista. (Joensuu et al. 2008, 5, Mattila 2005, Hiltunen et al. 2011) Harjulan & Sarvilinnan (2003) mukaan pintavalutus on ainoa tehokas menetelmä hienojakoisen mineraalimaa-aineksen pysäyttämiseksi ojituksissa.

Metsätalousalueilla pintavalutuskentän suositeltava koko on vähinään 1 % valuma-alueen pinta-alasta (Joensuu et al. 2012, 65). Kentän koon kasvattaminen yleensä parantaa puhdistustulosta. (Joensuu et al. 2008, Mattila 2005, Hiltunen et al. 2011) Pintavalutuskentän pinta-alan ja kiintoaineen pidättymisen suhdetta on havainnollistettu kuvassa 2. Pintavalutuskentän koon lisäksi Joensuu et al. (2008) ovat luetelleet metsätalousalueilla veden puhdistumiseen vaikuttaviksi tekijöiksi kentälle tulevan veden määrän, oikovirtaukset, kentän kaltevuuden, kasvillisuuden ja turvekerroksen paksuuden.



Kuva 2. Pintavalutuskentän koon suhde kiintoaineen pidätystehokkuuteen (Joensuu et al. 2012, 65, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion ja Metsäntutkimuslaitoksen mukaan).

Heikkinen et al. (1994) ovat selvittäneet ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymistä turvetuotantoalueiden pintavalutuskentillä. Vaikka tutkimuskohteena olivat turvetuotantoalueen pintavalutuskentät, pätevät tulokset monelta osin myös metsätalouden pintavalutuskentille. Heikkisen et al. mukaan pintavalutuskentän turvekerroksen paksuuden täytyy olla sellainen, että kentällä virtaava vesi ei joudu kosketuksiin turvekerroksen alapuolisen mineraalimaan kanssa, jotteivät mineraalimaan pidätyneet aineet pääse huuhtoutumaan pintavalutuskentältä. Harjula & Sarvilinna (2003) esittävät, että turvekerroksen paksuuden olisi oltava vähintään metri. Lisäksi pintavalutuskentän toimivuuden vuoksi on huolehdittava siitä, että puhdistettava vesi levittäytyy kentällä mahdollisimman laajalle alueelle. (Heikkinen et al. 1994, 65, Hiltunen et al. 2011) Heikkinen et al. (1994, 52) toteavat, että pintavalutuskentän kasvillisuudella on vähäinen merkitys ravinteiden pidättymisessä vuositasona. Kasvillisuus sitoo ravinteita vain kasvukauden aikana ja ravinteita vapautuu kasvillisuudesta uudelleen kasvukauden päättyessä. Tärkeää on kuitenkin, ettei kentän alkuperäistä ja käytön aikana kasvavaa uutta kasvillisuutta vahingoiteta (Heikkinen et al, 1994, 12, 66)

Kosteikot

Kosteikolla tarkoitetaan yleensä aluetta, joka on ainakin runsaan virtaaman aikana veden peitossa ja pysyy kuivanakin aikana märkänä tai kosteana. Joensuun et al. (2012, 9) mukaan metsätalouden vesiensuojelussa kosteikolla tarkoitetaan kaivamalla tai patoamalla tehtyä osittain avovesipintaista syvän ja matalan veden alueita käsittävää vesienhoitorakennetta. Keinotekoisia kosteikkoja on

käytetty lähinnä maatalouden vesistökuormituksen vähentämisessä. Metsätalouden kuormituksen vähentämisessä kosteikoista on toistaiseksi melko vähän kokemusta (Hiltunen et al. 2011).

Kiintoaine laskeutuu kosteikon pohjalle ja ravinteita pidättyy kosteikon biomassaan. Suotuisissa olosuhteissa kosteikolla tapahtuu myös denitrifikaatiota, minkä seurauksena typpeä poistuu kaasuna. Kosteikossa tapahtuvan ravinteiden pidättymisen kannalta kosteikkokasvillisuutta on tärkeä aika ajoin niittää. Lisäksi fosforin ja typen poisto kosteikolla edellyttävät erilaisia olosuhteita, minkä vuoksi kosteikolla olisi oltava toiminnoiltaan erilaisia osia. (Puustinen et al. 2001, 7, 10, 49)

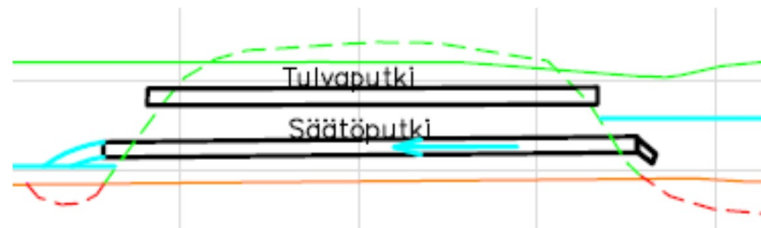
Kosteikon puhdistustehoon vaikuttaa olennaisesti veden viipymä kosteikolla. Joensuun et al. (2012, 70) mukaan vähimmäistilavuutena kosteikoilla pidetään sitä tilavuutta, jonka avulla kosteikkoon tulevalle vedelle saavutetaan 1–2 vuorokauden viipymä myös keskiylivirtaaman aikana keväällä. Myös alueen maaperä, kosteikolle tulevan veden laatu sekä kosteikon kasvillisuus vaikuttavat puhdistustehoon (Mattila 2005). Pienet partikkelikoot laskeutuvat heikosti, vaikka viipymä olisi pitkä. Typen ja fosforin pidättyminen kosteikolla on sitä tehokkaampaa, mitä korkeampia aineiden pitoisuudet ovat kosteikkoon tulevassa vedessä (Puustinen et al. 2001, 7-9, 13).

Kosteikkojen pinta-alan olisi mielellään oltava vähintään 1–2 % valuma-alueen pinta-alasta, mutta pienemmilläkin kosteikoilla voidaan vähentää kuormitusta (Kirkkala & Ventelä 2002). Mattilan (2005) mukaan kosteikko poistaa vedestä liuenneita ravinteita, kun sen pinta-ala on yli 2 % valuma-alueen pinta-alasta. Ruokolahdella metsätalousvaltaisella valuma-alueella sijaitseva, valuma-alueeseen nähden pieni kosteikko on pidättänyt runsaat 75 % kiintoainesta, mutta ei juuri lainkaan ravinteita (Heikkinen et al. 2012). Puustisen et al. (2001) tutkimuksessa maatalousvaltaisella valuma-alueella sijaitseva kosteikko, jonka pinta-ala oli 5 % valuma-alueesta, pidatti noin 70 % vuosittaisesta kiintoaine- ja fosforikuormituksesta ja 50 % typpikuormituksesta.

Virtaamansäätöpadot

Virtaamansäätöpadodoilla voidaan metsätalousalueilla lisätä kiintoaineksen, ja siihen sitoutuneiden ravinteiden pidättymistä ojiin sekä pidentää tulvahuippujen aikaista viipymää ojastossa, mikä vähentää ojaston eroosiota ja tasaa tulva- ja ravinnekuormitushuippuja. Virtaamansäätöpadodoilla voidaan myös parantaa laskeutusaltaiden tehokkuutta tulva-aikoina. (Hiltunen et al. 2011, Marttila et al. 2010) Hiltusen et al. mukaan virtaamansäätöpadot ovat erityisen hyödyllisiä ojastoissa, joista irtoava kiintoaine on niin hienojakoista, etteivät lietekuopat ja laskeutusaltaat pidätä sitä.

Virtaamansäätöpadot ovat yleisimmin kuvan 3 mukaisia putkipatoja. Putket mitoitetaan valuma-alueen mukaan siten, että kevään tulvavedet ja kesän rankkasateet pidättyvät hetkeksi ojitusalueen ojiin (Juntunen et al. 2008).



Kuva 3. Putkipadon periaatekuva (Maveplan 2012).

Hiltusen et al. (2011) mukaan putkipatojen avulla on pystytty metsätalousalueilla pidättämään jopa yli 50 % kiintoaineksesta, fosforista ja typestä. Marttilan & Kløven tutkimuksessa (2010) yksittäisellä metsätalousojitetulla turvesuolla putkipato pidatti 86 % kiintoaineesta, 67 % kokonaisfosforikuormituksesta sekä 65 % kokonaistypikuormituksesta. Marttilan et al. (2010) mukaan putkipadon tehokkuus kuormituksen ja tulvahuippujen vähentämisessä riippuu valuma-alueen topografiasta, padon mitoituksesta ja sijoituksesta sekä virtaamista.

Vanhojen uoman osien palauttaminen ja uomien ennallistaminen

Metsätalousalueelta tulevan veden viipymää ojastossa ja vedenlaatua voidaan parantaa johtamalla vesiä kaivetuista ojista alkuperäiseen uomaan tai ennallistamalla kaivettuja oja. Vesi saadaan johdettua alkuperäiseen uomaan esimerkiksi patoamalla vanha uoma ja johtamalla vedet alkuperäiseen uomaan virranohjaimien avulla. Alkuperäinen uoma on yleensä mutkitteleva, mikä hidastaa veden virtausta, ja sen seurauksena vedenlaatu paranee. Myös vanhan uoman kasvillisuus parantaa vedenlaatua, sillä kasvillisuuteen pidättyy ravinteita. Puisilla virranohjaimilla sekä kivillä voidaan muuttaa kaivetun ojan rakennetta vastaamaan enemmän luonnontilaista. Virtaus saadaan mutkittelemaan asettamalla virranohjaimia molemmin puolin ojaa. (Harjula & Sarvilinna 2003)

2.4.2 Haja-asutusalueiden jätevesikuormituksen vähentämismenetelmiä

Haja-asutusalueiden jätevesikuormitusta voidaan vähentää joko kiinteistökohtaisilla puhdistusmenetelmillä tai johtamalla jätevedet umpisäiliöön tai viemäriin. Myös kuivakäymälät vähentävät jätevesikuormitusta merkittävästi verrattuna vesikäymälöihin. Viemäriin tai umpisäiliöön johdetut jätevedet eivät kuormita lähivesistöä lainkaan. Rontu & Santala (1995) toteavatkin, että viemäriverkoston rakentaminen on yleensä vesiensuojellisesti edullisin ratkaisu haja-asutuksen jätevesien käsittelyyn. Viemäriä pitkin jätevedet johdetaan vesihuoltolaitoksen jätevedenpuhdistamolle ja umpisäiliöstäkin jätevedet kuljetetaan yleensä lähimmälle jätevedenpuhdistamolle.

Kiinteistökohtaisen jätevesienkäsittelyjärjestelmien vaihtoehtoja ovat maahanimeytys, maasuodatus ja pienpuhdistamot. Maahanimeytyksessä jätevesi johdetaan maahan, missä se painuu kohti pohjavettä ja puhdistuu kulkiessaan maakerrosten läpi. Ennen maahanimeytystä jätevedet on esiselkeytettävä saostussäiliössä. Maahanimeytys poistaa jätevedestä orgaanista ainetta ja fosforia sekä jonkin verran typpeä ja myös suurimman osan bakteereista. Maahanimeytys sopii hyvin harmaiden jätevesien käsittelymenetelmäksi. Alueilla, joilla pohjaveden kulkeutuvat jätevedet aiheuttavat pohjaveden pilaantumisvaaran, maahanimeytystä ei voida käyttää. Lisäksi kovin tiivis tai karkea maaperä voi huonontaa maahanimeytyksen puhdistustulosta. (Hallanaro & Kujala-Räty 2011, 56) Johdettaessa jätevesiä maaperään on huolehdittava myös riittävästä etäisyydestä pintaveteen, jotta jätevesi ehtii puhdistua ennen purkuvesistöä.

Kiinteistöillä, joille maahanimeytys ei maaperän tai pohjavesiolojen vuoksi sovellu, voi vaihtoehto puhdistusmenetelmäksi olla maasuodatus. Myös ennen maasuodatusta jätevedet on esiselkeytettävä saostussäiliössä. Maasuodatuksessa jätevesi johdetaan maahanimeytyksen tavoin maaperään. Maasuodatuksessa maahan tehdään suodatinkerros suodatinhiekasta tai muusta suodattavasta materiaalista. Menetelmä hajottaa jäteveden orgaanista ainetta ja poistaa fosforia sekä vähentää jäteveden bakteerien määrää. (Hallanaro & Kujala-Räty 2011, 57) Suodatinhiekkakerroksen fosforinpoistokyky on kuitenkin rajallinen, joten fosforinpoistoa joudutaan joissain tapauksissa tehostamaan esimerkiksi erillisellä fosforisuodattimella (Hallanaro & Kujala-Räty 2011, 58, Mattila 2005).

Pienpuhdistamojen toiminta perustuu yleensä biologisten ja kemiallisten prosessien yhdistelmään. Biologis-kemialliset puhdistamot soveltuvat parhaiten vakituisesti asutuille kiinteistöille, joilla jätevesien käsittelyjärjestelmään johdetaan kaikki kiinteistön jätevedet. Hallanaron & Kujala-Rädyn (2011, 58) mukaan biologiset pienpuhdistamot ovat tyypiltään usein aktiiviliete- puhdistamoja, biosuotimia tai bioroottoreita. Tyypillisesti biologista käsittelyä seuraa fosforin poistoa tehostava kemiallinen osa, kuten fosforin kemiallinen saostus tai fosforisuodatin. (Hallanaro & Kujala-Räty 2011, 58)

2.4.3 Hulevesikuormituksen vähentämismenetelmiä

Huleveden käsittelymenetelmät jaotellaan johtamis-, imeyttämisen-, viivyttämismenetelmiin (Ahponen 2005). Imeyttämismenetelmät muun muassa pidättävät hulevesistä kiintoainetta. Viivytyksmenetelmät kasvattavat huleveden viipymää ja tasaavat virtaamahuippuja.

Esimerkki hulevesien johtamis- ja imeytysmenetelmistä ovat kasvillisuuspainanteet. Painanteita pitkin hulevedet voidaan johtaa jatkokäsittelyyn tai vastaanottavaan vesistöön. Niitä voidaan

käyttää esimerkiksi teiden varsilla putkiojien sijaan. Mikäli maastossa on luonnollisia painanteita, niitä voidaan hyödyntää. Kasvillisuuspainanteita suositellaan erityisesti esikäsittelymenetelmäksi ennen muita hulevedenkäsittelymenetelmiä. Riittävän pienellä virtausnopeudella kasvillisuuspainanteet voivat sitoa hulevedestä kiintoainetta ja osa hulevedestä imeytyy maaperään. (Ahponen 2005, Jormola & Kotola 2003)

Hulevesien imeyttäminen voidaan toteuttaa myös johtamalla hulevedet esimerkiksi nurmikon peittämälle pinnalle tai imeytysaltaaseen. Hulevedestä imeytyy kiintoainetta imeytyspinnan kasvillisuuteen ja myös maaperän mikrobitoiminta puhdistaa hulevettä. Jos maan pinnalla ei ole tilaa, imeytysallas voidaan sijoittaa myös maan alle. Eräänlainen imeytysmenetelmä on myös läpäisevät päällystemateriaalit. Vesi suodattuu päällysteen läpi sen alla olevaan sorakerrokseen, joka pidättää kiintoainetta. Imeytyksellä voidaan pidättää erityisesti hulevesien kiintoainetta ja vähentää suoraan vesistöihin johtuvan huleveden määrää. Suomen olosuhteissa jäätyminen ja routa voivat vaikuttaa hulevesien käsittelymenetelmien toimivuuteen. (Ahponen 2005, Jormola & Kotola 2003)

Hulevesien virtaamahuippujen tasaamisessa voidaan käyttää viivytyksaltaita. Viivytyksaltaissa on vettä joko ajoittain sateen aikana tai pysyvästi. Hulevesiä voidaan puhdistaa myös luonnontilaisilla tai keinotekoisilla kosteikoilla. (Ahponen 2005, Jormola & Kotola 2003)

2.5 Järven kunnostusmenetelmiä

Järven kunnostusmenetelmä valitaan aina tapauskohtaisesti. Sarvilinna & Sammalkorpi (2010, 48) ovat esittäneet taulukon 3 mukaisen yhteenvedon kunnostusmenetelmien soveltuvuudesta rehevöityneelle järvelle sen perusteella, mikä kunnostuksen tavoite on.

Taulukossa 3 on esitetty yleisimpien kunnostusmenetelmien soveltuvuus erilaisten tavoitteiden saavuttamiseen. Taulukossa on järvellä tehtävien toimenpiteiden lisäksi kunnostusvaihtoehtona ulkoisen kuormituksen vähentäminen. On huomattavissa, että ulkoisen kuormituksen vähentäminen auttaa monien kunnostustavoitteiden saavuttamisessa. Ulkoisen kuormituksen vähentämisen tulisi olla ensisijainen toimenpide järven kunnostamiseksi. Jos järvellä tehdään kunnostustoimia, mutta järveen kohdistuu merkittävää ulkoista kuormitusta, kunnostuksen vaikutus jää lyhytaikaiseksi.

Taulukko 3. Kunnostusmenetelmien soveltuvuus järven kunnostukselle asetettujen tavoitteiden mukaan. (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 48 mukaan)

Tavoite	Kunnostusmenetelmät							
	Ulkoisen kuormituksen vähentäminen	Hoitokalastus	Petokalakantojen hoito	Hapetus	Vesikasvien niitto	Ruoppaus	Fosforin kemiallinen saostus	Vedenpinnan nosto
Levähaittojen vähentäminen	x	x	x				x	
Kalaston koostumuksen ja laadun parantaminen	x	x	x	x				
Ravinnepitoisuuden pienentäminen	x	x					x	
Hapettomuuden estäminen	x			x				
Sisäisen kuormituksen vähentäminen	x	x		x				
Veden vaihtuvuuden edistäminen					x	x		
Veneille pääsyn ja rantautumisen helpottaminen					x	x		
Lintujen pesimisen helpottaminen	x				x			x
Riistalintujen elinolojen parantaminen	x	x			x	x		x
Luonnon monimuotoisuuden edistäminen	x	x			x	x		

2.5.1 Ravintoketjukunnostus

Ravintoketjukunnostus tarkoittaa menetelmiä, joilla rehevöityneen järven kasvanutta särkikalakantaa pyritään vähentämään ja petokalakantaa voimistamaan. Runsas särkikalakanta ylläpitää järven sisäistä kuormitusta ja rehevöitymiskehitystä, joten särkikalakannan vähentäminen voi parantaa järven tilaa. Särkikalakannan vähentämiseksi järvellä voidaan tehdä tehokalastusta, jolla tavoitellaan selvää muutosta kalakantoihin, tai hoitokalastusta, minkä avulla pyritään pitämään yllä hyvää tilannetta esimerkiksi kunnostuksen jälkeen. Petokalakannat usein voimistuvat särkikalakannan vähennyttyä, mutta petokaloja voidaan myös istuttaa järveen. (Sammalkorpi & Horppila 2005)

Hoitokalastuksen tarpeen määrittämiseksi on tehtävä koekalastus (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 52). Erityisesti, jos koekalastuksen yksikkösaalis on suuri, hoitokalastuksesta voi olla

hyötyä. Koekalastuksella voidaan myös teho- tai hoitokalastuksen jälkeen arvioida toimenpiteen vaikutuksia. Toisaalta toimenpiteiden vaikutusten pitäisi näkyä myös ravinne- ja levämäärien sekä klorofyllin ja fosforin suhteen laskuna ja näkösyvyyden kasvuna. (Sammalkorpi & Horppila, 2005)

Ravintoketjukurkennostus soveltuu parhaiten järville, joihin ei kohdistu voimakasta ulkoista kuormitusta tai ulkoista kuormitusta on vähennetty, mutta veden tila ei ole parantunut (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010, 51–52, Ruuhijärvi & Olin 2002). Tiheä särkikalakanta ja ravinnepitoisuuksien nousu kesäaikana viittaavat yleensä kalojen vaikuttavan järven sisäiseen kuormitukseen, missä tilanteessa ravintoketjukurkennostuksesta voi olla hyötyä (Ruuhijärvi & Olin 2002). Sammalkorven & Horppilan (2005) mukaan sisäistä fosforikuormitusta voidaan vähentää tehokalastuksella erityisesti matalissa, rehevissä ja särkikalavaltaisissa järvissä.

Ruuhijärven & Olinin (2002) raporttoiman kymmenellä järvellä tehdyn tutkimuksen perusteella hoitokalastuksen ei ole voitu osoittaa pienentäneen järvien fosforipitoisuuksia. Lisäksi tutkimuksen perusteella kalakannat uusiutuvat nopeasti hoitokalastuksen jälkeen. Hoitokalastuksella on kuitenkin onnistuttu vähentämään sinilevien biomassaa sitä enemmän, mitä suurempi hoitokalastussaalista on ollut. Tutkimuksessa oli mukana myös limalevävaltaisia järviä. Tulosten perusteella hoitokalastus ei ainakaan lyhyellä aikavälillä vaikuttanut järvien limaleväväymäärään (Olin & Ruuhijärvi 2002).

Hoitokalastusta tehdään yleensä kahtena tai kolmena vuonna. Pyyntimenetelmänä voidaan käyttää esimerkiksi nuottausta, rysiä tai verkkoja. Sammalkorven & Horppilan (2005) mukaan kalakilosta saatu kunnostushyöty on suurin, kun saalis painottuu nuoriin kaloihin. Toisaalta Sarvilinna & Sammalkorpi (2010, 52) toteavat hoitokalastuksen olevan tehokkainta kun se kohdistuu sekä nuoriin että vanhoihin kaloihin.

2.5.2 Fosforin kemiallinen saostus

Fosforia saostavien kemikaalien avulla sidotaan järven vesimassassa olevaa liukoista fosforia pohjasedimenttiin ja parannetaan sedimentin fosforin sitomiskykyä. Kemikaalikäsittelyn seurauksena vesifaasin fosforipitoisuus alenee ja fosforin kierto sedimentin ja vesifaasin välillä vähenee. Saostuskemikaaleina käytetään yleensä rauta- ja alumiiniyhdisteitä. Kun järven fosforipitoisuus kemikaalikäsittelyn myötä alenee, vähenevät rehevöitymishaitat, kuten leväkukinnot. Suuret kemikaaliannostukset voivat aiheuttaa kalakuolemia. Yleensä kalakuolemia pyritään välttämään, mutta joissain tapauksissa rehevöitymistä edistävän kalakannan poistaminen kemikaalikäsittelyn yhteydessä voi olla jopa toivottavaa. (Oravainen 2005)

Saostus ei yksittäisenä toimenpiteenä yleensä paranna järven tilaa pysyvästi. Vaikutusten pysyvyys riippuu järven ominaisuuksista, muun muassa veden viipymästä, sekä käytetystä kemikaalista ja sen annostuksesta. Usein kemikaalikäsittely on tarpeen toistaa muutaman vuoden kuluttua. (Oravainen 2005)

Oravaisen (2005) mukaan tutkimukset ovat osoittaneet fosforin kemiallisen saostuksen sopivan parhaiten pienehköjen voimakkaasti rehevöityneiden ja sisäkuormitteisten järvien kunnostukseen. Oravainen (2005) myös mainitsee fosforin kemiallisen saostuksen soveltuvan rehevyyttä estävänä kunnostusmenetelmänä lähinnä melko kirkkaisiin järviin. Sarvilinnan & Sammalkorven (2011, 58) saostus on järvelle soveltuva menetelmä, jos sedimenttianalyysi osoittaa fosforin vapautuvan herkästi sedimentistä. Lisäksi muun muassa Oravainen (2005) painottaa, että ulkoisen kuormituksen on oltava riittävän alhaisella tasolla ennen saostusta.

Oravainen (2005) suosittelee saostuskemikaaliksi ensisijaisesti alumiinikloridia. Saostukseen on käytetty myös alumiini- ja ferrisulfaatteja, mutta rikkiyhdisteet voivat erityisesti hapettomissa oloissa aiheuttaa muun muassa rikkivedyn vapautumista. Rautayhdisteiden käyttöä rajoittaa yleensä niiden huono toimivuus hapettomissa oloissa.

Egemose et al. (2010) ovat selvittäneet laboratoriokokein kolmen eri saostuskemikaalin toimivuutta kolmen Tanskassa sijaitsevan matalan järven kunnostuksessa. Egemosen et al. tutkimuksessa käytettiin alumiinikemikaalia, bentoniitillä päällystettyä alumiinia sekä Phoslockia, joka on bentoniitin ja lantaanin yhdiste. Tehdyissä saostuskokeissa havaittiin veden fosforipitoisuuden vähenemisen tapahtuvan hitaammin Phoslockin kuin kahden testatun alumiinikemikaalin avulla. Toisaalta kokeissa havaittiin, että Phoslock tiivisti sedimenttiä enemmän kuin alumiinikemikaalit. Lisäksi Phoslockilla käsitelty sedimentti ei ollut yhtä herkkä resuspensiolle kuin alumiinikemikaaleilla käsitellyt sedimentit. (Egemose et al. 2010)

2.5.3 Ruoppaus

Ruoppauksella poistetaan vesistön pohjalle kertynyttä sedimenttiä tai muuta maa-ainesta. Ruoppaamalla voidaan lisätä järven vesisyvyyyttä ja -tilavuutta sekä vähentää kasvillisuutta ja sisäistä kuormitusta. Useimmiten ruoppaus tehdään kaivinkoneella rannalta, työlautalta tai jään päältä. Kaivinkoneruoppaus ei kuitenkaan sovellu hyvin vetisen liejun, mudan tai turpeen poistoon. Ruoppausta suunniteltaessa onkin tärkeä selvittää ruopattavaksi suunnitellun maa-aineksen laatu. Vetisen liejun ruoppauksen soveltuu kaivinkoneruoppausta paremmin imuruoppaus. Imuruoppauksessa poistettava massa imetään pumpulla ruoppaajaan ja pumpataan paineputkistoa pitkin läjitysalueelle. (Viinikkala et al. 2005)

Ruopatut massat läjitetään maalle tai hyödynnetään esimerkiksi maisemoinnissa tai viherrakentamisessa. Imuruoppausmassat vaativat läjitysaltaan, jossa ruopatun lietteen kiintoaine saostuu. Imuruoppausmassojen suuren vesipitoisuuden vuoksi ne vaativat suuremman läjitysalueen kuin kaivinkoneruoppausmassat. Läjitysalue pyritään lähinnä kustannussyistä löytämään mahdollisimman läheltä ruoppauskohdetta. Rannan lähelle läjitettäessä on alueelle tehtävä eroosiosuojaus, sillä ruoppausmassat eivät saa joutua takaisin vesistöön. (Viinikkala et al. 2005)

Uutena menetelmänä imuruoppausmassojen käsittelyssä on Suomessa esimerkiksi Kullaan Leväjärvellä hyödynnetty geotuubia. Menetelmässä ruoppausmassat pumpataan geotekstiilistä valmistettuun geotuubiin. Ruoppauslietteeseen syötetään kemikaaleja, jotka erottavat veden kiintoaineesta. Kiintoaineesta erotettu vesi johdetaan takaisin ruopattuun järveen ja kiintoaine jää geotuubiin. (Suomen ympäristökeskus 2012c, Toikka 2005) Kiintoaine tyhjennetään geotuubista loppusijoitukseen tai se voidaan loppusijoittaa geotuubissa.

Ruoppaus aiheuttaa hetkellistä samentumista sekä ravinteiden ja kiintoaineksen vapautumista veteen, mikä voi olla havaittavissa myös ruopattavan järven alapuolisilla vesistöalueilla. Samentuminen ja kiintoaineksen vapautuminen huonontaa pohjaeliöstön ja kalaston elinolosuhteita ja aiheuttaa virkistyskäyttöhaittaa. Ympäristöhaitat ovat pienempiä, jos ruoppaus toteutetaan talvella. Haittojen vähentämiseksi ruopattava alue voidaan myös tarvittaessa eristää muusta vesialueesta suodatinkankaalla. (Viinikkala et al. 2005)

2.5.4 Vesikasvillisuuden poistaminen

Liiallinen vesikasvillisuus haittaa järven virkistyskäyttömahdollisuuksia, kuten uintia, veneilyä ja kalastusta. Vesikasvillisuutta poistamalla voidaankin parantaa järven virkistyskäyttömahdollisuuksia sekä järvimaisemaa. Veden laatuun vesikasvillisuuden poisto yksittäisenä kunnostustoimenpiteenä ei yleensä vaikuta. Vesikasvillisuutta voidaan poistaa esimerkiksi niittämällä, nuottaamalla tai ruoppaamalla. (Kääriäinen & Rajala 2005)

Vesikasvillisuuden poistoa suunniteltaessa on huomioitava, että kasvillisuudella on monia järven tilan kannalta hyödyllisiä ominaisuuksia. Rantakasvillisuus muun muassa vähentää eroosiota ja suodattaa valunnan mukana kulkeutuvia ravinteita. Kasvillisuus myös sitoo vedessä olevia ravinteita, mikä rajoittaa levien liiallista kasvua. Kaiken vesikasvillisuuden poistaminen ei siis ole tarkoituksenmukaista. (Kääriäinen & Rajala 2005)

2.5.5 Hapetus

Hapetusta käytetään kunnostusmenetelmänä yleensä rehevöitymisen aiheuttaman happikadon torjumiseksi. Alusveden hapettaminen myös vähentää sisäistä kuormitusta, sillä aerobisissa oloissa fosfori liukenee heikommin veteen. (Lappalainen & Lakso 2005, Sarvilinna & Sammalkorpi 2011, 55) Hapetus toteutetaan joko liuottamalla hapetta ilmasta tai säiliöstä hapetettavaan veteen, johtamalla hapekasta vettä vähähappiseen veteen tai lisäämällä hapetta veteen kemikaalina. Hapetusmenetelmä valitaan järven lämpötilakerrostuneisuuden perusteella. (Lappalainen & Lakso 2005) Sarvilinnan & Sammalkorven (2010, 55) mukaan hapetus ei ole ensisijainen kunnostuskeino etenkin matalissa järvissä.

2.5.6 Alusveden poistaminen

Järvestä voidaan poistaa ravinnepitoista ja vähähappista alusvettä ottamalla osa järven poistovirtaamasta alusvedestä. Menetelmällä pyritään kasvattamaan järven ravinnepoistumaa ja lisäämään järven pohjan läheisen kerroksen happipitoisuutta. Alusvesi poistetaan painovoimaisesti toimivan putken tai lappoputken avulla tai pumppaamalla. Menetelmä soveltuu lämpötilakerrostuneille järville. (Ulvi 2005)

2.5.7 Vedenpinnan nosto

Lakson (2005) mukaan vedenpinnan nosto on sopiva järven kunnostusmenetelmä, kun järvestä tai sen osista mataluus on käyttökelpoisuutta rajoittava ongelma. Vedenpinnan nosto lisää järven vesisyvyyyttä ja voi myös parantaa järven veden laatua. Vedenpinnan nosto toteutetaan yleensä rakentamalla pohjapato järven luusuaan. Pato suunnitellaan tarvittaessa niin, että kalan kulku ja veneily eivät esty. Vedenpinnan noston haittana on ranta-alueiden jääminen veden alle, mikä voi vaatia haittojen korvaamista rantakiinteistöjen omistajille. Haittoja voi aiheutua myös järven alapuolisessa vesistössä, missä alivirtaamat vedenpinnan noston vuoksi pienentyvät ja ylivirtaamat kasvavat. (Lakso 2005)

2.5.8 Lisäveden johtaminen

Johtamalla järveen vettä, jonka ravinnepitoisuus on pienempi kuin järvestä tai järveen muuten tulevassa vedessä, pyritään pienentämään järven ravinnepitoisuuksia. Menetelmä sopii vain pienille järville. Lisävettä johdetaan järveen yleensä pumppaamalla. Säännöstellyissä järvissä lisävettä voidaan johtaa järveen myös säännöstelyrakenteiden avulla. (Lappalainen 1990) Lisävesi voi olla pohja- tai pintavettä. Lappalainen (1990) on tiivistänyt, että lisäveden johtaminen vaatii

tarkoituksenmukaisesti toimiakseen joko kohtalaisen paljon erittäin hyvälaatuista lisävetä tai erittäin paljon kohtalaisen laatuista lisävetä.

2.5.9 Järven tilapäinen kuivattaminen

Järven tilapäisellä kuivattamisella voidaan vaikuttaa järven tilaan monin tavoin. Menetelmän avulla voidaan lisätä järven vesisyvyyttä sekä vähentää pohja-aineksen sekoittumista veteen. Lisäksi kuivattamisella voidaan poistaa rehevöityneen järven särkivaltainen kalakanta sekä vähentää järven kasvillisuutta. Menetelmä myös mahdollistaa järven sedimentin poistamisen kuivatyönä, mikä on helpompi vaihtoehto veden alta ruoppaamiselle. (Lehmikangas 2005)

Menetelmässä järvi tyhjenetään vedestä joko kokonaan tai osittain. Veden pinnan alentaminen voidaan toteuttaa painovoimaisesti tai pumppaamalla, tai painovoimaisen tyhjennyksen ja pumppauksen yhdistelmänä. Jos mahdollista, vesiä voidaan myös johtaa tilapäisesti järven ohi. Kuivatetun järven sedimentti tiivistyy vuodenajasta riippuen kuivumisen tai jäätymisen seurauksena ja sen tilavuus pienenee. Tiivistymisen myötä sedimentin pinta painuu, mikä lisää järven vesisyvyyttä. Pohja-aineksen sekoittuminen veteen vähenee, koska sedimentin pinnalle muodostuu kuivakuori. (Lehmikangas 2005)

Järven tilapäinen kuivattaminen soveltuu kunnostusmenetelmäksi lähinnä matalille järville. Jos järven tulovirtaamat ovat suuret, purkuojan korkeussuhteet tai maaperä estävät painovoimaisen tyhjentämisen eikä valumavesiä voida ohjata järven ohi, kuivattaminen ei sovellu kunnostusmenetelmäksi. Lisäksi kuivattaminen ei välttämättä sovellu järville, joiden sedimentti on orgaanista turvemaista ainetta. (Lehmikangas 2005)

Järven kuivatus voi aiheuttaa kiintoainekuormitusta alapuoliseen vesistöön. Kiintoaineen kulkeutumista voidaan vähentää laskeutusaltailla tai pintavalutuskentillä. Myös kuivatettavan järven kalasto voi siirtyä kuormittamaan alapuolista vesistöä. (Lehmikangas 2005)

Suomessa on kuivatettu tilapäisesti vain muutamia järviä. Menetelmä on myös hyvin vähän käytetty luonnontilaisilla järvillä. Säännöstellyillä järvillä säännöstelylaitteet yleensä mahdollistavat järven vedenpinnan alentamisen. Luonnontilaisilla järvillä kuivattaminen vaatii rakennustoimenpiteitä. (Lehmikangas 2005)

2.5.10 Kipsaus ja savipeitto

Kipsaus ja savipeitto ovat tutkimusasteella oleva järven kunnostusmenetelmä. Kipsauksessa kunnostettavaan järveen levitetään teollisuuden oheistuotteena syntyvää rautakipsiä, joka laskeutuu sedimentin pinnalle. Kipsikerros sedimentin pinnalla rajoittaa orgaanisen aineksen ja

ravinteiden resuspensiota ja vähentää siten sisäistä kuormitusta. Kipsikerros myös vähentää sedimentin hapenkulutusta ja parantaa sitä kautta alusveden happitilannetta. Lisäksi kipsikäsittely saostaa fosforia kemiallisesti. Kipsaus onkin rinnastettavissa fosforin kemialliseen saostukseen. (Varjo & Salonen 2005) Varjon & Salosen (2005) mukaan menetelmä soveltuu ilmeisesti vain suhteelliseen syviin ja pieniin järviin, joiden pohja on hapeton ja erittäin huonokuntoinen.

Savipeittomenetelmässä järven syvänteen pohjaan levitetään savea. Menetelmällä pyritään vähentämään sedimentin hapenkulutusta. Savipeitto soveltuu kunnostusmenetelmäksi reheville järville, joissa syvännealueen sedimentti aiheuttaa voimakasta hapenkulutusta. Lisäksi hyvälaatuista savea on oltava saatavilla kohtuullisen läheltä, esimerkiksi järven rannoilta. (Pekkarinen 2005)

2.5.11 Pohjasedimentin pöyhintä

Sedimentin pöyhintä on kokeiluasteella oleva järven sedimentin käsittelymenetelmä. Sedimenttiä pöyhimällä pyritään parantamaan huonokuntoisen sedimentin tilaa ja vähentämään sedimentin aiheuttamaa kuormitusta. Sedimenttiä pöyhitään harjamaisella laitteella. Menetelmä soveltuu erittäin reheville järville. Lisäksi se soveltuu vain pienille järville ja lammille. Pinta-alan olisi mielellään oltava alle 15 ha tai enintään 100 ha. Sedimentin on myös oltava pääosin orgaanista ainesta. (Saarijärvi 2005)

2.5.12 Kalkitus

Kalkitusta käytetään pH-tasoa neutraloivana kunnostusmenetelmänä happamoituneille järville. Luonnostaan happamia järviä ei ole ekologisesti perusteltua kalkita. Kalkitusaineena käytetään yleensä kalsiumkarbonaattia. Joissakin tapauksissa vesien neutralointiin on käytetty muun muassa natriumkarbonaattia tai poltettua tai sammutettua kalkkia. (Weppling & Iivonen 2005)

2.6 Allaskokeet järven kunnostusmenetelmien soveltuvuuden arvioinnissa

Järven tilaan vaikuttavia tekijöitä sekä erilaisten kunnostusmenetelmien soveltuvuutta järven kunnostukseen voidaan arvioida allaskokeilla. Allaskokeessa järveen asennetaan ylä- ja alapäästään avoimia altaita, jotka täytetään järvisedellä. Altaiden olosuhteet vastaavat lähtökohtaisesti järven olosuhteita. Järven tilaan vaikuttavia tekijöitä ja kunnostusmenetelmien vaikuttavuutta tutkitaan manipuloimalla altaiden ekosysteemiä tai toteuttamalla niissä kunnostustoimenpiteitä.

Esimerkiksi Tuusulanjärvellä testattiin 1990-luvulla kolmena kesänä savipeittomenetelmän, saostuskemikaalien ja poistokalastuksen tehokkuutta järven sisäisen kuormituksen vähentämisessä. Tuusulanjärvellä kunnostusmenetelmiä testattiin ennen allaskokeita laboratorioskokein. Tehdyt Allaskokeet kestivät aina koko kesäkauden. Kolmannen kesän jälkeen altaat jätettiin vielä paikoilleen talveksi. (Sommarlund et al. 1998, 29–51)

Sommarlund et al. (1998, 78–79) toteavat, että yksittäiset seikat saattoivat vaikuttaa merkittävästi Tuusulanjärven allaskokeilla saatuihin tuloksiin, koska kokeissa ei ollut rinnakkaisaltaita. Sommarlund et al. jatkavat kuitenkin, että laboratorio- ja allaskokeiden tulokset olivat samansuuntaisia. Tuusulanjärven tapauksessa allaskokeilla ei voitu Sommarlundin et al. mukaan arvioida eri menetelmien suoria vaikutuksia leväbiomassaan ja a-klorofyllin pitoisuuksiin. Kirjoittajien mukaan eri menetelmien vaikuttavuutta fosforin vapautumiseen sedimentistä voitiin kuitenkin allaskokeiden perusteella arvioida tyydyttävästi.

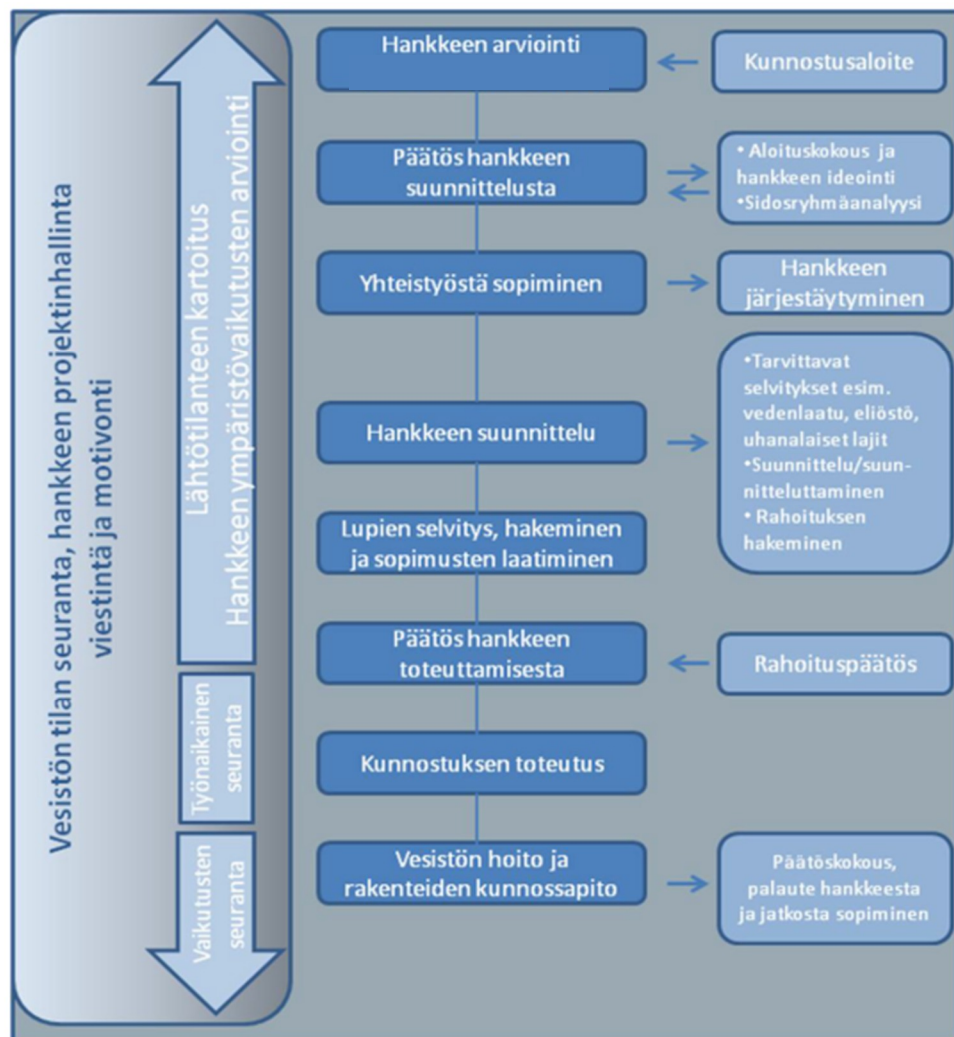
Kuusamon Nälkämölämmellä tehtiin kesällä 2006 allaskoe, jonka avulla pyrittiin selvittämään saostuskemikaalin vaikutusta rehevän järven tilaan (Kangas 2007, Väisänen 2009). Tuusulanjärven kokeiden tavoin myös Nälkämölämmellä kemikaalin vaikutusta tutkittiin allaskokeen lisäksi laboratorio-oloissa. Kokeessa Nälkämölämmelle asennettiin neljä koeallasta, joista kolmeen lisättiin eri määrä PAX-18-alumiinikemikaalia. Kokeen aikana altaista otettiin sekä vesi- että sedimenttinäytteitä. Vesinäytteisiin kuitenkin todettiin liittyvän epävarmuutta, joten saostuskemikaalin vaikutuksia arvioitiin lähinnä sedimenttinäytteiden analyysien perusteella. (Väisänen 2009, 129, Kangas 2007) Tulosten perusteella voitiin muun muassa arvioida kemikaalin sopivaa annostusta.

Ravintoketjukunnostusten vaikutusta rehevöityneen järven tilaan on tutkittu allaskokeilla muun muassa Vesijärvellä 1980-luvun lopulla. Allaskokeita Vesijärvellä tehtiin kesällä 1988 ja 1989 neljässä koealtaassa molempina vuosina. Kesän 1988 kokeessa tutkittiin särjen vaikutusta planktonlevien sekä kasviplanktonin tuotantoon ja kesällä 1989 särjen ja salakan vaikutusta järven vedenlaatuun. Kesän 1988 kokeen perusteella todettiin tiheän särkikannan vaikuttavan merkittävästi levätuotantoon. Kesän 1989 allaskokeessa todettiin myös salakan mahdollisesti lisäävän levätuotantoa. Kesän 1988 kokeessa altaisiin lisättiin eri määrä särkiä, joten tulosten perusteella voitiin arvioida, minkä verran särkiä olisi poistettava järven tilan parantamiseksi. (Horppila & Kairesalo 1990, Horppila & Kairesalo 1992)

2.7 Vesistökunnostushankkeiden toteutus

Tyypillisesti aloite vesistön kunnostukseen tulee alueen vakituksilta ja vapaa-ajan asukkailta. Asukkaat huomaavat vesistön tilan muutoksen sen virkistyskäyttökelpoisuuden heikentymisenä. Pienet kunnostukset voidaan toteuttaa yksinomaan paikallisten toimesta. Usein hankkeita kuitenkin toteutetaan useiden sidosryhmien yhteistyönä. Yleensä hankkeen toteutuksessa on joka tapauksessa aina mukana paikallisia. Kunnostushankkeen mahdollisia osapuolia ovat muun muassa vesi- ja maa-alueiden omistajat, osakaskunnat sekä kalastusalueet ja kalastusseurat, luonto- ja riistanhoitoyhdistykset, alueelliset vesienhoitoyhdistykset, kunnat, ELY-keskukset ja maakuntien liitot.

Vesienhoidon toteutusohjelman tueksi asetettu vesien kunnostustyöryhmä on esittänyt prosessikaavion valtakunnalliseksi vesien kunnostushankkeen toimintamalliksi (Vesien kunnostustyöryhmän loppuraportti). Prosessikaavio on esitetty kuvassa 4, mistä on nähtävissä, että toimintamalliin kuuluu useita vaiheita ennen varsinaisen kunnostuksen toteutusta.



Kuva 4. Vesienhoidon kunnostustyöryhmän esittämä vesien kunnostuksen toimintamalli (Vesien kunnostustyöryhmän loppuraportti, 21)

Vesien kunnostustyöryhmän esittämän toimintamallin (kuva 4) mukaan vesistön kunnostushanke alkaa kunnostusaloitteesta. Aloitteen perusteella tehdään päätös hankkeen suunnittelusta. Hankkeen aloitusvaiheessa tehdään sidosryhmäanalyysi, minkä jälkeen sovitaan hankkeen yhteistyöstä. Tämän jälkeen alkaa hankkeen käytännön suunnittelu. Muun muassa Jormola et al. (2003) ja Vääriskoski & Ulvi (2005) toteavat, että ennen kunnostussuunnittelun aloittamista on hyvä selvittää suunnittelun tavoitteet ja työnjako sekä suunnitelman tarkkuus ja suunnittelun aikataulu. Suunnitteluvaiheessa vesistöstä tehdään tarvittavat selvitykset, suunnitellaan kunnostustoimet ja haetaan rahoitusta hankkeelle (kuva 4). Vääriskoski & Ulvi (2005) kehottavat etenemään suunnittelussa vaiheittain tutustumalla ensin taustaselvityksiin ja tutkimuksiin ja laatimalla sitten yleissuunnitelman, jota täydennetään suunnittelun edetessä.

Kuten kuvassa 4 on esitetty, kunnostustoimenpiteiden suunnittelun jälkeen hankkeelle haetaan tarvittavat luvat ja laaditaan tarvittavat sopimukset. Suunnitteluvaiheen jälkeen tehdään vielä päätös hankkeen toteuttamisesta, minkä jälkeen varsinaiset kunnostustoimet toteutetaan. Kunnostustoimenpiteiden toteutuksen jälkeen vesistössä on vielä tehtävä hoitotoimenpiteitä ja rakenteiden kunnossapitoa pysyvien tulosten saavuttamiseksi. Väisänen & Kuusela (2002) toteavat, että oikeiden kunnostusmenetelmien ja kunnostuksen vaikuttavuuden arvioimiseksi kannattaa järven tilan arviointiin sijoittaa resursseja jo hankkeen alkuvaiheessa. Jo hanketta käynnistettäessä on hyvä laatia myös alustavat suunnitelmat seurantaan ja järven kunnostuksen jälkeistä hoitovaihetta varten (Vääriskoski & Ulvi 2005). Vesistön tilan seuranta, hankkeen projektinhallintaa ja viestintää toteutetaan koko kunnostushankkeen ajan (kuva 4).

Vesistökunnostushanketta suunniteltaessa on varauduttava siihen, että kunnostuksen eteneminen toteutusvaiheeseen voi kestää jopa vuosia. Suunnitteluvaiheen kestoon vaikuttavat muun muassa kunnostuksen laajuus sekä ympäristölupien tarve.

2.7.1 Viranomaisten ja kansalaisten osallistuminen ja vastuunjako

Vesistöjen käyttäjät odottavat usein valtion osallistuvan vesistökunnostushankkeiden rahoitukseen ja käytännön työhön. Valtion resurssit vesistökunnostushankkeiden toteuttamiseen ovat kuitenkin vähentyneet. Vesienkunnostustyöryhmän loppuraportissa painotetaan valtiontalouden aiempaa kireämpiä reunaehtoja, jotka vaikuttavat valtion osallistumismahdollisuuksiin vesistökunnostushankkeissa. ELY-keskukset toteuttavat vain yleiseltä kannalta merkittäviä hankkeita. Muissa hankkeissa ELY-keskukset voivat tarjota lähinnä asiantuntija-apua. Muiden kuin valtiollisten toimijoiden rooli on vesistökunnostushankkeissa kasvanut ja kasvanee edelleen. (Vesienkunnostustyöryhmän loppuraportti, 12, 31)

Vesienkunnostustyöryhmä toteaa, että kuntien sitoutuminen vesistökuunnostushankkeisiin on usein ratkaisevan tärkeää. Kunnat voivat vastata hankkeista tai osallistua niiden koordinoimiseen, lupaprosesseihin, toteuttamiseen ja rahoittamiseen. (Vesienkunnostustyöryhmän loppuraportti, 16) Kuntienkin osallistumis- ja rahoitusmahdollisuudet ovat kuitenkin rajalliset.

Koska valtion ja kuntien resurssit ovat vähäiset, vesistökuunnostushankkeissa tärkeään rooliin nousevat yksityiset kansalaiset ja yhdistykset. Kuten todettua, vesistökuunnostushankkeet saavat yleensä alkunsa kansalaisten aloitteesta. Hankkeen eteneminen aloitteesta toteutukseen edellyttää jatkuvaa aktiivisuutta aloitteentekijöiltä. Monissa hankkeissa kansalaisten ja yhdistysten talkootyö suunnittelu- ja kunnostusvaiheessa varmistaa hankkeen toteutumisen.

2.7.2 Vuorovaikutus ja viestintä

Lähteenmäen & Rotkon (2005, 8) mukaan sujuva vuorovaikutus ja viestintä eri osapuolten välillä on yksi edellytys kunnostushankkeiden käynnistämiseksi, rahanhankinnalle ja hankkeiden menestyksekkäälle toteuttamiselle. Erityisesti, jos kunnostustarpeista on eriäviä mielipiteitä, voi toimiva vuorovaikutus ehkäistä ristiriitojen kärjistymistä. Kunnostushankkeisiin liittyy joissain tapauksissa myös ennakoluuloja, joita voidaan toimivan vuorovaikutuksen ja viestinnän avulla hälventää. Hanketoimijoille on arvokasta tietoa saada näkemys eri tahojen suhtautumisesta kunnostushankkeeseen jo suunnitteluvaiheessa. Sarvilinna & Sammalkorpi (2010, 42) suosittelevat laatimaan pienellekin kunnostushankkeelle viestintäsuunnitelman, johon sisältyy muun muassa kohderyhmien ja yhteistyötahojen valinta, ideoita viestinnän ja sidosryhmäyhteistyön toteutuksesta sekä tiedotusasioiden alustava aikataulu.

Väisänen & Kuuselan (2002) mukaan järven ranta-asukkaiden sekä paikallisten ja alueellisten viranomaisten kiinnostus järven kunnostamiseen kohdistuu usein eri ongelmiin tai jopa tarkastelutasoon. Viranomaisten lähtökohtana ovat vesipuitedirektiivin edellytys valuma-alueitasoisesta tarkastelusta sekä luonnonsuojeludirektiivit. Viranomaiset myös kiinnittävät paikallisia asukkaita enemmän huomiota veden laadun ongelmiin, kun taas paikalliset kokevat suuremmaksi ongelmaksi virkistyskäyttöä vaikeuttavat tekijät kuten liiallisen vesikasvillisuuden. (Väisänen & Kuusela 2002) Erilaiset näkemykset ongelmista ja kunnostustarpeista vaativat keskustelua yhteisistä tavoitteista ja toimintatavoista.

Erityisesti toimiva vuorovaikutus hankealueen vesi- ja maa-alueiden omistajien kanssa on tärkeää, sillä toimenpiteet vaativat vesi- ja maa-alueiden omistajien suostumuksen. Jormola et al. (2003) kehottavatkin aiheellisesti varaamaan aikaa ja voimavaroja vesi- ja maa-alueiden omistajien kanssa

käytäviin keskusteluihin ja neuvotteluihin. Keskustelujen kautta ratkaisuja voidaan myös tarvittaessa muokata maanomistajien toivomaan suuntaan (Jormola et al. 2003).

2.7.3 Kustannukset ja kustannushyöty

Vesistökuunnostusten kustannukset riippuvat ennen kaikkea käytettävästä kuunnostusmenetelmästä. Myös kuunnostettavan alueen laajuus sekä kuunnostettavan ongelman luonne vaikuttavat kuunnostuskustannuksiin. (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 38) Kustannuksia aiheutuu paitsi kuunnostuksen toteutus- myös suunnitteluvaiheessa sekä kuunnostuksen jälkeisestä seurannasta ja hoitotoimista. Kuunnostuksen kustannuksia voidaan arvioida aiemmin toteutuneiden hankkeiden kustannusten perusteella tai kysymällä kustannuksia suoraan urakoitsijalta (Mattila & Kirkkala 2005).

Airaksinen (2004) on selvittänyt eräiden järven kuunnostusmenetelmien kustannusten suuruusluokkaa vuoden 2002 kustannustasolla. Airaksisen selvityksen tulokset ovat nähtävissä taulukossa 4. Vaikka taulukon 4 kustannustiedot kuvaavat 2000-luvun alun hintatasoa, antavat ne kuitenkin kuvan eri kuunnostusmenetelmien hintatasosta ja kustannusten eroista eri menetelmien välillä.

Taulukko 4. Järven kuunnostusmenetelmien kustannusten suuruusluokkia vuoden 2002 kustannustason mukaan (Airaksisen 2004, 61 mukaan).

Kuunnostusmenetelmä	Kustannukset	Kustannusten yksikkö
Hapetus	50–170	€/ha/a
Vesikasvillisuuden niitto	85–500	
Ravintoketjukuunnostus	33–750	
Imuruoppaus	6 700–16 800	€/ha
Ruoppaus jäältä	13 400–20 200	
Ruoppaus rannalta	5 000–8 400	
Fosforin saostus	50–170	
Vedenpinnan nosto	8 500–50 000	€

Taulukosta 4 on nähtävissä, että saman kuunnostusmenetelmän kustannukset vaihtelevat hyvinkin paljon. Lisäksi eri kuunnostusmenetelmien välillä kustannuksissa on selkeitä eroja. Esimerkiksi ruoppauksen kustannukset hehtaaria kohden ovat huomattavasti suuremmat kuin hapetuksen, ravintoketjukuunnostuksen tai fosforin saostuksen.

Ulkoista kuormitusta vähentäviä vesienhoitorakenteita voidaan tehdä pitkälti talkootyönä. Kustannuksia muodostuu kuitenkin konetyöstä ja rakenteisiin tarvittavasta materiaalista.

Vesistökunnostushankkeiden rahallista hyötyä on pyritty joissain tapauksissa selvittämään arvottamistutkimuksilla. Hyötyjen arvottamisen avulla kunnostuksille voidaan tehdä kustannus-hyötyanalyysi. Arvottamistutkimuksissa yleensä vesistön lähiseudun asukkailta kysytään, minkä verran he olisivat valmiita maksamaan vesistön tilan muutoksesta ja kyselyvastausten perusteella arvioidaan kunnostuksen rahallista hyötyä.

2.7.4 Rahoitusmahdollisuudet

Pieniä kunnostushankkeita voidaan toteuttaa talkootyönä tai paikallisten asukkaiden rahoituksella. Usein kunnostushankkeet kuitenkin vaativat myös muuta rahoitusta. Monissa tapauksissa rahoitusta joudutaan hakemaan useasta lähteestä (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 38).

Kunnostushankkeisiin on mahdollista saada julkista rahoitusta kunnilta, valtiolta tai EU:lta. Julkisen rahoituksen saaminen edellyttää käytännössä aina, että hakija voi osoittaa hankkeeseen myös omaa rahoitusta (Sarvilinna & Sammalkorpi, 2010, 38). Esimerkiksi vesienhoitoyhdistykset voivat kerätä omarahoitusta jäsenmaksujen kautta. Osa omarahoituksesta voidaan toteuttaa talkootyönä, ja valtion tai EU:n rahoituksen saamiseksi osa omarahoituksesta voi tulla kunnalta. Joissain tapauksissa kunnan osallistuminen hankkeeseen on edellytys muun rahoituksen saamiselle (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 38).

Sarvilinna & Sammalkorpi (2010, 38) toteavat, että vesistökunnostusten julkisen rahoituksen muodot muuttuvat jatkuvasti. Vesienkunnostustyöryhmä painottaa yksityisten kansalaisten osuutta kunnostusten rahoittamisessa. Työryhmä myös ehdottaa, että vesien kunnostamisen rahoituksen painopistettä siirretään hyödynsaajille ja haitan aiheuttajille. (Vesien kunnostustyöryhmän loppuraportti, 6, 17) Kohteisiin, joiden merkitys on lähinnä paikallinen, voidaan vesienkunnostustyöryhmän mukaan osoittaa vain vähän tai ei lainkaan valtion kunnostusrahoitusta. Vesistökunnostustöitä on toteutettu muun muassa valtion työllisyysmäärärahoilla, ELY-keskusten budjettivaroilla ja maatalouden ympäristötuen erityistuilla.

EU-rahoitusmahdollisuuksia vesistökunnostushankkeille tarjoavat muun muassa Euroopan aluekehitysrahasto (EAKR), Euroopan maaseuturahasto, Leader ja Life+. Erityisesti EAKR:sta on rahoitettu useita vesistökunnostuksia. (Vesienkunnostustyöryhmän loppuraportti, 23, Sarvilinna & Sammalkorpi 2010, 39) EAKR:n rahoitus jakaantuu eri toimintalinjoihin, joista ainakin toimintalinjat 2 ja 3 sopivat vesistökunnostusten toteutuksen rahoitukseen. Toimintalinjan 2 rahoituksen saamisen edellytys on, että hanke edistää verkostoitumista ja innovaatiotoimintaa.

Life+ soveltuu vain hyvin laajoihin hankekokonaisuuksiin, joiden tulee myös olla innovatiivisia. Euroopan maaseuturahaston ja Leader-toimintaryhmien rahoituksella on toteutettu lähinnä kunnostusten suunnittelua. Rahoitusmahdollisuuksien varmistamiseksi eri rahoitusmuotojen edellytysten täyttäminen vaatii huomiota ja vuorovaikutusta rahoittajatahojen kanssa jo hankkeen suunnitteluvaiheessa (Jormola et al. 2003).

Metsätalousalueilla vesiensuojelutoimenpiteisiin on mahdollista saada tukea Metsäkeskukselta kestävän metsätalouden rahoituslain (Kemera) (L 544/2007) perusteella. Kemera-tukea voidaan myöntää yksityiselle maanomistajalle, yhteisölle tai ammatinharjoittajalle.

Vesistökuunnostushankkeiden rahoittamiseen on kokeiltu myös säätiömuotoista rahoitusmallia. Esimerkiksi Vesijärvellä toimii säätiö, joka on muun muassa tehnyt yhteistyösopimuksia rahoituksesta yritysten kanssa. Säätiö on lisäksi järjestänyt varainkeruukampanjoita, joilla rahoitusta on kerätty kansalaisilta. (Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö 2012)

3 Tutkimuskohde

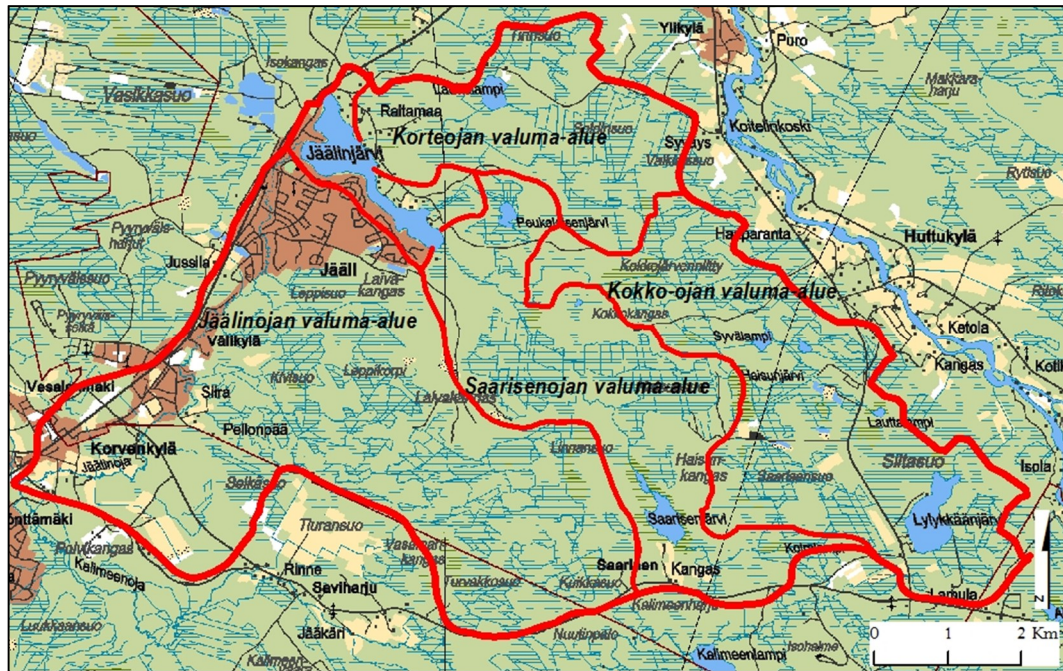
3.1 Jäälinojan vesistö

Jäälinojan vesistö sijaitsee pääosin uuden Oulun alueella. Vesistö on osa 3. jakovaiheen Kalimenjoen vesistöaluetta, jonka pinta-ala on 224 km² ja järvisyys 2 % (Laine et al. 2009, 27). Kalimenjoen valuma-alueen ja Jäälinojan vesistöalueen sijainti on esitetty kuvassa 5. Jäälinojan vesistöön kuuluvat Jäälinjärvi ja sen valuma-alue sekä Jäälinoja valuma-alueineen. Vesistön osavaluma-alueet on esitetty kartalla kuvassa 6.

Jäälinjärven valuma-alueen pinta-ala on noin 37 km² (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1992). Jäälinjärven valuma-alueen pääojia ovat Saarisenjärveltä laskeva Saarisenoja sekä Saarisenojaan ennen Jäälinjärveä yhtyvä Kokko-oja. Valuma-alueen pohjoisosasta vedet laskevat Jäälinjärveen pitkin Korteojaa, jonka valuma-alue on noin viidesosa koko Jäälinjärven valuma-alueesta. Jäälinjärvestä vedet laskevat Jäälinojaan, joka on noin 10 kilometriä pitkä ja jonka valuma-alue Jäälinjärven alapuolella on noin 28 km². Lähes 60 % Jäälinojaan laskevista vesistä on peräisin Jäälinjärvestä. (Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys c) Jäälinojasta vedet laskevat edelleen Kalimenjoen kautta Pohjanlahdelle.



Kuva 5. Kalimenjoen valuma-alueen ja Jäälinojan vesistöalueen sijainti. Kalimenjoen vesistöalue rajattu mustalla ja Jäälinojan vesistöalue punaisella viivalla. (Pohjakartta ©MML, 2012, valuma-aluejako ©SYKE)



Kuva 6. Jäälinojan vesistön osavaluma-alueet; Korteojan, Kokko-ojan, Saarisenojan ja Jäälinojan valuma-alueet. (Pohjakartta © MML, 2012)

Jäälinjärvi on Kalimenjoen valuma-alueen toiseksi isoin järvi. Sen pinta-ala on 0,931 km². Jäälinjärvi on Oulun alueelle tyypillinen pieni ja matala järvi, joka on kuitenkin vähäjärvisellä alueella virkistyskäytön ja maiseman kannalta tärkeä. Jäälinjärven suurin syvyys on noin 3,5 metriä. Erityisesti järven kaakkoisosaa on huomattavan matala. (Näpänkangas et al. 2001, 5–6, 35) Jäälinjärvi jakautuu kahteen osaan, suurempaan pohjoiseen altaaseen sekä pieneen eteläiseen altaaseen. Altaita yhdistää 160–180 metrin levyinen salmi (Hiltunen 2011). Ympäristöhallinnon luokituksen mukaan Jäälinjärvi on matala runsashumuksinen järvi.

Valtaosa Jäälinojan vesistön valuma-alueesta on ojitettuja metsätalousmaita. SLICES-maankäyttöaineiston perusteella metsätalousmaiten osuus vesistöalueen pinta-alasta on hieman yli 80 %. Vesistöalueella sijaitsevien Haisunjärven, Peukaloisenjärven ja Saarisjärven pintaa on laskettu (Kuusela 1999, 8). Ojitukset ja järvien laskeminen ovat muuttaneet vesistön hydrologiaa sekä ravinnetasapainoa merkittävästi.

Maataloutta Jäälinojan vesistöalueella on hyvin vähän. SLICES-maankäyttöaineiston perusteella peltoala Jäälinojan vesistöalueella on alle 2 % koko vesistöalueen pinta-alasta. Jäälinjärven valuma-alueella peltojen osuus valuma-alueen pinta-alasta on alle prosentin ja pellot sijaitsevat järven valuma-alueen yläosissa. Jäälinojan valuma-alueella peltoja on siis suhteessa enemmän, noin 3 % koko valuma-alueen pinta-alasta.

Vesistöalueen suurin asutuskeskittymä on Jäälän taajama, jossa on noin 5 000 asukasta ja joka on rakentunut Jäälänjärven rannalle. Jäälän taajaman lisäksi tiiviimpää asutusta on Välikylän ja Korvenkylän alueilla, jotka sijaitsevat Jäälänjoen varrella. Asutun alueen osuus Jäälänjoen ja Jäälänjärven valuma-alueista on kuitenkin pieni.

3.2 Jäälänjoen vesistön tila, kuormitus ja käyttö

3.2.1 Jäälänjärven viranomaistarkkailu

Jäälänjärven veden laatua on tutkittu viranomaistarkkailuna vuodesta 1968 alkaen. Tuona aikana järvestä on mitattu useita vedenlaatutekijöitä. Ajoittain seuranta on ollut tiiviimpää ja joinakin vuosina näytteitä ei ole otettu lainkaan.

Myllymaa (1982) selvitti viranomaistarkkailutulosten perusteella Jäälänjärven tilaa vuosina 1968–1979 osana laajempaa Oulun lähialueen järvien tilan seurantaan. Jäälänjärvi oli Myllymaan (1982, 18) mukaan tuolloin eutrofinen, kokonaisfosforipitoisuuden vaihdellessa välillä 20–70 µg l⁻¹. Lisäksi Myllymaan mukaan Jäälänjärven rautapitoisuus, väriluku sekä COD-arvo olivat seurantajaksolla suuria.

Oulun lähialueen järvien tilaa on seurattu viranomaistarkkailutulosten perusteella laajemmin myös 2000-luvun vaihteessa (Näpänkangas et al. 2001). 1997–2000 tehdyn seurannan perusteella Jäälänjärvi oli ravinne- ja klorofylli-a-pitoisuuksilla mitattuna rehevä. (Näpänkangas et al. 2001, 37) Erityisesti klorofylli-a-pitoisuus on Näpänkankaan et al. mukaan 1990-luvulle tultaessa kasvanut aiemmasta. Näpänkangas et al. (2001, 37) huomauttavat myös sinileväesiintymistä Jäälänjärvellä vuosina 1991–1994 ja *Gonyostomum semen* -esiintymistä vuosina 1994, 1997 ja 2000.

Viranomaistarkkailutuloksista vuosina 1968–2011 on tehty Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksessa pitkän ajan trenditarkastelu vuonna 2011. Tarkastelun perusteella klorofylli-a-pitoisuuksien trendi Jäälänjärvessä on selkeästi nouseva. Klorofylli-a-pitoisuudet ovat osoittaneet järven rehevyyttä 1990-luvulta alkaen, kuten jo Näpänkangas et al. (2001, 37) ovat todenneet. Oravaisen (1999) mukaan klorofylli-a-pitoisuus on suoraan verrannollinen veden levämäärään, joten tulokset viittanevat levämäärän kasvuun Jäälänjärvessä.

Kokonaisfosforipitoisuuden trendi on viranomaistarkkailumittauksissa 1968–2011 ollut loivasti laskeva. Kokonaisfosforipitoisuus on viitannut rehevyyteen viranomaistarkkailun alusta alkaen, kuten Myllymaan (1982) raportistakin käy ilmi. Suurimmat ja pienimmät kokonaisfosforipitoisuudet avovesikaudella on mitattu 1970-luvun vaihteessa. 2000-luvulla kokonaisfosforipitoisuus on avovesikaudella vaihdellut välillä 29–45 µg l⁻¹. Myös kokonaistyyppi-

pitoisuuden perusteella Jäälinjärvi on ollut viranomaistarkkailun alusta alkaen rehevä. Kokonaisfosforipitoisuuden tavoin kokonaistyyppipitoisuuden trendi on loivasti laskeva.

Rautapitoisuus ja värilukema ovat viranomaistarkkailutulosten perusteella olleet Jäälinjärvässä koko seuranta-ajan korkeita. Suurin rautapitoisuus ja värilukema avovesikaudella on mitattu vuonna 2007. Rautapitoisuuden trendi on silti hieman laskeva. Pienimmillään rautapitoisuus on ollut $2300 \mu\text{g l}^{-1}$ vuonna 2011, mikä on joka tapauksessa korkea pitoisuus. Rautapitoisuus ja värilukema ovat Jäälinjärvellä luultavasti luonnostaan korkeita maaperästä ja suoalasta johtuen.

3.2.2 Jäälinjärven ja Jäälinojan hajakuormitusselvitys 1992

Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto on selvittänyt Jäälinjärven ja Jäälinojan hajakuormitusta vuonna 1992 Kiimingin kunnan toimeksiannosta. Selvityksessä vesistön kuormitusta arvioitiin vesianalyysien tulosten perusteella sekä selvittämällä alueen kuormituslähteitä ja arvioimalla eri kuormituslähteiden aiheuttamaa kuormitusta muun muassa ominaiskuormituslukujen avulla. Vesitutkimustoimiston selvityksessä (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1992) tehtyjen ainevirtaamalaskelmien mukaan Jäälinjärveen pidättyi 1992 heinä-lokakuun aikana keskimäärin $0,28 \text{ kg d}^{-1}$ fosforia, $0,37 \text{ kg d}^{-1}$ typpeä ja 227 kg d^{-1} kiintoainetta. Tulosten perusteella sedimentin paksuuden lisäykseksi arvioitiin 3–5 mm vuodessa. Selvityksen mukaan kuormitusta Jäälinjärveen aiheuttivat tuolloin viemäröimätön haja- ja loma-asutus, maa- ja metsätalous, ilmalaskeuma sekä muu maankäyttö. Selvityksessä ehdotettiin Jäälinjärven fosforipitoisuuden tavoitetasoksi $20 \mu\text{g l}^{-1}$.

Pohjois-Suomen vesitutkimustoimiston (1992) selvityksen perusteella yli puolet Jäälinjärven fosfori- ja typpikuormituksesta aiheutui luonnonhuuhtoumasta ja noin 30 % erittelemättömistä kuormituslähteistä, kuten hulevesistä. Viemärin ulkopuolinen vakituinen sekä vapaa-ajan asutus aiheutti 14 % Jäälinjärven fosforikuormituksesta ja 2,7 % typpikuormituksesta. Maa- ja metsätalous sekä ilmalaskeuma aiheuttivat kukin 1–4 % Jäälinjärven fosfori- ja typpikuormituksesta. Selvityksen perusteella merkkejä sisäkuormitteisuudesta Jäälinjärvässä ei ollut havaittavissa.

Jäälinojan valuma-alueella luonnonhuuhtouma aiheutti 23 % fosforikuormituksesta ja 33 % typpikuormituksesta. Erittelemätön kuormitus aiheutti 43 % Jäälinojan typpikuormituksesta, mutta vain 3 % fosforikuormituksesta. Vakituinen haja-asutus puolestaan aiheutti 35 % Jäälinojan valuma-alueen fosforikuormituksesta. Jäälinojan typpikuormituksesta haja-asutus aiheutti 7 %. Maa- ja metsätalous olivat vesitutkimustoimiston selvityksen mukaan Jäälinojalla merkittävämpiä kuormittajia kuin Jäälinjärvellä. Ne aiheuttivat yhteensä 37 % Jäälinojan fosforikuormituksesta ja 17 % typpikuormituksesta. (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1992)

Jätevesikuormitusta Jäälinjärven ja Jäälinojan selvitettiin haastattelututkimuksen avulla. Tuolloin Jäälinjärven valuma-alueella sijaitsi 35 viemäroimätöntä kiinteistöä, joissa asukkaita oli noin 140. Noin 80 %:lla kiinteistöistä oli jätevesien käsittelymenetelmänä saostuskaivo sekä imeytys. Vapaa-ajan asuntoja alueella sijaitsi 58 kappaletta. Haja-asutuksen aiheuttamaksi fosforikuormitukseksi arvioitiin 70 kg ja typpekuormitukseksi 290 kg vuodessa. (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1992)

Vesitutkimustoimiston kuormitusselvityksen (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1992) yhteydessä analysoitiin myös Jäälinjärven planktonlevästöä. Analyysien perusteella valtaosa järven levistä oli piileviä ja toiseksi eniten järvessä esiintyi sinileviä. Analyysituloksissa huomiota kiinnitti myös *Gonyostomum semen* – limalevän runsas esiintyminen Jäälinjärven vedessä. Sinilevän ja limalevän esiintymisen todetaan vesitutkimustoimiston raportissa liittyvän Jäälinjärven ravinteisuuteen sekä limalevän esiintymisen myös järven mataluuteen.

3.2.3 *Selvitys Jäälinjärven ja Jäälinojan virkistyskäytöstä 1999*

Jäälinjärven ja Jäälinojan virkistyskäyttöä selvitettiin vuonna 1999 osana koko Kalimenjoen valuma-alueen vesistöjen tilaa selvittänyttä projektia. Selvitys tehtiin Oulun yliopiston maantieteen laitoksella. Selvitysmenetelmänä käytettiin vesistöjen lähialueiden asukkailla suunnattua kyselyä. Kyselyn vastausprosentti oli hyvin pieni (18,9 %), mikä on selvityksen tuloksia tulkittaessa otettava huomioon. Selvityksessä tarkasteltiin virkistyskäytön lisäksi lyhyesti mahdollisia toimenpiteitä Jäälinjärven ja Jäälinojan vesien tilan parantamiseksi. (Kuusela 1999, 3, 13, 28–34)

Virkistyskäyttöselvityksen yhteydessä tehtyjen haastattelujen pohjalta todetaan, että Jäälinojan ja Jäälinjärven veden laatu on alkanut heikentyä sotien jälkeisenä aikana väkiluvun kasvun ja metsien ojituksen seurauksena. Kyselytulosten perusteella lähialueiden asukkaat kokivat ongelmiksi Jäälinjärvellä erityisesti mutaisen ja liettyneen pohjan sekä jätevesien johtumisen vesistöön. Myös limalevän aiheuttamat ongelmat mainittiin. Jäälinojalla asukkaat pitivät veden laatua yleisesti huonona. Lisäksi kyselyyn vastanneiden mukaan Jäälinojassa on kesäisin vähän vettä, mikä koettiin haitaksi. Selvä enemmistö selvityksen virkistyskäyttökyselyyn vastanneista kannatti Jäälinjärven ja Jäälinojan kunnostusta. Kyselyyn vastanneet voivat kuitenkin olla tavanomaista kiinnostuneempia vesistöjen tilasta. (Kuusela 1999, 11, 13, 28, 35–36)

Vesien tilaa parantavista toimista Jäälinjärven ja Jäälinojan virkistyskäyttöselvityksessä todetaan, että ensisijaisesti olisi vähennettävä vesiin tulevaa ulkoista kuormitusta esimerkiksi liittämällä viemäroimättömiä kiinteistöjä viemäriverkostoon. Muista toimista muun muassa ravintoketju-

kunnostuksen arvioitiin todennäköisesti soveltuvan Jäälinjärvelle. Lisäksi mahdollisina pidettiin järven vedenpinnan nostoa tai järven veden laimentamista esimerkiksi pohjavedellä. (Kuusela 1999, 29–34, 38)

3.2.4 Jäälinojan vesianalyysit Kalimenjoen perusselvityksen yhteydessä 2010

Kellon kyläyhdistys on huolestunut Kalimenjoen tilasta ja selvittänyt viime vuosina joen tilaa ja siihen vaikuttavia tekijöitä projektissa ”Kalimenjoki kuntoon!”. Osana projektia on tehty Kalimenjoen perusselvitys, jonka yhteydessä on otettu vesinäytteitä myös Jäälinojan alajuoksulta kaksi kertaa marraskuussa 2010. Tulosten mukaan Jäälinojan kiintoainepitoisuus marraskuussa 2011 oli 5–6 mg l⁻¹, kokonaisfosforipitoisuus noin 25 µg l⁻¹, kokonaistyyppipitoisuus noin 15 µg l⁻¹ ja rautapitoisuus noin 3500–4000 µg l⁻¹ (Inkilä 2011).

3.2.5 Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan vedenlaatuanalyysit 2011

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys otti huhti-lokakuussa 2011 näytteitä Jäälinjärveen tulevista Saarisenojasta ja Korteojasta sekä järvestä lähtevästä Jäälinojasta. Näytteitä otettiin lähes viikoittain. Pisin näytteenottoväli oli hieman yli kaksi viikkoa. Kaikista näytteistä analysoitiin kiintoainepitoisuus. Ravinnepitoisuudet kaikista kolmesta havaintopisteestä analysoitiin 20.6, 2.8, 20.8. ja 11.10. otetuista näytteistä. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys myös laski kesällä 2011 Jäälinjärven vesitasetta vedenkorkeushavaintojen ja Jäälinojan purkautumiskäyrän perusteella. Vesitaseen ja kiintoaineanalyysien perusteella vesienhoitoyhdistys arvioi Jäälinjärven kiintoainekertymää interpoloimalla lineaarisesti kiintoainepitoisuudet mitattujen pitoisuuksien välisenä aikana.

Jäälinjärveen tulevien ojien kiintoainepitoisuudet olivat kesällä huomattavasti korkeampia kuin keväällä ja syksyllä. Saarisenojan kiintoainepitoisuus oli kesäkuun loppupuolelta syyskuun lopulle saakka yli 10 mg l⁻¹. Suurimmillaan kiintoainepitoisuus Saarisenojassa oli noin 37 mg l⁻¹. Korteojan kiintoainepitoisuus oli pienempi kuin Saarisenojan vaihdellen välillä 4–23 mg l⁻¹. Jäälinjärvestä lähtevän Jäälinojan kiintoainepitoisuus pysyi havaintojaksolla melko tasaisena 5 mg l⁻¹ tuntumassa. Tulevien ja lähtevän veden kiintoainepitoisuuksien huomattavan eron vuoksi Jäälinjärveen kertyi havaintojaksolla kiintoainetta.

Usein on tyypillistä, että kiintoainekuormitusta tulee vesistöihin erityisesti kevään tulva-aikana. Jäälinjärven tulva-aikaa suurempi kiintoainekuormitus kesällä herätti kysymyksiä kiintoaineen alkuperästä. Kesän 2011 kiintoainenäytteiden hehkutusjäännösten perusteella noin 30 % ojien mukana kulkeutuneesta kiintoaineesta oli epäorgaanista. Kiintoaineen alkuperästä ei vielä kesällä

2011 saatu tarkempaa tutkimustietoa. Muun muassa vesienhoitotoimikunnan kokouksessa syksyllä 2011 todettiin, että kiintoaines liittyy todennäköisesti korkeaan rautapitoisuuteen.

Ravinnepitoisuudet olivat suuremmat Korteojassa kuin Saarisenojassa ja Jäälinojassa. Korteojan valuma-alueella, ojan välittömässä läheisyydessä on viemärin ulkopuolista asutusta, joten korkeat ravinnepitoisuudet johtuvat todennäköisesti jätevesikuormituksesta.

3.2.6 Koekalastukset

Jäälinjärvellä tehtiin koekalastus verkoilla vuonna 2011. Järvellä on tehty koekalastus myös vuonna 2005. Koekalastusten tarkoituksena on ollut selvittää järven kalayhteisön rakennetta ja lajien välisiä runsaussuhteita. Lisäksi on pyritty saamaan tietoa kalaston mahdollisesta vaikutuksesta järven veden laatuun (Hiltunen 2011).

Vuoden 2011 koekalastussaaliin biomassan perusteella Jäälinjärven valtalaji on ahven. Vuonna 2005 koekalastussaaliin biomassan perusteella valtalaji oli särki. Yksilömäärien perusteella koekalastuksen saaliina oli sekä vuonna 2005 että 2011 eniten särkiä. Vuoden 2011 koekalastusraportissa (Hiltunen 2011) todetaan, että koekalastussaaliin perusteella järven kalaston rakenne on reheville järville tyypillinen.

3.2.7 Jäälinjärven kasviplankton- ja sedimenttitutkimus sekä Jäälinjärveen tulevan kiintoaineen tutkimus 2011

Pöyry Finland Oy selvitti Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunnan toimeksiannosta kesällä 2011 Jäälinjärven perustilaa kasviplankton- ja sedimenttinäytteiden perusteella. Lisäksi Pöyry Finland Oy tutki Jäälinjärveen laskevien Korteojan ja Saarisenojan vesinäytteiden kiintoainetta mikroskopoimalla. Järven sedimenttiä tutkittiin järven pohjasta kolmesta eri pisteestä otetuista näytteistä, jotka otettiin 28.10. Kasviplanktontutkimus tehtiin kolmesta heinä- ja elokuussa 2011 Jäälinjärvestä otetusta näytteestä.

Kasviplanktontutkimuksen perusteella Jäälinjärven kasviplanktonlajisto koostui pääasiassa piilevistä, silmälevistä, limalevistä ja sinilevistä. Erityisesti elokuun lopulla otetussa näytteessä esiintyi runsaasti limaleviä. Kasviplanktonin biomassan määrä ilmensi runsasravinteisuutta ja järven rehevyyttä, ja kasviplanktonlajisto oli pienille humuspitoisille reheville järville tyypillinen (Pöyry Finland Oy 2011). Tutkimusraportissa (Pöyry Finland Oy 2011) todetaan Jäälinjärven ekologisen tilan olevan kasviplanktontutkimuksen perusteella hyvä. Raportissa kuitenkin todetaan myös, että sinilevät sekä runsaat limaleväesiintymät voivat aiheuttaa virkistyskäyttöhaittoja.

Sedimenttinäytteet otettiin kustakin pisteestä syvyyksiltä 0–5 cm, 5–10 cm ja 15–20 cm. Sedimenteistä määritettiin alkuainepitoisuuksia, redox-potentiaali, kuiva-ainepitoisuus sekä hehkutusjäännös. Kaikkien tutkittujen sedimenttinäytteiden redox-potentiaali oli negatiivinen, eli sedimentti oli pelkistävässä tilassa. Sedimentin alkuainepitoisuuksien analyysin perusteella sedimentin rautapitoisuus oli huomattava (130–160 g kg⁻¹). (Pöyry Finland Oy 2011)

Jäälinjärveen kesällä kertyvän kiintoaineen alkuperän selvittämiseksi mikroskoipoitiin kaksi Korteojan ja Saarisenojan vesinäytettä elokuulta. Näytteissä havaittiin tutkimusraportin mukaan jo silmämääräisesti vaaleita hiutaleita. Mikroskoopoinnin perusteella ei kuitenkaan saatu tietoa ojissa esiintyvän kiintoaineen alkuperästä.

3.3 Jäälinojan vesistön kunnostukset ja kunnostussuunnitelmat

3.3.1 Jäälinjärven kunnostustoimet 1990-luvulla

Jäälinjärven rantakiinteistöjen omistajat tekivät aloitteen järven kunnostamisesta 1980-luvulla. Aloitteen seurauksena Kiimingin kunnanhallitus asetti hankkeen edistämiseksi Jäälinjärvi-toimikunnan. Järven tilan parantamiseksi laadittiin 1980-luvun lopulla kunnostussuunnitelma, johon kuului järven kaakkoispään ruoppaaminen sekä pohjapadon rakentaminen järven luusuaan järven alivedenpinnan nostamiseksi.

Jäälinjärveä kunnostettiin kunnostussuunnitelman mukaisesti imuruoppaamalla vuosina 1993 ja 1994. Lisäksi ensimmäisen ruoppauksen jälkeen järven happipitoisuuden aleneminen talvella 1993–1994 pysäytettiin ilmastamalla järveä kuplahapettimella. Ruoppauksilla pyrittiin parantamaan liettyneen ja umpeenkasvaneen järven kaakkoisosan virkistyskäyttömahdollisuuksia. Vuonna 1993 järven kaakkoisosasta ruopattiin 17 hehtaarin alueelta 148 000 m³ ktr maamassoja ja vuonna 1994 täydennysruoppauksena 44 000 m³ ktr. Ruoppausliete läjitettiin Peukaloisenlammen alueelle. (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1994). Järven keskimääräinen vesisyvyys kasvoi ruoppausten seurauksena 1,3 metristä 1,5 metriin (Kiimingin kunta 1995, 2). Kunnostukset toteuttivat Kiimingin kunta ja Oulun vesi- ja ympäristöpiiri.

Ruoppausten jatkoksi suunniteltiin pohjakynnyksen rakentamista Jäälinjärven luusuaan. Pohjakynnyksen olisi suunnitelman mukaan säädellyt järven alivedenkorkeuksia ja siten ehkäissyt järven uudelleen mataloitumista ja rehevöitymistä. Suunnitelman mukaan Jäälinjärven pohjapato olisi korottanut järven keskimääräistä kesäaikaista vedenpinta noin 20 cm. Pohjakynnykseen suunniteltiin rakennettavaksi myös alivirtaama-aukko, minkä avulla olisi voitu lyhentää Jäälinojan kuivaa kautta ja lisätä alivirtaamaa ojassa. Suunnitelmaa perusteltiin järven tilan, maiseman ja virkistyskäyttömahdollisuuksien parantamisella. (Kiimingin kunta 1995)

Kiimingin kunta haki pohjakynnyksen ja alivirtaama-aukon rakentamiseen vesioikeudellista lupaa vuonna 1995. Vesioikeus myönsi luvan pohjakynnyksen rakentamiseen, mutta hylkäsi hakemuksen Jäälinojan virtaamien muuttamisen osalta. Kiimingin kunta esitti vesiylöikeudelle vesioikeuden lupaehtojen muuttamista siten, että myös virtaaman sääntely sallittaisiin. Osa Jäälinojan varrella asuvista asukkaista puolestaan esitti pohjakynnyksen rakentamisluvan hylkäämistä. Lopulta vesiylöikeus hylkäsi vesioikeuden antaman luvan pohjakynnyksen rakentamiseen, joten suunnitelmat pohjakynnyksen ja alivirtaama-aukon rakentamisesta eivät toteutuneet. Vesiylöikeus totesi päätöksessään, että tavoiteltu vedenkorkeuden nosto on niin pieni, ettei sillä saavuteta hankkeen tarkoituksia ja toisaalta Jäälinojan virtaamien muuttamista ei olisi voitu vesioikeuden määräämin lupaehtoin välttää. (Vesiylöikeuden päätös 194/1996, Pohjois-Suomen vesioikeus, päätös 15/96/2.)

1990-luvun ruoppaus paransi Jäälinjärven virkistyskäyttömahdollisuuksia. Ruoppaukset eivät kuitenkaan vaikuttaneet ongelmien alkuperään eli järveen tulevaan kiintoainekuormitukseen, joten pysyvää parannusta toimenpiteellä ei saavutettu. Lisäksi olennainen osa 1990-luvun kunnostustoimenpiteitä olisi ollut Jäälinjärven vedenpinnan nosto, jolle ei saatu vesioikeudellista lupaa.

3.3.2 Jäälinjärven hoitokalastus 2011 ja 2012

Syksyllä 2011 ammattikalastajat tekivät Jäälinjärvellä kahden päivän aikana hoitokalastusta nuotalla. Hoitokalastussaalessa oli 2700 kg pientä särkeä ja lahnaa (Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys ry b). Kesän 2011 koekalastuksen tavoin särkiä oli saaliina kappalemääräisesti paljon. Koska Jäälinjärven särjet olivat kesän 2011 koe- ja hoitokalastuksen perusteella pieniä, järvessä epäiltiin olevan vaeltava särkikanta.

Mahdollisen vaeltavan särkikannan vähentämiseksi Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys sijoitti Jäälinjärven luusuaan rysän alkukesällä 2012. Myöhemmin rysä siirrettiin järvelle. Alkukesän aikana rysällä saatiin saaliiksi noin 200 kg särkikaloja. Saaliiksi saatiin kaloja, jotka tukivat oletusta vaeltavasta särkikannasta.

Hoitokalastusta tehtiin ammattikalastajien voimin Jäälinjärvellä kahden päivän ajan myös 2012 syyskuun lopulla. Pyyntimenetelmänä käytettiin nuottaa. Saaliiksi saatiin 600 kg särkeä ja pientä lahnaa. Saaliiksi saadut kalat olivat vuonna 2011 hoitokalastettuja kaloja suurempia.

3.3.3 Saarisenojan kosteikkojen suunnitelma ja 2012 rakennetut kosteikot

Maveplan Oy laati vuonna 2011 Saarisenojan kosteikkojen suunnitelman Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen tilaamana. Suunnitelmaan kuuluu kosteikoiden ja pintavalutuskenttien sekä patorakenteiden rakentamista eri puolille Jäälänjärven yläpuolista valuma-aluea. Yleiskartta suunnitelluista vesienhoitorakenteista on esitetty liitteessä 1. Suunnitelmassa valuma-alue on jaettu kolmeen toimenpidealueeseen: Kalamäen, Kokkojärvenniityn sekä Saarisenojanniityn ja Kokko-ojan haaran toimenpidealueisiin.

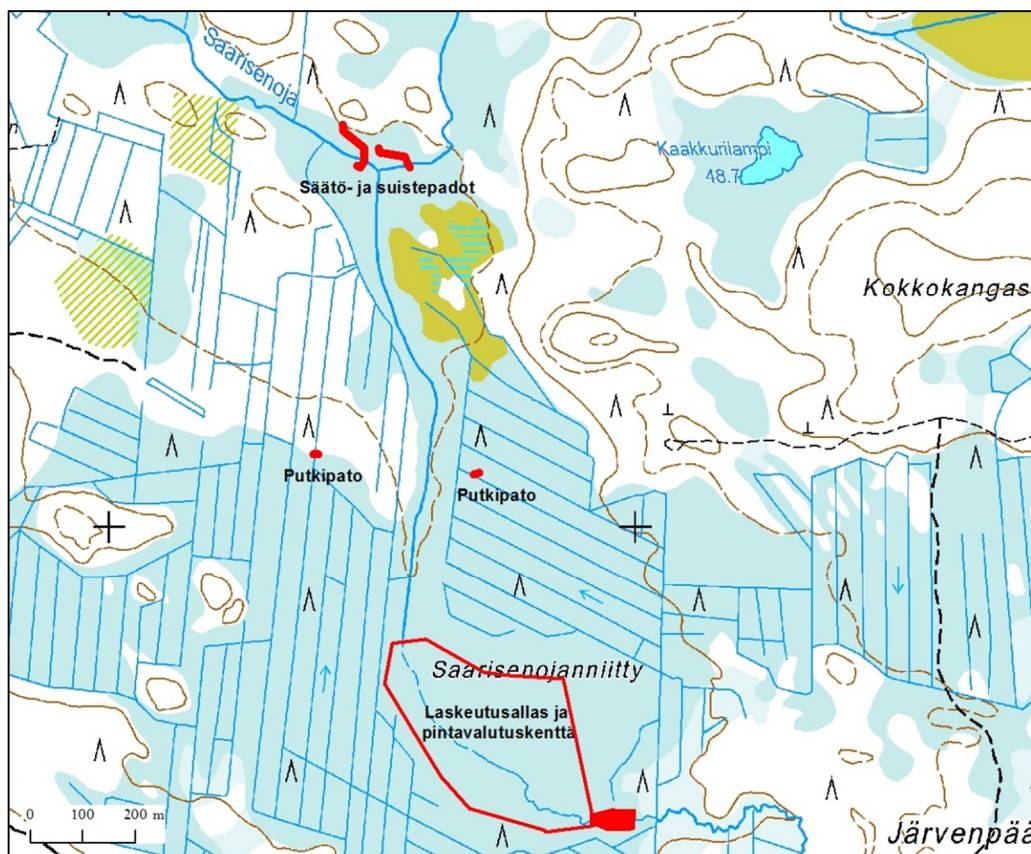
Suunniteltujen toimenpiteiden tavoite on lisätä veden viipymää valuma-alueella ja tasoittaa virtaamia Jäälänjärveen. Pintavalutuskentät ja kosteikot myös puhdistavat vesiä pidättämällä kiintoainetta ja ravinteita. Erityisesti pintavalutuksen on tarkoitus pidättää vesistössä esiintyvää rautasaostumaa. Vesienhoitorakenteilla on myös tarkoitus muodostaa avovesialueita, jotka vahvistaisivat alueen vesilintukantaa. (Maveplan Oy 2011)

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry aloitti suunniteltujen vesienhoitorakenteiden tekemisen syyskuussa 2012. Saarisenojanniityn toimenpidealueelle rakennettiin pintavalutuskenttä, jonka pinta-ala on noin 5 ha eli 1,1 % kentän yläpuolisesta valuma-alueesta (Maveplan Oy 2011). Pintavalutuskentän yläpuolelle kaivettiin allasmainen osuus. Kaivettu virtausreitti, jolla Saarisenojan vesi oli kuivatustarkoituksen vuoksi ohjattu pois alkuperäisestä uomastaan, katkaistiin ojatkolla ja vedet ohjattiin pintavalutuskentälle jako-ojan avulla. Sieltä vesi kerääntyy Saarisenojan alkuperäiseen uomaan. Lisäksi Kokko-ojan haaraan toimenpidealueella rakennettiin suisteita, joiden avulla on tarkoitus hyödyntää alueen tulvahyllyjä. Vesi nostetaan ranta-alueelle kahden säätöpadon avulla. Ojastoon rakennettiin kaksi putkipatoa tasaamaan virtaamavaihteluita. Seuraavalla sivulla on kuva Saarisenojan pintavalutuskentän yläpuolisesta laskeutusaltaasta sekä osasta Kokko-ojan haaran suisteita (kuva 7). Lisäksi kuvassa 8 Saarisenojan valuma-alueelle tehdyt vesienhoitorakenteet on esitetty kartalla.

Syksyllä 2012 tehtyjen vesienhoitorakenteiden lisäksi Maveplan Oy:n laatimaan suunnitelmaan kuuluu kaksi laskeutusallasta Kokkojärvenniityn toimenpidealueen yläosalle. Suunnitelman mukaan laskeutusaltaiden alapuoliset ojat tukitaan. Ojien tukkimisen tavoite on, että Kokkojärvenniityllä sijaitseva uoma kasvaa umpeen ja niitty muuttuu pintavalutuskentäksi. Kokkojärvenniityn länsipäähän on suunniteltu kosteikko, johon muodostuisi noin 350 metriä pitkä ja enimmillään 30 metriä leveä avovesialue. Kokkojärvenniityn kosteikkoalueen pinta-ala on 0,8 % Kokkojärvenniityn valuma-alueen pinta-alasta. Kaikkien Kokkojärvenniityn toimenpidealueen rakenteiden pinta-ala on yhteensä 1 % valuma-alueen pinta-alasta. (Maveplan Oy 2011)



Kuva 7. Saarisenojan valuma-alueelle syksyllä 2012 tehtyjä vesienhoitorakenteita. Vasemmalla Saarisenojanniityn pintavalutuskentän yläpuolinen laskeutusallas. Oikealla Kokko-ojan haaran suistepatoja, kun vesi on noussut alueen tulvavyhyille.



Kuva 8. Saarisenojan valuma-alueelle syksyllä 2012 tehdyt vesienhoitorakenteet. (Pohjakartta © MML 2012.)

Kalamäen toimenpidealueelle, Saarisenojan alavirralla on suunniteltu kosteikko, jonka pinta-ala on 0,2 % Saarisenojan valuma-alueesta. Suunnitellun kosteikon suurin yhtenäinen avovesialue on 200 metriä pitkä ja enimmillään 75 metriä leveä. Kalamäen toimenpidealueelle sijoittuvat myös Saarisenojan suulle suunnitellut pohjakohoumat, joilla pyritään hidastamaan Saarisenojan veden purkautumista Jäälinjärveen. (Maveplan Oy 2011)

3.4 Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry

Vuoden 2011 huhtikuussa Jäälinojan vesistön tilasta huolestuneet jääliläiset perustivat Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry:n. Yhdistyksen toiminta-alue on Jäälinojan vesistö. Yhdistyksen tavoite on parantaa toimialueensa vesistöjen tilaa.

Erilaiset vesiensuojeluyhdistykset ovat toteuttaneet Suomessa vesistökunnostuksia viimeisinä vuosikymmeninä ja vesiensuojeluyhdistyksiä toimii useilla alueilla. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry on kuitenkin harvinaisuus vesiensuojeluyhdistyksien joukossa, sillä se pyrkii EU:n vesipuitedirektiivin mukaiseen valuma-alueelähtöiseen tarkasteluun. Usein vesiensuojeluyhdistykset keskittyvät esimerkiksi yksittäisen järven kunnostukseen.

Vuoden 2011 aikana yhdistys teki ja teetti Jäälinojan vesistöalueella tutkimuksia vesistön tilasta sekä suunnitelmia vesistön tilan parantamiseksi. Kesällä 2012 vesienhoitoyhdistys järjesti Suomen ympäristökeskuksen avustuksella allaskokeen Jäälinjärvellä. Syksyllä 2012 yhdistys rakensi pääosin talkootyönä vesienhoitorakenteita Jäälinjärven yläpuolisella valuma-alueella. Marraskuussa 2012 yhdistys järjesti Jäälinjärvi-seminaarin, jossa keskusteltiin Jäälinjärven tilasta ja kunnostusmahdollisuuksista. Seminaariin osallistui muun muassa Suomen ympäristökeskuksen asiantuntijoita.

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys on vuonna 2012 myös osallistunut Kalimenjoen valuma-alueen arvottamistutkimuksen valmisteluun. Arvottamistutkimusta tehdään yhdessä Suomen ympäristökeskuksen ja Kellon kyläyhdistyksen kanssa. Tutkimuksessa laadittiin vesienhoitoa koskevia mielipiteitä ja maksuhalukkuutta selvittävä kysely, joka lähetettiin satunnaisesti valituille Kalimenjoen valuma-alueen asukkaille marraskuussa 2012.

Arvottamistutkimuksella pyritään muun muassa selvittämään Kalimenjoen valuma-alueen asukkaiden mielipiteitä vesistöjen tilasta sekä viestimään vesienhoidon tilanteesta Kalimenjoen valuma-alueella. Lisäksi tutkimuksen avulla pyritään saamaan rahallinen arvio vesienhoidon tulevista hyödyistä Kalimenjoen valuma-alueella. Kyseessä on ensimmäinen Suomessa toteutettava aidon maksuhalukkuuden mittaava arvottamistutkimus. Tutkimuksesta julkaistaan raportti alkuvuonna 2013.

Jäsenmaksujen lisäksi Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys on saanut toiminnallensa rahoitusta Kiimingin kunnalta sekä Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskukselta. Rahoituksen lisäämiseksi yhdistyksellä on yhteistoimintaa myös paikalliseen kauppiaan kanssa

Joulukuun alussa 2012 Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksessä oli 80 henkilöjäsentä, muutama yhteisöjäsen sekä 10 kannatusjäsentä. Yhdistys on pyrkinyt tekemään toimintaansa tunnetuksi Jäälän alueella ja saamaan siten lisää jäseniä. Heti perustamisen jälkeen yhdistys avasi nettisivut, joita päivitetään jatkuvasti. Yhdistyksen toiminnasta on ollut juttuja alueellisessa ja paikallisessa mediassa. Yhdistyksen esite on jaettu kaikkiin Jäälän alueen kiinteistöihin. Yhdistys on esitellyt toimintaansa Jäälän asukasyhdistyksen ja muidenkin ryhmien tilaisuuksissa ja järjesti oman tiedotustilaisuuden toiminnastaan keväällä 2012. Yhdistys on myös esittäytynyt Kiiminki-päivillä 2011 ja 2012. Tunnettuuden lisääntyä yhdistyksestä on pyydetty toimintamallin esittelyä muun muassa Kitkajärven kunnostushankkeeseen. Yhdistyksen tavoitteena on laatia yleiseen käyttöön kuvaus omatoimisen vesistökuunnostuksen toimintamallista.

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys pyrkii tiiviiseen yhteistyöhön alueen viranomaisten ja maanomistajien kanssa. Vesienhoitoyhdistys on koonnut Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunnan yhteistyöfoorumiksi Jäälinojan valuma-alueen vesistöjen tilaa edistävien tahojen välille. Kyseessä on luonteeltaan epävirallinen kokoonpano. Toimikunnassa ovat edustettuina Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys, Kiimingin kunta, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, Oulun seudun ympäristötoimi, Kiimingin jakokunta, Pohjois-Pohjanmaan metsäkeskus, Suomen ympäristökeskus, Kiimingin kalastuskunta sekä yksittäisiä asiantuntijoita. Toimikunnan tehtäväkuvauksen mukaan se ”--valmisteleo vesien kunnostuksen ja hoidon vaatimia toimenpiteitä sekä seuraa, ohjaa ja koordinoi niitä niin, että toimenpiteistä muodostuu toisiaan vahvistava tarkoituksenmukainen kokonaisuus. Toimikunta kartoittaa tiedossaan olevien rahoituskanavien hyödyntämismahdollisuudet ja edistää rahoituksen hankintaa niistä.” Tehtäväkuvauksessa todetaan myös, että toimikunnan työskentelytapa on keskustelevala ja neuvoa antava. (Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry a)

Vesienhoitotoimikunta kokoontui kolme kertaa vuonna 2011. Vuonna 2012 yhdistys on kokoontunut kesä- ja lokakuussa. Kokouksissa on keskusteltu Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen tekemistä ja tulevista toimista. Toimikunnan asiantuntijat ovat auttaneet vesienhoitoyhdistyksen toimijoita tulkitsemaan tutkimustuloksia sekä arvioimaan kunnostusmahdollisuuksia. Toimikunnan viranomaistoimijat ovat myös mahdollisuuksiensa mukaan osallistuneet selvitysten ja suunnitelmien tekoon sekä järjestäneet Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistykselle rahoitusta.

4 Tutkimusmenetelmät

4.1 Jäälinojan vesistön kuormitusselvitys

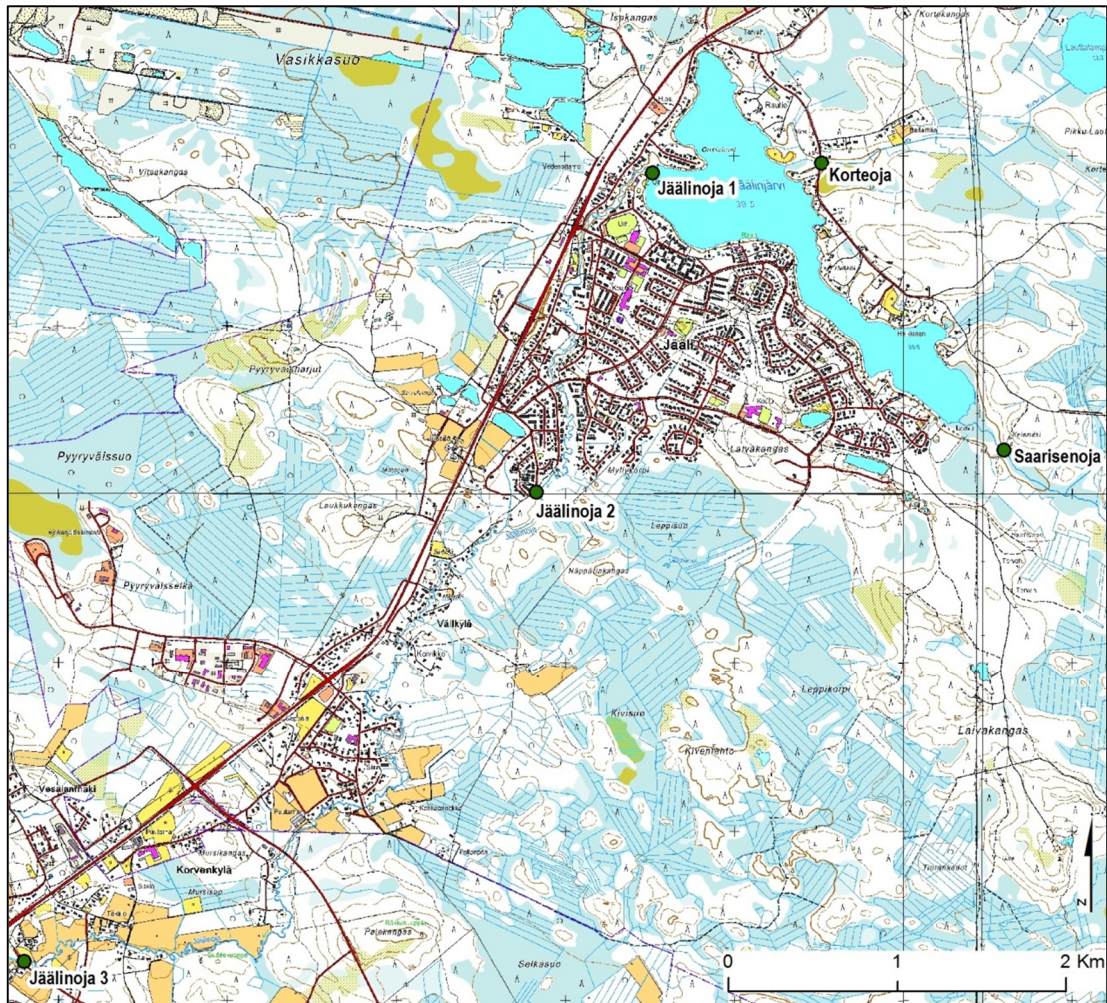
Jäälinojan vesistön kuormituslähteitä selvitettiin ominaiskuormituslukujen sekä vedenlaatutietojen perusteella. Kuormitusselvityksen perusteella laadittiin yleissuunnitelma Jäälinojan vesistön kuormituksen pienentämiseksi.

4.1.1 Kuormituksen arviointi vedenlaatuanalyysien perusteella

Jäälinjärven ja Jäälinojan kesäaikaista kuormitusta vuosina 2011 ja 2012 arvioitiin vedenlaatuanalyysien perusteella. Kesällä 2011 vedenlaatua oli analysoitu Jäälinjärven tulouomista sekä luusuasta otetuista näytteistä. Kesällä 2012 vedenlaatutietoja saatiin myös kahdesta Jäälinojan varrella sijaitsevasta näytepisteestä.

Kesän 2011 vedenlaatuanalyyseistä on kerrottu luvussa 3.3.5. Kesällä 2012 Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys jatkoi Jäälinjärveen tulevien ojien sekä Jäälinojan näytteenottoa kesän 2011 tapaan. Näytteenottoa laajennettiin vuoteen 2011 nähden siten, että näytteitä otettiin paitsi Jäälinojan suulta myös Jäälinojasta heti Jäälän taajaman alapuolella sekä Jäälinojan alavirralla. Jäälinojasta otettiin siis näytteitä kolmesta pisteestä. Vuoden 2012 näytepisteet on esitetty kartalla kuvassa 9.

Ensimmäiset näytteet otettiin tulva-aikaan huhtikuun lopussa 2012, jolloin näytteistä analysoitiin ainoastaan kiintoainepitoisuudet. Toukokuun alussa otettiin näytteet, joista analysoitiin kiintoaineen lisäksi ravinnepitoisuudet ja rauta- ja mangaanipitoisuus. Keväällä näytteitä ei otettu Jäälinojan kahdesta alavirran näytepisteestä. Kesällä näytteitä otettiin kaikista näytteenottopisteistä kaksi kertaa kuukaudessa syyskuun alkuun saakka. Kaikista näytteistä analysoitiin kiintoainepitoisuus. Ravinnepitoisuudet, *Escherichia coli* ja rauta- ja mangaanipitoisuudet analysoitiin näytteistä kesällä kerran kuukaudessa.



Kuva 9. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan vedenlaadun näytenpisteet vuonna 2012. (Pohjakartta © MML, 2012)

Jäälinojan ja Jäälinjärven kuormitusta arvioitiin yleispiirteisesti vuosien 2011 ja 2012 vedenlaatutietojen perusteella. Lisäksi molempien vuosien näytteenottojaksoille laskettiin arvio ravinnekuormituksesta Jäälinjärveen vedenlaatuanalyysien ja vesitaseen perusteella kahdella laskentamenetelmällä. Ensimmäisessä laskentamenetelmässä havaintoajankohtien väliset päivittäiset ravinnepitoisuudet (c_d) Saarisenojassa ja Korteojassa interpoloitiin lineaarisesti. Näytteenottojakson päivittäiset kuormitusmäärät laskettiin vesitaseen mukaisten Saarisenojan ja Korteojan päivittäisten virtaamien (q_d) sekä interpoloitujen ravinnepitoisuuksien tulona. Havaintojakson kokonaiskuormitus (L) laskettiin päivittäisten kuormitusten summana, kuten on esitetty yhtälössä 4. Laskentamenetelmällä arvioitiin kokonaisravinnekuormitusta ja liuenneiden ravinteiden kuormitusta. Menetelmällä arvioitiin myös vuoden 2012 kiintoainekuormitusta.

Toisessa laskentamenetelmässä vesitaseen perusteella laskettiin havaintojakson kuukausille päivittäinen keskivirtaama (q_m) Saarisenojassa ja Korteojassa. Päivittäinen kuormitus Saarisenojasta ja Korteojasta laskettiin kunkin kuukauden päivittäisen keskivirtaaman ja kuukauden aikana

havaitun pitoisuuden (c_m) tulona. Tällä laskentamenetelmällä arvioitiin ravinnekuormitusta (L) kesä-syyskuussa 2011 ja touko-elokuussa 2012 yhtälön 5 mukaisesti. Kaikilta tarkastelujaksojen kuukausilta ei kuitenkaan ollut pitoisuushavaintoa, vaan yhtälön 5 mukaisessa laskennassa 2011 heinäkuun fosforipitoisuutena käytettiin 2011 elokuun alun pitoisuushavaintoa ja syyskuun pitoisuutena lokakuun alun pitoisuushavaintoa. Vuoden 2012 tarkastelussa elokuun fosforipitoisuutena käytettiin 2012 syyskuun alun pitoisuushavaintoa.

$$L = \sum c_d q_d, \quad (4)$$

missä c_d on interpoloitu päivittäinen ravinne- tai kiintoainepitoisuus tulo-ojassa ja q_d on vesitaseen mukainen päivittäinen virtaama tulo-ojassa.

$$L = \sum c_m q_m, \quad (5)$$

missä c_m on kuukauden aikana havaittu ravinnepitoisuus tulo-ojassa ja q_m on vesitaseen perusteella laskettu kuukauden päivittäinen keskivirtaama.

4.1.2 Luonnonhuuhtouma ja laskeuma

Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueella muodostuvan luonnonhuuhtouman suuruutta arvioitiin käyttäen VEPS-järjestelmän Kalimenjoen valuma-alueella käyttämiä luonnonhuuhtouman kuormituslukuja. Vastaavasti laskeuman suuruutta Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueilla arvioitiin käyttämällä keskiarvoa VEPS-järjestelmän käyttämistä luonnonhuuhtouman kuormitusluvuista Kalimenjoen valuma-alueella vuosina 1990–2002. Ominaiskuormitusluvut on esitetty taulukossa 5. Luonnonhuuhtouman suuruutta arvioitiin kertomalla kuormitusluvut Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueiden pinta-aloilla. Laskeuman suuruutta arvioitiin kertomalla ominaiskuormitusluvut Jäälinjärven ja Jäälinojan vesipinta-alalla.

Taulukko 5. Luonnonhuuhtouman ja laskeuman arvioinnissa käytetyt kuormitusluvut.

Kuormittava tekijä	Ominaiskuormitus	
	P kg/km ² /a	N kg/km ² /a
Luonnonhuuhtouma	4,5	131,0
Laskeuma	10,7	380,5

Laskentamenetelmä ei huomioi ravinteiden pidättymistä valuma-alueella. Tuloksena saadaan siis arvio Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueella kokonaisuudessaan muodostuvasta luonnonhuuhtoumasta. Osa valuma-alueella muodostuvasta huuhtoumasta kuitenkin pidättyy valuma-alueella, ja Jäälinjärveen ja Jäälinojaan tuleva luonnonhuuhtouman aiheuttama

ravinnekuormitus on valuma-alueelle laskettua kuormitusarviota pienempi. Pidättymisen vaikutus luonnonhuuhtouman aiheuttamaan kuormitukseen huomioidaan kuormitusselvityksen yhteenvedossa (luku 5.1.9).

4.1.3 Maatalouden kuormitus

Maatalouden kuormitusta arvioitiin Jäälinojan valuma-alueella. Jäälinjärven valuma-alueella peltoja on ainoastaan valuma-alueen yläosissa, eikä alueella ole karjataloutta. Jäälinjärven valuma-alueella pelloilta tuleva kuormitus todennäköisesti pidättyy valuma-alueen yläosiin, joten niiden aiheuttamaa kuormitusta ei arvioitu.

Maatalouden kuormitusta Jäälinojan valuma-alueella arvioitiin käyttäen VEPS-järjestelmän Kalimenjoen valuma-alueella käyttämiä maatalouden kuormituslukuja. VEPS-järjestelmän mukaan maatalouden fosforikuormitus Kalimenjoen valuma-alueella on $0,64 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ja typpinkuormitus $17,76 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ominaiskuormituslukujen ja Jäälinojan valuma-alueen peltopinta-alan perusteella laskettiin arvio maatalouden aiheuttaman kuormituksen suuruudesta Jäälinojan valuma-alueella.

4.1.4 Metsätalouden kuormitus

Metsätalouden aiheuttamaa kuormitusta Jäälinojan vesistöalueella vuonna 2011 arvioitiin alueella toteutettujen kunnostusojitusten ja ominaiskuormituslukujen avulla. Tietoja alueella tehdyistä kunnostusojituksista saatiin Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen metsäojarekisteristä.

Ravinnekuormituksen ominaiskuormituslukuina käytettiin Kenttämiehen (2006) kokoamia kuormituslukuja, jotka ovat peräisin suomalaisilla metsätalousalueilla tehdyistä tutkimuksista. Kunnostusojitukset aiheuttavat paljon myös kiintoainekuormitusta. Kunnostusojitusten aiheuttamaa kiintoainekuormitusta arvioitiin Koivusalon et al. (2008) esittämillä luvuilla. Kuormitusluvut on esitetty taulukossa 6.

Luonnonhuuhtouman aiheuttaman kuormituksen laskennassa käytettyjen kuormituslukujen tavoin taulukossa 6 esitetyt ominaiskuormitusluvut metsätaloustoimien aiheuttamasta ravinne- ja kiintoainehuuhtoumasta eivät huomioi valuma-alueella tapahtuvan pidättymisen aiheuttamaa kuormituksen vähenemistä. Pidättymisen vaikutus metsätalouden aiheuttamaan kuormitukseen huomioidaan kuormitusselvityksen yhteenvedossa (luku 5.1.9). Kunnostusojitusten lisäksi metsätalousalueilla kuormitusta aiheuttavat hakkuut ja lannoitukset, mitä ei ominaiskuormituslukuihin perustuvassa kuormituksen arvioinnissa huomioitu.

Taulukko 6. Kunnostusojitusten aiheuttaman ravinne- ja kiintoainekuormituksen arvioinnissa käytetyt ominaiskuormitusluvut (ravinnekuormitus Kenttämiehen 2006 mukaan, kiintoainekuormitus Koivusalon et al. 2008 mukaan).

Vuotta ojituksesta	Huuhtouma kg/ha/a		
	P	N	Kiintoaine
1	0,40	3,20	300
2	0,48	3,20	100
3	0,19	3,70	80
4	0,14	4,00	60
5	0,12	2,00	50
6	0,08	1,00	40
7	0,05	1,00	30
8	0,05	1,00	20
9	0,05	1,00	10
10	0,05	1,00	5

4.1.5 Haja-asutuksen jätevesikuormitus

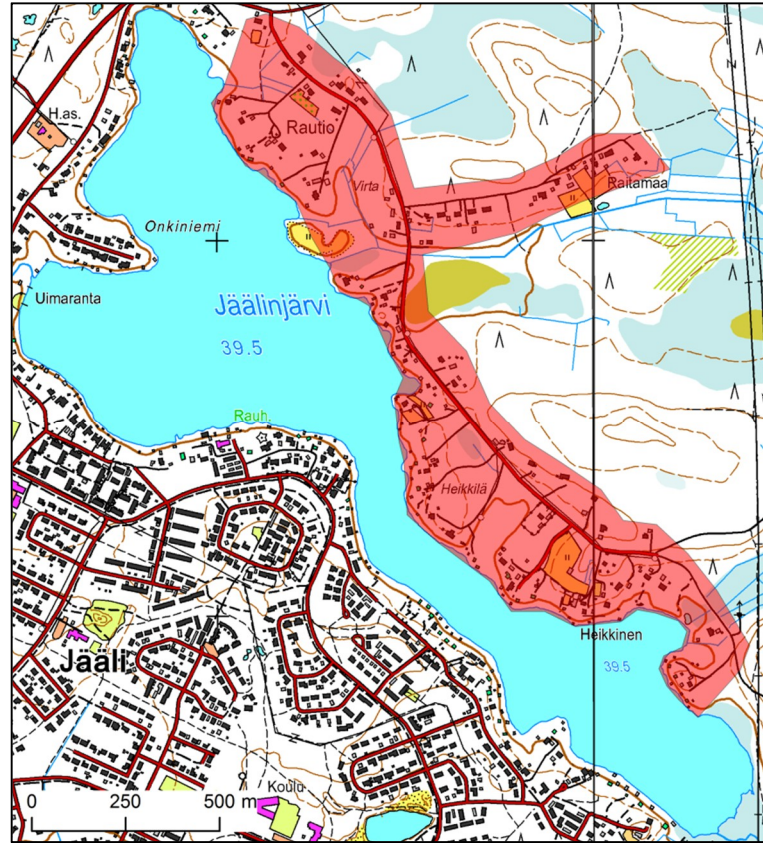
Jäälinjärven valuma-alue

Jäälinjärven koillispuolella ei ole viemärointia. Alueen nykyisiä jätevesienkäsittelyjärjestelmiä sekä asukkaiden suhtautumista alueen mahdolliseen viemärointiin selvitettiin haastattelemalla kiinteistöjen omistajia puhelimitse. Haastattelualue on esitetty kartalla kuvassa 10. Haastattelukysymykset ovat liitteenä 2. Haastattelualueeseen kuului Jäälin taajaman vastakkaisella rannalla kulkeva Heikkisentie sivuteineen. Alueen kiinteistöt sijaitsevat enintään noin 300 m etäisyydellä Jäälinjärvestä tai Korteojasta.

Haastattelu kohdistettiin vesijohtoverkostoon liittyneille kiinteistöille, joita oli Kiimingin Vesi Oy:ltä saatujen tietojen mukaan kohdealueella kaikkiaan 56. Haastattelusta jaettiin ennakkotiedote alueen kiinteistöille. Haastattelut tehtiin toukokuun 2012 aikana.

Haastattelutulosten avulla arvioitiin Jäälinjärveen tulevaa jätevesikuormitusta. Jätevesikuormituksen arvioinnissa käytettiin Karjaanjoki LIFE-hankkeen yhteydessä tehdyissä kuormitusselvityksissä (Valjus 2003, Turunen 2003) käytettyjä kuormituslukuja, jotka perustuvat Santalan & Ronnun selvitykseen haja-asutusalueiden jätevesien käsittelystä (Rontu & Santala 1995). Käytetyt kuormitusluvut jaottelevat kiinteistöt kahteen luokkaan sen mukaan, johdetaanko kiinteistön wc-vedet umpisäiliöön vai maaperäkäsittelyyn, kuten taulukossa 7 on esitetty.

Kiinteistöiltä, joilla kaikki jätevedet johdetaan umpisäiliöön, ei aiheudu jätevesikuormitusta Jäälinjärveen. Koska viemäröimättömät kiinteistöt sijaitsevat pääosin Jäälinjärven lähivaluma-alueella, ominaiskuormitusluvut kuvaavat suoraan Jäälinjärveen tulevaa kuormitusta.



Kuva 10. Jäälinjärven koillispuolen viemäröimätön alue, jonka jätevesien käsittelyjärjestelmiä selvitettiin haastattelulla. (Haastattelualue merkitty punaisella.) (Pohjakartta © MML 2012)

Taulukko 7. Haastattelualueen haja-asutuksen jätevesikuormituksen arvioinnissa käytetyt kuormitusluvut (Turunen 2003, 50, Valjus 2003, 51–52 mukaan).

Jätevesienkäsittelyjärjestelmä	Ominaiskuormitus kg/as/a	
	P	N
Ei umpisäiliötä	0,43	3,1
Wc-vedet umpisäiliöön	0,25	1,0

Taulukon 7 kuormituslukujen mukaan jätevesijärjestelmä, johon ei kuulu umpisäiliötä, poistaa 46 % jätevesiasetuksen (A 209/2011) mukaisesta jätevesien fosforikuormituksesta ja 40 % typikuormituksesta. Mikäli wc-vedet johdetaan umpisäiliöön, taulukon 7 kuormituslukujen mukaan fosforin puhdistusteho on 70 % ja typen puhdistusteho 80 % jätevesiasetuksen mukaisesta potentiaalisesta kokonaiskuormituksesta.

Kyselyn kattamien kiinteistöjen lisäksi Jäälinjärven valuma-alueella on Kiimingin kunnalta saatujen tietojen mukaan muutamia vakituisesti asuttuja kiinteistöä, jotka sijaitsevat viemäröinnin ulkopuolella. Kiinteistöillä ei ole umpisäiliöitä. Tarkempaa tietoa kiinteistöjen jätevesienkäsittelymenetelmistä ei ole. Lisäksi Jäälinjärven lähivaluma-alueella on yksittäisiä viemäriin liittämättömiä kesäasuntoja. Näiden kiinteistöjen aiheuttamaa kuormitusta ei huomioitu haja-asutuksen aiheuttaman kuormituksen arvioinnissa. Haastattelualueeseen nähden yksittäisten kiinteistöjen aiheuttama ravinnekuormitus on pientä.

Jäälinojan valuma-alue

Jäälinojan valuma-alueella on Kiimingin Vesi Oy:ltä saatujen tietojen mukaan 50 vakituisesti asuttua kiinteistöä, joita ei ole liitetty alueen viemäriverkostoon. Koska osa kiinteistöistä sijaitsee yli 500 m päässä Jäälinojasta, käytettiin kiinteistöjen jätevesien aiheuttaman kuormituksen arvioinnissa Lakson & Viitasaaren (1990) esittämiä kuormituslukuja, jotka riippuvat kiinteistön etäisyydestä vesistöstä. Kuormituslukujen perusteella voitiin siis arvioida suoraan Jäälinojaan kohdistuvaa kuormitusta. Kuormitusluvut on esitetty taulukossa 8. Kuormituslaskennassa etäisyytenä vesistöstä käytettiin kartalta mitattua kiinteistöjen likimääräistä etäisyyttä Jäälinojasta.

Taulukko 8. Jäälinojan valuma-alueen viemäröimättömien kiinteistöjen kuormituksen arvioinnissa käytetyt kuormitusluvut (Lakso & Viitasaari 1990, 29–30 mukaan).

Etäisyys vesistöstä [m]	Ominaiskuormitus kg/as/a	
	P	N
< 100	0,47	2,08
100–500	0,33	1,49
> 500	0,20	0,89

Taulukon 8 kuormitusluvut ovat Lakson & Viitasaaren (1990) mukaan kiinteistöille, joilla jätevesien käsittelymenetelmänä on saostuskaivot ja alkeellinen maasuodatus. Jäälinojan valuma-alueen viemäröimättömien kiinteistöjen jätevesienkäsittelyjärjestelmiä ei ole selvitetty. Kiimingin Vesi Oy:ltä saatujen tietojen mukaan kolmella alueen viemäröimättömistä kiinteistöistä on umpisäiliö. Kuormitusarvion laskennassa alueen muille 47 viemäröimättömälle kiinteistöille käytettiin taulukon 8 kuormituslukuja. Jätevesiasetuksessa (A 209/2011) esitettyihin potentiaalisiin kuormitusarvoihin verrattuna taulukon 8 kuormituslukujen mukaan kiinteistökohtaisen jätevesijärjestelmän fosforin puhdistusteho alle 100 m etäisyydellä vesistöstä on noin 40 % ja yli 500 m etäisyydellä noin 75 %. Vastaavasti typen puhdistusteho on alle 100 m etäisyydellä noin 60 % ja yli 500 m etäisyydellä noin 80 %.

Vakituisen asutuksen lisäksi Jäälinojan valuma-alueella on kymmenkunta vapaa-ajan asuntoa, joita ei ole liitetty viemäriverkostoon. Näiltä kiinteistöiltä aiheutuvaa kuormitusta ei laskennassa huomioitu. Vapaa-ajan asunnoilta tuleva jätevesikuormitus on todennäköisesti pientä verrattuna vakituisen asutuksen aiheuttamaan kuormitukseen.

4.1.6 Hulevesikuormitus

Jäälinjärven valuma-alue

Jäälinjärven valuma-alueella arvioitiin järven lähivaluma-alueen ranta-asutuksen aiheuttamaa kuormitusta. Kuormitusta arvioitiin SLICES-maakäyttöaineiston ja pientaloalueen hulevesien ominaiskuormitusarvojen perusteella. Ominaiskuormitusarvoina käytettiin Peltola-Thiesin (2005) Kotolan & Nurmisen (2003) tutkimuksen perusteella esittämiä lukuja, jotka on esitetty taulukossa 9. Peltola-Thiesin kokoamiin kuormituslukuuihin sisältyy luonnonhuuhtouma. Luonnonhuuhtouman osuus kuormitusluvuista on koko Suomen tasolla 10–20 % fosforin kuormitusluvuista ja 20–30 % typen kuormitusluvuista. Pohjois-Suomessa luonnonhuuhtouman osuus on pienempi kuin Etelä-Suomessa. (Peltola-Thies 2005) Fosforin kuormitusluvuista vähennettiin sen vuoksi 10 % ja typen kuormitusluvuista 20 %, ja lähivaluma-alueen aiheuttamaa kuormitusta arvioitiin näin saatujen lukujen avulla. Lähivaluma-alueella kuormitusta muodostaviksi alueiksi katsottiin tarkastelussa SLICES-maankäyttöaineiston alueidenkäyttöluokista erillispientalojen alueet, rivi- ja kytkettyjen pientalojen alueet sekä loma-asuntoalueet.

Taulukko 9. Pientaloalueilta aiheutuva ominaiskuormitus ja ominaiskuormitus pientaloalueelta, kun luonnonhuuhtouman osuus kuormituksesta vähennetty (Peltola-Thies 2005 mukaan). Jälkimmäisiä kuormituslukuja käytettiin Jäälinjärven lähivaluma-alueen asutuksen aiheuttaman ravinnekuormituksen arvioinnissa.

	Ominaiskuormitus kg/km ² /a	
	P	N
Kokonaishuuhtouma pientaloalueelta	24	495
Huuhtouma pientaloalueelta, kun luonnonhuuhtouman osuus kuormituksesta vähennetty	21,6	396

Jäälinjärven lähivaluma-alueelta järveen tulevaa ravinnekuormituksen arvioimiseksi selvitettiin myös kasvillisuutta järven rantavyöhykkeellä. Järvi kierrettiin veneellä 30.7.2012 ja rantavyöhykkeestä otettiin kuvia. Kuvien perusteella tarkasteltiin pihojen avoimuutta ja sitä, onko piholla kuormitusta pidättävää kasvillisuutta.

Jäälinojan valuma-alue

Jäälinojan valuma-alueen hulevesikuormitusta arvioitiin SLICES-maankäyttöaineiston ja pientaloalueen ominaiskuormitusarvojen perusteella. Ominaiskuormitusarvoina käytettiin samoja Peltola-Thiesin (2005) esittämiä lukuja kuin Jäälinjärven lähivaluma-alueen asutuksen aiheuttaman kuormituksen arvioinnissa. Käytetyt kuormitusluvut on esitetty taulukossa 9. Hulevesikuormitusta muodostaviksi alueiksi Jäälinojan valuma-alueella katsottiin tarkastelussa SLICES-maankäyttöaineiston alueidenkäyttöluokista kerrostaloalueet, erillispientalojen alueet, rivi- ja kytkettyjen pientalojen alueet sekä loma-asuntoalueet.

Jäälin taajaman Jäälinojaan aiheuttamasta hulevesikuormituksesta pyrittiin myös saamaan suuntaa-antava arvio kesän 2012 vedenlaatutulosten perusteella, sillä Jäälinjärven luusuan ja Jäälin taajaman mittauspisteiden välisen alueen valumavedet ovat pääosin peräisin Jäälin taajamasta. Taajaman aiheuttaman hulevesikuormituksen arvioimiseksi myös selvitettiin taajama-alueen hulevesijärjestelmiä Kiimingin Vesi Oy:n verkostokartoista. Lisäksi Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen liikenne-vastualueen suunnitelma-arkistoista etsittiin tietoja valtatie 20 sekä seututien 833 kuivatusjärjestelmistä sen selvittämiseksi, aiheutuuko valtateiltä kuormitusta Jäälinojaan.

4.1.7 Jäälinjärven sisäisen kuormituksen arviointi

Sisäisen kuormituksen merkitystä Jäälinjärvellä arvioitiin vertaamalla kesän 2011 ja 2012 havaintojen mukaista fosforin pidättymiskerrointa sekä havaintoajanjakson teoreettista fosforin pidättymiskerrointa. Havaintojen mukainen pidättymiskerroin laskettiin havaittujen tulevan ja lähtevän veden keskimääräisien pitoisuuksien avulla yhtälöllä 6.

$$R = \frac{c_I - c_O}{c_I}, \quad (6)$$

missä R on fosforin pidättymiskerroin
 c_I on tulevan veden fosforipitoisuus
 c_O on lähtevän veden fosforipitoisuus.

Jäälinjärven teoreettinen fosforin pidättymiskerroin laskettiin niin kutsutun Lappalaisen mallin sekä Lappalaisen mallin muunnoksen avulla. Lappalaisen mallin mukaan fosforin pidättymiskerroin on laskettavissa yhtälöllä 7 (Frisk 1978, 41).

$$R = \frac{0,9(c_I-6)T}{200+(c_I-6)T} , \quad (7)$$

missä c_I on fosforin keskimääräinen konsentraatio tulevassa vedessä eli aineen alkupitoisuus [mg/m^3] = I/Q , missä I on fosforikuormitus [mg/d] ja Q on tulovirtaama

T on viipymä [kk] = Q/V , missä Q on järvestä lähtevä virtaama ja V on järven tilavuus.

Lappalaisen mallia (yhtälö 7) voidaan käyttää kohteille, jotka täyttävät yhtälön 8 soveltuvuusehdon.

$$1,5 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{kk} < \frac{c_I}{T} < 30 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{kk} \quad (8)$$

Frisk (1978) on esittänyt Lappalaisen mallista yhtälön 9 mukaisen muunnoksen (Granberg & Granberg 2006, 23).

$$R = 0,9 \frac{c_I T}{280 + c_I T} . \quad (9)$$

Lappalaisen mallin muunnoksen (yhtälö 9) soveltuvuusehto on yhtälön 10 mukainen (Granberg & Granberg 2006, 24).

$$6,1 \left(\frac{I}{V} \right)^{0,35} < CO < 23 \left(\frac{I}{V} \right)^{0,26} , \quad (10)$$

missä CO on poistuvan veden fosforipitoisuus [mg/m^3] ja
 $[I/V] = \text{mg}/\text{m}^3 \text{kk}$.

Teoreettisen fosforin pidättymiskertoimen laskennassa Jäälinjärveen tulevan fosforikuormituksen oletettiin olevan luvussa 5.1.1 yhtälön 4 mukaan lasketun mukainen, mutta kuormitukseen lisättiin myös lähivaluma-alueen haja-asutuksen sekä hulevesien vaikutus. Lähivaluma-alueen hulevesien aiheuttama kuormitus on laskettu luvussa 5.1.6 ja haja-asutuksen kuormitus luvussa 5.1.5. Virtaamatietoina teoreettisen pidättymiskertoimen laskennassa käytettiin Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen määrittämän vesitaseen virtaama-arvioita, joista laskettiin keskivirtaama molemmille havaintojaksoille. Viipymä laskettiin havaintojaksojen keskivirtaamien perusteella.

Järvessä voidaan olettaa olevan sisäistä kuormitusta, mikäli teoreettinen fosforin pidättymiskerroin on suurempi kuin havaintojen ja yhtälön 6 mukainen pidättymiskerroin, eli järveen pidättyy havaintojen mukaan vähemmän fosforia kuin teoreettisen tarkastelun perusteella.

4.1.8 Jäälinjärven kuormitusarvioiden vertailu VEMALAn kuormitusarvioihin

Vedenlaatutietojen ja ominaiskuormituslukujen perusteella laskettuja Jäälinjärven kuormitusarvioita verrattiin vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosiosta (VEMALA) saatuun Jäälinjärven kuormitusarvioon. Vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosiolla saatiin arvio vuosittaisesta typpi- ja fosforikuormituksesta Jäälinjärveen. VEMALAn kuormitusarvio Jäälinjärvelle perustui vain hydrologiseen malliin. VEMALAn kuormitusarviota verrattiin luvussa 4.1.1 esitetyn mukaisesti laskettuihin arvioihin Jäälinjärven ravinnekuormituksesta vuosien 2011 ja 2012 havaintojaksojen aikana. Lisäksi ominaiskuormitusluvuilla laskettuja arvioita Jäälinjärven lähivaluma-alueen kuormituslähteistä tulevasta ravinnekuormituksesta suhteutettiin VEMALAn kuormitusarvioon. Tämän perusteella arvioitiin pidättymisen vaikutusta kaukovaluma-alueelta tulevaan luonnonhuuhtoumaan ja metsätalouden kuormitukseen.

4.2 Jäälinjärven allaskoe

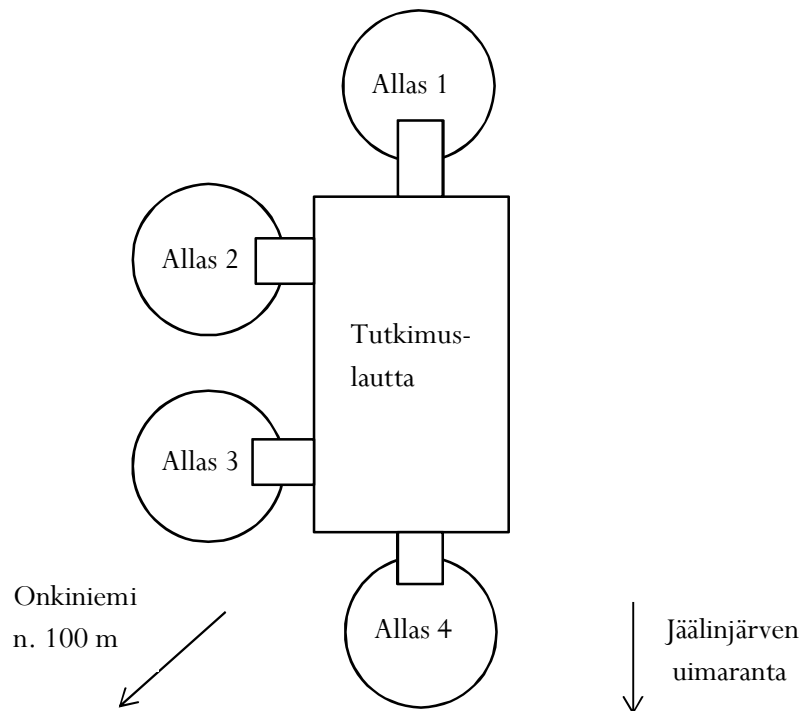
Jäälinjärvellä tehtiin allaskoe kesällä 2012. Kokeen tarkoituksena oli tutkia ravintoketjukurunostuksen ja fosforia sitovan kemikaalin vaikutusta järven tilaan. Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys asensi järvelle neljä lieriön muotoista koeallasta 24.6.2012. Alla on kuva koealtaista ja tutkimuslautasta Jäälinjärvessä (kuva 11).



Kuva 11. Koealtaat ja tutkimuslautta Jäälinjärvessä. (Kuva: Birger Ylisaukko-oja)

Koealtaat asennettiin noin 100 metrin päähän Onkiniemen kärjestä. Altaiden alapään muoviset tukirenkaat upotettiin järven sedimenttiin ja yläpään vastaava tukirengas tuli järven pinnalle. Tukirenkaiden välille kiinnitettiin muovisukka. Altaiden pohjan pinta-ala oli 2 m^2 . Allaskokeen tulosten seuranta varten altaat numeroitiin kuvan 12 mukaisesti. Kokeen aikana altaaseen 2

lisättiin kemikaalia, altaaseen 4 kaloja ja altaaseen 3 kemikaalia ja kaloja. Allas 1 oli kemikaaliton ja kalaton vertailuallas.



Kuva 12. Altaiden numerointi ja sijainti Jäälinjärvellä.

Koealtaiden olosuhteiden annettiin stabiloitua hieman yli viikon ajan ennen kemikaalin lisäämistä. Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys lisäsi altaisiin 2 ja 3 fosforia sitovaa Phoslock-kemikaalia 5.7. Molempiin altaisiin lisättiin kemikaalia 1 kg m^{-2} , eli 2 kg. Kemikaalin lisäämisen jälkeen altaiden annettiin jälleen stabiloitua ennen kalojen lisäämistä. 20.7. vesienhoitoyhdistys lisäsi altaisiin 3 ja 4 molempiin 8 särkeä, joiden biomassa oli noin 60 g allasta kohden. Lisäys vastasi 300 kg särkiä hehtaaria kohti. Kaikkiin altaisiin pyrittiin lisäämään myös Daphnia-vesikirppuja tuomalla altaisiin lumpeenlehtiä 12.7.

Erityisesti kemikaloidussa altaassa 3 kuoli särkiä. Kun kuolleita särkiä havaittiin, ne korvattiin uusilla. Särkikuolemien vuoksi altaan 3 kalamäärää vähennettiin viiteen yksilöön 31.7. jälkeen. Kalamäärän vähentäminen ei kuitenkaan vaikuttanut kalakuolemiin. 6. 8. mennessä altaassa 3 oli kuollut kaikkiaan 30 särkeä. Altaassa 4 särkiä oli samassa ajassa kuollut 7.

Jokaisesta altaasta sekä järvestä otettiin näytteet ennen kemikaalin ja kalojen lisäämistä 4.7, kemikaalin lisäyksen jälkeen 17.7. sekä kalojen lisäyksen jälkeen viikon välein 30.7, 6.8. ja 13.8. Näytteet otettiin 1–1,5 metrin syvyydeltä Limnos-näytteenottomella. Klorofylli-a-näyte otettiin kokoomanäytteenä 1–1,5 m syvyydeltä sekä 0–0,5 m syvyydeltä otetuista näytteistä. Näytteistä

määritettiin a-klorofyllin lisäksi kokonaistyyppi ja -fosforipitoisuudet, fosfaatti fosforina, ammoniumtyppi ja nitraatti-nitriitti typpinä, alkaliniteetti, rauta, mangaani, COD ja väriluku.

Näytteenoton yhteydessä mitattiin altaiden sekä järiveden pH ja happipitoisuus Multi 350i -mittarilla. pH mitattiin 1–1,5 m syvyydeltä otetuista näytteistä. Kahdella ensimmäisellä näytteenottokerralla 4.7. ja 17.7. järven happipitoisuus mitattiin noin 20 cm syvyydeltä järven pinnasta. Muilla näytteenottokerroilla 30.7, 6.8. ja 13.8. happipitoisuus mitattiin altaiden ja järven pinnasta, 1 m syvyydeltä sekä pohjan läheltä 2,20–2,35 m syvyydeltä. Näytteenoton yhteydessä mitattiin myös altaiden sekä järven näkösyvyys. Lisäksi 30.7, 6.8. ja 13.8. altaista ja järvestä mitattiin sähkönjohtavuus veden pinnasta ja 2,35 m syvyydeltä Multi 350i -mittarilla. 6.8. ja 13.8.

Altaista sekä järvestä otettiin 4.7, 17.7, 30.7, 6.8. ja 13.8 myös näytteet *Gonyostomum semen* –limaleväsolujen laskentaa varten. Levänäytteet säilöttiin 100 ml ja 200 ml lasipulloihin, joihin lisättiin noin 2,5 ml ja 5 ml Lugol-liuosta. Levänäytteet laskeutettiin 50 ml laskeutuskammioissa. Näytteitä laskeutettiin pääosin noin 20 tuntia. Osaa näytteistä (4.7. altaista 1 ja 2, 30.7. altaista 1 sekä 13.8. altaista 2 ja otettuja näytteitä) laskeutettiin viikonlopun ajan. Limaleväsolut laskettiin 150-kertaisella suurennoksella. Koealtaiden näytteistä limaleväsolut laskettiin useimmiten koko kyvetin pinta-alalta. Järvestä otetuista näytteistä limaleväsolut laskettiin vakionäkökenttämenetelmällä lukuun ottamatta 6.8. otettua näytettä, josta limaleväsolut laskettiin koko kyvetin pinta-alalta. Koealtaiden näytteistä limaleväsolut laskettiin vakionäkökenttämenetelmällä 13.8. altaista 1 ja 3 otetuista näytteistä.

18.7, 3.8. ja 13.8. altaista sekä järvestä otettiin eläinplanktonnäytteet 0–2 m vesipatsaasta putkinoutimella, jonka halkaisija oli 4,4 cm. Altaista sekä järvestä otettiin jokaisella näytteenottokerralla viisi rinnakkaista nostoa, joten yhteen näytteeseen suodatettu vesimäärä oli noin 15,2 l. Eläinplanktonnäytteet suodatettiin 50 µm planktonhaavin läpi, säilöttiin 250 ml muovipulloihin ja kestävästi 95–96 til-% etanolilla (Etax A, GPR Rectapur). Eläinplanktonnäytteistä laskettiin vesikirppujen, hankajalkaisten ja rataseläinten yksilömäärät.

5 Tutkimustulokset ja tulosten arviointi

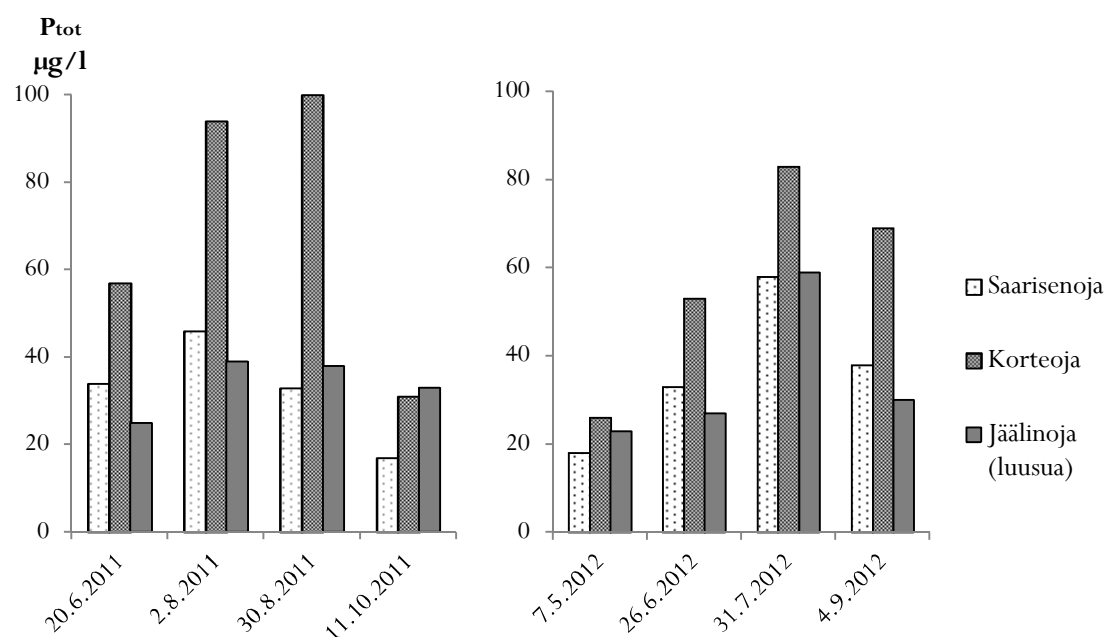
5.1 Jäälinojan vesistön kuormitusselvitys

5.1.1 Kuormituksen arviointi vedenlaatuanalyysien perusteella

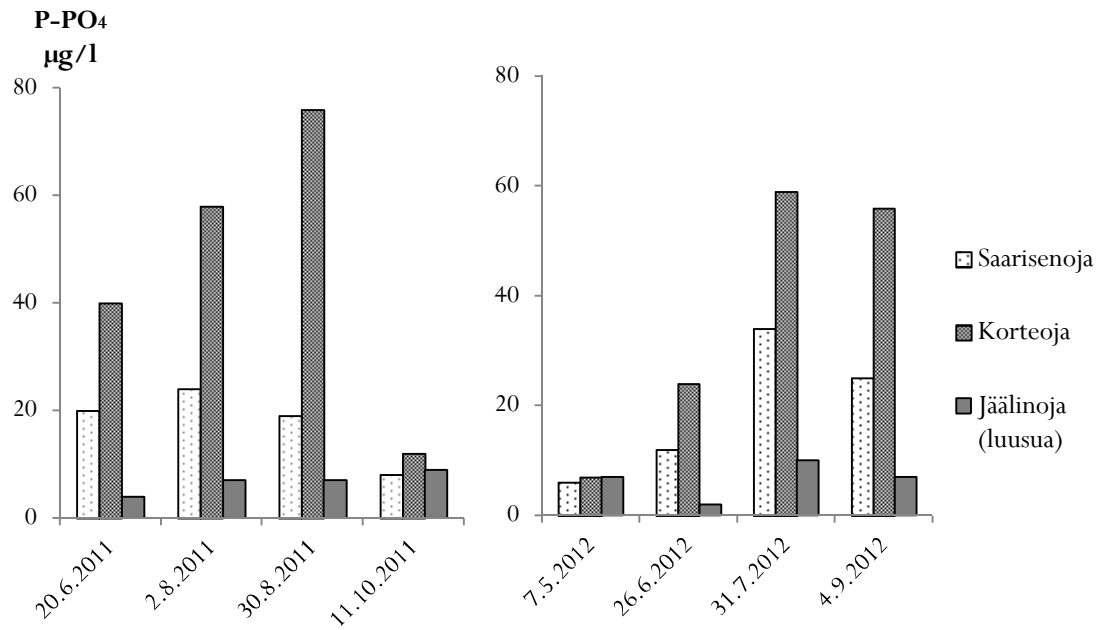
Vedenlaatutiedot Saarisenojasta, Korteojasta ja Jäälinojasta vuonna 2012 on koottu liitteeseen 3.

Jäälinjärven ravinnekuormitus

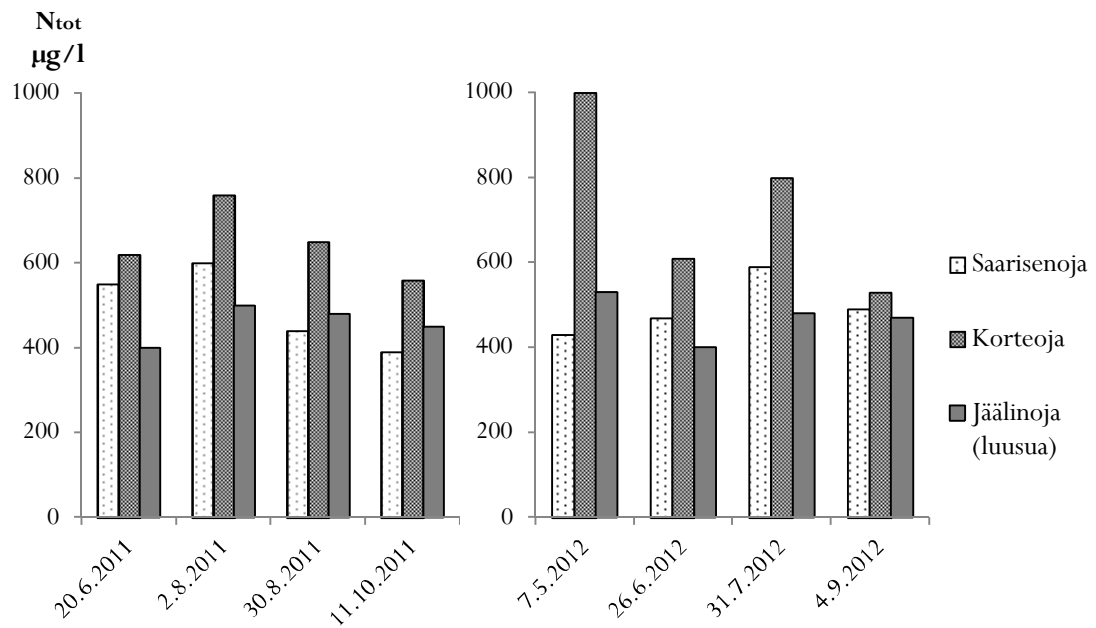
Jäälinjärveen laskevista Korteojasta ja Saarisenojasta sekä järven luusuasta Jäälinojasta vuosina 2011 ja 2012 otetuista vesinäytteistä analysoidut kokonaisravinnepitoisuudet sekä ammoniumtyppi-, nitriitti-nitraattityppi ja fosfaattifosforipitoisuudet on esitetty kuvissa 13–17. Korkeimpina pylväinä kuvista erottuvat Korteojan ravinnepitoisuudet. Korteojan korkeat ravinnepitoisuudet johtuvat hyvin todennäköisesti ojan varrella sijaitsevien viemäröinnin ulkopuolisten kiinteistöjen aiheuttamasta jätevesikuormituksesta. Saarisenojan varrella ei ole asutusta. Erityisesti liuenneiden ravinnemuotojen, fosfaattifosforin, ammoniumtypen- ja nitriitti-nitraattitypen pitoisuudet ovat Korteojassa pääosin korkeampia kuin Saarisenojassa ja Jäälinojassa. Jäälinojan ravinnepitoisuudet ovat pääosin pienempiä kuin Saarisen- ja Korteojassa, sillä Jäälinjärvi pidättää osan ravinteista. Lisäksi fosfaattifosforin sekä ammonium- ja nitriitti-nitraattitypen osuus ravinnepitoisuuksista on Jäälinojassa pienempi kuin Saarisenojassa ja Korteojassa. Jäälinjärveen pidättyy siis erityisesti eliöille helpokäyttöisessä muodossa olevia liuenneita ravinteita, sillä Jäälinjärven eliötoiminta, muun muassa levät kuluttavat näitä ravinnemuotoja.



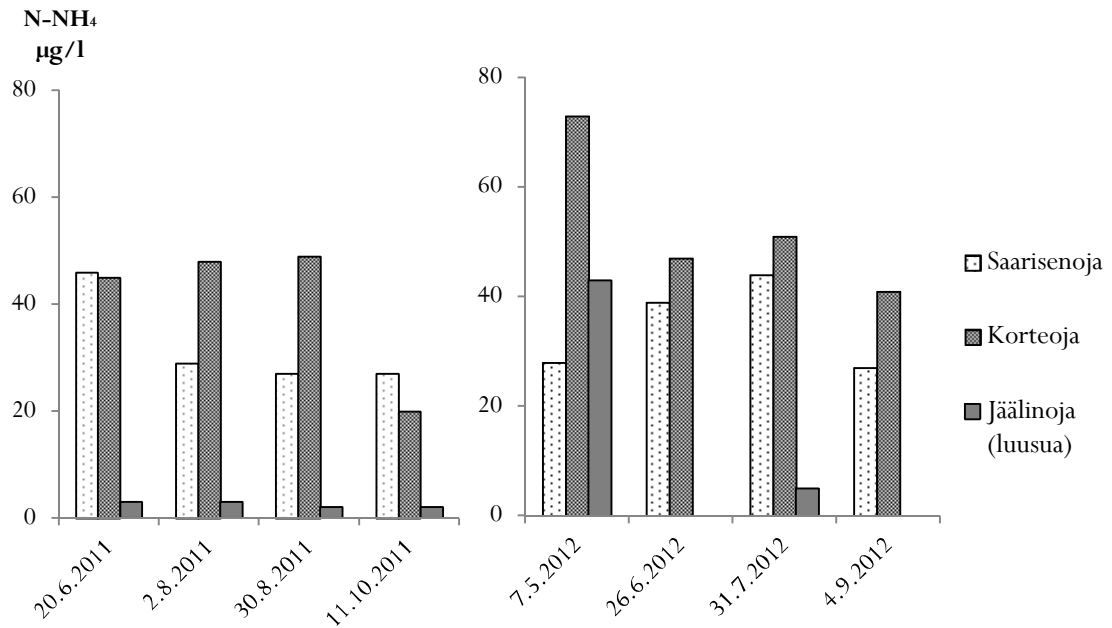
Kuva 13. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan kokonaisfosforipitoisuudet 2011 ja 2012.



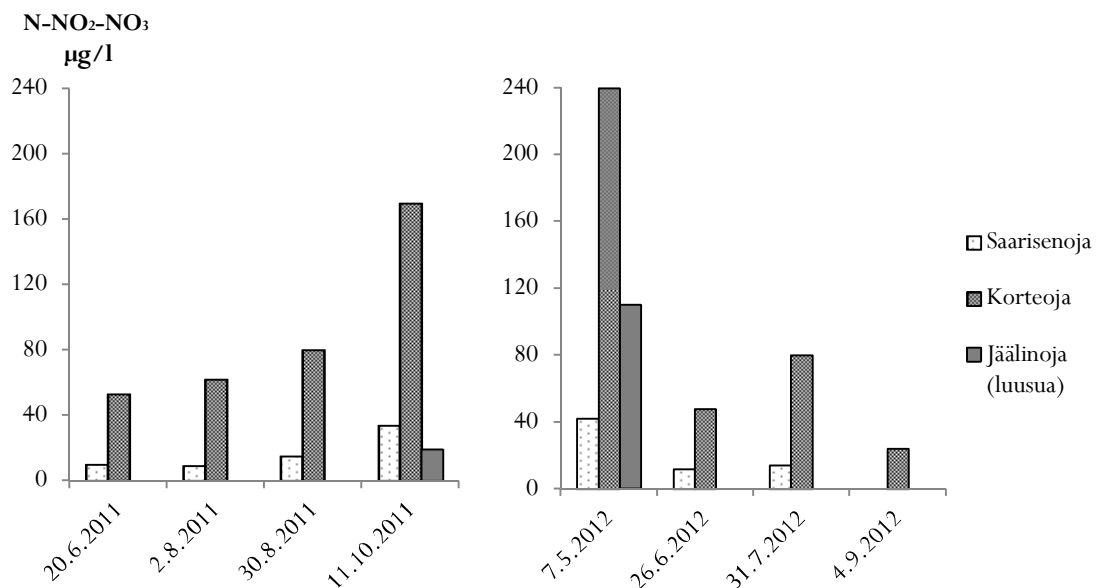
Kuva 14. Saarisenojan, Korteojan ja Jääliinojan fosfaattifosforipitoisuudet 2011 ja 2012.



Kuva 15. Saarisenojan, Korteojan ja Jääliinojan kokonaistyyppipitoisuudet 2011 ja 2012.



Kuva 16. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan ammoniumtyppipitoisuudet 2011 ja 2012. Jäälinojassa pitoisuus oli 26.6.2012 ja 4.9.2012 alle määritysrajan 2 µg/l.



Kuva 17. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan nitriitti-nitraattityppipitoisuudet 2011 ja 2012. Jäälinojassa pitoisuus oli alle määritysrajan 5 µg/l lukuun ottamatta 11.10.2011 ja 7.5.2012 otettuja näytteitä. Saarisenojassa pitoisuus oli alle määritysrajan 4.9.2012.

Vedenlaatuanalyysien ja vesitaseen perusteella yhtälön 4 mukaisesti arvioitu ravinnekuormitus Saarisenojasta ja Korteojasta Jäälinjärveen vuosien 2011 ja 2012 havaintojaksoilla on esitetty taulukossa 10. Yhtälön 4 mukaisesti tarkasteltuna Korteoja ja Saarisenoja aiheuttivat 20.6.2011–11.10.2011 Jäälinjärveen 53 kg fosforikuormitusta ja 785 kg typpikuormitusta (taulukko 10). Mikäli kuormitus jakautuisi tasaisesti havaintojaksolle, vastaisi se 0,47 kg päivittäistä

fosforikuormitusta ja 6,89 kg päivittäistä typpikuormitusta. Yhtälön 5 mukaisella keskivirtaamatarkastelulla fosforikuormitus Jäälinjärveen kesä-syyskuussa 2011 oli 54 kg ja typpikuormitus 722 kg. Luvut vastaavat 0,45 kg päivittäistä fosforikuormitusta ja 5,92 kg päivittäistä typpikuormitusta. Yhtälöiden 4 ja 5 mukaiset tarkastelut olivat siis tuloksiltaan hyvin lähellä toisiaan, mitä on havainnollistettu kuvassa 18.

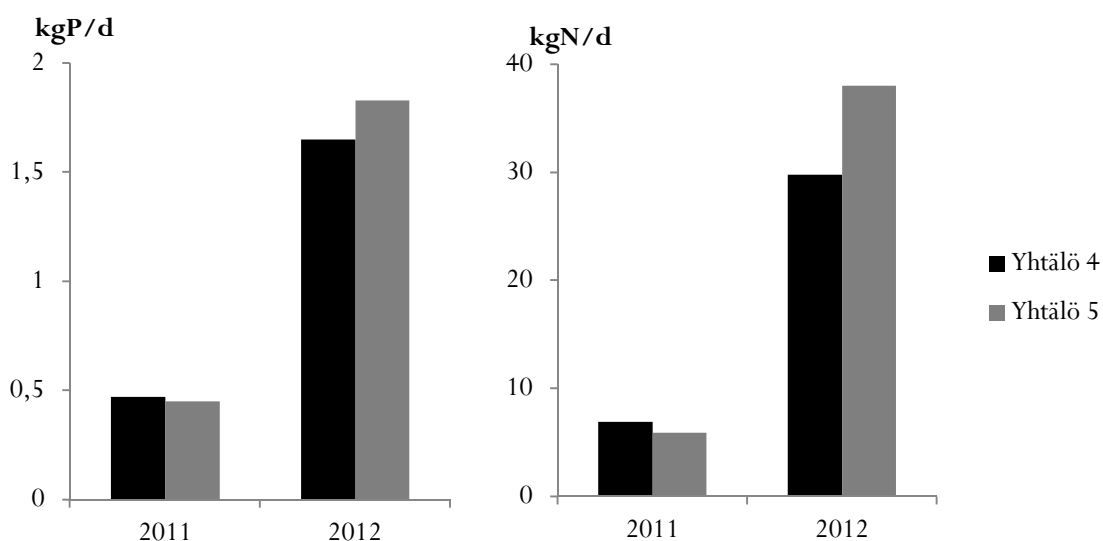
Yhtälön 4 mukaisesti laskettuna Jäälinjärvestä poistui 2011 havaintojakson aikana Jäälinojan kautta noin 48 kg fosforia ja 659 kg typpeä, mikä on myös esitetty taulukossa 10. Luvut vastaavat 0,42 kg fosforia ja 5,83 kg typpeä päivässä. Jäälinjärveen pidättyi siis melko pieni osa tulo-ojien mukana tulevasta kokonaisravinnekuormituksesta. Kuten jo kuvista 14, 16 ja 17 oli nähtävissä, liuenneista ravinteista merkittävä osa kuitenkin pidättyy tai kuluu kesäaikana Jäälinjärvestä. Yhtälön 4 mukaisen tarkastelun perusteella fosfaattifosforia tuli Saarisenojasta ja Korteojasta Jäälinjärveen kesän 2011 havaintojaksolla noin 30 kg ja ammoniumtyppeä 51 kg. Jäälinojan kautta poistui vastaavasti vain noin 10 kg fosfaattifosforia ja 4 kg ammoniumtyppeä. Jäälinjärveen tulevan sekä Jäälinojan kautta poistuvan fosfaattifosforin ja ammoniumtypen määrät on myös esitetty taulukossa 10.

Kesällä 2012 virtaamat olivat suurempia kuin vuonna 2011, ja siten myös kuormitus oli suurempaa. Interpoloiduilla pitoisuuksilla laskien (yhtälö 4) fosforikuormitus Jäälinjärveen 7.5.2012–4.9.2012 oli 200 kg ja typpikuormitus 3 604 kg (taulukko 10), mikä vastasi 1,65 kg fosforikuormitusta ja 29,78 kg typpikuormitusta päivässä. Yhtälön 5 mukaisella tarkastelulla fosforikuormitus touko-elokuussa oli 225 kg ja typpikuormitus 4 678 kg. Päivittäinen kuormitus oli lukujen perusteella 1,83 kg fosforia ja 38,03 kg typpeä. Yhtälöillä 4 ja 5 lasketut arviot vuoden 2012 havaintojaksolla Jäälinjärveen tulleesta kuormituksesta on esitetty kuvassa 18.

Jäälinojan kautta poistui vuoden 2012 havaintojakson aikana yhtälön 4 mukaisesti tarkasteltuna noin 213 kg fosforia ja 3 607 kg typpeä, kuten on nähtävissä taulukosta 10. Jäälinojasta poistuva ravinnemäärä vastasi 1,76 kg fosforia ja 29,81 kg typpeä päivässä, mikä on enemmän kuin Saarisenoja ja Korteoja yhtälön 4 mukaisesti tarkasteltuna aiheuttivat ravinnekuormitusta. Fosfaattifosforia ja ammoniumtyppeä Jäälinjärveen kuitenkin pidättyi. Yhtälön 4 mukaisesti tarkasteltuna fosfaattifosforia tuli Jäälinjärveen vuoden 2012 havaintojaksolla noin 88 kg ja Jäälinojan kautta fosfaattifosforia poistui 45 kg. Ammoniumtyppeä Jäälinjärveen tuli 383 kg ja siitä poistui 138 kg.

Taulukko 10. Kokonaisravinnekuormitus sekä fosfaattifosforin ja ammoniumtypen kuormitus Saarisenojasta ja Korteojasta Jäälinjärveen sekä Jäälinjärven luusuasta poistuvat ravinnemäärät vuosien 2011 ja 2012 havaintojaksoilla yhtälön 4 mukaan laskettuna.

	20.6–11.10.2011	7.5.–4.9.2012
P_{tot} (kg)		
Tuleva kuorma (Saarisenojasta ja Korteojasta)	53	200
Luusuasta (Jäälinoja) poistuva ravinnemäärä	48	213
N_{tot} (kg)		
Tuleva kuorma (Saarisenojasta ja Korteojasta)	785	3 604
Luusuasta (Jäälinoja) poistuva ravinnemäärä	659	3 607
PO_4 (kg)		
Tuleva kuorma (Saarisenojasta ja Korteojasta)	30	88
Luusuasta (Jäälinoja) poistuva ravinnemäärä	10	45
NH_4 (kg)		
Tuleva kuorma (Saarisenojasta ja Korteojasta)	51	383
Luusuasta (Jäälinoja) poistuva ravinnemäärä	4	138

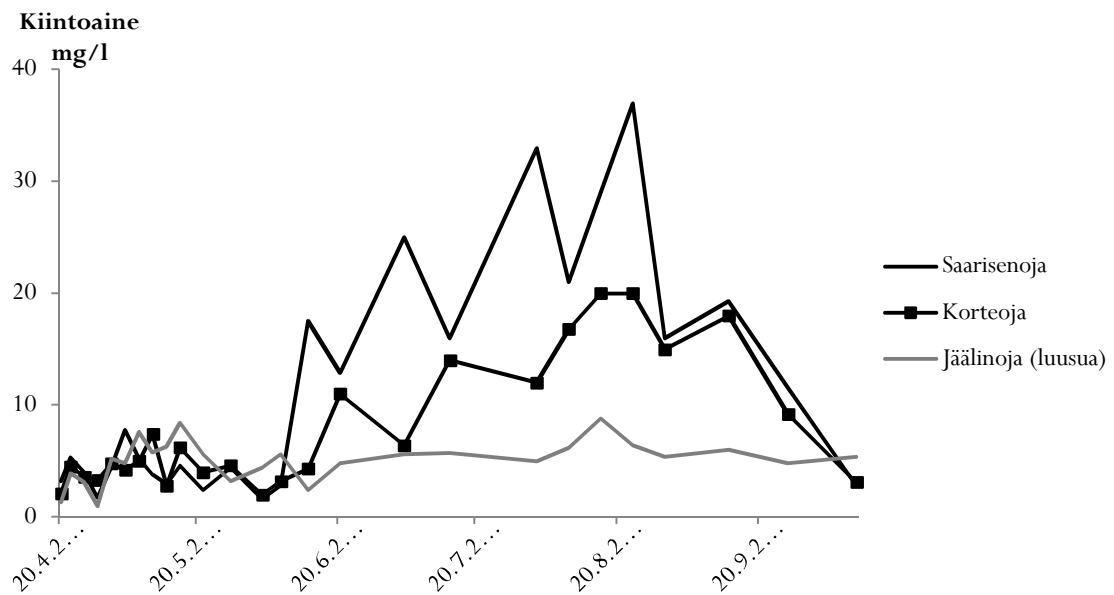


Kuva 18. Päivittäinen fosfori- ja typpikuorma Saarisenojasta ja Korteojasta Jäälinjärveen vuosien 2011 ja 2012 vedenlaadun havaintojaksojen aikana kahdella eri laskentamenetelmällä.

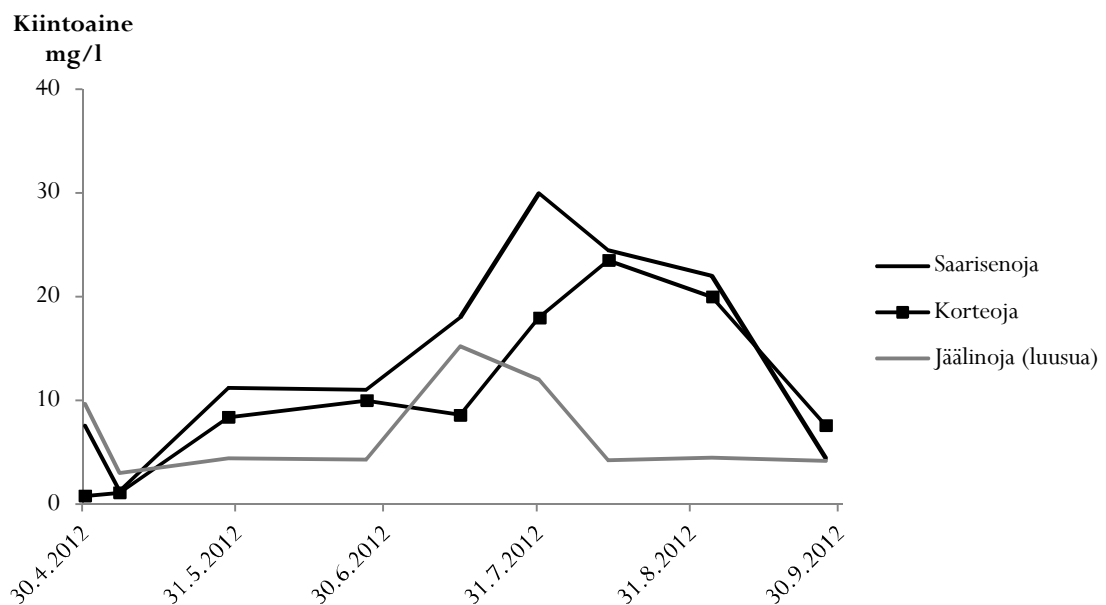
On huomioitava, että Saarisenojan ja Korteojan ravinnepitoisuuksiin ja virtaamiin perustuva laskenta ei huomioi suoraan järveen lähivaluma-alueelta tulevaa kuormitusta. Jäälinjärveen tulee Saarisenojan ja Korteojan aiheuttaman kuormituksen lisäksi jäte- ja hulevesikuormitusta rantatonteilta.

Jäälinjärven kiintoainekuormitus

Jäälinjärveen tulevien ojien kiintoainepitoisuudet ovat kesäaikaan korkeita. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan näytteistä vuosina 2011 ja 2012 määritetyt kiintoainepitoisuudet on esitetty kuvissa 19 ja 20. Kiintoainepitoisuudet nousevat Saarisenojassa ja Korteojassa kesäkuukausien ajan ja laskevat syksyllä. Jäälinojan kiintoainepitoisuuksissa vastaavaa nousua ei ole nähtävissä, joten kiintoainetta kertyy kesäisin Jäälinjärveen. Vedenlaatuhavaintojen ja vesitaseen perusteella yhtälön 4 mukaisesti tarkasteltuna Jäälinjärveen kertyi vuoden 2011 havaintojakson aikana kiintoainetta lähes 6,5 tonnia ja vuoden 2012 havaintojaksolla noin 20 tonnia.



Kuva 19. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan kiintoainepitoisuudet 20.4.2011–11.10.2011.



Kuva 20. Saarisenojan, Korteojan ja Jäälinojan kiintoainepitoisuudet 30.4.2012–27.9.2012.

Saarisenojan kiintoainepitoisuudet ovat korkeampia kuin Korteojan. Kesäaikana Saarisenojasta Jäälinjärveen tuleva kiintoainekuormitus on selkeästi havaittavissa. Kuva 21 on Jäälinjärvestä Saarisenojan suun läheisyydessä heinäkuun lopussa 2012.

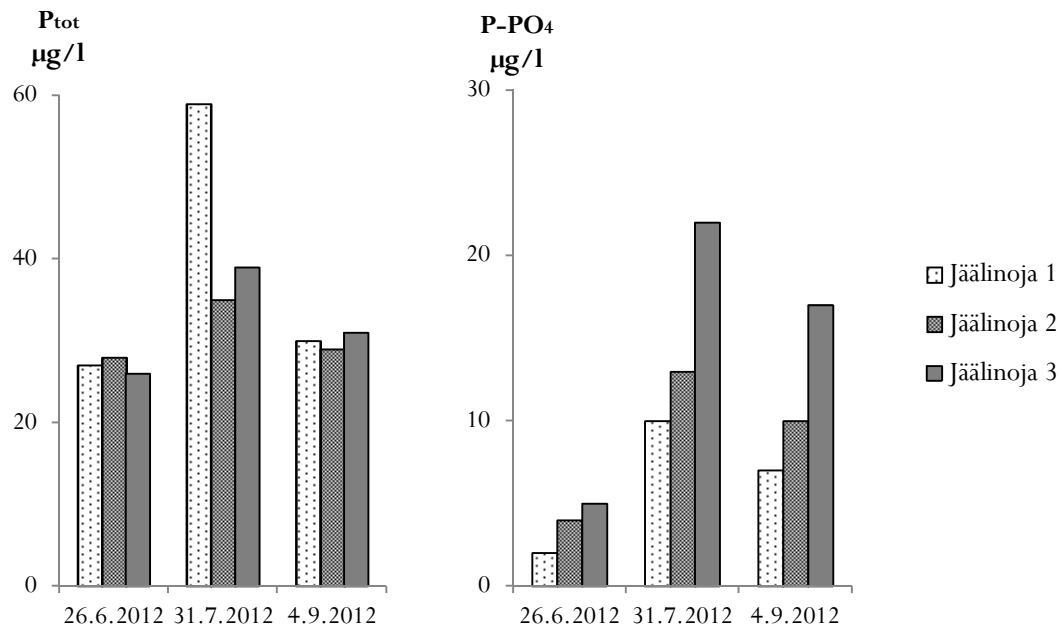


Kuva 21. Jäälinjärven vettä Saarisenojan suun läheisyydessä 30.7.2012.

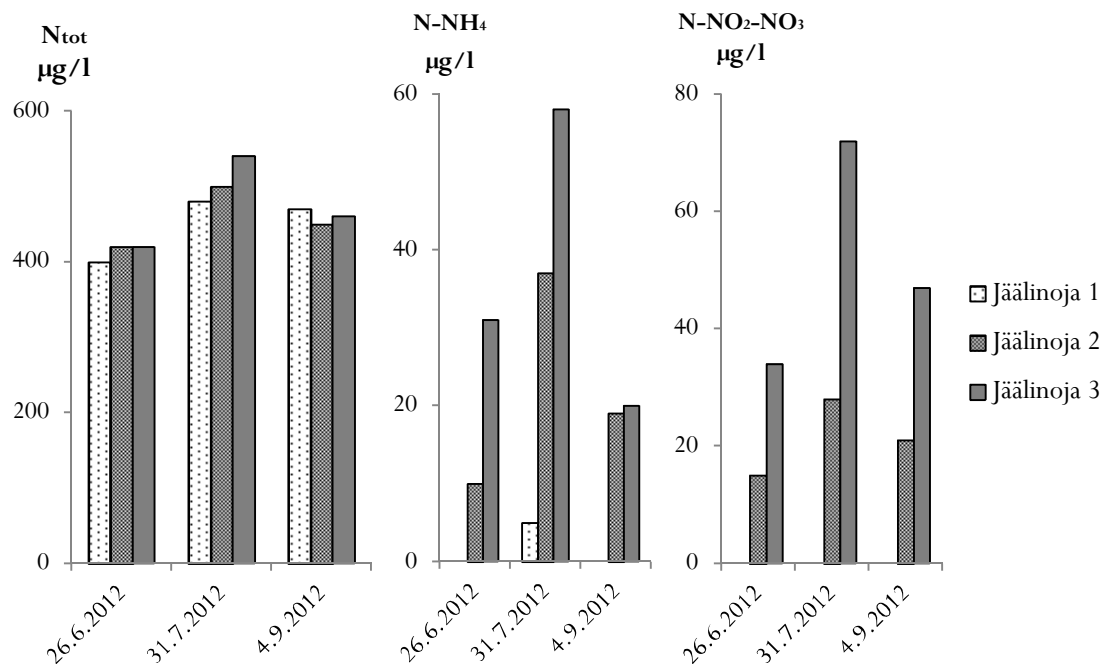
Kuvasta 21 on nähtävissä, että Saarisenojasta tulevaa kiintoainekuormitusta leimaa rautapitoisuus. Jäälinjärven ja järven tulo- ja lähtöojien rautapitoisuudet ovatkin korkeita. Metsätalousmaiden ojitukset ovat voineet lisätä rautapitoisuutta Jäälinjärveen tulevassa kiintoaineessa, sillä ojitus lisää pohjaveden purkautumista syvemmistä turvekerroksista, mihin rautaa on yleensä sitoutunut enemmän (Marttila 2012). Toisaalta rautapitoisuus on tyypillistä Pohjois-Pohjanmaan alueella.

Jäälinoja

Kesällä 2012 Jäälinojan kolmesta näytteenottopisteestä otettujen näytteiden kokonaisravinne- sekä fosfaattifosfori-, ammoniumtyppi- ja nitriitti-nitraattityppipitoisuudet on esitetty kuvissa 22 ja 23. Näytteenottopisteiden sijainti Jäälinojalla on esitetty kartalla kuvassa 9. Kuvista 22 ja 23 on nähtävissä, että Jäälinojan kokonaisravinnepitoisuudet olivat yleensä lähes samansuuruisia ojan ylä- ja alavirralla. Liuenneiden ravinteiden, fosfaattifosforin sekä ammonium- ja nitriitti-nitraattitypen osuus on kuitenkin suurempi ojan alavirralla. Liuenneiden ravinteiden kasvava osuus alavirralla edetessä voi selittyä jäte- ja hulevesikuormituksella. Näytepisteiden Jäälinoja 2 ja 3 välillä myös peltoviljely voi vaikuttaa liuenneiden ravinteiden määrään.



Kuva 22. Kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuudet Jäälinojan kolmessa näytepisteessä kesällä ja syksyllä 2012.

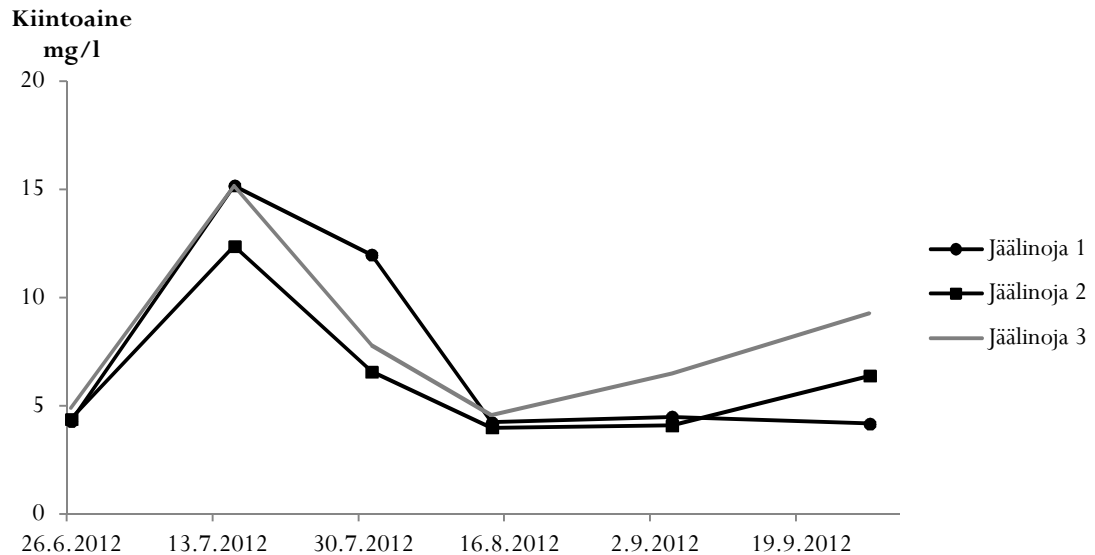


Kuva 23. Kokonaistyyppi-, ammonium- ja nitriitti-nitraattityyppipitoisuudet Jäälinojan kolmessa näytepisteessä kesällä ja syksyllä 2012. Luusuassa (näytepiste Jäälinoja 1) nitriitti-nitraattityyppipitoisuus oli alle määrittämissä kaikilla näytteenotto-kerroilla. Ammoniumtyyppipitoisuus oli alle määrittämissä 26.6.2012 ja 4.9.2012.

Jäälinojan ala- ja ylävirran näytepisteistä analysoitiin kesän kolmella näytteenottokerralla myös *E. coli*-pitoisuus. Ojan ylävirralla *E. coli* oli kesäkuussa 3 kpl/100 ml, heinäkuussa 20 kpl /100 ml ja syyskuussa alle 1 kpl/100 ml. Alavirran näytepisteessä vastaavat pitoisuudet olivat 46 kpl/100 ml,

120 kpl /100 ml ja 160 kpl/100 ml. Veden hygieeninen laatu siis heikkeni ojan alavirralla mentäessä, mikä viittaa jäte- ja hulevesikuormitukseen.

Jäälinojan näytesteistä kesällä ja syksyllä 2012 analysoidut kiintoainepitoisuudet on esitetty kuvassa 24. Kokonaisravinnepitoisuuksien tavoin Jäälinojan kiintoainepitoisuuksissa ei ole merkittäviä eroja ojan ala- ja ylävirralla.



Kuva 24. Kiintoainepitoisuudet Jäälinojan kolmessa näytesteessä 26.6.2012–27.9.2012.

Kesän 2012 analyysituloksia tulkittaessa on huomioitava, että näytteitä on otettu vähän: kiintoainenäytteitä kuusi ja ravinnenäytteitä vain kolme kertaa, eikä tulva-ajalta ole näytteitä. Esimerkiksi maa- ja metsätalouden kuormitusta tulee paljon juuri tulva-aikoina. Hulevesikuormituskin on suurta lumen sulamisen aikaan ja toisaalta myös sateiden jälkeen. Tällaiset kuormitustilanteet eivät näy kesän 2012 näytteissä.

5.1.2 Luonnonhuuhtouma ja laskeuma

Arvio luonnonhuuhtouman ja laskeuman aiheuttamasta kuormituksesta Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueilla on koottu taulukkoon 11. Luonnonhuuhtouman aiheuttamaksi ravinnekuormitukseksi Jäälinjärven valuma-alueella saatiin valuma-alueen pinta-alan (37 km²) sekä taulukon 5 kuormituslukujen perusteella 167 kg fosforia ja 4 857 kg typpeä. Jäälinojan valuma-alueella (26 km²) vastaavat kuormitusluvut ovat 117 kg fosforia ja 3 406 kg typpeä. Laskeuman suuruudeksi Jäälinjärvellä saatiin Jäälinjärven vesipinta-alan ja taulukon 5 perusteella noin 10 kg fosforia ja 354 kg typpeä. Laskeuman arvioinnissa Jäälinojan pituudeksi oletettiin 10 km ja leveydeksi 5 m, millä arvoilla Jäälinojan vesipinta-alaksi saatiin 0,05 km². Laskeuman suuruudeksi Jäälinojalla saatiin tämän perusteella 0,5 kg fosforia ja 19 kg typpeä.

Taulukko 11. Arvio luonnonhuuhtouman ja laskeuman aiheuttamasta ravinnekuormituksesta Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueella.

Kuormituslähde	Jäälinjärven valuma-alue		Jäälinojan valuma-alue	
	P kg/a	N kg/a	P kg/a	N kg/a
Luonnonhuuhtouma	167	4 875	117	3 406
Laskeuma	10	354	0,5	19

Taulukossa 11 esitetyt ravinnemäärät eivät kuvaa suoraan Jäälinojaan ja Jäälinjärveen tulevaa luonnonhuuhtoumaa, sillä jopa suurin osa valuma-alueella muodostuvasta luonnonhuuhtoumasta voi pidäytyä järven ja ojan kaukovaluma-alueilla.

5.1.3 Maatalouden kuormitus

Volan (2011) selvityksen mukaan Jäälinojan valuma-alueella viljeltyjä peltoja on 32 ha. Volan esittämän peltopinta-alan ja luvussa 4.1.3 esitettyjen maatalouden ravinnekuormituslukujen perusteella peltoviljely aiheuttaa Jäälinojan valuma-alueella noin 20 kg fosforikuormitusta ja 568 kg typpeä kuormitusta vuodessa.

Jäälinojan valuma-alueen pelloilla viljellään muun muassa mansikkaa. Mansikkaviljelmien lannoitus on järjestetty tihkukastelun kautta. Lisäksi alueella on harjoitettu luomutuotantoa. Nämä tekijät voivat todellisuudessa pienentää arvioitua kuormitusta.

5.1.4 Metsätalouden kuormitus

Jäälinjärven valuma-alue

Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen metsäojarekisterin tietojen mukaan Jäälinjärven valuma-alueella on 2000-luvulla tehty kunnostusojituksia 424 hehtaarin kuivatusalalla, mikä kattaa yli kymmenesosan Jäälinjärven koko valuma-alueesta. Yli neljäsosan ojitusten kuivatusalasta muodostaa kuitenkin yksittäinen kunnostusojitushanke, joka on ilmoituksen mukaan tehty vuosina 2009–2011. Taulukon 6 sekä kunnostusojitusten kuivatusalojen ja toteutusvuosien perusteella ojitusten aiheuttama kuormitus vuonna 2011 oli 89 kg fosforia ja 797 kg typpeä. Edelleen taulukon 6, kunnostusojitusten ilmoitettujen kuivatusalojen ja toteutusvuosien perusteella Jäälinjärven valuma-alueen kunnostusojituksista aiheutui kiintoainekuormitusta vuonna 2011 lähes 31 tonnia. Kunnostusojitusten aiheuttama kuormitus vuonna 2011 on ollut todennäköisesti poikkeuksellisen korkea edellä mainitun vuosina 2009–2011 tehdyn laajan kunnostusojituksen vuoksi. Metsätalouden aiheuttama keskimääräinen vuosikuormitus muutkin metsätalouden toimenpiteet kuin kunnostusojitukset huomioiden voi olla jopa hieman pienempi kuin vuonna

2011 arvioitu kunnostusojitusten aiheuttama kuormitus. Kaikki kunnostusojitusten aiheuttama kuormitus ei tule Jäälinjärveen, vaan luonnonhuuhtouman tavoin osa kuormituksesta pidättyy kaukovaluma-alueelle.

Jäälinojan valuma-alue

Jäälinojan valuma-alueella kunnostusojituksia on tehty 2000-luvulla hieman alle 200 hehtaarin kuivatusalalla, mikä on noin 3 % Jäälinojan koko valuma-alueesta. Taulukon 6, kunnostusojitusten kuivatusalojen ja toteutusvuosien perusteella ojituksista aiheutui Jäälinojan valuma-alueella vuonna 2011 noin 20 kg fosforikuormitusta ja 260 kg typpikuormitusta. Kiintoainekuormitusta Jäälinojan valuma-alueen kunnostusojitukset aiheuttivat vuonna 2011 taulukon 6 ja ojitustietojen perusteella noin 11 tonnia. Kunnostusojitetut alueet sijaitsevat pitkälti Jäälinojan valuma-alueen yläosissa, joten osa kuormituksesta pidättyy valuma-alueelle ennen kulkeutumista Jäälinojaan.

5.1.5 Haja-asutuksen jätevesijärjestelmät ja jätevesikuormitus

Jäälinjärven valuma-alue

Haastattelualueen 56:sta kiinteistön omistajasta tai käyttäjästä tavoitettiin puhelimitse 40, eli 71 %. Haastatelluista kiinteistöistä 37 oli vakituisesti asuttuja. Haastatteluun tavoittamatta jääneistä kiinteistöistä 12 on Kiimingin Vesi Oy:n laskutusosoitetietojen perusteella ilmeisesti vakituisesti asuttuja. Haastatelluilla vakituisesti asutuilla kiinteistöillä oli asukkaita yhteensä 119. Kiinteistöjen keskimääräinen asukasluku oli siten 3,2.

Haastateltujen kiinteistöjen jätevesijärjestelmät on esitetty taulukossa 12. Yli puolella haastatelluista kiinteistöistä oli jätevesien käsittelyjärjestelmänä saostuskaivot ja sen jälkeinen maahanimeytys kaikille kiinteistön jätevesille. Viidesosalla haastatelluista kiinteistöistä kaikki jätevedet johdettiin umpisäiliöön. Viidellä kiinteistöllä oli umpisäiliö, johon johdettiin wc-vedet, ja kiinteistön muut jätevedet johdettiin sakokaivojen kautta maahanimeytykseen. Kymmenellä prosentilla haastatelluista kiinteistöistä jätevedet käsiteltiin pienpuhdistamossa. Taulukossa 13 on esitetty arvio haastatteleamattomien vakituisesti asuttujen kiinteistöjen jätevesijärjestelmistä, kun oletetaan, että jätevesien käsittelyjärjestelmien jakauma on vastaava kuin haastatelluilla kiinteistöillä.

Taulukko 12. Haastateltujen kiinteistöjen jätevesien käsittelyjärjestelmät.

Jätevesien käsittelyjärjestelmä	Kiinteistöt kpl	Kiinteistöt %
Saostuskaivot ja maahan imeytys	23	57,5
Wc-vedet umpisäiliöön, muille jätevesille saostuskaivot + imeytys	5	12,5
Kaikki jätevedet umpisäiliöön	8	20
Pienpuhdistamo	4	10

Taulukko 13. Arvio haastattele mattomien, Jäälinjärven viemäroimättömällä alueella sijaitsevien vakituisesti asuttujen kiinteistöjen jätevesien käsittelyjärjestelmistä.

Jätevesien käsittelyjärjestelmä	Kiinteistöt kpl	Kiinteistöt %
Saostuskaivot ja maahan imeytys	7	57,5
Wc-vedet umpisäiliöön, muille jätevesille saostuskaivot + imeytys	2	12,5
Kaikki jätevedet umpisäiliöön	2	20
Pienpuhdistamo	1	10

Taulukoiden 12 ja 13, haastateltujen kiinteistöjen keskimääräisen asukasluvun sekä taulukon 7 perusteella viemäroimättömän alueen vakituisesti asutuilta kiinteistöiltä aiheutuu vuosittain noin 50 kg fosforikuormitusta ja 350 kg typpikuormitusta, kuten on nähtävissä taulukosta 14.

Taulukko 14. Arvio viemäroimättömän alueen vakituisen asutuksen jätevesien aiheuttamasta ravinnekuormituksesta Jäälinjärveen.

Haastatellut kiinteistöt:			Arvioitu kuormitus	
Jätevesien käsittelyjärjestelmä	Kiinteistöt kpl	Asukasmäärä	P kg/a	N kg/a
Saostuskaivot ja maahan imeytys	25	80	34,40	248,00
Wc-vedet umpisäiliöön	5	16	4,00	16,00
Haastattele mattomat kiinteistöt:			Arvioitu kuormitus	
Jätevesien käsittelyjärjestelmä	Kiinteistöt kpl	Asukasmäärä	P kg/a	N kg/a
Saostuskaivot ja maahan imeytys	8	26	11,16	80,43
Wc-vedet umpisäiliöön	2	5	1,30	5,19
Kuormitus yhteensä			50,85	349,62

Haastatelluista vapaa-ajan asunnoista kahdella oli jätevesien käsittelyjärjestelmänä saostuskaivot ja maahan imeytys, yhdellä umpisäiliö. Lisäksi haastattelun kohdealueella oli neljä

vesijohtoverkostoon liittynyttä vapaa-ajan asuntoa, joita ei tavoitettu haastatteluun. Lisäksi alueella on vapaa-ajan asuntoja, joita ei ole liitetty vesijohtoverkostoon. Näiden kiinteistöjen aiheuttamaa jätevesikuormitusta ei ole huomioitu yllä esitettyissä luvuissa. Kuormitusarviossa ei myöskään ole huomioitu rantasaunojen aiheuttamaa kuormitusta.

Jäälinojan valuma-alue

Jäälinojan valuma-alueella sijaitsevat viemäröimättömät kiinteistöt jakautuivat melko tasaisesti kolmeen eri kuormitusluokkaan etäisyytensä perusteella. Kiinteistöistä 13 sijaitsi alle 100 m etäisyydellä Jäälinojasta, 16 kiinteistöä 100–500 m etäisyydellä ja 18 kiinteistöä yli 500 m etäisyydellä Jäälinojasta. Kiinteistöjen keskimääräiseksi asukasmääräksi oletettiin 2,5 henkilöä. Esitettyjen kuormituslukujen, keskimääräisen asukasluvun sekä kiinteistöjen ja Jäälinojan välisen etäisyyden perusteella jätevesien aiheuttamaa kuormitusta arvioitiin taulukon 15 mukaisesti. Kuten taulukosta 15 on nähtävissä, Jäälinojan valuma-alueen viemäröimättömät kiinteistöt aiheuttavat arvion mukaan Jäälinojaan vuosittain noin 37 kg fosforikuormitusta ja 167 kg typpikuormitusta.

Taulukko 15. Arvio Jäälinojan valuma-alueella sijaitsevien viemäröimättömien kiinteistöjen aiheuttamasta jätevesikuormituksesta Jäälinojaan.

Arvioitu kuormitus				
<i>Etäisyys Jäälinojasta [m]</i>	<i>Kiinteistöt kpl</i>	<i>Asukasmäärä</i>	<i>P kg/a</i>	<i>N kg/a</i>
< 100	13	32,5	15,28	67,60
100–500	16	40	13,20	59,60
> 500	18	45	9,00	40,05
Yhteensä			37,48	167,25

5.1.6 Hulevesikuormitus

Jäälinjärven valuma-alue

SLICES-aineiston mukaan Jäälinjärven lähivaluma-alueen pientalo- ja loma-asuntoalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on noin 0,556 km². Asutusalueiden pinta-alan ja taulukon 9 perusteella Jäälinjärven lähivaluma-alueelta aiheutuu vuosittain 12 kg fosfori- sekä 220 kg typpikuormitusta Jäälinjärveen.

Jäälinojan valuma-alue

Jäälinojan valuma-alueella kerros- ja pientalo- sekä loma-asutusalueiden yhteenlaskettu pinta-ala on SLICES-aineiston mukaan noin 2,408 km². Tämän ja taulukon 9 ominaiskuormituslukujen perusteella hulevedet aiheuttavat Jäälinojan valuma-alueella vuosittain noin 35 kg fosforikuormitusta ja 640 kg typpekuormitusta.

Hulevesikuormituksen arvioinnissa on kuitenkin huomioitava, että hulevesikuormitus ei jakaudu luonnollisten valuma-alueiden mukaan. Hulevesien johtamisjärjestelyt vaikuttavat siihen, kuormittavatko hulevedet Jäälinjärveä vai Jäälinojaa. Jäälän taajaman hulevesien käsittely on järjestetty pääosin kiinteistökohtaisesti. Hulevesiverkostoa on ainoastaan pienellä alueella Laivakankaalla, mistä vesi johdetaan avo-ojien kautta Jäälinjärveen. Lisäksi Jäälän taajaman julkisten rakennusten ja tiestön hulevesiä ohjataan avo-ojien kautta Jäälinojaan. Koottua yksityiskohtaista tietoa ei ole siitä, mihin hulevedet Jäälän alueen kiinteistöiltä muilta osin johdetaan. Volan (2011) selvityksen mukaan hulevedet Jäälän kiinteistöillä imeytetään maahan tai johdetaan avo-ojiin. Hulevesikuormituksen arvioinnissa on huomioitava, että maahan imeytys ja avo-ojat pidättävät osan ravinnekuormituksesta.

Valtatien 20 päällystämisestä 1950-luvun lopussa tehdyn suunnitelman mukaan tieltä johtaa useita kuivatusvesien laskuojia Jäälinojaan. Myös tieltä 833 johtaa kuivatusvesien laskuoja sekä sadevesipumppaamon purkuputki Jäälinojaan. Välikylän kevyen liikenteen alikulkusillan hulevedet pumpataan Jäälinojaan.

Oulu-Korvenkylä-tieosuuden parantamissuunnitelmassa on esitetty valtatie 20 liikennemääräksi tien 833 risteyksestä Kiiminkiin päin 12 000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Vuoden 2020 liikennemääräksi samalla tieosuudella on arvioitu 16 000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Liikennemäärä valtatiellä 20 tulee arvion mukaan siis kasvamaan lähivuosina, mikä lisää tieltä tulevaa hulevesikuormitusta. Valtatie hulevesikuormitus on todennäköisesti hyvin pieni osuus Jäälinojan kokonaiskuormituksesta. Ravinnepitoisuus tiealueiden hulevesissä on yleensä melko pieni. Tiealueilta voi toisaalta huuhtoutua muun muassa raskasmetalleja. Haitta-aineita kuitenkin pidättyy luiskiin ja laskuoihin valtatie ja Jäälinojan välillä.

Jäälinojassa on ajoittain havaittu silminnähettävää punaruskeaa väriä, jonka alkuperä on tuntematon. Seuraavalla sivulla on kuva (kuva 25) Jäälinojalta elokuussa 2012, kun ojan väri oli hetkellisesti normaalista poikkeava. Ojan epätavallisen värin on voinut aiheuttaa hetkellinen hulevesipäästö. Punertava väri viitanee raudan aiheuttamaan ilmiöön.



Kuva 25. Jäälinojan veden väri oli 23.8.2012 epätavallisen punaruskea luultavasti hetkellisestä hulevesipäästöstä johtuen. (Kuva: Tapani Siira)

5.1.7 Jäälinjärven sisäinen kuormitus

Vesitaselaskennan tietojen perusteella kesän 2011 havaintojakson (20.6.2011–11.10.2011) keskivirtaama Jäälinjärveen oli $15\,305\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$. Lähivaluma-alueen haja-astutuksen ja hulevesien aiheuttaman kuormituksen oletettiin jakautuvan tasaisesti koko vuodelle. Luvussa 5.1.5 lasketun haja-asutuksen jätevesien fosforikuormituksen oletettiin tulevan kokonaan lähivaluma-alueelta. Todellisuudessa pieni osa haja-asutuksen kuormituksesta tulee Jäälinjärveen Korteojan kautta. Havaintojakson fosforikuormitus Saarisenojasta ja Korteojasta Jäälinjärveen oli luvun 5.1.1 mukaan $0,492\text{ kg d}^{-1}$ (yhtälön 4 mukaan). Kaikkiaan fosforikuormitus oli pitoisuushavainnot ja lähivaluma-alueen kuormituslähteet huomioiden $0,664\text{ kg d}^{-1}$. Lisäksi järven tilavuudeksi tiedetään $1395 \cdot 10^3\text{ m}^3$. Virtaaman, kuormituksen ja järven tilavuuden perusteella laskettiin Lappalaisen malliin ja sen muunnokseen tarvittavat fosforin alkupitoisuus sekä havaintojakson viipymä Jäälinjärvestä. Alkupitoisuus oli $38,05\text{ mg m}^{-3}$ ja viipymä 3,66 kk. Lappalaisen mallin soveltuvuusehto (yhtälö 8) täyttyi, sillä alkupitoisuuden ja viipymän suhde oli $10,38\text{ mg m}^{-3}\text{ kk}^{-1}$. Lappalaisen mallin muunnoksen soveltuvuusehtoa (yhtälö 10) ei testattu, koska Lappalaisen mallin soveltuvuusehto (yhtälö 8) täyttyi hyvin ja Granbergin & Granbergin (2006, 24) mukaan muunnos soveltuu useimpiin tilanteisiin. Lappalaisen mallin mukainen pidättymiskerroin kesän 2011 havaintojaksolla oli 0,33 ja Lappalaisen mallin muunnoksen mukainen pidättymiskerroin 0,30.

Jäälinjärveen tulevan veden fosforipitoisuus laskettiin Korteojan ja Saarisenojan fosforipitoisuushavaintojen perusteella ojien valuma-alueiden laajuuden mukaan painotettuna

keskiarvona. Saarisenojasta oletettiin tulevan 80 % ja Korteojasta 20 % Jäälinjärveen tulevasta vedestä. Tulevan veden kokonaisfosforipitoisuuksien keskiarvo vuoden 2011 havaintojaksolla oli $40,48 \mu\text{g l}^{-1}$. Lähtevän veden pitoisuushavaintojen keskiarvo oli $33,75 \mu\text{g l}^{-1}$. Havaittujen pitoisuuksien keskiarvojen ja yhtälön 6 perusteella Jäälinjärven fosforinpidättymiskerroin vuoden 2011 havaintojaksolla oli 0,17.

Kesän 2012 havaintojaksolla (7.5.2012–4.9.2012) Jäälinjärveen tuleva virtaama oli vesitaselaskennan perusteella keskimäärin $59\,962 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Keskimääräinen virtaama oli suuri, sillä havaintojakso käsitti myös kevään tulvakauden. Laskennallinen viipymä Jäälinjärvestä oli vuoden 2012 havaintojaksolla suuresta virtaamasta johtuen vain 19 päivää. Havaintojakson fosforikuormitus oli Saarisenojasta ja Korteojasta tuleva kuormitus (luku 5.1.1) sekä lähivaluma-alueen haja-asutuksen ja hulevesien kuormitusarvio huomioiden $1,816 \text{ kg d}^{-1}$. Alkupitoisuus oli siten $30,49 \text{ mg m}^{-3}$ ja alkupitoisuuden ja viipymän suhde $49,18 \text{ mg m}^{-3} \text{ kk}^{-1}$. Alkupitoisuuden ja viipymän suhde ei täytä Lappalaisen mallin soveltuvuusehtoa. Jotta malli soveltuisi, suhteen tulisi olla alle $30 \text{ mg m}^{-3} \text{ kk}^{-1}$. Friskin (1978, 41) mukaan suhteen ollessa liian suuri järven pohja ei enää pidätä fosforia.

Jäälinjärveen tulevan ja lähtevän veden pitoisuushavaintojen perusteella tulevan veden kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo kesän 2012 havaintojaksolla oli $41,16 \mu\text{g l}^{-1}$ ja lähtevän veden pitoisuushavaintojen keskiarvo $34,75 \mu\text{g l}^{-1}$. Havaittujen pitoisuuksien keskiarvojen ja yhtälön 6 perusteella fosforinpidättymiskerroin kesän 2012 havaintojaksolla oli 0,16.

Vuoden 2011 pitoisuushavaintojen perusteella Jäälinjärveen pidättyi siis 17 % ja vuoden 2012 havaintojen perusteella 16 % Saarisenojan ja Korteojan vesissä tulevasta fosforista. Lappalaisen mallin ja sen muunnoksen mukaan Jäälinjärveen olisi vuoden 2011 havaintojaksolla pitänyt pidättyä noin 30 % tulevasta fosforikuormasta. Vuoden 2012 havaintojaksolle ei voitu soveltaa teoreettista fosforin pidättymismallia. Vuoden 2012 tarkastelu viittaisi siihen, ettei Jäälinjärvi enää pidätä fosforia. Kesän 2011 tarkastelun tulokset puolestaan viittaavat siihen, että järven fosforinpidätyskyky on heikentynyt ja järveen kohdistuu sisäistä kuormitusta. Jäälinjärven sisäkuormitteisuus on todennäköistä myös järven mataluudesta johtuen.

5.1.8 Jäälinjärven kuormitusarvioiden vertailu VEMALAn kuormitusarvioihin

Vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosion eli VEMALAn kuormitusmallin perusteella keskimääräinen kuormitus Jäälinjärveen vuosina 1991–2011 oli noin 121 kg fosforia ja $1\,943 \text{ kg}$ typpeä vuodessa. Vuonna 2011 Jäälinjärven ravinnekuormitus oli VEMALAn mukaan 140 kg fosforia ja $2\,370 \text{ kg}$ typpeä. Vuoden 2011 Jäälinjärven tulo-ojien vedenlaadun havaintojaksolla

20.6.2011–11.10.2011 Jäälinjärveen tuli VEMALAn mukaan 38 kg fosforikuormitusta ja 702 kg typpeä. Vedenlaatutulosten perusteella luvussa 5.1.1 arvioitiin Jäälinjärven tulo-ojien aiheuttamaksi kuormitukseksi samalla havaintojaksolla 53 kg fosforia ja 785 kg typpeä (yhtälöllä 4). Koska luvun 5.1.1 kuormitusarvio perustuu todellisiin vedenkorkeus- ja pitoisuushavaintoihin, mitä ei VEMALAn laskennassa huomioitu, on todellinen kuormitus todennäköisesti lähempänä luvun 5.1.1 arviota. Mitä luultavimmin kuormitus on vielä hieman suurempaa kuin tulo-ojien vedenlaatutulosten perusteella on arvioitu, sillä kuormitusta tulee lisäksi Jäälinjärven lähivaluma-alueelta suoraan järveen.

5.1.9 Yhteenveto kuormituksesta

Jäälinjärven kuormitus

Vedenlaatuanalyysien perusteella melko pieni osa Jäälinjärveen tulevasta kokonaisravinnekuormituksesta pidättyy järveen kesäaikana. Jäälinojan kautta Jäälinjärvestä poistuu kuitenkin vähemmän ammoniumtyppeä ja fosfaattifosforia kuin niitä tulo-ojissa kulkeutuu järveen. Myös nitriitti-nitraattitypen pitoisuus on Jäälinjärveen tulevissa vesissä suurempi kuin järvestä lähtevässä vedessä. Jäälinjärven eliötoiminta siis selkeästi kuluttaa liuenneita ravinnemuotoja. Liuenneet ravinteet voivat myös muuttua ravinteiden kierron kautta järvestä eri muotoon.

Jäälinjärveä kuormittaa ravinteiden lisäksi rautapitoinen kiintoaine. Rauta on peräisin valuma-alueen turpeesta, ja metsäojitukset ovat osaltaan lisänneet raudan huuhtoutumista. Jäälinjärven tulo-ojissa rauta saostuu hydroksidina muodostaen sakkaa, johon kiinnittyy orgaanista kiintoainetta ja humusta.

Edellä todettiin luvussa 5.1.1 lasketun arvion Jäälinjärven kuormituksesta vastaavan melko hyvin Jäälinjärveen tulevaa todellista kuormitusta. Luvun 5.1.1 kuormitusarviot eivät kuitenkaan huomioi lähivaluma-alueelta Jäälinjärveen tulevaa ravinnekuormitusta, vaan ainoastaan suurimpien tulo-ojien mukana tulevan kuormituksen. Esimerkiksi lähivaluma-alueen pihoilta tuleva kuormitus sekä laskeuma tulevat suoraan Jäälinjärveen, samoin lähes kaikki jätevesikuormitus. Tulo-ojien aiheuttamaan kuormitukseen sisältyy siis oikeastaan vain metsätalouden ja luonnonhuuhtouman aiheuttama kuormitus.

Arvioidaan kokonaiskuormitusta Jäälinjärven valuma-alueella vuoden 2011 havaintojaksolla lähivaluma-alueen kuormituslähteet huomioiden. Jos oletetaan, että luvussa 5.1.5 arvioitu jätevesikuormitus Jäälinjärveen jakautuisi tasaisesti koko vuodelle, olisi jätevesien aiheuttama kuormitus kesän 2011 havaintojaksolla noin 16 kg fosforia ja 109 kg typpeä. Vastaavasti

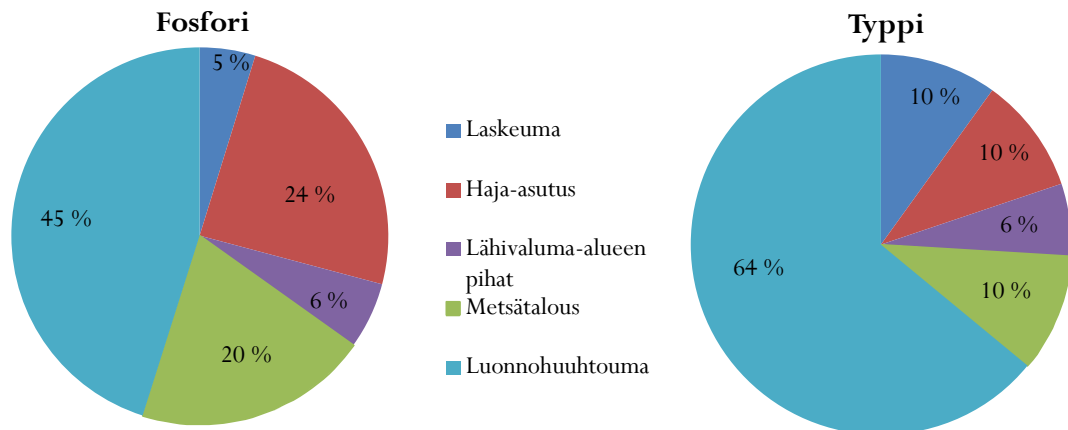
lähivaluma-alueen pihoilta vuoden 2011 havaintojaksolla aiheutunut kuormitus olisi noin 4 kg fosforia ja 69 kg typpeä ja laskeuman aiheuttama kuormitus Jäälinjärveen noin 3 kg fosforia ja 110 kg typpeä. Kun lähivaluma-alueen arvioitu kuormitus ja laskeuman aiheuttama kuormituslisäys Jäälinjärven kuormitukseen huomioidaan, on kokonaisravinnekuormitus Jäälinjärveen vuoden 2011 havaintojaksolla arviolta 76 kg fosforia ja 1 073 kg typpeä.

Arvioidaan nyt Jäälinjärven keskimääräistä vuosittaista kuormitusta. VEMALAn kuormitusarvioon verrattuna edellä esitetty arvio fosforikuormituksesta Jäälinjärveen vuoden 2011 havaintojaksolla (76 kg) on 2-kertainen ja typpikuormitusarvio (1 073 kg) noin 1,5-kertainen. Tämän perustella keskimääräisen vuosittaisen ravinnekuormituksen voi siis karkeasti arvioida olevan noin 1,5-kertainen verrattuna VEMALAn arvioon. Vuosittaiseksi kokonaisravinnekuormitukseksi Jäälinjärveen saadaan siten 210 kg fosforia ja 3 555 kg typpeä vuodessa.

Kun luvussa 5.1.2 arvioidun laskeuman aiheuttaman ravinnekuormituksen (10 kg fosforia ja 354 kg typpeä) oletetaan tulevan kokonaisuudessaan Jäälinjärveen, on sen osuus edellä arvioidusta vuosittaisesta kokonaisfosforikuormituksesta (210 kg) 5 % ja typpikuormituksesta (3 555 kg) 10 %. Vastaavasti luvussa 5.5.1 arvioidun haja-asutuksen kuormituksen (51 kg fosforia ja 350 kg typpeä) osuus on lähes neljäsosa, 24 % kokonaisfosforikuormituksesta sekä 10 % typpikuormituksesta. Kun lisäksi lähivaluma-alueen pihoilta tulevan kuormituksen oletetaan olevan luvussa 5.1.6 arvioidun mukainen (12 kg fosforia ja 220 kg typpeä) ja tulevan kokonaisuudessaan Jäälinjärveen, luonnonhuuhtouman ja metsätalouden aiheuttaman kuormituksen osuudeksi edellä arvioidusta Jäälinjärven kokonaiskuormituksesta (210 kg fosforia ja 3 555 kg typpeä) jää 137 kg fosforia ja 2631 kg typpeä. Luvut ovat 65 % edellä arvioidusta Jäälinjärven fosforikuormituksesta ja 74 % typpikuormituksesta.

Luvussa 5.1.2 luonnonhuuhtouman aiheuttamaksi kuormitukseksi Jäälinjärven valuma-alueella arvioitiin 167 kg fosforia ja 4 875 kg typpeä vuodessa. Lisäksi kunnostusojitusten aiheuttamaksi ravinnekuormitukseksi arvioitiin luvussa 5.1.4 89 kg fosforia ja 797 kg typpeä, mikä on todennäköisesti poikkeuksellisen suuri kuormitus verrattuna keskimääräiseen kunnostusojitusten aiheuttamaan vuosikuormitukseen pidemmällä aikavälillä tarkasteltuna. Oletetaan, että vuoden 2011 kunnostusojitusten aiheuttama kuormitus vastaa keskimääräistä kaikkien metsätaloustoimenpiteiden vuosittain aiheuttamaa kuormitusta Jäälinjärven valuma-alueella. Tämän perusteella luonnonhuuhtouman aiheuttama fosforikuormitus on noin 2-kertainen verrattuna metsätalouden aiheuttamaan kuormitukseen ja typpikuormitus noin 6-kertainen. Metsätalouden osuuden Jäälinjärven fosforikuormituksesta voidaan siis arvioida olevan noin 20 % ja luonnonhuuhtouman reilu 40 %. Vastaavasti typpikuormituksesta metsätalous aiheuttanee noin

10 % ja luonnonhuuhtouma reilu 60 %. Kaikkiaan Jäälinjärven fosfori- ja typpikuormitus jakautuu siis eri kuormituslähteisiin kuvan 26 mukaisesti.



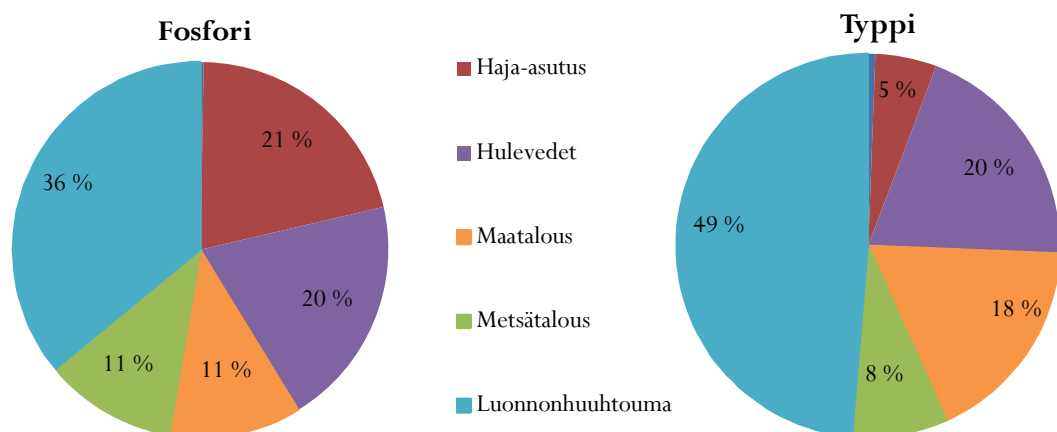
Kuva 26. Jäälinjärven fosfori- ja typpikuormituksen jakautuminen eri kuormituslähteisiin.

Tarkastellaan vielä pidättymisen vaikutusta Jäälinjärven tulevan luonnonhuuhtouman ja metsätalouden aiheuttamaan kuormitukseen. Lukujen 5.1.2 ja 5.1.4 perusteella luonnonhuuhtouma ja metsätalous aiheuttaisivat Jäälinjärven valuma-alueella yhteensä 256 kg fosforikuormitusta ja 5672 kg typpikuormitusta. Edellä arvioitiin, että luonnonhuuhtouman ja metsätalouden kuormitus aiheuttavat vuosittain yhteensä 137 kg fosforikuormitusta ja 2631 kg typpikuormitusta Jäälinjärven tulevaa typpikuormituksesta. Näin ollen luonnonhuuhtouman ja metsätalouden aiheuttamasta fosforikuormituksesta arviolta 46 % ja typpikuormituksesta 54 % pidätty kaukovaluma-alueella.

Jäälinojan kuormitus

Jäälinojalla luvussa 5.1.2 arvioitu laskeuman aiheuttama kuormitus (0,5 kg fosforia ja 19 kg typpeä) tulee kokonaisuudessaan Jäälinojaan. Lisäksi, koska pellot Jäälinojan valuma-alueella sijaitsevat pääosin ojan rannoilla, voidaan luvussa 5.1.3 arvioidun maatalouden kuormituksen (20 kg fosforia ja 568 kg typpeä) arvioida tulevan kokonaisuudessaan Jäälinojaan. Haja-asutuksen jätevesien aiheuttaman kuormituksen laskennassa Jäälinojalla on huomioitu viemäroimättömien kiinteistöjen etäisyys Jäälinojasta, joten luvussa 5.1.5 arvioitu haja-asutuksen aiheuttama kuormitus (37 kg fosforia ja 167 kg typpeä) kuvaa myös Jäälinojaan tulevaa kuormitusta. Luvussa 5.1.6 arvioidusta hulevesikuormituksesta (35 kg fosforia ja 640 kg typpeä) osa todennäköisesti pidättyy ennen kulkeutumistaan Jäälinojaan, mutta pidättymisen suuruutta on vaikea arvioida. Oletetaan Jäälinojaan tulevan hulevesikuormituksen olevan luvussa 5.1.6 esitetyn suuruinen.

Luvussa 5.1.4 arvioitiin kunnostusojitusten aiheuttamaa kuormitusta Jäälinojan valuma-alueella. Todellisuudessa kuormitusta aiheutuu myös muista metsätaloustoimenpiteistä. Toisaalta metsätaloustoimenpiteet sijoittuvat pitkälti Jäälinojan kaukovaluma-alueelle. Oletetaan että kaikkien metsätaloustoimenpiteiden aiheuttama kuormitus Jäälinojaan, kun pidättyminen kaukovaluma-alueella huomioidaan, on luvussa 5.1.4 lasketun kunnostusojitusten aiheuttaman kuormituksen (20 kg fosforia ja 260 kg typpeä) suuruinen. Luonnonhuuhtoumasta voidaan olettaa pidättyvän yhtä suuri osuus kuin arvion mukaan pidättyi Jäälinjärven valuma-alueella, eli 46 % fosforikuormituksesta ja 54 % typpikuormituksesta. Tällöin luonnonhuuhtoumasta aiheutuva vuosittainen kuormitus on luvussa 5.1.2 esitetyn luonnonhuuhtouman kuormitusarvion perusteella arviolta noin 63 kg fosforia ja 1567 kg typpeä. Eri kuormituslähteiden arvioidun kuormituksen perusteella Jäälinojan fosfori- ja typpikuormitus jakautuu eri kuormituslähteisiin kuvan 27 mukaisesti. Vuosittainen kuormitus Jäälinojaan on kaikkiaan noin 176 kg fosforia ja 3 221 kg typpeä.



Kuva 27. Jäälinojan fosfori- ja typpikuormituksen jakautuminen eri kuormituslähteisiin.

5.1.10 Kuormitusselvityksen tulosten arviointi

Jäälinjärvellä merkittävin ihmistoiminnasta johtuva kuormitus tulee haja-asutuksen jätevesistä. Jäälinojalla hulevedet aiheuttavat arvion mukaan lähes saman verran fosforikuormitusta kuin haja-asutuksen jätevedet. Typpikuormitusta hulevedet aiheuttaisivat Jäälinojaan arvion mukaan jopa enemmän kuin useiden kymmenien viemäröimättömien kiinteistöjen jätevedet. Käytetyt hulevesien ominaiskuormitusluvut perustuvat Espoon Laaksoahdessa tehtyyn tutkimukseen (Kotola & Nurminen 2003, 22). Laaksoahde on Kotolan & Nurmisen (2003, 22–23) kuvauksen perusteella hieman tiiviimmin rakennettu kuin Jäälän taajama ja alueella on paikoin hulevesiviemäröinti. Jäälän alueen hulevesikuormitus voi väljemmän rakennuskannan ja pääosin

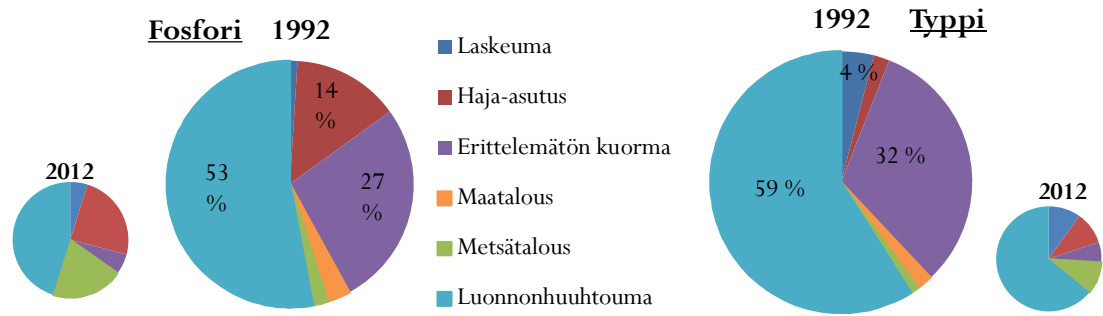
kiinteistökohtaisten hulevesijärjestelmien vuoksi olla hieman vähäisempää kuin Laaksolahdessa. Jäälän taajamassa ja Laaksolahdessa on kuitenkin myös paljon samoja piirteitä, joten hulevesikuormituksen suuruusluokka ei luultavasti ole olennaisesti arvioitua pienempi.

Metsätalouden kuormitus vaihtelee muihin kuormituslähteisiin verrattuna erityisen paljon eri vuosina. Metsäojitusten aiheuttaman kuormituksen arvioinnissa käytetyt ELY-keskukselta saadut tiedot Jäälinojan vesistöalueella tehdyistä ojituksista perustuvat vapaaehtoisin ilmoituksiin. Kaikista ojituksista ei siis välttämättä ole saatu tietoa. Myös hakkuut ja lannoitukset aiheuttavat kuormitusta metsätalousalueilta, mikä tässä tarkastelussa jätettiin huomioimatta.

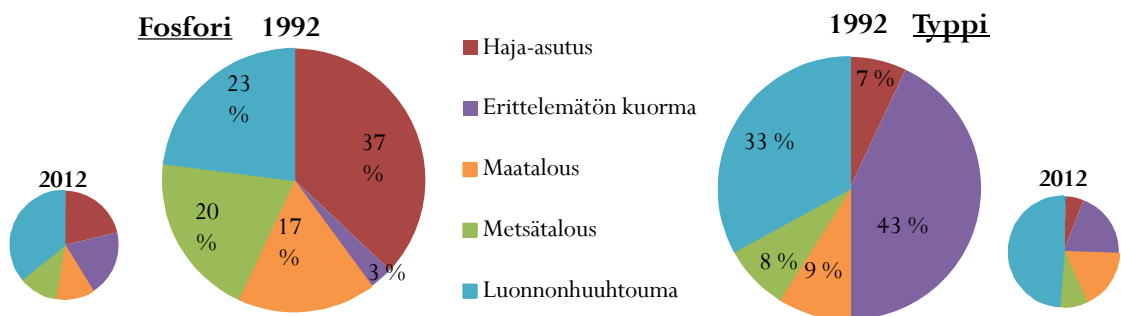
Vedenlaatutuloksiin perustuvat arviot (luku 5.1.1) Jäälinjärven ravinnekuormituksesta vuoden 2011 havaintojaksolla todettiin luotettavammaksi kuin VEMALAn arvio vastaavan ajan ravinnekuormituksesta. Tämä perustuu siihen, että VEMALAn arviossa ei hyödynnetty havaittuja vedenkorkeus- ja pitoisuustietoja, toisin kuin luvun 5.1.1 arvioinnissa. Lisäksi VEMALA huomioi alueen maankäytön, mutta ei metsätalouden toimenpiteitä (Huttunen et al.). Tämä voi olennaisesti vaikuttaa kuormitusarvion suuruuteen Jäälinjärvellä, sillä valuma-alueella on viime vuosina tehty laajoja kunnostusojituksia.

Vuoden 1992 kuormitusselvitykseen (Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto 1992) verrattuna Jäälinojan ja Jäälinjärven ravinnekuormitus on pysynyt melko samanlaisena. Kuvissa 28 ja 29 on verrattu luvussa 5.1.9 esitettyä sekä vuonna 1992 tehdyn selvityksen mukaista fosfori- ja typpikuormituksen jakautumista eri kuormituslähteisiin Jäälinjärvellä ja Jäälinojalla. Jäälinjärvellä haja-asutuksen osuus ravinnekuormituksesta on kuvan 28 perusteella hieman kasvanut. Jäälinojalla puolestaan haja-asutuksen osuus kuormituksesta on melko selkeästi vähentynyt (kuva 29). 1990-luvun alussa Jäälinjärven valuma-alueella olikin vähemmän vakituisesti asuttuja viemäröimättömiä kiinteistöjä kuin 2012 ja Jäälinojan valuma-alueella enemmän.

Metsätalouden kuormitusta arvioitiin vuoden 1992 selvityksessä Jäälinjärven ja Jäälinojan valuma-alueella viimeisten noin 10 vuoden aikana tehtyjen kunnostusojitusten perusteella. Tuolloin Jäälinjärven valuma-alueella oli tehty kunnostusojituksia huomattavasti vähemmän kuin 2000-luvulla, joten metsätalouden osuus Jäälinjärven kuormituksesta on 1992 arvioitu pienemmäksi kuin tässä työssä. Jäälinojalla puolestaan ojituksia oli 1980-luvulla tehty enemmän kuin 2000-luvulla, joten metsätalouden osuus Jäälinojan ravinnekuormituksesta on 1992 arvioitu suuremmaksi kuin tässä työssä. Tulokset osoittavat metsätalouden kuormituksen vaihtelevan paljon eri vuosina.



Kuva 28. Jäälinjärven fosfori- ja typpikuormituksen jakautuminen luvun 5.1.9 (pienet kuvaajat) sekä 1990-luvun alun kuormitusselvityksen (isommat kuvaajat) mukaan. Pienissä kuvaajissa (luvun 5.1.9 mukainen jakauma) violetti segmentti kuvaa hulevesikuormaa.



Kuva 29. Jäälinojan fosfori- ja typpikuormituksen jakautuminen luvun 5.1.9 (pienet kuvaajat) sekä 1990-luvun alun kuormitusselvityksen (isommat kuvaajat) mukaan. Pienissä kuvaajissa (luvun 5.1.9 mukainen jakauma) violetti segmentti kuvaa hulevesikuormaa.

Vuonna 1992 tehdyssä kuormitusselvityksessä ei ole arvioitu hulevesien kuormitusta, mutta osan kuormituksesta on tuolloin arvioitu tulevan erittelemättömistä lähteistä. Tähän kuuluvat selvityksen tehneen Pohjois-Suomen vesitutkimustoimiston (1992) mukaan muun muassa hulevedet. Selvityksessä on myös todettu, että hulevesien ainepitoisuudet voivat olla huomattavan korkeita. Toisaalta osa erittelemättömän kuormituksen osuudesta aiheutuu Pohjois-Suomen vesitutkimustoimiston mukaan ominaiskuormituslukujen epätarkkuudesta, sillä ominaiskuormituslukuarvio on suhteutettu vuoden 1992 virtaama- ja pitoisuushavaintoihin. Kuvista 28 ja 29 voidaan joka tapauksessa todeta, että hulevedet ovat myös vuoden 1992 kuormitusselvityksen mukaan aiheuttaneet mahdollisesti merkittävänkin osan kokonaisravinnekuormituksesta Jäälinojaan ja Jäälinjärveen.

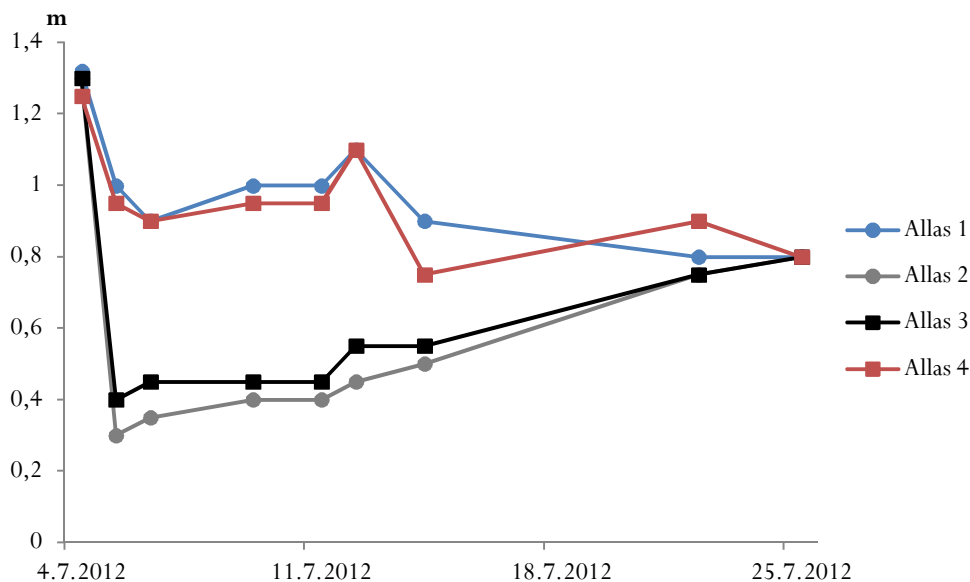
Kuormitusselvityksessä esitettyjä lukuja on tulkittava suuntaa-antavina, ei tarkkoina lukuarvoina. Ominaiskuormituslukuihin perustuvat arviot eivät huomioi eri vuosien hydrologista vaihtelua. Todellisuudessa kuormitus vaihtelee vuosittain.

5.2 Jäälinjärven allaskoe

Allaskokeen mittaus- ja analyysitulokset on esitetty liitteen 4 taulukoissa.

Ennen kemikaalin ja kalojen lisäystä 4.7.2012 tehtyjen mittausten ja laboratorioanalyysien perusteella olosuhteet kaikissa altaissa sekä järvestä olivat hyvin samanlaiset. Poikkeuksena kuitenkin altaan 1 näkösyvyys oli noin 20 cm suurempi kuin muiden altaiden ja järven. Lisäksi altaiden happipitoisuus oli noin 1 mg l^{-1} pienempi kuin järvestä. Suurimpina eroina altaiden ja järven välillä klorofylli-a-pitoisuus oli järvestä selvästi suurempi kuin altaissa. Järvestä oli myös huomattavasti enemmän limalevää kuin altaissa. Altaissa oli 220–1 580 limaleväsolua litrassa. Järvestä limaleväsoluja oli yli 40 000 litraa kohden.

Koealtaiden näkösyvyyksiä seurattiin näytteenottoväliä tiiviimmin kemikaalin lisäyksen jälkeen, sillä kemikaalin lisäyksen jälkeen kemikaloitujen altaiden havaittiin selkeästi samentuneen. Koealtaista 4.7.–25.7. varsinaisen näytteenoton ulkopuolella mitatut näkösyvyydet on esitetty kuvassa 30. Kuvan perusteella kemikaalilla käsitellyt altaat olivat käsittelemättömiä altaita sameampia lähes kolme viikkoa kemikaalin lisäyksen jälkeen. Kemikaloitujen altaiden näkösyvyydet kuitenkin nousivat vähitellen kemikaalin lisäyksen jälkeen, ja 25.7. kaikkien altaiden näkösyvyydet olivat samaa suuruusluokkaa.

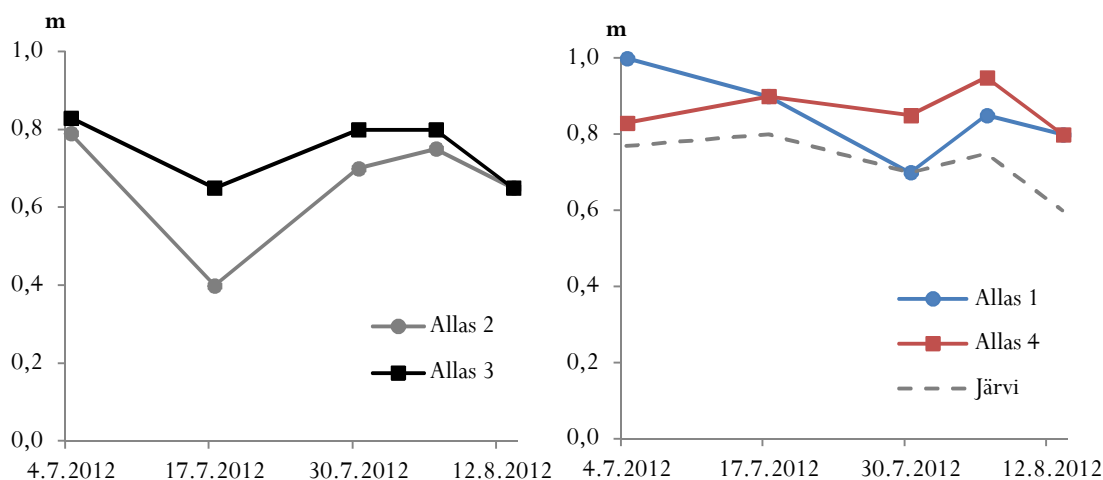


Kuva 30. Koealtaiden 1–4 näkösyvyydet 4.7.2012–25.7.2012.

Varsinaisen näytteenoton yhteydessä mitatut koealtaiden sekä järven näkösyvyydet kokeen aikana on esitetty kuvan 31 kuvaajissa. Kuvaajista on nähtävissä kemikaloitujen altaiden näkösyvyyden lasku kemikaalin lisäyksen jälkeen. Kemikaloitujen altaiden näkösyvyydet olivat 17.7, eli vajaa kaksi viikkoa Phoslockin lisäyksen jälkeen 40 ja 65 cm. Kahden muun altaan sekä järven

näkösyydydet 17.7. olivat 80–90 cm. Kemikaloitujen altaiden sekä kemikaalittomien altaiden välillä ei ollut havaittavissa muita merkittäviä eroja 17.7. mitta- ja laboratoriotulosten perusteella. Kemikaloitujen altaiden alkaliniteetti tosin oli noussut kemikaalin lisäyksen jälkeen hieman enemmän kuin kahden muun altaan. Altaiden pintaveden happipitoisuus oli edelleen noin 1 mg l^{-1} pienempi kuin järvessä.

30.7. kemikaloitujen ja kemikaalittomien altaiden näkösyvyyksissä ei ollut enää havaittavissa eroja. Kemikaloitujen altaiden näkösyvydet olivat 70 ja 80 cm, kemikaalittomien altaiden 70 ja 85 cm. 30.7. altaiden pintaveden happipitoisuus oli myös samaa suuruusluokkaa kuin järvessä.



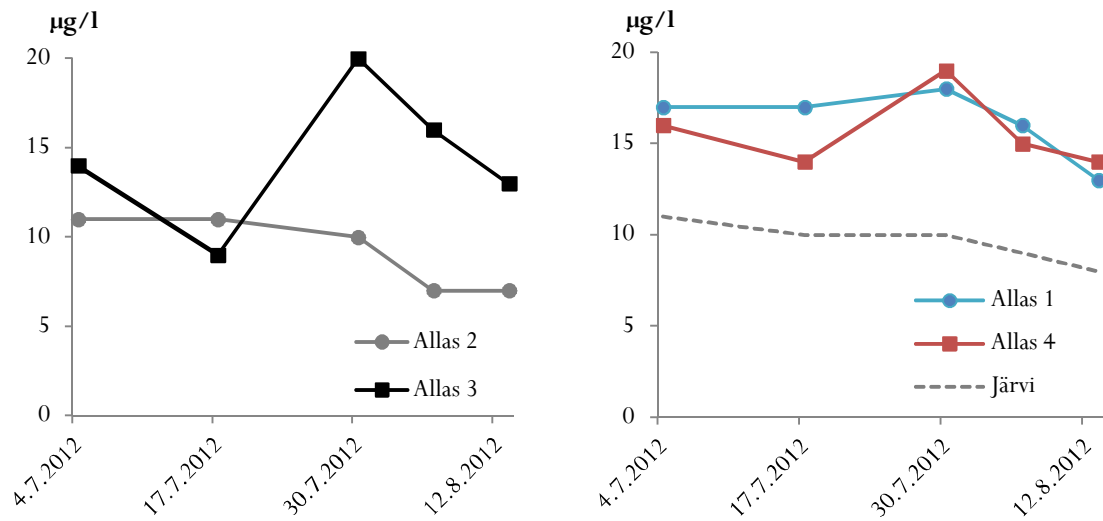
Kuva 31. Näkösyvydet koealtaissa ja järvessä allaskokeen aikana.

30.7. ensimmäistä kertaa pohjan läheltä tehdyn happipitoisuuden mittauksen perusteella sekä altaiden että järven pohjan lähellä oli happivajaus. Kahdella viimeisellä mittauksella 6.8. ja 13.8. vastaavaa happivajasta ei havaittu.

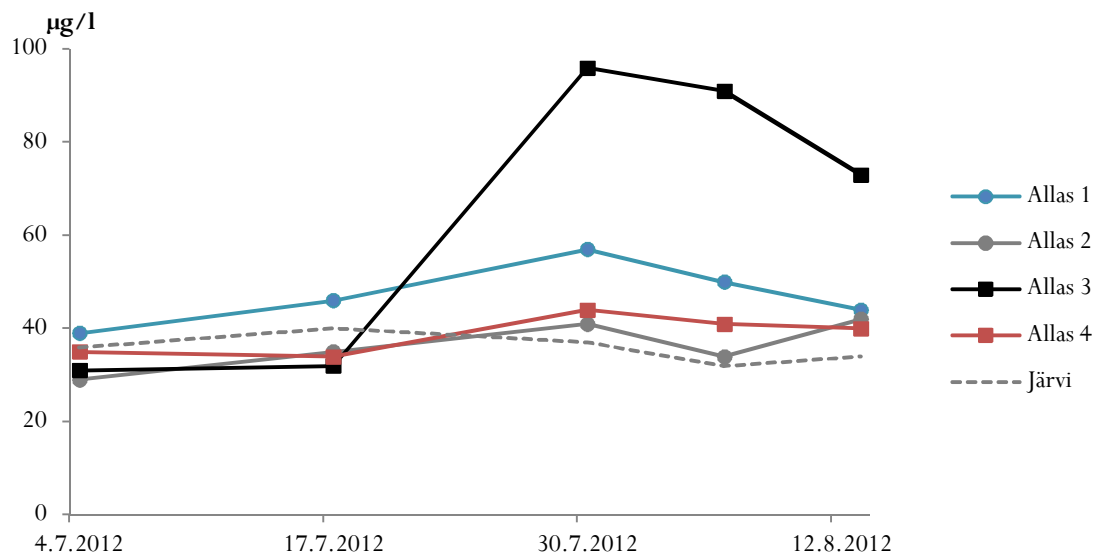
Sähkönjohtavuus mitattiin koealtaista ja järvestä ensimmäisen kerran 30.7. Kemikaloiduissa altaissa sähkönjohtavuus oli noin $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ suurempi kuin kemikaalittomissa altaissa ja järvessä. Tilanne oli sama myös 6.8. ja 13.8.

Phoslock ei Allaskokeen perusteella toiminut Jäälinjärvessä tarkoituksenmukaisesti, sillä fosfaattipitoisuudet eivät kemikaalin lisäyksen jälkeen selkeästi pienentyneet koealtaissa. Altaassa 2 fosfaattipitoisuus hieman laski kokeen loppuaikana. Toisaalta fosfaattipitoisuus kuitenkin laski myös altaassa 1 sekä järvessä. Kaikkien koealtaiden sekä järven fosfaattipitoisuudet on esitetty kuvan 32 kuvaajissa. Altaassa 3 fosfaattipitoisuus nousi huomattavasti heinäkuun lopussa. Samaan aikaan myös kokonaisfosforipitoisuus altaassa 3 nousi huomattavasti, mikä on nähtävissä kuvasta

33. Kalakuolemat saattoivat vaikuttaa altaan 3 korkeaan fosforipitoisuuteen, vaikka kuolleet kalat poistettiin heti kun niitä havaittiin.

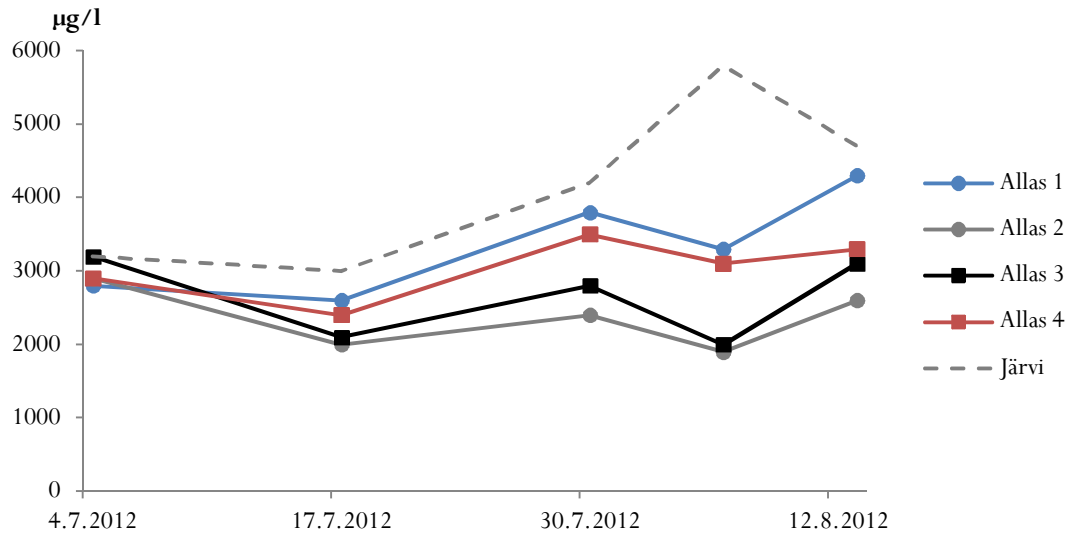


Kuva 32. Fosfaattipitoisuudet koealtaissa ja järvessä allaskokeen aikana.



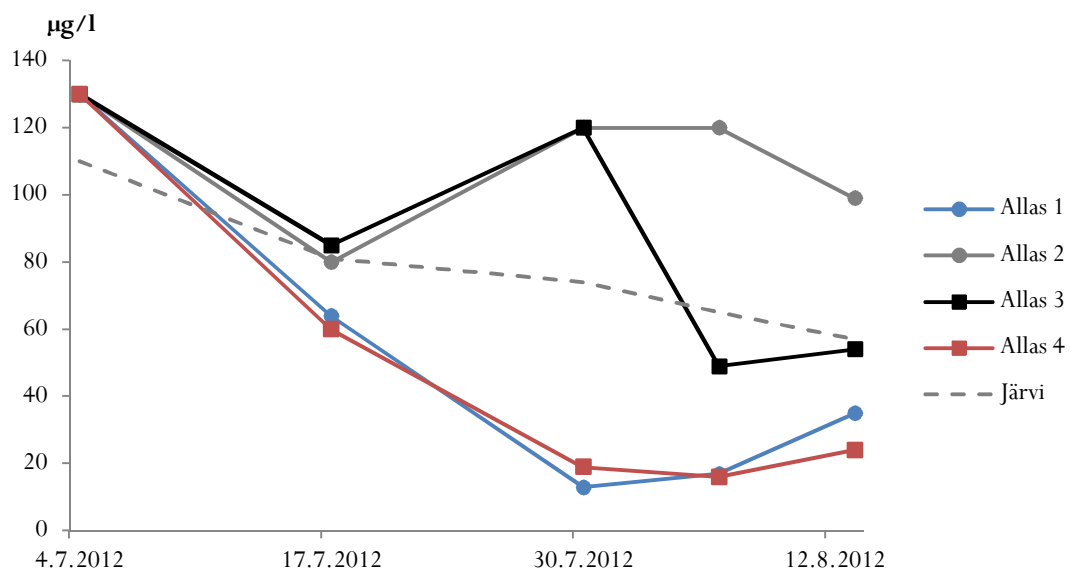
Kuva 33. Kokonaisfosforipitoisuudet koealtaissa ja järvessä allaskokeen aikana.

Koealtaiden sekä järven rautapitoisuudet allaskokeen aikana on esitetty kuvassa 34. Ennen kemikaalin lisäystä 4.7. otetuissa näytteissä rautapitoisuudet kaikissa koealtaissa olivat samaa suuruusluokkaa. Myöhemmillä näytteenottokerroilla kemikaalilla käsiteltyjen altaiden 2 ja 3 rautapitoisuus oli pienempi kuin kahdessa muussa koealtaassa ja järvessä. Phoslock saattoi siis sitoa rautaa.



Kuva 34. Rautapitoisuus koealtaissa ja Jäälinjärnessä allaskokeen aikana.

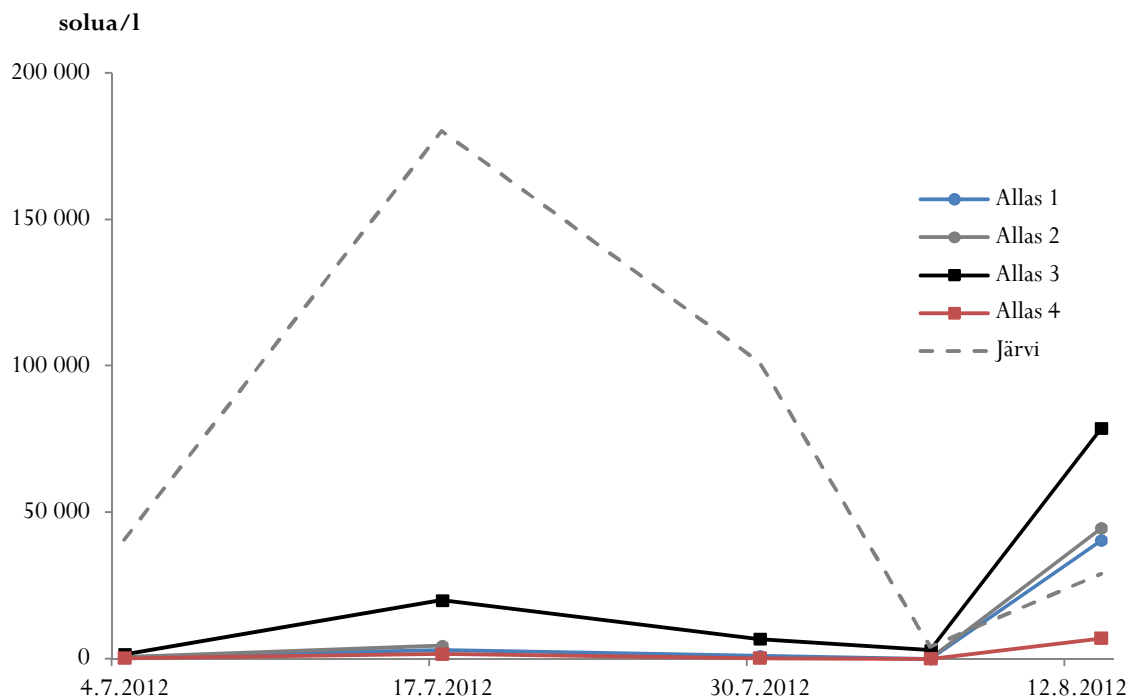
Kemikaalilla käsitellyt ja kemikaloimattomat altaat erosivat myös mangaanipitoisuuden suhteen. Mangaanipitoisuudet koealtaissa sekä Jäälinjärnessä allaskokeen aikana on esitetty kuvassa 35. Lähtötilanteessa mangaanipitoisuus oli kaikissa altaissa samaa suuruusluokkaa. Kemikaalin lisäyksen jälkeen kemikaalilla käsiteltyjen altaiden mangaanipitoisuus ensin laski, mutta nousi heinäkuun lopun näytteissä. Vastaavana aikana kemikaloimattomien altaiden mangaanipitoisuus laski. Elokuun näytteissä kemikaloitujen altaiden 2 ja 3 mangaanipitoisuudet erosivat toisistaan siten, että altaassa 2 mangaanipitoisuus oli suurempi. Molempien kemikaloitujen altaiden mangaanipitoisuudet olivat elokuussa kuitenkin suurempia kuin mangaanipitoisuus kahdessa muussa koealtaassa.



Kuva 35. Mangaanipitoisuudet koealtaissa ja Jäälinjärnessä allaskokeen aikana.

Allaskokeella pyrittiin erityisesti selvittämään vaikuttaisivatko hoitokalastus tai fosforin kemiallinen saostus Jäälinjärven limaleväongelmaan. Koealtaista ja järvestä otetuista näytteistä tehdyn limalevälaskennan perusteella altaissa oli lähes koko kokeen ajan huomattavasti vähemmän *Gonyostomum semen* soluja kuin järvestä. Limalevän määrä kuitenkin nousi altaissa 1–3 järveä korkeammaksi viimeisissä, 13.8. otetuissa näytteissä. Altaiden ja järven limalevämäärä kokeen aikana on esitetty kuvassa 36.

Kuvasta 36 on nähtävissä, että limalevämäärä vaihteli kokeen aikana samansuuntaisesti kaikissa koealtaissa. Levämäärän vaihtelu oli pääosin samansuuntaista myös järvestä. Altaassa 3 limalevää oli enemmän kuin muissa koealtaissa. Viimeisissä, 13.8. otetuissa näytteissä limalevän määrä altaissa moninkertaistui aiempiin näytteisiin verrattuna. Altaassa 1 oli 13.8. noin 40 000 *Gonyostomum semen* solua litrassa ja altaassa 2 noin 44 000. Altaassa 3 oli 13.8. lähes 80 000 solua litrassa. Kaikkiaan kemikaalilla käsitellyissä altaissa oli koko allaskokeen ajan enemmän limalevää kuin altaissa 1 ja 4, joita ei ollut käsitelty kemikaalilla. Eläinplanktonlaskennan perusteella kemikaloiduissa altaissa oli vähemmän levää syöviä vesikirppuja ja hankajalkaisia kuin altaissa 1 ja 4, mikä voi olla syynä kemikaalilla käsiteltyjen altaiden kahta muuta allasta suurempaan limalevämäärään.

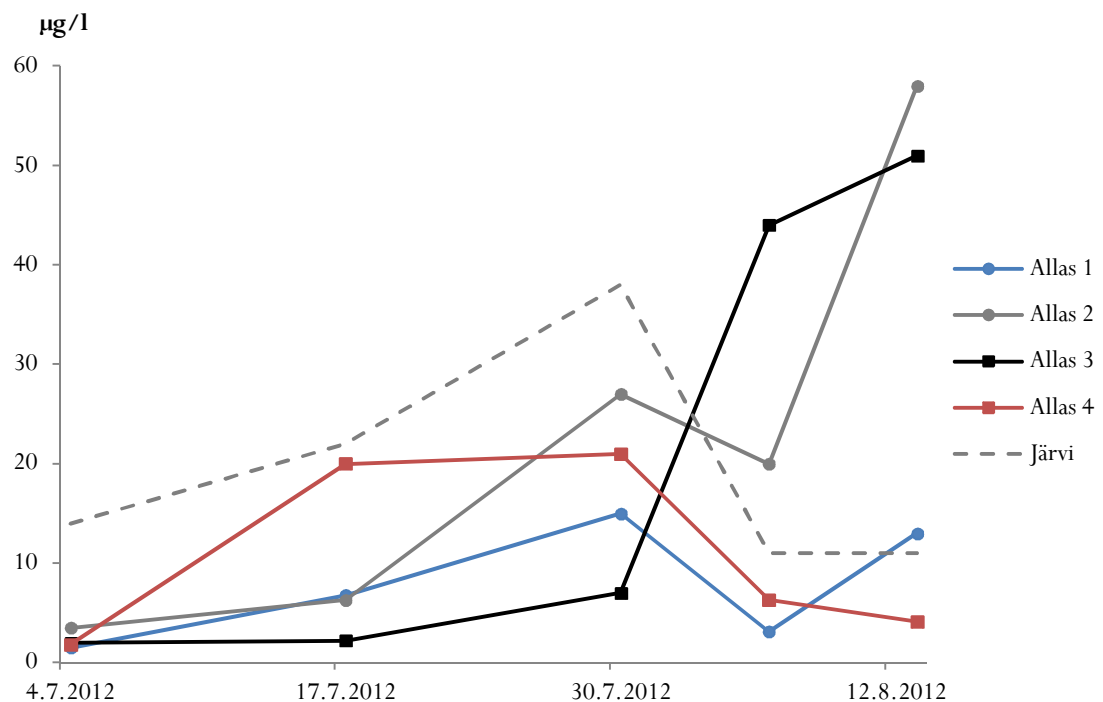


Kuva 36. *Gonyostomum semen* – pitoisuus koealtaissa ja järvestä allaskokeen aikana.

Levänäytteistä havaittiin kemikaloiduissa altaissa esiintyneen kokeen loppupuolella myös runsaasti *Euglena*-lajin silmälevää. *Euglena*-lajia oli paljon erityisesti altaassa 3. *Euglenan* runsas esiintyminen

erityisesti koealtaassa 3 on luultavasti yhteydessä altaan korkeisiin fosforipitoisuuksiin. Korkea fosforipitoisuus on voinut vaikuttaa myös runsaaseen limalevämäärään altaassa 3. Sekä *Euglena sp* että *Gonyostomum semen* hyötyvät runsasravinteisuudesta.

Koealtaiden ja Jäälinjärven klorofyllipitoisuudet allaskokeen aikana on esitetty kuvassa 37. Järven klorofyllipitoisuus oli kokeen alusta heinäkuun loppuun saakka korkeampi kuin altaissa. Elokuussa kemikaloitujen altaiden 2 ja 3 klorofyllipitoisuudet nousivat järven ja kahden muun altaan pitoisuuksia korkeammiksi.



Kuva 37. Klorofylli-a-pitoisuudet koealtaissa ja järvessä allaskokeen aikana.

Limalevän määrä korreloi yleensä klorofyllipitoisuuden kanssa. Jäälinjärven allaskokeen limalevä- ja klorofyllipitoisuuksia verrattaessa on kuitenkin huomattava, että klorofyllipitoisuudet määritettiin 0–0,5 m ja 1–1,5 m syvyyksiltä otetuista kokoomanäytteistä ja limaleväpitoisuudet 1–1,5 m syvyydeltä otetuista näytteistä. Klorofylli- ja limaleväpitoisuuksien välillä Jäälinjärvessä ja koealtaissa ei olekaan havaittavissa selkeää yhteneväisyyttä. Kemikaloitujen altaiden kokeen loppuajan korkeisiin klorofyllipitoisuuksiin on voinut vaikuttaa *Euglena*-silmälevä.

Jäälinjärven allaskokeeseen liittyy useita epävarmuustekijöitä. Muun muassa kokeen toteutusajankohdan sääolosuhteet vaikuttavat tuloksiin. Tulokset olisivat luotettavampia, mikäli kokeessa olisi ollut rinnakkaisaltaita, eli useampi koeallas olisi käsitelty samalla tavoin. Luotettavuutta lisäisi myös kokeen toistaminen. Useampana kesänä toteutettujen vastaavien allaskokeiden avulla voitaisiin arvioida sääolosuhteiden vaikutusta koetuloksiin.

Kokonaisuudessaan Jäälinjärven kesän 2012 allaskokeen tulokset eivät antaneet selkeitä vastauksia ravintoketjukurkennostuksen tai fosforin kemiallisen saostuksen soveltuvuudesta Jäälinjärven kunnostusmenetelmiksi.

Kalakuolemien takia hoitokalastuksen vaikutuksia ei voida arvioida altaan 3 tulosten perusteella. Kalakuolemat kemikaloidussa altaassa 3 olivat odottamattomia. Kaloja kuoli myös kemikaloidumattomassa altaassa 4, mutta kalakuolemat altaassa 4 olivat huomattavasti vähäisempiä kuin altaassa 3. Kalakuolemien syitä ei kyetty selvittämään kokeen aikana. Ilmeisesti kuolemat eivät johtuneet laskennallista pienemmästä altaan tilavuudesta, sillä kalatiheyden pienentäminen ei vähentänyt kuolemia. Koska kaloja kuoli vain parin päivän kuluttua niiden lisäämisestä altaaseen, ei kuolemien syynä liene myöskään ravinnon puute. Todennäköisimmältä vaikuttaa, että kalakuolemat johtuivat saostuskemikaalin aiheuttamista muutoksista koealtaassa. Phoslockissa käytetty lantaani voi olla myrkyllistä vesieliöille. Tosin Phoslockin ekotoksisuusraportin (Afsar & Groves 2009, 27) mukaan vapaata lantaania ei Phoslock-käsittelyn jälkeen jää veteen, sillä lantaani sitoutuu fosforiin. Ekotoksisuusraportissa (Afsar & Groves 2009, 30) todetaan tämän perusteella, ettei Phoslock ole oikein annosteltuna myrkyllistä vesieliöille. Phoslockin toimivuutta humus- ja rautapitoisilla järvillä ei ilmeisesti kuitenkaan ole muissa tutkimuksissa testattu. Phoslock-hiukkaset ovat voineet tukkia kalojen kidukset, vaikka tällaisesta ilmiöstä ei aiemmin ole Phoslockin käytön yhteydessä raportoitu.

6 Jäälinojan vesistön kokonaisvaltainen kunnostus

6.1 Yleissuunnitelma Jäälinojan vesistön kuormituksen pienentämiseksi

6.1.1 Kuormituksen vähentämistarve

Jäälinjärvi

Jäälinjärvi on ympäristöhallinnon luokituksen mukaan matala runsashumuksinen järvi. Jäälinjärven humus sitoo rautaa ja rautapitoinen humus edelleen fosfaattifosforia. Humuspitoisuus voi heikentää järven rehevöitymiskehitystä ja vähentää myrkyllisten metallien, kuten raudan ympäristövaikutuksia. Toisaalta Jäälinjärvi voi korkean humuspitoisuuden vuoksi olla kirkkaita järviä herkempi ravinnekuormitukselle. (Heikkinen 2012) Erityyppisille järville on määritetty vedenlaadun luokkarajat, jotka ovat Jäälinjärven tyyppille taulukon 16 mukaiset ravinteiden ja kasviplanktonin osalta.

Taulukko 16. Vedenlaadun luokkarajat matalille runsashumuksisille järville. Luokat: E = erinomainen, H = hyvä, T = tyydyttävä, V = välttävä ja Hu = huono. (Suomen ympäristökeskus, Riista- ja Kalatalouden tutkimuslaitos 2008, 51, 69.)

Muuttuja	Luokkarajat			
	E/H	H/T	T/V	V/Hu
P _{tot} [µg/l]	40	55	80	150
N _{tot} [µg/l]	680	850	1400	2200
Klorofylli-a [µg/l]	15	25	50	100
Biomassa [mg/l]	2	5,4	10,6	21,2

Kesällä 2011 analysoiduissa Jäälinjärven kasviplanktonnäytteissä biomassa oli keskimäärin 2,6 mg litrassa (Pöyry Finland Oy 2011), joten sen osalta Jäälinjärven tila vaikuttaa hyvältä. Jäälinjärven viranomaistarkkailussa määritettyjen ravinnepitoisuuksien ja yllä olevan taulukon perusteella Jäälinjärvi ylittää luokkarajan E/H. Klorofyllipitoisuus Jäälinjärvessä on luokkarajan H/T sisällä. Jäälinjärven ekologinen tila onkin määritelty hyväksi (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus 2012) Jäälinjärven tyyppi ja vedenlaadun luokkarajat huomioiden Jäälinjärveen tulevaa ulkoista ravinnekuormitusta ei olisi tarvetta merkittävästi vähentää.

Jäälinjärven ravinnekuormituksen vähentämisen tarvetta voidaan arvioida myös sietokykytarkastelun perusteella. Vedenpinnannostosuunnitelmassa (Kiimingin kunta 1995) on esitetty Jäälinjärven luusuan keskivirtaamaksi $0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Tämän perusteella vuosivirtaama Jäälinjärveen on $12,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Edelleen tiedetään, että Jäälinjärven pinta-ala on 93 hehtaaria.

Näiden tietojen perusteella voidaan arvioida järven fosforin kuormitussietoa yhtälöiden 1 ja 2 mukaisesti. Jäälinjärven hydraulinen pintakuormitus on vedenpinnannostosuunnitelmassa esitetyn virtaaman ja järven pinta-alan perusteella noin $13,6 \text{ m a}^{-1}$. Hydraulisen pintakuormituksen ja yhtälöiden 1 ja 2 perusteella Jäälinjärven sallittava fosforikuorma on noin 268 kg vuodessa ja vaarallinen kuorma noin 550 kg fosforia vuodessa. Luvussa 5.1.9 Jäälinjärven vuosittaiseksi fosforikuormitukseksi arvioitiin 210 kg. Jäälinjärven fosforikuormituksen sietokyky ei siis Vollenweiderin mallin perusteella ilmeisesti ole ylittynyt.

Vesipuitedirektiivin mukaisessa luokituksessa Jäälinjärven ekologinen tila on hyvä eikä ravinnekuormituksen vähentäminen sen perusteella ole välttämätöntä. Direktiivin mukainen tila-arviointi perustuu kuitenkin yksinomaan ekosysteemin ominaisuuksiin ja toimintaan, eikä siinä oteta huomioon vesistön käyttöä ihmisen näkökulmasta. Järven käyttökelpoisuutta voitaisiin parantaa kuormitusta vähentävillä toimilla. Ihmistoiminnan aiheuttamassa ravinnekuormituksessa liuenneiden, leville käyttökelpoisten ravinnekuormitusten osuus on suuri, joten ulkoisen ravinnekuormituksen vähentäminen on siksi tärkeää. Ulkoista kuormitusta vähentämällä voidaan myös vähentää Jäälinjärvellä todennäköisesti esiintyvää sisäistä kuormitusta.

1990- ja 2000-lukujen viranomaistarkkailutulosten perusteella Jäälinjärven kokonaisravannesuhde on suuruusluokkaa 10–15 ja mineraaliravannesuhde on vaihdellut välillä 0,4–3. Ravannesuhteiden ja taulukon 2 perusteella Jäälinjärvi voisi olla typpirajoitteinen. Toisaalta Pietiläinen & Räike (1999, 22) ovat luokitelleet vesistöt minimiravinteisuuden perusteella kuuteen luokkaan. Jäälinjärvi kuuluu ravannesuhteidensa perusteella luokkaan 5, johon kuuluvat vesistöt ovat potentiaalisesti typpirajoitteisia. Luokkaan 5 kuuluvat järvet ovat Pietiläisen & Räiken mukaan yleensä voimakkaasti humuksen värjäämiä, mikä pätee Jäälinjärveen. Pietiläinen & Räike toteavat, että luokan 5 järvissä minimiravinne yleensä vaihtelee kesän aikana. Koska Jäälinjärven minimiravinne luultavasti vaihtelee kesän aikana, on sekä fosfori- että typpikuormituksen vähentäminen perusteltua.

Jäälinjärveen tulee ravinnekuormituksen lisäksi melko paljon kiintoainekuormitusta. Kiintoaine kertyy löyhäksi pohjasedimentiksi Jäälinjärveen, mikä vaikuttaa heikentävästi järven virkistyskäyttömahdollisuuksiin. Kiintoainekuormitusta vähentämällä voidaan hidastaa järven sedimentin kertymisnopeutta ja parantaa sitä kautta järven virkistyskäyttömahdollisuuksia.

Jääliinoja

Jääliinojan vedestä suurin osa tulee Jäälinjärvestä, joten Jäälinjärven tilaa parantamalla voidaan vaikuttaa myös Jääliinojan veden tilaan. Jääliinoja on Jäälinjärven tavoin humus- ja rautapitoinen. Ravinnekuormitus Jääliinojaan on samaa suuruusluokkaa kuin Jäälinjärven kuormitus. Virtavetenä Jääliinoja ei ole yhtä herkkä ravinnekuormituksen vaikutuksille kuin Jäälinjärvi. Jääliinojan valuma-alueen kiintoaine- ja ravinnekuormitusta vähentämällä voidaan kuitenkin parantaa ojan tilaa, joten kuormitusta on mahdollisuuksien mukaan vähennettävä. Jääliinojan kuormituksen vähentäminen on perusteltua myös Kalimenjoen vedenlaadun kannalta, sillä Jääliinoja laskee Kalimenjokeen ja muodostaa neljäsosan sen valuma-alueesta.

6.1.2 Menetelmiä kuormituksen vähentämiseksi Jääliinojan vesistöalueella

Vesienhoitorakenteet

Jäälinjärven yläpuoliselle valuma-alueelle suunnitellut ja joiltain osin syksyllä 2012 rakennetut vesienhoitorakenteet vähentävät Jäälinjärveen tulevaa kiintoaine- ja ravinnekuormitusta. Rakenteet vähentävät metsätalouden aiheuttamaa kuormitusta. Rakenteiden merkitys erityisesti Jäälinjärveen tulevan kiintoainekuormituksen vähentämiseksi on suuri. Vesienhoitorakenteiden vaikutusta Jäälinjärven kuormitukseen arvioidaan tarkemmin luvussa 6.2.1. Myös Jääliinojan valuma-alueella voitaisiin rakentaa vesienhoitorakenteita metsätalousalueilta tulevan ravinne- ja kiintoainekuormituksen vähentämiseksi. Mahdollisuuksia vesienhoitorakenteiden tekemiseen Jääliinojan valuma-alueella tarkastellaan lyhyesti luvussa 6.2.3.

Jätevesien käsittelyn tehostaminen

Rakentamalla viemäri Heikkisentien alueelle (kuva 10) voidaan poistaa merkittävä osa Jäälinjärveen tulevasta ravinnekuormituksesta. Vesihuoltolain mukaan kiinteistön on liityttävä vesihuoltolaitoksen viemäriin, mikäli kiinteistö sijaitsee viemäroidyllä alueella. Periaatteessa viemäröinnillä voidaan siis poistaa kaikki Jäälinjärveen tuleva jätevesikuormitus. Viime vuosina pienpuhdistamon rakentaneet kiinteistöt ja iäkkäät kiinteistöjen omistajat voivat kuitenkin saada vapautuksen liittämismuutoksen vuoksi, joten yksittäisiä kiinteistöjä voi Heikkisentien alueella jäädä alkuvaiheessa liittämättä viemäriin, vaikka viemäri alueelle rakennettaisiin. Suurin osa alueen kiinteistöistä olisi kuitenkin liittymismuutoksen vuoksi, joten jätevesikuormitus vähenisi huomattavasti viemäröinnin seurauksena.

Jätevesien ravinnekuormituksessa liuenneiden ravinteiden osuus on suuri. Vedenlaatuanalyysien perusteella on todettu Jäälinjärveen pidentyvän erityisesti liuenneita ravinteita, joilla on muussa

muodossa esiintyviä ravinteita merkittävämpi vaikutus järven rehevöitymiskehitykseen. Ekholm & Krogerus (2003) ovat tutkimuksessaan havainneet, että 89 % haja-asutuksesta peräisin olevasta fosforikuormituksesta on leville käyttökelpoisessa muodossa, kun taas esimerkiksi metsävalumavesien sisältämästä fosforista leville käyttökelpoista on vain 16 %. Haja-asutuksen jätevesikuormituksen vähentämisellä voi siis olla olennainen vaikutus Jäälinjärven leväongelmiin, erityisesti sinileväsamentumiin.

Heikkisentie alueelle on useaan otteeseen suunniteltu viemäriä. Viemäröimättömällä alueella tehdyn haastattelun perusteella yli puolet (60 %) alueen asukkaista kannattaa viemärin rakentamista alueelle. Lisäksi viidesosa haastatteluun vastanneista uskoi, että heidän kiinteistönsä jätevesijärjestelmää on muutettava jätevesiasetuksen (A209/2011) astuttua voimaan. Viidesosa vastaajista ei tiennyt aiheuttaako jätevesiasetus muutostarpeita heidän kiinteistönsä jätevesien käsittelylle. Viemäröinti olisi asetusta vastaava jätevesien käsittelymenetelmä. Vuonna 2012 Heikkisentie alueella on tehty kartoituksia viemäröintiä varten. Osin uuden Oulun aiheuttaman hallintorakenteen muutoksen vuoksi viemäröinnin toteuttamisesta ei ole vielä sitovaa päätöstä.

Myös osuuskuntamuotoinen viemäröinti olisi mahdollinen, mutta haastatellut Heikkisentie alueen asukkaat suhtautuivat osuuskuntamuotoiseen viemäröintiin kielteisemmin kuin kunnalliseen. Alle 30 % haastatteluun vastanneista sanoi olevansa kiinnostunut osuuskuntamuotoisesta viemäröinnistä. Osuuskuntamuotoinen viemäröinti vaatisi alueen asukkaiden vastuunottoa.

Myös Jäälinojan valuma-alueella sijaitsevat viemäröimättömät kiinteistöt olisi Jäälinojan tilan parantamiseksi liitettävä viemäriin etenkin, kun alueella on jo viemäriverkosto. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys onkin pyytänyt, että Oulun Vesi selvittäisi keinoja, jolla Jäälinojan valuma-alueen viemäriin liittymisastetta voitaisiin nostaa mahdollisimman korkeaksi.

Hulevesien johtamis- ja käsittelyjärjestelmät

Jäälinojaan tulee merkittävää ravinnekuormitusta myös hulevesien mukana. Ojan varrella olisi huolehdittava ainakin siitä, ettei ojaan johdeta hulevesiä suoraan putkia pitkin. Avo-ojat ovat vesistökuormituksen kannalta putkia parempi vaihtoehto hulevesien johtamismenetelmäksi. Varsinaisia huleveden käsittelyjärjestelmiä, kuten imeytyskenttiä on yleensä vaikea rakentaa jo rakennetulle asuinalueella. Mahdollisuuksia hulevesien käsittelyjärjestelmien rakentamiseksi voitaisiin kuitenkin selvittää.

Jäälinojaan tulee jonkin verran hulevesiä myös valtatie 20 kuivatusojista. Jokela (2008, 31–32) on esittänyt, että maanteiltä valuvien hulevesien käsittelyä voi olla tarpeen tehostaa esimerkiksi

laskeutusaltailla, mikäli keskimääräinen vuorokausiliikenne on yli 15 000 ajoneuvoa. Jos keskimääräinen vuorokausiliikenne on 10 000–15 000 ajoneuvoa, ruohokasvuiset tienluiskat ja maantieojat riittävät Jokelan mukaan hulevesien puhdistukseen. Vuoden 2020 liikennemääräksi valtatiellä 20 tien 833 risteyksestä Kiiminkiin päin on arvioitu 16 000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Valtatien 20 hulevesien käsittelyn tehostaminen Jäälinojan kuormituksen vähentämiseksi ei nykyisillä liikennemäärillä ole vielä tarpeellinen toimenpide, sillä valtatie hulevedet puhdistuvat avo-ojissa ennen Jäälinojaan laskemista.

Maatalouden vesiensuojelu

Jäälinojaa kuormittaa myös maatalous. Jäälinojan tiloilla on jo kiinnitetty huomiota vesistökuormitusta vähentäviin toimenpiteisiin. Mahdollisuuksia maatalouden kuormitusta vähentäviin toimenpiteisiin voisi silti vielä selvittää.

Ranta-asutuksen vesiensuojelua edistävät toimintatavat

Jäälinjärven ja Jäälinojan lähivaluma-alueella muun muassa mahdollinen lannoitteiden käyttö pihoilla olisi minimoitava. Erityisesti kasvillisuudeltaan avoimilta pihoilta, joilla nurmikko ulottuu järven rantaan asti, huuhtoutuu helposti ravinteita järveen. Lannoitteet sisältävät paljon liuenneita ravinnemuotoja, mikä lisää lannoitteiden aiheuttaman kuormituksen merkitystä leväongelmien kannalta. Volan (2011) opinnäytetyössään käsittelemässä Kalimenjoen perusselvityksessä on ehdotettu suojakaistojen perustamista Jäälinjärven ja Jäälinojan rantatonteille, mikä on vartenotettava ehdotus. Monella Jäälinjärven rantatontilla on tosin jo nykyisellään metsäinen suojavyöhyke. Suojakaista voitaisiin nurmipihoilla toteuttaa esimerkiksi istuttamalla rantavyöhykkeelle pensaita tai muuta ravinteita sitovaa kasvillisuutta.

Jäälinjärven ja Jäälinojan lähivaluma-alueiden kiinteistöjen omistajia voisi ohjeistaa vesistökuormitusta vähentävistä toimintatavoista. Luonteva taho ohjeistuksen järjestäjäksi olisi Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys. Ohjeistusta voitaisiin jakaa esimerkiksi postitse tai yhdistys voisi järjestää tiedostustilaisuuden. Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunnan kokouksessa kesällä 2012 onkin jo ehdotettu, että vesienhoitoyhdistys voisi laatia ”hyvän ranta-asukkaan ohjeet”. Kokouksessa ehdotettiin, että mallia ohjeistukseen voisi ottaa esimerkiksi Renkajärven suojeluyhdistyksen laatimasta huoneentaulusta. Renkajärven suojeluyhdistys on kirjannut huoneentauluun paikallisella murteella suositeltavia toimintatapoja järven suojelemiseksi (Renkajärven suojeluyhdistys ry). Ohjeistuksessa voitaisiin opastaa muun muassa rantasaunojen vesienkäsittelyn järjestämisessä. Rannan lähelle sijoitettu haravointijäte voi hajotessaan aiheuttaa ravinnekuormitusta järveen, mistä myös voisi mainita ohjeistuksessa.

6.2 Jäälinojan vesistön kunnostusmahdollisuudet

6.2.1 Jäälinjärven valuma-alueen vesienhoitorakenteet

Saarisenojan valuma-alue

Jäälinjärven yläpuolinen Saarisenojan valuma-alue on pääosin metsätalouden käytössä. Valuma-alueelle rakennetuilla ja suunnitelluilla vesienhoitorakenteilla on tarkoitus tasoittaa virtaamia Jäälinjärveen sekä vähentää ojitetulta valuma-alueelta Jäälinjärveen tulevaa kiintoaine- ja ravinnekuormitusta. Rakenteiden on myös tarkoitus luoda avovesialueita, jotka vahvistaisivat alueen vesilintukantaa.

Metsätalousalueilta tulee merkittävää kiintoaine- ja ravinnekuormitusta metsätaloustoimenpiteiden toteutuksen aikana ja ensimmäisinä toimenpiteiden jälkeisinä vuosina. Metsätalouden vesienhoitorakenteiden toimivuudesta tehdyissä tutkimuksissa onkin usein keskitytty niiden kykyyn pidättää kuormitusta metsätaloustoimenpiteiden yhteydessä toteutettuna. Jäälinjärven valuma-alueella tilanne on sikäli erilainen, että vesienhoitorakenteita ei ole suunniteltu metsätaloustoimenpiteiden yhteydessä. Jäälinjärven valuma-alueella on kuitenkin tehty 2000-luvulla metsätaloustoimenpiteitä laajoillakin alueilla, joten vesienhoitorakenteiden tekeminen on perusteltua. Metsäojista tulee Jäälinjärveen paljon erityisesti kiintoainekuormitusta.

Joensuu et al. (2012) toteavat, että vesienhoitorakenteiden mitoitus perustuu pääsääntöisesti vesimääriin. Jäälinjärven valuma-alueelle suunnitellut vesienhoitorakenteet onkin mitoitettu valuma-alueen virtaama-arvioiden perusteella. Patojen rakenteet on mitoitettu kerran 20 vuodessa toistuvan ylivirtaaman mukaan. Koska Jäälinjärven valuma-alueen vesienhoitorakenteet on ohjeiden mukaisesti mitoitettu, toimivat ne varmasti virtaamaa tasoittavasti. Useat virtaamaan vaikuttavat rakenteet varmistavat, että tulvahuippuja saadaan tasattua. Kun tulvahuippu tasaantuu, vedet viipyvät kauemmin valuma-alueella, minkä seurauksena myös kuormitusta ehtii pidätyä enemmän, kuin jos rakenteita ei olisi.

Saarisenojanniitylle syksyllä 2012 rakennettu pintavalutuskenttä on pinta-alaltaan 1,1 % kentän yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, joten se vastaa pintavalutuskenttien koosta annettuja ohjeita. Rakentamisen jälkeisten havaintojen mukaan jako-ojan kautta pintavalutuskentälle tuleva vesi levittäytyy kentälle tasaisesti ja kerääntyy kentän alaosaan suunnitellun mukaisesti Saarisenojaan. Kuvan 2 perusteella Saarisenojanniityn pintavalutuskentän voi olettaa pidättävän noin 70 % sille tulevasta kiintoaineesta. Saarisenojanniityn pintavalutuskentän yläpuolella on myös allas, mikä tehostaa kiintoaineen pidättymistä. Kiintoaineen mukana pidättyy siihen sitoutuneita ravinteita. Liuenneiden ravinteiden pidättymisestä pintavalutuskentillä on saatu tutkimuksissa

vaihtelevia tuloksia (Joensuu et al. 2012). Joka tapauksessa tutkimuksissa on esitetty, että pintavalutuskentät pidättävät noin 20–30 % niille tulevasta ravinnekuormituksesta. 20–30 % suuruinen ravinnekuormituksen vähenemä voi siis olla odotettavissa myös Saarisenojanniityn pintavalutuskentällä.

Kokkojärvenniitylle on suunniteltu rakennettavaksi laskeutusaltaat ja niiden alapuolelle pintavalutusalue. Lisäksi pintavalutusalueen alapuolelle on tarkoitus tehdä kosteikkomainen osuus. Molempien Kokkojärvenniityn laskeutusaltaiden pinta-ala on 0,1 ha, joten altaat ovat pienehköjä 1 165 hehtaarin valuma-alueeseen nähden. Joensuun et al. (2012, 74) mukaan ojitusalueilla laskeutusaltailla voidaan pidättää 30–50 % kiintoainekuormituksesta. Kokkojärvenniityn altaiden pienestä koosta johtuen kiintoaineen pidättymisprosentti jäänee lähemmäksi kolmeakymmentä tai pienemmäksi. Laskeutusaltaita enemmän Kokkojärvenniityllä kiintoaine- ja ravinnekuormitusta pidättävät pintavalutus sekä kosteikko.

Ruokolahden metsätalousvaltaisella valuma-alueella kosteikko, jonka pinta-ala on vain 0,1 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, on pidättänyt keskimäärin 75 % sille tulevasta kiintoainekuormituksesta (Heikkinen et al. 2012). Kokkojärvenniityn valuma-alue kosteikon pinta-ala on 0,75 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, joten Ruokolahden tuloksiin verrattuna kosteikolla voi pidättyä merkittävä osa kiintoainekuormituksesta. Toisaalta Puustisen et al. (2001) tutkima maatalousvaltaisella valuma-alueella sijaitseva kosteikko pidatti 70 % sille tulevasta kiintoainekuormituksesta, ja kosteikon pinta-ala oli 5 % yläpuolisesta valuma-alueesta. Vaikka Kokkojärvenniityn kosteikko on yläpuoliseen valuma-alueeseen nähden pienempi kuin Puustisen et al. (2001) tutkimuksen kohteena ollut kosteikko, Ruokolahden kosteikolla saavutettu puhdistustulos huomioden Kokkojärvenniityn kosteikolla voi hyvin pidättyä 70 % sille tulevasta kiintoaineesta. Mattilan (2005) mukaan liuenneiden ravinteiden pidättämiseksi kosteikon pinta-alan tulisi olla yli 2 % valuma-alueen pinta-alasta, joten liuenneiden ravinteiden pidättyminen Kokkojärvenniityn kosteikolla on epätodennäköistä. Esimerkiksi Ruokolahden kosteikko ei pidättänyt ravinteita juuri lainkaan (Heikkinen et al. 2012). Koska Kokkojärvenniityn kosteikon pinta-ala on valuma-alueen pinta-alan nähden kuitenkin suurempi kuin Ruokolahden kosteikko, edellytykset ravinteiden pidättymiseen Kokkojärvenniityn kosteikolla ovat paremmat. Esimerkiksi 10 % ravinteiden pidättyminen Kokkojärvenniityn kosteikolla voi olla mahdollinen.

Saarisenojanniityn länsipuolen ojastoon sekä Haisunsuon kuivatusojastoon rakennetut putkipadot tasaavat ojastojen tulvahuippuja ja pidättävät kiintoaine- ja ravinnekuormitusta. Marttilan & Kløven (2010) tutkimuksessa putkipato metsätalousojitetulla turvesuolla on pidättänyt yli 80 % sille tulevasta kiintoaineesta ja yli 60 % ravinteista. Parhaimmassa tapauksessa myös Saarisenojan

valuma-alueen putkipadoilla voidaan päästä vastaaviin lukuihin. Yksittäisen putkipadon tehokkuus riippuu kuitenkin valuma-alueen topografiasta padon mitoituksesta ja sijoituksesta sekä virtaamasta.

Kokkojärvenniityltä ja Saarisenojanniityltä tulevat vedet yhdistyvät Saarisenojaksi ennen Kalamäen toimenpidealuetta. Ojien yhtymäkohtaan, niin kutsuttuun Kokko-ojan haaraan rakennettiin syksyllä 2012 säätö- ja suistepadot Kokko-ojaan ennen sen liittymistä Saarisenojaan sekä Saarisenojaan ojien yhtymäkohdan alapuolelle. Säätö- ja suistepadoilla vesi saadaan ohjattua pintavalutuksen tapaisesti alueen tulvahyllyille, missä veden virtaus hidastuu ja osa vedestä suotautuu maahan. Rakentamisen jälkeen syksyllä 2012 tehtyjen havaintojen perusteella tulvahyllyille selkeästi pidättyi Jäälinjärven valuma-alueelle tyypillistä rautapitoista kiintoainetta. Säätö- ja suistepatojen muodostamat rakenteet pidättävät kiintoaineen lisäksi ravinteita. Vastaavien rakenteiden tehokkuudesta kiintoaineen ja ravinteiden pidättämisessä ei ilmeisesti ole tutkimuksia, joten rakenteiden puhdistustehoa on vaikea vielä arvioida.

Kalamäen toimenpidealueelle suunnitellun kosteikon pinta-ala on 0,2 % kosteikon yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Kosteikkojen mitoitus suositukseen nähden Kalamäen kosteikon pinta-ala on pieni, mutta esimerkiksi jo aiemmin mainitulla Ruokolahden kosteikolla on päästy hyviin tuloksiin kiintoaineen pidätystehokkuuden osalta, vaikka kosteikon pinta-ala on ollut vain 0,1 % yläpuolisesta valuma-alueesta. Mikäli Kalamäen kosteikko toimii hyvin, voi siihen pidättyä ainakin 40–50 % kiintoaineesta. Ravinteita Kalamäen kosteikolla ei tutkimustiedon perusteella luultavasti juurikaan pidäty.

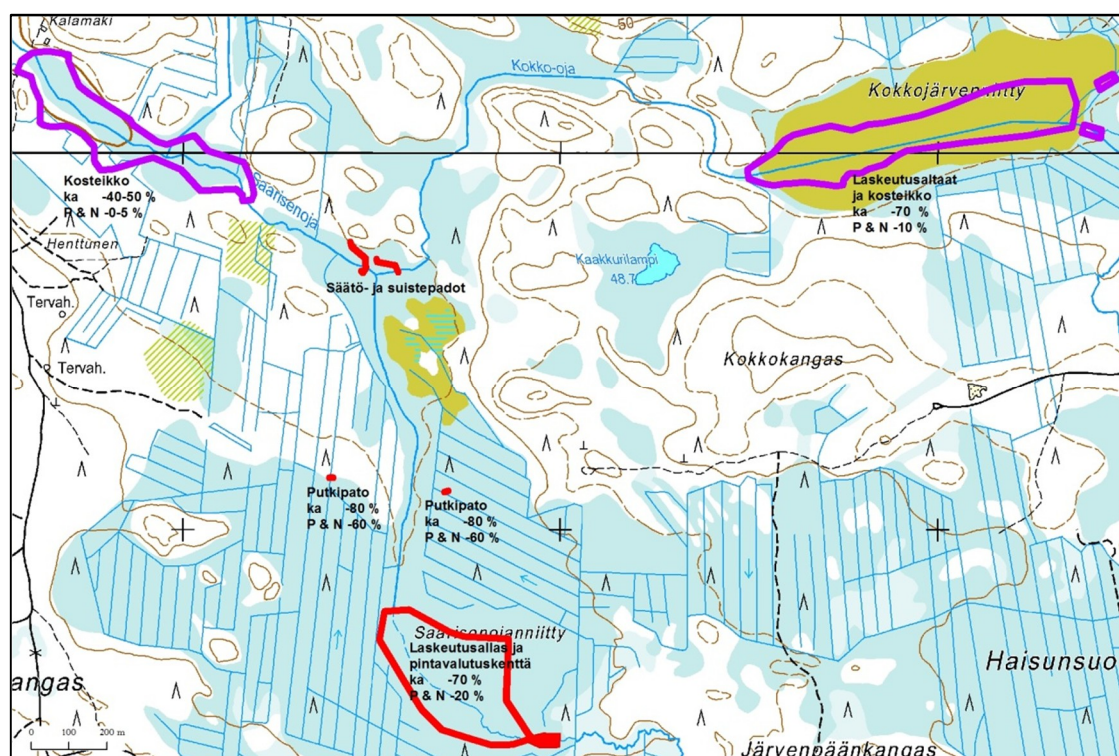
Aivan Jäälinjärven yläpuolisen valuma-alueen purkupisteeseen eli Saarisenojan suulle on vielä suunniteltu rakennettavaksi pohjakohoumia. On vielä epävarmaa, voidaanko pohjakohoumia tehdä, sillä alueelle ei päästä kulkemaan koneilla. Mikäli kohoumat tehdään, ne hidastavat Saarisenojan veden purkautumista Jäälinjärveen ja pidättävät osaltaan kuormitushuippuja.

Saarisenojan valuma-alueen vesienhoitorakenteet vaativat kokonaisuudessaan melko vähän kaivutyötä. Lisäksi rakenteita on tehty vähän kerrallaan. Näiden tekijöiden vuoksi rakenteiden tekemisestä aiheutuu hyvin vähän rakentamistyön aiheuttamaa kiintoainekuormitusta.

Kaikkiaan Jäälinjärven yläpuoliselle valuma-alueelle rakennetuilla ja rakennettavilla vesienhoitorakenteilla voidaan pidättää ennen kaikkea kiintoainetta ja kiintoaineeseen sitoutuneita ravinteita. Rakenteet on suunniteltu maastonmuodot huomioiden ja mitoitus on suositusten mukaista, joten edellytykset rakenteiden toimivuudelle täyttyvät. Yleensä vesienhoitorakenteiden kuormituksen pidättämisteho hieman laskee virtaamahuippujen aikaan. Saarisenojan valuma-

alueella on kuitenkin kiinnitetty huomiota myös virtaamahuippujen tasaamiseen. Lisäksi Saarisenojan veden kiintoainepitoisuus on korkea kesäaikaan ja kiintoainekuormitusta tulee kesäaikaan melko paljon, vaikka virtaamat eivät ole huipussaan. Se, että ongelmallista kuormitusta tulee merkittävästi myös tulva-ajan ulkopuolella, voi parantaa rakenteiden toimivuutta. Koska vesienhoitorakenteita Jäälinjärven valuma-alueella on useita, yhden rakenteen mahdollinen toimimattomuus ei vielä vaaranna saavutettavissa olevaa kuormitusvähennystä.

Arvioita Saarisenojan valuma-alueen vesienhoitorakenteiden kiintoaineen ja ravinteiden pidätystehosta on koottu kuvaan 38. Kuvasta on huomattavissa, että yksittäisten rakenteiden kiintoaineen pidätysteho on useimmiten noin 70 %. Vesienhoitorakenteet sijaitsevat Saarisenojan valuma-alueen kokooajojissa. Toisaalta Saarisenojaan laskee oja, joilla ei ole vesienhoitorakenteita. Kokonaisuudessaan rakenteet pidättävät Saarisenojan Jäälinjärveen aiheuttamasta kiintoainekuormituksesta luultavasti noin 30–50 %. Ravinteita vesienhoitorakenteet eivät pidätä yhtä tehokkaasti kuin kiintoainetta. Rakenteilla saavutettava ravinnekuormituksen vähenemä Saarisenojasta Jäälinjärveen tulevassa vedessä jäänee noin 10 %:in. Rakenteiden todellista kuormituksen pidättämistehokkuutta voidaan selvittää ottamalla näytteitä rakenteille tulevasta ja niiltä lähtevästä vedestä.



Kuva 38. Arvioitu kiintoaineen (ka) ja ravinteiden (P & N) pidättyminen Saarisenojan valuma-alueen vesienhoitorakenteilla. (Kokkojärvenniityn ja Kalamäen kosteikkoja ei vielä vuonna 2012 rakennettu.) (Pohjakartta ©MML 2012)

Rakentamisen jälkeen on tärkeä huolehtia vesienhoitorakenteiden vaatimasta kunnossapidosta. Rakenteiden kuntoa on tarkkailtava erityisesti ensimmäisinä vuosina rakentamisen jälkeen. Tarkastuksia on tehtävä ainakin lumien sulamisen ja kovien sateiden jälkeen (Maveplan 2011). Esimerkiksi syksyllä 2012 tehtyjen putkipatojen täyttö syöpyi niiden rakentamista seuranneen syystulvan aikana, joten patoja on korjattava. Lisäksi rakenteisiin kertyvää liejua on tarvittaessa poistettava. Kosteikolla on kiinnitettävä huomiota kasvillisuuteen ja puustoon. Kosteikkokasvillisuutta on aika ajoin niitettävä, mutta niittoa ei pidä kuitenkaan tehdä liian usein (Maveplan 2011).

Korteojan valuma-alue

Jäälinjärveen tulevan ravinne- ja kiintoainekuormituksen vähentämiseksi vesienhoitorakenteita voitaisiin rakentaa myös Korteojan valuma-alueelle. Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys onkin käynyt rakenteiden suunnittelumahdollisuuksista keskustelua Pohjois-Pohjanmaan Metsäkeskuksen kanssa. Esimerkiksi Korteojan alavirralla voisi olla yksi mahdollinen paikka kosteikolle.

6.2.2 Jäälinjärven kunnostusmahdollisuudet

Jäälinjärven virkistyskäytössä suurimmiksi ongelmiksi koetaan löyhä pohjasedimentti sekä limalevä. Molempiin ongelmiin voidaan jossain määrin vaikuttaa vähentämällä Jäälinjärveen tulevaa ulkoista kuormitusta luvussa 6.1.2 esitetyin keinoin. Leväongelmat ovat yleensä vahvasti riippuvaisia ravinnekuormituksesta. Pohjasedimenttiä on puolestaan kertynyt kiintoainekuormituksen seurauksena. Joka tapauksessa pelkkä ulkoisen kuormituksen vähentäminen ei poista Jäälinjärven virkistyskäyttöhaittoja mutta ehkäisee kyllä tilanteen huonontumista. Järveen kohdistuvilla toimenpiteillä voidaan vähentää muun muassa leväongelmiin todennäköisesti vaikuttavaa sisäistä kuormitusta.

Ravintoketjukunnostus

Ravintoketjukunnostuksen soveltuvuutta Jäälinjärven kunnostusmenetelmäksi pyrittiin testaamaan allaskokeen avulla. Ravintoketjukunnostuksen vaikutusten arviointia allaskokeen tulosten perusteella hankaloittaa kalojen suuri kuolleisuus koealtaassa, johon lisättiin kemikaalia ja kaloja. Altaassa 4, johon lisättiin vain kaloja ja jossa kalakuolemat olivat yksittäisiä, fosforipitoisuuden vaihtelu oli samansuuntaista kuin kalattomassa vertailualtaassa 1, joten fosforipitoisuuteen kalat eivät koeaikana vaikuttaneet. Kokeen tuloksissa ei ole myöskään havaittavissa kalojen vaikuttaneen altaan 4 näkösyvyyteen verrattuna esimerkiksi altaaseen 1, johon ei lisätty kaloja eikä kemikaalia.

Jäälinjärveen ei kohdistu suurta ulkoista ravinnekuormitusta, joten hoitokalastus soveltuu sen perusteella Jäälinjärven kunnostusmenetelmäksi. Jäälinjärvellä todennäköisesti myös esiintyy merkittävää sisäistä kuormitusta, mitä hoitokalastuksella voidaan tutkimustiedon perusteella vähentää. Allaskokeen aikana Jäälinjärvestä otettujen näytteiden perusteella järven klorofylli-fosfori-suhde oli keskimäärin noin 0,5 (Sammalkorpi 2012). Suhteen arvo kuvastaa suurta kalatiheyttä. Hoitokalastuksen on todettu vähentävän sisäistä kuormitusta erityisesti matalissa, rehevissä särkivaltaisissa järvissä, jollainen Jäälinjärvikin on. Jäälinjärven kalakanta on vinoutunut rehevyyttä osoittavaan suuntaan ja virkistyskalastajien suosimia lajeja esiintyy vähän, joten ravintoketjukkunnostus on myös sikäli perusteltua. Kalakantojen muuttaminen ravintoketjukkunnostuksella vaatii todennäköisesti useamman vuoden tehokalastusta ja sen jälkeen tarvittaessa hoitokalastusta saavutetun muutoksen ylläpitämiseksi. Myös petokalakantojen istutuksilla voitaisiin vaikuttaa kalakantaan.

Koska limalevän esiintyminen Jäälinjärvellä on luultavasti yhteydessä ravinnepitoisuuksiin, sisäisen kuormituksen väheneminen hoitokalastuksen myötä voi vähentää levämäärää. Hoitokalastus voi myös parantaa ison, limalevää laiduntavan eläinplanktonin elinmahdollisuuksia ja vaikuttaa sitä kautta limalevämäärää vähentävästi. Toisaalta Olin & Ruuhijärvi (2002, 108) ovat kolmella limalevältäisella järvellä tehtyjen hoitokalastusten ja niiden jälkeisen seurannan perusteella todenneet, ettei hoitokalastuksella vaikuttaisi lyhyellä aikavälillä olevan vaikutusta järvien limalevämäärään. Olin & Ruuhijärvi (2001, 109) esittävät, että limalevä voi joissain oloissa jopa hyötyä hoitokalastuksesta, jos muut kilpailevat levät vähenevät. Olin & Ruuhijärvi (2002, 108) kuitenkin toteavat, että pidemmällä aikavälillä tarkasteltuna hoitokalastus voi vaikuttaa limalevämäärää vähentävästi sedimentistä vapautuvan ravinne määrän vähenemisen myötä. Sammalkorven (2012) arvion mukaan Jäälinjärven ravintoketjukkunnostuksella voidaan vähentää levämäärää, mutta limaleväongelmaa ei luultavasti voida ravintoketjukkunnostuksella täysin poistaa.

Ruuhijärvi & Olin (2002) ovat kymmenellä suomalaisella järvellä tehdyn hoitokalastuksen vaikutusten seurannan perusteella todenneet, että sinilevien biomassassa on useilla järvillä pienentynyt hoitokalastusten jälkeen. Jäälinjärvelläkin hoitokalastus voisi vähentää lähes vuosittaisia sinileväkasvustoja.

Kaikkiaan ravintoketjukkunnostus on siis todennäköisesti hyödyllinen menetelmä Jäälinjärven kunnostukseen ja hoitoon. Haittavaikutuksiakaan menetelmällä ei luultavasti ole. Ravintoketjukkunnostus hoito- ja tehokalastuksella on myös melko edullista.

Fosforin kemiallinen saostus

Fosforia sitovan kemikaalin soveltuvuutta Jäälinjärven kunnostukseen pyrittiin testaamaan Jäälinjärvellä kesällä 2012 tehdyn allaskokeen avulla. Kemikaalina käytettiin lantaaniryhdiste Phoslockia, jota lisättiin kahteen koealtaaseen. Kemikaalilla ei ollut selvää vaikutusta koealtaista otettujen näytteiden fosfaatti- ja kokonaisfosforipitoisuuksiin, joten Phoslock ei koetulosten perusteella toiminut Jäälinjärvessä tarkoituksenmukaisesti. Phoslock satoi sitoa koealtaiden vedestä rautaa, mikä on voinut vähentää fosfaatin sitomiskykyä. On mahdollista, että fosfori- ja fosfaattipitoisuudet kemikaalilla käsitellyissä altaissa olisivat laskeneet pidemmällä aikavälillä tarkasteltuna. Toisaalta esimerkiksi australialaisissa jokisuistokohteissa Phoslockin on todettu laskeneen veden liuennan fosforin pitoisuutta huomattavasti jo muutaman tunnin kuluessa kemikaalin lisäyksestä (Robb et al. 2003). Toisessa Jäälinjärven kemikaalilla käsitellyssä koealtaassa fosforipitoisuus joka tapauksessa jopa nousi huomattavasti kemikaalin lisäyksen jälkeen. Fosforipitoisuuden nousu voi johtua altaan kalakuolemista. Altaita kuitenkin tarkkailtiin tiiviisti, ja kuolleet kalat poistettiin heti kun niitä havaittiin.

Phoslock ei ole allaskokeen tulosten perusteella suositeltavissa Jäälinjärven kunnostukseen paitsi sen takia, ettei se toiminut allaskokeessa tarkoituksenmukaisesti myös siksi, että toisessa kemikaalilla käsitellyssä altaassa tapahtui paljon kalojen kuolemia. Nämä eivät välttämättä johtuneet kemikaalikäsittelystä, mutta koska kuolinsyytä ei tiedetä, ei kemikaalin mahdollista vaikutusta kuolemiin voi sulkea pois. Koska Phoslockilla käsitellyissä altaissa oli kemikaalin lisäyksen jälkeen vähemmän levää syöviä vesikirppuja ja hankajalkaisia kuin kemikaalittomissa koealtaissa, Phoslock on voinut aiheuttaa myös eläinplanktonin kuolleisuutta. On mahdollista, että Phoslock ei sovellu Jäälinjärven tapaisille rauta- ja humuspitoisille järville. Muita kokeiluja Phoslockin käytöstä rauta- ja humuspitoisilla järvillä ei ilmeisesti ole.

Allaskokeen tulos ei kuitenkaan tarkoita, ettei fosforin kemiallinen käsittely sovellu Jäälinjärven kunnostusmenetelmäksi. Kemikaalikäsittelyllä voidaan hillitä Jäälinjärvellä todennäköisesti esiintyvää sisäistä kuormitusta. Limaleväongelman hillitsemiseksi Jäälinjärvellä voitaisiin kokeilla erityisesti sedimentin fosforin sitomiskykyä parantavia kemikaaleja. Mikäli fosfori saataisiin kemiallisesti sidottua paremmin Jäälinjärven sedimenttiin, limalevän mahdollisuudet hyödyntää alempien vesikerroksien ja sedimentin ravinnevarastoja vähenisivät. Rautayhdisteet eivät sovellu Jäälinjärvelle, sillä rautapitoisuus Jäälinjärvessä on korkea. Vaihtoehtoisiksi jäävät siten alumiiniryhdisteet. Alumiinikloridia pidetään yleisesti suositeltavimpana fosforin saostuskemikaalina.

Marraskuussa pidetyssä Jäälinjärvi-seminaarissa ehdotettiin, että Jäälinjärven kunnostussuunnittelussa voisi tutkia mahdollisuuksia levittää alumiinikloridia suoraan järven sedimenttiin. Alumiinikloridia käytettäessä olisi tarkkailtava pH:ta, sillä alumiinikloridi vaikuttaa pH:ta laskevasti. Jäälinjärven pH on 2000-luvun viranomaistarkkailutulosten perusteella ollut kesäisin noin 6,5. Oravaisen (2005) mukaan pH tulisi alumiinikloridikäsittelyn yhteydessä pitää korkeampana kuin 6, jotta vältetään kalakuolemilta. Alumiinikloridin aiheuttama pH:n lasku voi aiheuttaa myös hapen kulumista sedimentin pinnassa ja kiihdyttää siten sisäistä kuormitusta (Oravainen 2005).

Jäälinjärven humuspitoisuus voi vaikeuttaa kemikaalikäsittelyä, sillä saostuskemikaalit sitovat Oravaisen (2005) mukaan myös humusta. Toisaalta humuksen sitominen kirkastaisi järveä, mikä voisi huonontaa limelevän elinolosuhteita. Lyhyt viipymä voi myös vaikuttaa kemikaalikäsittelyn soveltuvuuteen Jäälinjärvellä. Äystö (1997) on esittänyt, että saostuksen onnistumiseksi järven viipymän tulisi olla yli vuosi eikä järven humuspitoisuus saa olla liian korkea. Äystö ei kuitenkaan mainitse, minkä suuruinen humuspitoisuus on liian korkea. Alumiinikloridin tai muiden saostuskemikaalien soveltuvuutta Jäälinjärvelle olisikin testattava laboratorio- ja kenttäolosuhteissa ennen laajempaa järven käsittelyä.

Kustannuksiltaan kemikaalikäsittely olisi kohtuuhintainen. Airaksisen selvityksen mukaan 2000-luvun alun hintatasolla fosforin kemiallisen saostuksen kustannukset olivat 50–170 euroa hehtaarilta. Airaksisen esittämällä enimmäishinnalla koko Jäälinjärven kemikaalikäsittely maksaisi noin 15 000 euroa. On kuitenkin huomioitava, että kemikaalikäsittely jouduttaisiin mahdollisesti toistamaan.

Ruoppaus

Ruoppaamalla voitaisiin poistaa Jäälinjärven ongelmallista löyhää pohjasedimenttiä. Myös veden laadun paraneminen ruoppauksen seurauksena on mahdollista, sillä ruoppaamalla voidaan poistaa sisäistä kuormitusta aiheuttavaa fosforipitoista sedimenttiä. Ruoppaus voi tosin hetkellisesti heikentääkin järven vedenlaatua.

Koska Jäälinjärven pohjasedimentti on löyhää, ruoppaus olisi tehtävä imuruoppauksena. Airaksisen (2004, 61) selvityksen mukaan vuoden 2002 hintatasolla imuruoppauksen kustannukset olivat halvimmillaan yli 6 500 euroa ja kalleimmillaan lähes 17 000 euroa ruopattavaa hehtaaria kohti. Jäälinjärvellä imuruoppauksen vaatima laskeutusallas rakenteineen olisi valmiina Peukaloisenlammen alueella 1990-luvun ruoppauksen jäljiltä, joten laskeutusaltan tekemisestä ei

tulisi merkittäviä kustannuksia. Kalleuden vuoksi ruoppausta joka tapauksessa tehdään harvoin laajoilla vesialueilla. Yleisempää on ruopata esimerkiksi vain ranta-alueita.

Suurten kustannusten vuoksi ruoppausta ei voitane tehdä koko Jääljärven alueella. Löyhä pohjasedimentti haittaa virkistyskäyttöä lähinnä rannoilla, joilla uidaan. Sedimenttiä voitaisiinkin ruopata yksittäisillä rannoilla tarpeen mukaan. Pienehköillä ruoppausalueilla kysymykseen saattaisi tulla geotuubimenetelmä siellä, missä ranta-alueilta on löydettävissä sopivia alueita ruoppausmassan väliaikaiseen varastointiin. Toisaalta sedimentin löyhyyden vuoksi rannoillakin ainoa mahdollinen ruoppauskeino saattaa olla imuruoppaus. Viinikkalan et al (2005) mukaan imuruoppausta kannattaa harkita vain suurissa hankkeissa, sillä ruoppauskaluston kuljettaminen ja kokoaminen toimintakuntoon vaativat yleensä korkeahkot lähtöinvestoinnit. Ruoppausta harkittaessa on huomioitava, että toimenpide aiheuttaa lyhytaikaista veden samentumista. Viinikkalan et al. (2005) mukaan erityisesti imuruoppaus aiheuttaa enemmän samentumista kuin kauharuoppaus. Myös pohjajeläimistö häiriintyy ruoppauksesta.

Paikallisten asukkaiden havaintojen mukaan limalevän aiheuttamia ongelmia alkoi esiintyä Jääljärvellä 1990-luvulla tehdyn ruoppauksen jälkeen. Limalevää oli kuitenkin havaittu jo ennen ruoppausta Jääljärven hajakuormituselvityksen yhteydessä. On mahdollista, että ruoppaus loi suotuisat olosuhteet levän runsastumiselle. Ruoppauksen yhteydessä esimerkiksi poistettiin vesikasillisuutta, mikä oli sitonut järvestä ravinteita. Limalevä on voinut hyödyntää vesikasvillisuuden poiston myötä vapaaksi jääneitä ravinteita.

Uusi ruoppaus ei luultavasti enää lisäisi limalevämäärä nykyisestään. Jääljärvi-seminaarissa marraskuussa 2012 todettiin, että ruoppauksella poistettavan sedimentin mukana saattaisi poistua limaleväitiöitä ja soluja, mutta niitä jäisi silti edelleen järveen. Ruoppauksella ei siis luultavasti voitaisi ainakaan kokonaan poistaa Jääljärven limaleväongelmaa.

Vesikasvillisuuden poistaminen

Jääljärvellä ei ole haitallisen paljon vesikasvillisuutta. Laajamittainen vesikasvillisuuden poisto ei siis ole tarpeen. Yksittäisillä rannoilla voidaan tarvittaessa poistaa virkistyskäyttöä haittaavaa kasvillisuutta. Toisaalta vesikasvit kuuluvat järven ekosysteemiin ja sitovat ravinteita. Yksittäisillä rannoillakin on siis huomioitava vesikasvillisuuden positiiviset vaikutukset järven vedenlaatuun.

Hapetus

Jäälinjärvellä ei esiinny happikatoja. Järven happitilanne on viranomaistarkkailutulosten perusteella ollut talvisinkin hyvä. Sedimentin pinnalla voi tästä huolimatta olla hapettomuutta. Hapetustarvetta ei kuitenkaan ilmeisesti ole.

Alusveden poistaminen

Jäälinjärvi ei ole selkeästi lämpötilakerrostunut, joten alusveden poistaminen ei luultavasti sovellu järven kunnostusmenetelmäksi.

Vedenpinnan nosto

Vedenpinnan nosto lisäisi Jäälinjärven vesisyvyyttä ja parantaisi sitä kautta järven virkistyskäyttömahdollisuuksia. Jäälinjärven vedenpinnan nostoa suunniteltiin 1990-luvulla, mutta hanke kaatui Jäälinojan asukkaiden vastustukseen. Lupaprosessissa käytiin läpi kaikki oikeusasteet.

Vedenpinnan nosto ei vaikuttaisi Jäälinjärven löyhään pohjasedimenttiin. Limalevän elinoloja vedenpinnan nosto voisi hieman heikentää, sillä levän esiintymisen on joissain tutkimuksissa todettu olevan yhteydessä järven mataluuteen. Vedenpinnan nostolla saavutettava lisäys järven vesisyvytydessä olisi kuitenkin niin pieni, ettei se luultavasti vaikuttaisi limalevään.

Teknisesti vedenpinnan nosto olisi melko helppo ja edullinen toteuttaa. Vedenpinnan nostolla saavutettavat hyödyt vaikuttavat kuitenkin veden laadun kannalta melko vähäisiltä. Matalien rantojen käytön kannalta asia olisi eduksi, ja hyvin suunniteltu kynnys tasaisi virtaamia alapuolisessa Jäälinojassa. Vedenpinnan nosto vaatisi edelleen ympäristöluvan.

Lisäveden johtaminen

Lisäveden johtamista Jäälinjärveen ehdotettiin 1990-luvun lopulla tehdyssä Jäälinjärven ja Jäälinojan virkistyskäyttöselvityksessä (Kuusela 1999). Lisäveden johtamisen tavoitteena on pienentää järven ravinnepitoisuuksia. Jäälinjärven ravinnepitoisuus on kuitenkin ekologiselta kannalta tarkasteltuna hyvällä tasolla. Ravinnepitoisuuden pienentämisellä voi kyllä olla positiivisia vaikutuksia järven tilaan, mutta lisäveden johtaminen olisi ehkä liian radikaali toimenpide tähän tarkoitukseen. Lisäveden johtaminen edellyttäisi, että Jäälinjärven lähialueelta löytyisi hyvälaatuista vettä. Kuusela (1999) ehdotti, että Jäälinjärveen johdettaisiin pohjavettä. Järven vesitaseen kannalta pohjaveden määrä olisi kuitenkin vähäinen, ja suuri osa lähialueen pohjavesistä purkautuu Jäälinjärveen jo nykyisin.

Järven tilapäinen kuivattaminen

Harvinaisemmista kunnostusmenetelmistä järven tilapäinen kuivatus vaikuttaisi monelta kannalta tarkasteltuna soveltuvan Jäälinjärvelle. Tilapäinen kuivattaminen tiivistäisi Jäälinjärven löyhää pohjasedimenttiä ja lisäisi järven vesisyvyyttä. Järven tilapäisellä kuivattamisella voitaisiin saavuttaa samoja tuloksia kuin ruoppauksella mutta mahdollisesti pienemmin kustannuksin. Järven tilapäinen kuivattaminen myös poistaisi Jäälinjärven nykyisen kalakannan, jossa on paljon särkiä. Kalakanta tosin voi palautua pian entiselleen, mikäli kunnostuksen jälkeen ei tehdä hoitotoimia.

Jäälinjärven kuivattamista hankaloittaa kuitenkin muun muassa Jäälinojan pieni kaltevuus. Lisäksi Suomessa tähän mennessä kuivatut järvet ovat olleet matalampia kuin Jäälinjärvi. Kuivattaminen vaatisi siten pumppausta. Keskivirtaama Jäälinjärven luusuassa on $0,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Suurten tulvavirtaamien vuoksi pumppaustehon tulisi olla suuri. Jos pumppauksen energiankulutus olisi noin 100 000 kWh vuodessa, vuotuinen pumppauskustannus olisi kuitenkin kohtuullinen, noin 10 000 euroa.

Noin 70 % Jäälinjärven sedimentin kuiva-aineesta on kesän 2011 tutkimusten perusteella orgaanista ainetta. Lehmikankaan (2005) mukaan kuivattaminen ei sovellu kunnostusmenetelmäksi järville, joiden sedimentti on orgaanista turvemaista ainetta. Jäälinjärven sedimentin koostumus aiheuttaa siis epävarmuutta menetelmän soveltuvuuden suhteen. Lisäksi toteutusvaiheessa järven kuivattaminen estää käytännössä kaiken järven virkistyskäytön. Kuivanapidon tulisi kestää vähintään vuoden. Maisemallinen vaikutus kuivatuksen aikana on suuri. Menetelmän vähäiset käyttökokemukset aiheuttavat myös epävarmuutta.

Kipsaus ja savipeitto

Koska kipsauksen on arvioitu soveltuvan vain syviin järviin, menetelmä ei soveltune Jäälinjärvelle. Savipeittoon tarvittavaa savea ei ole saatavilla Jäälinjärvellä, joten menetelmä ei sovellu Jäälinjärvelle.

Sedimentin pyöhintä

Sedimentin pyöhintä soveltuu kunnostusmenetelmäksi erittäin reheville järville. Lisäksi pöyhimällä kunnostettavan järven olisi mielellään oltava alle 15 ha:n kokoinen tai enintään 100 ha. Jäälinjärvi on järven tyyppi huomioiden lievästi rehevöitynyt. Lisäksi Jäälinjärven pinta-ala on lähes 100 ha. Sedimentin pyöhintä siis soveltuu huonosti Jäälinjärvelle.

Kalkitus

Jäälinjärvi ei ole happamoitunut, joten kalkitus ei sikäli ole perusteltua. Eräillä happamilla ruotsalaisilla metsäjärvillä limalevän on havaittu vähentyneen natriumkarbonaattikäsittelyn seurauksena (Cronberg et al. 1988). Cronbergin et al. (1988) tutkimustuloksista huolimatta kalkitus ei ratkaisisi Jäälinjärven limaleväongelmaa, sillä limalevä ei poistunut Cronbergin et al. tutkimilla järvillä kokonaan ja vaikutti jälleen lisääntyneen muutaman vuoden kuluessa kalkituksesta.

6.2.3 Jäälinojan valuma-alueen vesienhoitorakenteet

Jäälinojan valuma-alueella mahdollisten vesienhoitorakenteiden paikkoja selvitettiin alustavasti karttatarkasteluna. Tarkastelussa hyödynnettiin Maanmittauslaitoksen peruskartta-aineistoa, korkeusmallia sekä ortokuva-aineistoa.

Jäälinojan valuma-alueen pohjoisosissa Leppikorven ja Leppisuon alueilta vetensä keräävään ojaan olisi vesiensuojelun kannalta hyvä tehdä jonkinlainen vesienhoitorakenne tai -rakenteita. Ojan varrella on kuitenkin hoidettua metsää, joten selvää paikkaa rakenteelle ei ole. Kuvassa 39 on esitetty yksi mahdollinen paikka (kohde 1), jonka tarkempaa soveltuvuutta voisi selvittää. Alueelle voisi tehdä esimerkiksi pienen kosteikon tai laskeutusaltan ja putkipadon tehostamaan altaan toimintaa. Kosteikko tai laskeutusallas olisi kuitenkin tehtävä kaivamalla, mikä aiheuttaisi rakentamisen jälkeen kiintoainekuormitusta. Maanmittauslaitoksen korkeusmallin perusteella alue on hyvin tasainen, joten pintavalutuskenttää alueelle ei luultavasti ole mahdollista tehdä.

Kivisuolla on joutomaata, missä vesienhoitorakenne ei häittäisi metsätaloutta. Kuvassa 39 on esitetty Kivisuon alue (kohde 2), jonka soveltuvuutta vesienhoitorakenteen paikaksi voisi tarkemmin selvittää. Myös Kivisuon alue vaikuttaa korkeusmallin perusteella hyvin tasaiselta, joten pintavalutuskenttä ei alueella välttämättä toimisi. Kaivamalla alueelle voisi tehdä esimerkiksi laskeutusaltan ja kosteikon yhdistelmän. Alueella olisi tilaa isohkollekin rakenteelle.

Näppärinkankaan alapuolisen ojaston kokoojaojaan (kuva 39, kohde 3) voisi myös tehdä jonkinlaisen vesienhoitorakenteen, samoin Leppikorven alapuoliseen ojastoon (kohde 4). Leppikorven alapuolisen ojaston alueella vaikuttaisi korkeusmallin perusteella olevan sopiva kaltevuus pintavalutuskentälle. Kohteiden soveltuvuutta vesienhoitorakenteiden paikaksi olisi vielä selvitettävä tarkemmin. Myös valuma-alueen etelä- ja yläosissa olisi vesienhoidon kannalta hyvä tehdä vesienhoitorakenteita.

6.3 Kunnostusten toteutus Jäälinojan vesistöalueella

Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys on jo tehnyt vuosina 2011 ja 2012 paljon työtä Jäälinojan vesistön tilan parantamiseksi. Toimenpiteet on aloitettu valuma-alueen yläosalta, ja tarkoitus on edetä vaiheittain alavirtaan. Yhdistyksen toiminta on pääpiirteissään mukaillut vesistökunnostushankkeiden etenemisestä annettuja ohjeita, kuten vesien kunnostustyöryhmän ehdottamaa toimintamallia, vaikka ohjeet eivät ole lähtökohtaisesti olleet toiminnan suunnittelun perusteina. Yhteistyötä on tehty tiiviisti eri toimijoiden kanssa.

6.3.1 Vastuunjako

Monien muiden vesistökunnostushankkeiden tavoin Jäälinojan vesistön kunnostussuunnittelu sai alkunsa paikallisten aloitteesta vuonna 2011. Hankkeen ideointivaiheessa asiaa pohtinut ryhmä paikallisia kävi keskusteluja Kiimingin kunnan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen kanssa sopivan vastuunjaon selvittämiseksi. Keskusteluissa kävi ilmi, ettei kunta ollut valmis ottamaan vastuuta kunnostushankkeesta, eikä ELY-keskuksella ollut resursseja käynnistää hanketta (Ylisaukko-oja 2012). Myös mahdollisuutta järjestää kunnostushanke asukasyhdistyksen kautta selvitettiin, mutta lopulta kunnostushanketta varten päädyttiin perustamaan vesienhoitoyhdistys.

Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys on siis tähän mennessä ollut vastuussa Jäälinojan vesistön kunnostushankkeessa. Vesienhoitoyhdistyksen, Kiimingin kunnan ja ELY-keskuksen roolit hankkeessa on ensimmäisinä toimintavuosina määritetty kyseisten tahojen kesken tehdyssä yhteistyösopimuksessa. Kunnostushankkeen tukena on alusta alkaen ollut asiaan liittyvien toimijoiden välinen verkosto, Kiimingin - Jäälin vesienhoitotoimikunta. Asiantuntijoiden tarjoama apu on ollut tarpeen. Esimerkiksi ELY-keskukselta ja Suomen ympäristökeskukselta löytyy asiantuntemusta vesistöjen hoidon menetelmistä. Koska Jäälinojan vesistöalue on hyvin metsätalousvaltaista, myös Metsäkeskuksen osallistuminen hankkeeseen on perusteltua. Metsäkeskuksella on muun muassa osaamista vesienhoitorakenteiden suunnittelussa. Vesienhoitotoimikunnan tärkein tehtävä on ollut varmistaa, että suunniteltavat kunnostustoimet ovat oikeita ja tukevat toisiaan (Ylisaukko-oja 2012).

Kunnostusten toteutumismahdollisuudet ovat jatkossa parhaat, kun vesienhoitoyhdistys jatkaa hankkeen vastuullisena toimijana. Hankkeen sujuvan etenemisen edellytys on, että myös aktiivista yhteistyötä muiden toimijoiden kanssa jatketaan. Eri toimijoiden vastuista on hyvä sopia vuosina 2011 ja 2012 tehtyjen yhteistyösopimusten tapaan.

6.3.2 Vuorovaikutus ja tiedotus

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen, Kiimingin kunnan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen välisessä yhteistyösopimuksessa on sovittu, että vesienhoitoyhdistys huolehtii Jäälinojan vesistön kunnostushankkeen vuorovaikutuksesta ja tiedotuksesta. Vesienhoitoyhdistys kutsui pian perustamisensa jälkeen koolle Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunnan. Toimikunta on ollut olennainen vuorovaikutuskanava kunnostushankkeen sidosryhmien ja asiantuntijoiden välillä. Toimikunta kutsuttiin koolle kirjeellä. Kaikki kutsutut tahot päättivät osallistua yhteistyöhön. (Ylisaukko-oja 2012)

Hankkeen yhteistyökumppanit ovat suhtautuneet hankkeeseen myönteisesti, joten ongelmia vuorovaikutuksessa ei ole ollut. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen avoin toimintatapa ja asioista tiedottaminen ovat osaltaan vaikuttaneet siihen, ettei ristiriitoja ole päässyt syntymään. Paikalliset tahot ja asiantuntijat ovat olleet yhtä mieltä vesistön kunnostuksen tavoitteista.

Saarisenojan vesienhoitorakenteiden suunnitteluvaiheessa Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys järjesti kaksi keskustelutilaisuutta suunnittelualueen maanomistajille. Keskustelutilaisuudet ovat olleet hyvä keino viestiä kunnostusaikeista jo suunnitteluvaiheessa. Tiedottaminen suunnitteluvaiheessa on palvellut sekä maanomistajia että vesienhoitoyhdistystä. Suunnitteluvaiheessa olisi voinut käydä ilmi, mikäli maanomistajien keskuudessa olisi vastustettu vesienhoitorakenteita. Maanomistajat ovat kuitenkin suhtautuneet hankkeeseen myönteisesti (Ylisaukko-oja 2012). Kiinteistökohtaiset sopimukset maanomistajien kanssa on neuvoteltu henkilökohtaisesti.

Maanomistajien myönteiseen suhtautumiseen voi vaikuttaa muun muassa se, että vesienhoitorakenteet keventävät maanomistajien vastuuta vesienhoidosta esimerkiksi kunnostusojitusten yhteydessä. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys on oma-aloitteisesti korvannut maanomistajille vesienhoitorakenteiden tekemisestä aiheutuvia puustovahinkoja (Ylisaukko-oja 2012), mikä on ehkäissyt ristiriitojen syntymistä.

Keskeinen sija yhdistyksen ajankohtaisessa viestinnässä on internetsivuilla (www.kiiminginjaalinvedet.net). Sivustolla on runsaan puolentoista vuoden aikana käyty lähes 7 000 kertaa. Jäälinojan vesistön kunnostushanke on ollut usein esillä alueellisissa ja paikallisissa viestimissä. Esimerkiksi Kalevassa on ollut vuonna 2012 Jäälinojan vesistön kunnostushankkeeseen liittyviä juttuja neljä kertaa reilun puolen vuoden aikana. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen jäsenille lähetetään ajoittain jäsentiedote. Yhdistys on myös esittäytynyt tapahtumissa ja järjestänyt oman tiedotustilaisuuden. Myös loppuvuonna 2012 toteutettu arvottamistutkimus on ollut yksi

keino tiedottaa kunnostushankkeesta alueen asukkaille. Hankkeesta tiedottaminen on siis ollut aktiivista ja monipuolista.

Jatkossa Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen toiminnassa on edelleen kiinnitettävä huomiota paikallisten asukkaiden aktivointiin. Muun muassa vesienhoitoyhdistyksen hallituksen kokouksissa on pohdittu keinoja, joilla yhä isompi osa alueen asukkaista saataisiin ainakin yhdistyksen jäseniksi. Yhdistyksen toiminnassa riittäisi tekemistä myös nykyistä useammille aktiivisille jäsenille, jotka osallistuisivat toiminnan suunnitteluun ja toteutukseen. Tiedottamisessa voisi vielä entisestään painottaa, että hankkeesta halutaan paikallisten yhteinen asia. Toisaalta on kuitenkin hyväksyttävä, ettei kaikilla ole kiinnostusta tai mahdollisuuksia osallistua vesienhoitoon.

Vuoden 2012 lopulla Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen hallituksessa on keskusteltu, voisiko yhdistys lähteä kehittämään maastotietopolkua Jäälän ja Koitelin välille. Polku kulkisi muun muassa vesienhoitoyhdistyksen tekemien vesienhoitorakenteiden ohi, ja polun varrella olisi tietoa muun muassa vesienhoitorakenteista. Polku olisi yksi keino tiedottaa yhdistyksen toiminnasta ja lisätä ympäristötietoisuutta. Maastotietopolkua voisivat hyödyntää ainakin koulut, alueen asukkaat ja Koitelin virkistyskäyttäjät. Jäälinojan vesistön hoito voi olla pitkäkestoinen hanke, joten nuoremman sukupolven mukaan saamisesta olisi hyötyä.

6.3.3 Rahoitus

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen toimintaa on ensimmäisinä toimintavuosina rahoitettu pääosin Kiimingin kunnan ja Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen tuella. Hankkeen rahoituksesta on sovittu kunnan, ELY-keskuksen ja vesienhoitoyhdistyksen välillä tehdyssä yhteistyösopimuksessa. Mikäli tulevaisuudessa tehdään Jäälinjärveen kohdistuvia kunnostuksia, rahoituksen tarve kasvaa. Myös suuret vesienhoitorakenteet kasvattavat rahoitustarvetta muun muassa siksi, että ne vaativat ympäristöluvan.

Rahoitustarpeen vähentämiseksi hankkeessa voidaan hyödyntää huomattavasti talkootyötä. Tähän mennessä Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys on yhteistyösopimuksen mukaan kattanut rahoitusosuutensa talkootyönä. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen aktiivit ovatkin tehneet suuren määrän talkootyötä hankkeen etenemiseksi. Vuonna 2012 talkootyömäärä oli noin 1 600 tuntia.

Kiimingin kunta oli ennen Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen perustamista varannut useana vuonna määrärahan Jäälinjärven kunnostukseen (Ylisaukko-oja 2012), joten kunnalta löytyi helposti alkurahoitus hankkeelle. Vuoden 2013 alussa Kiimingin kunta yhdistyy uuteen Oulun kaupunkiin. Oulun kaupungin linja vesistökuunnostusten rahoitukseen on tähän asti ollut, että se

osallistuu vain omistamiensa vesialueiden kunnostukseen. Koska Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen toiminta on kuitenkin alkanut jo 2011, rahoitusta odotetaan jatkuvuuteen perustuen saatavan myös uudessa Oulussa ainakin vuonna 2013. Myös Kiimingin kunnanhallitus on pitänyt rahoituksen jatkamista tarpeellisena.

Muun muassa Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunnan kokouksissa käytyjen keskustelujen perusteella merkittävän rahoituksen saaminen suoraan ELY-keskuksen varoista on hyvin epätodennäköistä. Välillisesti ELY-keskus voi myöntää rahoitusta EAKR:n kautta. Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksessa oli esimerkiksi loppuvuonna 2012 haettavana rahoitusta EAKR:n toimintalinjalla 2. Toimintalinja edellyttää rahoitettavilta hankkeilta muun muassa innovatiivisuutta ja eri toimijoiden välisen verkostoitumisen kehittämistä. Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys haki rahoitusta kehittämänsä toimintamallin tuotteistamiseen. EU-rahoituksesta kilpailee useita hankkeita, mikä aiheuttaa epävarmuutta rahoituksen toteutumiselle.

EAKR:n lisäksi Jäälinojan kunnostukselle mahdollinen EU-rahoituskanava voisi olla maaseuturahasto, jonka yksi toimintalinja on Leader. Leader-rahoituksella on kuitenkin mahdollista rahoittaa lähinnä toimenpiteiden suunnittelua. Life+ vaatii rahoitettavilta hankkeilta innovatiivisuutta ja ison hankekokonaisuuden, joten se ei sovellu vain Jäälinojan vesistö-kunnostushankkeen rahoituskanavaksi, vaan vaatisi toiminta-alueen laajentamista.

Valuma-alueelle tehtäviä vesienhoitorakenteita voisi olla mahdollista rahoittaa kestävän metsätalouden rahoituslain mukaisilla tuilla. Kiimingin - Jäälän vesienhoitotoimikunta onkin selvittänyt mahdollisuuksia tehdä valuma-aluekunnostuksia Kemera-alueella. Toistaiseksi Kemera-alueen niukkuus on kuitenkin estänyt luonnonhoitohankkeiden käynnistämisen Jäälinojan vesistöalueella.

Jos Jäälinjärven kunnostusmahdollisuuksista tehdään jatkotutkimuksia, myös Tekesiltä voisi olla mahdollista saada rahoitusta. Tekes rahoittaa nimenomaan tutkimushankkeita. Rahoitusta voivat hakea julkista tutkimusta tekevät organisaatiot. Tekes myös painottaa rahoitusta myöntäessään laajoja, tiiviin kansainvälisen yhteistyön projekteja (Tekes 2011), joten Tekesin rahoituksen saaminen voi vaatia Jäälinojan vesistön kunnostustavoitteisiin nähden liiankin ison projektin perustamista. Myös joissain vesistö-kunnostushankkeissa käytetty säätiömuotoinen rahoitus vaatisi taakseen isomman toiminta-alueen.

Kuten Sarvilinna & Sammalkorpi (2010, 38) ovat todenneet, julkisen rahoituksen muodot muuttuvat jatkuvasti. EU:n tämän hetkinen rahoituskausi jatkuu vielä vuoden 2013. Uudella rahoituskaudella rahoituksen määrä ja toimintalinjat voivat muuttua. Kiimingin - Jäälän

vesienhoitotoimikunnan kautta Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys saa todennäköisesti tietoa tulevista julkisista rahoitusmahdollisuuksista.

Rahoitusta voidaan myös pyrkiä keräämään vesistöalueen asukailta. Suomessa tehtyjen arvottamistutkimuksien perusteella asukkaiden maksuhalukkuus voi olla yllättävänkin korkea. Kalimenjoen valuma-alueen arvottamistutkimuksen tulokset antanevat tietoa Jäälinojan vesistöalueen asukkaiden halukkuudesta osallistua vesienhoidon rahoitukseen. Viitteitä asukkaiden myönteisestä suhtautumisesta on jo saatu.

7 Johtopäätökset ja suositukset

Merkittävin ravinnekuormitusta aiheuttava tekijä sekä Jäälinjärvellä että Jäälinojalla on luonnonhuuhtouma. Luonnonhuuhtouman aiheuttamassa kuormituksessa ravinteet ovat kuitenkin pääosin kiintoaineeseen sitoutuneita. Ihmistoiminnan aiheuttamassa kuormituksessa liuenneiden, eliöille helppokäyttöisten ravinteiden osuus on suurempi, mikä lisää näiden kuormituslähteiden merkittävyyttä Jäälinojan vesistön tilan kannalta. Ihmistoiminnan aiheuttamista kuormituslähteistä merkittävimmät ovat Jäälinjärvellä haja-asutuksen jätevedet ja metsätalous. Jäälinojalla ihmistoiminnasta eniten fosforikuormitusta aiheutuu jäte- ja hulevesistä. Hulevedet ovat luonnonhuuhtouman jälkeen Jäälinojalla myös suurin typpikuormitusta aiheuttava tekijä. Hulevesien aiheuttama kuormitus usein sivutetaan kuormitusselvityksissä. Jäälinjärven ja Jäälinojan kuormitusselvitysten tulosten perusteella rakennettujen alueiden ravinnekuormitukseen olisi syytä kiinnittää enemmän huomioita.

Vaikka Jäälinojan vesistön ekologinen tila on hyvä, vesistössä on tehtävä kunnostustoimia virkistyskäyttömahdollisuuksien parantamiseksi. Ensisijainen toimenpide on vähentää vesistön ulkoista kuormitusta. Erityisesti huomiota on kiinnitettävä liuenneiden ravinnemuotojen merkitykseen rehevöitymiskehityksen ja levähaittojen kannalta

Haja-asutuksen kattavalla viemäröinnillä voidaan poistaa kaikki jätevesien aiheuttama kuormitus, joka aiheuttaa Jäälinjärvellä lähes neljänneksen ja Jäälinojalla noin viidenneksen fosforikuormituksesta. Viemäröinnin merkitys on suuri erityisesti siksi, että jätevesien ravinnekuormituksesta huomattava osa on eliöille käyttökelpoisessa muodossa. Jätevesikuormituksen poistaminen voi muun muassa vähentää Jäälinjärvellä esiintyviä sinileväsamentumia. Viemäröinnin toteutuminen on pitkälti kiinni kunnallisesta päätöksenteosta. Uuden Oulun myötä Kiimingin kunnassa laaditut viemäröintisuunnitelmat tulevat uudelleen tarkasteltaviksi. Jäälinojan valuma-alueella viemäröimättömiä kiinteistöjä sijaitsee viemäröidyllä alueella. Näiden liittäminen viemäriverkostoon vaatii kunnallisten toimijoiden aktivoitumista.

Ranta-alueen asutuksen toimintatapoja muuttamalla voidaan osaltaan vähentää Jäälinjärven ja Jäälinojaan tulevaa ravinnekuormitusta. Piholla mahdollisesti käytettävät lannoitteet sisältävät jätevesien tavoin paljon liuenneita ravinnemuotoja. Ranta-alueen asutuksen toimintatapojen muutos edellyttää, että vesiensuojelua edistävästä toimintatavoista tiedotetaan ranta-alueen asukkaille. Myös hulevesien johtamis- ja käsittelyjärjestelmiin Jäälän alueella on kiinnitettävä huomiota ravinnekuormituksen minimoimiseksi. Mahdollisuuksia rakentaa hulevesien käsittelyjärjestelmiä Jäälän taajama-alueelle tai sen läheisyyteen olisi hyvä selvittää.

Jäälinjärven metsätalousvaltaisella valuma-alueella osin jo toteutetut vesienhoitorakenteet pidättävät ennen kaikkea kiintoainetta ja kiintoaineeseen sitoutuneita ravinteita. Vesienhoitorakenteiden toimivuuteen vaikuttavat muun muassa kohdekohtaiset maastonmuodot sekä maaperä- ja mitoitustekijät. Jäälinjärven valuma-alueelle suunnitellut ja rakennetut vesienhoitorakenteet on pääosin mitoitettu ohjeiden mukaan, joten edellytykset rakenteiden toimivuudelle ovat sen suhteen olemassa. Enimmillään tähän mennessä rakennetut ja suunnitellut vesienhoitorakenteet pidättävät arviolta puolet Saarisenojan aiheuttamasta kiintoainekuormituksesta Jäälinjärveen. Rakenteiden todellinen toimivuus selviää kuitenkin vasta joidenkin vuosien kuluessa rakentamisesta.

Mahdollisuuksia rakentaa vesienhoitorakenteita myös Jäälinjoan sekä Jäälinjärveen laskevan Korteojan valuma-alueilla on suositeltavaa selvittää. Luvussa 6.2.3 esitettiin karttatarkastelun perusteella Jäälinjoan valuma-alueella mahdollisia vesienhoitorakenteiden paikkoja. Näiden paikkojen lisäksi vesienhoitorakenteille sopivia paikkoja voi löytyä muualtakin Jäälinjoan valuma-alueelta. Luvussa 6.2.3 esitettyjen paikkojen soveltuvuus vesienhoitorakenteiden sijainniksi olisi selvitettävä muun muassa maastokäynnein ennen tarkempaa rakenteiden suunnittelua.

Jäälinjärven virkistyskäyttöarvon parantaminen edellyttää myös järvellä tehtäviä kunnostus- ja hoitotoimia. Järven virkistyskäyttöä haittaavat ennen kaikkea löyhä pohjasedimentti sekä *Gonyostomum semen* -limalevä. Myös sinileväsamentumat ja muuttunut kalasto haittaavat järven virkistyskäyttöä. Vaikka järven kunnostusmenetelmiä on periaatteessa useita, Jäälinjärven virkistyskäyttöongelmiin vaikuttavia menetelmiä on vain muutamia.

Suosittelava toimenpide Jäälinjärvellä on ainakin hoitokalastus, mitä järvellä onkin jo kahtena kesänä tehty. Ravintoketjukunnostusten vaikutuksista on tosin saatu tutkimuksissa vaihtelevia tuloksia. Särkikalakanta voi hyvin pian hoitokalastuksen jälkeen uusiutua. Kalastorakenteen muuttamiseksi Jäälinjärven kalastustoimia voitaisiin vielä tehostaa ja myös petokalojen istuttamista järveen harkita. Hoitokalastuksella voi olla vaikutusta Jäälinjärven limalevä määrään, mutta limaleväongelmaa ei todennäköisesti voida hoitokalastuksella kokonaan poistaa.

Limalevä on hankala ongelma poistettavaksi kunnostustoimilla. Koska levän esiintymiseen vaikuttavat tekijät eivät ole tarkoin tiedossa, tiedossa ei ole keinoja, joilla limalevän esiintymiseen voitaisiin tehokkaasti vaikuttaa. Jäälinjärven luontaiset ominaisuudet, humuspitoisuus ja mataluus suosivat limalevän esiintymistä. Järven luontaisia ominaisuuksia on hankalaa ja perusteetontakin muuttaa. Esimerkiksi humuspitoisuus on myös hyödyksi Jäälinjärven tilan kannalta, sillä humus muun muassa sitoo myrkyllisiä metalleja. Koska limalevä tutkitusti viihtyy fosforipitoisessa ympäristössä, se voi vähetä, jos järven ravinnepitoisuuksia saadaan pienennettyä. Limalevä-

ongelmaan voidaan pyrkiä vaikuttamaan myös sedimenttiä käsittelemällä, mutta käsittelyn vaikuttavuudesta levämäärään ei ole varmuutta.

Allaskokeen tulosten perusteella fosforia sitova Phoslock-kemikaali ei toiminut Jäälinjärvellä tarkoituksenmukaisesti. Kemikaalilla saattoi olla jopa toksisia vaikutuksia koealtaiden vesieliöistöön. Esimerkiksi Jäälinjärven rauta- ja humuspitoisuus ovat voineet aiheuttaa kemikaalin toimimattomuuden ja toksiset vaikutukset. Phoslockin soveltuvuus rauta- ja humuspitoisille järville vaatisi jatkotutkimuksia.

Fosforin kemiallinen saostus ja erityisesti sedimenttiin kohdistuva kemiallinen käsittely ovat vielä tutkimisen arvoisia menetelmiä Jäälinjärvelle sopivien kunnostusmenetelmien selvittämiseksi. Käytettäväksi kemikaaliksi voisi soveltua esimerkiksi alumiinikloridi. Kemiallisella käsittelyllä voitaisiin sitoa fosforia paremmin Jäälinjärven sedimenttiin ja hillitä siten järven sisäistä kuormitusta. Sedimentin fosforin sitominen voisi heikentää limalevän mahdollisuuksia hyödyntää alempien vesikerrosten ja sedimentin ravinteita. Kemiallisen käsittelyn soveltuvuutta Jäälinjärvelle on testattava laboratorio- ja kenttäolosuhteissa ennen järven laajempaa käsittelyä.

Löyhän sedimentin tiivistämiseen ei ole juuri muita kunnostusmenetelmiä kuin järven tilapäinen kuivattaminen. Se olisi kuitenkin vaikea toteuttaa, eikä sedimentin tiivistymisestä ole varmuutta, sillä Jäälinjärven sedimentin kuiva-aine on pääosin orgaanista ainetta. Jäälinjärven löyhään sedimenttiin voidaan siten todennäköisesti vaikuttaa vain poistamalla sedimenttiä ruoppaamalla. Kustannusten ja virkistyskäyttömahdollisuuksien kannalta ruoppaus olisi järkevintä ranta-alueilla. Ruopatun sedimentin tilalle kertyisi ajan myötä uutta sedimenttiä. Ruoppauksen vaikutus ei siis olisi pysyvä, mutta sedimentin kertyminen on kuitenkin hidastuu sen jälkeen kun valuma-alueen vesienhoitorakenteet on saatu valmiiksi.

Parhain tulos Jäälinjärven tilan parantamisessa saavutetaan todennäköisesti useamman kuin yhden kunnostusmenetelmän yhdistelmällä. Mikäli esimerkiksi jokin fosforin saostuskemikaali todetaan tarkemmissa tutkimuksissa sopivaksi järvelle, se täydentäisi hoitokalastuksen vaikutuksia. Jäälinjärven valuma-alueella ja Jäälinjärvellä tehtävät kunnostustoimet vaikuttavat myös Jäälinojaan. Jotkin järvellä tehtävät voivat hetkellisesti heikentää Jäälinojan vedenlaatua, mutta kokonaisuudessaan Jäälinjärven tilan parantaminen vaikuttaa positiivisesti myös Jäälinojaan.

Vaikka ulkoista Jäälinjärven ja Jäälinojan kuormitusta saataisiin vähennettyä ja Jäälinjärvellä tehtäisiin yksittäisiä kunnostustoimenpiteitä, vesistön hyvän tilan ylläpitäminen edellyttää hoitotoimenpiteitä. Esimerkiksi vesienhoitorakenteet vaativat kunnossapitoa, ja hoitokalastusta on tehtävä useana vuonna toivottujen vaikutusten saavuttamiseksi.

Valtion resurssit vesienhoitohankkeiden toteuttamiseen ovat viime aikoina vähentyneet, ja sama kehitys mitä luultavimmin jatkuu. Tämän vuoksi paikallisen toiminnan merkitys vesienhoitohankkeissa kasvaa. Muutamienkin yksittäisten henkilöiden aktiivisuudella voi olla suuri merkitys vesistöhoitohankkeen etenemisessä. Toki hanke tarvitsee tuekseen yleisen hyväksynnän alueella, asiantuntevia neuvoja sekä rahoitusta.

Yleinen valtion taloudellisten resurssien kiristyminen on ollut nähtävissä myös Jäälinojan vesistön kunnostushankkeessa. Jäälinojan vesistön hoitoa on vuodesta 2011 edistänyt Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistys. Vesienhoitoyhdistyksen toiminta on esimerkki onnistuneesta paikallisesta vastuunotosta vesistöhoitohankkeessa. Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistyksen aktiiviset jäsenet ovat tehneet suuren määrän vapaaehtoistyötä Jäälinojan vesistönhoidon puolesta. Yhdistyksen aloitteesta ja yhdistyksen toimijoiden voimin on selvitetty Jäälinojan vesistön tilaa, mietitty kunnostuskeinoja sekä tehty talkootyötä vesienhoitorakenteiden eteen. Yhdistys toimii yhteistyössä vesistönhoidon asiantuntijoiden ja alueen sidosryhmien kanssa. Vuorovaikutuksessa eri toimijoiden välillä on pyritty avoimuuteen, eikä ristiriitoja ole syntynyt. Jäälinojan vesistön hoidon toteutuminen jatkossa edellyttää, että Kiimingin - Jäälin vesienhoitoyhdistyksen toimijat jatkavat aktiivista toimintaa. Myös asiantuntijoiden ja sidosryhmien tukea hankkeelle tarvitaan edelleen.

8 Yhteenveto

Työn lähtökohtana oli selvittää Jäälinojan vesistön ulkoista kuormitusta, eri kuormituslähteiden merkittävyyttä ja kuormituksen vaikutuksia vesistön tilaan. Kuormitus selvityksen perusteella laadittiin yleissuunnitelma vesistön kuormituksen pienentämiseksi. Lisäksi työssä selvitettiin Jäälinojan vesistön kunnostusmahdollisuuksia. Työssä tarkasteltiin kokonaisvaltaisesti koko Jäälinojan vesistöaluetta sekä kaikkia mahdollisia kunnostustoimenpiteitä. Myös kunnostusten toteutumisen vaatimaa paikallista vastuunottoa, yhteistyötä ja rahoitusmahdollisuuksia tarkasteltiin.

Jäälinojan vesistöön kuuluvat Jäälinjärvi sekä järvestä Kalimenjokeen laskeva Jäälinoja valuma-alueineen. Vesistöaluetta leimaa luontainen rauta- ja humuspitoisuus. Vesistön kunnostusmahdollisuuksia on alettu selvittää Jäälinjärvellä koettujen virkistyskäyttöongelmien vuoksi. Ongelmia Jäälinjärvellä aiheuttavat erityisesti löyhä pohjasedimentti sekä *Gonyostomum semen* -limalevä. Lisäksi Jäälinjärven kalastossa on runsaasti särkiä. Järvellä esiintyy myös sinileväsementumia.

Jäälinojan vesistön kuormitusta selvitettiin vedenlaatutietojen, maankäyttötietojen ja ominaiskuormituslukujen avulla. Jäälinjärven ravinnekuormitusta tarkasteltiin myös Suomen ympäristökeskuksen vesistömallijärjestelmän vedenlaatuosion (VEMALA) perusteella. Selvityksessä eriteltiin Jäälinjärven ja Jäälinojan kuormitus. Tulosten perusteella Jäälinjärven ja Jäälinojan ravinnekuormitus ovat samaa suuruusluokkaa, noin 200 kg fosforia ja 3000–3500 kg typpeä vuodessa. Leväongelmien ja rehevöitymiskehityksen kannalta erityisesti liuenneiden ravinteiden kuormitus on merkittävä tekijä, minkä vuoksi Jäälinojan vesistön ulkoista ravinnekuormitusta on syytä vähentää. Ravinnekuormituksen lisäksi Jäälinojan vesistön virkistyskäyttöhaittoihin vaikuttaa kiintoainekuormitus. Jäälinjärveen kertyy vuosittain kiintoainetta suuruusluokaltaan 10 – 20 tonnia kuiva-aineena laskettuna.

Eniten ravinnekuormitusta Jäälinjärvellä ja Jäälinojalla aiheuttava tekijä on luonnonhuuhtouma. Siinä liuenneiden ravinnekuormituksen osuus on kuitenkin pienempi kuin ihmistoiminnan aiheuttamassa kuormituksesta, mikä lisää ihmistoiminnan merkittävyyttä vesistön tilan kannalta. Viemärin ulkopuolisten kiinteistöjen jätevesistä aiheutuva ravinnekuormitus osoittautui huomattavaksi sekä Jäälinjärven että Jäälinojan kokonaisravinnekuormituksen kannalta. Lisäksi molemmilla valuma-alueilla ravinnekuormitusta aiheuttaa metsätalous. Jäälinojalla myös hulevesikuormituksen vaikutus on ilmeisen merkittävä. Lisäksi Jäälinojan valuma-alueella on maataloutta, joka aiheuttaa osan ravinnekuormituksesta.

Jätevesien aiheuttama kuormitus olisi poistettavissa viemäröinnillä. Liukoisten ravinteiden kannalta tämä olisi erityisen tärkeää. Ranta-alueilla sijaitsevilla kiinteistöillä voidaan vähentää vesistöön aiheutuvaa kuormitusta esimerkiksi vähentämällä mahdollista nurmikoiden lannoitusta ranta-alueella sekä lisäämällä ravinteita pidättäviä suojavyöhykkeitä. Lisäksi Jäälän taajama-alueen hulevesien käsittelyä voitaisiin parantaa ja sitä kautta vähentää ravinnekuormitusta.

Metsätalouden kuormitusta voidaan vähentää sekä Jäälänjärven että Jäälinojan valuma-alueille tehtävillä vesienhoitorakenteilla. Jäälänjärven laskevan Saarisenojan valuma-alueelle on vuonna 2011 laadittu suunnitelma vesienhoitorakenteista. Suunnitelman toteutus aloitettiin syksyllä 2012. Kaikkien suunnitelmaan kuuluvien vesienhoitorakenteiden tekeminen voi pidättää puolet Saarisenojan kiintoainekuormituksesta.

Työssä arvioitiin alustavasti Jäälänjärvelle soveltuvia kunnostusmenetelmiä. Ravintoketju-kunnostuksen ja fosforin kemiallisen sidonnan soveltuvuutta Jäälänjärven kunnostukseen pyrittiin selvittämään kesällä 2012 Jäälänjärvellä tehdyn allaskokeen avulla. Fosforin saostuskemikaalina käytettiin Phoslockia. Allaskokeen tulosten perusteella kyseinen kemikaali ei toiminut Jäälänjärvessä tarkoituksenmukaisesti. Kemikaalilla saattoi olla toksisia vaikutuksia koealtaiden vesieliöstöön. Vaikka Phoslock ei vaikuttaisi soveltuvan Jäälänjärven kunnostukseen, käsittely esimerkiksi alumiinikloridilla fosforin sitomiseksi voi olla yksi kunnostusvaihtoehto. Sedimenttiin kohdistuva kemikaalikäsittely voisi vähentää limalevää.

Allaskokeen perusteella ravintoketjukunnostuksen soveltuvuudesta Jäälänjärvelle ei voitu tehdä päätelmiä. Järven ominaisuuksien ja tilan perusteella hoitokalastus on kuitenkin suositeltava menetelmä Jäälänjärven kunnostukseen, sillä menetelmällä voidaan muuttaa järven kalakantaa ja vähentää sisäistä kuormitusta. Sisäisen kuormituksen vähentäminen voi vähentää limalevää.

Jäälänjärveä voidaan kunnostaa myös ruoppaamalla. Menetelmällä poistettaisiin järven löyhää pohjasedimenttiä. Suurten kustannusten vuoksi ruoppausta voitaneen tehdä vain osalla järveä, esimerkiksi rannoilla, missä löyhän sedimentin vaikutukset virkistyskäyttöön ovat suurimmat.

Suomessa ei ole toteutettu juurikaan laajoja ja monipuolisia vesistön kunnostushankkeita yhdistysvetoisesti. Ilman Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistyksen vastuunottoa Jäälinojan vesistön kunnostushanke ei olisi edennyt nykyiseen pisteeseen. Asiantuntijoiden ja eri sidosryhmien kanssa tehtävän yhteistyön avulla sekä avoimella vuorovaikutuksella ja viestinnällä on varmistettu, että toimenpiteet ovat toisiaan tukevia eivätkä näkemykset vesistön hoidon tarpeellisuudesta ja tavoitteista aiheuta ristiriitoja.

LÄHDELUETTELO

A 209/2011. Valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla.

Afsar A & Groves S (2009) Eco-toxicity Assessment of Phoslock® [verkkojulkaisu]. Phoslock Water Solutions Ltd [viitattu 17.11.2012]. 32 s. PWS Report Number: TR 022/09. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.phoslock.eu/media/7407/Eco-toxicity-Assessment-Report-May-2009.pdf>.

Ahponen H (2005) Luonnonmukaisten hulevedenkäsittelymenetelmien ja aluesuunnittelun keinoin kohti parempaa taajamahydrologiaa, teoksessa: Vakkilainen P, Kotola J & Nurminen J (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta [verkkojulkaisu]. Helsinki, Ympäristöministeriö [viitattu 25.5.2012], s. 64–77. Suomen ympäristö 776. ISBN 951-731-319-5. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=144684>.

Airaksinen J (2004) Vesivelho-hankkeen loppuraportti, Suunnitteluohjeistus rehevien järvien kunnostamiseen [verkkojulkaisu]. Kuopio, Savonia-ammattikorkeakoulu [viitattu 7.9.2012]. 80 s. Savonia-ammattikorkeakoulun julkaisusarja D 3/2004. ISBN 952-9533-90-X. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://webd.savonia-amk.fi/projektit/markkinointi/jpooli/Materiaalit/Tietopankki/Teokset/Vesivelho.pdf>.

Alatalo M (2000) Metsätaloustoimenpiteistä aiheutunut ravinne- ja kiintoainekuormitus. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 59 s. Suomen ympäristö 381. ISBN 952-11-0653-0.

Cronberg G, Lindmark G & Björk SF (1988) Mass development of the flagellate *Gonyostomum* semen (Raphidophyta) in Swedish forest lakes - an effect of acidification? *Hydrobiologia* 161, s. 217–236. ISSN 0018-8158.

Duncan H (1999) Urban stormwater quality: a statistical overview [verkkojulkaisu]. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology [viitattu 5.6.2012], 80 s. Report 99/3. ISBN 1-876006-45-5. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.catchment.crc.org.au/pdfs/technical199903.pdf>.

Egemose S, Reitzel K, Andersen F Ø, Flindt M R (2010) Chemical Lake Restoration Products: Sediment Stability and Phosphorus Dynamics. *Environmental Science and Technology* 44 (3), s. 985–991. ISSN 0013-936X.

Ekholm P & Krogerus K (2003) Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analysis versus algal assays. *Hydrobiologia* 492, s. 29–42. ISSN 0018-8158.

Eloranta P & Räike A (1995) Light a factor affecting the vertical distribution of *Gonyostomum* Semen (Ehr.) Diesing (Raphidophyceae) in lakes. *Aqua Fennica* 25, s. 15–22. ISSN 0356-7133.

Eloranta P (2005) Järvien kunnostuksen limnologiset perusteet, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 21.5.2012], s. 13–30. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=32239&lan=fi>.

Findlay D, Paterson M, Hendzel L & Kling H (2005) Factors influencing *Gonyostomum* semen blooms in a small boreal reservoir lake. *Hydrobiologia* 533, s. 243–252. ISSN 0018-8158.

Forsberg C, Ryding S-O, Claesson A, Forsberg Å (1978) Water chemical analyses and/or algal assay – Sewage effluent and polluted lake water studies. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 21, s. 352–363. ISBN 3-510-52021-1.

Frisk T (1978) Järvien fosforimallit. Helsinki, Vesihallitus. 114 s. Tiedotus 146. ISBN 951-46-3412-8.

Granberg K & Granberg J (2006) Yksinkertaiset vedenlaatumallit [verkkojulkaisu]. Jyväskylä, Keski-Suomen ympäristökeskus [viitattu 29.8.2012]. 107 s. Saatavissa pdf-tiedostona:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=60428>.

Haapanen M, Kenttämies K, Porvari P & Sallantausta T (2006) Kivennäismaan uudistushakkuun vaikutus kasvinravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen; raportti Kurussa ja Janakkalassa sijaitsevien tutkimusalueiden tuloksista, teoksessa: Kenttämies K & Mattson T (toim.) Metsätalouden vesistökuormitus, MESUVE- projektin loppuraportti [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 11.4.2012], s. 43–62. Suomen ympäristö 816. ISBN 952-11-2171-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=48027&lan=fi>.

Hallanaro E-L & Kujala-Räty K (2011) Haja-asutuksen jätevedet, Lainsäädäntö ja käytännöt [verkkojulkaisu]. Helsinki, Ympäristöministeriö [viitattu 19.4.2012]. 125 s. Ympäristöopas 2011. ISBN 987-952-11-3945-1. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=132989&lan=fi>.

Hammer M & MacKichan K (1981) Hydrology and quality of water resources. Jon Wiley & Sons. 450 s. ISBN 0-471-02681-6.

Harjula H & Sarvilinna A (2003) Maa- ja metsätalouden vesiensuojelutoimenpiteitä, teoksessa: Luonnonmukainen vesirakentaminen – Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen ympäristökeskus [viitattu 3.5.2012], s. 31–42. Suomen ympäristö 631. ISBN 952-11-1425-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=10035&lan=fi>.

Heikkinen K (2012) Raudan ja humuksen esiintymisestä ja vesistövaikutuksista Jäälänjärven valuma-alueella Jäälänjärvi-seminaari, Kiiminki 13.11.2012 (seminaariesitelmä). Saatavissa pdf-tiedostona: http://vesienhoitoyhdistys.files.wordpress.com/2012/11/jc3a4c3a4linjc3a4rven_fe_humus_heikkinen.pdf.

Heikkinen K, Ihme R & Lakso E (1994) Ravinteiden, orgaanisten aineiden ja raudan pidättymiseen johtavat prosessit pintavalutuskentällä. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 81 s. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 193. ISBN 951-47-9747-7.

Heikkinen K, Joensuu S & Puustinen M (2012) Onko maa- ja metsätalouden vesiensuojelussa mahdollisuuksia yhteisiin toimenpiteisiin? Vesitalous 53 (4), s. 6–10. ISSN 0505-3838.

Heikkinen K, Sallmén M, Sutinen E (2011) Luonnonhuuhtouma [Verkkodokumentti]. Julkaistu 20.6.2011 [Viitattu 5.4.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=139994>.

Hiltunen E (2011) Raportti Kiimingin Jäälänjärven koekalastuksesta vuonna 2011.

Hiltunen T, Rissanen K & Leinonen A (2011) Vesi, teoksessa: Päivinen J, Björkqvist N, Karvonen L, Kaukonen M, Korhonen K-M, Kuokkanen P, Lehtonen H & Tolonen A (toim.) Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas, 2.painos [verkkojulkaisu]. Metsähallitus [Viitattu 11.4.2012] s. 95–111. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67. ISBN 978-952-446-925-8. Saatavissa pdf-tiedostona:

<http://julkaisut.metsa.fi/julkaisut/pdf/mta/ymparistoopas2011.pdf>.

Horne A & Goldman C (1994) Limnology, Second edition. McGraw-Hill Inc, 576 s. ISBN 0-07-023673-9.

Horppila J & Kairesalo T (1990) A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* L.) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi, Southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201, s. 153–165. ISSN 0018-8158.

Horppila J & Kairesalo T (1992) Impacts of bleak (*Alburnus alburnus*) and roach (*Rutilus rutilus*) on water quality, sedimentation and internal nutrient loading. *Hydrobiologia* 243/244, s. 323–331. ISSN 0018-8158.

Huttunen I, Huttunen M, Tattari S & Vehviläinen B (julkaisuvuosi tuntematon) SYKE-WSFS-VEMALA vesistömallin vedenlaatuosio, Koko Suomen kattava kuormituslaskenta kokonaistypelle, fosforille ja kiintoaineelle [verkkodokumentti, diaesitys] [viitattu 20.11.2012]. Saatavissa:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=115378&lan=fi>.

Ilmavirta V, Persson P-E & Kettunen J (1990) Haitallisten levien ja leväkukintojen hallinta, teoksessa Ilmavirta V (toim.) Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki, Yliopistopaino, s. 440–456. ISBN 951-570-051-5.

Inkilä T (2011) Kalimenjoen perusselvityksen vesianalyysit. Opinnäytetyö. Oulun seudun ammattikorkeakoulu. 29 s.

Jenssen H S, Kristensen P, Jeppesen E & Skytthe A (1992) Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235–236, s. 731–743. ISSN 0018-8158.

Joensuu S, Hynninen P, Heikkinen K, Tenhola T, Saari P, Kauppila M, Leinonen A, Ripatti H, Jämsén J, Nilsson S, Vuollekoski M (2012) Metsätalouden vesiensuojelu - Metsätalouden vesiensuojelu -kouluttajan aineisto [verkkojulkaisu] [viitattu 4.9.2012]. 93 s. ISBN 978-952-257-515-9. Saatavissa pdf-tiedostona:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=136253&lan=fi>.

Joensuu S, Makkonen T, Vuollekoski M, Nieminen M, Leinonen A, Sarkkola S (2008) Metsätalouden vesiensuojelu. *Vesitalous* 49 (6), s. 19–25. ISSN 0505-3838.

Joensuu S, Vuollekoski M, Karosto K (2006) Kunnostusojitusten pitkäaikaisvaikutuksia, teoksessa: Kenttämies K & Mattson T (toim.) Metsätalouden vesistökuormitus, MESUVE- projektin loppuraportti [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 12.4.2012], s. 83–90. Suomen ympäristö 816. ISBN 952 -11-2171-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=48028&lan=fi>.

Jokela H (2008) Maanteiden huleveden laatu [verkkojulkaisu]. Helsinki, Tiehallinto [viitattu 14.11.2012]. 48 s. Tiehallinnon sisäisiä julkaisuja 81/2008. ISSN 1459-1561. Saatavissa pdf-tiedostona:

http://alk.tiehallinto.fi/julkaisut/pdf2/4000686-v-maanteiden_huleveden_laatu.pdf.

Jormola J, Järvenpää L, Lehtinen A (2003) Elinympäristöjä ennallistavan tai parantavan vesistöhankeen suunnittelu, teoksessa: Luonnonmukainen vesirakentaminen – Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen ympäristökeskus [viitattu 3.5.2012], s. 12–30. Suomen ympäristö 631. ISBN 952-11-1425-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=10035&lan=fi>.

Jormola J & Kotola J (2003) Kaupunkihydrologia, teoksessa: Luonnonmukainen vesirakentaminen – Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen ympäristökeskus [viitattu 10.7.2012], s. 140–150. Suomen ympäristö 631. ISBN 952-11-1425-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=10035&lan=fi>.

Juntunen P, Parkkinen J, Moilanen E (2008) Valuma-aluekunnostukset, teoksessa: Ahola M & Havumäki M (toim.) Purokunnostusopas – Käsikirja metsäpurojen kunnostajille. Kajaani, Kainuun ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, s. 57–62. ISBN 978-952-11-3316-9.

Kangas J (2007) Järveen soveltuvan tutkimusyksikön ja kenttämittareiden testaus. Diplomityö. Oulun yliopisto. 88 s.

Kauppila P & Koskiahio J (2003) Evaluation of Annual Loads of Nutrients and Suspended Solids in Baltic Rivers. *Nordic Hydrology* 34 (3), s. 203–220. ISSN 0029-1277.

Kenttämies K (2006) Metsätalouden typpi- ja fosforikuormituksen määrittäminen, teoksessa: Kenttämies K & Mattson T (toim.) Metsätalouden vesistökuormitus, MESUIE- projektin loppuraportti [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 11.4.2012], s. 9–28. Suomen ympäristö 816. ISBN 952-11-2171-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=48027&lan=fi>.

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry a, Vesienhoitotoimikunta [verkkodokumentti] [viitattu 18.4.2012]. Saatavissa: <http://kiiminginjaalinvedet.net/101-2/>.

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry b, 700 000 särkeä Jäälänjärvestä [verkkodokumentti], julkaistu 3.10.2011 [viitattu 26.7.2012]. Saatavissa: <http://kiiminginjaalinvedet.net/2011/10/03/700-000-sarkea-jaalinjarvesta/>.

Kiimingin - Jäälän vesienhoitoyhdistys ry c, Valuma-alue [verkkodokumentti] [viitattu 26.9.2012]. Saatavissa: <http://kiiminginjaalinvedet.net/valuma-alue/>

Kiimingin kunta (1995) Jäälänjärven alavesipinnan säätö – Vesioikeudellinen hakemussuunnitelma, 13 s.

Kirkkala T & Ventelä A-M (2002) Pyhäjärven suojeluprojekti – valuma-alueen toimenpiteet. *Vesitalous* 43 (6), s. 26–31. ISSN 0505-3838.

Koivusalo H, Lappalainen M, Ahti E, Laurén A, Nieminen M, Leinonen A, Joensuu S & Nevalainen R (2008) Miten metsätalous vaikuttaa kiintoaineen kulkeutumiseen? *Vesitalous* 49 (6), s. 15–18. ISSN 0505-3838.

Korkman J, Ijas J, Pehkonen A, Rekolainen S, Valpasvuo-Jaatinen P, Tiilikkala K (1993) Hyvät viljelymenetelmät, Maaseudun ympäristöohjelman mukaiset viljelysuositukset. Helsinki, Maa- ja metsätalousministeriö. 31 s. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 1993:7. ISSN 0781-6723.

Kotola J & Nurminen J (2005) Kaupunkirakentamisen hydrologiset vaikutukset, teoksessa: Vakkilainen P, Kotola J & Nurminen J (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta [verkkojulkaisu]. Helsinki, Ympäristöministeriö [viitattu 25.5.2012], s. 12–31. Suomen ympäristö 776. ISBN 951-731-319-5. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=144684>.

Kotola J & Nurminen J (2003) Kaupunkialueiden hydrologia - valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla, osa 2: koalueututkimus [verkkojulkaisu]. Espoo, Teknillinen korkeakoulu [viitattu 19.10.2012]. 177 s. Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja, 8. ISBN 951-22-6498-6. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://water.tkk.fi/wr/tutkimus/julkaisut/TKK-VTR-8.pdf>.

Kuusela H (1999) Jäälinjärven ja Jäälinojan virkistyskäyttö ja vesiensuojelu. Oulun yliopisto, Maantieteen laitos. 41 s.

Kääriäinen S & Rajala L (2005) Vesikasvillisuuden poistaminen, teoksessa Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 2.11.2012], s. 249–270. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Laine A, Kovalainen S, Aronsuu K, Eerola M, Heikkinen M, Hynninen P, Isid D, Isotalus A, Jaako M, Rintala J, Virtanen K, Vähänen K (2009) Oulujoen-lijoen vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuoteen 2015, Yhteistyöllä parempaan vesienhoitoon. Helsinki, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Kainuun ympäristökeskus. 213 s. ISBN 978-952-11-3690-0.

Lakso E (2005) Vedenpinnan nosto, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 20.7.2012], s. 227–240. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Lakso E & Viitasari S (1990) Kauhajärven vesiensuojelusuunnitelma. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 241. 58 s. ISBN 951-47-3024-0.

Lappalainen K M & Lakso E (2005) Järven hapetus, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 20.7.2012], s. 151–168. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Lappalainen K M (1990) Laimentaminen ja huuhteleminen, teoksessa Ilmavirta V (toim.) Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Helsinki, Yliopistopaino, s. 296–303. ISBN 951-570-051-5.

Lehmikangas M (2005) Järven tilapäinen kuivattaminen, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 28.6.2012], s. 301–308. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Lepistö L, Antikainen S & Kivinen J (1994) The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia* 273, s. 1–8. ISSN 0018-8158.

Lepistö L & Saura M (1995) Metsälannoituksen vaikutukset kalliojärven kasviplanktonin määrään ja koostumukseen, teoksessa Saukkonen S & Kenttämies K (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Helsinki, Suomen ympäristökeskus, s. 199–211. Suomen ympäristö 2. ISBN 952-11-0007-9.

Lepistö L & Saura M (1998) Effects of forest fertilization on phytoplankton in a boreal brown-water lake. *Boreal environment research* [verkkolehti] 3 (1) [viitattu 8.5.2012], s. 33–43. ISSN 1239-6095. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.borenv.net/BER/pdfs/ber3/ber3-033-043.pdf>.

Lähtenmäki H & Rotko P (2005) Eväitä vuorovaikutteiseen viestintään vesistöjen kunnostus- ja säännöstelyhankkeissa. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 66 s. ISBN 952-11-2095-9.

Mattila H (2005) Ulkoisen kuormituksen vähentäminen, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.4.2012], s. 137–150. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>

Martinmäki K, Marttunen M, Ulvi T, Visuri M, Dufva M, Sammalkorpi I, Ahtiainen H, Lemmelä E, Auvinen H, Partanen-Hertell M, Lehto A, Väisänen T, Mustajoki I & Ihme R (2010) Uusia menetelmiä järven kunnostushankkeen suunnitteluun. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 64 s. ISBN 978-952-11-3782-2.

Martinmäki K (2008) Karvianjärven kuormitustarkastelut, teoksessa: Karvianjoen tulevaisuustarkastelut, Kooste vuonna 2008 laadituista osaselvityksistä [verkkojulkaisu] [viitattu 10.9.2012], s. 98–115. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=136563&lan=fi>.

Marttila H (2012) Turvesedimentti ojissa/pintavalutuskentillä [sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Birger Ylisaukko-oja. Lähetetty 30.10.2012.

Marttila H & Kløve B (2010) Managing runoff, water quality and erosion in peatland forestry by peak runoff control. *Ecological engineering* 36 (7), s. 900–911. ISSN 0925-8574.

Marttila H, Vuori K-M, Hökkä H, Jämsen J, Kløve B (2010) Framework for designing and applying peak runoff control structures for peatland forestry conditions. *Forest Ecology and Management* 260 (8), s. 1262–1273. ISSN 0378-1127.

Mattila H & Kirkkala T (2005) Kunnostuksen rahoitusmahdollisuudet ja kustannusarvion laatiminen, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.4.2012], s. 103–112. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>

Maveplan Oy (2011) Saarisenojan kosteikkojen suunnitelma – Kiiminki.

Melanen M (1982) Valtakunnallisen hulevesitutkimuksen tulokset. *Vesitalous* 23 (3), s. 1–20. ISSN 0505-3838.

Melanen M (1982) Quality of runoff in urban areas, teoksessa Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 42, s. 123–188. ISBN 951-45-6066-8.

Myllymaa U (1982) Oulun ympäristön järvien tila vuosina 1968-1979. Oulu, Oulun vesipiirin vesitoimisto. 22 s.

Näpänkangas J, Törmälä S & Ylitolonen A (2001) Oulun lähialueen järvien tila. Oulu, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 66 s. ISBN 952-11-0341-8.

Olin M & Ruuhijärvi J (toim.) (2002) Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset, Vuosiraportti 2001 [verkkojulkaisu]. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos [viitattu 24.9.2012]. 136 s. Kala- ja riistaraportteja 262. ISBN 951-776-383-2. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/raportti262.pdf>.

Olin M & Ruuhijärvi J (toim.) (2001) Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset, Vuosiraportti 2000 [verkkojulkaisu]. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos [viitattu 24.9.2012]. 136 s. Kala- ja riistaraportteja 227. ISBN 951-766-335-2. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/raportti227.pdf>.

Oravainen R (1999) Opasvihkonen vesistötulosten tulkitsemiseksi havaintoesimerkein varustettuna [verkkojulkaisu]. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry [viitattu 19.7.2012]. 25 s. Saatavissa pdf-tiedostona <http://www.kvvy.fi/opasvihkonen.pdf>.

Oravainen R (2005) Fosforin kemiallinen saostus, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 24.5.2012], s. 191–202. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Pekkarinen M (2005) Savipeitto, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.11.2012], s. 317–326. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Peltola-Thies J (2005) Rakennetun ympäristön aiheuttama vesistökuormitus teoksessa: Vakkilainen P, Kotola J & Nurminen J (toim.) Rakennetun ympäristön valumavedet ja niiden hallinta [verkkojulkaisu]. Helsinki, Ympäristöministeriö [viitattu 25.5.2012], s. 32–44. Suomen ympäristö 776. ISBN 951-731-319-5. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=144684>.

Pietiläinen O-P & Räike A (1999) Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 64 s. ISBN 952-11-0503-8.

Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus (2012) Oulujoen-Iijoen vesienhoitoalueen pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila [verkkodokumentti]. Päivitetty 10.7.2012 [viitattu 3.10.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=284913&lan=fi&clan=fi>.

Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus (2010) Utajärven Särkijärvi [verkkodokumentti]. Päivitetty 4.2.2010 [viitattu 4.9.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=351001&lan=FI>.

Pohjois-Suomen vesioikeus, Päätos Nro 15/96/2, Dnro 64/95/2, päätös annettu 1.3.1996. Jäälänjärven alavedenkorkeuden säätäminen pohjakynnyksen avulla. Lyhennysjäljennös vesiylöikeuden asiakirjavihkosta.

Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto (1992) Jäälänjärven ja Jäälinojan hajakuormitus selvitys.

Pohjois-Suomen vesitutkimustoimisto Oy (1994) Jäälänjärven kunnostusruoppauksen vaikutus veden laatuun, kalastoon ja läjitysalueen pohjavesitasoihin.

Puustinen M, Koskiahho J, Gran V, Jormola J, Maijala T, Mikkola-Roos M, Puumala M, Riihimäki J, Rätty M, Sammalkorpi I (2001) Maatalouden vesiensuojelukosteikot – VESIKOT-projektin loppuraportti. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus. 61 s. Suomen Ympäristö 499. ISBN 952-11-0932-7.

Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö (2012) Toimintakertomus vuodelta 2010 [verkkodokumentti]. Julkaisupäivämäärä tuntematon [viitattu 10.9.2012]. Saatavissa:

http://www.puhdasvesijarvi.fi/fi/saatia/___toimintakertomukset_/toimintakertomus_2010.

Pöyry Finland Oy (2011) Jäälänjärven tutkimukset kesällä 2011 – Laskuojien kiintoaineksen laatu, Kasviplanktonin koostumus, Sedimentin laatu.

Rekolainen S (1992) Maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuorma vesistöihin, teoksessa: Rekolainen S & Kauppi L (toim.) Maatalous- ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus, s. 9–15. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 359. ISBN 951-47-5562-6.

Rekolainen S, Vuoristo H, Kauppi L, Bäck S, Eerola M, Jouttijärvi T, Kaukoranta E, Kenttämies K, Mitikka S, Pitkänen H, Polso A, Puustinen M, Rautio L M, Räike A, Räsänen J, Santala E, Silvo K & Tattari S (2006) Rehevöittävän kuormituksen vähentäminen, Taustaselvitys osa I, Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen ympäristökeskus [viitattu 19.4.2012]. 39 s. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 22/2006. ISBN 952-11-2506-3. Saatavissa pdf-tiedostona:

<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=64527&lan=fi>.

Renkajärven suojeluyhdistys ry (julkaisuajankohta tuntematon) Renkajärveläisen parakraahvit [verkkodokumentti] [viitattu 3.10.2012]. Saatavissa:

http://3.bp.blogspot.com/_IF3O8yE4ORU/TGOnu6VagBI/AAAAAAACG8/dYKRoteTUjg/s1600/huoneentalu.jpg

Robb M, Greenop P, Goss Z, Douglas G & Adeney J (2003) Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia* 494, s. 237-243. ISSN 0018-8158.

Rontu M & Santala E (toim.) (1995) Haja-astutuksen jätevesien käsittely. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 95 s. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 584. ISBN 951-47-9130-4.

Ruuhijärvi J & Olin M (2002) Vaikuttaako hoitokalastus? *Vesitalous* 43 (6), s. 38–41. ISSN 0505-3838.

Saarijärvi E (2005) Sedimentin pöyhintä, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.11.2012], s. 327–333. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Saarijärvi E & Sammalkorpi I (2005) Kunnostustarpeen määrittäminen, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.4.2012], s. 61–74. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Salonen S, Frisk T, Kärmeniemi T, Niemi J, Pitkänen H, Silvo K & Vuoristo H (1992) Fosfori ja typpi vesistöjen rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 137 s. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 96. ISBN 951-47-5715-7.

Sammalkorpi I (2012) Alustavia arvioita Jäälänjärven allaskokeesta. Jäälänjärvi-seminaari, Kiiminki 13.11.2012 (seminaariesitelmä). Saatavissa pdf-tiedostona:

http://vesienhoitoyhdistys.files.wordpress.com/2012/11/jc3a4c3a4lin-altaat-elc3a4inplanktonvedenlaatu_sammalkorpi-1311121.pdf.

Sammalkorpi I & Horppila J (2005) Ravintoketjukurinostus, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 18.5.2012], s. 169–190. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Sarvilinna A & Sammalkorpi I (2010) Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen ympäristökeskus [viitattu 4.5.2012]. 64 s. Ympäristöopas 2010. ISBN 978-952-11-3723-5. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=116125&lan=fi>.

Savolainen M, Heikkinen K, Ihme R (toim.) (1996) Turvetuotannon vesiensuojeluohjeisto. Oulu, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 84 s. Ympäristöopas 6. ISBN 952-11-48-6.

Sommarlund H, Pekkarinen M, Kansanen P, Vahtera H, Väisänen T (1998) Savipeittomenetelmän soveltuvuus Tuusulanjärven sedimentin kunnostuksessa. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. 99 s. Suomen ympäristö 231. ISBN 952-11-0320-5.

Suomen ympäristökeskus (2012a) Hulevesien hallinnan kehittäminen [verkkodokumentti]. Julkaistu 23.2.2012 [viitattu 28.5.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=406723&lan=FI>.

Suomen ympäristökeskus (2012b) Yleistietoa vesistömallijärjestelmästä [verkkodokumentti]. Julkaisupäivä tuntematon [viitattu 10.9.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=11404&lan=fi>.

Suomen ympäristökeskus (2012c) Leväjärven kunnostus [verkkodokumentti]. Päivitetty 13.9.2012 [viitattu 31.10.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=27318&lan=fi>.

Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (2008) Pintavesien ekologisen luokittelun vertailuolot ja luokan määrittäminen [verkkojulkaisu] [viitattu 3.10.2012]. 74 s. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=79187>.

Särkkä J (1996) Järvet ja ympäristö, limnologian perusteet. Tampere, Gaudeamus. 157 s. ISBN 951-662-667-X.

Tattari S & Linjama J (2004) Vesistöalueen kuormituksen arviointi. Vesitalous 45 (3), s. 26–30. ISSN 0505-3838.

Tekes (2011) Julkisen tutkimuksen rahoitus [verkkodokumentti] [viitattu 23.11.2012]. Saatavissa: http://www.tekes.fi/fi/community/Julkisen_tutkimuksen_rahointus/511/Julkisen_tutkimuksen_rahointus/1384.

Toikka K (2005) Lietteet haltuun geotuubin avulla. SITO tänään, SITO-yhtiöiden tiedotuslehti 26 [verkkolehti] [viitattu 31.10.2012], s. 9. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://sito.fi/fi/ajankohtaista/sito-tanaan/>.

Turunen S (2003) Hajakuormitusselvitys Karstunlahden lähialueella. Lohja, Lohjan ympäristölautakunta. 94 s. ISBN 952-9518-45-5.

Ulvi (2005) Alusveden poistaminen, teoksessa Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.11.2012], s. 203–210. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Valjus J (2003) Lohjanjärven eteläosan (Hällsnäsfjärden-Kyrkofjärden) hajakuormitusselvitys. Lohja, Lohjan ympäristölautakunta. 71 s. ISBN 952-9518-40-4.

Varjo E & Salonen V-P (2005) Kipsaus, teoksessa Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 19.11.2012], s. 309–316. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Vesien kunnostustyöryhmän loppuraportti [verkkojulkaisu] [viitattu 25.7.2012]. 38 s. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=133956&lan=fi>.

Vesiylioikeuden päätös, Numero 194/1996, Diaarinumero 1996/122, annettu 5.12.1996. Jäälinjärven alivedenkorkeuden säätäminen pohjakynnyksen avulla.

Viinikkala J, Mykkänen E, Ulvi T (2005) Ruoppaus, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 24.5.2012], s. 211–226. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Visuri M, Ulvi T, Ihme R, Partanen S (2003) Pyykös- ja Kuivasjärven kuormitusselvitys. Julkaisematon raportti. Suomen ympäristökeskus, Vesi- ja ekotekniikka, Oulu. 51 s.

Vola K (2011) Kalimenjoen ympäristön ja vedenseurannan kehittäminen. Opinnäytetyö. Oulun seudun ammattikorkeakoulu, 51 s.

Vuollekoski M & Joensuu S (2006) MESUIVE -hankkeessa perustettujen erityisalueiden tuloksia teoksessa: Kenttämies K & Mattson T (toim.) Metsätalouden vesistökuormitus, MESUIVE- projektin loppuraportti [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 11.4.2012], s. 3–4. Suomen ympäristö 816. ISBN 952-11-2171-8. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=48028&lan=fi>.

Väisänen T (2009) Sedimentin kemikalointikäsittely, tutkimus rehevän ja sisäkuormitteisen järven kunnostusmenetelmän mitoituksista sekä sen tulokellisuuden mittaamisesta. Oulu, Oulun yliopisto. 208 s. Acta universitatis Ouluensis, C Technica 345. ISBN 978-951-42-9297-2.

Väisänen T & Kuusela H (2002) Järven kunnostusmenetelmän valinta. Vesitalous 43 (6), s. 42–46. ISSN 0505-3838.

Väisänen T & Lakso E (2005) Tavoitteiden asettelu ja kunnostusmenetelmän valinta, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 11.7.2012], s. 75–90. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>

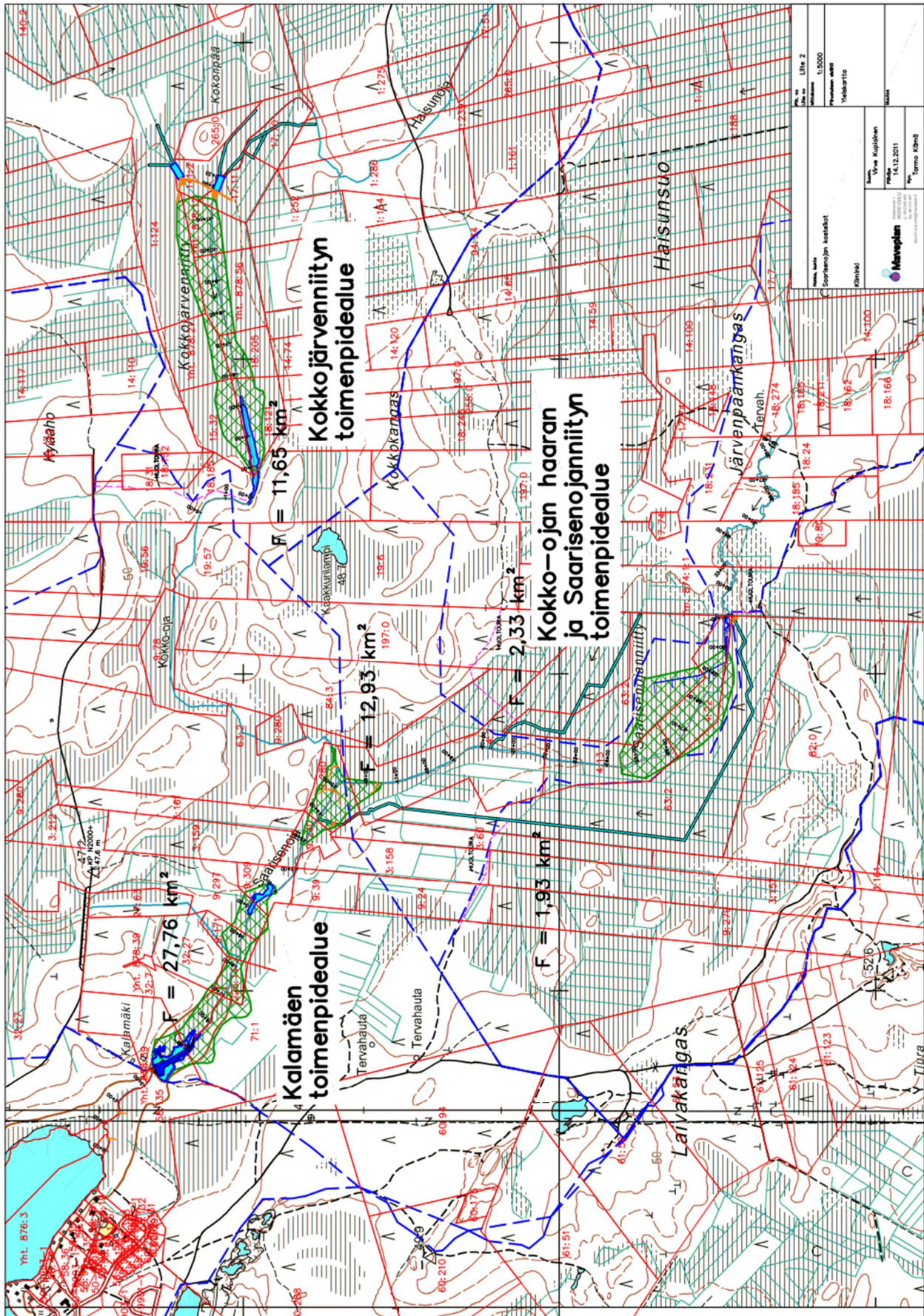
Vääriskoski J & Ulvi T (2005) Kunnostushankkeen käynnistäminen ja toteutus, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 3.5.2012], s. 31–48. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Weppling K & Iivonen P (2005) Kalkitus, teoksessa: Lakso E & Ulvi T (toim.) Järvien kunnostus [verkkojulkaisu]. Helsinki, Suomen Ympäristökeskus [viitattu 20.11.2012], s. 271–286. Ympäristöopas 114. ISBN 952-11-1847-4. Saatavissa pdf-tiedostona: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=123173&lan=FI>.

Ylisaukko-oja B (2012) VS: Muutama kysymys [sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Kaisa Savolainen. Lähetetty 20.11.2012.

Äystö V (1997) Rehevien järvien kunnostusten arviointi. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 163 s. Suomen ympäristö 115. ISBN 952-11-0568-0.

Liite 1. Yleiskartta Saarisenojan kosteikkosuunnitelmasta



Liite 2. Selvitys jätevesijärjestelmistä Jäälinjärven valuma-alueen viemäröimättömillä kiinteistöillä – Puhelinhaastattelun kysymykset

1. Onko kiinteistö vakituisesti asuttu?
2. Kuinka monta asukasta kiinteistöllä on?
3. Onko kiinteistöllä WC?
4. Minkälainen jätevesien käsittelyjärjestelmä kiinteistöllä on? Johdetaanko järjestelmään kaikki kiinteistöltä tulevat jätevedet?
5. Milloin kiinteistön nykyinen jätevesien käsittelyjärjestelmä on rakennettu? Onko järjestelmää uusittu?
6. Mikä on näkemyksenne kiinteistön nykyisen jätevesien käsittelyjärjestelmän toimivuudesta?
7. Minkä suuruiset ovat kiinteistön nykyisen jätevesien käsittelyjärjestelmän kustannukset (€/v)?
8. Onko kiinteistöllänne tehty toimenpiteitä jätevesiasetuksen johdosta?
9. Tiedätkö, aiheuttaako jätevesiasetus muutostarpeita jätevesijärjestelmäänne?
10. Kuinka paljon olisitte valmis panostamaan rahallisesti jätevesien käsittelyn parantamiseksi kiinteistöllänne?
11. Pitäisikö alueelle mielestänne rakentaa viemäröinti?
12. Jos kunta ei rakenna alueelle viemäriä, olisitteko kiinnostunut osuuskuntamuotoisesta viemäröinnistä?

Liite 3. Saarisenajan, Korteojan ja Jäälinojan vedenlaatu vuonna 2012

Saarisenoja									
	30.4.	7.5.	29.5.	26.6.	15.7.	31.7.	14.8.	4.9.	27.9.
kiintoaine [mg/l]	7,6	1,3	11,2	11	18	30	24,5	22	4,4
P _{tot} [µg/l]		18		33		58		38	
N _{tot} [µg/l]		430		470		590		490	
PO ₄ -P [µg/l]		6		12		34		25	
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]		42		12		14		< 5	
NH ₄ -N [µg/l]		28		39		44		27	
Fe [µg/l]		1400		6300		15000		10000	
Mn [µg/l]		96		100		180		130	
E. Coli [kpl/100ml]				20		420		31	
Korteoja									
	30.4.	7.5.	29.5.	26.6.	15.7.	31.7.	14.8.	4.9.	27.9.
kiintoaine [mg/l]	0,8	1,1	8,4	10	8,6	18	23,5	20	7,6
P _{tot} [µg/l]		26		53		83		69	
N _{tot} [µg/l]		1000		610		800		530	
PO ₄ -P [µg/l]		7		24		59		56	
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]		240		48		80		24	
NH ₄ -N [µg/l]		73		47		51		41	
Fe [µg/l]		2200		6800		9700		8400	
Mn [µg/l]		75		110		120		140	
E. Coli [kpl/100ml]				4		580		5	
Jäälinoja 1									
	30.4.	7.5.	29.5.	26.6.	15.7.	31.7.	14.8.	4.9.	27.9.
kiintoaine [mg/l]	9,7	3	4,4	4,3	15,2	12	4,25	4,5	4,2
P _{tot} [µg/l]		23		27		59		30	
N _{tot} [µg/l]		530		400		480		470	
PO ₄ -P [µg/l]		7		2		10		7	
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]		110		<5		< 5		< 5	
NH ₄ -N [µg/l]		43		<2		5		< 2	
Fe [µg/l]		2200		2500		4300		5200	
Mn [µg/l]		100		110		74		51	
E. Coli [kpl/100ml]				3		20		< 1	

Jäälinoja 2						
	26.6.	15.7.	31.7.	14.8.	4.9.	27.9.
kiintoaine [mg/l]	4,4	12,4	6,6	4	4,1	6,4
P _{tot} [µg/l]	28		35		29	
N _{tot} [µg/l]	420		500		450	
PO ₄ -P [µg/l]	4		13		10	
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	15		28		21	
NH ₄ -N [µg/l]	10		37		19	
Fe [µg/l]	2800		4400		5100	
Mn [µg/l]	88		93		61	
Jäälinoja 3						
	26.6.	15.7.	31.7.	14.8.	4.9.	27.9.
kiintoaine [mg/l]	4,9	15,2	7,8	4,6	6,5	9,3
P _{tot} [µg/l]	26		39		31	
N _{tot} [µg/l]	420		540		460	
PO ₄ -P [µg/l]	5		22		17	
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	34		72		47	
NH ₄ -N [µg/l]	31		58		20	
Fe [µg/l]	3200		5100		5200	
Mn [µg/l]	100		110		88	
E. Coli [kpl/100ml]	46		120		160	

Liite 4. Jäälinjärven allaskokeen mittaus- ja analyysitulokset

4.7.2012					
Suure	ALLAS 1	ALLAS 2	ALLAS 3	ALLAS 4	JÄRVI
pH 1-1,5 m syvyydessä	6,3	6,3	6,3	6,3	6,4
T [°C] pintavesi	16	17	17	17	17
T [°C] 1 m syvyydessä					
T [°C] 2,2-2,35 m syvyydessä					
O ₂ [mg/l] pintavesi	6,6	6,4	6,5	6,6	7,4
O ₂ [mg/l] 1 m syvyydessä					
O ₂ [mg/l] 2,2-2,35 m syvyydessä					
näkösyvyys [m]	1,05	0,80	0,80	0,85	0,80
redox [mV] pintavesi					
redox [mV] 1-1,5 m syvyydessä					
redox [mV] 2,2 m syvyydessä					
sähkönjohtavuus [µS/cm] pintavesi					
sähkönjohtavuus [µS/cm] 2,2-2,35 m syvyydessä					
Gonyosotmum semen [solua/l]	520	580	1 580	220	40 632
P _{tot} [µg/l]	39	29	31	35	36
N _{tot} [µg/l]	460	420	450	420	440
PO ₄ -P [µg/l]	17	11	14	16	11
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	< 5	< 5	8	5	< 5
NH ₄ -N [µg/l]	22	6	19	19	
a-klorofylli [µg/l]	1,5	3,5	2	1,8	14
alkaliniteetti [mmol/l]	0,078	0,076	0,082	0,073	0,062
Fe [µg/l]	2 800	2 900	3 200	2 900	3 200
Mn [µg/l]	130	130	130	130	110
COD [mg/l]	14	16	15	15	15
väri [mg Pt/l]	160	160	160	160	160

17.7.2012					
Suure	ALLAS 1	ALLAS 2	ALLAS 3	ALLAS 4	JÄRVI
pH 1-1,5 m syvyydessä	6,4	6,7	6,6	6,4	6,6
T [°C] pintavesi					
T [°C] 1 m syvyydessä	19,6	19,5	19,6	19,7	19,6
T [°C] 2,2-2,35 m syvyydessä					
O ₂ [mg/l] pintavesi	7,6	7,8	7,7	7,8	8,8
O ₂ [mg/l] 1 m syvyydessä					
O ₂ [mg/l] 2,2-2,35 m syvyydessä					
näkösyvyys [m]	0,90	0,4	0,65	0,9	0,8
redox [mV] pintavesi					
redox [mV] 1-1,5 m syvyydessä					
redox [mV] 2,2 m syvyydessä					
sähkönjohtavuus [µS/cm] pintavesi					
sähkönjohtavuus [µS/cm] 2,2-2,35 m syvyydessä					
Gonyostomum semen [solua/l]	3 040	4 500	20 060	1 600	180 336
P _{tot} [µg/l]	46	35	32	34	40
N _{tot} [µg/l]	530	530	450	460	500
PO ₄ -P [µg/l]	17	11	9	14	10
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	< 5	7	< 5	< 5	< 5
NH ₄ -N [µg/l]	47	59	17	21	3
a-klorofylli [µg/l]	6,8	6,3	2,2	20	22
alkaliniteetti [mmol/l]	0,094	0,152	0,124	0,084	0,084
Fe [µg/l]	2 600	2 000	2 100	2 400	3 000
Mn [µg/l]	64	80	85	60	81
COD [mg/l]	14	13	13	14	17
väri [mg Pt/l]	40	35	30	35	40

30.7.2012					
Suure	ALLAS 1	ALLAS 2	ALLAS 3	ALLAS 4	JÄRVI
pH	6,4	6,6	6,5	6,4	6,4
T [°C] pintavesi	20,1	20,3	20,3	20,2	20,3
T [°C] 1 m syvyydessä	20,2	20,3	20,2	20,3	20,3
T [°C] 2,2-2,35 m syvyydessä	18,4	18,5	18,5	18,4	18,8
O ₂ [mg/l] pintavesi	8,7	8,5	8,3	8,3	8,6
O ₂ [mg/l] 1 m syvyydessä	8,6	8,2	8,0	8,1	8,5
O ₂ [mg/l] 2,2-2,35 m syvyydessä	1,7	1,6	1,6	1,5	1,5
näkösyvyys [m]	0,7	0,7	0,8	0,85	0,7
redox [mV] pintavesi					
redox [mV] 1-1,5 m syvyydessä					
redox [mV] 2,2 m syvyydessä					
sähkönjohtavuus [µS/cm] pintavesi	57	68	63	54	55
sähkönjohtavuus [µS/cm] 2,2-2,35 m syvyydessä	57	69	63	54	55
Gonyostomum semen [solua/l]	980		6 800	220	101 520
P _{tot} [µg/l]	57	41	96	44	37
N _{tot} [µg/l]	630	590	610	510	470
PO ₄ -P [µg/l]	18	10	20	19	10
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	< 5	13	5	< 5	< 5
NH ₄ -N [µg/l]	28	43	25	10	2
a-klorofylli [µg/l]	15	27	7	21	38
alkaliniteetti [mmol/l]	0,111	0,173	0,162	0,097	0,099
Fe [µg/l]	3 800	2 400	2 800	3 500	4 200
Mn [µg/l]	13	120	120	19	74
COD [mg/l]	16	13	16	14	17
väri [mg Pt/l]	180	140	120	160	180

6.8.2012, *5.8.2012					
Suure	ALLAS 1	ALLAS 2	ALLAS 3	ALLAS 4	JÄRVI
pH	6,5	6,8	6,8	6,7	6,5
T [°C] pintavesi	19,5	19,6	19,5	19,5	19,6
T [°C] 1 m syvyydessä	19,5	19,6	19,4	19,5	19,7
T [°C] 2,2-2,35 m syvyydessä	19,4	19,3	19,5	19,1	19,5
O ₂ [mg/l] pintavesi	6,8	8,5	7,7	7	8
O ₂ [mg/l] 1 m syvyydessä	6,7	8,5	7,6	6,9	8
O ₂ [mg/l] 2,2-2,35 m syvyydessä	5,7	7,1	4,8	3,3	7,5
näkösyvyys [m]	0,85	0,75	0,8	0,95	0,75
redox [mV] pintavesi	186*	184*	185*	185*	188*
redox [mV] 1-1,5 m syvyydessä					
redox [mV] 2,2 m syvyydessä	185*	184*	184*	167*	184*
sähkönjohtavuus [µS/cm] pintavesi	60*	79*	56*	67*	96*
sähkönjohtavuus [µS/cm] 2,2-2,35 m syvyydessä	58*	69*	64*	55*	55*
Gonyostomum semen [solua/l]	40	140	2 920	20	4 100
P _{tot} [µg/l]	50	34	91	41	32
N _{tot} [µg/l]	580	520	580	610	480
PO ₄ -P [µg/l]	16	7	16	15	9
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
NH ₄ -N [µg/l]	25	4	4	15	5
a-klorofylli [µg/l]	3,1	20	44	6,3	11
alkaliniteetti [mmol/l]	0,133	0,189	0,180	0,110	0,107
Fe [µg/l]	3 300	1900	2 000	3 100	5 800
Mn [µg/l]	17	120	49	16	65
COD [mg/l]	15	12	13	14	17
väri [mg Pt/l]	160	110	100	140	200

13.8.2012					
Suure	ALLAS 1	ALLAS 2	ALLAS 3	ALLAS 4	JÄRVI
pH	6,8	6,9	7,0	6,9	6,7
T [°C] pintavesi	16,3	16,3	16,3	16,2	16,4
T [°C] 1 m syvyydessä	16,0	16	16,2	16,2	16,1
T [°C] 2,2-2,35 m syvyydessä	15,3	15,2	15,4	15,2	15,2
O ₂ [mg/l] pintavesi	7,9	9,6	9,3	8,1	9,0
O ₂ [mg/l] 1 m syvyydessä	7,8	8,7	8,0	8,0	8,3
O ₂ [mg/l] 2,2-2,35 m syvyydessä	6,4	7,4	6,2	6,0	6,2
näkösyvyys [m]	0,8	0,65	0,65	0,8	0,6
redox [mV] pintavesi					
redox [mV] 1-1,5 m syvyydessä	245	246	248	249	248
redox [mV] 2,2 m syvyydessä					
sähkönjohtavuus [µS/cm] pintavesi	57	66	63	56	54
sähkönjohtavuus [µS/cm] 2,2-2,35 m syvyydessä	57	66	63	56	54
Gonyostomum semen [solua/l]	40 508	44 580	78 710	7 020	29 060
P _{tot} [µg/l]	44	42	73	40	34
N _{tot} [µg/l]	560	590	710	470	500
PO ₄ -P [µg/l]	13	7	13	14	8
NO ₂ -NO ₃ -N [µg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
NH ₄ -N [µg/l]	11	5	3	19	2
a-klorofylli [µg/l]	13	58	51	4,1	11
alkaliniteetti [mmol/l]	0,117	0,183	0,187	0,128	0,104
Fe [µg/l]	4 300	2 600	3 100	3 300	4 700
Mn [µg/l]	35	99	54	24	57
Al [µg/l]	110	70	63	74	140
COD [mg/l]	15	14	14	13	18
väri [mg Pt/l]	180	140	160	160	200

Eläinplankton – äyriäisplanktonin ja rataseläinten kokonaisyksilömäärät

18.7.2012					
	Allas 1	Allas 2	Allas 3	Allas 4	Järvi
<i>Cladocera</i> [yks/l]	81,32	12,63	0,39	76,71	21,45
<i>Copepoda</i> [yks/l]	72,5	10,92	11,18	61,58	111,97
Crustacea yht. [yks/l]	153,82	23,55	11,58	138,29	133,42
Rotatoria [yks/l]	5,26	13,68	6,38	14,21	361,05
3.8.2012					
	Allas 1	Allas 2	Allas 3	Allas 4	Järvi
<i>Cladocera</i> [yks/l]	12,11	0,72	0,13	2,96	19,08
<i>Copepoda</i> [yks/l]	69,87	9,41	111,05	43,82	41,58
Crustacea yht. [yks/l]	81,97	10,13	111,18	46,78	60,66
Rotatoria [yks/l]	61,58	8,62	38,49	1,05	152,24
13.8.2012					
	Allas 1	Allas 2	Allas 3	Allas 4	Järvi
<i>Cladocera</i> [yks/l]	16,32	2,37	2,89	16,58	6,45
<i>Copepoda</i> [yks/l]	27,3	23,22	254,41	36,05	25,53
Crustacea yht. [yks/l]	43,62	25,59	257,3	52,63	31,97
Rotatoria	6,58	25	59,8	3,68	57,5