



TEKNILLINEN TIEDEKUNTA

**Järveen purkautuvan pohjaveden laadun ja määrän
vaikutus Puruveden lahtien vedenlaatuun ja
vesitaseeseen**

Janne Uusitalo

YMPÄRISTÖTEKNIikka

Diplomityö

Helmikuu 2019



TEKNILLINEN TIEDEKUNTA

Järveen purkautuvan pohjaveden laadun ja määrän vaikutus Puruveden lahtien vedenlaatuun ja vesitaseeseen

Janne Uusitalo

Ohjaajat: Anna-Kaisa Ronkanen, Pertti Ala-aho

YMPÄRISTÖTEKNIikka

Diplomityö

Helmikuu 2019



TIIVISTELMÄ

OPINNÄYTETYÖSTÄ

Oulun yliopisto Teknillinen tiedekunta

Tutkinto-ohjelma (kandidaatintyö, diplomityö) Ympäristötekniikan tutkinto-ohjelma		Pääaineopinnot (lisensiaatintyö)	
Tekijä Uusitalo, Janne Mikael		Työn ohjaaja yliopistolla TkT Ronkanen A-K, TkT Ala-aho P.	
Työn nimi Järveen purkautuvan pohjaveden laadun ja määrän vaikutus Puruveden lahtien vedenlaatuun ja vesitaseeseen.			
Opintosuunta Vesi- ja yhdyskuntateknikka	Työn laji Diplomityö	Aika Helmikuu 2019	Sivumäärä 118 s., 20 liitettä
Tiivistelmä Tämän diplomityön tarkoituksena oli tutkia purkautuvan pohjaveden vaikutuksia Puruveden lahtialueiden vedenlaatuun ja vesitaseeseen. Puruvesi on Saimaaseen kuuluva oligotrofinen ja pohjavesivaikutteinen suuri järvi, jolle on tyypillistä poikkeuksellinen veden kirkkaus. Puruveden pääaltaan vedenlaatu on todettu pitkäkestoisessa seurannassa erinomaiseksi ja tilanne muuttumattomaksi. Useiden lahtialueiden tila on kuitenkin heikentynyt viime vuosikymmenien aikana. Tämän vuoksi Puruvesi on valittu yhdeksi kohdealueeksi Freshabit LIFE IP -hankkeeseen. Hankkeeseen määritetyt Puruveden pohjavesivaikutteisuuden tutkimukset toteutettiin tämän diplomityön muodossa. Diplomityön kohdealueiksi valikoituivat Enanlahti, Mehtolanlahti, Ristilahti ja Aittolahti. Jokaiselle lahdelle muodostettiin näytteenottolinja, josta vesinäytteitä kerättiin neljä kertaa kesän 2018 aikana. Kukin linja sisälsi järvivesien, huokosvesien sekä pohjavesien havaintopaikkoja. Lahtien ja pohjaveden vuorovaikutteisuutta tutkittiin pääasiassa luonnollisten merkkiaineiden eli veden stabiilien isotooppien (¹⁸O ja ²H) sekä piidioksidin, kalsiumin ja magnesiumin avulla. Pohjaveden vaikutuksia lahtien vedenlaatuun selvitettiin vertailemalla vedenlaatua pohja-, huokos- ja järviveden välillä. Veden laadun parametreina käytettiin muuan muassa fosforin ja typen laajoja analyysejä sekä happea ja rautaa. Purkautuvan pohjaveden vaikutusta vesitaseeseen arvioitiin vain Ristilahdella. Arviointia varten Ristilahdella tehtiin suotautumismittauksia sekä tulouomien virtausmittauksia. Tutkimusten yhteydessä kartoitettiin lisäksi pohjaveden purkautumisalueita koko Puruveden alueella. Enanlahdella ja Mehtolanlahdella pohja- ja huokosvedet olivat hyvälaatuisia, joten vaikutus lahtien vedenlaatuun oli nykyisellään positiivinen ja puhdistava. Punkaharjun vanhalla kaatopaikalla ei havaittu olevan nykyisellään merkittävää rehevöittävää vaikutusta läheisiin lahtiin. Enanlahden valuma-alueella olevan uudemman kaatopaikan vaikutuksia ei puolestaan ole juurikaan tutkittu. Ristilahdella havaittiin kohonneita ravinnepitoisuuksia maatalousalueiden lähistöllä pohja- ja huokosvesistä. Fosforin ja typen havaittiin kulkeutuvan läheisiltä pelloilta lahteen suojavyöhykkeestä huolimatta. Havainnon voi yleistää muihinkin vesistön välittömässä läheisyydessä sijaitseviin peltoihin ja metsähakkuualueisiin, jotka sijaitsevat myös karkearakeisien maalajien alueilla. Ristilahden havaittiin olevan tutkimuskohteista selkeästi pohjavesivaikutteisien, mutta myös vedenlaadultaan huonoin. Aittolahdella pohja- ja huokosvesien vedenlaatu tulisi määrittää kattavammin johtopäätöksiä varten. Suotautumismittausten ja teoreettisten suotautumisvyöhykkeiden skenaarioiden perusteella purkautuvan pohjaveden osuuden arvioitiin olevan pieni Ristilahden vesitaseessa (G index noin 2-10 %). Ristilahden korostuva pohjavesivaikutteisuus johtui pääosin pohjavesivaikutteisten tulouomien välittämistä vesistä. Purkautuvan pohjaveden aiheuttama kuormitus on korkeintaan vain muutaman prosentin luokkaa Ristilahden tulovirtaamien kokonaiskuormituksesta. Hapettomana purkautuvalla pohjavedellä saattaa kuitenkin olla vaikutusta lahtien sisäiseen kuormitukseen, sillä sedimentin fosforivarastot ovat mittavat ja pieniä redoxpotentiaalien arvoja on mitattu sedimenttitutkimusten yhteydessä. Tutkimuksen perusteella pohjaveden laatu ei ole heikentynyt laajamittaisesti Puruveden alueella. Ravinnepitoisempia pohjavesiä on havaittu vain hyvin paikallisesti maatalous- ja metsähakkuualueiden lähistöllä. Pohjaveden vaikutus Puruveteen on siten valtaosin puhdistava. Pohjaveden puhdistava vaikutus on heikentynyt tai muuttunut rehevöittäväksi vain paikallisesti tietyillä alueilla riippuen ihmistoiminnasta, pohjaveden purkautumisen voimakkuudesta ja vallitsevista happiolosuhteista. Diplomityöstä saatuja tuloksia ja tietoja voidaan käyttää esimerkiksi tulevissa pohjavesimallinnuksissa, vesiensuojelun suunnittelussa valuma-alueilla, yleisinä vedenlaatuaineistoina sekä pohjavesialueiden E-luokituksen perustana. Lisäksi kattava isotooppihydrologian analyysi tarjoaa laajan aineiston ja luotettavan vertailukohdan muille Suomessa tehtäville tutkimuksille.			
Muita tietoja			

ABSTRACT FOR THESIS

University of Oulu Faculty of Technology

Degree Programme (Bachelor's Thesis, Master's Thesis) Degree Programme in Environmental Engineering		Major Subject (Licentiate Thesis)	
Author Uusitalo, Janne Mikael		Thesis Supervisor D.Sc. Ronkanen A-K, D.Sc. Ala-aho P.	
Title of Thesis The impacts of quality and magnitude of groundwater discharge into the water quality and water budget of selected gulfs at lake Puruvesi.			
Major Subject Water and civil engineering	Type of Thesis Master's thesis	Submission Date February 2019	Number of Pages 118 p., 20 App.
Abstract The aim of this study was to investigate the impacts of groundwater discharge into the water quality and water budget of the selected gulf areas of Lake Puruvesi. Puruvesi is an oligotrophic and groundwater dependent great lake which belongs to the Saimaa water system. Exceptional water clearness is typical for Puruvesi. In the long-term monitoring, the water quality of major lake basin has been established excellent and situation as stabile. However, the status in several gulf areas has been weakened during the last decades. Therefore, Puruvesi has been chosen as a one target area for Freshabit LIFE IP -project. The studies of groundwater - surface water interactions in lake Puruvesi, that was determined as one task in original project plan, was implemented by this master's thesis. Enanlahti, Mehtolanlahti, Ristilahti ja Aittolahti were chosen as a target gulf area for this study. So called sampling line was formed for each gulf. Water samples were taken from lake water, groundwater and pore water inside the lake bed in each sampling line. Sampling was repeated four times during the summer 2018. Groundwater - surface water interactions were investigated mainly by natural environmental tracers. Water stable isotopes (^{18}O ja ^2H), silicon dioxide, calcium and magnesium were used as a tracer in this study. The impacts of groundwater discharge into the water quality of these gulfs was investigated by comparing the water quality between lake water, groundwater and pore water. Wide analysis of phosphorus and nitrogen as well as oxygen and iron were the main analytics for this comparison. The impacts of groundwater discharge into a water budget was evaluated only in Ristilahti. Seepage measurements through the lake bed and flow measurements from incoming channels were executed for water budget evaluation in Ristilahti. Furthermore, groundwater discharge zones were surveyed at the whole Puruvesi area during this study. In Enanlahti and Mehtolanlahti study sites, groundwaters and pore waters were of good quality without any high concentrations of nutrients. Therefore, the impacts into the lake water were clearly positive at present state in those study sites. Besides, the Punkaharju's old landfill site was not found to have any significant eutrophic effect on nearby gulfs. On the other hand, the impacts of newer Punkaharju landfill area, that is in the Enanlahti catchment, has not been investigated at all so far. Raised concentrations of nutrients were observed from pore and groundwaters near the Ristilahti where agriculture areas are located nearby shoreline. Phosphorus and nitrogen were observed to drift from adjacent fields to the gulf despite the narrow protection zone. That observation can be generalized to all other regions where agriculture and clearcutting areas are in the immediate vicinity of the water bodies with the presence of coarse-grained land. Ristilahti was observed to be the most groundwater dependent target area of this study. On the other hand, water quality of Ristilahti was the worse of study sites. In Aittolahti, groundwater and pore water quality should be determined more comprehensively to make reliable conclusions. In a water budget of Ristilahti, the groundwater discharge was evaluated to have only a small portion of all incoming inflows based on the seepage measurements and theoretical seepage zones (G index only approximately 2-10%). The highlighted groundwater dependency of Ristilahti was mainly derived from groundwater dependent streams. The nutrient load from direct groundwater discharge to the gulf was estimated to be only a few percent of total incoming nutrient load. However, groundwater discharging with very low concentration of oxygen may have an impact on the internal load of the gulf. The phosphorus storage of the sediment has been established to be massive and small redox potential values have been observed during the sediment research. Based on this study, groundwater quality has not weakened extensively in the Puruvesi area. More nutrient-rich groundwaters has been observed only very locally in the vicinity of agricultural and forest clearcutting areas. Therefore, the impact of groundwater into a Puruvesi is predominantly positive and detergent. This detergent effect has become weaker or changed to negative only locally in particular regions depending the human activity, the magnitude of groundwater discharge and existing oxygen conditions. The results and knowledge obtained from this thesis can be used for instance in the design of water protection in catchment areas, as general water quality materials and as the basis for groundwater E-classification. Besides, comprehensive analysis of isotopic hydrology provides extensive material and reliable reference point for other studies in Finland.			
Additional Information			

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on toteutettu Etelä-Savon ELY-keskukselle huhtikuun 2018 ja helmikuun 2019 välisenä aikana osana Freshabit LIFE IP Puruvesi -hanketta. Projektin tarkoituksena oli toteuttaa Puruveden pohjavesivaikutteisuuden tutkimukset, jotka olivat aloitettu alun perin vuonna 2016, mutta jääneet kesken henkilöstön vaihdosten myötä. Projektin uudelleen käynnistyttyä suunnitelmat ja menetelmät päivitettiin.

Osoitan kiitokset Etelä-Savon ELY-keskukselle tästä hienosta diplomityöpaikasta sekä loistavista edellytyksistä laajan tutkimuksen suorittamista varten. Hankkeen rahoituksesta kiitokset osoitan Etelä-Savon ELY-keskuksen lisäksi myös Maa- ja vesitekniikan tuki ry:lle. Kiitän koko ELY-keskuksen ystävällistä henkilökuntaa avustuksesta kaikissa järjestelyissä ja erityisesti Pekka Sojakkaa, Panu Rantaa, Juha Maarasta sekä Nina Nenosta kaikesta käytännön opastuksesta. Erityiskiitos Enni Huotarille, joka mahdollisti kenttätöiden intensiivisen läpiviennin suurella työpanoksellaan toimiessaan Etelä-Savon ELY:n Freshabit-harjoittelijana.

Työn varsinaisina ohjaajina toimivat Anna-Kaisa Ronkanen ja Pertti Ala-aho Oulun yliopistolta, joille kuuluvat kiitokset kaikesta ohjaamisesta ja asiantuntemuksesta. Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusyksikölle yleisesti suuret kiitokset työtilasta, kalustosta, ystävällisyydestä sekä mahdollisuudesta perehtyä isotooppikoostumusten määrittämiseen Picarro-analysaattorilla. Pro Puruvesi ry:n Reijo Jantuselle kuuluvat kiitokset sadannan kuukausinäytteiden toimittamisesta sekä yleisesti Puruveden vesiensuojelun edistämisestä. Savonlinnan Rambollin toimistolle ja erityisesti Anneli Makkoselle kiitokset erityisen joustavasta näytteiden vastaanotto- ja välityspalvelusta. Vedenlaadun analysoinnista kiitokset kuuluvat Eurofins Environment Testing Finland Oy:n Lahden laboratoriolle. Omille vanhemmilleni osoitan kiitokset yleisestä tuesta sekä tilojen käytöstä tutkimuslaitteiden varastointiin ja työstämiseen. Avovaimoani Heidiä kiitän kaikesta tuesta ja välittämisestä yhteisten vuosien aikana. Suuret kiitokset kuuluvat myös opiskelukavereilleni näistä mukavista vuosista ja tuesta opinnoissani.

Oulussa, 24.02.2019

Janne Uusitalo



Hanke on saanut rahoitusta Euroopan unionin LIFE-ohjelmasta. Aineiston sisältö heijastelee sen tekijöiden näkemyksiä, eikä Euroopan komissio tai EASME ole vastuussa aineiston sisältämien tietojen käytöstä.

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ	3
ABSTRACT	4
ALKUSANAT	5
SISÄLLYSLUETTELO	6
MERKINNÄT JA LYHENTEET	9
1 Johdanto	7
2 Teoria	9
2.1 Suomen vesivarat	9
2.2 Pohjavesien hydrologia	9
2.2.1 Pohjaveden muodostuminen ja pohjavesialueet	10
2.2.2 Pohjaveden virtaus ja hydraulinen gradientti	12
2.2.3 Pohjaveden kemiallisen koostumuksen perusta.....	15
2.2.4 Pohjaveden laatu	17
2.3 Järvien hydrologia ja prosessit	18
2.3.1 Järvien määrittely ja vesitase	18
2.3.2 Järviekosysteemin ympäristötekijät ja biologiset prosessit	19
2.4 Järvien vedenlaatu ja luokittelu.....	21
2.4.1 Happi, hiilidioksidi ja happamuus	22
2.4.2 Fosfori ja typpi.....	23
2.4.3 Orgaaniset ainekset ja humusyhdisteet	23
2.4.4 Muut liuenneet kasviravinteet ja hivenaineet	24
2.4.5 Vesien luokittelu	24
2.5 Järvien- ja pohjavesien vuorovaikutus	27
2.5.1 Virtaussysteemit	27
2.5.2 Vuorovaikutusmekanismi.....	29
2.5.3 Purkautumisvyöhykkeet	30
2.5.4 Menetelmät vuorovaikutteisuuden todentamiseen ja mittaamiseen	31
2.6 Isotooppihydrologia	33
2.6.1 Fraktioituminen.....	34
2.6.2 Sadannan isotooppikoostumus.....	35
2.6.3 Pohjavesien isotooppikoostumus.....	36
2.6.4 Merkkiaineena pohja- ja pintaveden vuorovaikutteisuuden tutkimuksissa	37
3 Tutkimusalue.....	39
3.1 Puruvesi.....	39

3.2 Tutkitut lahdet	41
3.2.1 Enanlahti	42
3.2.2 Mehtolanlahti	43
3.2.3 Ristilahti	44
3.2.4 Aittolahti	46
4 Tutkimusmenetelmät	48
4.1 Purkautumisvyöhykkeiden kartoitukset Puruvedellä	48
4.2 Näytteenotto	50
4.2.1 Pohjavesinäytteenotto	52
4.2.2 Pintavesinäytteenotto	54
4.2.3 Huokosvesinäytteenotto	54
4.2.4 Sadannan kuukausinäytteet	56
4.3 Isotooppisuhteiden analysointi	57
4.4 Suotautumismittaukset Ristilahdella	58
4.5 Teoreettisen suotautumisvyöhykkeen arviointi Ristilahdella	62
4.6 Virtaamamittaukset	64
4.7 Sadanta- ja haihdunta-aineistot	66
5 Tulokset ja tulosten tarkastelu	67
5.1 Veden stabiilit isotoopit	67
5.1.1 Sadannan isotooppikoostumus	67
5.1.2 Pohjavesien isotooppikoostumus	68
5.1.3 Pintavesien isotooppikoostumus	71
5.2 Kohdelahtien vedenlaatu	76
5.3 Pohjaveden laatu Puruveden ympäristössä.	78
5.4 Pohjaveden vaikutukset kohdelahtiin	82
5.4.1 Enanlahti ja Punkaharjun vanha kaatopaikka	82
5.4.2 Mehtolanlahti	84
5.4.3 Ristilahti	86
5.4.4 Aittolahti	87
5.5 Merkkiaineiden vertailu pohjavesivaikutteisuuden tutkimuksessa	89
5.6 Suotautumismittaukset	92
5.7 Ristilahden vesitaseen arviointi	93
5.7.1 Teoreettinen suotautumisvyöhyke ja pohjaveden purkautuminen	95
5.7.2 Suotautuvan pohjaveden määrä	96
5.7.3 Suorasadanta	97
5.7.4 Virtaamat	97

5.7.5 Haihdunta.....	98
5.7.6 Vesitaseen arviointi ja vaikutus vedenlaatuun.....	98
5.7.7 Vesitasetarkastelun epävarmuudet.....	99
6 Johtopäätökset.....	102
7 Yhteenveto	108
Lähdeluettelo.....	111

LIITTEET:

Liite 1: Kuva Puruveden valuma-alueen maanperätiedoista.

Liite 2: Kuva Puruveden valuma-alueen maankäytöstä.

Liite 3: Kuva Puruveden lähialueen Natura 2000 –alueista.

Liite 4: Kuva vesien korkotiedoista Viinavaara-Tahvananmäen pohjavesialueella.

Liite 5: Kuva Enanlahden ympäristön avohakkuualueista vuosilta 2010-2018.

Liite 6: Kuva Puruveden itäosien avohakkuualueista vuosilta 2010-2018.

Liite 7: Taulukko sadenäytteiden tiedoista ja isotooppituloksista.

Liite 8: Taulukko pohjavesinäytteiden tiedoista ja isotooppituloksista.

Liite 9: Taulukko Enanlahden ja Mehtolanlahden havaintopaikoista ja isotooppituloksista.

Liite 10: Taulukko Ristilahden ja Aittolahden havaintopaikoista ja isotooppituloksista.

Liite 11: Taulukko Ristilahden uomien havaintopaikkojen tiedoista ja isotooppituloksista sekä alustavan huokosvesinäytteenoton tuloksista.

Liite 12: Taulukko vuonna 2016 Puruvedeltä otettujen isotooppinäytteiden tuloksista.

Liite 13: Taulukko Oulun yliopiston ja Jyväskylän yliopiston vuoden 2017 Puruveden isotooppinäytteiden tuloksista.

Liite 14: Taulukko pohjavesinäytteiden vedenlaadun tuloksista.

Liite 15: Taulukko Enanlahden ja Mehtolanlahden järvivesinäytteiden tuloksista.

Liite 16: Taulukko Ristilahden ja Aittolahden järvivesinäytteiden tuloksista.

Liite 17: Taulukko Enanlahden ja Mehtolanlahden huokosvesinäytteiden tuloksista.

Liite 18: Taulukko Ristilahden ja Aittolahden huokosvesinäytteiden tuloksista.

Liite 19: Taulukko Ristilahden uomien vedenlaadun tuloksista.

Liite 20: Taulukko suotautumismittausten tiedoista.

MERKINNÄT JA LYHENTEET

^2H	deuterium, vety-2 -isotooppi
^3H	tritium, vety-3 -isotooppi
^{18}O	happi-18 -isotooppi
ΔS	varaston muutos vesitaseessa
$\delta^2\text{H}$	deuteriumin isotooppisuhde (delta-arvo)
$\delta^{18}\text{O}$	happi-18 isotooppisuhde (delta-arvo)
λ	vesistön ja akviferin välisen suotautumisvyöhykkeen ominainen leveys
Φ	suotautuvan veden vuo
A	pinta-ala
COD _{mn}	kemiallinen hapenkulutus (engl. chemical oxygen demand)
c	pohjaveden ja pintaveden välissä olevan rajapinnan virtausvastus
DIC	liuennut epäorgaaninen hiili (engl. dissolved inorganic carbon)
DOC	liuennut orgaaninen hiili (engl. dissolved organic carbon)
d, d-excess	deuteriumin ylimäärä (engl. deuterium excess)
dh/ds	hydraulinen gradientti
E	haihdunta, evaporaatio
ESA ELY	Etelä-Savon Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
G	maanalainen virtaama
GMWL	global meteoric water line
g	gravitaatiovakio eli maan vetovoiman kiihtyvyys (9,81 m/s ²)
HaPa E3118	Haukiharju-Palaneenkangas PEH-putki, E3118 (pohjavesiputki)
HaPa E3218	Haukiharju-Palaneenkangas PEH-putki, E3218 (pohjavesiputki)
h	hydraulinen korkeus
K	hydraulinen johtavuus
KuKa	Kulleri kaivo (pohjavesikaivo)
LMWL	local meteoric water line
Met 100	Metelinharju, 100 (pohjavesikaivo)
P	sadanta
PAi	Puruvesi Aittolahti (havaintopaikan lyhenne)
PEn	Puruvesi Enanlahti (havaintopaikan lyhenne)
PEn K1	Enanlahti, K1 (pohjavesikaivo)
PMe	Puruvesi Mehtolanlahti (havaintopaikan lyhenne)

PMe K1	Mehtolanlahti, K1 (pohjavesikaivo)
POK ELY	Pohjois-Karjalan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
POVET	pohjavesitietojärjestelmä (Hertta-järjestelmässä)
PRi	Puruvesi Ristilahti (havaintopaikan lyhenne)
PRi Kaivo	Purujärvi kaivo (pohjavesikaivo)
PVK P-1	Punkaharjun vanha kaatopaikka, P-1 (pohjavesiputki)
PVK P-11	Punkaharjun vanha kaatopaikka, P-11 (pohjavesiputki)
Q	uoman virtaama
R ²	Regressionanalyysin hyvyttä kuvaava parametri muuttujien välisestä selityksasteesta
Rai 6A/02	Raikuu, 6A/02 (pohjavesiputki)
Saka 2/02	Salokylän kaivonpaikkatutkimus, 2/02 (pohjavesiputki)
Sapo 104	Salokylän pohjavesitutkimus, 104 (pohjavesikaivo)
SiO ²	piidioksidi, silikaatti
SMOW	Standard Mean Ocean Water, alkuperäinen merivesistandardi veden stabiilien isotooppien määrittämisessä
SYKE	Suomen ympäristökeskus
T	transmissiviteetti
TIC	epäorgaaninen kokonaishiili (engl. total inorganic carbon)
TOC	orgaaninen kokonaishiili (engl. total organic carbon)
t _a	vuoden keskilämpötila maanpinnalla
V	tilavuus
VEMALA	koko Suomen kattava ravinnekuormitusmalli vesistöille
Vesla	pintavesien tilan tietojärjestelmän vedenlaatuosio (Hertta-järjestelmässä)
Vii E0813	Viinavaara, E0813 (pohjavesiputki)
VSMOW	Vienna Standard Mean Ocean Water, kansainvälinen merivesistandardi veden stabiilien isotooppien määrittämisessä
v _s	suotautumisnopeus
x	etäisyys rantaviivasta
z	pohjaveden asemakorkeus

1 JOHDANTO

Työn tarkoituksena oli selvittää pohjaveden vaikutusta Puruveden lahtialueiden vedenlaatuun sekä arvioida pohjaveden roolia Ristilahden vesitaseessa. Lisäksi työssä kartoitettiin pohjaveden purkautumispaikkoja valituilla lahtialueilla, selvitettiin purkautumismekanismeja ja tuotettiin uutta tietoa Puruveden alueen pohjavesimallinnuksen tarpeisiin.

Puruvesi on Saimaaseen kuuluva oligotrofinen ja ekologiselta tilaltaan pääosin erinomaisessa kunnossa oleva järvi Etelä-Savon ja Pohjois-Karjalan maakunnissa (kuva 1). Puruvedelle ominaista on poikkeuksellinen veden kirkkaus ja pääosin erinomainen veden laatu. Useiden lahtialueiden tila on kuitenkin heikentynyt viime vuosikymmeninä, minkä vuoksi Puruvesi on yhtenä kohdealueena Freshabit LIFE IP –hankkeessa. Freshabit LIFE IP on seitsemän vuotta kestävä (2016–2022) Suomen vesiperinnön säilymistä edistävä hanke. Hankkeen päätavoitteena on Natura 2000 –verkostoon kuuluvien vesialueiden monimuotoisuuden ja ekologisen tilan kohentaminen. (Metsähallitus 2018) Freshabit LIFE IP:n teemoja ovat valuma-aluehallinnus, virtavesien elinympäristökunnostukset, järvien elinympäristökunnostukset, toimenpiteiden vaikutuksien seuranta, sisävesiluonnon kartoitus sekä viestintä ja ympäristökasvatus (Metsähallitus 2017). Puruvedellä hankkeen painopiste on käytännön vesiensuojelun toimenpiteissä valuma-alueilla, kuten kosteikkojen rakentamisessa, sekä toimenpiteiden vaikutusten arvioinnissa ja seurantamenetelmien kehittämisessä. Järven alueella suoritetaan myös pienen mittakaavan vesienhoidon toimenpiteitä kuten hoitokalastusta ja vesikasvillisuuden niittoa. Lisäksi Puruvesi on vahvasti mukana hankkeen monissa tutkimuksissa kuten tässä diplomityössä. (Pro Puruvesi ry 2018)

Tässä työssä keskityttiin Puruveden pohjavesivaikutteisiin lahtialueisiin, jotka erosivat valuma-alueiden kuormituksiltaan ja vedenlaadulta toisistaan. Kohdealueiksi valikoituivat Enanlahti, Mehtolanlahti, Ristilahti ja Aittolahti (kuva 1). Näillä lahtialueilla pohjavesivaikutteisuus on ilmeistä niiden geologian perusteella ja se on todennettu myös havainnoimalla sulia rantoja jään päältä. Tyypillisesti järveen purkautuva pohjavesi parantaa vedenlaatua ja näkyy kirkkaana vetenä. Puruveden ympäristössä on epäilty pohjaveden puhdistavan vaikutuksen heikentyneen, tai pohjaveden mahdollisesti jopa vaikuttavan heikentävästi Puruveden tilaan tietyillä alueilla. Tämän hypoteesin mukaan pohjaveden laatu olisi alueellisesti heikentynyt ihmisten toiminnan seurauksena, jolloin

se näkyisi myös Puruveden heikentyneenä vedenlaatuna. Erityisesti lisääntyneen metsätaloustoiminnan on epäilty vaikuttavan pohjavesien laatuun heikentävästi.



Kuva 1. Puruveden kartta (diplomityön kohdealueet korostettu).

Tässä työssä pohjaveden vaikutusta tutkittiin pääasiassa erilaisilla vesinäytteenotoilla ja kenttämittauksilla. Jokaiselle kohdealueelle muodostettiin näytteenottolinja, joista näytteitä otettiin pohjavesiputkista, pohjavesikaivoista rantojen tuntumasta, järven pohjan huokosvedestä sekä lahtien avovedestä useamman kerran kesän 2018 aikana. Pohjavesivaikutteisuutta todennettiin veden stabiilien isotooppien ^{18}O ja ^2H sekä piidioksidin, kalsiumin ja magnesiumin avulla. Vedenlaatua ja sen muutoksia havainnoitiin pohja- ja pintavesien välillä. Vesitaseen arvioinnissa keskityttiin Ristilahden alueelle, missä tehtiin veden suotautumismittauksia lahden pohjan läpi sekä virtaamamittauksia.

2 TEORIA

2.1 Suomen vesivarat

Vesi on olennainen ominaispiirre suomalaisessa maisemassa. Suomen pinta-alasta noin 10 % eli 34 000 km² on sisävesien peittämää. Sisävesien pintavesivarojen kokonaismääräksi on arvioitu noin 230 km³ ja maanalaisiksi vesivaroiksi noin 700 km³. Suomen hydrologiaa määrittelee suuresti se, että sadanta on huomattavasti haihduntaa suurempaa. Valtakunnallisesti vuotuinen sadanta on keskimäärin 500-750 mm ja haihdunta 200-400 mm. Sadannan ja haihdunnan erotuksesta muodostuu valuntaa, jonka suuruus Suomessa on keskimäärin 200-400 mm. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 15-17)

Suomessa on yhteensä 187 888 järveksi luokiteltua vesistöä (>0,5 ha). Näistä tosin 131 876 kpl on vesipinta-alaltaan yhtä hehtaaria pienempiä. Valtavasta lukumäärästä huolimatta Suomen järvien kokonaistilavuus on kuitenkin verrattain pieni, sillä se on vain noin neljäsosa Laatokan vesitilavuudesta. Tämä johtuu järvien pienen keskikoon lisäksi niiden mataluudesta. Suomen järvien keskisyvyys on vain 7,2 m ja maksimisyvyys vain 95 m. Saaria Suomen järvissä on 98 050 kappaletta ja rantaviivan pituus on noin 215 000 km. (Kuusisto 2004, s. 9)

Suomessa pohjavettä esiintyy yhtenäisinä kerrostumina maa- ja kallioperässä lähes kaikkialla. (Britschgi et al. 2018, s. 21) Luokiteltuja pohjavesialueita on Suomessa 5 443 kpl toukokuun 2018 tilanteen mukaan. Näiden yhteenlaskettu pinta-ala on 12 777 km² eli vajaat 4 % Suomen kokonaispinta-alasta. Kaikkien pohjavesialueiden antoisuusavio on yhteensä noin 5,27 miljoonaa m³/d. Pohjavesialueista vedenhankintaa varten tärkeiksi on luokiteltu 1948 kappaletta. (SYKE 2018a)

2.2 Pohjavesien hydrologia

Maanalaiset vedet voidaan jakaa kahteen pääluokkaan. Välittömästi maanpinnan alla on osittain vedellä kyllästynyt vyöhyke, jonka sisältämää vettä voidaan kutsua maavedeksi tai vadoosiksi vedeksi. Tämä kyllästymätön vyöhyke voidaan lisäksi jakaa juurivyöhykkeeseen, välivyöhykkeeseen ja kapillaarivyöhykkeeseen. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 35–36) Kyllästymättömässä kerroksessa maan huokoset ovat tyypillisesti täyttyneet osittain vedellä ja osittain ilmalla huokosvedenpaineen ollessa ilmanpainetta

pienempi. Täysin vedellä kyllästyneessä vyöhykkeessä olevaa vettä kutsutaan pohjavedeksi. Huokoset ovat tässä kerroksessa täyttyneet vedellä ja vedenpaineet ovat vallitsevaa ilmanpainetta suurempia. (Fitts 2002, s. 6) Pohjaveden varastoa hyvin vettä johtavassa maa- tai kallioperässä kutsutaan akviferiksi. Akviferit voivat olla joko vapaita tai paineellisia. Vapaan akviferin tapauksessa pohjaveden pintaa ei salpaa mikään läpäisemätön tai puoliläpäisevä kerrostuma, vaan paine pohjaveden pinnalla on ilmanpaineen suuruinen. Paineellisessa akviferissa jokin vettä läpäisemätön kerrostuma salpaa pohjaveden pinnan ja aiheuttaa siihen ilmanpainetta suuremman paineen. Tällaista salpaavaa kerrostumaa kutsutaan akvitardiksi. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 38–40) Kyllästymättömän ja kyllästyneen maakerroksen rajapintaa kutsutaan pohjaveden pinnaksi. Pohjaveden pinnan yläpuolelle sijoittuva kapillaarivyöhyke lasketaan kuuluvaksi kyllästymättömään vyöhykkeeseen, vaikka se on ominaisuuksiltaan yhtenäinen vedellä kyllästynyt vyöhyke. (Fitts 2002, s. 6)

Maavesi voidaan jaotella viiteen tyyppiin sen sitoutumistavan perusteella. Gravitaatiovesi eli vajovesi (1) käsitetään kyllästymättömässä kerroksessa painovoimaisesti alaspäin liikkuvaksi vedeksi. Kun kaikki vajovesi on poistunut maasta painovoiman vaikutuksesta, kutsutaan jäljelle jäävää vesipitoisuutta kenttäkapasiteetiksi. Suurin osuus tästä jäljelle jääneestä vesimäärästä on kapillaarivettä (2), joka on kiinnittynyt maapartikkeleiden väleihin ja pinnoille kapillaarivoimien avulla. Kapillaarivyöhykkeessä huokoset ovat yleensä kyllästyneet vedellä, mutta ylempänä vain kapeimmat välit ovat vedellä täyttyneitä. Hygroskooppinen- ja adsorptiovesi (3 ja 4) ovat maarakeiden pinnoille sitoutunutta vettä, joka ei ole kasvien käytettävissä. Hygroskooppinen vesi kiinnittyy elektrostaattisten voimien avulla, ja adsorptiovesi tarttuu maarakeisiin niiden välisten veto- ja kiinnitysvoimien avulla. Kidevesi (5) on sitoutunut rakenteellisesti maan mineraaleihin ja sen vapauttaminen onnistuu ainoastaan kuumentamalla. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 30–32)

2.2.1 Pohjaveden muodostuminen ja pohjavesialueet

Sadevesi voi kulkeutua kolmea eri reittiä maanpinnan saavuttaessaan. Osa sadannasta haihtuu, osa muodostaa pintavaluntaa ja loppu täydentää joko pinta- tai pohjavesivarantoja suorasadantana tai imeytymisen kautta. (Mälkki 1999, s. 22) Pohjavettä muodostuu, kun osa sade- tai sulamisvesistä suotautuu maakerrosten lävitse. Keskimäärin noin puolet sadannasta imeytyy maaperään, mutta vain pieni osa siitä päätyy

pohjavedeksi (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 26). Joissakin tapauksissa myös vesistöt muodostavat pohjavettä, kun pintavesi suotautuu niiden pohjien tai reunojen lävitse. Suotautunut vesi tulkitaan pohjavedeksi, kun se on saavuttanut pohjaveden pinnan. (Dingman 2008, s. 325)

Muodostuvan pohjaveden määrään vaikuttavat alueen hydrologiset ja geologiset ominaisuudet, maaston muodot, kasvillisuus sekä ihmistoiminta. Parhaat edellytykset pohjaveden muodostumiselle on tyypillisesti harjujen ja reunamuodostumien alueilla (esim. Salpauselät). Luonnontilaisilla alueilla muodostuvan pohjaveden määrä riippuu pääosin sateen määrästä ja intensiteetistä, haihdunnasta sekä maakerrosten ja kallioperän vedenjohtavuudesta. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 26) Maaston kaltevuus pienentää muodostuvan pohjaveden määrää, sillä se lisää pintavalunnan muodostumista sadannasta. Myös sateen intensiteetin tai keston kasvaessa infiltraatio eli imeytyminen hidastuu kyllästymättömän kerroksen huokosten täytyttyä vedellä. Tällöin sadannasta muodostuu suhteessa enemmän pintavaluntaa. Pohjaveden muodostumista voivat lisäksi vähentää runsas kasvillisuus, sillä evapotranspiraation (kokonaishaihtuminen) vaikutuksesta sadevesi palautuu takaisin ilmakehään.

Rakennetuilla alueilla pohjaveden muodostumisolosuhteet ovat tyypillisesti muuttuneet radikaalisti. Pintojen päällysteet vähentävät veden imeytymistä lisäten pintavaluntaa. (Fitts 2002, s. 6) Rakennettujen alueiden kuten teiden ja rakennusten pinta- ja syväkuivatus heikentävät pohjaveden muodostumisen olosuhteita siten, että suurempi osa sadannasta päätyy suoraan pintavesiin. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 26)

Pohjaveden muodostumisalueeksi voidaan määritellä alue, jossa vedellä on hyvät edellytykset imeytyä maaperään. Maalajin tulee olla siten vähintään hienoa hiekkaa, jonka raekoko on noin 0,2-0,6 mm. Muodostumisalueeseen voidaan sisällyttää myös muita pohjavesialueen osia, jotka selkeästi lisäävät pohjaveden määrää akviferissa. Pohjavesialueet ovat puolestaan rajattu siten, että siihen kuuluvilla alueilla on vaikutusta pohjaveden laatuun tai muodostumiseen kyseisessä akviferissa. Pohjavesialueiden tulee rajoittua yhtenäisiin maaperämuodostumiin, joissa maan tiiviysaste on hyvä. Pohjavesialueet ovat siten aina laajempia kuin varsinaiset muodostumisalueet. Pohjavesialueet luokitellaan vuonna 2015 tulleen lakimuutoksen (1263/2014) mukaisesti 1- ja 2 luokkaan, ja lisäksi ELY-keskukset lisäävät E-luokkaan pohjavesialueet, joiden

pohjavesistä jokin maa- tai pintavesiekosysteemi on selkeästi riippuvainen. (Britschgi et al. 2018, s. 16-17)

2.2.2 Pohjaveden virtaus ja hydraulinen gradientti

Laaja-alaisesti katsottuna pohjaveden pinta mukailee pääosin maastonmuotoja. Maanpinnan yläpuolella pohjaveden pinta liittyy vesistöihin, soihin, vesijättömaihin tai se voi purkautua maan pinnalle muodostaen lähteen tai tihkupinnan. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 26) Pohjaveden pinnankorkeutta havainnoidaan tyypillisesti pohjavesiputkien ja -kaivojen avulla. Vedenpinnan korkoasemaa pohjavesiputkessa- tai kaivossa kutsutaan hydrauliseksi korkeudeksi. Jotta eri kohteiden hydraulisia korkeuksia voitaisiin vertailla, tulee käytettävien pohjavesiputkien ja -kaivojen sijainti ja syvyystieto sitoa samaan korkeus- ja koordinaattijärjestelmään. (Fitts 2002, s. 31-33, 40) Pohjaveden pinnankorkeustietoja varten mittaustarkeyden tulee olla jopa 1-2 cm, mikä edellyttää havaintopaikkojen tarkemittausta tarkkuus-GPS:lla, takymetrillä tai vaaituskojeella. (Rintala & Suokko 2008, s. 33,45). Hydraulisen korkeuden yhtälö (1) voidaan johtaa tunnetusta Bernoullin yhtälöstä, joka kuvaa fluidien virtausten dynamiikkaa (Fitts 2002, s. 31).

$$h = \frac{p}{\rho_w g} + z + \frac{v^2}{2g}, \quad (1)$$

missä h on hydraulinen korkeus [m],
 p on paine [Pa],
 ρ_w on veden tiheys [kg/m³],
 g on gravitaatiovakio eli maan vetovoiman kiihtyvyys (9,81 m/s²),
 z on pohjaveden asemakorkeus [m] ja
 v on virtausnopeus [m/s].

Yhtälön ensimmäistä termiä kutsutaan painekorkeudeksi ja kolmatta termiä nopeuskorkeudeksi. Pohjaveden virtausnopeudet ovat kuitenkin verrattain niin pieniä, että nopeuskorkeutta ei tavallisesti tarkastella hydraulisen korkeuden määrittämisessä. Vapaassa akviferissa myös painekorkeus voidaan jättää tarkastelematta, jolloin hydraulinen korkeus on suoraan pohjaveden asemakorkeus maassa. (Fitts 2002, s. 31-33, 94)

Pohjaveden virtauksen maaperässä aiheuttavat hydraulisten korkeuksien erot. Tätä eroa kutsutaan hydrauliseksi gradientiksi. Vesi virtaa aina gradientin mukaisesti korkeammasta energiatilasta kohti matalampaa eli korkeammasta hydraulisesta korkeudesta kohti matalampaa. Pohjaveden virtausta kuvataan Darcyn lailla (yhtälö 2), jonka mukaan pohjaveden virtaama on suoraan verrannollinen väliaineen hydrauliseen johtavuuteen, hydrauliseen gradienttiin ja maan virtauskentän poikkipinta-alaan. Yhtälön oikealla puolella olevan miinusmerkki kuvaa sitä, että virtauksen suunta on korkeammasta hydraulisesta korkeudesta kohti pienempää eli gradienttia vastaan. (Fitts 2002, s. 30-31, 40)

$$G_s = -K_s \cdot \frac{dh}{ds} \cdot A_v, \quad (2)$$

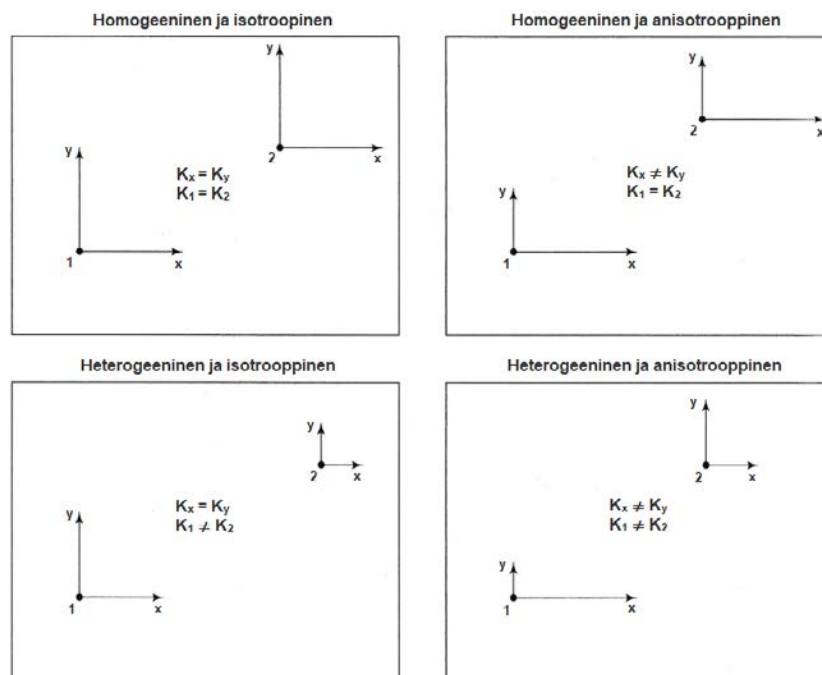
missä G_s on maanalainen virtaama tarkastelusuunnassa [m^3/s],
 K_s on väliaineen hydraulinen johtavuus tarkastelusuunnassa [m/s],
 dh on hydraulisen korkeuden muutos tarkastelupisteiden välillä [m],
 ds on tarkastelupisteiden etäisyys [m] ja
 A_v on virtauskentän poikkipinta-ala [m^2].

Darcyn lakia voidaan soveltaa vain sorassa ja sitä hienojakoisemmissa maalajeissa, koska niitä karkeammassa väliaineessa alkaa virtauksessa esiintyä pyörteisyyttä. Darcyn laki pätee siten vain laminaarisessa virtauksessa. Virtaama tai virtausnopeus, hydraulinen gradientti ja maakerroksen poikkipinta-ala ovat tavallisesti mitattavissa, joten Darcyn lain tyypillinen sovellus on maan hydraulisen johtavuuden määrittäminen. Hydraulisella johtavuudella (K) tarkoitetaan nesteen virtausvastuksen suuruutta huokoisessa väliaineessa. Mitä suurempi on sen arvo, sitä paremmin neste voi virrata. Vaikka hydraulinen johtavuus käsitetään yleisesti väliaineen ominaisuutena, riippuu se myös nesteen tiheydestä ja viskositeetista sekä väliaineen tiiviyydestä. Pohjaveden tapauksessa lämpötila vaikuttaa sen tiheyteen ja viskositeettiin, mikä muuttaa vedenjohtavuutta. Väliaineessa hydraulisen johtavuuden määräävät partikkeleiden koko ja muoto sekä huokoisuus. (Dingman 2008, s. 331) Taulukossa 1 on esitetty tavanomaisimpien maalajien hydraulisia johtavuuksia.

Taulukko 1. Maalajien tyypilliset hydrauliset johtavuudet geoteknisen luokituksen mukaan (Fitts 2002, s. 41).

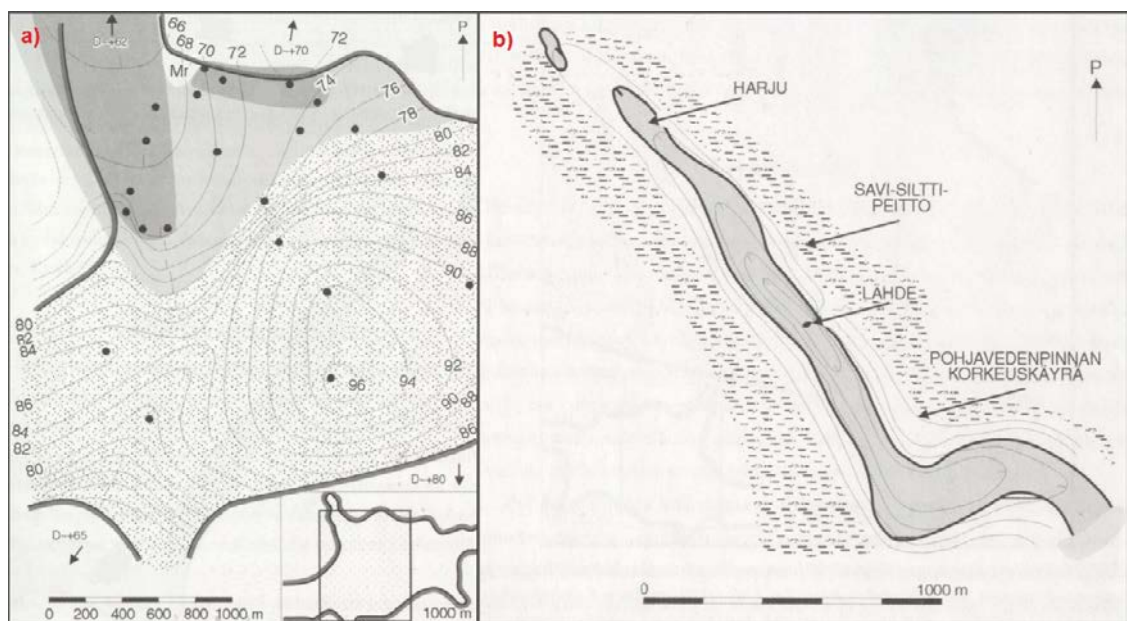
Materiaali	Rakeiden halkaisija (mm)	Hydraulinen johtavuus (m/s)
Sora	2,0...60	$10^{-3}...1$
Hiekka	0,06...2,0	$10^{-6}...10^{-2}$
Siltainen hiekka		$10^{-7}...10^{-3}$
Siltti	0,002...0,06	$10^{-9}...10^{-5}$
Moreenit		$10^{-12}...10^{-6}$
Savi	<0,002	$10^{-12}...10^{-8}$

Hydraulinen johtavuus ei useimmissa tapauksissa ole vakio akviferin sisällä (kuva 2). Maaperää kutsutaan isotrooppiseksi sellaisissa pisteissä, joissa hydraulinen johtavuus on yhtä suuri sekä vertikaalisessa että horisontaalisessa suunnassa. Mikäli K-arvo vaihtelee näiden suuntien välillä, väliaine on anisotrooppinen. Maakerrostuman homogeenisuus puolestaan tarkoittaa sitä, että K-arvot ovat yhtäläisiä kaikissa väliaineen pisteissä. Heterogeenisessä maaperässä hydraulinen johtavuus vaihtelee eri kohdissa väliainetta. (Dingman 2008, s. 332)



Kuva 2. Hydraulisen johtavuuden alueellinen vaihtelevuus maaperässä (mukaillen Dingman 2008, s. 332).

Pohjaveden virtauskuva voi olla joko antikliininen tai synkliininen (kuva 3a ja 3b). Antikliininen pohjavesimuodostuma luovuttaa vettä ympäristöönsä korkeammilta hydraulisen korkeuden alueilta. Synkliininen muodostuma puolestaan kokoaa pohjavettä ympäristöstään. (Mälkki 1999, s. 44) Pohjavedenpinnan korkeuskäyrät muodostavat samalla ekvipotentiaalipintoja eli tasa-arvokäyriä, koska pohjaveden virtauksen voidaan katsoa olevan likimäärin vaakasuoraa. Pohjaveden virtaus tapahtuu aina kohtisuoraan tasa-arvokäyriä vastaan. Ekvipotentiaalipintojen ja tarkkojen alueellisten virtaussuuntien määrittäminen on erittäin monimutkaista ja kallista, koska havaintoputkia tarvittaisiin paljon. Kolmen havaintoputken avulla voidaan kuitenkin määrittää karkea yleiskuva jonkin tietyn alueen pohjaveden virtaussuunnasta. Vedenkorkeustietoina voidaan käyttää myös pintavesien korkoja, mikäli pohjavedenpinta yhtyy pintavesien pintaan. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 37, 45) Kahden vedenkorkeushavainnon avulla saadaan tieto kahden eri pisteen välisestä hydraulisesta gradientista, mutta tarkkaa virtaussuuntaa niiden perusteella ei voida kovin luotettavasti määrittää.



Kuva 3. a) Antikliininen ja b) synkliininen pohjavesimuodostuma tasa-arvokäyriineen (mukaillen Mälkki 1999, s. 45-46).

2.2.3 Pohjaveden kemiallisen koostumuksen perusta

Pohjavesi sisältää erilaisia liuenneita aineita sekä vähäisiä määriä pieniä partikkeleita veteen suspendoituneena. Liuenneet aineet voivat olla joko orgaanisia tai epäorgaanisia. Luontaisesti orgaanisia yhdisteitä esiintyy lähinnä humusyhdisteinä matalissa pohjavesimuodostumissa. Orgaanisten yhdisteiden pitoisuudet tyypillisesti vähenevät

maaperässä syvemmälle mentäessä, koska humus on peräisin maan pintaosissa maatuneesta orgaanisesta aineksesta. Suurin osa liuenneista yhdisteistä on tavallisesti epäorgaanisia. Suurimman osan pohjaveteen liuenneista epäorgaanisista aineista muodostavat kationit Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} ja K^+ , anionit HCO_3^- , Cl^- ja SO_4^{2-} sekä piidioksidi (SiO_2) ja liuennut hiilidioksidi (CO_2). (Fitts 2002, s. 283-290)

Pohjaveden kemialliseen koostumukseen vaikuttavat sadevesien laatu, laskeuma, geologiset tekijät, biologinen aktiivisuus, reaktiot maaperässä, pohjavesien virtaukset ja viipymä, meren läheisyys sekä ihmisten toiminta. Sadevesi on pohjaveden laadullinen lähtökohta ja sen laadun vaikutus voidaan osin havaita myös pohjavesissä. Puhtaan sadeveden pH on luonnostaan 5,5. Tämän sekä ilmakehästä liuenneen hiilidioksidin aikaansaamien reaktioiden vuoksi pohjavesi on luonnostaankin hieman hapanta. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 64-65)

Muodostuvan pohjaveden ominaispiirteet määräytyvät pääosin veden imeytyessä maannoksen lävitse. Maannos on maanpinnan ylin osa, joka on muokkautunut ilmaston kanssa tasapainokseksi maaympäristöksi. Maannokseen kuuluvat maanpinnassa oleva humus- ja karikekerros, vaaleanharmaa uuttumiskerros, rikastumiskerros ja muuttumaton pohjamaa. Humuksen hajoaminen maan pintakerroksessa kuluttaa vajovesien happea ja samalla muodostuu happovaikutusta aiheuttavia OH^- ja COOH^- -ryhmiä. Lisäksi humuksen hajoamisessa syntynyttä hiilidioksidia liukenee veteen. Osa liuenneista mineraaleista kuten natrium, magnesium, silikaatti ja kalium jäävät liukoisina pohjaveteen, mutta metallit rauta, mangaani ja alumiini voivat hapettua ja saostua rikastuskerroksessa, mikäli happitilanne on riittävän hyvä. Happipitoisuuden ollessa alhainen myös nämä aineet päätyvät liukoisina pohjaveteen. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 66-69)

Maan- ja kallioperän rakenteella, koostumuksella sekä rakeisuus- ja huokoisuusominaisuuksilla on omat vaikutuksensa pohjaveden koostumukseen. Vaikuttamisen mekanismit liittyvät pohjaveden viipymään, reaktiopinta-alaan sekä maasta ja kalliosta liukeneviin mineraaleihin. Yleisesti mitä suurempi pohjaveden viipymä on, sitä enemmän siihen on ehtinyt liukenemaan eri aineita. Kivilajeista rapautuvimmat aiheuttavat suurimmat vaikutukset pohjavesiin. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 70-72) Suomen olosuhteissa geologisten tekijöiden vaikutukset ovat parhaimmin

havaittavissa karbonaatti-, silikaatti- ja kalkkikivipitoisilla alueilla sulfaattirikkaissa maaperissä (Mälkki 1999, s. 110-111).

2.2.4 Pohjaveden laatu

Pohjaveden happipitoisuus vaikuttaa moniin vedenlaadun parametreihin ja siten se on usein yhtenä avaintekijänä arvioitaessa pohjaveden laatua. Pohjaveden happipitoisuuteen vaikuttavat pohjaveden muodostumisen runsaus, virtausolosuhteet sekä happea kuluttavat prosessit maan päällä, maannoksessa ja kyllästyneessä vyöhykkeessä. Happipitoisuus yleisesti vähenee syvemmillä maaperässä. Pohjavedellä kyllästyneen vyöhykkeen olosuhteet ovat joko pelkistävät tai hapettavat riippuen happipitoisuudesta. Happipitoisuuden vaikutukset kulminoituvat siten enimmäkseen ioneihin, joilla on kyky pelkistyä tai hapettua helposti. Näitä ovat esimerkiksi pohjavesistä usein analysoitavat rauta ja mangaani sekä typpiyhdisteet nitriitti, nitraatti ja ammonium. Happipitoisuus vaikuttaa näiden aineiden sekä useiden muiden metallien ja puolimetallien yhdisteisiin sekä esiintymismuotoon (liukoisena vai kiinteänä aineena). Tilastojen perusteella on havaittu, että rauta ja mangaani esiintyvät pohjavedessä huomattavasti suurempina pitoisuuksina, kun happipitoisuus laskee alle 3 mg/l. (Mälkki 1999, s. 112-115) Happipitoisuuden lisäksi pH on toinen oleellinen tekijä pohjavedessä tapahtuvissa hapettumis-pelkistymisreaktioissa (Domenico & Schwartz 1998, s. 276).

Veden kovuus on perinteisesti käsitetty saippuan vaahtoamiskykyä kyseisessä vedessä. Kovuus riippuu siten rasvahappoja saostavien kationien määrästä (esim. Ca, Fe, Mn, Mg, Sr ja Zn). Kalsium- ja magnesiumpitoisuudet määräävät veden kovuuden, koska niiden pitoisuudet ovat huomattavasti suurempia kuin muiden kovuutta aiheuttavien kationien. Kalsium esiintyy tyypillisesti kaikkein suurimpina pitoisuuksina, joten sen vaikutus kovuuteen on suurin. Tämän vuoksi pohjaveden kovuuden voi havaita kattiloihin saostuvana kalkkina. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 78-79; Fitts 2002, s. 286)

Pohjaveden laatua voidaan pääsääntöisesti analysoida käyttämällä vastaavia parametrejä kuin pintavesissäkin (kts. kpl. 2.4). Aineiden alkuperä, esiintymismuodot, reaktiot ja aineensiirron mekanismit voivat kuitenkin hyvin erilaisia johtuen erilaisesta ympäristöstä. Pohjavesissä kiintoainepitoisuudet analysoidaan tavallisesti liukoisina pitoisuuksina (TDS), koska halkaisijaltaan yli 45 µm:n partikkeleita esiintyy hyvin vähän pohjavedessä (Fitts 2002, s. 283). Tämä periaate pätee myös muihin aineisiin kuten metalleihin, sillä partikkelimaisessa muodossa olevat aineet eivät virtaa huokoisissa

väliaineessa, kun partikkelikoko ylittää huokosten koon. Myös mikrobit voivat kulkeutua maaperässä, vaikka ne pidättyvätkin valtaosin ylimpiin maakerrokseen (Pedley et al. 2006)

Pohjaveden laatu yleisesti vaihtelee, mutta sitä heikentävät tekijät ovat pääsääntöisesti seurausta ihmisten toiminnasta. Niihin kuuluvat tyypillisimmin vuotavat kemikaali- ja polttoainesäiliöt, kaatopaikat, maataloudessa ja metsätaloudessa käytettävät myrkyt ja lannoitteet, metsähakkuut, teiden suolaus, jätevesien imeytyskentät, jätevesijärjestelmien vuodot, kaivostoiminta, puun kyllästysaineet, turkistarhaus ja liikenteen erilaiset päästöt. (Fitts 2002, s. 340-342; Mälkki 1999, s. 123) Typen ja fosforin kohonneet pitoisuudet pohjavedessä ovat useimmiten seurausta maa- tai metsätalouden toimenpiteistä, kuten lannoituksista, maanmuokkauksista, ojituksista ja metsähakkuista. Joissakin tapauksissa ravinteet saattavat olla peräisin myös yhdyskuntien tai teollisuuden jätevesijärjestelmistä. (Domenico & Schwartz 1998, s. 349) Metsähakkuiden yhteydessä ravinteiden huuhtoutuminen pohjaveteen voi lisääntyä, kun ravinteita pidättävää maan pintakerrosta muokataan (Joensuu et al. 2012 s. 21). Pohjaveden kohonneet kloridipitoisuudet ovat peräisin vanhoilta tai nykyisiltä merialueilta, tiesuolauksesta, jätevesistä tai torjunta-aineista (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 87).

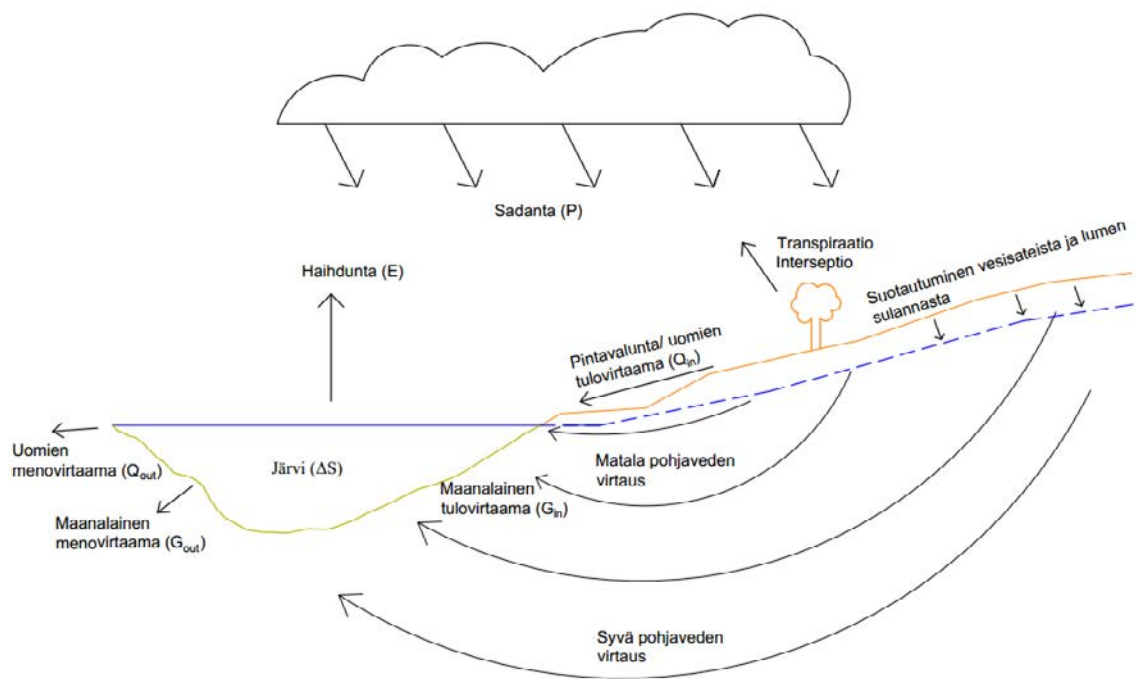
2.3 Järvien hydrologia ja prosessit

2.3.1 Järvien määrittely ja vesitase

Pintavedet ovat osa veden hydrologista kiertoa (kuva 4). Järvet, joet ja purot toimivat mantereiden pintavesivarastoina. Järvi voidaan määritellä veden osittain tai kokonaan täyttämäksi painanteeksi, jossa vedenpinta on normaalitilanteessa samassa tasossa koko vesialueella. Järven tilavuuden tulee olla suhteessa tulovirtaamaan niin suuri, että suurin osa tulevasta sedimentistä saostuu järvioltaan kohdalla. Järven määritelmään kuuluu usein myös jokin sovittu minimipinta-ala, kuten Suomessa aikoinaan käytetty 0,5 hehtaaria. Järviin kuten muihinkin pintavesiin vaikuttavat hydrologiset perussuureet eli sadanta, haihdunta ja valunta sekä myös vuorovaikutus pohjaveden kanssa. Järven tai sen osan kuten lahden vesitaseyhtälö voidaan ilmaista yhtälön 3 mukaisesti. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 14, 256, 261)

$$\Delta S = P + Q_{in} + G_{in} - E - Q_{out} - G_{out} \quad (3)$$

missä ΔS on vesialueen varaston muutos,
 P on sadanta,
 Q_{in} on uomien tulovirtaama,
 G_{in} on maanalainen tulovirtaama,
 E on haihdunta,
 Q_{out} on uomien lähtövirtaama ja
 G_{out} on maanalainen lähtövirtaama.



Kuva 4. Järvi osana hydrologista kiertoa.

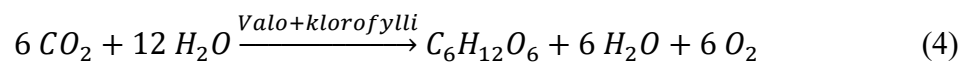
Järviä voi syntyä hyvin monen eri mekanismin johdosta. Lukumäärällä mitattuna suurin osa maailman järvistä on glasiaalisia eli ne ovat syntyneet mannerjäätikön muovaamille alueille. Suomen järvet kuuluvat valtaosin tähän luokkaan. Glasiaalisten järvien ohella toinen maailmanlaajuisesti yleisin järviyyppeä on tektoniset järvet, joissa vesi on täyttänyt maankuoren liikkeiden synnyttämät siirroslinjat ja ruhjevyöhykkeet. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 257) Tektonisia järviä tavataan erityisesti Keski-Afrikan ja Lähi-Idän välisellä alueella. Muita Suomessa havaittavia järviyyppejä ovat pääasiassa antropogeeniset järvet eli tekojärvet sekä meteoriittijärvet. (Särkkä 1996, s.17)

2.3.2 Järviekosysteemin ympäristötekijät ja biologiset prosessit

Vesiekosysteemin toiminta riippuu sekä elottomista eli abioottisista että elollisista eli bioottisista tekijöistä. Elottomiin tekijöihin luetaan fysikaalis-kemialliset tekijät kuten

lämpötila, happamuus, virtaukset, jääpeitteisyys sekä veteen liuenneet tai suspendoituneet aineet kuten ravinteet, kaasut, suolat, mineraalit, orgaaniset yhdisteet ja erilaiset saasteet. Bioottiset tekijät koostuvat kaikista vesiekosysteemissä elävistä organismeista. Molemmat tekijät ovat vuorovaikutuksissa toistensa kanssa. Monet abioottiset tekijät, kuten ravinteet ja lämpötila säätelevät voimakkaasti organismien kasvua ja lisääntymistä. Veden kirkkaus vaikuttaa myös tuotannon vertikaaliseen jakaumaan. Eutrofisissa järvissä tuotanto keskittyy veden pintaosiin, koska valo ei läpäise tummaa vettä kovinkaan syvälle. Bioottiset tekijät puolestaan vaikuttavat esimerkiksi monien vedessä olevien aineiden kuten ravinteiden kiertoon sekä veden happamuuteen. Veden happamuus heikosti puskuroiduissa vesissä riippuu suurelta osin hiilidioksidin määrästä, mihin bioottiset tekijät vaikuttavat tuotannon ja hajotuksen kautta. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 272)

Vesiekosysteemin biologiset prosessit käsittävät tuotannon, kulutuksen ja hajotuksen muodostaman kokonaisuuden. Tuotannolla tarkoitetaan kasvien yhteyttämistä, missä veden sisältämä epäorgaaninen hiili muuttuu kasvien ja levien orgaaniseksi hiileksi. Tuotannon voidaan katsoa tapahtuvan reaktioyhtälön 4 mukaisesti auringon valon ja klorofyllin avulla. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 277, 283)



Kulutuksen saavat aikaan eliöt, jotka käyttävät tuottajien solumassaan sitoutuneen potentiaalienergian hyväkseen. Vesiekosysteemissä kuluttajia on tavallisesti kolmella eri tasolla, joista ylimmällä tasolla ovat ravintoketjun huipulla olevat petokalat, linnut ja hylkeet. Kuluttajiksi luettavien eliöiden kasvu käsitetään myös osaksi tuotantoa. Hajottajat pilkkovat tuotannon ja kulutuksen aikaansaamia orgaanisia yhdisteitä takaisin lähtöaineiksi eli yksinkertaisiksi epäorgaanisiksi yhdisteiksi. Vesiekosysteemin hajottajiin kuuluvat erilaiset heterotrofiset bakteerit, sienet sekä homeet. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 279-280)

Luonnontilaisissa ekosysteemeissä tuotannon, kulutuksen ja hajotuksen välillä vallitsee tasapaino. Tasapaino voi kuitenkin häiriintyä, mikäli ekosysteemin jokin abioottinen tekijä muuttuu. Esimerkiksi ravinnepitoisuuksien nousu ekosysteemissä kiihdyttää tuotantoa. Tuotannon kiihtyminen tarkoittaa vuorostaan lisääntyvää hajotustoimintaa, kun yhä enemmän orgaanista ainetta vajoaa kuollessaan vesistön pohjalle. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 283) Lisääntynyt orgaanisen aineen hajotustoiminta vaatii puolestaan

lisää happea, mikä voi johtaa happikatoon järven pohjan tuntumassa. Happikadon vaikutuksesta hapetus-pelkistysaste eli redoxpotentiaali voi pienentyä siten, että ferriraudan (Fe^{3+}) yhdisteet pelkistyvät ferroyhdisteiksi (Fe^{2+}). Fosfori on sedimentissä usein sitoutuneena rautaan, jolloin myös se muuttuu liukoiseen muotoon fosfaatti-ioniksi (PO_4^{3-}). Tätä reaktiota kutsutaan sisäiseksi kuormitukseksi, ja sen reaktioyhtälö on esitetty yhtälönä 5. Vapautunut fosfaattifosfori on suoraan kasviplanktonin ja vesikasvien käytettävissä, mikä ennestään kiihdyttää rehevöitymistä. Sisäinen kuormitus käynnistyy redoxpotentiaalin laskiessa arvosta +300 mV arvoon +200 mV, jolloin happipitoisuus on tyypillisesti noin 0,1 mg/l. (Särkkä 1996, s. 60-64)



Lämpötilan vaihtelu vuodenaikojen mukaan aiheuttaa järven termiset ominaispiirteet sekä veden kerrostuneisuustilanteet. Kesällä vesipatsas saavuttaa keskilämpötilan maksiminsa. Tällöin järvessä vallitsee kesäkerrostuneisuus, jolloin syväkhöissä järvissä vesipatsas voidaan jakaa päällysveteen, harppauskerrokseen sekä alusveteen. Syksyllä ilman viilentyessä myös veden pintakerros jäähtyy, ja koko vesimassa saavuttaa saman lämpötilan. Tällöin alkaa syystäyskierto, joka sisältää syksyn tiheysmaksimin veden lämpötilan ollessa kauttaaltaan 4,0 °C. Ilman edelleen kylmetessä alkaa jääpeitteen muodostuminen. Talvella jääpeitteen aikaan kerrostuneisuus on käänteinen verrattuna kesäkerrostuneisuuteen. Talvikerrostuneisuudessa vesi on lämpimintä (noin 3-4 °C) pohjassa ja se kylmenee siirryttäessä kohti jään alapintaa, jonka kohdalla on 0-isotermi. Talvella saavutetaan veden keskilämpötilan minimi. Kun keväällä ilman lämpötila nousee nollan yläpuolelle, muodostuu jääpeitteen sekä ala- että yläpintaan nollaisotermi. Jää sulaa tällöin molemmilta puolilta. Jäänlähdon jälkeen talvikerrostuneisuus häviää ja veden pintalämpötila nousee siten, että vesi on jälleen kauttaaltaan yhtä lämmintä. Tämän kevättäyskierron aikana vesi lämpiää noin kahdeksaan celsiusasteeseen, kunnes kesäkerrostuneisuus alkaa jälleen hiljalleen muodostua. (Kuusisto & Seppänen 1986, s. 272; Särkkä 1996, s. 34-35)

2.4 Järvien vedenlaatu ja luokittelu

Pintavedet sisältävät yleisesti pohjavesiä enemmän liuenneita ja suspendoituneita aineita. Pintavesien kemialliseen koostumukseen vaikuttavat valuma-alueelta tuleva kuormitus, vesistön sisäiset prosessit, maaperästä ja pohjasta liuenneet aineet, kaasujen vaihto sekä

laskeuma ilmakehästä ja ihmisten suorat päästöt vesistöihin kuten jätevedet. (Särkkä 1996, s. 50)

2.4.1 Happi, hiilidioksidi ja happamuus

Ilmakehästä veteen liukenevia tärkeimpiä kaasuja ovat happi, hiilidioksidi sekä typpi ja sen yhdisteet. Kaasut siirtyvät pintavesiin joko suoraan kaasuna tai sadeveden mukana. Happea tulee veteen lisäksi vesikasvien fotosynteesin yhteydessä. Happi on vesiekosysteemin avaintekijöitä, sillä tuottajat ja kuluttajat tarvitsevat sitä hengityksessä ja hajottajat hajotustoiminnassa. Järven veden happipitoisuus kuvaa usein järven fysikaalisten ja kemiallisten toimintojen lopputulosta. Kaasujen liukoisuus veteen riippuu vahvasti veden lämpötilasta. Esimerkiksi lämpötilaltaan 5 °C veteen voi liueta 12,77 mg/l happea ja vastaavasti 25 °C veteen 8,26 mg/l happea. Tämän vuoksi happipitoisuuden ohella yleensä ilmoitetaan myös laskennallinen hapen kyllästymisprosentti. (Särkkä 1996, s. 50-52)

Hiilidioksidia päätyy veteen ilmakehästä sekä tuottajien, kuluttajien ja hajottajien hengityksen tuotteiden muodossa. Hiilidioksidi muuttuu veteen liuetessaan hiilihapoksi (H_2CO_3), joka edelleen hajoaa bikarbonaatti (HCO_3^-) ja karbonaatti-ioneiksi (CO_3^{2-}). Toisaalta hiilidioksidia kuluu fotosynteesissä, jossa se on hiilen pääsiällinen lähde. Hiilidioksidipitoisuuksien muutokset ovat siten yleensä päinvastaisia hapen kanssa. Hiilidioksidin yhdisteet käsittävät valtaosan veden sisältämästä epäorgaanisesta hiilestä. Epäorgaanista hiiltä voidaan analysoida kokonaisina (TIC) tai liukoisina pitoisuuksina (DIC). (Särkkä 1996, s. 51; Kuusisto & Seppänen 1986, s. 277)

Pintavesien luontainen happamuus pohjautuu hiilihappotasapainoon eli merkittävin pH-tason säätelijä on hiilidioksidi. Biologiset tekijät vaikuttavat hiilihappotasapainoon muokatessaan epäorgaanista hiiltä orgaaniseksi ja päinvastoin. Humusaineiksilla on myös oma vaikutuksensa ionien suhteellisiin määriin. Erittäin happamat vedet ($\text{pH} < 5$) johtuvat useimmiten sulfaattien esiintymisestä, happosateista tai ihmisten suorista päästöistä. Veden puskurikyky eli alkaliniteetti (ALK) puolestaan riippuu valtaosin bikarbonaatin määrästä. Vaikka alkaliniteetti mittaa ensisijaisesti puskurikykyä, kuvaa se myös epäorgaanisen hiilen määrää. (Särkkä 1996, s. 58-59)

2.4.2 Fosfori ja typpi

Biologisen tuotannon suuruus järvisysteemissä riippuu valon, lämmön, hapen, kasviravinteiden ja hivenaineiden saatavuudesta. Kasviravinteet ovat vesiekosysteemin tuotannon minimitekijöitä silloin kun valoa, lämpöä ja happea on riittävästi saatavilla. Pääkasviravinteita ovat fosfori ja typpi, joista fosfori on usein minimitekijänä verrattain pienien pitoisuuksien vuoksi. Kasviravinteet päätyvät veteen tyypillisesti valuma-alueelta tulevan virtaveden mukana tai suotautumalla läheisestä maaperästä. Ravinteita voi liueta myös vesistön pohjalta etenkin, jos vesistöllä on taipumusta sisäiseen kuormitukseen. Typeä ja typen yhdisteitä liukenee myös suoraan ilmakehästä veteen. Ihmisen toiminnasta johtuen kasviravinteita päätyy vesiin esimerkiksi jätevesien muodossa. (Särkkä 1996, s. 63-64)

Fosfori esiintyy luonnonvesissä liukoisena fosfaattifosforina, liukoisena orgaanisena fosforina sekä partikkelimaisessa muodossa osana sedimenttiä tai sestonia, joka on vedessä keijuvaa orgaanista tai epäorgaanista hiukkasmaista ainesta. Fosfori on luonnonoloissa peräisin fosforipitoisten kivilajien rapautumisesta ja sen pitoisuus luonnonvesissä on yleisesti hyvin pieni. Fosfori ei kulkeudu helposti pohjaveden mukana, vaan adsorboituu helposti maaperän partikkeleiden pinnoille. Fosfori voi kuitenkin esiintyä myös liukoisessa muodossa hapettomuuden vuoksi, jolloin se kulkeutuu pohjavesien mukana. Typpi on pintavesissä enimmäkseen liuenneena kaasuna. Muita liukoisia esiintymismuotoja ovat nitraatti (NO_3^-), nitriitti (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), urea sekä kaikki liuenneet orgaaniset yhdisteet. Ammoniumin esiintyminen on usein seurausta hapen vähydestä, jolloin redoxpotentiaali on pienentynyt arvoihin +400-350 mV. Typeä on sitoutuneena paljon eliöiden valkuaisaineissa, sillä noin 5 % niiden kuivapainosta on typeä. Liukoiset typen yhdisteet liikkuvat hyvin pohjavesien mukana. (Särkkä 1996, s. 64-66)

2.4.3 Orgaaniset ainekset ja humusyhdisteet

Vesistöissä esiintyvän orgaanisen aineksen alkuperä voi olla joko allohtoninen eli muualta peräisin oleva, tai autoktoninen eli itse vesistössä syntynyt. Autoktonista orgaanista hiiltä syntyy hajoamisen yhteydessä, fotosynteesin eritteinä sekä eläimien eritteiden ja ulosteiden muodossa. Orgaaninen aines esiintyy vesistöissä liukoisessa ja partikkelimaisessa muodossa. (Särkkä 1996, s. 71) Näiden muotojen erottimena voidaan

pitää raekokoa 0,45 µm. Kiintoaineeseen (SS) luetaan orgaanisen aineen lisäksi myös partikkelimaiset epäorgaaniset jakeet. (Marttila 2014, s. 4)

Humusyhdisteet muodostavat osan vedessä olevasta orgaanisesta aineksesta. Ne ovat suuria, monimutkaisia ja pitkälle hajonneita hiiliyhdisteitä, jotka syntyvät eliöiden ja niiden eritteiden maatumisprosesseissa. Hiili, happi ja vety muodostavat noin 95 % humuksen alkuainekoostumuksesta. Humusaineet jaotellaan tyypillisesti humushappoihin, fulvohappoihin ja humiineihin ja ne esiintyvät vedessä liukoisina tai kolloidisina. Ne voivat myös saostua kiinteäksi aineeksi esimerkiksi suolapitoisuuden kasvaessa. Humus antaa vedelle kellertävän tai ruskean värin. Tämä väri ja korkeat humuspitoisuudet ovat tunnusomaisia suomalaisille vesistöille, koska maan maapinta-alasta melkein kolmannes on tai on joskus ollut suoaluetta. Humuspitoisuutta analysoidaan erityisesti veden väriluvun (CNR) avulla. Orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuuksia havainnoidaan kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{mn}) ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) avulla. Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) määrä antaa myös hyvän kuvan humuksen määrästä, sillä menetelmässä käytetään 0,45 µm suodatusta. (Särkkä 1996, s. 71-73; Pihlaja 2012, s. 14)

2.4.4 Muut liuenneet kasviravinteet ja hivenaineet

Pintavesissä on lisäksi liuenneena paljon erilaisia aineita, joista useimmat esiintyvät ionisoituneena. Nämä aineet muodostavat veden suolapitoisuuden, jota mitataan tavanomaisesti sähkönjohtavuuden (EC) avulla. Tärkeimpiä vedessä esiintyviä ionisoituneita aineita ovat kasviravinteinakin toimivat kalsium, magnesium, kalium ja natrium, pii, rauta, mangaani ja rikki. Näillä kaikilla on jokin tärkeä tehtävä tuottajien aineenvaihdunnassa tai kasvussa. Tarpeellisia hivenaineita kuten kuparia, sinkkiä ja molybdeeniä on vesistöissä erittäin pieninä pitoisuuksina, mutta ne ovat tärkeitä eliöiden entsyymien toiminnan kannalta. Osa pintavesiin liuenneista aineista on suurina pitoisuuksina myrkyllisiä eliöille kuten kloori, alumiini ja elohopea. (Särkkä 1996, s. 59, 68-70)

2.4.5 Vesien luokittelu

Pintavesien ekologinen tila luokitellaan lähtökohtaisesti biologisten laatutekijöiden mukaan. Järvissä kasviplanktonin, vesikasvien, piilevien, kalojen sekä pohjaeläinten tila arvioidaan ja sitä verrataan olosuhteisiin, jossa eliöstössä ei ole havaittu ihmistoiminnan

vaikutusta. Ekologisen tilan arvioinnissa otetaan huomioon myös fysikaalis-kemiallisia tekijöitä ja hydrologis-morfologisia tekijöitä. Fysikaalis-kemiallisilla tekijöillä tarkoitetaan tässä luokittelussa lähinnä vedenlaatua arvioituna kokonaisravinteiden, pH:n ja näkösyvyyden avulla. Hydrologis-morfologisiin tekijöihin kuuluvat muun muassa järven veden pinnan talvialenema, pinta-alan muutokset, pinnan korkeuden laskut ja nostot sekä vaellusesteet. Pintavesien ekologinen tila luokitellaan viiteen eri luokkaan eri värikoodein: Erinomainen (sininen), hyvä (vihreä), tyydyttävä (keltainen), välttävä (oranssi) ja huono (punainen). Lisäksi pintavesiä voidaan luokitella kemiallisen tilan mukaan, missä parametreina ovat haitallisten ja vaarallisten aineiden pitoisuudet. (Aroviita 2016)

Suomen ympäristökeskuksen vesien yleisessä käyttökelpoisuusluokituksessa pintavesien tilaa kuvataan rehevyyden, humuksen määrän, orgaanisten aineiden kuormituksen, happipitoisuuden, kiintoaineen määrän, ulosteperäisten saasteiden ja muiden vesiluonnolle tai vesien käyttäjille vaarallisten aineiden avulla. Käyttökelpoisuus on jaoteltu viiteen eri luokkaan (I-V). Taulukkoon 4 on koottu tavallisimmat vedenlaadun parametrit, joiden perusteella käyttökelpoisuutta arvioidaan sisävesillä. (Mitikka 2015, s. 4)

Taulukko 2. Raja-arvoja vesien yleistä käyttökelpoisuusluokitusta varten.

	I	II	III	IV	V
Klorofylli-a (µg/l)	< 4	< 10	< 20	20-50	> 50
Kokonaisfosfori (µg/l)	< 12	< 30	< 50	50-100	> 100
Näkösyvyys (m)	> 2,5	1-2,5	< 1		
Sameus (FTU)	< 1,5	> 1,5			
Väriluku	< 50	50-100	< 150	> 150	
Hapen kyllästymisaste päälyysvedessä (%)	80-110	80-110	10-120	40-150	Vakavia happiongelmia

Vesistön rehevöityneisyyttä ja perustuotannon potentiaalia arvioidaan yleensä vesinäytteistä kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi- sekä klorofylli-a -pitoisuuksien avulla. Klorofylli-a -pitoisuudella kuvataan lehtivihreällisten planktonlevien määrää vedessä.

Sen arvo korreloi täysin levämäärän kanssa, joten tulos kuvaa melko tarkasti myös kasviplanktonin biomassan kokonaismäärää. (Oravainen 1999, s. 17-19, 23) Taulukossa 2 on esitetty raja-arvoja eri rehevöityneisyyden asteille kolmen parametrin suhteen. Kokonaisfosforin ja klorofylli-a:n rajat ovat esitetty Oravaisen (1999) mukaan ja kokonaistyyppi Forsberg & Ryding:n (1980) mukaan.

Taulukko 3. Rehevöityneisyyden raja-arvoja.

	Kokonaisfosfori (µg/l)	Kokonaistyyppi (µg/l)	Klorofylli-a (µg/l)
Karu (oligotrofinen)	< 10	< 400	< 4
Lievästi rehevä (mesotrofinen)	10-20	400-600	4-10
Rehevä (eutrofinen)	20-100	600-1500	10-50
Ylirehevä (hypereutrofinen)	>100	> 1500	> 50

Vesistöt voidaan luokitella myös humuspitoisuuden mukaan. Parametreina tässä luokittelussa käytetään tyypillisesti värilukua, näkösyvyyttä ja kemiallista hapenkulutusta. Humuksisuuden raja-arvoja on esitetty taulukossa 3. Väriluvun ja näkösyvyyden arvot ovat Särkän (1999, s. 73) mukaan ja kemiallisen hapenkulutuksen arvo Malinin (2016, s. 4) mukaan.

Taulukko 4. Humuksisuuden raja-arvoja.

	Väriluku (mg Pt/l)	Näkösyvyys (m)	COD _{mn} (mg/l)
Vähähumuksinen (oligohumoosinen)	< 40	> 3,5	< 10
Keskihumuksinen (mesohumoosinen)	40-80	1,25-3,5	10-20
Runsashumuksinen (polyhumoosinen)	> 80	< 1,25	> 20

2.5 Järvien- ja pohjavesien vuorovaikutus

Pohja- ja pintavedet mielletään usein erillisinä komponentteina, mutta todellisuudessa ne muodostavat yhteisen vesivarannon. Pohja- ja pintavesien välillä on fysikaalista, kemiallista ja ekologista vuorovaikutusta. Tämä tarkoittaa sitä, että toisessa vesijakeessa tapahtuvat muutokset esimerkiksi veden määrässä, virtauksissa, vedenlaadussa tai biologisissa prosesseissa voivat vaikuttaa merkittävästi myös toiseen osapuoleen. Pohjavesi on vuorovaikutuksessa kaikentyyppisten pintavesien kuten järvien, lampien, purojen, jokien, merien, lähteiden, kosteikkojen ja soiden kanssa. Pohjaveden integroiminen pintavesien valuma-alueen suunnitteluun on tarpeellista mutta haasteellista, koska pohja- ja pintavesien valuma-alueet eivät välttämättä vastaa toisiaan. (Winter et al. 1998, s. 1-5)

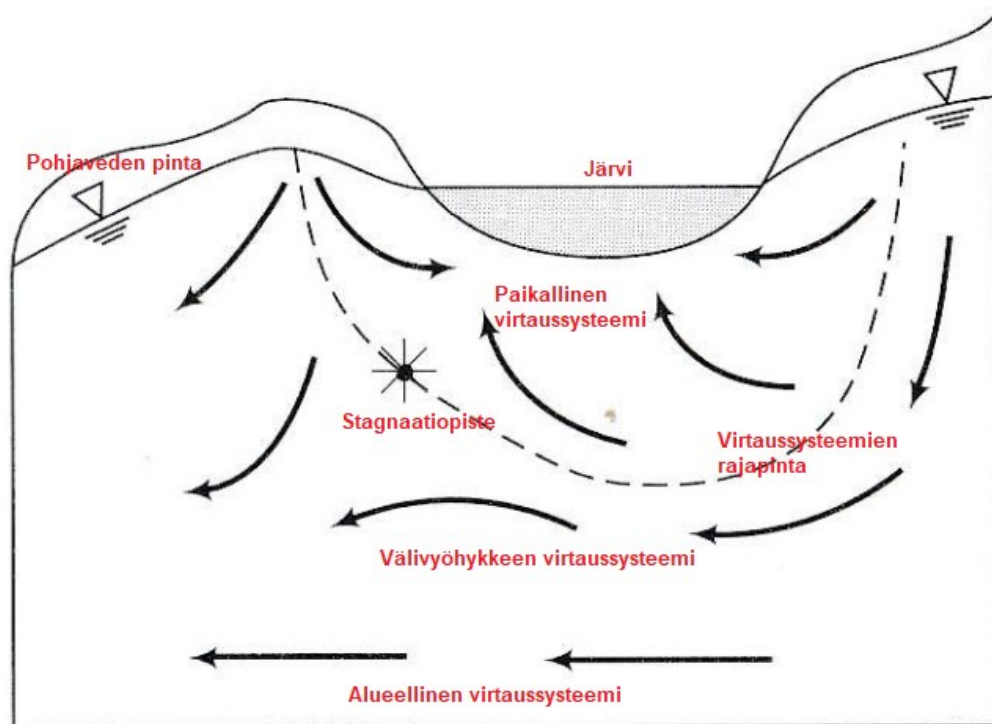
2.5.1 Virtaussysteemit

Pohjaveden virtausreittien pituudet vaihtelevat, joten pohjaveden virtaussysteemit jaetaan tyypillisesti paikallisiin, alueellisiin sekä välivyöhykkeiden systeemeihin (kuva 5). Virtausreitin pituus on lyhin paikallisessa virtaussysteemissä, jossa vesi virtaa muodostumisalueelta kohti lähinnä olevaa purkautumisaluetta eli yleensä melko pientä pintavesisysteemiä. (Dingman 2008, s. 338, 348) Alueellisissa virtaussysteemeissä virtausreitit ovat pisimpiä ja syvimpiä veden viipymän maaperässä ollessa suurimmillaan jopa satoja tai tuhansia vuosia (Fitts 2002, s. 95). Pohjavesi muodostuu tällöin valuma-alueiden osissa, joissa hydrauliset korkeudet ovat kaikista suurimmat. Purkautuminen tapahtuu meriin tai valuma-alueen merkittävimpiin vesistöihin kuten suuriin järviin tai jokiin. Välivyöhykkeiden virtaussysteemit jäävät paikallisten ja alueellisten systeemien väliin, joten virtausreitit ovat vastaavasti pidempiä kuin paikallisissa systeemeissä mutta lyhyempiä kuin alueellisissa systeemeissä. (Dingman 2008, s. 338, 348) Pohjaveden virtaus ei ole täysin horisontaalista tai vertikaalista purkautumiskohdalla (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 8).

Alueellinen virtaussysteemi sisältää kaikki muut pohjaveden virtaussysteemit, joten siihen kuuluvat valuma-alueen suurimmat topografiset huiput ja pohjat. Välivyöhykkeiden virtaussysteemeissä voi olla myös useampia topografisia huippuja toisin kuin paikallisissa systeemeissä. Voimakkaat vaihtelut alueen topografiassa synnyttävät usein suhteessa enemmän paikallisia virtaussysteemejä. (Sophocleous 2002, s. 53) Suurilla järvillä paikalliset virtaussysteemit vaikuttavat lähinnä rantojen

lähettyvillä, mutta syvemmällä suotautuvat pohjaveden virtaukset saattavat kuulua välivyöhykkeiden virtauksiin tai alueellisiin virtauksiin.

Virtaussysteemit voidaan erottaa toisistaan kuvitteellisten stagnaatiopisteiden avulla (kuva 5). Stagnaatiopisteessä virtauksen nopeus on nolla. Molempien vyöhykkeiden virtaukset kohdistuvat kohti tätä pistettä, kunnes virtaukset kohtaavat toisensa ja hajaantuvat molempien vyöhykkeiden suuntaan. Virtaussysteemien rajapinnalla hydraulinen korkeus saa siten minimiarvon stagnaatiopisteessä. Stagnaatiopisteen hydraulinen korkeus on vastaanottavan vesistön asemakorkeutta suurempi, joten sillä on olennainen vaikutus suotautumisen suuntaan. Kun hydraulinen korkeus on järven pintaa korkeampi kaikilla rannoilla, stagnaatiopiste muodostuu ja järviveden suotautuminen pohjaveteen estyy. (Domenico & Schwartz, s. 95)



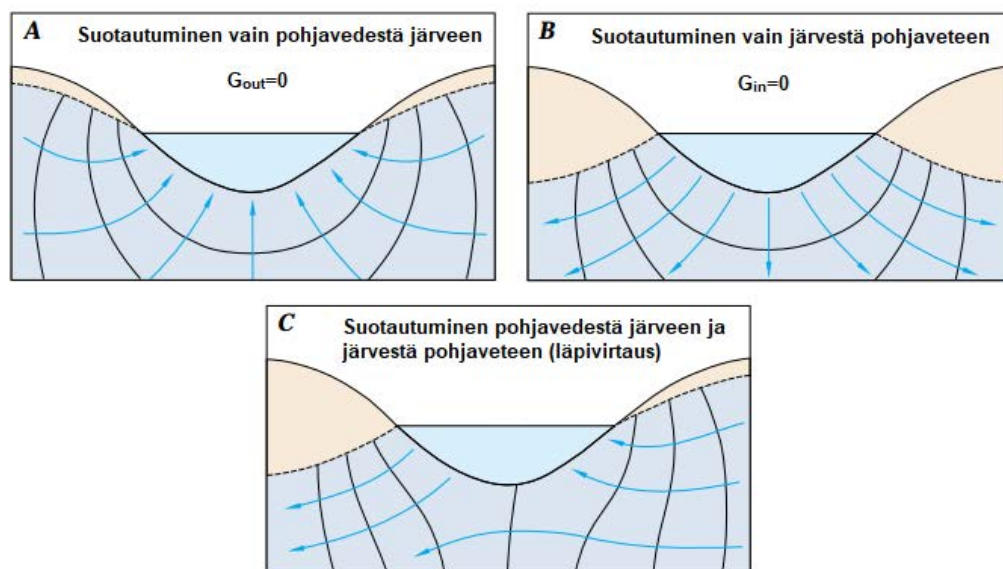
Kuva 5. Pohjaveden virtaussysteemit ja stagnaatiopiste (mukaiillen Domenico & Schwartz, s. 95).

Sään vaihtelu ja kasvillisuus aiheuttavat muutoksia erityisesti paikallisissa virtaussysteemeissä, kun kyllästymättömän kerroksen paksuus ei ole kovin suuri. Vesisateen aikana vesi imeytyy nopeasti ohuen kyllästymättömän kerroksen läpi ja muodostaa kumpuja pohjavedenpintaan. Vastaavia kumpuja saattaa muodostua, kun lumen sulamisvedet ovat kasautuneet painanteisiin ja imeytyvät keskitetympin kohti pohjavettä. Nämä kummut muuttavat paikallista virtaussysteemiä tai luovat jopa uusia

systemeitä. Tällainen keskitetty pohjaveden muodostuminen voi muuttaa pintavesiin suotautuvan pohjaveden määrää tai jopa virtauksen suuntaa. Kasvit voivat aiheuttaa päinvastaisia muutoksia virtaussysteemeihin, mikäli pohjaveden pinta on lähellä maanpintaa. Kasvien aikaansaama pohjaveden transpiraatio voi alentaa pohjaveden pintaa kasvien juurien kohdalla. Vesistön äärellä pohjaveden suotautuminen pintavesiin voi hidastua tai virtaussuunta jopa kääntyä tämän vuoksi. Kasvit aiheuttavat päivänsisäistä ja vuodenaikojen välillä tapahtuvaa suotautumisen vaihtelua pohja- ja pintavesien välillä. Edellä kuvatut tekijät vaikuttavat enemmän suotautumiseen pienissä vesistöissä, sillä niissä rantaviivan osuus on suurempi vesistön kokoon nähden. (Winter et al. 1998, s. 8; Dingman 2008, s. 349)

2.5.2 Vuorovaikutusmekanismit

Järven ja pohjaveden vuorovaikutus voi tapahtua kolmella eri tavalla. Suotautuminen voi tapahtua pelkästään pohjavedestä järveen (kuva 6A) tai päinvastaisesti järvestä pohjaveteen (kuva 6B). Järvi voi myös sekä vastaanottaa pohjavettä että luovuttaa järvivettä pohjavesisysteemiin (kuva 6C). (Winter et al. 1998, s. 18) Syvät laaja-alaiset pohjaveden virtaukset voivat alittaa koko järven, jolloin nämä virtaukset eivät ole vuorovaikutuksessa järven kanssa (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 8). Kuvien 6A ja 6B tilanteissa suotautuminen voi tapahtua järveen tai pohjavesisysteemiin myös vain osalla järven pohjan pinta-alasta, mikäli veden vuo vuorovaikutuksen rajapinnalla on nolla joillakin alueilla.



Kuva 6. Järven ja pohjaveden välisen vuorovaikutuksen mekanismit (mukaiillen Winter et al. 1998, s. 18).

Vesi vaihtuu pohja- ja pintavesisysteemien välillä, mikä tarjoaa kemiallisille yhdisteille merkittävän kulkeutumisreitit maaperän ja pintavesien välillä. Kemiallisessa vuorovaikutuksessa esimerkiksi maaperästä lienneet ionit, hiilen yhdisteet, kasviravinteet (mm. typpi ja fosfori) ja happi vaihtuvat systeemien välillä, mikä vaikuttaa biogeokemiallisiin prosesseihin vuorovaikutuksen rajapinnan molemmilla puolilla. Esimerkiksi järveen purkautuva puhdas ja hapekas pohjavesi voivat ylläpitää elinympäristöä tietyille kaloille ja kasveille, jotka ovat riippuvaisia siitä. Toisaalta pohjaveden mukana voi kulkeutua myös liuenneita ravinteita kuten typpeä ja fosforia, mikä puolestaan aiheuttaa tuotannon lisääntymistä ja siten rehevöitymistä sekä hapen kulumista. Vuorovaikutuksen rajapinnoilla tapahtuvat kemialliset ja biologiset muutokset voivat levitä virtausreittejä pitkin laajemmille alueille. (Winter et al. 1998, s. 23, 32)

2.5.3 Purkautumisvyöhykkeet

Pohjaveden purkautumisen on yleisesti osoitettu olevan voimakkainta aivan rannan tuntumassa. Tavallisesti rannan tuntumaan suotautuu ns. matalaa pohjavettä ja syvemmälle vesistöön syvempää pohjavettä (kuva 4). Suotautumisnopeus vähenee eksponentiaalisesti etäisyyden kasvaessa rantaviivasta. (Lee 1977, s. 144) Suotautumisnopeutta voidaan kuvata etäisyyden funktiona rannasta yhtälön 6 mukaan. Funktion parametrien a ja b määrittämistä varten tulee suotautumismittauksia suorittaa edustavassa paikassa eri etäisyyksillä rannasta. Funktion avulla voidaan saada myös arvio purkautumisvyöhykkeen kokonaisleveydestä, kun suotautumisnopeuden arvo lähenee nollaa. (Barwell & Lee 1981, s. 567) Tässä työssä purkautumisvyöhykkeen leveyttä arvioitin de Lange:n (1998) esittämän teorian pohjalta (kts. kappale 4.5).

$$v_s = e^{-a \cdot x + b}, \quad (6)$$

missä v_s on suotautumisnopeus [$\mu\text{m/s}$],
 $-a$ on suotautumissuoran kulmakerroin,
 x on etäisyys rantaviivasta [m] ja
 b on suotautumissuoran vakiotermi.

Yksiselitteisen purkautumisvyöhykkeen määrittäminen koko järvelle esimerkiksi Barwell & Lee:n (1981) ja de Lange:n (1998) teorioilla ei yleensä vastaa todellista tilannetta. Pohjaveden purkautuminen pintavesiin vaihtelee huomattavasti riippuen maapohjan ja sedimentin ominaisuuksista sekä sääilmiöistä ja kasvillisuudesta. Pohjavesi

virtaa aina voimakkaimmin helpointa reittiä, jossa hydraulinen johtavuus on suurin. Siten maaperässä olevat kerrostumat, jotka johtavat muuta ympäristöään paremmin vettä, aiheuttavat voimakkaampia pohjaveden virtauksia ja siten myös merkittävää suotautumisen paikallista vaihtelua. Järven sedimentillä on vastaavia vaikutuksia suotautumiseen, sillä sen hydraulinen johtavuus vaihtelee hiukkasten koon ja muodon mukaan. Kerääntyneen sedimentin paksuudella on lisäksi hyvin olennainen vaikutus virtauksen kokonaisvastukseen. Sedimentin hydraulinen johtavuus ja paksuus ohjailevat siten pohjaveden suotautumista sinne, missä virtausvastus on pienin. (Winter et al. 1998, s. 5) Sedimentin määrä ja laatu muuttuvat erityisesti järvien rantavyöhykkeillä useiden prosessien vaikutuksesta. Näitä ovat muun muassa tuulet, pintavalunta, vedenpinnan muutokset, orgaanisten jätteiden kasaantuminen, jääpeitteen muodostuminen ja sulaminen sekä pohjaeläinten bioturbaatio. (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 8)

2.5.4 Menetelmät vuorovaikutteisuuden todentamiseen ja mittaamiseen

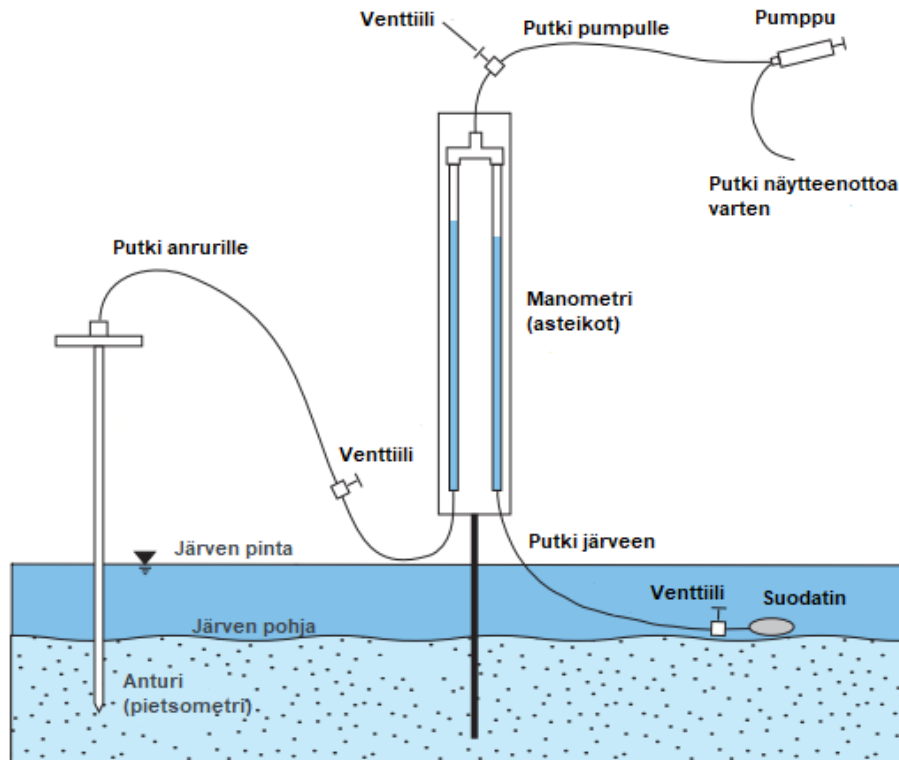
Pohja- ja pintavesien vuorovaikutusten tutkimusmenetelmät perustuvat mallinnukseen, hydraulisten gradienttien ja johtavuuksien määrittäisiin, lämpötilaeroihin, suoriin suotautumismittauksiin, veden kemiallisen koostumuksen eroihin ja biologisiin indikaattoreihin. Mallinnuksessa voidaan käyttää joko valuma-alueen analyttisiä tai numeerisia malleja, jotka ottavat huomioon pohjaveden muodostumisen ja purkautumisen, tai varsinaista pohjavesimallinnusta, kuten MODFLOW-malliin perustuvia ohjelmia. (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 2, 16-17)

Vuorovaikutteisuutta tutkitaan usein näytteenoton avulla, jolloin apuna käytetään joko luonnollisia tai keinotekoisia merkkiaineita. Merkkiaineiden avulla määritetään veden alkuperää, ikää ja virtausreittejä, kartoitetaan vuorovaikutusalueita, tutkitaan pohja- ja pintavesien välisiä virtauksia taselaskennan avulla ja määritetään vedessä tapahtuvia reaktioita. Luonnolliset merkkiaineet esiintyvät luontaisesti liuenneina pohja- ja pintavesissä. Tärkeimpiä luonnollisia merkkiaineita ovat veden stabiilit isotoopit ^1H ja ^2H (deuterium), yleisimmät maaperästä liuenneet aineet kuten piidioksidi (SiO_2), kalsium (Ca) ja magnesium (Mg), sekä radioaktiiviset isotoopit ^3H (tritium) ja ^{222}Rn (radon). Radioaktiivisia isotooppeja käytetään lähinnä pohjaveden viipymän määrittämisessä. (Winter et al. 1998, s. 30) Suolaisissa pintavesissä pohjaveden purkautuminen voidaan lisäksi erottaa sähkönjohtavuuden, resistiivisyyden tai kloridi-pitoisuuksien määrittämisellä, sillä suolapitoisuuksissa on suuri ero pohja- ja pintavesien välillä.

Keinotekoisina merkkiaineina käytetään tyypillisesti liukoisia väriaineita kuten fluoresoivia värejä, tai muita veteen liukenevia ja vedessä reagoimattomia aineita kuten esimerkiksi litiumia ja kloridia. (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 2, 21-27)

Lämpötila voidaan myös käsittää luonnollisena merkkiaineena, mikäli pohjaveden lämpötila eroaa riittävästi pintavesien lämpötilasta. Suomen olosuhteissa pohjavesi on järvivettä selkeästi viileämpää kesällä, mutta hieman lämpimämpää talvella. Talvella purkautumisvyöhykkeitä saatetaan havaita rantavyöhykkeillä, missä pintavesiin virtaava hieman lämpimämpi pohjavesi on sulattanut jääpeitettä tai estänyt sen muodostumisen (kuva 12). Vuorovaikutteisuutta voidaan havainnoida pintavesissä mittaamalla lämpötilaprofiilia horisontaalisesti joko vedessä tai sedimentissä (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 20, 26). Lämpötilaprofiilin voi määrittää myös vertikaalisesti, mutta siihen voi vaikuttaa järven lämpötilakerrostuneisuus. Veden päältä pohjaveden purkautumisalueita voi havainnoida lämpökameroiden avulla, mutta menetelmän varmuutta huonontavat pienet lämpötilaerot sekä heijastumat ja varjostumat vedessä.

Pohja- ja pintaveden välisistä virtauksista saadaan tietoa määrittämällä hydraulisia korkeuksia tai suoraan mittaamalla suotautuvan veden määrää. Pohja- ja pintaveden välinen hydraulinen gradientti voidaan määrittää pohjavesiputken ja järven pinnan avulla. Hydraulista korkeutta voidaan mitata ja vertailla myös järven pohjan sisältä ja itse järvivedestä, jolloin suotautumisen suunta on mahdollista määrittää. Tämän vertikaalisen hydraulisen gradientin määrittämiseen käytetään hydraulista potentiomanometria (kuva 7). Suotautuvan pohja- tai pintaveden määrää voidaan puolestaan mitata suotautumismittauksilla (engl. seepage measurements) (kts. kappale 4.4). (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 27-28)



Kuva 7. Hydraulisen potentiomanometrin komponentit (mukaillen Rosenberry et al. 2008, s. 49-50).

2.6 Isotooppihydrologia

Atomin ydin koostuu protoneista ja neutroneista. Tietyllä alkuaineella on aina sama määrä protoneita ytimessään, mutta neutronien määrä voi vaihdella. Atomin eri muotoja, joissa on eri lukumäärä neutroneja, kutsutaan isotoopeiksi. Alkuaineen atomimassa ilmaistaan massalukuna, joka saadaan laskemalla yhteen protonien ja neutronien lukumäärä. Alkuaineen eri isotoopeilla massaluvut eroavat toisistaan neutronien määrän vaihdellessa. Isotoopit ilmoitetaan tyypillisesti massaluvun avulla (esim. ^{18}O tai happi-18). (Mazor 2004, s. 98-100) Stabiilien isotooppien ytimet eivät hajoa minkään tunnetun mekanismin takia toisin kuin radioaktiiviset isotoopit (Clark & Fritz 1997, s. 2).

Vesi koostuu vety- ja happiatomeista ja se sisältää näiden aineiden erilaisia isotooppeja, joista yleisimmät esiintymismuodot ovat vedyllä ^1H ja hapella ^{16}O . Muita vesimolekyyleissä esiintyviä isotooppeja ovat ^2H , ^3H , ^{17}O ja ^{18}O . (Mazor 2004, s. 181) Veden raskaammat stabiilit isotoopit ^{18}O ja ^2H ovat yleisimmin käytettyjä merkkiaineita veden liikkeen seurannassa hydrologisessa kierrossa. Radioaktiivista tritiumia (^3H) käytetään puolestaan tyypillisesti veden viipymän määrittämiseen eri systeemeissä. (Winter et al. 1998, s. 30)

Stabiilit isotoopit ^{18}O ja ^2H mitataan suhdelukuna yleisimpiin esiintymismuotoihin. Lopullinen näytteen isotooppisuhde ilmaistaan ns. delta-arvoina, kun mitattuja isotooppisuhteita verrataan yleisesti tunnustettuun referenssiin (yhtälöt 7 ja 8). Nykyään isotooppisuhteiden ilmoittamisessa referenssinä käytetään kansainvälistä merivesistandardia VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water), jonka delta-arvot ovat nolliä. (Clark & Fritz 1997, s. 6-7) Näytteiden analysoinnissa käytetään kuitenkin korvaavaa VSMOW2-standardia, koska alkuperäinen VSMOW on ehtynyt. (IAEA 2009)

$$\delta^{18}\text{O} = \left(\frac{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{näyte}} - (^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{VSMOW}}}{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{VSMOW}}} \right) \cdot 1000 \text{ ‰} \quad (7)$$

$$\delta^2\text{H} = \left(\frac{(^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{näyte}} - (^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{VSMOW}}}{(^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{VSMOW}}} \right) \cdot 1000 \text{ ‰} \quad (8)$$

2.6.1 Fraktioituminen

Molekyylien reaktionopeudet ovat erilaiset eri isotoopeilla johtuen atomimassojen eroista. Tämä johtaa muutoksiin eri isotooppien välisissä suhteellisissa osuuksissa. Tätä mekanismia kutsutaan fraktioitumiseksi. Fraktioituminen tapahtuu fysikaalis-kemiallisissa reaktioissa joko tasapaino- tai kineettisissä olosuhteissa sekä myös fysikaalisissa prosesseissa kuten diffuusiassa ja advektiossa. (Clark & Fritz 1997, s. 21)

Raskaammista isotoopeista koostuvat vesimolekyylit eivät haihdu yhtä herkästi kuin yleisimmät kevyemmät esiintymismuodot. Tästä syystä isotooppisuhteet fraktioituvat sekä kaasu- että nestefaasissa. Kevyemmät isotoopit rikastuvat kaasufaasiin, ja raskaammat isotoopit puolestaan nestefaasiin, mikä kasvattaa raskaampien isotooppien δ -arvoja. (Mazor 2004, s. 181) Tämän lisäksi ^{18}O -isotooppi rikastuu deuteriumia enemmän nestefaasiin, koska hapen atomimassa on selkeästi vetyä suurempi. Tämä voidaan havaita LMWL-suoran tai haihduntasuoran kulmakertoimen pienenemisenä sekä deuteriumin ylimäärän vähenemisenä. (Clark & Fritz 1997, s. 43-45) Pohja- ja pintavesien välillä haihdunnan aiheuttama fraktioituminen välittyy vesien sekoittumisen kautta.

Dansgaard (1964, s. 450, 462) esitteli ensimmäisenä parametrin d (yhtälö 9), jota voidaan kutsua deuteriumin ylimääräksi (engl. deuterium excess/d-excess). Parametrilla kuvataan ^{18}O ja ^2H isotooppien välistä fraktioitumista veden hydrologisessa kierrossa. Deuteriumin ylimäärän avulla voidaan havainnollistaa ilmakehän kosteuden, sekundääristen prosessien ja

mannerten suurien vesistöjen aiheuttamia vaikutuksia sadannan isotooppikoostumukseen. Lisäksi parametri kuvaa haihdunnan aiheuttamaa fraktioitumista pohja- ja pintavesisysteemeissä. GMWL-suoran mukaisesti parametrin d arvo on sadannassa globaalisti 10 ‰. Deuteriumin ylimäärän on havaittu keskimäärin vastaavan tätä arvoa Suomen sade- ja pohjavesissä. (Hendriksson et al. 2017; Kaipainen & Hendriksson 2018, s. 6-12)

$$d = \delta^2H - 8 \cdot \delta^{18}O \quad (9)$$

2.6.2 Sadannan isotooppikoostumus

Meteorisiksi vesiksi kutsutaan ilmakehässä olevia vesiä, tai sadannan välittämiä vesiä, jotka ovat päätyneet pinta- ja pohjavesiin. Craig (1961) on määrittänyt makeiden meteoristen vesien ^{18}O ja 2H isotooppien välisen riippuvuuden maailmanlaajuisella tasolla verrattuna alkuperäiseen merivesistandardiin SMOW (yhtälö 10). Riippuvuuden määrittämisessä on käytetty järvien, jokien ja sadannan näytteitä, mutta osaa järvien näytteistä ei oltu otettu huomioon riippuvuuden määrittämisessä haihdunnan vaikutuksen vuoksi. Tätä riippuvuutta on myöhemmin alettu kutsua termillä GMWL (global meteoric water line). (Craig 1961, s. 1702) Haihdunta voi vaikuttaa merkittävästi pintavesiin, joten meteoristen vesien isotooppikoostumuksia määritetään luotettavammin pelkästään sadanäytteiden perusteella. GMWL-suoraa on siten tarkennettu Rozanski et al. (1993) määrittämällä suoralla (yhtälö 11), jonka isotooppisuhteet perustuvat globaalin sadannan painotettuihin keskiarvoihin.

$$\delta^2H = 8 \cdot \delta^{18}O + 10 \text{ ‰ SMOW} \quad (10)$$

$$\delta^2H = 8,13 \cdot \delta^{18}O + 10,8 \text{ ‰ VSMOW} \quad (11)$$

Globaali meteoristen vesien suora (GMWL) on periaatteessa keskiarvo monista paikallisista meteoristen vesien suorista, joita kutsutaan lyhenteellä LMWL (local meteoric water line). Sadannan isotooppikoostumukset eroavat paikallisesti erilaisten ilmasto- ja maantieteellisten tekijöiden vaikutuksesta. (Clark & Fritz 1997, s. 51) Kyllönen (2018, s. 42) on määrittänyt Suomelle edustavimman LMWL-suoran 12 havaintoaseman sadannan kuukausinäytteiden perusteella (yhtälö 12).

$$\delta^2H = 7,78 \cdot \delta^{18}O + 6,83 \text{ ‰ VSMOW} \quad (12)$$

Sadannan isotooppikoostumus on tärkeä tuntea, koska se toimii pohjavesi- ja pintavesisysteemien veden lähteenä. Sadannan isotooppikoostumukseen eivät ole juurikaan vaikuttaneet muut isotooppiprosessit kuten haihdunta. Muiden vesijakeiden isotooppikoostumuksia voidaan verrata sadannan arvoihin, jolloin saadaan tietoa veteen vaikuttaneista prosesseista. (Domenico & Schwartz, s. 279-280) Sadannan isotooppikoostumus vaihtelee meteoristen vesien suoralla monien lämpötilaan perustuvien tekijöiden vaikutuksesta. Dansgaard (1964) kuvasi näitä mekanismeja latitudi-, altitudi- ja sisämaaefekteiksi, vuodenaikaisvaihteluksi ja määrälliseksi vaikutukseksi.

Latitudiefekti on havaittavissa sadannan isotooppisuhteiden keskiarvoisesti negatiivisemmista arvoista suuremmilla leveyspiireillä, missä keskilämpötilat ovat kylmempiä. Altitudiefekti puolestaan havaitaan tyypillisesti alueilla, jossa on selkeitä korkeusvaihteluja ja siten orografisia sateita esiintyy. Sadevesi on raskaampien isotooppien suhteen köyhtyneempää, koska suuremmilla korkeuksilla lämpötila on keskimääräisesti pienempi. Sisämaaefekti havaitaan myös sadannan isotooppisuhteiden negatiivisempina arvoina mantereiden sisäosissa, sillä mannerilmastoissa haihtuva vesi on valmiiksi köyhtyneempää raskaampien isotooppien suhteen ja konvektiosateita esiintyy suhteessa enemmän. Mannerilmastoille on tyypillistä suuret lämpötilavaihtelut, mikä aiheuttaa suuren vaihtelun myös sadannan isotooppikoostumukseen vuoden sisällä. Talvella sadannan ^{18}O ja ^2H -isotooppien arvot ovat negatiivisempia ja kesällä ne saavuttavat suurimmat arvonsa. Määrällisellä vaikutuksella tarkoitetaan kondensoitumisen jälkeen tapahtuvaa haihduntaa. Tällöin putoaviin sadeepisaroihin vaikuttaa haihdunta, mikä fraktioi isotooppisuhteita siten, että sadevesi rikastuu raskaampien isotooppien suhteen. Määrällistä vaikutusta havaitaan erityisesti kuivilla ja kuumilla alueilla, mutta myös kesäisin suuremmillakin leveysasteilla lukuun ottamatta napa-alueita. Määrällinen vaikutus voi pienentää LMWL-suoran kulmakerrointa. (Clark & Fritz 1997, s. 50-51, 66-72; Dansgaard 1964)

2.6.3 Pohjavesien isotooppikoostumus

Veden isotooppikoostumus ei yleensä merkittävästi muutu, kun sadevesi imeytyy pohjavedeksi. Pohjaveden isotooppikoostumus muodostuu siten sade- ja sulamisvesien isotooppikoostumusten sekä pohjaveden muodostumisen vaihtelun perusteella. Pohjaveden isotooppikoostumus vastaa yleensä paikallisen sadannan painotettua

isotooppikoostumusta sijoittuen LMWL-suoralle, ja sen d-excess on lähellä arvoa 10 ‰. (Criss 1999, s. 93-94)

Pohjaveden muodostuminen on suurinta keväällä ja syksyllä, kun haihdunta ja kasvien kasvu ja veden tarve on vähäistä. Keväällä pohjavettä muodostuu paljon sulamisvedestä, joka sisältää myös talven sadannan. Talvisadannassa δ -arvot ovat yleensä kaikkein negatiivisimpia. Sulannan aikana tämä vesi suotautuu ja kulkeutuu pohja- ja pintavesisysteemeihin. Kesällä pohjavettä muodostuu vain vähän korkean evapotranspiraation vaikutuksesta. Tuolloin pohjavettä voi kuitenkin muodostua rankimpien tai pisimpien sadejaksojen aikana, mikä aiheuttaa luonnollista vaihtelua pohjavesien isotooppikoostumuksissa. Talvella maan ollessa jäässä pohjaveden muodostumista ei luonnollisesti tapahdu. Muodostuvan pohjaveden isotooppikoostumuksen vaihtelut tasoittuvat imeytymisen aikana. Maan kyllästymättömässä vyöhykkeessä tapahtuu siten merkittävää sekoittumista. (Clark & Fritz 1997, s. 80-85)

Haihdunta voi vaikuttaa myös pohjavesiin, vaikka avointa vesipintaa ei esiinnykään. Tällöin haihdunta on fraktioinut isotooppeja maan osittain kyllästyneessä kerroksessa, lumipatjassa tai määrällisen vaikutuksen kautta imeytyneessä sadevedessä. Transpiraatio ja kasvien vedenotto eivät ole isotooppisuhteita fraktioivia prosesseja. Pohjaveden virtauksilla on myös vaikutuksia tietyn alueen pohjaveden isotooppikoostumukseen, mikäli virtaava pohjavesi on muodostunut korkeammalla alueella, jossa sadannan δ -arvot ovat olleet negatiivisempia. (Criss 1999, s. 93-94; Clark & Fritz 1997, s. 80-85) Maaperässä veden stabiilit isotoopit saattavat lisäksi fraktioitua reaktioissa kivimineraalien ja rikkivedyn kanssa sekä silikaattien hydraatiossa. (Domenico & Schwartz, s. 279-280)

2.6.4 Merkkiaineena pohja- ja pintaveden vuorovaikutteisuuden tutkimuksissa

Veden stabiileja isotooppeja voidaan käyttää merkkiaineena pohja- ja pintaveden vuorovaikutteisuuden tutkimuksissa, mikäli näiden vesijakeiden isotooppikoostumukset eroavat riittävästi toisistaan eli fraktioitumista on tapahtunut (LaBaugh & Rosenberry 2008, s. 24). Haihtuminen avoimelta vesipinnalta on hallitsevin järviveden isotooppeja fraktioiva prosessi, joka pääasiassa aiheuttaa eron pohjavesiin. Järveen tuleva pohjaveden virtaus voi muuttaa järviveden isotooppikoostumusta sekoittumisen välityksellä (Criss 1999, s. 95). Tällöin järviveden muuttunut isotooppikoostumus indikoi

pohjavesivaikutteisuutta. Järvivesi voi myös suotautua takaisin pohjavesisysteemiin, mikä saatetaan havaita suurempina δ -arvoina pohjavesissä. Veden stabiilien isotooppien avulla voidaan vertailla eri vesialueiden pohjavesivaikutteisuutta, havainnoida pohjaveden purkautumisalueita ja laskea pohja- ja pintavesien välistä vuota isotooppisen massataseen avulla (Winter et al. 1998, s. 30).

Järviveden isotooppikoostumus muodostuu valuma-alueelta tulevan pintavalunnan, maanalaisen pohjavesivirtausten, suorasadannan ja haihdunnan vaikutuksen yhdistelmänä. Järvelle voidaan muodostaa isotooppinen massatase pohjavesivaikutteisuuden arviointia varten (yhtälö 13). Isotooppisessa massataseessa järven vesitaseen komponentit painotetaan niiden isotooppisuhteiden arvoilla ($\delta^{18}\text{O}$ tai $\delta^2\text{H}$). (Gibson et al. 2015, s. 317) Tämän lisäksi Isokangas (2018, s. 37) esitteli suhdeluvun G index, joka kuvaa järven riippuvuutta pohjavedestä. G index määritellään jakamalla järveen tuleva pohjaveden virtaama järveen tulevalla kokonaisvirtaamalla.

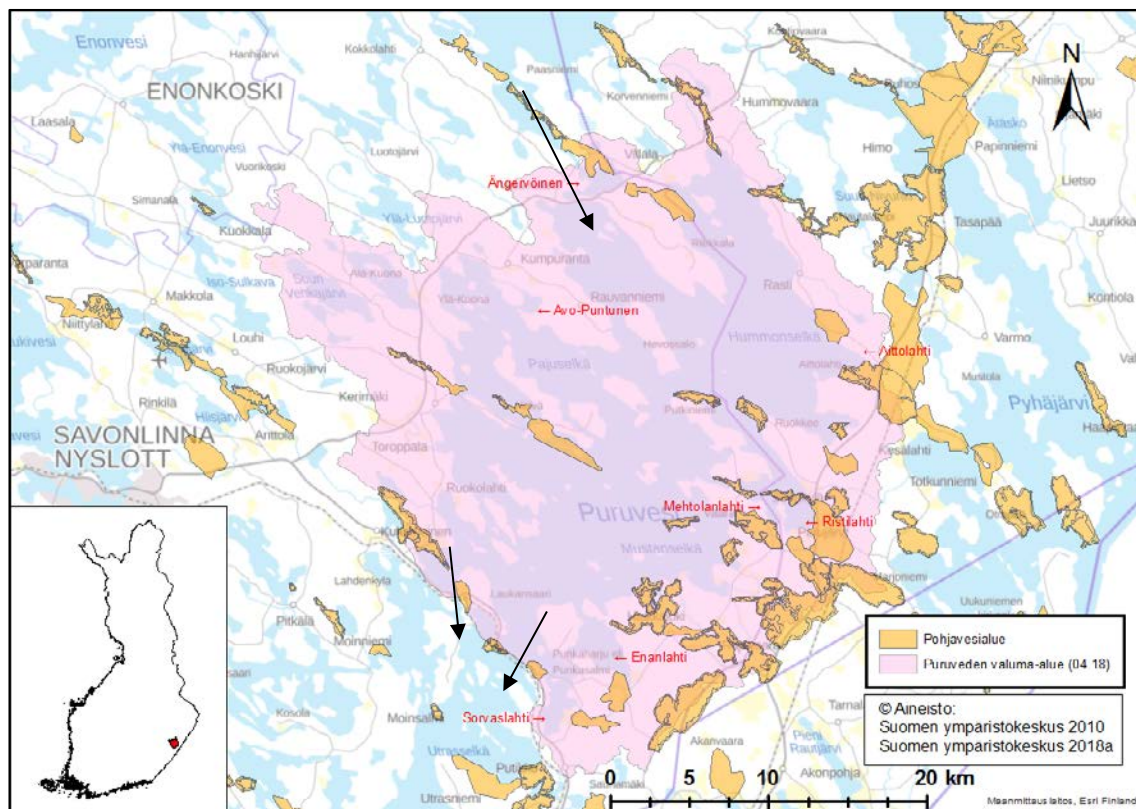
$$\delta_L \frac{dV_L}{dt} + V_L \frac{d\delta_L}{dt} = \delta_P P + \delta_{Q_{in}} Q_{in} + \delta_{G_{in}} G_{in} - \delta_E E - \delta_L Q_{out} + \delta_L G_{out} \quad (13)$$

missä V_L on järven tilavuus [m^3],
 δ_L on järviveden isotooppisuhte [%o],
 P on suorasadanta [m^3/d],
 δ_P on sadeveden isotooppisuhte [%o],
 Q_{in} on uomien tulovirtaama [m^3/d],
 $\delta_{Q_{in}}$ on tulevien uomien veden isotooppisuhte [%o],
 G_{in} on maanalainen tulovirtaama [m^3/d],
 $\delta_{G_{in}}$ on pohjaveden isotooppisuhte [%o],
 E on haihdunta [m^3/d],
 δ_E on haihdunnan isotooppisuhte [%o],
 Q_{out} on uomien lähtövirtaama [m^3/d] ja
 G_{out} on maanalainen lähtövirtaama [m^3/d].

3 TUTKIMUSALUE

3.1 Puruvesi

Puruvesi (järvinumero 04.181.1.001) on Vuoksen päävesistöön ja Suur-Saimaan osaluueeseen kuuluva järvi Etelä-Savon ja Pohjois-Karjalan maakuntien alueella (Ympäristöhallinto 2018a). Se on vesistötyypiltään erittäin karu huippuoligotrofinen nuottaruohotyyppin järvi. Puruvedelle tunnusomaista on poikkeuksellinen veden kirkkaus. Pääosin Puruveden vedenlaatu onkin erittäin niukkaravinteista ja –humuksista näkösyvyyden yltäessä parhaimmillaan 10-14 metriin. (ESA ELY & POK ELY 2013; Ympäristöhallinto 2018c) Puruveden vesi on myös selkeästi kirkkaampaa verrattuna Saimaan muihin lähellä oleviin järvialtaisiin ja on erillään Saimaan päävirtauksesta. Orivedestä Raikuun kanavan kautta tuleva virtaama on ainoa valuma-alueen ulkopuolinen virtaama ja vesi poistuu Puruvedestä Pihlajaveteen Punkaharjun salmien kautta (mustat nuolet kuvassa 8). Näiden tekijöiden vuoksi Puruveden viipymä on pitkä eli noin 12 vuotta. (Niinioja & Pesonen 2009, s. 2) Puruveden alueen kartta, Puruveden valuma-alue ja läheiset pohjavesialueet on esitelty kuvassa 8.



Kuva 8. Puruveden valuma-alue (04.18), läheiset pohjavesialueet ja päävirtaussuunnat (mustat nuolet).

Puruveden vesiala on 419,8 km² ja rantaviivaa sillä on noin 962 km (Ranta10-aineisto). Järven keskisyvyys on 8,76 m ja suurin syvyys 61 m. (Ympäristöhallinto 2018a) Puruveden keskusallas ja Ängervöinen ovat määritelty ekologiselta tilaltaan erinomaiseksi. Järven lahdistä Sorvaslahti on määritelty ekologiselta tilaltaan hyväksi, kun taas Ristilahti, Haudanlahti sekä Avo-Puntunen ovat ekologiselta tilaltaan tyydyttäviä. (SYKE 2013)

Puruveden valuma-alueen (04.18) (kuva 8) pinta-ala on 1016,8 km² (SYKE 2010). Puruveden valuma-alue on siten hyvin pieni verrattuna itse järven pinta-alaan. Sen pinta-alasta on vesistöjä noin 43,2 %. Valuma-alueen maapinta-alasta noin 85 % on metsiä, avoimia kankaita tai kalliomaita, 7 % on maatalousaluetta, 4,8 % on rakennettua aluetta ja 2,8 % on kosteikkoja tai avoimia soita (liite 2). (SYKE 2012) Valuma-alueen maaperästä on RT-luokituksen mukaisesti 50 % sekalajitteisia maalajeja, 26,4 % karkearakeisia maalajeja, 12 % kalliomaita, joissa maanpeite enintään 1 m ja 10,6 % turvemaita, joissa turpeen kerrospaksuus on yli 0,6 metriä. Lisäksi kalliopaljastumia, hienorakeisia maalajeja, liejuisia hienorakeisia maalajeja ja savea on hyvin pieninä osuuksina valuma-alueen maaperästä. (Geologian tutkimuskeskus 2010) (liite 1)

Kallioperältään Puruveden valuma-alue on osa Saimaan alueen geologista aluetta ja sen kallioperä on valtaosin leukogranitoidia ja biotiittiparagneissia. Idässä ja kaakossa valuma-alueen reunalle sijoittuu II Salpausselän reunamuodostuma. Tähän liittyvät kolme selkeää harjujaksoa, jotka halkovat Puruveden valuma-aluetta. Punkaharjun harjujakso rajaa Puruveden valuma-alueen lounaassa Pihlajavedestä. Keskimmäinen harjujakso kulkee Puruveden keskiosan kohdalta Vaaran, ja Hälvän kohdalta sekä Kerimäen taajaman pohjoispuolelta. Pohjoisin harjujakso sijaitsee Puruveden koillisosassa ja se on muodoltaan monitahoisempi. (Hatakka 2017, s. 94) Edellä mainitut glasifluviaaliset muodostumat luovat perustan Puruveden pohjavesivaikuttisuudelle.

Puruveden valuma-alueella sijaitsee kokonaan tai osittain 42 eri pohjavesialuetta (kuva 8). Pohjavesialueiden yhteispinta-ala on 132,87 km² eli noin 23 % valuma-alueen maapinta-alasta. Tosin muutama pohjavesialueista sijoittuu vain osittain Puruveden valuma-alueelle, joten todellisuudessa osuus on hieman pienempi. (SYKE 2018a)

Valtaosa Puruveden keskusaltaasta on määritetty Natura 2000-alueeksi (liite 3). Luontodirektiivin luontotyypeistä Puruveden Natura 2000-alue kuuluu 97 prosenttisesti

hiekkamaiden niukkamineraalisiin niukkaravinteisiin vesiin. Useat Puruveden eteläosan saaret sekä Punkaharju on määritetty myös luonnonsuojelualueiksi. Puruveden alueella tavataan useita lintudirektiivin liitteen I lintuja sekä muita suojeltavia lajeja. Erikoispiirteensä Puruvedellä on järvikutuinen harjus, joka on tosin nykyään harvinaistunut. (ESA ELY & POK ELY 2013) Harjus on riippuvainen kirkkaasta ja hapekkaasta vedestä sekä puhtaista liettymättömistä sora- tai louhikkopohjista.

Puruveden selkävesien vedenlaatu on todettu pitkän aikavälin seurannassa erinomaiseksi ja tilanne muuttumattomaksi. Useiden Puruveden lahtialueiden tila on kuitenkin heikentynyt viime vuosikymmenten aikana. Tilan heikentyminen on havaittu rantahabitaatin rehevöitymisestä, ranta-alueiden pohjasedimentin määrän kasvuna, pienempinä näkösyvyysmittaustuloksina ja sinileväesiintymien yleistymisenä. (Metsäkeskus 2014, s. 5)

Freshabit LIFE IP Puruvesi -hankkeeseen on määritetty viisi kohdealuetta. Ensimmäinen alue kattaa Lautalahden, Jouhenlahden ja Matinniemen. Toiseen alueeseen kuuluu Savonlahti ja kolmanteen alueeseen on sisällytetty Hautalahti, Pajuselän pohjoisosa ja Puntunen. Ketolanlahti, Suokonlahti ja Hummonlahti muodostavat neljännen kohdealueen. Viides alue sijaitsee selvästi muista kohdealueista erillään Puruveden kaakkoisosissa. Siihen kuuluvat Ristilahden, Naaranlahden ja Susiniemen välinen alue. Kaikkiin kohdealueisiin kuuluvat myös kyseisien järven osien valuma-alueet. (Nikula et al. 2017, s. 1)

3.2 Tutkitut lahdet

Tämän työn tutkimuskohteiksi valittiin selkeästi pohjavesivaikuttavista lahtia, joiden vedenlaatu ja valuma-alueilta tulevat kuormitukset poikkesivat toisistaan. Kohdelahdiksi valikoituivat Enanlahti, Mehtolanlahti, Ristilahti ja Aittolahti (kuva 8). Pohjavesivaikuttavuus arvioitiin ennalta alueen maalajien (liite 1) ja jään päältä havaittujen sulien rantojen perusteella. Purkautumisvyöhykkeitä havaittiin pääosin rannoilla, joissa valuma-alueen maaperää hallitsivat karkearakeiset lajittuneet maalajit (liite 1). Lahdista Mehtolanlahti ja Ristilahti kuuluvat Freshabit LIFE IP Puruvesi –hankkeen kohdealueisiin (Nikula et al. 2017, s. 1). Niiden vedenlaatu on selkeästi poikkeava Puruveden normaalilaadusta. Aittolahti on lahdista ainoa, joka kuuluu Natura 2000 -verkostoon (ESA ELY & POK ELY 2013).

Taulukossa 5 on esitetty kohdelahtien tietoja. Keski- ja maksimisyvyys määritettiin Liikenneviraston merikarttojen syvyysaineistoista lahden syvyyspisteiden keskiarvoina ja maksimiarvoina (Liikennevirasto 2010). Pinta-alat saatiin VEMALA:n kuormituslaskennan kehitysversiona. Tilavuudet on laskettu keskiyvyyden ja lahden pinta-alan tulona, joten niissä on paljon virhettä. Valuma-alueiden pinta-alat perustuvat neljännen jakovaiheen valuma-aluejakoon, jota muokattiin väliaikaisesti muodostamalla kullekin lahdelle oma teoreettinen valuma-alue VEMALA-mallissa. Valuma-alueiden pinta-alat sisältävät myös lahtien pinta-alan. (Huttunen 2018)

Taulukko 5. Tässä työssä tutkittujen lahtien tiedot (Huttunen 2018; Liikennevirasto 2010).

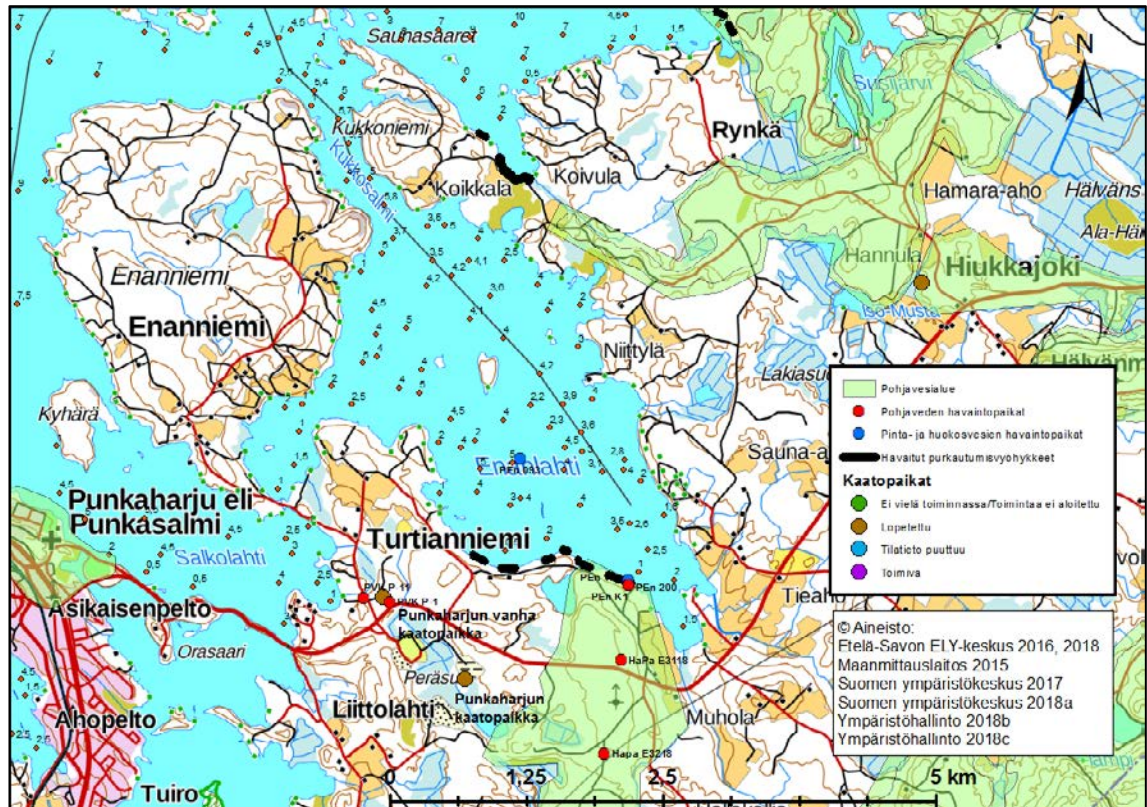
	Enanlahti	Mehtolanlahti	Ristilahti	Aittolahti
Keskisyvyys (m)	3,3	2,1	2,1	7,1
Havaittu maksimisyvyys (m)	5,8	3,5	5,0	14
Pinta-ala (km ²)	7,48	1,98	3,55	1,17
Tilavuus (milj. m ³)	25	4,2	7,5	8,3
Valuma-alueen pinta-ala (km ²), sisältää lahden pinta-alan	35,8	38,7	34,1	5,95

3.2.1 Enanlahti

Enanlahti sijaitsee Punkaharjun taajaman koillispuolella Savonlinnan kunnassa. Se on muodoltaan melko sulkeutunut muusta Puruvedestä (kuva 9). Enanlahteen tulevat merkittävimmät uomat ovat Lautaoja, Siimesjoki ja Kapa-Jaakon joki. Tulouomista on olemassa melko kattavasti vedenlaatuaineistoja. Vesi poistuu Enanlahdesta Kukkosalmen sekä oletettavasti myös Taipaleen kanavan kautta. Ennen kesän 2018 näytteenottoja pintaveden laatu tietoja oli saatavissa havaintopaikasta Puruvesi Enanlahti 093 vuosien 1997 ja 2013 väliltä yhteensä viiden näytteen verran. (Ympäristöhallinto 2018c)

Etelässä Enanlahden rantaan rajoittuu Haukiharjun-Palaneenkankaan pohjavesialue (Ympäristöhallinto 2018b), jonka kohdalla on havaittu sulia purkautumispaikkoja talvisin. Näytteenottolinja muodostettiin tämän pohjavesialueen kohdalla havaitulle purkautumisvyöhykkeelle (kuva 9). Muovikaivo PEn K1 asennettiin lapioilla kaivamalla

rantaviivan tuntumaan toukokuussa 2018. Pohjavesiputket HaPa E3118 ja HaPa E3218 asennettiin konsulttityönä heinäkuussa 2018. Litoraalivyöhykkeellä pohjan materiaali havaittiin näytteenoton yhteydessä hienorakeiseksi hiekaksi tai silttiseksi hiekaksi. Enanlahdella sedimenttivapaa vyöhyke oli silminnähden enintään muutaman kymmenen metrin levyinen.



Kuva 9. Pohjavesialueet, havaintopaikat ja havaitut purkautumisvyöhykkeet Puruveden Enanlahden ympäristössä.

Enanlahden valuma-alueella sijaitsevat Punkaharjun vanha kaatopaikka ja Punkaharjun kaatopaikka (kuva 9). Kumpikaan näistä ei sijaitse varsinaisella pohjavesialueella. Punkaharjun vanha kaatopaikka on kunnostettu vuosina 2011-2012 kaivamalla pois maamassat, jotka eivät täyttäneet kunnostustavoitteita. Hyödyntämiskelpoiset massat on siirretty läheiselle Punkaharjun kaatopaikalle (kuva 9) Enanlahden valuma-alueelle ja käytetty sen muotoiluun. Hyödyntämiskelvottomat massat on kuljetettu vastaanottopaikkoihin. (ESA ELY 2012)

3.2.2 Mehtolanlahti

Mehtolanlahden valuma-alueeseen sisältyy myös Ristilahden valuma-alue, joka muodostaa valtaosan sen pinta-alasta (taulukko 5). Mehtolanlahteen tulee kaksi

merkittävää tulouomaa (kuva 10). Vesi virtaa Mehtolanlahteen Ristilahdesta Kikonsalmen kautta ja Haudanlahdesta Haudanlahden lasku-uoman kautta. Vesi poistuu Mehtolanlahdesta Paljakanlahteen Neulasalmen kautta. Aiempia pintavesien laatutietoja on saatavissa havaintopaikasta Puruvesi 59 Mehtolanl. vuosilta 2010–2013 yhteensä kymmenen näytteen verran. (Ympäristöhallinto 2018c)

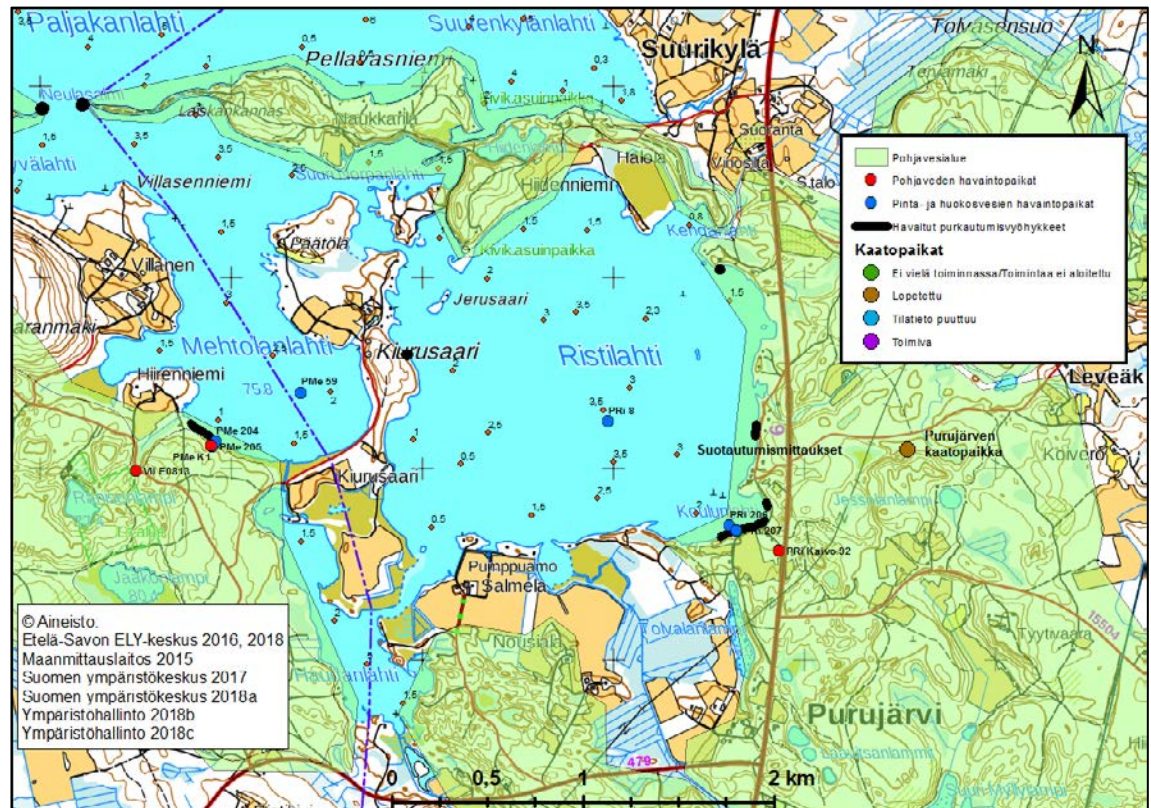
Mehtolanlahden länsipuolella rantaan rajoittuu Viinavaaran-Tahvananmäen pohjavesialue ja pohjoisosissa Sääsänmäen ja Pellavaniemen pohjavesialueet (Ympäristöhallinto 2018b). Jään päältä tehtyjen tarkastelun perusteella näiden pohjavesialueiden kohdalla tapahtuu pohjaveden purkautumista lahteen. Näytteenottolinja muodostettiin Viinavaaran-Tahvananmäen pohjavesialueen kohdalle, johon oli vuonna 2016 asennettu muovikaivo PMe K1 rantaviivan tuntumaan (kuva 10). Varsinaisena pohjaveden havaintopaikkana käytettiin vuonna 2013 asennettua pohjavesiputkea Vii E0813. Mehtolanlahdella havaittiin olevan kymmenien senttimetrien paksuudelta sedimenttiä heti rantaviivasta lähtien. Näytteenottolinjan kohdalla kasvillisuusvyöhyke oli erittäin rehevä.

3.2.3 Ristilahti

Tässä työssä Ristilahtea ja Haudanlahtea tarkastellaan yhtenä alueena ja niiden valuma-alueet ovat myös yhdistetty (kuva 10). Ristilahteen ja Haudanlahteen tulevat merkittävimmät uomat ovat Kuolemalamminjoki, Haukolanjoki, Sahinoja ja Vinosillanoja (kuva 35). Vesi purkautuu Ristilahdesta Mehtolanlahteen Kikonsalmen kautta. Pintavedenlaatutietoja on saatavissa havaintopaikasta Puruvesi 8 Ristilahti vuodesta 1976 lähtien yhteensä 39 näytteen verran. Tosin aikaväleiltä 1977-1988 ja 1991-2000 ei ole näytteitä. (Ympäristöhallinto 2018c)

Ristilahden ja Haudanlahden rannoille rajoittuu neljä eri pohjavesialuetta (Ympäristöhallinto 2018b). Ristilahden ympäristö sijoittuu II Salpausselän reunamuodostuman reunamille (Hatakka 2017, s. 94). Pohjavettä havaittiin purkautuvan Ristilahteen ainakin Purujärven pohjavesialueen kohdalla perustuen sulien paikkojen havainnointiin. Haudanlahden rantoja ei ole tarkastettu sulien purkautumisvyöhykkeiden osalta. Näytteenottolinja perustettiin Koulunlahdelle, missä havaittiin selkeitä purkautumisvyöhykkeitä (kuva 10). Linjan läheisyydessä sijaitsee maatalousalueita. Pohjaveden havaintopaikkana käytettiin valtatie 6 varrella sijaitsevaa kesäasunnon betonirengaskaivoa (PRi Kaivo 92), joka oli 10,4 metriä syvä. Suotautumismittaukset

suoritettiin lahden itäpuolella Purujärven pohjavesialueen kohdalla (kuva 10). Purujärven lopetettua kaatopaikkaa ei havaittu maastossa millään tavalla.

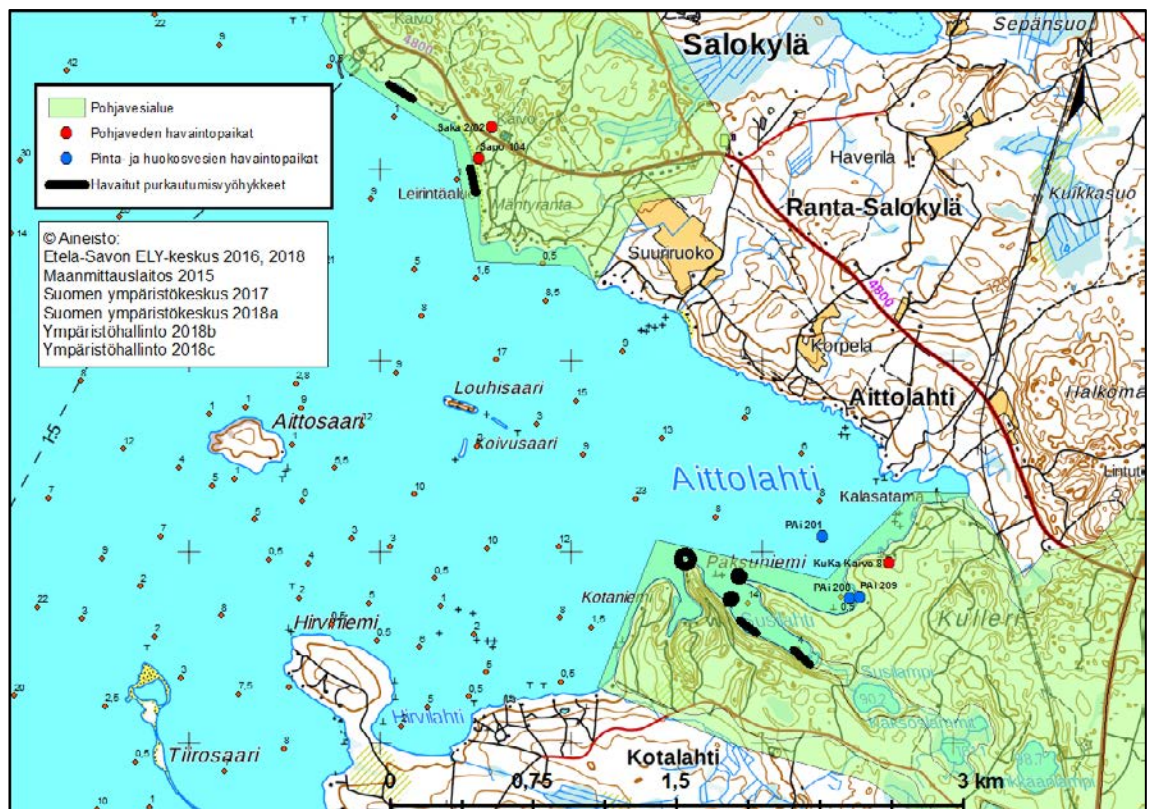


Kuva 10. Pohjavesialueet, havaintopaikat ja havaitut purkautumisvyöhykkeet Purujärven Mehtolanlahden ja Ristilahden ympäristössä.

Vuoden 2015 kevättälvellä Ristilahdella tehdyn sedimenttitutkimuksen mukaan fosforin ja typen varastot lahden sedimentissä ovat erittäin suuret verrattuna ravinteiden kokonaismäärään lahden vesimassassa. Kokonaisfosforia arvioitiin olevan Ristilahden sedimentissä noin 272 000 kg, kun taas Ristilahden järvivedessä arvioitu määrä oli 84 kg. Riski sisäiselle kuormitukselle on erittäin suuri, sillä 25 tehdystä redoxpotentialimittauksesta ainoastaan kaksi ylittivät arvon +300 mV. Muiden mittausten tulokset vaihtelivat välillä -142 mV-+215mV, joten useimpien mittausten perusteella sisäkuormitteisuutta esiintyi todella laajasti kyseisenä ajankohtana. Sedimentin keskimääräinen paksuus oli 1,05 m Ristilahdessa. (Tossavainen 2015, s. 27, 35-38) Sedimenttivapaan vyöhykkeen havaittiin olevan rannoilla enintään noin 10 metrin levyinen. Ristilahdella ja Mehtolanlahdella vuonna 2011 todettu yli 10 km² laajuinen sinileväkukinta oli todennäköisesti käynnistynyt sisäkuormitusmekanismin vaikutuksesta (Sojakka 2019).

3.2.4 Aittolahti

Aittolahti sijaitsee Puruveden itäosassa lähellä Kesälahden taajamaa (kuva 11). Tässä työssä Aittolahti on rajattu muusta Puruvedestä Paksuniemen kohdalta (Huttunen 2018). Poikkeuksena muista kohdelahdista Aittolahti on muodoltaan avonainen. Merkittävimpiä Aittolahteen laskevia uomia ovat Susilammesta laskeva uoma, sekä Aittolahden pohjukkaan laskevat ojat. Uomat ovat selkeästi pienempiä kuin Ristilahteen ja Enanlahteen laskevat uomat. Tulouomista ei ole olemassa vedenlaatuaineistoja. Vedenlaatatietoja Aittolahdelta on saatavissa havaintopaikasta Puruvesi 122 Aittolahti vuosilta 2001-2013 yhteensä 12 näytteen verran. (Ympäristöhallinto 2018c) Tämä näytenpiste sijaitsee enemmän selkävesillä ja varsin kaukana Aittolahden rannoilta, joten tässä työssä lahden vedenlaatu määritettiin pisteestä PAi 201 (kuva 11).



Kuva 11. Pohjavesialueet, havaintopaikat ja havaitut purkautumisvyöhykkeet Puruveden Aittolahden ympäristössä.

Kullerin pohjavesialue rajoittuu Aittolahden eteläosaan ja sijoittuu II Salpausselän reunamuodostuman tuntumaan. Aittolahden pohjoispuolella sijaitsee lisäksi Putelinmäkien pohjavesialue (Ympäristöhallinto 2018b), jossa on suoritettu vähäisiä näytteenottoja pohja- ja pintavesistä. Pohjaveden purkautumisalueita on havaittu jään päältä sulina rantoina erityisesti Susilahden ympäristössä sekä Putelinmäkien kohdalla

(kuva 11). Aittolahdella sedimenttiä ei havaittu näkösyvyyden puitteissa. Näytteenottolinja sijoitettiin Pieneen Aittolahteen, koska muut rannat olivat pääosin hyvin kivisiä, mikä esti huokosvesinäytteiden ottamisen. Pohjaveden havaintopaikkana käytettiin kesäasunnon betonirengaskaivoa (Kuka Kaivo 8), joka oli noin 6,7 metriä syvä maanpinnasta. Kaivo ei ollut enää käytössä ja se sijaitsi hieman sivussa muista näytepisteistä.

4 TUTKIMUSMENETELMÄT

4.1 Purkautumisvyöhykkeiden kartoitukset Puruvedellä

Vuosina 2016 ja 2018 kartoitettiin pohjaveden purkautumisen aiheuttamia sulia rantavyöhykkeitä jääpeitteisyyden aikana (kuva 12). Havainnointi suoritettiin ELY-keskuksen toimesta ja aineistossa ei ole kansalaishavaintoja. Puruveden rannoista on käyty läpi kaikki ne, joissa maalaji oli luokitukseltaan karkeaa lajittunutta lukuun ottamatta Haudanlahtea (liite 1). Tarkasteluja tehtiin myös paljon muunlaisen maaperän omaavilla rannoilla (Puruveden etelä- ja itäosa lähes kokonaan sekä Hummonselän alue), mutta sulia rantoja ei juurikaan löydetty. (Petäjä-Ronkainen 2018; ESA ELY 2016 & 2018) Kartoituksen yhteydessä havaitut sulat pohjaveden purkautumisvyöhykkeet on esitetty kuvassa 13.

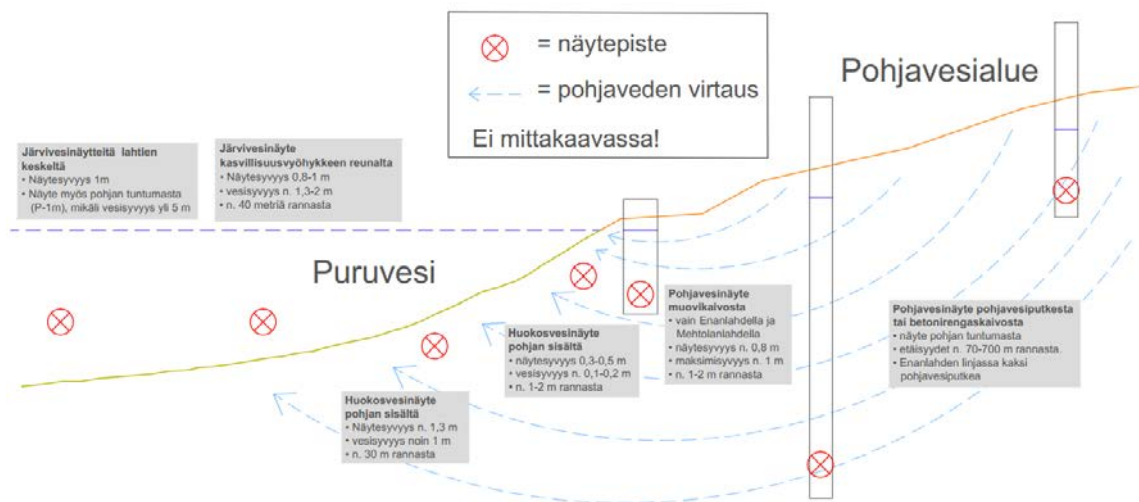


Kuva 12. Huokosvesinäytteenotto sulasta pohjaveden purkautumispaikasta Puruveden Ristilahdella (kuva: Nenonen N., 2018).

Kuva 13. Puruvedellä havaitut pohjaveden purkautumispaikat vuosien 2016 ja 2018 maastohavaintojen perusteella.

4.2 Näytteenotto

Jokaiselle kohdealueelle muodostettiin niin sanottu näytteenottolinja, joista vesinäytteitä otettiin pohja-, pinta- ja huokosvesistä (kuva 14). Linjat sijoituivat kohdelahdilla pohjavesialueen ja lahden rajapinnan lähimaastoon. Näytteenotto toistettiin kesän 2018 aikana neljä kertaa, jotta vedenlaatu- ja isotooppi tulokset saatiin määritettyä luotettavasti. Samalla merkkiaineiden ja vedenlaadun muutoksia pystyttiin seuraamaan muutaman kuukauden aikajänteellä. Osasta havaintopaikoista näytteet otettiin jokaisella kerralla ja osasta niin monta kertaa kuin katsottiin tarpeelliseksi riittävän luotettavuuden saavuttamiseksi. Yhteisinä havaintopaikkoina eri lahdissa olivat huokosvesinäytepisteet noin kahden metrin etäisyydellä rantaviivasta sekä noin 30 metrin etäisyydellä rantaviivasta vesisyvyyden ollessa metrin luokkaa. Lisäksi jokaisesta lahdesta otettiin yhden metrin syvyydestä pintavesinäyte kasvillisuusvyöhykkeen reunalta tai 1,5 metrin vesisyvyydeltä. Tällä tavoin kasvillisuudesta ja pohjasta irtoavien partikkeleiden vaikutukset tuloksiin estettiin näytesyvyyden ollessa kuitenkin tavanomainen. Edellä mainituista havaintopaikoista näytteet otettiin neljä kertaa. Kaikkien lahtien keskeltä otettiin myös pintavesinäytteitä 2-3 kertaa/lahti. Enanlahdella ja Aittolahdella näytteet otettiin tuolloin sekä yhden metrin syvyydeltä että yhden metrin pohjan yläpuolelta.



Kuva 14. Konseptuaalinen kuva näytteenottolinjasta.

Kaikista vesistä analysoitiin veden stabiilit isotoopit ^{18}O ja ^2H , mutta muuten analytiikka vaihteli erikseen pohja-, pinta ja huokosvesille, koska määritykset optimoitiin kullekin vesijakeille sopiviksi (taulukko 6). Pohjavesivaikutteisuuden selvittämiseen merkkiaineina käytettiin isotooppien lisäksi piidioksidia, kalsiumia ja magnesiumia.

Pohjavesinäytteistä ja järvenpohjan sisältä kerätyistä huokosvesinäytteistä analysoitiin ainoastaan liukoiset pitoisuudet (suodatus 0,45 µm suodattimella), sillä tavoitteena oli tarkastella vain näiden aineiden kulkeutumista. Huokosvesistä ei otettu happinäytteitä, koska pumppausmenetelmä aiheuttaa merkittäviä häiriöitä kaasunäytteisiin. Pohja- ja järvivesien happinäytteet kestävöitiin välittömästi hiospullon täytön ja juoksutuksen jälkeen. Hiospullo on lasinen näyteasia, joka suljetaan lasisella kartionmuotoisella hiostulpalla täysin ilmattomaksi.

Taulukko 6. Eri vesinäytteistä määritetyt analyysit.

Suure	Yksikkö	Pohjavesi	Pintavesi	Huokosvesi
Sameus (TURB)	NTU		X	
Väriluku (CNR)	mg Pt/l		X	
pH (PH)	pH-luku	X	X	X
Sähkönjohtavuus (COND)	mS/m	X	X	X
Happi, liukoinen (O2D)	mg/l	X	X	
Hapen kyllästymisprosentti (O2S)	%	X	X	
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN)	mg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Orgaaninen kokonaishiili (TOC)	mg/l		X	
Epäorgaaninen kokonaishiili (TIC)	mg/l		X	
Orgaaninen hiili, liukoinen (DOC)	mg/l	X		X
Epäorgaaninen hiili, liukoinen (DIC)	mg/l	X		X
Kloridi (CL)	mg/l	X	X	X
Kokonaistyppe (NTOT)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Ammonium typpenä (NH4N)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Nitriitti-nitraatti typpenä (NO23-N)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Kokonaisfosfori (PTOT)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Fosfaatti fosforina (PO4P)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	X	X	X
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	X	X	X
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	X	X	X
Mangaani (MN)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)
Rauta (FE)	µg/l	X (liukoinen)	X	X (liukoinen)

Isotooppinäytteet otettiin 50 ml:n propeenisiin sentrifugiputkiin. Näyteputkeen jäävä ilman määrä pyrittiin minimoimaan haihdunnan fraktioivan vaikutuksen estämiseksi. Isotooppinäytteet pyrittiin pitämään tasaisessa lämpötilassa valolta suojattuna kuljetuksien ja säilytyksen ajan. Näytteenoton ja analysoinnin välillä ne varastoitiin jääkaapeissa ja kuljetettiin kylmälaukuissa kylmävaraajien kanssa. Vedenlaatuanalyysija varten käytettiin Eurofins Environment Testing Finland Oy:n toimittamia ja esikäsittelemiä pulloja. Happinäytteet otettiin 100 ml:n hiostulpallisiin lasipulloihin. Näytteet toimitettiin Savonlinnasta Lahteen matkahuollon välityksellä.

Kylmälaukut varustettiin uusilla kylmävaraajilla ennen lähettämistä. Vedenlaadun analyysit tehtiin näytteenottoa seuraavana päivänä.

4.2.1 Pohjavesinäytteenotto

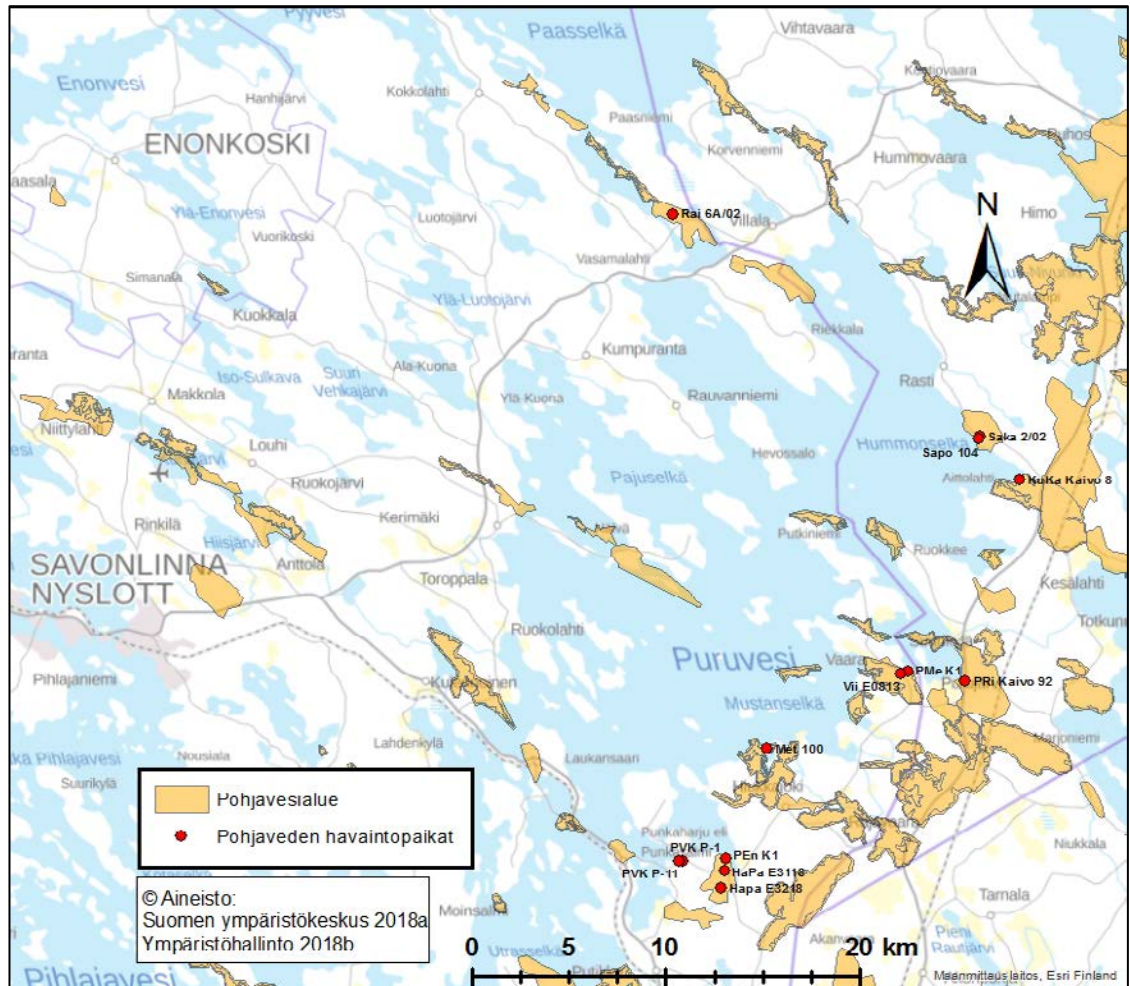
Pohjavesien näytteenotossa käytettiin SS-Monsoon pumppua (kuva 15). Ruostumattomasta teräksestä valmistettu pumppu toimii 12 voltin akulla ja sen tuotto on portaattomasti säädettävissä. Pohjavesinäyte pyrittiin ottamaan noin 20-50 cm korkeudelta putken tai kaivon pohjasta. Normaalitilanteessa pohjavettä pumpattiin 20 minuuttia ennen näytteenottoa. Tässä ajassa pohjavesiputkien vesi vaihtui kokonaisuudessaan. Pumppausta jatkettiin, mikäli vesi ei ollut täysin kirkastunut tai asennettu pohjavesiputki oli täysin uusi. Pumppausta ei kuitenkaan jatkettu yli 35 minuuttia. Betonirengaskaivojen pohjavettä ei pystytty kokonaan vaihtamaan käytetyllä laitteistolla suurien vesimäärien vuoksi. Lämpötila mitattiin tavallisella yleiskäyttöisellä lämpömittarilla näytepullosta. Näytepullon vesi vaihdettiin, jonka jälkeen tarvittavat näytepullot täytettiin.



Kuva 15. Pohjavesinäytteenotto SS-Monsoon uppopumpulla havaintopaikalla HaPa E3118 (kuva: Huotari E., 2018).

Pohjaveden isotooppikoostumuksia Puruveden alueella on määritetty vuosina 2016- 2018 seitsemästä eri pohjavesiputkesta, neljästä eri kiinteistöjen betonirengaskaivosta ja

kahdesta rantaviivan tuntumaan kaivetusta muovikaivosta (kuva 16; liite 8). Metelinharjun kaivon 100 tulos tosin jouduttiin hylkäämään, koska isotooppikoostumuksissa havaittiin selkeästi pintaveden vaikutus (kuva 24; liite 8). Pohjavesien laatu määritettiin kuudesta eri pohjavesiputkesta ja neljästä kaivosta ainoastaan vuoden 2018 näytteenoton perusteella (liite 14).



Kuva 16. Pohjavesien näytteenottopaikat.

Pohjaveden keskimääräinen isotooppikoostumus määritettiin myös vertailukohdaksi Kortelaisen & Karhun (2004, s. 149) määrittämillä empiirisillä yhtälöillä (yhtälöt 14 ja 15), jotka riippuvat vuotuisesta keskilämpötilasta.

$$\delta^{18}O = 0,53t_a - 14,42 \quad (14)$$

$$\delta^2H = 4,51t_a - 106,15 \quad (15)$$

missä t_a on vuoden keskilämpötila maanpinnalla [°C].

4.2.2 Pintavesinäytteenotto

Järvivesinäytteenotto suoritettiin 2 litran Limnos -vesinoutimella. Ennen varsinaista näytteenottoa Limnoksella otettiin yksi näyte vettä, joka tyhjennettiin takaisin järveen. Tämän jälkeen otettiin varsinaiset näytteet niin useasti samasta syvyydestä, että vaaditut näyteastiat saatiin täytettyä. Järviveden lämpötila luettiin Limnoksen omasta mittarista.

Ristilahden tulouomista (liitteet 11 ja 19) näytteet otettiin varsinoutimella, jossa astiana oli 1 litran näytepullo. Lämpötila mitattiin tavallisella yleiskäyttöisellä lämpömittarilla näytepullosta. Tarvittavat näytepullot täytettiin kaatamalla vesi 1 litran pullosta varsinaisiin näytepulloihin. Kuolemalamminjoen ja Haukolanjoen isotooppisuhteiksi valittiin 11.9.2018 saadut tulokset, koska tuolloin näytteet otettiin aivan uomien ja lahtien yhtymäkohdasta. Sahinojan ja Vinosillanojan isotooppisuhteet on laskettu 23.8.- ja 11.9.2018 näytteenottojen tuloksien keskiarvona. (liite 11)

Puruvedestä on otettu isotooppinäytteitä myös vuosina 2016 ja 2017. Vuonna 2016 näytteitä on otettu Enanlahden, Metelinharjun, Susilahden ja Putelinmäkien alueilla pohjavesialueiden läheltä (liite 12). Näytteitä on otettu sekä rantaviivan läheltä, useiden metrien päästä sekä kauempaa rannasta. Näiden näytteiden perusteella pohjaveden vaikutusta ei kuitenkaan voitu juuri havaita. Ainoastaan yhdessä pohjasta otetussa näytteessä havaittiin viitteitä pohjaveden suuremmasta osuudesta. Heinä-elokuun taitteessa vuonna 2017 Jyväskylän yliopisto ja Oulun yliopisto olivat ottaneet ja analysoineet Freshabit-tutkimuksien yhteydessä Hummonselän alueelta yhteensä 113 isotooppinäytettä, joista 64 oli pohjan tuntumasta (liite 13). Näytteistä ei voitu havaita analysaattorin tarkkuuden puitteissa luotettavasti selkeää pohjavesisignaalia. Vuosien 2016 ja 2017 isotooppiaineistoja ei sisällytetty tämän työn aineistoihin, koska näytteet on otettu eri vuosina ja ne ovat eri alueilta.

4.2.3 Huokosvesinäytteenotto

Vesinäytteet pohjan sisältä kivennäismaasta saatiin Oulun yliopistolla rakennetulla näytteenottimella (kuvat 12 ja 17). Näytteenottimen toiminta perustuu siihen, että vesi imetään käsipumpulla luodulla alipaineella näytteenottimen siiviläkärjen kautta putkea pitkin pulloon. Näyte imettiin noin 20-30 cm syvyydeltä pohjan sisältä kivennäismaasta. Syvemmällä tapahtuvassa näytteenotossa käytettiin jatkovartta, jotta näytteenotinta pystyi käyttämään pinnan yläpuolelta (kuva 17). Näytteenotto ei onnistunut näissä

pisteissä mistä tahansa, koska hieno maa-aines tukki näytteenottimen siivilän useissa kohdissa. Vettä pyrittiin pumppaamaan vähintään 3 kertaa näytteenottimen oman astian verran (noin 2 dl) ennen varsinaista näytteenottoa. Lämpötila mitattiin tavallisella yleiskäyttöisellä lämpömittarilla näytteenottimen pullosta ennen näytteenottoa. Näyte otettiin pumppaamalla näytteenottimen omaan säiliöön vettä ja kaatamalla vesi siitä varsinaisiin näytepulloihin. Näytteet sisälsivät usein merkittävästi sedimenttiä tai kivennäismaata, joten huokosvesinäytteistä analysoitiin ainoastaan liukoisia pitoisuuksia. Tällöin kaikki kiintoaines suodattuu pois laboratorion esikäsittelyssä eli $0,45\ \mu\text{m}$ suodatuksessa.



Kuva 17. Huokosvesinäytteenotto kahlaamalla jatkovarren kanssa Mehtolanlahdella (kuva: Huotari E., 2018).

Huokosvesinäytteenoton toimivuutta kokeiltiin huhtikuussa 2018 ottamalla huokosvesinäytteitä sulista pohjaveden purkautumisvyöhykkeistä (kuva 12). Jääpeitteisenä aikana tuulet ja pintavalunta eivät pääse sekoittamaan rantojen vesiä. Näytteistä analysoitiin ainoastaan isotoopit, joiden mukaan isotooppikoostumus vastasi täysin pohjavettä yhtä näytettä lukuun ottamatta (liite 11). Tällä perusteella huokosvesiä voitiin käyttää kuvaamaan suotautuvan pohjaveden laatua varsinaisessa näytteenotossa.

Avovesikaudella pohjaveden ja pintaveden välissä virtauksissa saattaa esiintyä poikkeamia johtuen sään vaikutuksesta.

4.2.4 Sadannan kuukausinäytteet

Varsinaisesta sadevesinäytteenotosta Puruveden alueella vastaa Pro Puruvesi ry. Sadevesistä analysoitiin ainoastaan veden stabiilit isotoopit ^{18}O ja ^2H . Sadannan isotooppinäytteitä on Puruvedellä kerätty heinäkuusta 2016 lähtien Oulun yliopiston toimittamien sade- ja lumikeräimen avulla. Näytteet on analysoitu Oulun yliopistolla. Kuukausinäytteiden lisäksi 13.4.2018 otettiin luminäytteenottomella kaksi luminäytettä Puruveden pohjois- ja itäosista koko lumivaipan paksuudelta ja yksi sadevesinäyte otettiin 3.7.2018 tavallisella muovisangolla Naaranlahden rannalla (liite 7).

Sadannan keskimääräinen isotooppikoostumus määritettiin kolmella eri menetelmällä. Kuukausittaisista sadenäytteistä laskettiin isotooppisuhteiden painotettu keskiarvo yhtälön 16 avulla. Kuukausittaisten sadenäytteiden isotooppikoostumukset ja vesimäärät sadekeräimessä on esitetty liitteessä 7. Kaikki maaliskuun ja huhtikuun tulokset poistettiin keskiarvoista (kts. kappale 5.1.1), jolloin hyväksytyjä näytteitä oli 21:ltä eri kuukaudelta. Vesimäärien summa keräimessä oli näinä kuukausina 12 330 ml. Sadannan mittausjakso ajoittui kahden kokonaisen vuoden ja yhden kuukauden ajalle, jolloin painotettu keskiarvo huomioi sadannan määrän ja isotooppikoostumuksen vaihtelut eri vuodenaikojen välillä (Dansgaard 1964, s. 451-453).

$$\delta_m = \frac{1}{P} \sum_{i=1}^n (p_i \cdot \delta_i) \quad (16)$$

missä δ_m on keskimääräinen painotettu isotooppisuhte [%],
 P on sadannan vesimäärien summa keräimessä tarkastelujaksolla [ml],
 n on kuukausinäytteiden määrä [kpl],
 p_i on kuukauden sadannan vesimäärä keräimessä [ml] ja
 δ_i on kuukausinäytteen isotooppisuhte [%].

Sateen keskimääräinen isotooppikoostumus laskettiin myös LMWL-suoran ja haihduntasuoran leikkauspisteen arvona (Domenico & Schwartz, s. 279-280) sekä Dansgaardin (1964, s. 443) määrittämällä empiirisillä yhtälöillä (17 ja 18). Vuotuinen keskilämpötila oli ollut $3,71\text{ }^{\circ}\text{C}$ Savonlinnan Punkaharjun Laukansaaren havaintoasemalla vuosina 1961-2017 (Ilmatieteenlaitos 2018a).

$$\delta^{18}O = 0,695t_a - 13,6\text{‰} \quad (17)$$

$$\delta^2H = 5,6t_a - 100\text{‰} \quad (18)$$

missä t_a on vuoden keskilämpötila maanpinnalla [$^{\circ}\text{C}$].

4.3 Isotooppisuhteiden analysointi

Veden stabiilit isotoopit ^{18}O ja ^2H määritettiin Picarro L2120-i-analysaattorilla. Analysaattorin toiminta perustuu ontelovaimennusspektroskopiaan (cavity ring-down spectroscopy (CRDS)). Menetelmässä määritetään näytteen absorptiospektri optiseen kammioon johdetun lasersäteen avulla. (Picarro 2018) Analysaattori on kalibroitu ja sekundääristandardien arvot ovat määritetty käyttämällä VSMOW2 ja SLAP2 primääristandardeja (Luusua 2018). Sekundääristandardeina käytettiin Hawaii Deep Blue merivettä, Oulujoen vedestä puhdistettua Oulun hanavettä (otettu syksyllä 2016) ja Virossa otettua syvien maakerrosten fossiilista ja deglasiaalista pohjavettä. Niiden kalibroidut arvot ovat esitetty taulukossa 7. Sekundääristandardien isotooppikoostumukset kattoivat varsinaisten näytteiden vaihteluvälin.

Taulukko 7. Sekundääristandardien kalibroidut δ -arvot (Luusua 2018).

Sekundääristandardi	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$
Hawaii Deep Blue	-0,3 ‰	-1 ‰
Oulun hanavesi	-11,2 ‰	-84,5 ‰
Viron deglasiaalinen pohjavesi	-21 ‰	-157 ‰

Tätä diplomityötä varten isotooppinäytteet analysoitiin pääasiassa vain 8-12 näytteen sarjoissa, joiden alkuun ja loppuun asetettiin sekundääristandardit. Kyseisellä analysaattorilla tulosten tarkkuuden on havaittu olevan parempi, kun analysointi suoritetaan lyhyinä sarjoina. Kukin isotooppinäyte analysoitiin kahdeksan kertaa, joista kolme ensimmäistä injektointia hylättiin. Näillä keinoin tulosten luotettavuus on parempi ja edellisen näytteen vaikutus seuraavaan pienenee. Näyteinjektio hylättiin myös, mikäli vesihöyryn konsentraatio ei ollut välillä 17 000-23 000 ppmv. Näytesarjan analyysi

hyväksyttiin, mikäli kaikkien sekundääristandardien $\delta^{18}\text{O}$ arvojen ero sarjan alussa ja lopussa oli alle 0,3 ‰.

4.4 Suotautumismittaukset Ristilahdella

Suotautumismittauksia lahtien pohjien läpi suoritettiin purkautuvan pohjaveden määrän arvioimiseksi. Suotautumismittauksin varmistuu myös alueen pohjavesi-pintavesi vaikutteisuus, vaikka se voidaan todeta myös isotooppinäytteiden perusteella sekä jään päältä tehdyin tarkasteluin. Suotautumismittauksia suoritettiin lopulta vain yhdessä kohteessa Ristilahdella Purujärven pohjavesialueen reunalla (kuva 18) johtuen teknisistä ongelmista, sääoloista ja asennuksen haasteista. Hyväksytyt mittaukset suoritettiin aikavälillä 10.–14.9.2018. Laajat kasvillisuusvyöhykkeet ja järven pohjan materiaalit rajoittivat mittauspaikan sijaintia voimakkaasti, minkä vuoksi mittarit lopulta asennettiin noin 10 metrin etäisyydelle toisistaan ja lähes samalle etäisyydelle rantaviivasta (liite 20). Tällä tavoin mittauksilla saatiin tietoa suotautumisen pienimittakaavaisesta vaihtelusta ja kyseisen rannan suotautuminen saatiin määritettyä melko luotettavasti. Suotautumisen laajemman mittakaavan vaihtelusta ei kuitenkaan saatu mittaustuloksia, mikä tulee huomioda tuloksia yleistettäessä. Suotautumisen ajallista vaihtelua ei myöskään voitu arvioida, sillä mittauksissa oli haasteita. Suotautumismittaukset pyrittiin toistamaan useita kertoja samassa kohdassa, jotta tuloksille saatiin mahdollisimman hyvä luotettavuus.



Kuva 18. Suotautumismittausten suorituspaikka Ristilahdella (kuva: Uusitalo J., 2018).

Suotautumismittarit rakennettiin Lee:n (1977) ja Ala-ahon (2010) periaatteiden ja kokemusten pohjalta. Suotautumismittausten mahdolliset virhelähteet minimoitiin Rosenberry et al. (2008, s. 61-65) mukaan. Vettä keräävänä osana mittauksissa toimivat 200 litran muovitynnyrit, jotka leikattiin poikki noin 12-30 cm:n korkeudelta (liite 20). Muovisiin tynnyreihin päädyttiin ruostumattomuuden ja käsiteltävyyden perusteella. Muovitynnyri on hieman herkempi muodonmuutoksille, mutta niitä ei kuitenkaan havaittu järveen asentamisen jälkeen. Tynnyrin seinämä teroitettiin kulmahiomakoneella katkaisukohdasta, jotta asentaminen olisi helpompaa järven pohjaan. Muovitynnyrin havaittiin pysyvän pohjassa kovallakin myrskyllä, kunhan asennus oli tehty huolellisesti.

Tynnyrien halkaisija oli noin 55-56 cm leikkauskohdalta (liite 20). Leikattuihin tynnyreihin tehtiin kaksi eri vaihtoehtoa läpiviennille. Halkaisijaltaan 21 mm:n reiät porattiin tynnyrin pohjan päälle korkeimpaan kohtaan sekä tynnyrin kylkeen mahdollisimman ylös pohjan tuntumaan. Suotautumismittaria voi siten käyttää hyvin matalassakin vedessä, kun käytetään sivulla olevaa läpivienttiä. Haluttuun reikään asennettiin läpivientinippa tiivisteineen ja toinen reikä suljettiin kumitulpalla. Lisäksi tynnyrin pohjan päälle porattiin myös 9 mm:n reikä ilman ja muiden kaasujen poistoa varten. Asennusvaiheessa ilman havaittiin poistuvan ilmausreiän kautta tehokkaammin ja varmemmin kuin läpiviennin ja letkun kautta.

Letkuna käytettiin jäykkää 19 mm:n eteeni-propeenikumiletkaa (EPDM), jonka poikkileikkaus ei juurikaan muutu letkua taitettaessa. Jokaista tynnyriä varten leikattiin noin 1 metrin mittainen letku. Letkun päähän asennettiin kysiliittimin 20 mm palloventtiili, johon kiinnitettiin muovipussi tiiviisti letkunkiristimen ja tiivisteiden avulla. Tiivisteinä käytettiin 25 mm muotonauhaa. Läpivienti, letku ja palloventtiili valittiin halkaisijaltaan verrattain suuriksi, jotta virtausvastus olisi mahdollisimman pieni (Ala-aho 2010, s. 43). Laitteiston kaikki liitokset tiivistettiin joko tiivisteitä tai letkunkiristimiä käyttämällä, minkä jälkeen liitokset koestettiin vuotojen varalta ennen laitteiden asentamista. Letkun on syytä olla paikallaan tynnyriä asennettaessa, mutta palloventtiili ja muovipussi asennetaan paikalleen vasta mittauksen alkaessa.

Muovipusseina käytettiin seinämävahvuudeltaan 0,05 millimetrin ja tilavuudeltaan 4 litran polyeteenipusseja. Pussien on todettu olevan tarpeeksi ohuita virtausvastuksen minimoimiseksi, mutta riittävän vahvoja kestämään järvessä kohtalaisen tuulen aikana (Ala-aho 2010, s. 43). Pussin ja palloventtiilin välisen liitoksen tiiviys sekä pussin ehjyys

tarkistettiin aina ennen mittauksen aloitusta laittamalla pussiin vettä ja kääntelemällä sekä puristelemalla sitä venttiilin ollessa kiinni.

Leikatut tynnyrit asennettiin väärin päin lahden pohjaan muutaman metrin etäisyydelle rantaviivasta vesisyvyyden ollessa noin 35-48 cm (liite 20). Asentaminen suoritettiin painamalla ja samalla kiertämällä tynnyriä pohjan sisään. Tällä tavoin sen reuna saatiin yli 5 cm:n syvyydelle pohjan sisään. Kuvassa 19 on esitetty suotautumismittari asennettuna Ristilahdella.



Kuva 19. Suotautumismittaus käynnissä Ristilahdella (kuva: Uusitalo J., 2018).

Tynnyrin asennuksen tiiviys järven pohjassa varmistettiin tunnustelemalla käsin tynnyrin vierusta. Asennus oli tiivis, kun leikattu pinta oli yli 5 cm syvyydessä ja sitä ei tuntunut käsin painelemalla tynnyrin vierestä. Pienetkin kivet sekä kasvien varret ja -juuret estivät muovisen tynnyrin tiiviin asennuksen. Tynnyreiden annettiin olla järven pohjassa lähes 17 tunnin ajan ennen kuin ensimmäinen hyväksytty mittausjakso aloitettiin. Tällä aikavälillä asennuksen yhteydessä irronnut sedimentti asettuu tasapainotilaan. Pohja- ja pintaveden välinen virtauskenttä palautuu myös lähes normaaliksi ja saavuttaa tasapainotilan. Hiekkapohjaisissa kohteissa muutaman tunnin tasoittumisaika on useissa

tutkimuksissa havaittu riittäväksi (Rosenberry et al. 2008, s. 61). Asettumisajan jälkeen tynnyreiden lähellä liikkumista pyrittiin välttämään, jotta virtauskenttä ei häiriintyisi.

Ennen mittausta pussi esitäytettiin noin 1 litralla järvivettä ja ilma poistettiin laittamalla pussi veden alle venttiilin ollessa auki. Palloventtiili asetettiin veden pinnan tasoon ja suljettiin, jonka jälkeen aloituspaino punnittiin. Kenttätutkimusten aikana havaittiin, että tyhjä pussi saattaa aiheuttaa vastusta veden virtaukseen. Mittausaika vaihteli noin 6-14 tunnin välillä (liite 20). Tässä ajassa saatiin havaittavia tuloksia ja pussit eivät täyttyneet liian paljon. Pussien täytyessä veden virtausvastus kasvaa, mikä aiheuttaa tuloksiin virhettä alaspäin (Rosenberry et al. 2008, s. 63). Mittausaika voisi olla kyseisellä havaintopaikalla jopa 1-2 päivää, sillä suotautuminen oli verrattain hidasta.

Mittausvirheen vähentämiseksi tulokset mitattiin punnitsemalla pussin ja palloventtiilin paino ennen ja jälkeen mittauksen. Punnitusta käyttämällä vähennetään veden siirtämisen tarvetta verrattuna tilavuusmittauksiin. Pussia tyhjennettäessä sen seinämille jää myös aina vesipisaroita. Punnituksessa virhettä minimoitiin kuivaamalla pussin ulkoseinämät aina samalla tavalla. Mittauksissa käytettiin digitaalista keittiövaakaa, jonka tarkkuus on 1 gramma. Vaa'an toiminta validoitiin ennen mittauksia vertaamalla sen tuloksia toisen valmistajan vastaavaan vaakaan. Samasta sijainnista suoritettiin useita eri mittausjaksoja tulosten luotettavuuden parantamiseksi. Tuloksissa ei käytetty korjauskertoimia. (Rosenberry et al. 2008, s. 63-64)

Suotautumisnopeuden laskentaa varten tynnyrin leikatun pinnan sisähalkaisija mitattiin ja sen pinta-ala laskettiin yhtälön 19 avulla.

$$A = \frac{\pi}{4} d^2 \quad (19)$$

missä A on tynnyrin leikatun pinnan pinta-ala [m^2] ja
 d on tynnyrin leikatun pinnan halkaisija [m].

Veden tilavuuden muutos keräyspussissa laskettiin aloitus- ja lopetusmassan sekä veden tiheyden avulla (yhtälö 20).

$$\Delta V = \frac{m_L - m_A}{\rho_V} \quad (20)$$

missä ΔV on veden tilavuuden muutos [l],

m_L on keräyspussin ja palloventtiilin massa lopussa [g],
 m_A on keräyspussin ja palloventtiilin massa alussa [g] ja
 ρ_V on veden tiheys 1000 g/l.

Suotautumisnopeus v_s laskettiin suotautuneen veden tilavuuden, tynnyrin pinta-alan ja mittausajan avulla yhtälön 21 mukaisesti. Suotautumisnopeuden yksikkönä käytettiin cm/d.

$$v_s = \frac{\left(\frac{\Delta V}{1000}\right)}{A} \cdot \frac{100}{t_d} = \frac{0,1\Delta V}{At_d} \quad (21)$$

missä v_s on suotautumisnopeus [cm/d],
 ΔV on veden tilavuuden muutos [l],
 A on tynnyrin leikatun pinnan pinta-ala [m²] ja
 t_d on mittausaika [d].

Jotta järveen suotautuvan veden määrä voidaan laskea tietyn pinta-alan omaavalla vyöhykkeellä, on suotautumisnopeus laskettava myös pinta-alayksikköä kohden. Suotautuvan veden vuo Φ saatiin yhtälön 22 mukaisesti.

$$\Phi = \frac{\left(\frac{\Delta V}{1000 \cdot t_d}\right)}{A} = \frac{v_s}{100} \quad (22)$$

4.5 Teoreettisen suotautumisvyöhykkeen arviointi Ristilahdella

Ristilahden ominaista purkautumisvyöhykettä arvioitiin teoreettisen λ -parametrin avulla (yhtälö 23). Parametri kuvaa tietyn järven ja akviferin välistä pohjaveden pääasiallisen purkautumisvyöhykkeen leveyttä suhteessa rantaviivaan. Pohjaveden kokonaispurkautumisesta 95 % on havaittu suotautuvan vyöhykeleveyden 3 λ sisällä. (de Lange 1998; Hunt et al. 2003, s. 230)

$$\lambda = \sqrt{T \cdot c}, \quad (23)$$

missä λ on suotautumisvyöhykkeen leveys [m],
 T on akviferin transmissiviteetti eli vedenjohtokyky [m²/s] ja
 c on pohjaveden ja pintaveden välissä olevan rajapinnan virtausvastus [s].

Transmissiviteetti T (yhtälö 24) kuvaa vettä johtavan ja vedellä kyllästyneen kerroksen vedenläpäisykykyä. Koko akviferin tarkastelussa transmissiviteetti on sellaisenaan

pätevä vain, jos akviferi on homogeeninen eli vedenjohtavuus on vakio maan poikkileikkauksessa. Muussa tapauksessa vedenjohtavuutta tulisi tarkastella kerroksittain, mikä kuitenkin useimmiten mahdotonta toteuttaa. (Mälkki 1999, s. 42)

$$T = B \cdot K, \quad (24)$$

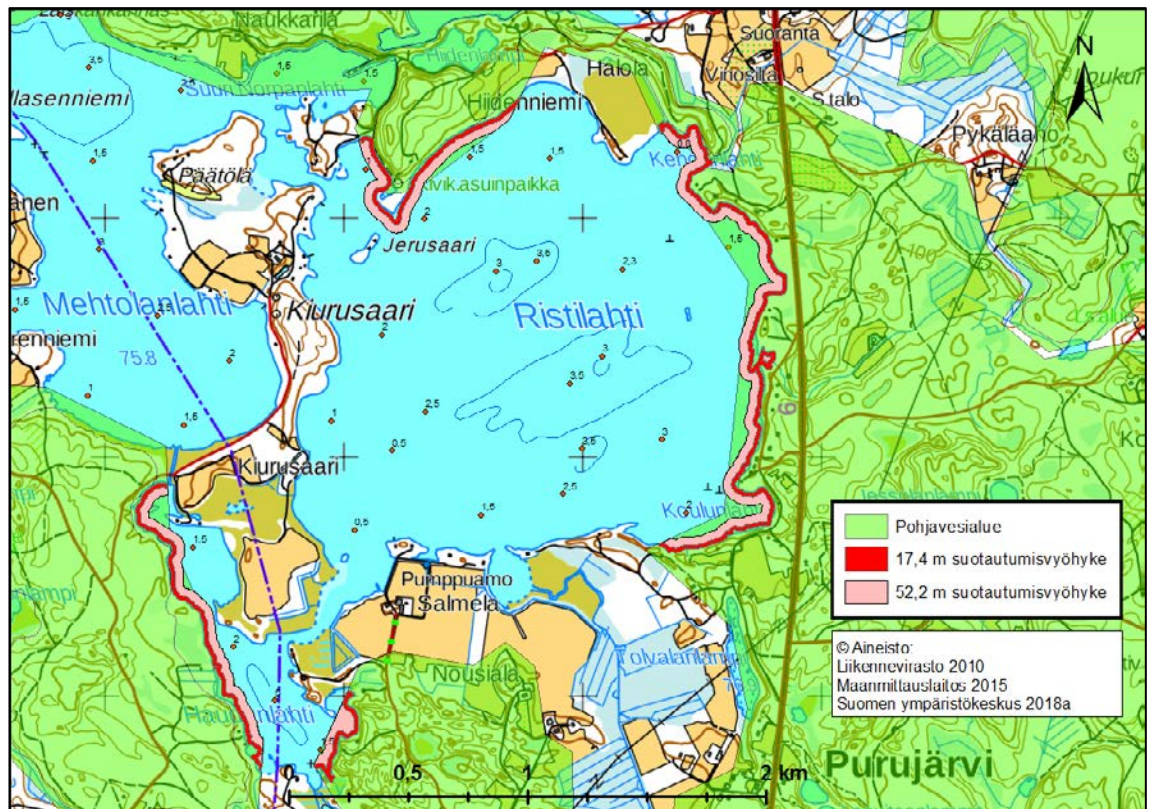
missä B on vedellä kyllästyneen kerroksen paksuus maassa [m] ja
 K on maakerroksen hydraulinen johtavuus [m/s].

Virtausvastus c riippuu vastustavan kerroksen eli yleensä sedimenttikerroksen paksuudesta ja vedenjohtavuudesta (yhtälö 25) (Hunt et al. 2003, s. 230).

$$c = \frac{d}{K_y}, \quad (25)$$

missä d on vastustavan kerroksen (sedimentin) paksuus [m] ja
 K_y on vastustavan kerroksen vertikaalinen hydraulinen johtavuus [m/s].

Suotautuvan pohjaveden määrää koko Ristilahden ja Haudanlahden alueella arvioitiin useiden eri purkautumisvyöhykkeen pinta-alojen avulla. Tällä keinolla saadaan tietoa eri skenaarioiden suuruusluokista, sillä todellisen suotautumisvyöhykkeen pinta-alaa on mahdotonta arvioida edes likimääräisesti ja se ei ole muodoltaan yksiselitteinen. Skenaarioiden perustana käytettiin laskettua λ -parametria sekä vyöhykelevyettä 3λ . Eri purkautumisvyöhykkeet muodostettiin puskuroimalla Ranta10-aineistoa ArcMap:n buffer -työkalulla (kuva 20). Nämä vyöhykkeet muodostettiin lahden kaikille rannoille ja lisäksi vain pohjavesialueisiin rajoittuville rannoille. Ristilahteen purkautuvan pohjaveden kokonaismäärää arvioitiin yleistämällä suotautumismittausten tulos erilaisten purkautumisvyöhykkeiden pinta-aloille.



Kuva 20. Teoreettiset suotautumisvyöhykkeet Ristilahdella kahden eri skenaarion mukaan (pohjavesialueisiin rajoittuvat rannat).

4.6 Virtaamamittaukset

Vesitaseen arviointia varten Ristilahden ja Haudanlahden tulo- ja lähtöuomien virtaamia mitattiin siivikolla ja SonTek-IQ Plus -virtausmittarilla, jonka toiminta perustuu doppler-ilmiöön. Kaikki tässä työssä esitetyt virtaamat on mitattu 10.-14.9.2018. Oulun yliopiston minisiivikkoa käytettiin vain pienimpien uomien eli Sahinojan, Vinosillanojan ja Haudanlahden Puron virtaaman mittaukseen. Siivikko mittasi suoraan virtausnopeutta ja sen tarkkuus oli 0,1 cm/s. Virtausnopeuksien perusteella näiden uomien virtaamat laskettiin HYD-valikossa olevalla ohjelmalla. Kuolemalamminjoessa ja Haukolanjoessa virtaamamittaus tehtiin doppler-laitteella (kuva 21). Laite soveltui hyvin näiden uomien virtaaman määrittämiseen, sillä ne olivat kooltaan sopivia ja niiden virtausnopeus oli liian pieni siivikolle. Lisäksi ne mittasivat pidempää aikasarjaa, jolloin tulosten tarkkuus paranee. Uoman poikkileikkaus tuli määrittää ennen mittauksen aloittamista. Haasteena doppler-mittauksissa olivat pohjan pehmeä sedimentti ja epätasaisuus. Mittauksen havaittiin keskeytyvän, mikäli anturin päälle laskeutui kiintoainesta. Epätasaisella alustalla mittaus joko estyy kokonaan tai sen tarkkuus huononee selkeästi.

Ristilahdesta poistuvan veden virtaaman määrittäminen ei onnistunut käytettävissä olevilla laitteistoilla. Haudanlahden lasku-uoman virtaaman voisi määrittää doppler-laitteella, mutta mittausajan tulisi olla todella pitkäkestoinen, sillä virtaussuunnan havaittiin vaihtelevan uomassa. Kahden elokuussa ja syyskuussa tehdyn lyhytkestoisen mittauksen perusteella virtaaman havaittiin vaihtelevan noin $-0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ ja $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ välillä. Virtaaman suunta vaihtui tuolloin noin 1-2 tunnin välein.



Kuva 21. Virtaamamittaus Haukolanjoesta SonTek-IQ Plus –virtausmittarilla (kuva: Uusitalo J., 2018).

Myös Kikonsalmessa virtaussuunta vaihteli voimakkaasti. Tämä havaittiin silmämääräisesti sekä doppler-laitteella koko vesipatsaan virtausprofiilista. Tutkimuksessa käytetty SonTek-IQ Plus -virtausmittari ei kuitenkaan sovellu hyvin virtaaman mittaamiseen Kikonsalmessa. Salmen leveys (n. 35 m) on suuri verrattuna sen syvyyteen (n. 2,5 m), joten doppler-laite mittaa virtausprofiilin vain muutaman metrin kaistaleelta ja yleistää tuloksen laskennallisesti koko uomaan. Anturin asennus ei onnistunut varren avulla, sillä se ei pysynyt tasapainossa. Pohja oli hyvin kivinen, joten anturin saaminen vaakasuoraan on erittäin vaikeaa, vaikka sen laskisi useiden narujen avulla. Virtaaman määrittämiseksi tulisi suorittaa pitkän aikavälin mittauksia tarkoitukseen soveltuvalla laitteella.

4.7 Sadanta- ja haihdunta-aineistot

Säähavaintoasemista Savonlinna Punkaharju Laukansaari oli kohdelahtia lähimpänä oleva asema, josta oli saatavissa sadantatietoja. Asema sijaitsee Punkaharjun harjumuodostumalla Puruveden ja Pihlajaveden rajalla ja sen etäisyys Ristilahteen on noin 20 km. Havaintoasemalla on tuotettu nykymuotoista sadanta-aineistoa vuodesta 1985 lähtien. Sadanta-aineistojen tuottamisesta vastaa Ilmatieteenlaitos. (Ilmatieteenlaitos 2018b)

Lähin haihdunnan mittausasema, josta oli saatavilla vuoden 2018 tietoja, oli Luonnonvarakeskuksen tutkimusasema Maaningan Halolassa. Asema sijaitsee Ristilahdesta 190 kilometriä linnuntietä luoteeseen. Haihduntaa mitataan asemalla Class A -haihdunta-astialla, jonka pinta-ala on 1,1 m² ja vesisyvyys noin 20 cm. Haihdunta-aineiston tuottamisesta vastaa Suomen ympäristökeskuksen Vesikeskus. (SYKE /Vesikeskus 2018)

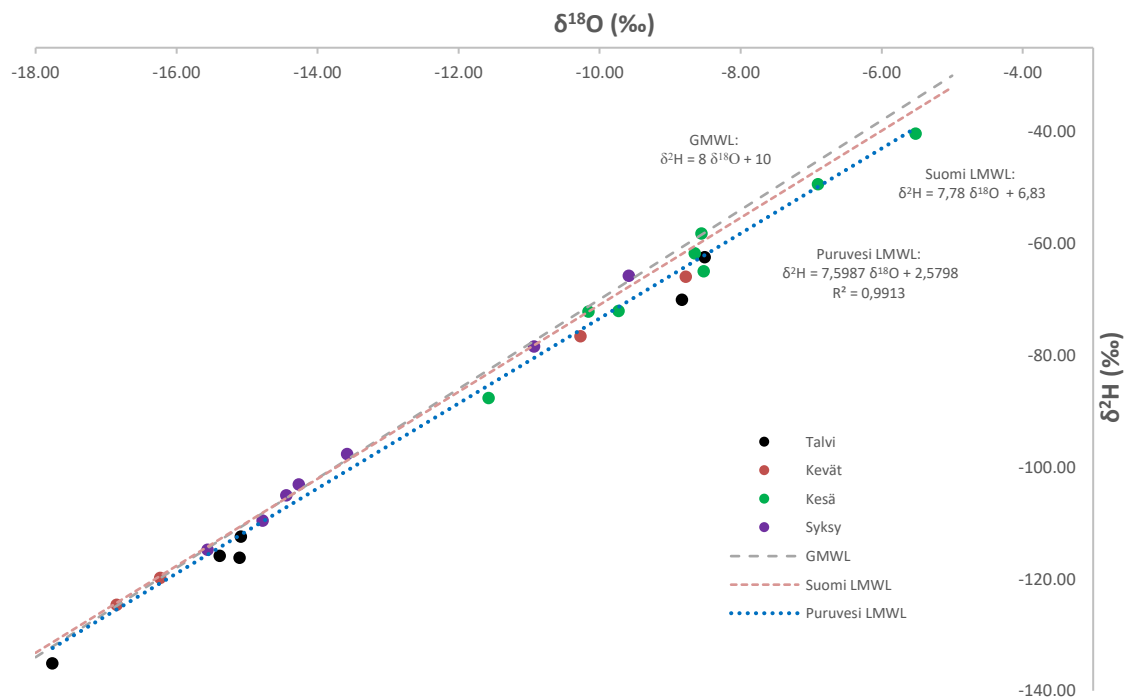
5 TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Veden stabiilit isotoopit

5.1.1 Sadannan isotooppikoostumus

Puruveden LMWL-suora (yhtälö 26, kuva 22) määritettiin sadannan kuukausinäytteiden perusteella, joita on otettu 1.8.2016–1.8.2018 Kerimäellä. Kuukausittaisista sadenäytteistä kaikki maaliskuun ja huhtikuun tulokset hylättiin, koska osassa niistä havaittiin selkeä haihdunnan vaikutus. Tämä liittyy lumisateen luotettavaan mittaamiseen käytetyllä kuukausikeräimellä, sillä keväällä näyte pääsee fraktioitumaan suoraan astiasta. Tällöin näytteen isotooppikoostumus muuttuu.

$$\delta^2H = 7,60 \delta^{18}O + 2,58 \quad (26)$$



Kuva 22. Sadenäytteiden isotooppikoostumukset ja Puruveden LMWL-suora yhdessä yleisen GMWL –suoran ja koko Suomelle määritetyn LMWL-suoran kanssa (Craig 1961; Kyllönen 2018).

Puruveden LMWL-suora saatiin määritettyä hyväksytyjen näytteiden valossa erittäin luotettavasti ($R^2=0,9913$). Suoran kulmakerroin ja vakiotermi poikkeavat kuitenkin selvästi vertailusuorista, koska valtaosa sadenäytteistä sijoittuu $\delta^{18}O$ - δ^2H –kuvaajassa näiden suorien alapuolelle. Ainoastaan syksyn pisteet asettuivat erittäin hyvin

vertailusuorille. Kesällä otetut näytteet olivat lähes poikkeuksetta vertailusuorien alapuolella (kuva 22), mikä todennäköisesti johtuu määrällisestä vaikutuksesta eli sateen aikana tapahtuneesta haihdunnasta (Clark & Fritz 1997, s. 52). Oman vaikutuksensa kesäsateiden isotooppikoostumukseen saattoivat tuoda myös lähellä olevat laajat pintavesialueet, joista haihdunnan rikastuttama pintavesi oli haihtunut ja sekoittunut ilmakehän muun vesihöyryn kanssa sekä lopulta kondensoitunut sadevedeksi (sisämaaeffekti). Isotooppisuhteet olivat yleisesti kaikkein negatiivisimpia talvinäytteissä. Kesän sateissa isotooppiarvot olivat puolestaan suurimmillaan, kun raskaammat isotoopit olivat suhteessa rikastuneet eniten. Joului- ja tammikuun 2017 näytteet sijoittuivat poikkeuksellisesti kuvaajassa vastaten paremmin kesäsadantaa kuin talvisadantaa. Tämä johtui todennäköisesti lämpimästä ajanjaksosta, jolloin oli ollut vesisateita.

Sadannan kuukausinäytteiden sadannalla painotettu keskiarvo on tarkin mahdollinen määrittäminen keskimääräisen kuukauden sadeveden isotooppikoostumuksesta (taulukko 8), vaikka lumikeräin aiheuttikin virhettä vesimäärän mittaukseen ja mahdollisesti talvisadannan isotooppisuhteisiin. LMWL-suoran ja haihduntasuoran leikkauspiste poikkesi tästä melko paljon (5,6 % ja 6,3 % suuremmat δ -arvot) antaen huonoimman arvion. Dansgaardin (1964, s. 443-444) empiiristen yhtälöiden tulokset erosivat myös melko paljon painotetusta keskiarvosta (3,8 % ja 5,8 % pienemmät δ -arvot), mikä johtui luultavimmin siitä, ettei empiirisiä yhtälöitä ole luotu Suomen olosuhteiden perusteella.

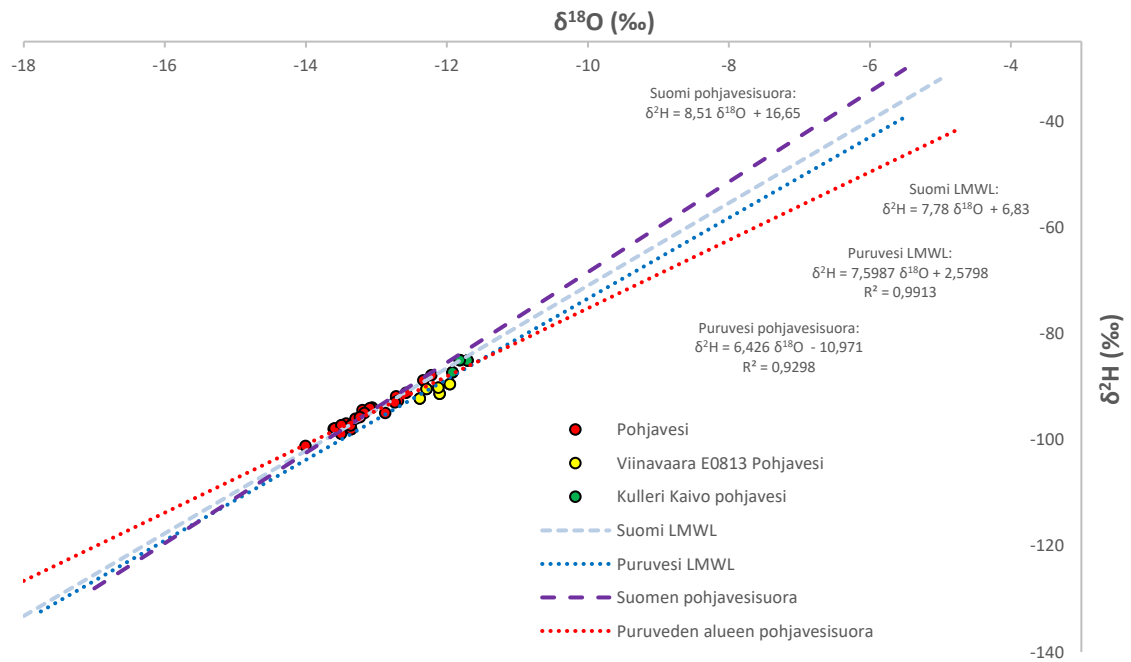
Taulukko 8. Sadannan keskimääräinen isotooppikoostumus.

Isotooppisuhte	Sadannan painotettu keskiarvo	LMWL-suoran ja haihduntasuoran leikkauspiste	Dansgaardin (1964) yhtälöt 17 ja 18
$\delta_m^{18}\text{O}$	-11,46 ‰	- 12,10 ‰	-11,02 ‰
$\delta_m^2\text{H}$	-84,11 ‰	- 89,39 ‰	-79,22 ‰

5.1.2 Pohjavesien isotooppikoostumus

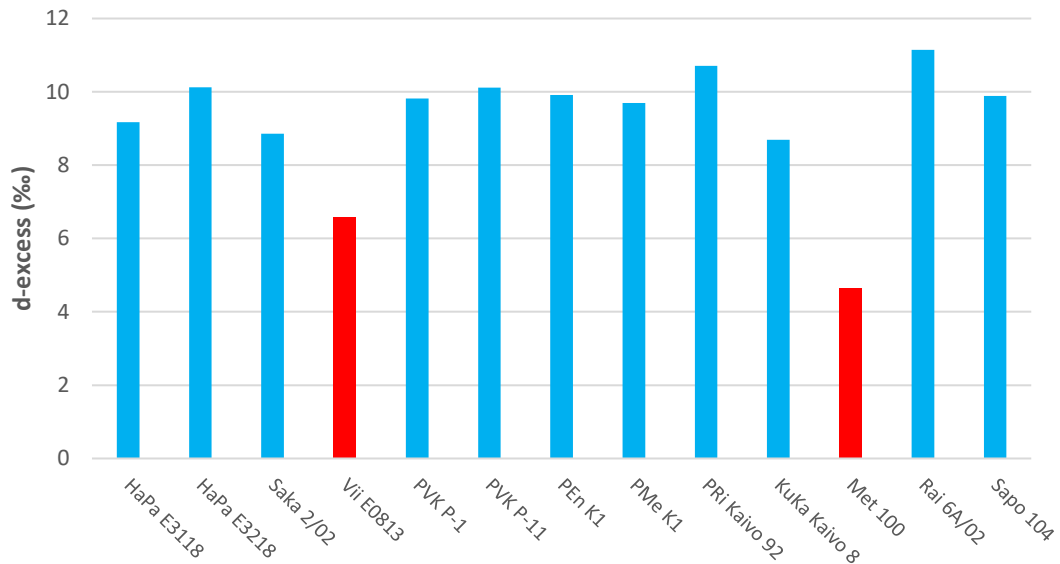
Pohjavesinäytteiden isotooppikoostumukset sekä pohjavesisuoran sovitus (yhtälö 27) on esitetty kuvassa 23. Vertailusuorana käytettiin Kortelaisen & Karhun (2004, s. 150) koko Suomelle määrittämää pohjavesisuoraa.

$$\delta^2\text{H} = 6,43 \delta^{18}\text{O} - 10,97 \quad (27)$$



Kuva 23. Puruveden alueen pohjavesien isotooppikoostumukset ja pohjavesisuora yhdessä Suomelle määritetyn LMWL-suoran kanssa (Kyllönen 2018).

Pohjavesisuoran kulmakerroin ja vakiotermi ovat selkeästi pienemmät kuin Puruveden LMWL-suoran vastaavat arvot. Tämä johtuu pääosin Puruveden Mehtolanlahden valuma-alueen Viinavaara E0813 -pohjavesiputken tuloksista, jotka sijoittuvat kuvaajassa pääosin LMWL-suoran alapuolelle. Havaintopaikan d-excess arvo poikkeaa myös selkeästi tavanomaisen pohjaveden arvoista (kuva 24). Isotooppikoostumuksen perusteella pohjavedessä on selkeä pintavesisignaali, vaikka pohjaveden pinta kyseisessä paikassa on noin 3 metrin syvyydellä ja näyte otettiin noin 22 metrin syvyydeltä maanpinnasta. Tämä viittaa siihen, että haihdunnan rikastuttamaa pintavettä mahdollisesti suotautuu järvestä tai järvistä takaisin pohjavesisysteemiin. Paikan lähellä sijaitsevat myös Ranisenlampi ja Jaakonlampi (liite 4), joista vesi voi olla peräisin. Tämän selvittämiseksi tulisi olla tarkempaa tietoa lampien vesisyvyyksistä, hydraulisesta gradientista alueella ja lampiveden isotooppiarvoista. Mikäli lampi/lammet olisivat erittäin syviä ja hydraulinen gradientti olisi kyseisen putken suuntaan, saattaa pintavesi suotautua pohjavesisysteemiin ja vaikuttaa pohjaveden isotooppikoostumukseen. Hydraulinen korkeus kyseisessä putkessa oli tosin noin 19 cm korkeammalla kuin maastokartassa ilmoitettu Ranisenlammen korko mutta 2,61 metriä matalammalla kuin Jaakonlammen korko (liite 4). Puruveden pinta on maastokartan mukaan noin 1,79 metriä alempana kuin hydraulinen korkeus putkessa, joten on todennäköistä, että vesi ei ole peräisin Puruvedestä.



Kuva 24. Pohjavesien havaintopaikkojen keskimääräiset d-excess -arvot.

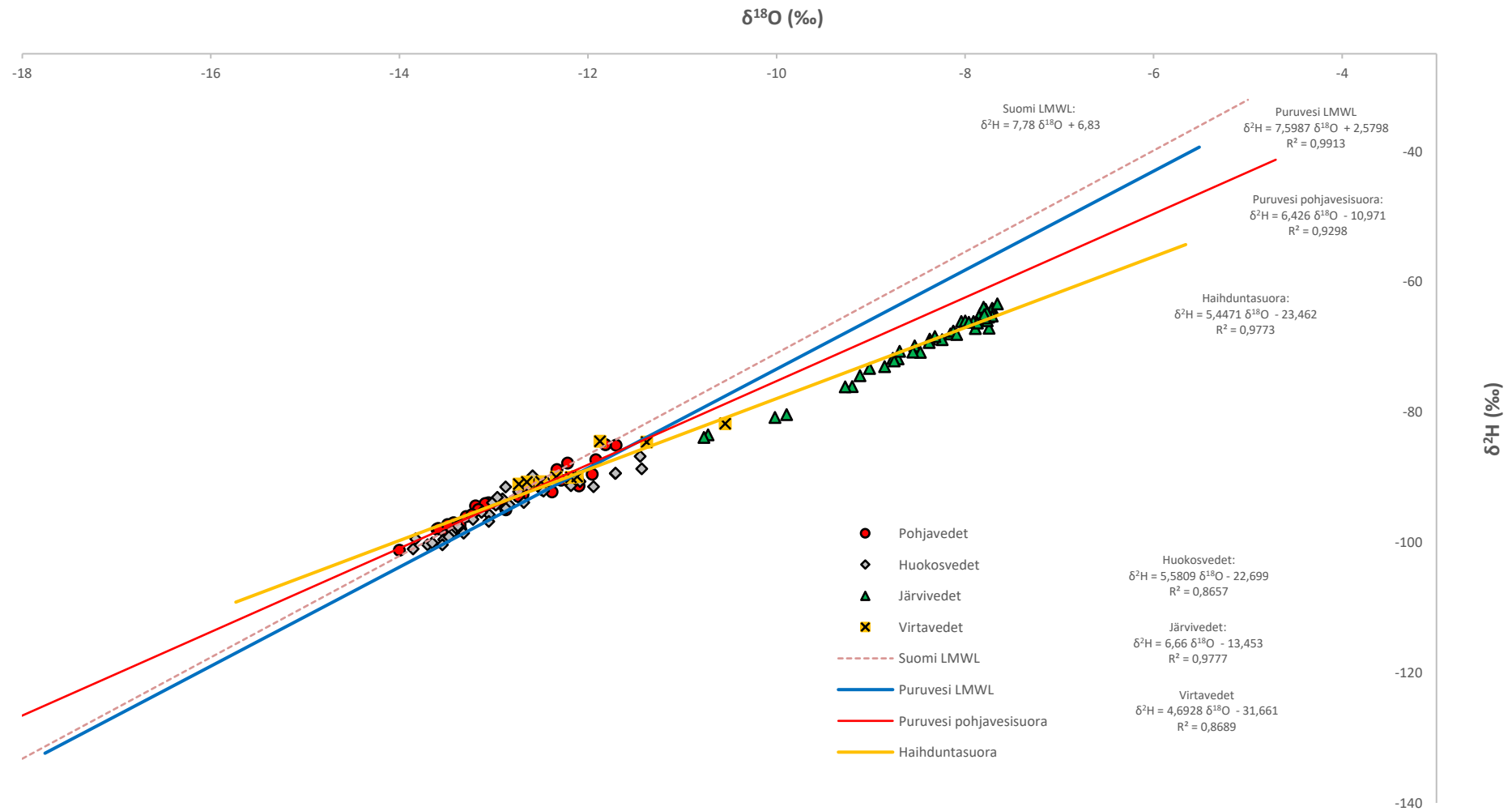
Viinavaaran pohjavesiputkea lukuun ottamatta kaikki muut pisteet sijoittuvat Puruveden LMWL-suoran yläpuolelle. Pohjavesisuoran kulmakerroin ja vakiotermi olisivat selkeästi suuremmat ilman Viinavaaran tuloksia ($\delta^2\text{H}=7,17\delta^{18}\text{O}-1,03$; $R^2=0,9711$), mutta silti hieman Puruveden LMWL-suoraa pienempiä. Pohjavesien isotooppikoostumuksien poikkeamaan LMWL-suorasta voivat vaikuttaa esimerkiksi isotooppien fraktioituminen maan osittain kyllästyneessä kerroksessa tai lumipatjassa (Criss 1999, s. 93-94) sekä epävarmuudet sadenäytteissä. Aittolahden tuntumassa pohjaveden havaintopaikkana käytetyn KuKa Kaivo 8 isotooppikoostumus puolestaan sijoittuu pohjavesisuoralla hieman muita ylemmäs (kuva 23). Tämä kertoo siitä, että pohjavesi muodostuu suhteessa enemmän kesäsadannasta kuin muissa havaintopaikoissa ja edustaa siten matalampaa pohjavettä.

Pohjaveden keskimääräiset isotooppisuhteet määritettiin sekä omien pohjavesinäytteiden perusteella keskiarvona että Kortelaisen & Karhun (2004, s. 149) esittämillä yhtälöillä 14 ja 15 vuoden keskilämpötilan ollessa $3,71\text{ °C}$ (1961-2017) (Ilmatieteenlaitos 2018a). Pohjavesinäytteiden keskiarvot olivat: $\delta^{18}\text{O}=-12,84\text{ ‰}$ ja $\delta^2\text{H}=-93,49\text{ ‰}$. Yhtälöiden 14 ja 15 perusteella pohjavesien keskimääräiset isotooppisuhteet olivat: $\delta^{18}\text{O}=-12,45\text{ ‰}$ ja $\delta^2\text{H}=-89,42\text{ ‰}$. Empiiristen yhtälöiden avulla voidaan siten saavuttaa kohtalaisen hyvä arvio pohjaveden isotooppikoostumuksesta.

5.1.3 Pintavesien isotooppikoostumus

Kesän 2018 aikana otetut huokosvesi-, järvivesi ja virtavesinäytteiden isotooppikoostumukset on esitetty kuvassa 25. Haihduntasuora (yhtälö 28) muodostettiin ainoastaan järvi- ja virtavesinäytteiden perusteella, koska pohja- ja huokosvesistä ei tapahdu avoimen vesipinnan haihduntaa. Haihdunta voi vaikuttaa myös pohja- ja huokosvesiin osittain kyllästyneessä kerroksessa tai rikastuneen pintaveden sekoittumisen kautta.

$$\delta^2H = 5,45 \delta^{18}O - 23,46 \quad (28)$$



Kuva 25. Puruveden alueen huokosvesien, järvivesien ja virtavesien isotooppikoostumukset sekä haihduntasuora.

Erityisesti järvinäytteistä havaittiin haihdunnan aikaan saama rikastuminen raskaampien isotooppien suhteen. Avoin vesipinta-ala järvessä on suuri ja veden vaihtuvuus verrattain hidasta, mikä tehostaa haihdunnan vaikutusta. Haihduntasuoran kulmakertoimen pieneneminen johtuu siitä, että ^{18}O isotooppi on raskaampi kuin deuterium ja siten se rikastuu suhteessa enemmän vesifaasiin (Clark & Fritz 1997, s. 43-45). Kesän edetessä lahtien vedet ovat selkeästi rikastuneet raskaampien isotooppien suhteen eli kuvassa 25 pisteet siirtyivät haihduntasuoraa pitkin kauemmas pohjavesistä. Yleisesti voidaan sanoa, että lahtiin laskevista uomista osa oli erittäin pohjavesivaikutteisia, sillä niiden isotooppikoostumukset olivat vastaavia useiden pohjavesihavaintojen kanssa. Tämä viittaa siihen, että pohjavettä purkautuu myös uomiin. Huokosvesinäytteiden tuloksista voidaan havaita, että suurin osa näytteistä oli isotooppikoostumukseltaan pohjavettä vastaavia, mikä viittaa selkeään järveen päin kohdistuvaan pohjaveden vuohon. Muutama huokosvesinäyte sijoittui kuitenkin selkeästi LMWL-suoran alapuolelle. Näiden näytteiden kohdalla järvivettä on mahdollisesti sekoittunut järven pohjan huokosveteen. Tämä saattoi johtua suotautuvan pohjaveden heikommasta vuosta kyseisessä kohdassa, mutta myös näytteen pumppaaminen sekä luontaiset virtaukset ja veden vaihtuminen sedimentin ja järven välillä voivat aiheuttaa vastaavia eroja.

Järviveden isotooppikoostumuksen systemaattisia eroja ei havaittu lahden keskeltä ja lähempänä pohjavesialuetta noin 30 metriä rannasta otettujen näytteiden välillä. Lähempänä pohjavesialuetta otetuissa näytteissä isotooppiarvot eivät olleet systemaattisesti negatiivisempia. Tämän havainnon vahvistavat myös vuonna 2016 ja 2017 Puruvedestä otetut isotooppinäytteet. Pinnan ja pohjan välillä ei myöskään havaittu systemaattisia eroja vuosien 2016-2018 näytteenotoissa. (liitteet 9-10 ja 12-13) Tuulen ja muiden virtauksien aiheuttama veden tehokas sekoittuminen suurissa ja avoimissa järvissä tasaa veden isotooppikoostumusten alueellisia eroja. Isotooppikoostumuksen alueellisia eroja järvessä on mahdollista määrittää luotettavammin erittäin tyyninä ajanjaksoina tai talvinäytteenottona. Isotooppikoostumusten eroja eri syvyyksissä voi tuulettomuuden lisäksi ylläpitää myös lämpötilakerrostuneisuus. Kesän 2018 näytteenoton perusteella määritettiin lahtien vesien keskimääräiset isotooppisuhteet kahden havaintopaikan keskiarvoina (taulukko 9).

Taulukko 9. Kohdelahtien keskimääräinen isotooppikoostumus sekä deuteriumin ylimäärä 06-08/2018.

	Enanlahti	Mehtolanlahti	Ristilahti	Aittolahti
$\delta_m^{18}\text{O}$	-7,91 ‰	-8,27 ‰	-9,72 ‰	-8,00 ‰
$\delta_m^2\text{H}$	-66,25 ‰	-68,89 ‰	-78,39 ‰	-66,25 ‰
d-excess	-3,01 ‰	-2,70 ‰	-0,64 ‰	-2,23 ‰

Tulosten perusteella Ristilahti on selkeästi pohjavesivaikutteisin kohdelahdisti, koska sen veden isotooppiarvot ovat selvästi muita negatiivisempia ja deuteriumin ylimäärä on suurempi. Tämä voidaan havaita myös visuaalisesti kuvasta 25, jossa Ristilahden näytepisteet eroavat muista järvinäytteistä ja ovat siten lähempänä pohjaveden isotooppikoostumusta.

Mehtolanlahdessa havaittiin alkukesän näytteiden perusteella hyvin lievää pohjavesisignaalia. Kesän edetessä haihdunta oli kuitenkin fraktioinut Mehtolanlahden vettä siten, että sen isotooppikoostumus vastasi avoimempien lahtien arvoja (liitteet 9-10). Mehtolanlahteen vaikuttaa Ristilahdesta ja Haudanlahdesta tuleva vesi, jossa pohjaveden osuus on huomattavasti suurempi. Kikonsalmesta ja Haudanlahden lasku-uomasta otetuissa näytteissä isotooppikoostumukset olivat hieman Ristilahtea positiivisempia, joten isotooppisuhteissa voidaan havaita selkeä gradientti siirryttäessä Ristilahdelta kohti Mehtolanlahtea. Pohjaveden osuus pintavedessä siten vähenee näiden lahtien välillä, kun Ristilahden pohjavesirikkaampi vesi sekoittuu asteittain Puruveden tyypilliseen haihtuneeseen veteen. Mehtolanlahden lievästi korostuva pohjavesivaikutteisuus on siten peräisin Ristilahden ja Haudanlahden vedestä.

Enanlahden ja Aittolahden vesien isotooppikoostumukset vastasivat mittaustarkkuuden puitteissa toisiaan. Näiden lahtien isotooppikoostumuksia voidaan pitää Puruveden tyypillisinä arvoina kunakin ajankohtana, sillä haihdunnan fraktioima järvivesi on jakautunut tasaisesti Puruveden avoimiin osiin tehokkaan sekoittumisen myötä. Vaikka pohjavesisignaalia ei voida selkeästi erottaa Mehtolanlahden, Enanlahden ja Aittolahden järvivesinäytteistä, on vesi silti osittain peräisin pohjavedestä havaittujen purkautumisalueiden perusteella. Järvinäytteiden isotooppiarvojen perusteella ei voida suoraan arvioida Puruveden pohjavesivaikutteisuuden voimakkuutta ilman vertailukohtaa. Puruveden pohjavesivaikutteisuutta ei puolestaan voi suoraan verrata

muihin vastaavan kokoisiin järviin pelkkien järvivesien isotooppien perusteella, koska veden viipymä ja järvien sijainnit eivät ole vertailukelpoisia keskenään. Puruvedellä haihduntasignaalia voimistaa veden pitkä viipymä pääaltaassa.

Ristilahden tulouomista Sahinojan, Vinosillanojan ja Haudanlahden puro ovat pohjavesivaikutteisimmat, mutta näiden uomien virtaamat olivat kesän lopulla kuitenkin hyvin pieniä (alle 10 l/s) (taulukko 10). Deuteriumin ylimäärän ja kuvan 25 perusteella niiden vesi vastaa pääosin pohjavettä, joka on muodostunut suhteessa enemmän kesäsadannasta, Toisaalta vesi voi olla myös sekoitus maavedestä ja pohjavedestä, mikäli maavettä johtuu ojiin. Haukolanjoki ja Kuolemalamminjoki ovat virtaamiltaan merkittävimmät Ristilahteen ja Haudanlahteen laskevat uomat. Haukolanjoessa virtaama oli suurin ja pohjavesivaikutteisuus on myös erittäin suuri (taulukko 10). Purujärven pohjavesialueen eteläosassa alimmat lammet ovat Suuri Myllylampi ja Pieni Myllylampi (Maanmittauslaitos 2015). Todennäköisesti pohjavettä kerääntyy näihin lampiin sekä useisiin uomiin, joiden vesi laskee Haukolanjoen kautta Ristilahteen. Kuolemalamminjoessa pohjaveden osuus oli jonkin verran pienempi, mutta silti selkeästi poikkeava lahden isotooppikoostumuksesta. Lahteen tulevaan isotooppikoostumukseen vaikuttaa myös Kuolemalamminjoelle rakennettu kosteikko, jossa haihdunta pääsee fraktioimaan vettä suuremman avoimen pinta-alan ja pidemmän viipymän myötä. Haukolanjoen ja Kuolemalamminjoen vaikutus Ristilahden ja Haudanlahden pohjavesivaikutteisuteen on erittäin suuri.

Taulukko 10. Ristilahden-Haudanlahden tulouomien isotooppikoostumus (8-9/2018) ja virtaamat.

	Puro Haudanlahteen	Kuolemalamminjoki	Haukolanjoki	Sahinoja	Vinosillanoja
$\delta_m^{18}\text{O}$	-11,87 ‰	-10,55 ‰	-12,12 ‰	-12,42 ‰	-12,69 ‰
$\delta_m^2\text{H}$	-84,48 ‰	-81,78 ‰	-89,91 ‰	-90,34 ‰	-90,89 ‰
d-excess	10,24 ‰	2,62 ‰	7,05 ‰	9,02 ‰	10,63 ‰
Virtaama 10.-14.9.2018	0,7 l/s	66 l/s	111 l/s	3,7 l/s	2,3 l/s

5.2 Kohdelahtien vedenlaatu

Lahtien vedenlaatu (taulukko 11) määritettiin kahden havaintopaikan keskiarvoina (ei pohjanäytteet) kesän 2018 näytteenottokampanjojen tuloksista (liitteet 15-16). Tulokset antavat luotettavan kuvan lahtien vedenlaadusta vuoden 2018 kasvukaudella.

Klorofylli-a –pitoisuus analysoitiin kasvukaudella 2018 kaksi kertaa Ristilahdesta sekä kerran Haudanlahdesta ja Enanlahdesta. Ristilahdessa näytteiden keskiarvo oli 12 µg/l, Haudanlahdessa arvo oli 32 µg/l ja Enanlahdessa 2,1 µg/l. Enanlahdella elo-syyskuussa 1997, 1998 ja 2013 analysoidut klorofylli-a –arvot ovat samaa luokkaa tai hieman pienempiä. Mehtolanlahdelta klorofylleja on analysoitu yhteensä 7 kertaa vuosina 2010-2013. Arvot vaihtelivat tyypillisesti välillä 3,0-5,8 µg/l lukuun ottamatta vuoden 2011 syksyä, jolloin arvot olivat 15-32 µg/l. Aittolahdessa klorofylli-a –pitoisuudet ovat olleet tyypillisesti alle 2 µg/l ilman suurempia poikkeamia. (Ympäristöhallinto 2018c)

Taulukko 11. Kohdelahtien vedenlaatu kasvukaudella 2018.

Suure	Yksikkö	Enanlahti pinta	Enanlahti pohja	Mehtolanlahti	Ristilahti	Aittolahti pinta	Aittolahti pohja
Havaintojen määrä kesällä 2018	kpl	7	3	7	7	6	2
Sameus (TURB)	NTU	0,81	0,79	1,5	3,3	0,54	0,52
Väriluku (CNR)	mg Pt/l	14	15	34	81	11	13
pH (PH)	pH-luku	7,2	7,2	7,1	7,2	7,1	7,2
Sähkönjohtavuus (COND)	mS/m	4,8	4,9	4,7	5,6	4,6	4,6
Hapen kyllästymisprosentti (O2S)	%	97	96	98	98	98	100
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN)	mg/l	3,8	3,7	5,3	11	3,2	3,3
Orgaaninen kokonaishiili (TOC)	mg/l	4,1	4,0	5,6	10	3,9	3,7
Epäorgaaninen kokonaishiili (TIC)	mg/l	2,4	2,3	2,3	2,8	2,2	2,0
Kloridi (CL)	mg/l	2,3	2,3	2,4	3,1	2,2	2,2
Kokonaistyyppi (NTOT)	µg/l	240	240	300	490	220	210
Ammonium tyypinä (NH4N)	µg/l	5,5	4,7	6,0	12	6,2	9,5
Nitriitti-nitraatti tyypinä (NO23-N)	µg/l	7,2	6,3	6,5	6,5	8,2	8,6
Kokonaisfosfori (PTOT)	µg/l	7,6	6,8	12	20	5,1	4,6
Fosfaatti fosforina (PO4P)	µg/l	2,6	2,8	2,7	2,8	2,7	2,9
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	1,1	1,1	1,5	5,4	0,92	1,0
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	4300	4200	4200	5200	4000	4000
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	1200	1200	1200	1400	1200	1200
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	4,2	<1,0	<1,0
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	24	24	120	610	<10	<10
Mangaani (MN)	µg/l	12	13	22	39	4,8	
Rauta (FE)	µg/l	99	50	230	710	20	

Aittolahden ja Enanlahden havaittiin olevan vähähumuksisia ja rehevyystasoltaan selkeästi oligotrofisia (taulukko 2 ja 3). Käyttökelpoisuusluokituksestaan ne kuuluvat siten edelleen erinomaiseen I luokkaan (taulukko 4). Aittolahti edustaa kohdealueista parhaiten tyypillistä Puruveden pääaltaan veden laatua (Ympäristöhallinto 2018c), sillä se on muodoltaan avoimin ja valuma-alueen kuormitus on pienin (Huttunen 2018). Sen vesi on hieman Enanlahden vettä puhtaampaa lähes kaikkien parametrien perusteella.

Ristilahden vesi oli kohdealueista selkeästi huonolaatuisinta (taulukko 11). Ravinne- ja klorofylli-a pitoisuuksien perusteella sen voidaan määrittellä olevan mesotrofisen ja eutrofisen rajalla. Ristilahti on selkeästi humuspitoinen vesialue. Väriluvun perusteella se on keskihumuksisen ja runsashumuksisen rajalla. Käyttökelpoisuudeltaan Ristilahti kuuluu kuitenkin luokkaan II (hyvä). (taulukot 2-4). Suolapitoisuus on myös hieman muita lahtia korkeammalla tasolla sähköjohtavuuden ja ionipitoisuuksien (Cl, Ca ja Mg) perusteella. Korkea piidioksidipitoisuus viittaa korkeaan pohjaveden osuuteen lahdessa. Haudanlahti on kolmen näytteenottokerran perusteella Ristilahteakin rehevämpi ja humuspitoisempi (Ympäristöhallinto 2018c).

Mehtolanlahdella ravinne- ja humuspitoisuudet ovat selkeästi koholla Puruveden tyypillisestä laadusta. Rehevyystasoltaan se on oligotrofisen ja mesotrofisen välimaastossa. Väriluvun ja kemiallisen hapenkulutuksen perusteella vesi on vähähumuksista. Mehtolanlahden voidaan kuitenkin katsoa olevan vähähumuksisen ja keskihumuksisen rajalla, sillä näkösyvyyydet jäävät alle 3 metriin (Ympäristöhallinto 2018c). Käyttökelpoisuudeltaan Mehtolanlahti on luokkien I ja II eli erinomaisen ja hyvän rajalla. (taulukot 2-4) Mehtolanlahden vesi on sekoitus Ristilahden ja Haudanlahden humusvettä sekä Puruveden kirkkaampaa vettä.

Merkittävästi alentuneita happipitoisuuksia ei havaittu kesän aikana yhdelläkään lahdella pinta- eikä pohjanäytteistä. Kaikkien lahtien pH on hyvin lähellä neutraalia. Talvinäytteisiin verrattuna voidaan havaita, että pH-luku on hieman noussut (Ympäristöhallinto 2018c) johtuen levätuotannosta (Oravainen 1999, s. 12). Ristilahden ja Mehtolanlahden suuremmat humuspitoisuudet eivät näy happamuutena.

5.3 Pohjaveden laatu Puruveden ympäristössä.

Havaintopaikkojen HaPa E3118, HaPa E3218 ja Saka 2/02 (kuva 16) pohjavedet kuvastivat Puruveden ympäristön hyvälaatuista pohjavettä (taulukko 12), johon ihmistoiminnalla ei ole ollut havaittavaa vaikutusta. Näiden havaintopaikkojen tulosten ja aiemmin tehtyjen havaintojen perusteella (Ympäristöhallinto 2018b) voidaan olettaa, että pohjaveden laatu on yleisesti erittäin hyvä Haukiharju-Palaneenkankaan ja Putelinmäkien pohjavesialueilla. Kaivossa PEn K1 tosin havaittiin kohonneita ravinne-, humus-, rauta- ja mangaanipitoisuuksia, ja pohjavesi oli myös lähes hapetonta tässä pisteessä. Veden hapettomuuden aiheuttama erittäin pieni redoxpotentiaali on saanut aikaan raudan, mangaanin ja fosforin muuttumisen liukoiseen muotoon sekä rikkivedyn hajua. Orgaaniset yhdisteet ja ravinteet ovat todennäköisesti peräisin kaivon ympäristöstä rantaviivan tuntumasta, sillä Haukiharju-Palaneenkankaan pohjavesialueella ja huokosvesinäytteissä ei havaittu kohonneita pitoisuuksia.

Taulukko 12. Pohjavesien vedenlaadun tulokset Puruveden ympäristössä (merkittävästi keskiarvosta poikkeavat arvot korostettu punaisella).

Määrittäminen	Yksikkö	Pohjavesiputket						Kaivot			
		HaPa E3118	HaPa E3218	Saka 2/02	Vii E0813	PVK P-1	PVK P-11	PEn K1	PMe K1	PRi Kaivo 92	KuKa Kaivo 8
Pohjavesialue		Haukiharju-Palaneenkangas	Putelinmäet	Viinavaara-Tahvananmäki	Punkaharjun vanha kaatopaikka*			Haukiharju-Palaneenkangas	Viinavaara-Tahvananmäki	Purujärvi	Kulleri
Näytteiden määrä	kpl	2	2	1	4	2	1	4	4	3	3
pH (PH)	pH-luku	6,9	7,4	7,0	6,9	6,2	6,6	6,0	6,6	6,9	7,6
Sähkönjohtavuus (COND) 25°C	mS/m	4,4	8,5	3,0	6,2	5,8	12	5,2	2,9	22	27
Happipitoisuus (O2D)	mg/l	10,8	0,85	11,6	5,6	7,4	0,4	1,2	7,5	10,8	1,7
Hapen kyllästymisprosentti (O2S)	%	87	7,0	95	46	62		11	63	89	14
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN), liukoinen	mg/l	0,49	0,9	<0,50	2,4	1,4		6,7	2,1	1,0	3,1
Liennut orgaaninen hiili (DOC)	mg/l	0,99	0,93	1,1	2,3	1,8	2,6	4,7	1,4	1,4	4,0
Liennut epäorgaaninen hiili (DIC)	mg/l	5,1	5,7	2,2	7,4	5,3	6,8	6,0	3,6	7,2	29
Kloridi (CL)	mg/l	0,75	0,77	0,74	1,3	2,3	7,4	0,95	0,63	38	2,1
Typpi, liukoinen	µg/l	<50	<50	<50	180	190	160	150	<50	860	570
Ammonium typpenä (NH4N), liukoinen	µg/l	<4,0	5,4	<4,0	130	<4,0	84	<4,0	<4,0	<4,0	380
Nitriitti-nitraatti typpenä (NO23-N), liukoinen	µg/l	23	8,2	23	12	150	<8,0	9,5	10	850	170
Fosfori, liukoinen	µg/l	4,3	5,6	<3,0	<3,0	5,0	11	22	<3,0	6,5	38
Fosfaatti fosforina (PO4P), liukoinen	µg/l	3,0	3,9	2,1	2,5	4,2	10	17	2,7	6,0	26
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	16	17	12	20	20	24	21	14	14	14
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	4200	6800	2300	6500	4500	11000	5000	3100	12000	45000
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	1100	2600	530	1300	1300	2800	480	170	800	940
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	20	52	3,4	53	2,2	140	99	<1,0	<1,0	59
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	120	160	<10	1500	45	6100	3300	14	<10	63

* Ei varsinainen pohjavesialue

Viinavaara-Tahvananmäen pohjavesialueella havaittiin hieman kohonneita typpipitoisuuksia. Ammoniumin sekä liukoisen raudan ja mangaanin esiintyminen johtuu todennäköisesti alhaisesta happipitoisuudesta (Oravainen 1999, s. 20-23). Typen pitoisuudet ovat suunnilleen samaa suuruusluokkaa kuin vuoden 2013, 2014 ja 2016 näytteissä (Ympäristöhallinto 2018b). Havaintoputken Vii E0813 (kuva 10) lähellä oli suoritettu metsän avohakkuuta vuonna 2013 (Leinonen 2018). Fosfaattifosforin pitoisuudet olivat voimakkaasti kohonneet hakkuiden jälkeen arvoihin 34-64 µg/l vuonna 2013 ja 2014 otetuissa näytteissä. Vuonna 2016 pitoisuus oli vielä 22 µg/l, mutta vuonna 2018 kohonneita fosforipitoisuuksia ei enää havaittu. (Ympäristöhallinto 2018b, taulukko 12) Mehtolanlahden rantaviivassa sijaitsevassa havaintopaikassa PMe K1 (kuva 10) kohonneita ravinnepitoisuuksia ei havaittu vuonna 2018. Pohjaveden laatu Viinavaara-Tahvananmäen pohjavesialueella on vaihdellut paljon tällä vuosikymmenellä, mutta toistaiseksi vain typpipitoisuudet ovat jääneet hieman tavanomaista korkeammalle.

Purujärven pohjavesialueella havaintopaikka PRi Kaivo 92 (kuva 10) sijaitsi kesäasunnon pihalla valtatie 6:n varressa. Kaivo on noin 10,4 metriä syvä maanpinnasta. Nitraattipitoisuus oli selvästi koholla, mutta kuitenkin selkeästi talousveden laatuvaatimuksien rajoissa ($850 \mu\text{g/l} < 11\,000 \mu\text{g/l}$) (Sosiaali- ja terveysministeriö 2001). Nitraatit ovat todennäköisesti peräisin ympärillä olevilta peltojen lannoitteista tai mahdollisesti myös pihan lannoituksista.

Havaintopaikalla havaittiin myös tiesuolauksen vaikutusta pohjavesiin, sillä kolmen näytteenoton keskiarvona pohjaveden kloridipitoisuus oli 38 mg/l, mikä on hyvin poikkeuksellinen verrattuna tuon alueen normaaliin pohjaveteen (0,75-1,5 mg/l). Kloridin haittavaikutukset rajoittuvat lähinnä putkistojen korroosioon ja niiden syöpymisen ehkäisemiseksi kloridipitoisuuden tulisi olla alle 25 mg/l (Sosiaali- ja terveysministeriö 2001). Erittäin korkeiden kloridipitoisuuksien lisäksi myös kalsiumpitoisuus oli korkea, minkä vuoksi sähkönjohtavuuden arvo oli suuri (22 mS/m). Kalsium voi olla peräisin peltolannoituksista, kallioperästä tai betonirengaskaivon rapautumisesta. Pohjaveden laatua ei voi yleistää koko pohjavesialueelle, sillä läheiset pellot voivat vaikuttaa voimakkaasti havaintopaikan veden laatuun. Purujärven laajalla pohjavesialueella ei ole yhtään muovista pohjavesiputkea, josta laadukkaan näytteen voisi saada. Pohjavesialueen pohjaveden laatu tulisi ehdottomasti määrittää paremmin asentamalla muovisia havaintoputkia.

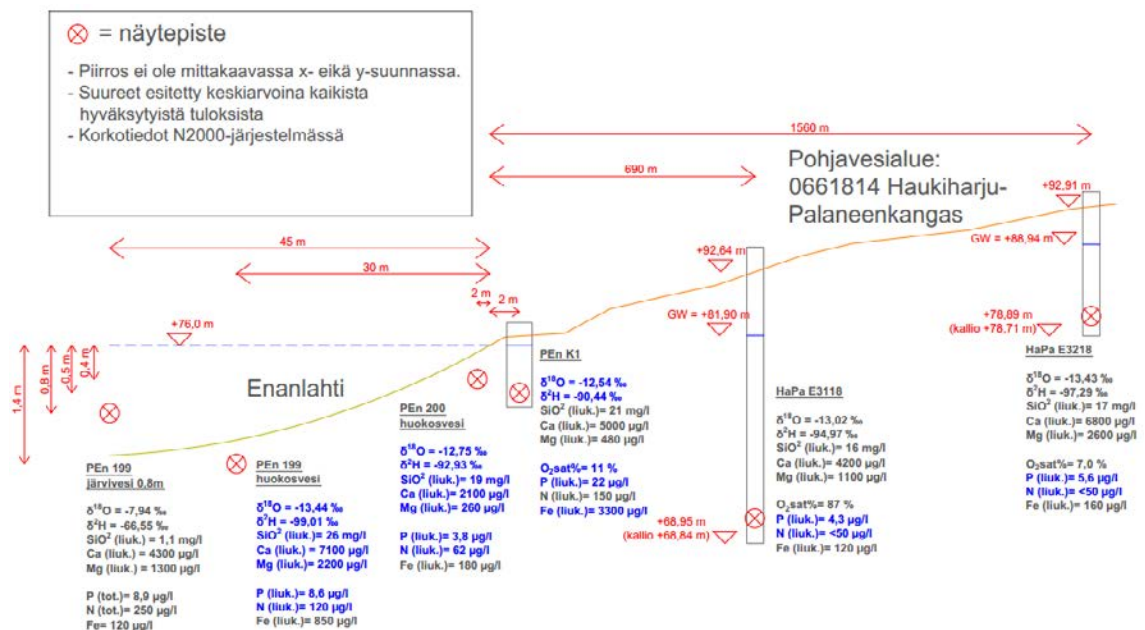
Kullerin pohjavesialueen havaintopaikalla (kuva 11) havaittiin selkeästi kohonneita ravinnepitoisuuksia (taulukko 12). Liukoisen fosforin pitoisuus (38 µg/l) oli erityisen korkea verrattuna muihin pohjavesihavaintoihin. Korkeat ravinnepitoisuudet eivät suoraan selity ihmistoiminnan vaikutuksella, sillä lähistöllä ei ole juuri lainkaan maatalousalueita (Syke 2012a) ja metsähakkuita ei ole suoritettu lähialueilla viimeisen kymmenen vuoden aikana (Leinonen 2018). Havaintopaikka sijaitsi läheistä kesäasuntoa hieman ylempänä, joten jätevesiä sekä pihojen lannoitteita ei voi päätyä kaivoon. Kohonneiden fosforipitoisuuksien syynä voivat olla esimerkiksi metsälannoitukset, kallioperän ominaisuudet, kaivon vuodot tai kaivossa mahdollisesti olevat eliöt ja niiden jäänteet. Vesi oli kaivossa kuitenkin täysin kirkasta. Kaivon vesi oli lähes hapetonta, minkä vuoksi fosfori ja mangaani erityisesti olivat liukoisessa muodossa ja typpi esiintyi pääosin ammoniumina (Oravainen 1999, s. 20-23). Vesi haisi usein myös rikkivedyltä. Raudan määrä oli hyvin poikkeuksellinen verrattuna mangaanin määrään vallitsevissa happiolosuhteissa. Tämä voi johtua raudan vähydestä maaperässä tai toistuvista virheistä näytteiden analysoinnissa. Alueen kallioperä poikkeaa todennäköisesti muiden havaintopaikkojen alueista, sillä kalsiumpitoisuudet ovat poikkeuksellisen suuret (45 000 µg/l). Korkea pH ja kalsiumpitoisuudet viittasivat kalsiumkarbonaatin esiintymiseen kallioperässä. Pohjaveden pH on noussut, kun karbonaattimineraalit ovat rapautuneet ja samalla on syntynyt bikarbonaatteja. Tämä on nostanut oletettavasti myös pohjaveden alkaliniteettia. (Korkka-Niemi & Salonen 1996, s. 80-88; Fitts 2002, s. 293-303) Kaivon betonin rapautumisella saattaa olla myös olennainen vaikutus kalsiumpitoisuuden ja pH:n suuruuteen.

Punkaharjun vanhan kaatopaikan alueella pohjavesiputkessa PVK P-11 vesi oli lähes hapetonta, mikä näkyi myös kohonneina fosfaattifosforin sekä liukoisen raudan ja mangaanin arvoina. Molemmissa pohjavesiputkissa liukoisen typen pitoisuudet olivat hieman koholla, ja hapettomuuden vaikutuksesta typpi esiintyi ammoniumina putkessa PVK P-11. Tässä putkessa sähköjohtavuus oli myös tavanomaista suurempi korkeampien ionipitoisuuksien takia. Pohjaveden laatu on hieman tavanomaista ravinnepitoisempaa tällä alueella, mutta ei kuitenkaan merkittävästi heikentynyt.

5.4 Pohjaveden vaikutukset kohdelahtiin

5.4.1 Enanlahti ja Punkaharjun vanha kaatopaikka

Huokosvesien isotooppikoostumukset vastasivat hyvin pohjavesien isotooppikoostumusta sekä rannan tuntumassa että hieman kauempana (kuva 26). Pohjaveden virtaus on siten selkeä melko leveällä rantavyöhykkeellä, koska haihdunnan rikastuttama järvivesi ei ollut sekoittunut pohjan huokosveteen. Noin 30 metrin etäisyydellä rannasta vesi oli köyhtyneempää ^{18}O ja ^2H -isotooppien suhteen. Purkautuva pohjavesi oli siten muodostunut suhteessa enemmän talvisadannasta. Rannan tuntumassa huokosvedessä sekä pohjavesikaivossa isotooppiarvot olivat hieman suurempia. Tämä viittaa siihen, että pohjavesi olisi muodostunut suhteessa enemmän kesäsadannasta ja se edustaisi lyhyemmän virtausreitit pohjavettä. Myös piidioksidin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksista nähdään, että purkautuva pohjavesi on vanhempaa kauempana rannasta. Pitoisuudet ovat tässä pisteessä suurempia kuin rannan tuntumassa eli aineita on liuennut pohjaveteen enemmän, koska vaikutusaika maaperän kanssa on ollut pidempi.

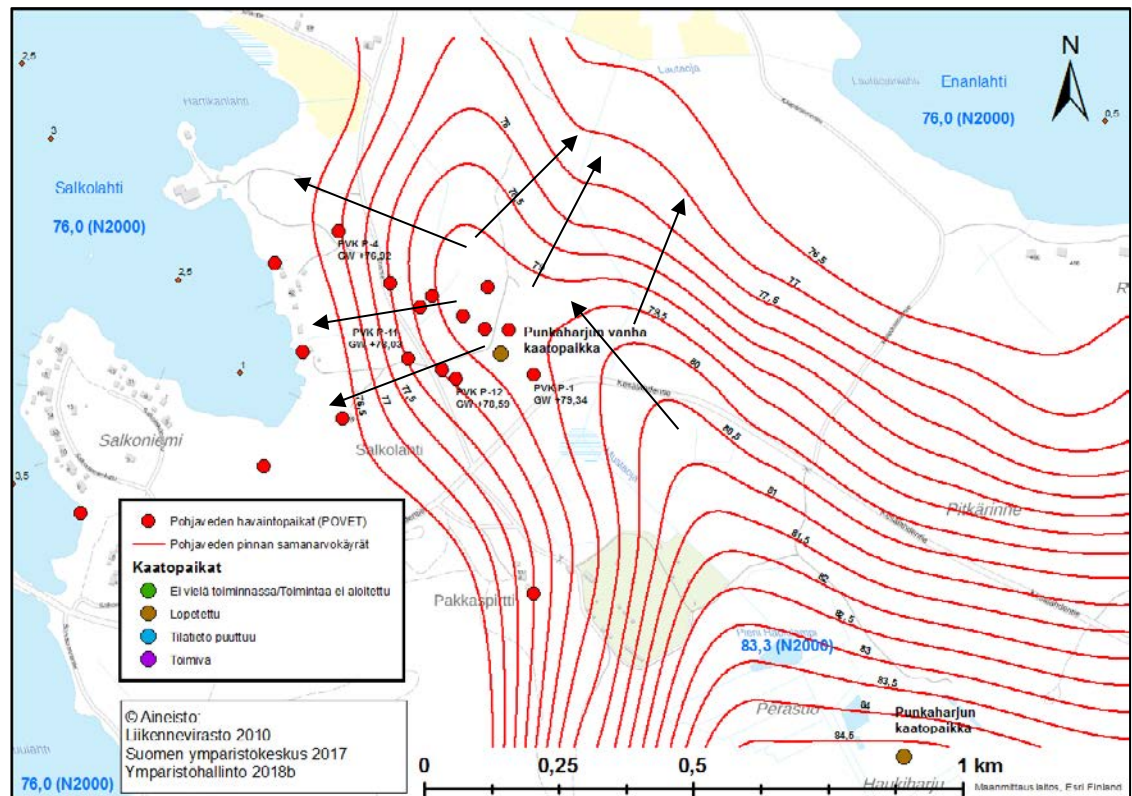


Kuva 26. Enanlahden näytteenottolinjan pohjavettä indikoivat merkkiaineet ja vedenlaatu.

Pohjavesi purkautui rantavyöhykkeellä melko hapettomana, sillä hapen kyllästysaste oli keskimäärin vain 11 % kaivossa PEn K1, ja rikkivedyn hajua havaittiin sekä kyseisessä kaivossa että viereisessä huokosvesipisteessä. Kohonneita ravinnepitoisuuksia ei havaittu pohjavesiputkista eikä huokosvesistä. Kaivossa PEn K1 erityisesti fosforipitoisuus oli

koholla. Fosfori on todennäköisesti peräisin kaivon lähellä olevasta sedimentistä, josta se on liennut hapen vähyyden vuoksi. Pohjaveden laatu pohjavesialueella on kahden pohjavesiputken perusteella erinomainen ja purkautuvan pohjaveden laatu on varmistettu huokosvesinäytteiden perusteella hyväksi. Purkautuvalla pohjavedellä on Enanlahden vedenlaatuun positiivinen vaikutus.

Punkaharjun vanhan kaatopaikan alueelta tuleva pohjaveden virtaus kohdistuu todennäköisesti enimmäkseen kohti Salkolahtea ja mahdollisesti myös kohti Enanlahtea joko suoraan tai Lautaojan kautta (kuva 27). Pohjavesi ei todennäköisesti virtaa kohti Haukiharjun-Palaneenkankaan pohjavesialuetta, sillä hydraulinen gradientti oli havaintojen aikaan päinvastaiseen suuntaan. Interpoloidut tasa-arvokäyrät antavat vain alustavan arvion pohjaveden pinnasta ja virtaussuunnista Punkaharjun vanhan kaatopaikan läheisyydessä, sillä käyrät pohjautuvat vain 4 havaintoputken ja alueen järvien ja lampien korkotietoihin. Vanhan kaatopaikan alueelta otettujen näytteiden perusteella pohjavesien ravinnepitoisuudet olivat vain hieman koholla (taulukko 12), joten rehevöittävä vaikutus Enanlahteen ja Salkolahteen on nykyään vähäinen. Lähistöllä olevan Punkaharjun uudemman mutta suljetun kaatopaikan vaikutuksia pohjavesiin ei ole tutkittu. Kaatopaikka sijaitsee valuma-alueella, josta vedet laskevat Mustaojan ja Lautaojan kautta Enanlahteen.



Kuva 27. Pohja- ja pintavesien vedenkorkoja sekä spline-menetelmällä interpoloidut pohjaveden pinnan samanarvokäyrät Punkaharjun vanhan kaatopaikan alueella (pohjaveden virtaussuunnat mustilla nuolilla).

5.4.2 Mehtolanlahti

Mehtolanlahden rantaviivan tuntumasta otettujen huokosvesinäytteiden isotooppikoostumukset vastasivat hyvin pohjavettä, mutta kauempaa, noin 30 metriä rantaviivasta otetut huokosvesinäytteet sijoituivat kaikki hieman LMWL-viivan alapuolelle (kuva 28 ja 25). Tämä johtuu luultavimmin järviveden sekoittumisesta pohjan huokosveteen. Sekoittumista saattavat edistää syvemmässä vedessä oleva suurempi hydrostaattinen paine tai heikompi purkautuvan pohjaveden vuo. Havaintopaikan PMe 204 (kuva 10) huokosvedessä oli kuitenkin liuenneena runsaasti piidioksidia, minkä perusteella vesi oli vanhaa pohjavettä. Myös kalsium- ja magnesiumarvot olivat suurempia kauempana rannasta otetuissa huokosvesinäytteissä. Pohjavesiputki Vii E0813 ei edusta hyvin alueen keskimääräistä pohjavettä, koska sen isotooppiarvot sijoituivat LMWL-suoran alapuolelle (kuva 23). Kaivossa PMe K1 sen sijaan haihdunnan vaikutusta ei havaittu ja sen pohjavesi oli muodostunut suhteellisesti enemmän sulamisvesistä verrattuna muihin havaintopaikkoihin.



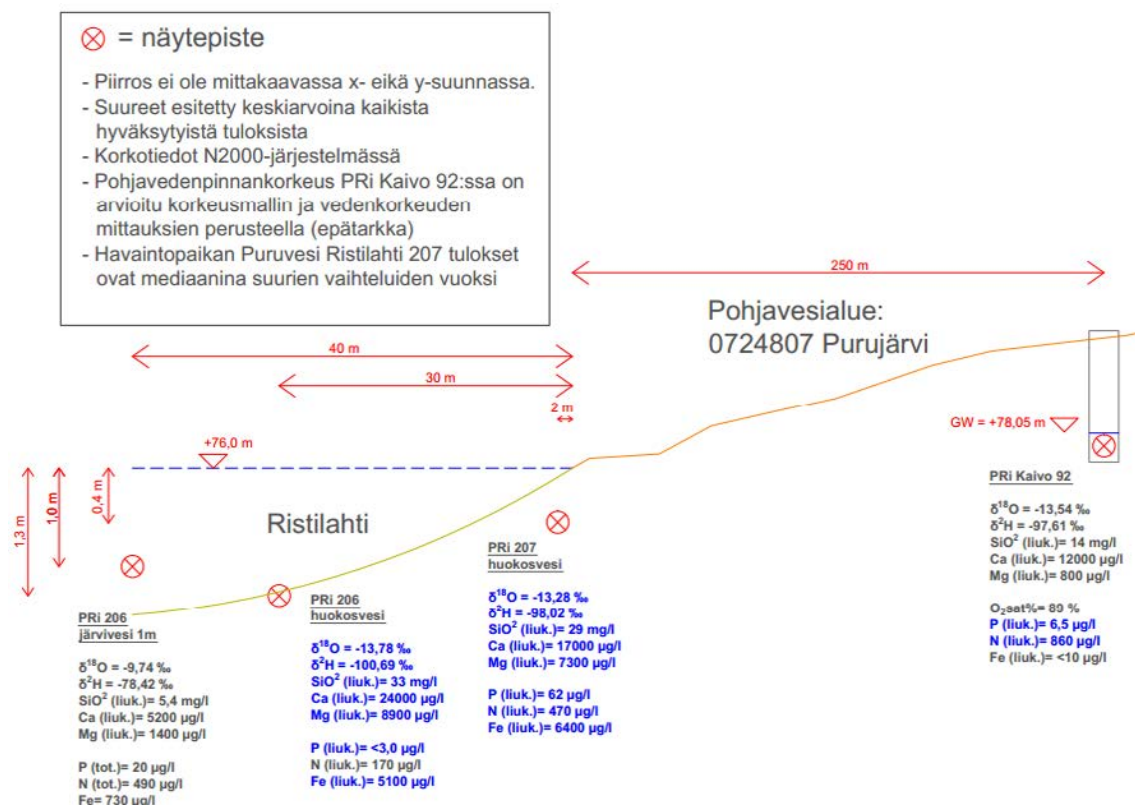
Kuva 28. Mehtolanlahden näytteenottolinjan pohjavettä indikoivat merkkiaineet ja vedenlaatu.

Mehtolanlahden rantaan purkautuvan pohjaveden hapen kyllästysaste oli yli 50 % ja rikkivedyn hajua ei havaittu yhdestäkään alueen pohja- tai huokosvesinäytteestä. Typen pitoisuus pohjavesiputkessa Vii E0813 on ollut hieman koholla jo vuosia ja korkeita fosfaattifosforipitoisuuksia on havaittu hakkuiden jälkeen vuosina 2013-2016. Maaperässä ollut fosfori on joko pidättynyt maaperään tai vaihtoehtoisesti liikkunut virtaavan pohjaveden mukana vesistöihin riippuen vallinneista happiolosuhteista. Todennäköisemmin fosfori on pidättynyt maaperään, koska pohjavedessä havaittiin olevan happea keskimäärin noin 5 mg/l. Kohonneita ravinnepitoisuuksia ei myöskään havaittu lainkaan kaivosta PMe K1 ja huokosvesinäytepisteistä (kuva 28). Liukoisen raudan määrästä päätellen huokosvesi on melko hapetonta 30 metrin päässä rantaviivasta, mutta fosforia ei tässä vedessä kuitenkaan juurikaan esiinny.

Mehtolanlahteen purkautuvalla pohjavedellä vaikuttaisi olevan edelleen positiivinen vaikutus lahden vedenlaatuun. Mehtolanlahden kohonneiden ravinne- ja humuspitoisuuksien taustalla on Ristilahdesta ja Haudanlahdesta virtaava huonolaatuisempi vesi. Pienen oman valuma-alueen vuoksi lahteen suotautuvalla pohjavedellä on erittäin pieni vaikutus sen vesitaseeseen. Pohjaveden puhdistava vaikutus jää siten myös vähäiseksi.

5.4.3 Ristilahti

Ristilahden kaikkien huokosvesinäytteiden isotooppikoostumukset vastasivat hyvin pohjaveden isotooppikoostumusta, joten purkautuvan pohjaveden vuo oli selkeä sekä rantaviivan tuntumassa että 30 metrin päässä rannasta (kuva 29). Purkautuva pohjavesi oli vanhaa näissä molemmissa pisteissä korkeiden piidioksidiarvojen vuoksi. Rantaviivan lähellä pitoisuuksiin saattoivat vaikuttaa viereisillä pelloilla käytetyt lannoitteet.



Kuva 29. Ristilahden näytteenottolinjan pohjavettä indikoivat merkkiaineet ja vedenlaatu.

Rantaviivan huokosvesinäytteistä havaittiin hapettomuutta rikkivedyn hajun muodossa, korkeita fosfori- ja ionipitoisuuksia sekä kohonneita typen, orgaanisen hiilen ja epäorgaanisen hiilen pitoisuuksia. Fosfori, typpi ja mahdollisesti myös kalsium ja magnesium olivat luultavimmin peräisin viereisten peltojen lannoituksista. Purkautuva pohjavesi oli varsin hapetonta, minkä vuoksi fosfori, rauta ja mangaani olivat liukoissa muodossa. Litoraalivyöhykkeellä 30 metrin päässä rantaviivasta huokosvesistä ei havaittu merkittävästi kohonneita fosforipitoisuuksia, vaikka purkautuva pohjavesi oli varsin todennäköisesti melko hapetonta ajoittaisen rikkivedyn hajun sekä liukoisen raudan pitoisuuksien perusteella. Tämä viittaa siihen, että syvempiä virtausreittejä tuleva pohjavesi ei sisällä kohonneita fosforipitoisuuksia, mutta typpipitoisuus on hieman

koholla. Sen sijaan lähialueilta virtaa pohjaveden mukana merkittäviä määriä fosforia ja typpeä rantaviivan tuntumaan. Fosforin rehevöittävä vaikutus on välitön, sillä se esiintyi usein valtaosin liukoisena fosfaattifosforina (liite 18). Peltojen ja lahden välissä oli noin 20 metrin levyinen suojavyöhyke, mutta se ei ollut estänyt ravinteiden leviämistä. Ristilahden, Haudanlahden ja Mehtolanlahden rantavyöhykkeillä karkeiden maalajitteiden alueilla sijaitsee suhteessa muuhun Puruveteen paljon peltoja (liitteet 1 ja 2). Ristilahdella havaitun suotautuvan pohjaveden kuormituksen voi suoraan yleistää näihin.

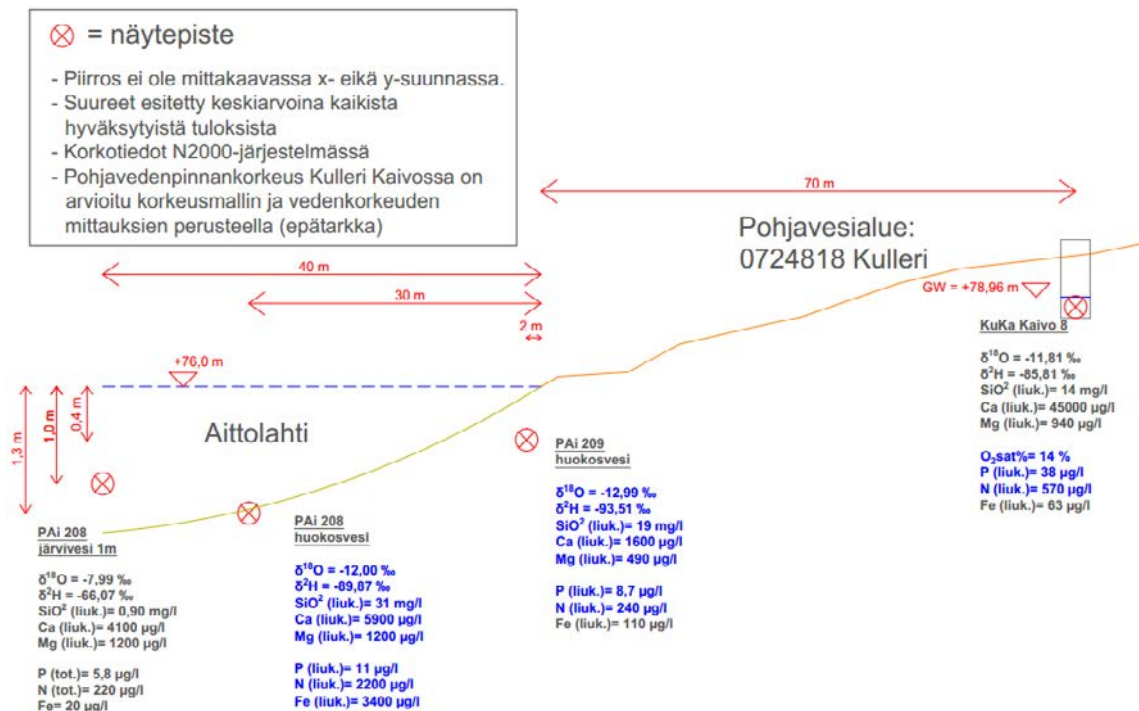
Pohjavesikaivon PRi Kaivo 92 ja havaintopaikan PRi 206 huokosvesien perusteella pohjaveden fosforipitoisuus ei olisi kohonnut laajalti pohjavesialueella ja syvemmissä virtausreiteissä. Pohjavesikaivossa havaittiin tosin kohonneita nitraattipitoisuuksia, jotka voivat olla peräisin peltolannoituksista. Purujärven laajan pohjavesialueen pohjavedenlaatu tulisi kuitenkin ehdottomasti tutkia laajemmin ja tarkemmin asentamalla muovisia havaintoputkia.

Ristilahdella tehdyn sedimenttitutkimuksen mukaan sedimentin fosforivarastot ovat suuret ja sisäisen kuormituksen riski suuri mitattujen redoxpotentiaalien perusteella (Tossavainen 2015, s. 27, 35). Hapettomana tai vähähappisena purkautuva pohjavesi saattaa ennestään pienentää pintasedimentin redoxpotentiaalia ja siten edesauttaa sisäistä kuormitusta, mikäli fosfori on sedimentissä sitoutuneena rautaan. Sisäisen kuormituksen riskin vallitessa fosforin ja raudan huuhtoutumisen saattavat käynnistää vähähappisen pohjaveden purkautumisen alueelliset muutokset tai voimakkuuden vaihtelut.

5.4.4 Aittolahti

Huokosvesinäytteiden isotooppikoostumukset vaihtelivat siten, että osassa näytteistä saatettiin havaita sekoittuneen pintaveden vaikutus (kuva 30). Erityisesti noin 30 metrin päästä rantaviivasta otetut isotooppinäytteet sijoittuivat LMWL-suoran alapuolelle (kuva 25) Aittolahden rannat ovat erittäin alttiita tuulen vaikutuksille läheisen suuren Hummonselän vuoksi. Tämä voi aiheuttaa väliaikaisia muutoksia pohjan läheisissä veden virtauksissa, mikäli järveen suotautuvan pohjaveden vuo ei ole kovin vahva. Pohjaveden vuo vaikuttaisi olevan selkeä rantaviivan tuntumassa, sillä huokosvesinäytteiden keskimääräinen isotooppikoostumus vastasi hyvin Puruveden alueen pohjaveden keskimääräistä isotooppikoostumusta. Myös Aittolahdella syvemmmältä otetun

huokosvesinäytteen vesi oli vanhempaa suurempien piidioksidi-, kalsium- ja magnesiumarvojen perusteella.



Kuva 30. Aittolahden mittauslinjan pohjavettä indikoivat merkkiaineet ja vedenlaatu.

Pohjaveden havaintopaikalla KuKa Kaivo 8 ravinnepitoisuudet ja etenkin fosforipitoisuudet olivat poikkeuksellisen korkeita. Huokosvesissä fosforipitoisuudet olivat jonkin verran korkeammat verrattuna Puruveden veteen. Havaintopaikan PAi 208 huokosvedessä oli suuria pitoisuuksia ammoniumtyppeä (2200 µg/l). Liukoisen fosforin pitoisuus oli myös hieman koholla ja liukoisen raudan pitoisuus selvästi koholla. Nämä tekijät yhdessä toistuvan rikkivedyn hajun kanssa viittaavat hapettomuuteen kyseisessä pisteessä. Pohja oli tosin puhdasta hiekkaa. Rantaviivan tuntumassa huokosvedessä ei havaittu merkittävää hapettomuutta edellä mainittujen tekijöiden perusteella.

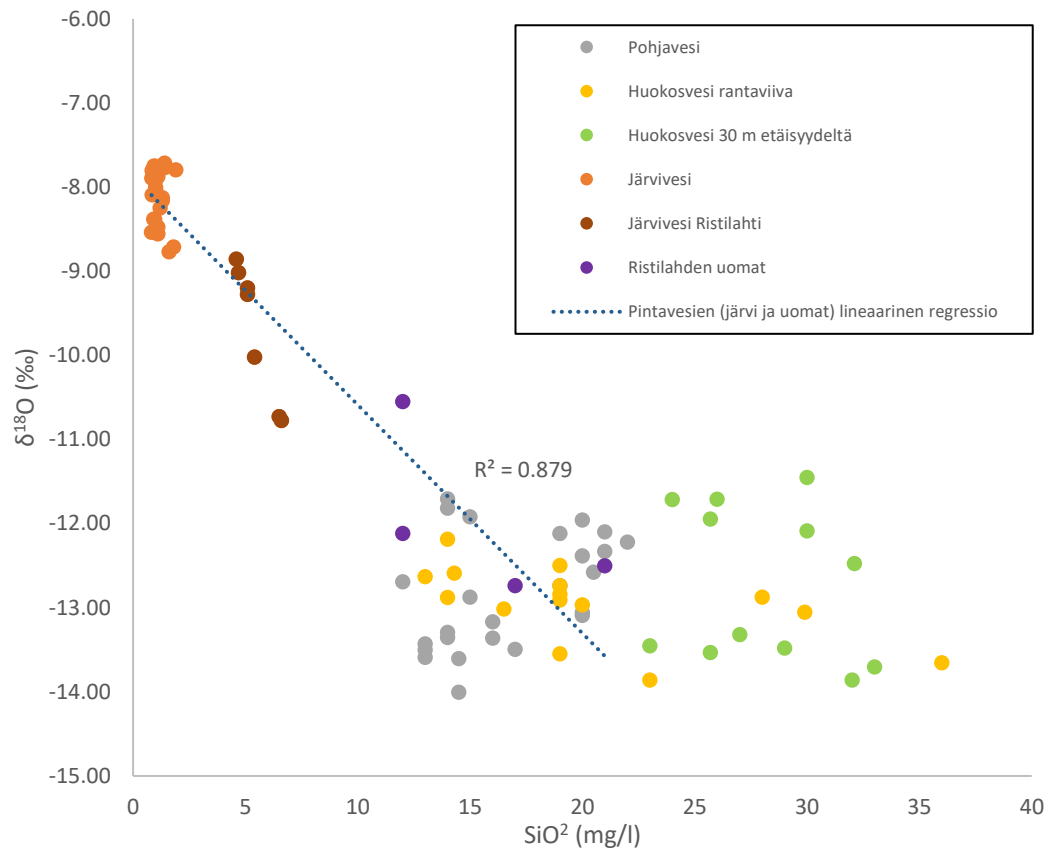
Pohja- ja huokosvesissä havaittiin yleisesti korkeampia ravinnepitoisuuksia kuin Puruveden erinomaisessa vedenlaadussa. Metsähakkuut, maatalous tai kesäasuntojen jätevedet eivät suoraan selitä havaittuja ravinnepitoisuuksia. Kullerin pohjavesialueen pohjavedenlaatu tulisi ehdottomasti selvittää tarkemmin ja laajemmin asentamalla muovisia havaintoputkia. Pohjavesi saattaa mahdollisesti vaikuttaa heikentävästi Puruveden vedenlaatuun kyseisellä alueella. Minkäänlaista yleistystä näistä tuloksista ei voi kuitenkaan tehdä, sillä pitoisuuksien muutoksille siirryttäessä pohjavesistä kohti

pintavesiä ei löydy selitystä eikä johdonmukaisuutta. Lisäksi pohjaveden havaintopaikan edustavuus oli kyseenalainen.

5.5 Merkkiaineiden vertailu pohjavesivaikutteisuuden tutkimuksessa.

Pintavesien pohjavesivaikutteisuuden tutkimisessa veden stabiilit isotoopit ovat yleisesti havaittu toimiviksi merkkiaineiksi (Isokangas 2018, s. 67). Puruveden tutkimuksissa kuitenkin havaittiin, että suurilla ja avoimilla vesialueilla veden stabiilien isotooppien käyttöä merkkiaineina häiritsevät tuulten ja muiden virtausten aiheuttama veden tehokas sekoittuminen järvaltaassa. Avoimien lahtien pohjavesivaikutteisuutta ei voitu arvioida järviveden isotooppien perusteella, sillä eroja niiden ja selkävesien välillä ei voitu osoittaa mittauksen tarkkuuden puitteissa luotettavasti. Sulkeutuneemmissa lahdissa, joissa vesi ei vaihdu tehokkaasti päältäan kanssa, veden stabiilit isotoopit erosivat selkeästi ja todensivat pohjavesivaikutteisuutta. Lahtien pohjavesivaikutteisuutta ja haihdunnan määrää voisi arvioida tarkemmin ottamalla huomioon lahtien tilavuudet ja veden viipymän.

Kuvasta 31 voidaan havaita, että pintavesien (järvi ja lahtiin laskevat uomat) piidioksidiarvot korreloivat selkeästi ^{18}O -isotoopin kanssa. Siten pintavesistä otetun piidioksidianalyysin avulla voidaan arvioida kyseisen vesialueen pohjavesivaikutteisuutta hyvällä tasolla. Piidioksidi on valtaosin peräisin maa- ja kallioperästä (Särkkä 1993, s. 68), joten sen pitoisuus pintavedessä riippuu tulevan pohjaveden määrästä ja sen iästä. Pohjavesivaikutteiseksi todetun Ristilahden pisteet erottuivat selkeästi muista järvinäytteistä sekä piidioksidin että ^{18}O -isotoopin suhteen. Ristilahden uomat asettuivat hyvin samaan lineaariseen regressioon järvinäytteiden kanssa. Piidioksidin ja veden stabiilien isotooppien suhde voi erota huomattavasti vesialueilla, jotka ovat selkeästi osana pohjaveden kiertoa mutta vesi ei juurikaan vaihdu niissä. Tällöin haihdunta fraktioi voimakkaasti veden stabiileja isotooppeja, mutta piidioksidipitoisuudet indikoivat edelleen pohjavesivaikutteisuudesta. Tällaisia vesialueita ovat esimerkiksi pohjavesisyötteiset suppalammet. (Kaipainen & Hendriksson 2018, s. 6-12)

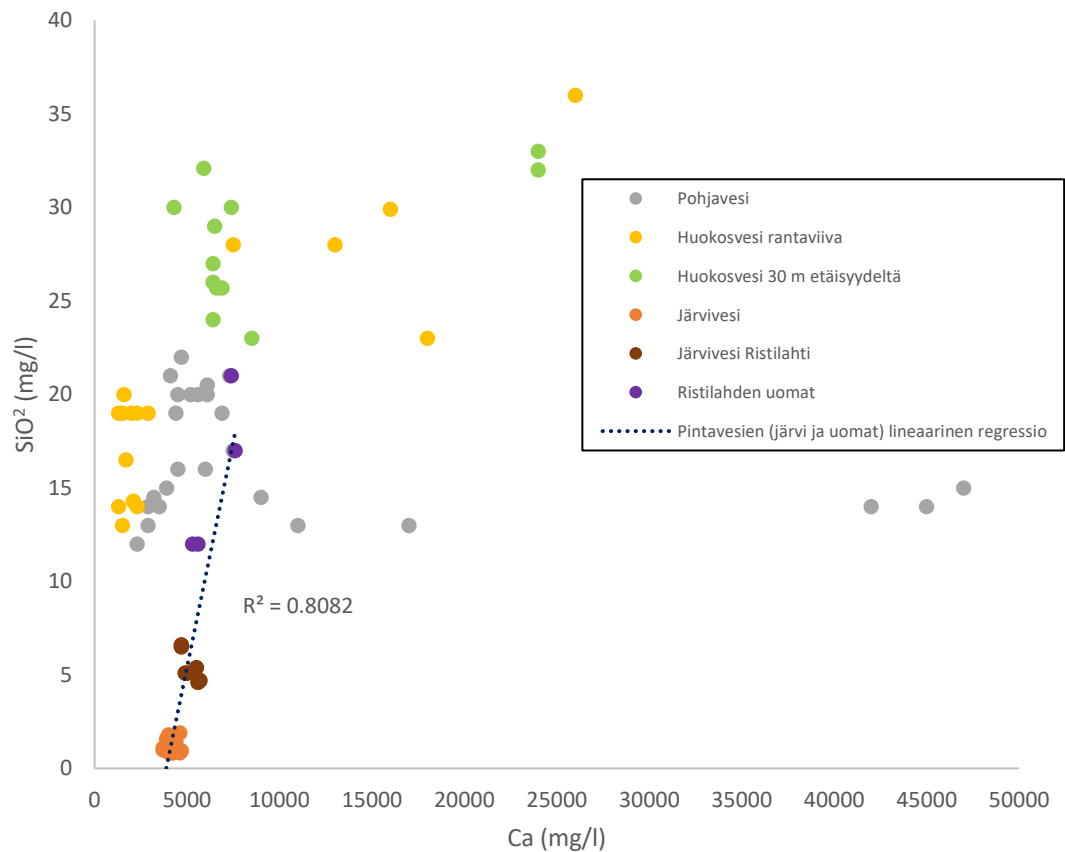


Kuva 31. $\delta^{18}\text{O}$ -isotooppisuhde piidioksidipitoisuuden funktiona Puruveden alueen eri vesijakeissa.

Kuvasta 31 havaitaan myös, että kauempana rantaviivasta otetuissa huokosvesinäytteissä piidioksidiarvot olivat selkeästi suurempia kuin rannan tuntumasta otetuissa näytteissä riippumatta isotooppiarvoista. Syvenemmälle suotautui siten lähes poikkeuksetta vanhempaa pohjavettä. Tämä havainto tukee teoriaa siitä, että alueellisissa virtaussysteemeissä pohjaveden ikä on suurempi ja virtausreitit pidempiä (Dingman 2008, s. 338, 348) Pohjavesien pisteet sijoituivat tietylle alueelle pääosin samaan sijaintiin kuin rantaviivan huokosvedet. Pohjavesien havaintopaikkojen isotoopit ja piidioksidiarvot vaihtelivat toisistaan riippumatta johtuen pohjaveden muodostumisen ajankohdasta ja sen iästä kyseisessä havaintopaikassa.

Pintavesissä piidioksidin havaittiin korreloivan myös kalsiumin kanssa, kun järvi- ja uomanäytteet huomioitiin regressioanalyysissä yhdessä (kuva 32). Piidioksidipitoisuudet kasvoivat kuitenkin voimakkaammin kuin kalsiumpitoisuudet pohjavesivaikutteisuuden kasvaessa. Kalsiumpitoisuuksien avulla voidaan saada arvio vesistön pohjavesivaikutteisuudesta, mutta se sisältää merkittävän virheen mahdollisuuden. Kalsiumia voi päätyä vesistöihin muun muassa lannoitusten kautta, mikä saattaa vääristää

kalsiumpitoisuuksia verrattuna todelliseen pohjavesivaikutteisuuteen. Kuvassa 32 tämä näkyy siten, että joissakin Ristilahden näytteissä kalsiumpitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin osassa muista lahdistä otetuista näytteistä, vaikka Ristilahden suurempi pohjavesivaikutteisuus ilmeni selkeästi isotooppien ja piidioksidin avulla.

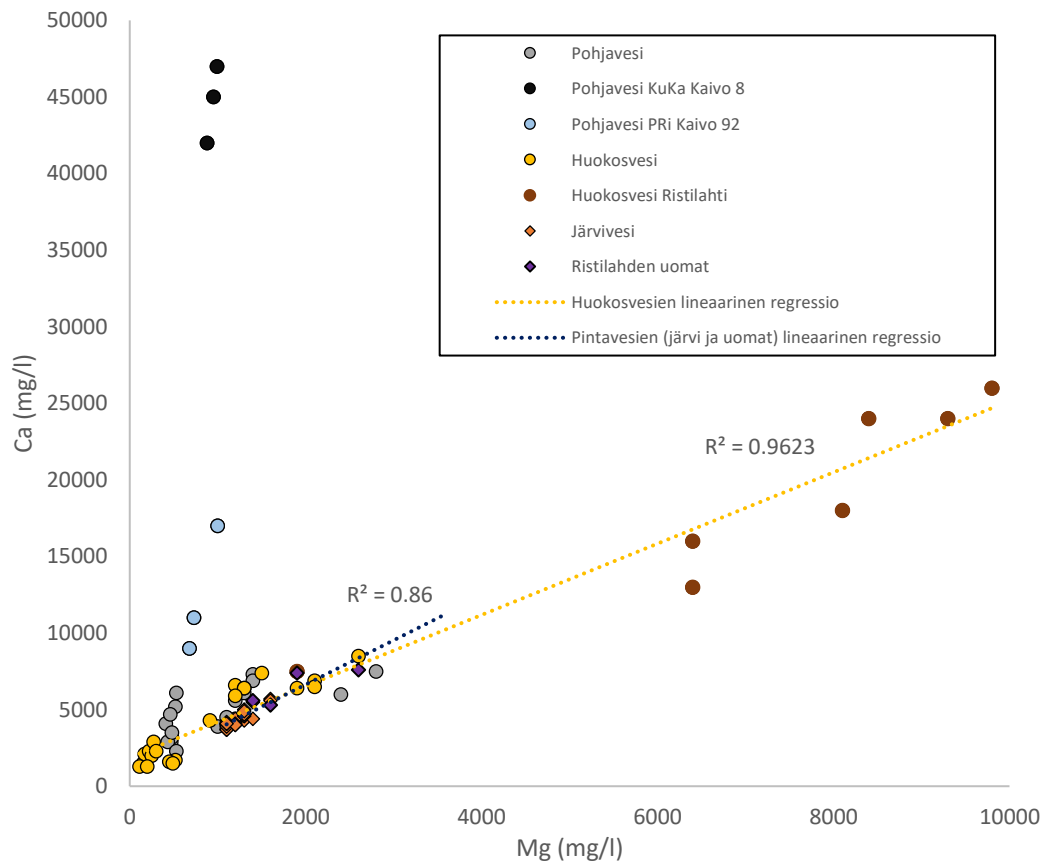


Kuva 32. Piidioksidipitoisuus kalsiumpitoisuuden funktiona Puruveden alueen eri vesijakeissa.

Huokosvedet rannan tuntumasta ja 30 metrin etäisyydeltä sijoittuivat kuvaajassa eri paikkoihin lukuun ottamatta Ristilahdelta otettuja näytteitä. Piidioksidipitoisuuksien lisäksi myös huokosvesien kalsiumarvot suurenevät selvästi siirryttäessä rannasta pois päin. Pohjavesien havainnot sijoittuivat omalle alueelleen lukuun ottamatta havaintopaikkoja KuKa Kaivo 8 Aittolahden tuntumassa ja PRi Kaivo 92 Ristilahden lähellä, joissa havaittiin korkeampia kalsiumpitoisuuksia.

Magnesium käyttäytyy kemiallisesti kalsiumin tapaan (Särkkä 1996, s. 68), ja pitoisuuksien havaittiin odotetusti korreloivan selkeästi pinta- ja huokosvesinäytteissä (kuva 33). Huokosvesinäytteistä Ristilahden tulokset erottuvat selvästi muista, mikä saattaa johtua läheisten peltoalueiden lannoituksista. Kalsiumin ja magnesiumin suhde on kuitenkin

suunnilleen sama kuin muissa huokosvesinäytepisteissä. Pohjavesistä erottuvat selkeästi havaintopaikat KuKa Kaivo 8 Aittolahden tuntumassa ja PRi Kaivo 92 Ristilahden lähellä, joissa havaittiin huomattavasti korkeampia kalsiumpitoisuuksia. Magnesiumiin suhteutettuna korkeat kalsiumpitoisuudet johtuvat todennäköisimmin kallioperästä, jossa on vertailupaikkoihin nähden enemmän kalsiumpitoisia mineraaleja. Lannoitteissa käytettävät erilaiset Ca/Mg -suhteet tuovat myös virhettä luonnonvesissä esiintyvien ionien suhteisiin. Pintavesissä magnesium korreloi selkeästi kalsiumin sekä siten myös jollain tavalla piidioksidin ja isotooppien kanssa. Selitysaste R^2 on tosin vain 0,66 piidioksidin kanssa ja 0,57 ^{18}O -isotoopin kanssa. Magnesiumpitoisuuksien käyttäminen pintavesien pohjavesivaikutteisuuden selvittämiseen sisältää siten kalsiumiakin suuremman virheen.

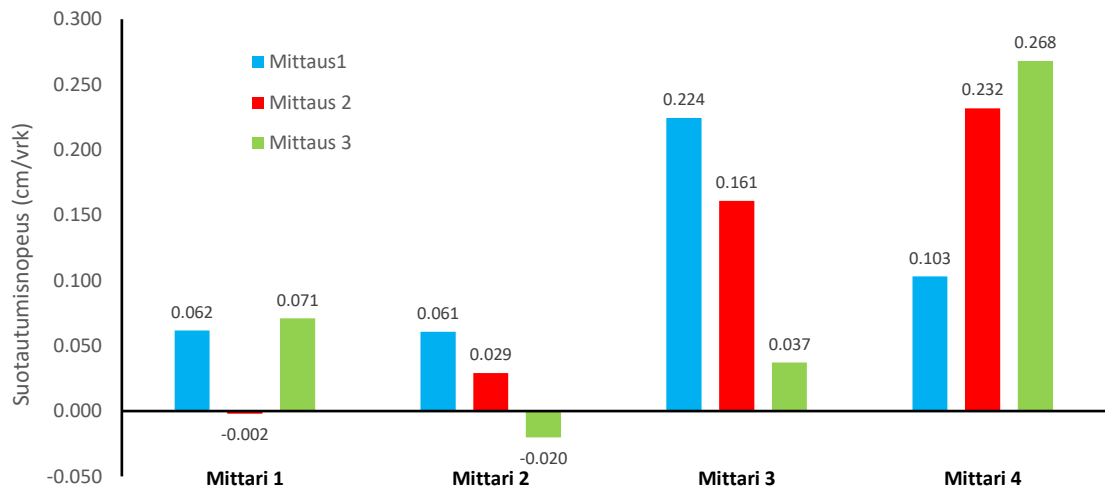


Kuva 33. Kalsiumpitoisuus magnesiumpitoisuuden funktiona Puruveden alueen eri vesijakeissa.

5.6 Suotautumismittaukset

Suotautumisnopeus vaihteli paljon vierekkäisten mittareiden ja myös eri mittauskertojen välillä (kuva 34). Vierekkäisten mittareiden välillä havaitut erot kertovat kuitenkin todennäköisesti suotautumisnopeuksien eroista rantaviivan suunnassa, koska mittareiden 3

ja 4 kohdalla tulokset olivat keskiarvoisesti huomattavasti suurempia. Alueellista vaihtelua esiintyy siten sekä rannan suuntaisesti että rantaviivaa kohtisuoraan. Mittauskerojen väliset erot kertovat olosuhteiden vaikutuksesta, virtausolosuhteiden muutoksista tai menetelmän epävarmuudesta. Mittareista 1 ja 2 saadut tulokset olivat yleisesti niin pieniä, että niiden tarkkuutta voidaan pitää kyseenalaisena (Rosenberry et al. 2008, s. 55). Lisäksi kahdessa mittauksessa tulokset olivat negatiivisia näissä mittareissa.



Kuva 34. Suotautumismittausten tulokset.

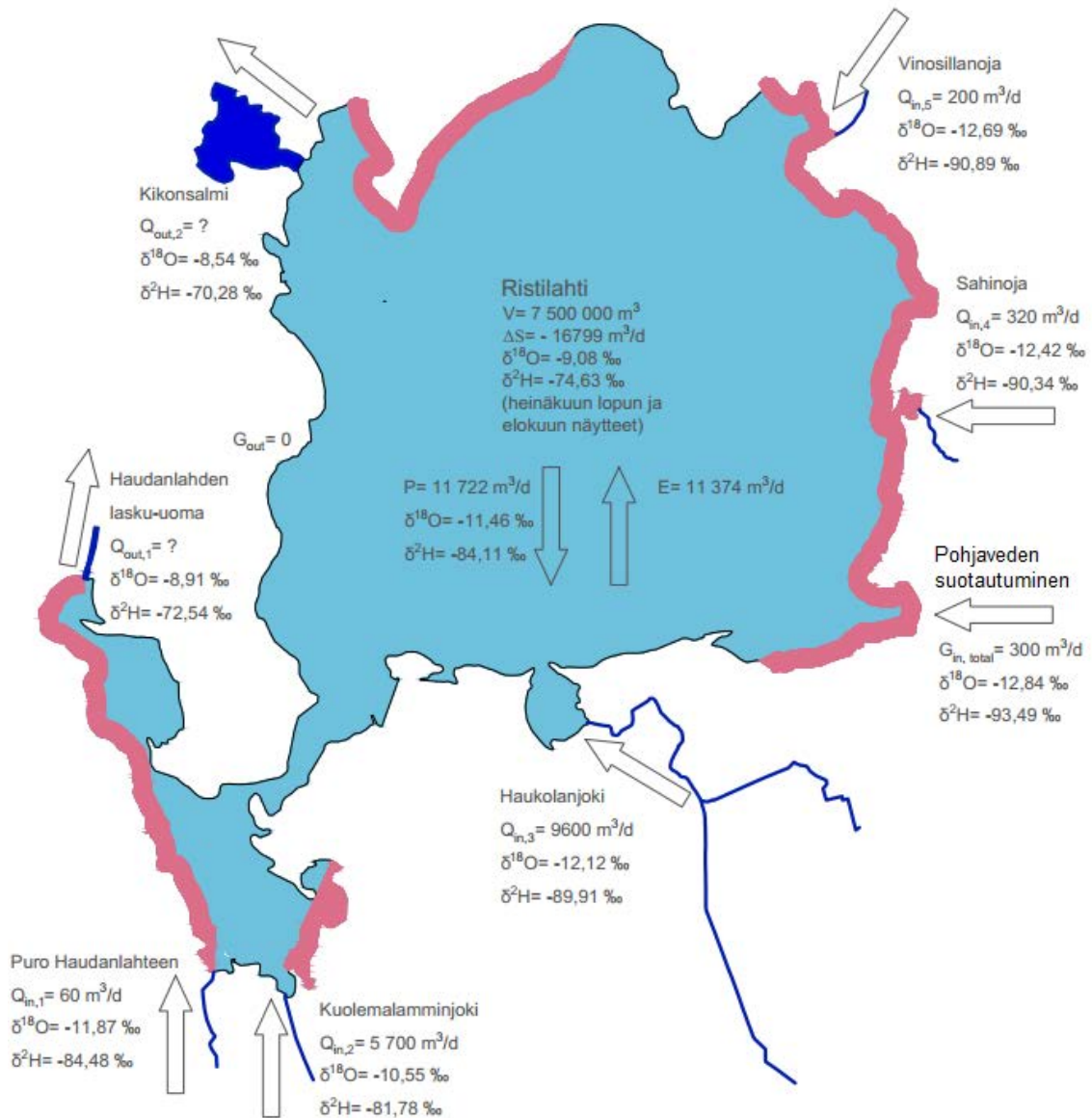
Luotettavin arvio keskimääräisestä suotautumisnopeudesta saadaan ottamalla keskiarvo kaikista hyväksytyistä mittauksista. Keskiarvo kuvaa tilannetta luotettavammin kuin mediaani, koska havaintojen lukumäärä on verrattain pieni ja tulokset heittelevät paljon. Keskimääräinen suotautumisnopeus v_s oli siten 0,102 cm/d ja purkautuvan veden vuo Φ $1,02 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{d}/\text{m}^2$. Nämä tulokset ovat vain arvio siitä, kuinka paljon pohjavettä suotautuu paikallisesti lahteen pohjavesialueen kohdalla. Suotautuminen on hyvin paikallinen ja dynaaminen ilmiö, joten tulosten tarkentamiseksi suotautumismittauksia tulisi suorittaa useilla eri rannoilla ympäri lahtea ja useina eri ajankohtina. Jokaisesta mittauspaikasta tulisi suorittaa useita mittausjaksoja, jotta tuloksiin saadaan varmuutta ja virtausten dynamiikkaa saadaan arvioitua. Mittauspaikkoja Ristilahdella rajoittavat laajat ja tiheät kasvillisuusvyöhykkeet sekä vaihtelevat pohjan materiaalit. Mittausten aikaan tuulen tulisi olla koko ajan niin heikkoa, että aallokko ei häiritse keräyspusseja.

5.7 Ristilahden vesitaseen arviointi

Ristilahden vesitaseen tarkasteluajanjaksoksi valittiin 1.7.-30.9.2018, joka oli poikkeuksellisen lämmin ja kuiva ajanjakso Suomessa. Ristilahden ja Haudanlahden

yhteispinta-ala on $3,551 \text{ km}^2$ (Huttunen 2018). Vesialueen vesitaseyhtälö noudattaa yhtälöä 3. Tarkastelussa ei voitu olettaa hydrologista tasapainotilaa, jolloin varaston muutos ΔS olisi ollut 0. Puruveden pinta laski tarkastelujaksolla korkeudesta 76,35 m (NN-korkeusjärjestelmässä) korkeuteen 75,92 m eli yhteensä 0,43 metriä (SYKE 2018b). Ristilahden pinta-alaan kohdistettuna varaston muutos ΔS oli siten tarkasteluajanjaksolla $-16\,779 \text{ m}^3/\text{d}$.

Kaikista muista taseen komponenteista paitsi maanalaisesta menovirtaamasta ja uomien menovirtaamista ei saatu mittaustuloksia tai arviota. Maanalainen menovirtaama G_{out} oletettiin nolllaksi, sillä oletettavasti maakannaksien läpi suotautuvat vesimäärät ovat häviävän pieniä olemattoman hydraulisen gradientin vuoksi. Tietojen puutteen ja epätarkkuuksien vuoksi vesitaseen arvioinnissa keskityttiin lähinnä suuruusluokkien vertailuun eikä niinkään komponenttien suuruuksien tarkkaan laskemiseen. Kuvassa 35 on konseptuaalinen kuva Ristilahden vesitaseen komponenteista sekä niiden suuruudet ja tiedossa olevat isotooppiarvot. Tulo- ja lähtöuomien isotooppiarvot ovat määritetty liitteessä 11 esitettyjen näytteenottojen perusteella. Pohjavesialueisiin rajoittuva 52,2 metrin levyinen suotautumisvyöhyke on merkitty kuvassa punaisella, ja maanalaisen tulovirtaaman kokonaismäärä koskee näitä kaikkia alueita. Komponenttien laskenta- tai arviointiperusteet on esitetty jäljempänä.



Kuva 35. Konseptuaalinen kuva Ristilahden vesitaseesta.

5.7.1 Teoreettinen suotautumisvyöhyke ja pohjaveden purkautuminen

Teoreettinen suotautumisvyöhyke arvioitiin λ -parametrina (yhtälö 23). Parametria varten arvioitiin akviferin transmissiviteetti T sekä pinta- ja pohjaveden rajapinnan virtausvastus c (yhtälöt 24 ja 25). Transmissiviteetin laskentaa varten maaperän hydrauliseksi johtavuudeksi K valittiin $1 \cdot 10^{-5}\text{ m/s}$, joka oli Pullisen & Ahosen (2009, s. 32) Rajamäellä I Salpausselän reunamuodostuman alueella tekemien slug-testien tyypillinen tulos. Vedellä kyllästyneen maaperän paksuutta arvioitiin lähimpien kalliohavaintojen ja lahden vedenkorkeuden erotuksena. Lähimmät kalliohavainnot löytyivät pohjavesitietojärjestelmästä Viinavaaran pohjavesialueelta, missä kolmessa pisteessä kallion pinta vaihteli 49,19–59,49 metrissä N2000- korkeusjärjestelmässä (Ympäristöhallinto 2018b). Puruveden pinta on korossa 76 m samassa järjestelmässä

(Ympäristöhallinto 2018a). Kyllästyneen kerroksen paksuudeksi B arvioitiin 20 metriä. Transmissiviteetin T arvoksi muodostui siten $2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$.

Kaikkien havaintopaikkojen keskimääräinen sedimentin paksuus oli 1,05 m vuonna 2015 tehdyn sedimenttitutkimuksen mukaan (Tossavainen 2015, s. 16). Tämä oli paras arvio yleisestä sedimentin paksuudesta, kun suotautumismittausten tuloksia yleistettiin myös lahden muihin osiin. Suotautumismittausten sijainnissa noin viiden metrin rantavyöhykkeellä sedimenttiä ei ollut lainkaan, vaan ranta oli paljasta hiekkaa ja soraa. Sedimentin hydraulisena johtavuutena käytettiin arvoa $0,06 \text{ m/d} = 6,94 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$, jonka Wroblecky:n et al. (1998, s. 319) olivat määrittäneet erään uoman pohjan sedimentille. Samaa suuruusluokkaa olevia arvoja on esitetty myös muualla kirjallisuudessa (esim. Chi & Shu 2003).

Suotautumisvyöhykkeen leveydeksi λ saatiin siten 17,40 metriä, jolloin 95 % suotautumisesta tapahtuisi 52,2 metrin etäisyydellä rantaviivasta. Saatu vyöhykkeen leveys on vain karkea arvio, sillä useimmat laskennassa käytetyt parametrit eivät ole määriteltä tutkimuskohteessa. Varsin todennäköisesti suotautuminen on kuitenkin suurinta sedimenttivapaalla rantavyöhykkeellä ($x < 5 \text{ m}$).

5.7.2 Suotautuvan pohjaveden määrä

Lahteen suotautuvan pohjaveden määrä arvioitiin suotautumismittausten keskiarvon ($1,02 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{d}/\text{m}^2$) ja erilaisten suotautumisvyöhykkeiden skenaarioiden perusteella (taulukko 13).

Taulukko 13. Pohjaveden suotautumismäärien skenaariot Ristilahden-Haudanlahden alueella.

17,4 m vyöhyke koko lahtialueen ympäri	17,4 m vyöhyke vain pohjavesialueisiin rajoittuvilla rannoilla	52,5 m vyöhyke koko lahtialueen ympäri	52,5 m vyöhyke vain pohjavesialueisiin rajoittuvilla rannoilla	½ koko lahden pinta- alasta
280 m ³ /d	120 m ³ /d	760 m ³ /d	300 m ³ /d	1800 m ³ /d

Suotautuvan pohjaveden määrän voidaan arvioida olevan noin 120-1800 m³/d saatavilla olevan aineiston perusteella riippuen tarkasteltavasta skenaariosta. Vesitaseen arviointia varten suotautumisen todennäköisimmäksi arvioksi valittiin 300 m³/d, jonka suuruisia

ovat kutakuinkin sekä koko lahden kattava 17,4 metrin vyöhyke sekä vain pohjavesialueisiin rajoittuva 52,5 metrin vyöhyke. Pohjaveden suotautumista ei kuitenkaan todennäköisesti tapahdu kaikilta rannoilta eikä myöskään pelkästään pohjavesialueiden lähettäviltä. Suotautuvan pohjaveden määrän arvio on siten vain suuntaa antava.

Saatu arvio suotautuvan veden määrästä on mahdollisesti todellista pienempi, sillä kesä oli poikkeuksellisen kuiva, ja pohjaveden pinnat olivat tavallista matalammalla. Lisäksi suotautumisen ajallista ja paikallista vaihtelua ei kyetty juurikaan huomioimaan. Esimerkiksi Rokualla Ahveroisen suppajärvellä pohjaveden purkautumisvyöhykkeillä suotautuvan pohjaveden vuo oli 7-37 kertainen verrattuna Puruveden Ristilahdella mitattuihin arvioihin (Ala-aho 2010 s. 83). Lisäksi suotautumismittausten tulosten on havaittu olevan yleisesti pienempiä kuin todellisen suotautumisen, koska suotautumismittareissa on aina jonkin verran erilaisia virtausvastuksia (Rosenberry et al. 2008, s. 64).

Arviota saattaa vääristää myös se, että suotautumista voi tapahtua oletettua enemmän myös kauempana rannasta. Suotautuvan pohjaveden määrän tarkempaa arviointia varten tulisi tehdä pohjavesimallinnusta. Vain mallien avulla voidaan ottaa huomioon syvemmälle purkautuva pohjavesi.

5.7.3 Suorasadanta

Keskimääräinen sadannan vuosisumma Punkaharjun Laukansaaren havaintoasemalla on ollut 619 mm/a eli noin 1,72 mm/d vuosina 1985-2017 (Ilmatieteenlaitos 2018b). Tarkasteluajanjaksolla sadanta oli yhteensä 304 mm eli keskimäärin 3,3 mm/d. Keskimääräinen suorasadanta Ristilahden veteen oli siten tarkastelujaksolla 11 722 m³/d.

5.7.4 Virtaamat

Vuoden 2018 alivirtaamakautena (mitattu 11.-14.9.2018) tulouomien yhteisvirtaama oli yhden mittauskierroksen perusteella 15 872 m³/d. Vesitaseen tarkastelussa tämä tulos yleistetään koko tarkastelujaksolle, mikä aiheuttaa tuloksiin epävarmuutta. Ristilahden ja Haudanlahden tulouomien virtaamat sekä ravinnepitoisuudet ovat esitelty taulukossa 14 kahden merkitsevän numeron tarkkuudella.

Taulukko 14. Ristilahden-Haudanlahden tulouomien virtaamat ja ravinnepitoisuudet.

	Puro Haudan- lahteen	Kuolemalammin- joki	Haukolanjoki	Sahinoja	Vinosillan- oja
Virtaama 11.–14.9.2018	60 m ³ /d	5700 m ³ /d	9600 m ³ /d	320 m ³ /d	200 m ³ /d
Kokonaisfosfori (µg/l) 22.-23.8.2018		30	27	44	67
Kokonaistyppeä (µg/l) 22.-23.8.2018		550	360	490	640

5.7.5 Haihdunta

Ristilahden vesitaseen haihduntaa arvioitiin Maaningan Halolan tutkimusaseman mittausten perusteella. Tutkimusasemalla touko-syyskuun haihdunnan summaksi (vuosi 2018) on mitattu 562 mm. Vesitaseen tarkastelujaksolla eli heinä-syyskuussa haihdunta oli 295 mm eli keskimäärin 3,24 mm/d. (SYKE /vesikeskus 2018) Suhteutettuna Ristilahden-Haudanlahden pinta-alaan haihdunta oli tarkastelujaksolla 11 374 m³/d.

5.7.6 Vesitaseen arviointi ja vaikutus vedenlaatuun

Vesitaseen komponenttien suuruudet on esitetty taulukossa 15 ja konseptuaalisessa kuvassa 35. Tarkastelujaksolla sadanta ja haihdunta olivat kutakuinkin yhtä suuret. Ajanjakso oli poikkeuksellisen lämmin, mikä havaittiin myös keskiarvoa suurempana haihduntana. Kesä oli yleisesti Suomessa erityisen kuiva, mutta tarkasteluajanjaksolla sadanta oli kuitenkin keskiarvoa suurempi käytetyllä havaintopaikalla. Vesitaseen perusteella uomien menovirtaamaksi Q_{out} arvioitiin tarkastelujaksolla 32 299 m³/d.

Taulukko 15. Ristilahden vesitaseen komponenttien arvot tarkasteluajanjaksolla.

Varaston muutos	Sadanta	Uomien tulovirtaama	Maanalainen tulovirtaama	Haihdunta	Uomien menovirtaama	Maanalainen menovirtaama
ΔS	P	Q_{in}	G_{in}	E	Q_{out}	G_{out}
-16 779 m ³ /d	11 722 m ³ /d	15 872 m ³ /d	300 m ³ /d	11 374 m ³ /d	32 999 m ³ /d	0 m ³ /d

Suotautuvan pohjaveden määrä on arvion mukaan erittäin pieni, vain noin 1,9 % kaikista tulovirtaamista (G index). Suotautuvan pohjaveden määrä vastaisi siten vain Sahinojan kokoisen pienen puron virtaamaa. Mikäli pohjaveden oletettaisiin suotautuvan samalla voimakkuudella puolella koko lahden pinta-alasta ($G_{in}=1800 \text{ m}^3/\text{d}$), olisi suotautuminen 10,2 % kaikista tulovirtaamista. Vastaavanlainen suotautuminen koko lahden pohjan pinta-alalta ($G_{in}=3600 \text{ m}^3/\text{d}$) olisi puolestaan 18,5 % kaikista tulovirtaamista. Suotautumisnopeus voi poiketa huomattavasti mitatuista arvoista, mutta moninkertainen keskimääräinen suotautumisnopeus on kuitenkin erittäin epätodennäköistä.

Suoraan Ristilahteen suotautuvan pohjaveden vaikutus vesitaseeseen on pieni, todennäköisesti korkeintaan vain muutaman prosentin tulevista komponenteista. Ristilahden havaittu pohjavesivaikutteisuus on enimmäkseen seurausta siitä, että Ristilahteen laskevat uomat välittävät suuria määriä pohjavettä valuma-alueilta.

Ristilahteen suotautuvan pohjaveden fosforipitoisuuden mediaani oli $62 \text{ } \mu\text{g/l}$ ja typpipitoisuuden mediaani $470 \text{ } \mu\text{g/l}$ maatalousalueiden lähellä rannan tuntumassa (kuva 29). Uomien kokonaisfosfori ja -typpipitoisuudet on esitetty taulukossa 14. Vaikka suotautuvan pohjaveden kokonaisfosforipitoisuus olisi $62 \text{ } \mu\text{g/l}$ koko suotautumisvyöhykkeen alalla, olisi sen aiheuttama fosforikuormitus silti vain noin 4 % kaikkien uomien kuormituksista, kun $G_{in}=300 \text{ m}^3/\text{d}$. Keskimääräinen pitoisuus on selkeä yliarvio, sillä suotautuvan pohjaveden fosforipitoisuuden havaittiin olevan pieni noin 30 metrin etäisyydellä rannasta (kuva 29). Lisäksi suotautuvan pohjaveden fosforipitoisuudet ovat pienempiä rannoilla, joilla ei ole maatalousalueita. Suotautuvan pohjaveden määrä saattaa olla aliarvioitu, mutta se kompensoi korkeaa pitoisuuden arvoa. Suotautuvassa pohjavedessä oleva fosfori oli toisaalta usein enimmäkseen fosfaattifosforina toisin kuin uomien vesissä. Fosfaattifosfori on kasvien suoraan hyödynnettävissä (Särkkä 1996, s. 64). Lisäksi hapettomana purkautuva pohjavesi saattaa edistää fosforin huuhtoutumista pohjasedimentistä. Ristilahteen suoraan suotautuvan pohjaveden vaikutus sen vesitaseeseen ja vedenlaatuun on kokonaisuudessaan kuitenkin pieni.

5.7.7 Vesitasetarkastelun epävarmuudet

Ristilahden vesitaseen arviointi on vain suuntaa antava ja sisältää siten paljon epävarmuutta. Tarkasteluajanjakso kesällä 2018 oli poikkeuksellisen lämmin, mikä aiheutti poikkeuksellisen suuren haihdunnan. Kyseinen kesä oli yleisesti Suomessa

erittäin kuiva, mutta tarkasteluajanjaksolla sadanta oli kuitenkin keskimääräistä suurempi Punkaharjun havaintopaikan perusteella. Sadanta-aineiston perusteella tämä viittaa suuriin paikallisiin eroihin sadannassa ja sen intensiteetissä. Ajanjakson tulisi olla paljon pitkäaikaisempi, jotta luonnollisen hydrologisen vaihtelun aiheuttamat virheet olisivat mahdollisimman pienet.

Ristilahteen suotautuvan veden määrän tarkastelun epävarmuus koostuu sekä suotautumisvyöhykkeen että suotautumisnopeuden arvioinnin epävarmuuksista. Suotautumisvyöhykkeitä arvioitiin erilaisten skenaarioiden avulla, joihin epävarmuutta tuovat De Lange:n (1998) teoreettisen λ -parametrin pätevyys, sen soveltuminen Ristilahden olosuhteisiin ja kaikkien sen laskemista varten tarvittavien parametrien määrittäykset. Epävarmuuden vähentämiseksi Ristilahden lähistölle tulisi asentaa kallioon asti pohjavesiputkia, joista maan hydraulisen johtavuuden voisi määrittää slug-testillä ja lisäksi kyllästyneen maakerroksen paksuuden voisi arvioida tarkemmin kallion ja pohjaveden pinnan perusteella. Sedimentin paksuus on määritetty varsin luotettavasti sedimenttitutkimuksen yhteydessä, mutta sedimentin hydraulinen johtavuus tulisi mitata tutkimuskohteessa. Suotautumisvyöhykkeen voisi määrittää kohteeseen sopivammaksi tekemällä suotautumismittauksia eri etäisyyksillä rantaviivasta. Tällä tavoin saadaan tarkempaa tietoa suotautumisen vähenemisestä etäisyyden funktiona (yhtälö 6) ja samalla voidaan arvioida suotautumisvyöhykkeen leveyttä ja keskimääräistä suotautumisnopeutta vyöhykkeessä.

Suotautumismittauksia tehtiin vain yhdellä ranta-alueella. Mittauksia tulisi tehdä mahdollisuuksien mukaan useissa kohteissa eri puolilla vesistöä, jotta suotautumisen alueellinen vaihtelu tulisi paremmin esille. Suotautumismittauksissa epävarmuutta aiheuttivat myös haasteet laitteiston toimivuudessa sekä sään vaikutus mittauksiin. Kovien tuulten havaittiin aiheuttavan selkeästi hajontaa tuloksiin. Maanalainen menovirtaama oletettiin Ristilahdella nolaksi, koska pohjaveden pinta on oletettavasti korkeammalla ympäröivillä maa-alueilla. Oletuksen varmistamiseksi pohjavedenkorkeuksia tulisi mitata Pellavaniemen pohjavesialueen pohjavesiputkista tai vastaavasti suorittaa suotautumismittauksia sen tai Kiurusaaren rannoilla eli Ristilahden länsi- ja pohjoisosissa.

Sadannan ja haihdunnan havaintopaikkojen etäisyydet Ristilahdesta aiheuttavat epävarmuutta näihin komponentteihin. Haihdunnan mittausaseman etäisyys Ristilahdesta

oli suurempi (190 km), mutta haihdunnassa ei esiinny niin suurta pienen mittakaavan vaihtelua kuin sadannassa. Sadannan havaintoaseman etäisyys Ristilahdesta oli 20 km, mutta sadannan määrä voi vaihdella paikallisesti hyvinkin paljon. Sadannan ja haihdunnan mittausten menetelmissä on myös omat epävarmuutensa.

Ristilahden tulouomien virtaamat yleistettiin tarkasteluajanjaksolle ainoastaan yhden mittauksen perusteella. Virtaamia tulisi määrittää useamman kerran erilaisissa tilanteissa, jotta virtaaman vaihtelut voidaan ottaa huomioon. Virtaamat voivat kesällä vaihdella hyvinkin paljon riippuen sadannasta ja Puruveden veden korkeuden muutoksista. Virtaamat saatiin mitattua luotettavasti minisiivikolla ja SonTek IQ plus -virtaamamittarilla, mutta mittausmenetelmissä on kuitenkin aina omat epävarmuutensa. Ristilahden lähtöomien virtaussuunnan vaihtelu esti niiden virtaamien määrittämisen lyhytkestoilla mittauksilla. Ristilahden vedenkorkeuden havaittiin myös vaihtelevan vastaavasti, mikä aiheuttaa dynamiikkaa sen vesitaseeseen.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Järviveden stabiilien isotooppien perusteella Ristilahti ja Haudanlahti olivat kohdelahdista selkeästi pohjavesivaikutteisimpia. Mehtolanlahden vedessä havaittiin alkukesästä lievää pohjavesisignaalia, mutta kesän edetessä isotooppiarvot eivät enää eronneet Puruveden pääaltaan vedestä. Enanlahden ja Aittolahden pohjavesivaikutteisuutta ei voitu erottaa järvinäytteiden perusteella, joten niiden vesi edustaa isotooppien puolesta parhaiten Puruveden pääaltaan vettä. Järviveden tehokas sekoittuminen tasaa isotooppisuhteiden eroja suurissa ja avoimissa vesistöissä, minkä vuoksi pohjaveden purkautumista ei välttämättä voida todentaa luonnollisten merkkiaineiden avulla.

Ristilahden vesi oli tutkituista alueista selkeästi huonolaatuisinta ja sen voitiin luokitella olevan vesistönä eutrofisen ja runsashumuksisen alarajoilla. Mehtolanlahti oli puolestaan mesotrofisen ja keskihumuksisen vesistöjen alarajoilla. Ristilahdesta ja Haudanlahdesta tuleva vesi vaikutti selvästi Mehtolanlahden vedenlaatuun, joka siten poikkesi selvästi Puruveden pääaltaan vedenlaadusta. Enanlahti ja Aittolahti olivat selvästi oligotrofisia ja vähähumuksisia. Aittolahdella vesi oli kaikkein puhtainta, ja se edusti parhaiten Puruveden pääaltaan tyypillistä vedenlaatua.

Enanlahden tutkimuskohteessa pohjavedellä havaittiin olevan positiivinen vaikutus lahden vedenlaatuun, sillä kohonneita ravinnepitoisuuksia ei havaittu pohja- eikä huokosvesistä. Punkaharjun vanhan kaatopaikan alueella ravinnepitoisuudet olivat vain hieman koholla, joten rehevöittävä vaikutus läheiseen Salkolahteen ja Enanlahteen oli nykyisellään hyvin vähäinen. Enanlahden valuma-alueella sijaitsevan Punkaharjun uudemman kaatopaikan vaikutuksia vesistöihin puolestaan ei juuri tunneta.

Myös Mehtolanlahden tutkimuskohteessa pohjaveden vaikutuksen havaittiin olevan nykyisellään positiivinen, sillä pohja- ja huokosvesistä ei havaittu merkittävästi kohonneita ravinnepitoisuuksia. Läheisellä Viinavaara-Tahvananmäen pohjavesialueella oli havaittu huomattavasti kohonneita fosforipitoisuuksia (34-64 µg/l) metsähakkuiden jälkeen vuosina 2013 ja 2014. Vuoden 2018 näytteenotoissa pitoisuudet olivat kuitenkin alle 3 µg/l, joten fosfori oli joko pidättynyt maaperään tai virrannut liukoisena läheisiin vesistöihin riippuen happiolosuhteista.

Ristilahteen havaittiin kulkeutuvan ravinteita läheisiltä maatalousalueilta paikallisten pohjaveden virtausten mukana. Liukoisen fosforipitoisuuden mediaani oli 62 µg/l huokosvedessä rantaviivan tuntumassa, mihin suotautui vähähappista pohjavettä peltojen suunnalta. Tästä havainnosta voidaan yleistää, että ravinteet kulkeutuvat helposti matalan pohjaveden kautta vesistöihin pelloilta tai avohakkuualueilta, jotka sijaitsevat karkearakeisilla mailla ja vesistöjen välittömässä läheisyydessä. Syvemmälle purkautuvassa pohjavedessä fosforipitoisuudet olivat puolestaan alle määritysrajojen eli fosforia ei oletettavasti esiinny laajemmin alueellisissa virtaussysteemeissä. Pohjaveden pidemmissä virtausreiteissä fosforin kulkeutumisen saattaa mahdollistaa hapen vähyys. Pohjaveden laatu tulisi määrittää laajemmin asentamalla muovisia havaintoputkia läheiselle Purujärven pohjavesialueelle.

Aittolahdella havaittiin tavanomaista korkeampia ravinnepitoisuuksia pohjavesikaivosta, mutta havaintojen varmistamiseksi tulisi asentaa muovisia pohjavesiputkia, joista saisi edustavammat pohjavesinäytteet. Huokosvesistä havaittiin lisäksi erittäin korkeita ammoniumpitoisuuksia, mutta havainnot tulisi varmistaa laajentamalla huokosvesinäytteenoton aluetta. Syitä korkeisiin ravinnepitoisuuksiin ei voitu kohdentaa, sillä maataloutta ja avohakkuuta ei ollut lähistöllä, ja mahdollisista metsien tai pihojen lannoituksista sekä kesämökkien jätevesijärjestelmistä ei ollut tietoa. Pohjaveden vaikutusta Aittolahden vedenlaatuun ei pystytty siten määrittämään tehtyjen tutkimusten perusteella. Aittolahden pohjoispuolella Putelinmäkien pohjavesialueella pohjaveden laadun havaittiin kuitenkin olevan erinomainen.

Pohjavesien laadussa ei havaittu laajamittaista heikentymää, joten purkautuvan pohjaveden vaikutus Puruvedellä oli pääsääntöisesti positiivinen ja puhdistava. Puruveden alue on kuitenkin erittäin herkkä pohjaveden laadun muutoksille, sillä sen ympäristössä sijaitsee paljon karkearakeisia maalajeja omaavia alueita. Näitä ovat esimerkiksi Salpausselän reunamuodostumaan kuuluvat alueet sekä niistä erkanevat harjujaksot. Kyseiset alueet syöttävät merkittäviä määriä pohjavettä Puruveteen. Mikäli näillä alueilla pohjaveden laatu heikkenee, saattavat ravinteet päätyä pohjaveden virtausten mukana Puruveteen. Riski on erityisen suuri rantojen välittömässä läheisyydessä, missä on havaittu selkeää pohjaveden purkautumista järveen. Näiden pohjaveden purkautumisalueiden havaittiin sijoittuvan lähes poikkeuksetta karkearakeisten maalajien alueille (liite 1) ja siten usein myös pohjavesialueille (kuva 13). Ravinteet voivat kulkeutua kauempaakin, mutta fosforin kulkeutuminen pohjavesissä

vaatii lähes hapettomat olosuhteet. Arvioitaessa jonkin pohjavesiin ravinteita vapauttavan ihmistoiminnan vaikutuksia läheisiin vesistöihin, huomioonotettavia asioita ovat huuhtoutuvien ravinteiden määrä ja laatu, pohjaveden vallitsevat happiolosuhteet, valitsevat maalajit, alueen etäisyys rantaviivasta, havaitut purkautumisalueet, sedimentin määrä ja laatu sekä rantojen pohjanmuodot. Mikäli jyrkkäreunainen harjumuodostuma rajoittuu pituussuunnassa vesistöön, pohjaveden purkautuminen tapahtuu hyvin todennäköisesti syvemmillä. Näillä alueilla rannat ovat tyypillisesti syviä ja purkautumisvyöhykkeitä ei välttämättä voida havaita sulina rantoina.

Suotautumismittauksia suoritettiin vain yhdellä rantavyöhykkeellä Ristilahden itäpuolella. Tuolla alueella keskimääräiseksi suotautumisnopeudeksi mitattiin 0,102 cm/d neljän mittarin tulosten perusteella. Suotautumismittausten tulokset ovat vain suuntaa antavia, sillä mittauksia ei voitu suorittaa eri puolilla vesistöä ja useilla etäisyyksillä rannasta. Lisäksi laitteiston epävarmuus ja sään vaikutus aiheuttivat epävarmuutta tuloksiin. Ristilahden suotautuvan pohjaveden määrää arvioitiin suotautumismittausten keskiarvon ja erilaisten purkautumisvyöhykeskenaarioiden avulla. Teoreettisen purkautumisvyöhykkeen ominaiseksi leveydeksi määritettiin 17,4 metriä, jota käytettiin pohjana skenaariotarkasteluissa. Ristilahden vesitaseessa suotautuvan pohjaveden määräksi arvioitiin 300 m³/d, mikä saattaa olla aliarvio, sillä kesä oli verrattain kuiva ja suotautumista saattaa tapahtua merkittävästi myös syvemmälle lahteen. Suotautuvan pohjaveden määrää voisi arvioida myös isotooppisen massataseen avulla. Tätä varten Ristilahden lähtöomien virtaamat tulisi pystyä määrittämään, jolloin isotooppitaseen ainoaksi puuttuvaksi komponentiksi jäisi maanalainen tulovirtaama. Taselaskennan avulla saavutettaisiin tarkempi arvio purkautuvan pohjaveden määrästä, mikäli virtaamat saataisiin luotettavasti määritettyä.

Ristilahden vesitasetta arvioitiin ajanjaksolla 1.7.-30.9.2018, joka oli poikkeuksellisen lämmin ja kuiva ajanjakso Suomessa. Suotautuvan pohjaveden määrän arvioitiin olevan erittäin pieni, vain noin 1,9 % kaikista tulovirtaamista (G index), kun suotautuvan pohjaveden määrä oli 300 m³/d. Mikäli mitattu suotautuminen tapahtuisi puolella lahden pinta-alasta ($G_{in}=3600$ m³/d), olisi osuus kaikista tulovirtaamista 10,2 %. Todennäköisesti Ristilahden G index on selkeästi alle 10 %. Ristilahden vedestä havaittu selkeä pohjavesivaikutteisuuden signaali on pääosin peräisin pohjavesivaikutteisten uomien välittämästä vedestä. Suotautuvan pohjaveden aiheuttama osuus Ristilahden kokonaiskuormituksesta on siten myös pieni, vain muutamien prosenttien luokkaa,

vaikka maatalousalueilta havaittiinkin päätyvän ravinteita lahteen pohjaveden mukana. Pohjavesimallinnuksella voidaan saada tarkempi ja laajempi kuva Ristilahden ja koko Puruveden pohjavesivaikutteisuudesta, sillä vain mallien avulla voidaan ottaa huomioon myös syvemmälle purkautuva pohjavesi.

Pohjaveden havaittiin purkautuvan vähähappisena tai lähes hapettomana useissa kohteissa. Nämä havainnot perustuvat rantaviivan näytekaivojen happinäytteisiin sekä huokosvesinäytteissä havaittuihin rikkivedyn hajuihin ja korkeisiin liukoisen raudan pitoisuuksiin. Vähähappisena purkautuvalla pohjavedellä saattaa olla vaikutusta sisäkuormitteisuuden vesialueilla, joissa sedimentissä on suuret fosforivarastot, fosfori on sitoutuneena rautaan ja pohjan redoxpotentiaalit ovat kyllin pieniä. Tasainen hapettoman pohjaveden suotautuminen ei liuota fosforia sedimentistä, mutta muutokset alusveden happipitoisuudessa sekä pohjaveden purkautumisen vaihtelu saattavat yhdessä vaikuttaa sisäisen kuormitukseen. Ristilahden sedimenttitutkimuksissa on havaittu merkittävää riskiä sisäkuormitteisuudelle. Sedimenttitutkimuksen, olemassa olevien vedenlaatuaineistojen ja tämän työn havaintojen perusteella sisäkuormituksen laukeamista voidaan pitää todennäköisimpänä syynä vuoden 2011 massiiviselle sinileväkukinnalle Ristilahdella ja Mehtolanlahdella (Sojakka 2019). Sisäkuormituksen käynnistymistä on saattanut edesauttaa hapettoman pohjaveden purkautuminen. Lisäksi purkautuva pohjavesi on saattanut sisältää ravinteita peltojen ja avohakkuualueiden lähellä.

Vedenstabiilien isotooppien avulla tutkittiin onnistuneesti pohja- ja pintavesien välistä vuorovaikutusta, mutta niiden käyttöä merkkiaineina vaikeuttavat kuitenkin vesialueiden erilaiset viipymät sekä järviveden tehokas sekoittuminen avoimilla vesialueilla. Pidemmän viipymän vuoksi haihdunta ehtii fraktioimaan isotooppeja enemmän, jolloin pohjavesisignaalin voimakkuus heikkenee, vaikka pohjaveden purkautuminen olisikin ilmeistä. Piidioksidipitoisuuksien havaittiin korreloivan hyvin ($R^2=0,879$) isotooppisuhteiden $\delta^{18}\text{O}$ ja $\delta^2\text{H}$ kanssa järvi- ja virtavesissä. Pohjavesivaikutteisuutta voidaan arvioida siis hyvällä tasolla myös piidioksidin avulla, koska se on lähes täysin peräisin maa- ja kallioperästä. Piidioksidi voi antaa luotettavamman kuvan pohjavesivaikutteisuudesta, mikäli haihdunta pääsee vaikuttamaan voimakkaasti vesistöön. Kalsium- ja magnesiumpitoisuuksien havaittiin korreloivan jonkin verran piidioksidin kanssa, mutta niiden käyttämisessä merkkiaineena on paljon epävarmuutta.

Kalsiumia ja magnesiumia voi päätyä vesistöihin maaperän lisäksi muun muassa lannoitteista.

Näytteenottostrategiaa voisi kehittää lisäämällä näytteiden määrää linjassa ja karsimalla analytiikkaa. Näytteenottokertoja kustakin pisteestä oli riittävästi luotettavien tuloksien saamiseksi, mutta yhden näytteenoton voisi ajoittaa talviaikaan, jolloin järvessä olisi vähemmän isotooppeja fraktioivia prosesseja. Laadukkaiden pohjavesinäytteiden määrää tulisi lisätä, mutta se vaatisi useiden muovisten pohjavesiputkien asentamista. Kaikista vesijakeista voisi jättää analysoimatta joko kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{mn}) tai orgaanisen hiilen (TOC/DOC), sillä nämä molemmat määritykset indikoivat humuksisuutta ja siten korreloivat vahvasti keskenään. Pohjavesivaikutteisuuden tutkimisessa nämä määritykset sekä epäorgaanisen hiilen voisi jättää analysoimatta pohja- ja huokosvesistä, sillä pohjavesissä olevat humuspitoisuudet ovat verrattain pieniä ja niillä ei ole olennaista vaikutusta pintavesien laatuun. Mangaanipitoisuuden määrittäminen on myös helposti karsittavissa kaikista vesijakeista, sillä rautapitoisuuden avulla selviävät vastaavat seikat. Alkaliniteetti olisi järkevää analysoida tukemaan pH-arvoja.

Huokosvesinäytteenotto osoittautui tarkoituksenmukaiseksi menetelmäksi pohja- ja pintavesivaikutteisuuden tutkimuksissa. Näytteet analysoitiin vain liukoisina analyyseina, koska näytteisiin päätyi väistämättä kiintoainesta. Tuloksissa oli jonkin verran enemmän hajontaa kuin muissa näytteenottomenetelmissä, mutta vedenlaatu saatiin kuitenkin määritettyä riittävän luotettavasti, ja isotooppien perusteella näytteet edustivat pääosin hyvin pohjavettä. Huokosvesinäytteenoton epävarmuutta voisi pienentää ottamalla useampia näytteitä rantaviivan suunnassa. Pelkästään yhden näytepisteen käyttämisessä on epävarmuutta, sillä pohjaveden suotautuminen voi vaihdella huomattavasti riippuen geologiasta ja sedimentistä. Näytteenottomenetelmää voisi kehittää siten, että pumppaus tapahtuisi sähköisen pumpun avulla. Tällöin vettä voisi kierrättää enemmän ennen näytteenottoa, jolloin kiintoaineen määrä vähenisi ja kontaminaation riski pienenesi. Sähköinen pumppaus mahdollistaisi myös happinäytteiden saamisen.

Laadukkaat ja edustavat pohjavesinäytteet ovat avainasemassa, kun pohjaveden vaikutuksia vesistöihin selvitetään. Kaikissa tutkimuskohteissa tulisi siten olla vähintään yksi muovinen pohjavesiputki, josta pohjaveden laadun saa luotettavasti selville. Tämän työn tutkimuskohteissa muovisia pohjavesiputkia tulisi asentaa Purujärven ja Kullerin

pohjavesialueille. Betonirengaskaivot eivät ole parhaita mahdollisia pohjaveden havaintopaikkoja. Kaivon vesimäärää ei kyetty vaihtamaan järkevässä ajassa normaaleilla näytteenottopumpuilla. Kaivoihin saattaa päätyä myös maavesiä ja pintavaluntaa, joiden vedenlaatu eroaa pohjavedestä. Kaivoissa voi olla myös eliöitä tai niiden jäänteitä, jotka vaikuttavat vedenlaatuun. Myös itse kaivon rakenteiden betonista voi ajan myötä rapautua ja liueta aineita kaivon veteen. Vanhoista teräksisistä tai rautaisista pohjavesiputkista ei myöskään saatu edustavia pohjavesinäytteitä. Nämä putket ulottuvat vain pohjaveden pintakerrokseen ja putken materiaalin korroosion havaittiin vaikuttavan vedenlaatuun voimakkaasti. Teräs- ja rautaputket soveltuvat yleisesti vain pohjaveden pinnankorkeuksien määrittämiseen. Rantaviivan tuntumaan asennetuista muovikaivoista saatiin määritettyä luotettavasti veden stabiilit isotoopit ja happipitoisuus. Samana vuonna asennetusta kaivosta havaittiin viereisistä huokosvesipisteistä poikkeavia ravinne- ja humuspitoisuuksia. Nämä olivat todennäköisesti peräisin kaivon lähistöltä maasta ja sedimentistä, mitä oli muokattu kaivon asennuksen yhteydessä. Vuonna 2016 asennetun muovikaivon vedenlaatu vastasi hyvin viereisiä huokosvesinäytteitä. Pohjavesistä tulisi tehdä vain liukoisia analyyseja, mikäli kaikki havaintopaikat eivät ole muovisia havaintoputkia. Näytteet tulee tällöin esikäsitellä 0,45 µm suodatuksella.

7 YHTEENVETO

Tämän diplomityön tavoitteena oli selvittää pohjaveden vaikutuksia Puruveden valittujen lahtialueiden vedenlaatuun ja vesitaseeseen. Puruvesi on Saimaaseen kuuluva oligotrofinen järvi, jolle tyypillistä on poikkeuksellinen veden kirkkaus. Puruveden pohjavesivaikutteisuuden perusta on järven itä- ja kaakkoispuolelle sijoittuva II Salpausselän reunamuodostuma sekä siitä erkanevat järveä halkovat harjumuodostumat. Puruveden päältäan vedenlaatu on pitkäaikaisessa seurannassa todettu erinomaiseksi ja muuttumattomaksi. Useiden lahtialueiden tila on kuitenkin heikentynyt viime vuosikymmeninä, minkä vuoksi Puruvesi on valikoitunut yhdeksi kohdealueeksi Freshabit LIFE IP -hankkeeseen. Diplomityön kohdealueiksi valittiin Enanlahti, Mehtolanlahti, Ristilahti ja Aittolahti, joiden kohdalla pohjavesivaikutteisuus oli ilmeistä ja niiden valuma-alueiden kuormitukset poikkesivat toisistaan. Pohjaveden vaikutusta vesitaseeseen arvioitiin vain Ristilahdella.

Pohjavesivaikutteisuutta ja pohjaveden vaikutuksia lahtien vesiin tutkittiin pääasiassa pohja-, huokos-, ja järvivesinäytteenoton avulla. Jokaiselle kohdelahdelle muodostettiin näytteenottolinja, josta näytteenotto toistettiin neljä kertaa kesän 2018 aikana. Pohjavesivaikutteisuutta tutkittiin luonnollisten merkkiaineiden eli veden stabiilien isotooppien ^{18}O ja ^2H sekä piidioksidin, kalsiumin ja magnesiumin avulla. Vedenlaadun muutoksia pohja- ja pintavesien välillä havainnoitiin muuan muassa fosforin ja typen laajojen analyysien sekä hapen ja raudan avulla. Isotooppihydrologian analyyseja varten analysoitiin myös sadannan kuukausinäytteiden isotooppikoostumukset. Ristilahden vesitaseen arviointia varten tehtiin tulouomien virtausmittauksia sekä suotautumismittauksia, joilla mitattiin lahden pohjan läpi purkautuvan pohjaveden määrää. Purkautuvan pohjaveden määrää ja sen osuutta Ristilahden vesitaseessa arvioitiin erilaisilla suotautumisen pinta-alaskenaarioilla, joiden pohjana olivat teoreettiset suotautumisvyöhykkeet. Hankkeen yhteydessä kartoitettiin myös pohjaveden purkautumisalueita havainnoimalla sulia rantoja jään päältä koko Puruveden alueella. Pohjaveden purkautumisvyöhykkeet sijoittuivat lähes poikkeuksetta karkearakeisten maalajien alueille ja siten usein myös pohjavesialueille.

Tutkimuksen perusteella pohjaveden laatu ei ollut heikentynyt laajamittaisesti Puruveden alueella. Ravinnepitoisempia pohjavesiä on havaittu vain paikallisesti maatalous- ja metsähakkuualueiden lähistöllä. Enanlahden ja Mehtolanlahden tutkimuskohteissa pohja-

ja huokosvedet olivat hyvälaatuisia, joten vaikutus lahtien vedenlaatuun oli nykyisellään positiivinen ja puhdistava. Punkaharjun vanhalla kaatopaikalla ravinnepitoisuudet olivat vain hieman viereistä pohjavesialuetta korkeammalla. Tällä kaatopaikalla ei siten ole nykyään merkittävää rehevöittävää vaikutusta läheisiin Enanlahteen ja Salkolahteen. Enanlahden valuma-alueella olevan Punkaharjun uudemman kaatopaikan rehevöittävää vaikutusta ei puolestaan ole juurikaan tutkittu. Mahdolliset ravinnepitoiset vedet kulkeutuvat todennäköisesti enimmäkseen Mustaojan ja Lautaojan kautta Enanlahteen. Mehtolanlahden lähistöllä Viinavaaran-Tahvananmäen pohjavesialueen pohjavesistä ei enää havaittu korkeita fosforipitoisuuksia. Vuosina 2013-2014 metsien avohakkuiden jälkeen fosforipitoisuudet olivat olleet useita kymmeniä milligrammoja litrassa, mutta tämän tutkimuksen näytteenotoissa pitoisuudet olivat pääosin alle 3 µg/l.

Ristilahdella havaittiin kohonneita ravinnepitoisuuksia maatalousalueiden lähistöllä pohja- ja huokosvesistä. Läheisillä pelloilla oli siten selkeä rehevöittävä vaikutus tutkimuskohteen rantavyöhykkeellä. Fosfori ja typpi olivat kulkeutuneet matalan pohjaveden mukana pelloilta rantaviivan tuntumaan, vaikka näiden välissä oli noin 20 m suojavyöhyke. Tämän havainnon voi yleistää muihinkin vesistön välittömässä läheisyydessä sijaitseviin peltoihin ja metsähakkuualueisiin, jotka sijaitsevat karkearakeisten maalajien alueilla. Ravinteet päätyvät matalaan pohjaveteen lannoitteista tai maanmuokkausten vaikutuksesta ja ne voivat kulkeutua helposti lyhyitä matkoja vedenjohtavuudeltaan hyvässä maaperässä. Pohjaveden happipitoisuus on avainasemassa fosforin kulkeutumisessa. Aittolahdella pohja- ja huokosvesien vedenlaatu tulisi määrittää kattavammin johtopäätöksiä varten.

Ristilahden havaittiin olevan tutkimuskohteista selkeästi pohjavesivaikutteisien, mutta myös vedenlaadultaan huonoin (eutrofisen ja runsashumuksisen alarajoilla). Ristilahden korostuva pohjavesivaikutteisuus johtui pääosin pohjavesivaikutteisten tulouomien vaikutuksesta. Suotautumismittausten ja teoreettisten suotautumisvyöhykkeiden skenaarioiden perusteella purkautuvan pohjaveden osuuden arvioitiin olevan pieni Ristilahden vesitaseessa (G index noin 2-10 %). Pohjaveden osuuden tarkempaa määrittystä varten tulisi kyetä mittaamaan lahdistä poistuvia virtaamia, jolloin purkautuvan pohjaveden määrän voisi laskea isotooppisen massataseen avulla. Purkautuvan pohjaveden välittämä ravinnekuormitus oli korkeintaan vain muutaman prosentin luokkaa Ristilahden kaikkien tulovirtaamien kuormituksesta. Hapettomana purkautuvalla pohjavedellä saattaa kuitenkin olla vaikutusta lahden sisäiseen

kuormitukseen, sillä sedimentin fosforivarastot ovat mittavat ja pieniä redoxpotentiaalien arvoja on mitattu sedimenttitutkimusten yhteydessä.

Mehtolanlahdella havaittiin heikosti korostuva pohjavesisignaali alkukesästä, mikä johtui todennäköisesti Ristilahdelta ja Haudanlahdelta virtaavista vesistä. Näiden vesien vaikutuksesta Mehtolanlahden vedenlaatu poikkesi myös selkeästi Puruveden pääaltaan laadusta ollen vesistönä eutrofisen ja runsashumuksisen alarajoilla. Enanlahti ja Aittolahti olivat vesialueina selvästi oligotrofisia ja vähähumuksisia edustuen tutkimusalueista parhaiten Puruveden vedenlaatua. Niiden pohjavesivaikutteisuutta ei voitu kuitenkaan erottaa järviveden perusteella, sillä suurilla ja avoimilla vesialueilla veden sekoittuminen on tehokasta ja lisäksi veden viipymällä on oma vaikutuksensa isotooppikoostumuksiin. Piidioksidin havaittiin korreloivan hyvin veden stabiilien isotooppien kanssa järvi- ja virtavesissä, joten se on hyvä parametri isotooppien tueksi tutkittaessa pohjavesivaikutteisuutta. Kalsiumin ja magnesiumin käytössä on paljon epävarmuutta.

Puruveden valuma-alueella pohjavesien kannalta herkillä alueilla tulisi maankäyttö toteuttaa siten, että ravinteita huuhtoutuisi pohjavesiin mahdollisimman vähän. Näillä kriittisillä alueilla lannoituksia tulisi mahdollisuuksien mukaan välttää tai vähentää, ja maanmuokkaukset ja avohakkuut tulisi toteuttaa siten, että ravinteita pidättävää maan pintakerrosta rikotaan mahdollisimman vähän. Pohjavesien laadun monitorointiin tulisi kiinnittää myös enemmän huomiota Puruveden alueella. Useilla laajoilla pohjavesialueilla ei ollut yhtään muovista pohjavesiputkea, josta edustavan pohjavesinäytteen voisi saada. Lisäksi Punkaharjun kaatopaikan vaikutuksia pohjavesiin ja Mustaojaan tulisi tutkia näytteenoton keinoin. Tälle kaatopaikalle tulisi asentaa muovisia pohjavesiputkia monitorointia varten. Tulevaisuudessa olisi aiheellista tutkia yleisesti sitä, kuinka hapettomana purkautuva pohjavesi voi vaikuttaa sisäisen kuormituksen laukeamiseen, ja minkälaisia mekanismeja tässä vuorovaikutuksessa saattaa esiintyä.

LÄHDELUETTELO

Ala-aho P., 2010. Vesitase ja vuorovaikutus pinta- ja pohjaveden välillä Rokuan harjuaalueella Ahveroisen suppajärven [diplomityö]. Oulu: Oulun yliopisto. 104 s.

Aroviita J., 2016. Pintavesien luokittelun periaatteet [verkkodokumentti]. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu [viitattu 14.11.2018].

Barwell, V.K., Lee D.R. 1981. Determination of horizontal-to-vertical hydraulic conductivity ratios from seepage measurements on lake beds. *Water Resources Research*, 17 (3), s. 565-570.

Britschgi, R., Rintala, J., Puharinen, S-V., 2018. Pohjavesialueet - opas määrittämiseen, luokitukseen ja suojelusuunnitelmien laadintaan [verkkodokumentti]. Helsinki: Ympäristöministeriö. Saatavissa: <http://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/161164> [viitattu 7.12.2018]. 142 s. ISBN: 978-952-11-4818-7

Chi B., Shu L., 2003. Measurement in situ of hydraulic conductivities of lake bed of Jiyang Lake, Zhangjiagang city, Jiangsu province. *Journal of Jilin University*, 33 (4), s. 539-541. ISSN 1671-588

Clark I., Fritz P., 1997. *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. New York: CRC Press. 328 s. ISBN 1-56670-249-6

Craig H., 1961. Isotopic Variations in Meteoric Waters. *Science*, 133 (3467), s. 1702-1703.

Criss R. E., 1999. *Principles of Stable Isotope Distribution*. New York, Oxford University Press. 254 s. ISBN 978-0-19-511775-2

Dansgaard W., 1964. Stable Isotopes in Precipitation. *Tellus*, 16 (4), s. 436-468.

de Lange W., 1998. On the errors involved with the parameterization of the MODFLOW River and Drainage Packages. Teoksessa: MODFLOW'98: Proceedings of the 3rd International Conference of the International Ground Water Modeling Center. Golden, Colorado, Colorado school of mines. s. 249-256.

Dingman S. L., 2008. Physical Hydrology, 2. painos. Long Grove, IL: Waveland press, 646 s. ISBN 978-1-57766-561-8

Domenico P. A., Schwartz F. W., 1998. Physical and Chemical Hydrogeology, 2. painos. New York: John Wiley & Sons, 506 s. ISBN 0-471 -59762-7

Etelä-Savon ELY-keskus, 2012. Tiedotteet, Punkaharjun Enanniemellä sijaitsevan vanhan kaatopaikan kunnostustyöt on tehty [verkkodokumentti]. Saatavissa: http://www.ely-keskus.fi/web/ely/tiedotteet-2013/-/journal_content/56/13166/100003947?p_p_auth=LR8IMINf [viitattu 30.10.2018].

Etelä-Savon ELY-keskus, Pohjois-Karjalan ELY-keskus 2013. Natura 2000 –alueet, Puruvesi [verkkodokumentti]. Saatavissa: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelualueet/Natura_2000_alueet/Puruvesi [viitattu 27.1.2018].

Etelä-Savon ELY-keskus, 2016 & 2018. Purkautumisvyöhykkeet [paikkatietoaineisto]. Aineiston tuottaneet Petäjä-Ronkainen A., Toivola V., Ranta P., Uusitalo J.

Fitts C. R., 2002. Groundwater Science, 1. painos. Amsterdam: Academic Press, 450s. ISBN 9780080495033

Forsberg C., Ryding S. O., 1980. Eutrophication Parameters and Trophic State Indices in 30 Swedish Waste Receiving Lakes. *Achieves of Hydrobiology*, 89 (1/2), s. 189-207.

Geologian tutkimuskeskus, 2010. Paikkatietotuotteet, Maaperä 1:200 000 (maalajit). Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search> [viitattu 29.10.2018].

Gibson J. J., Birks S. J., Yi Y., 2015. Stable isotope mass balance of lakes: a contemporary perspective. *Quaternary Science Reviews*, 131 (part B), s. 316-328.

Hendriksson N., Okkonen J., Luoma S., 2017. Deuterium Excess as Tracer for Seasonal Isotope Variations of Precipitation in Surficial Groundwaters [verkkodokumentti]. Espoo: Geologian tutkimuskeskus. Saatavissa: http://tupa.gtk.fi/posteri/tp_0394.pdf [viitattu 11.1.2019].

Hunt R. J., Haitjema H. M., Krohelski J. T., Feinstein D.T., 2003. Simulating ground water-lake interactions: approaches and insights. *Ground Water*, 41 (2), s. 227-237.

Huttunen M, 2018. Puruveden aineistot [yksityinen sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Janne Uusitalo. Lähetetty 11.05.2018 klo 10:34 (GMT +0200).

Ilmatieteenlaitos, 2018a. Lämpötila, Savonlinna Punkaharju Laukansaari (2801). Tiedot haettu HYD-valikosta.

IAEA, 2009. VSMOW2, Water [verkkodokumentti]. Wien: international Atomic Energy Agency. Saatavissa: https://nucleus.iaea.org/rpst/referenceproducts/referencematerials/Stable_Isotopes/2H18O-water-samples/VSMOW2.htm [viitattu 13.2.2018].

Ilmatieteenlaitos, 2018b. Sadanta, Savonlinna Punkaharju Laukansaari (2801). Tiedot haettu HYD-valikosta.

Isokangas E., 2018. Quantifying the groundwater dependence of boreal ecosystems using environmental tracers [väitöskirja]. Oulu: Oulun yliopisto. Saatavissa: <http://jultika.oulu.fi/Record/isbn978-952-62-2037-6> [viitattu 9.12.2018]. 82 s.

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 [verkkodokumentti]. Jyväskylä: Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. Saatavissa: <https://www.metsakeskus.fi/vesiensuojelu> [viitattu 4.1.2018]. ISBN 978-952-257-515-9

Kaipainen T., Hendriksson N., 2018. Isotooppiselvitys: Pohjavesisyötteiset lammet. Raportin numero: GTK/652/03.04.19/2018. Espoo: Geologian tutkimuskeskus. 12 s.

Korkka-Niemi K., Salonen V-P., 1996. Maanalaiset vedet – pohjavesigeologian perusteet, 1. painos. Vammala: Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskus, 181 s. ISBN 951-29-0825-5

Kortelainen N. M., Karhu J. A., 2004. Regional and seasonal trends in the oxygen and hydrogen isotope ratios of finnish groundwaters: a key for mean annual precipitation. *Journal of Hydrology*, 285 (1-4), s. 143-157.

Kuusisto E., Seppänen H., 1986. Järvet ja Itämeri. Teoksessa: Kuusisto & Seppänen S., (toim.) Sovellettu hydrologia. Helsinki, Vesiyhdistys r.y, s. 256-290. ISBN 951-95555-1-X

Kuusisto E., 2004. Hydrology. Teoksessa: Eloranta P., (toim.) Inland and coastal waters of Finland. Helsinki: University of Helsinki, s. 9-17. ISBN 952-10-1141-6

Kyllönen K., 2018. The variation of stable isotopes of water in precipitation in Finland [diplomityö]. Oulu: Oulun yliopisto. Saatavissa: <http://jultika.oulu.fi/Record/nbnfioulu-201805312003> [viitattu 7.12.2018]. 84 s.

LaBaugh J. W., Rosenberry D. O., 2008. Introduction and characteristics of flow. Teoksessa: Rosenberry D.O., LaBaugh J.W. (toim.) Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, s. 1-38. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 4-D2. ISBN 978-141132216-5

Lee D. R., 1977. A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. Limnology and oceanography, 22 (1), s. 140-147.

Liikennevirasto, 2010. Merikartan syvyystiedot [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://julkinen.liikennevirasto.fi/oskari/> [viitattu 30.10.2018].

Luusua H., 2018. Picarron standardit [yksityinen sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Janne Uusitalo. Lähetetty 20.11.2018 klo 10:03 (GMT +0200).

Maanmittauslaitos, 2015. Maastokarttarasteri [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://tiedostopalvelu.maanmittauslaitos.fi/tp/kartta> [viitattu 29.11.2018].

Maanmittauslaitos, Esri Finland, 2015. Taustakartat_Taustakartta [paikkatietoaineisto]. Aineisto INSPIRE3-tietokannasta [viitattu 29.11.2018].

Malin I., 2017. Hollolan järvien tila vuonna 2016 [verkkodokumentti]. Lahti, Lahden kaupunki Ympäristöpalvelut. Saatavissa: https://www.hollola.fi/library/files/588afac4c910580ca300532e/Hollolan_j_rviraportti_2016.pdf [viitattu 13.11.2018]. 27 s.

Marttila H., 2014. Kiintoainemenetelmien käyttö turvemaiden alapuolella [verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.syke.fi/hankkeet/biotar> [viitattu 22.1.2019]. 21 s.

Mazor E., 2004. Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology, 3. painos. New York: Marcel Dekker. 453 s. ISBN 0-8247-4704-6

Metsähallitus, 2017. Freshabit LIFE IP, Työryhmät Freshabit LIFE IP –hankkeessa [verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.metsa.fi/freshabit/tyoryhmat> [viitattu 1.6.2018].

Metsähallitus, 2018. Hankkeet, Freshabit LIFE IP [verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.metsa.fi/freshabit> [viitattu 1.6.2018].

Metsäkeskus, 2014. Puruveden vesiensuojelun yleissuunnitelma [verkkodokumentti]. Saatavissa: https://www.metsakeskus.fi/sites/default/files/puruvesi_yleissuunnitelma_p.pdf [viitattu 1.6.2018]. 111 s.

Mitikka S., 2015. Yleinen käyttökelpoisuusluokitus [verkkodokumentti]. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. Saatavissa http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesien_tila [viitattu 14.11.2018]. 20 s.

Mälkki E., 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Helsinki: Tammi, 304 s. ISBN 951-26-4515-7

Niinioja R., Pesonen A., 2009. Puruveden vedenlaatutiedot pitkänajan seurannan tuloksissa seurantapaikassa 39 [verkkodokumentti]. Joensuu: Pohjois-Karjalan ELY-keskus. Saatavissa: http://www.puruvedenmuikku.fi/uploads/pdf/Puruveden_vedenlaatutiedot.pdf [viitattu 1.6.2018]. 6 s.

Nikula A., Tolkkinen M., Reinikainen K., 2017. Puruveden viiden Freshabit-kohdealueen muutokset 1950-luvulta alkaen [verkkodokumentti]. Saatavissa: http://www.propuruvesi.fi/cms-assets/documents/FRESHABIT_Puruvesi_muutokset_1950l_alkaen.pdf [viitattu 1.6.2018]. 74 s.

Oravainen R., 1999. Vesistötulosten tulkinta –opasvihkonen [verkkodokumentti]. Tampere: Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Saatavissa: <https://kvvy.fi/tietoa/jarvet-ja-joet/vedenlaatu-vesistoalueella/> [viitattu 13.11.2018]. 25 s.

Pedley S, Yates M, Schjiven J F, West G, Howard G, Barret M, 2006. Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. Teoksessa: Schmoll O., Howard G., Chilton J., Chorus I. (toim.) Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking-water sources. Lontoo: IWA Publishing. World Health Organization, s. 49-80.

Petäjä-Ronkainen A., 2018. Puruveden purkautumisalueet [yksityinen sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Janne Uusitalo. Lähetetty 28.03.2018 klo 11:39 (GMT +0200).

Picarro, 2018. Technology, Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS) [verkkodokumentti]. Saatavissa: https://www.picarro.com/technology/cavity_ring_down_spectroscopy [viitattu 1.11.2018].

Pihlaja A., 2012. Perustietoa humuksesta [verkkodokumentti]. Parkano: Ylä-Satakunnan Ympäristöyhdistys ry. Saatavissa: <https://www.ysy.fi/huomiota-humusvesiin/huomiota-humusvesiin-materiaalip/> [viitattu 13.11.2018]. 26 s.

Pro Puruvesi ry, 2018. Freshabit LIFE IP Puruvesi [verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.propuruvesi.fi/FRESHABIT/index.php> [viitattu 1.6.2018].

Pullinen A., Ahonen L., 2009. Maaperän vedenjohtavuusmittaukset Rajamäellä [verkkodokumentti]. Espoo, Geologian tutkimuskeskus. Saatavissa: <https://hakku.gtk.fi/fi/reports> [viitattu 22.10.2018]. 34 s.

Rintala J., Suokko, T., 2008. Pohjavesinäytteenotto, Nykytila ja kehitystarpeet [verkkodokumentti]. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. Saatavissa: https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38376/SY_48_2008.pdf [viitattu 27.1.2019]. 65s.

Rosenberry D. O., LaBaugh J. W., Hunt R. J., 2008. Use of monitoring wells, portable piezometers and seepage meters to quantify flow between surface water and ground water. Teoksessa: Rosenberry D. O., LaBaugh J. W. (toim.) Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water. Reston, Virginia: U.S.

Geological Survey, s. 39-70. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 4- D2. ISBN 978-141132216-5

Rozanski K., Araguas-Araguas L., Gonfiantini R., 1993. Isotopic Patterns in Modern Global Precipitation. Teoksessa: Swart P. K., Lohmann K. C., McKenzie J., Savin S. (toim.) Climate Change in Continental Isotopic Records. Washington: American Geophysical Union Monograph, s. 1-36. ISBN: 0-87590-037-2

Sojakka P., 2018. Diplomityö_Uusitalo_Janne_28012018.docx [yksityinen sähköpostiviesti]. Vastaanottaja: Janne Uusitalo. Lähetetty 15.02.2019 klo 16:39 (GMT +0200).

Sophocleous M., 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of science. Hydrogeology Journal, 10 (1), s. 52-67. ISSN 1431-2174

Sosiaali- ja terveysministeriö, 2001. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista, 401/2001 [verkkodokumentti]. Helsinki: Sosiaali- ja terveysministeriö. Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2001/20010401> [viitattu 7.12.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2010. Valuma-aluejako, 3 jakovaihe [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://avaa.tdata.fi/web/paituli/latauspalvelu> [viitattu 29.10.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2012a. CORINE maanpeite- ja maankäyttöaineisto [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://avaa.tdata.fi/web/paituli/latauspalvelu> [viitattu 29.10.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2012b. Natura 2000 [paikkatietoaineisto]. Saatavissa: <https://avaa.tdata.fi/web/paituli/latauspalvelu> [viitattu 10.12.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2013. Vesikartta, Vesien ekologinen tila [karttapalvelu]. Saatavissa: paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta/ [viitattu 29.10.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2017. Kaatopaikat [paikkatietoaineisto]. Viimeisin päivitys 14.3.2017. Aineisto INSPIRE3-tietokannasta [viitattu 29.11.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2018a. Pohjavesialueet [paikkatietoaineisto]. Viimeisin päivitys 29.5.2018. Saatavissa http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot. [viitattu 7.11.2018].

Suomen ympäristökeskus, 2018b. Puruvesi vedenkorkeus [verkkodokumentti]. Saatavissa: <http://www.i2.ymparisto.fi/i2/04/1041811001y/wqfi.html> [viitattu 4.1.2019].

Suomen ympäristökeskus/Vesikeskus, 2018. Haihdunta, 04011 Maaninka, Halola. Tiedot haettu HYD-valikosta 23.10.2018.

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

Tossavainen T., 2015. Puruveden Ristilahden pohjan nykyinen tila: Sedimentin laatu ja määrä sekä pohjaeläimistö kunnostussuunnittelun perustaksi [verkkodokumentti]. Joensuu, Karelia Ammattikorkeakoulu. Saatavissa: <http://www.puruvesi.fi/asiakirjoja.php> [viitattu 7.12.2018]. 45 s.

Winter T. C., Harvey J. W., Franke O. L., Alley W. M., 1998. Ground Water and Surface Water: A Single Resource. Denver: U.S. Geological Survey. U.S. Geological survey circular: 1139. 79 s. ISBN 0-607-89330-7

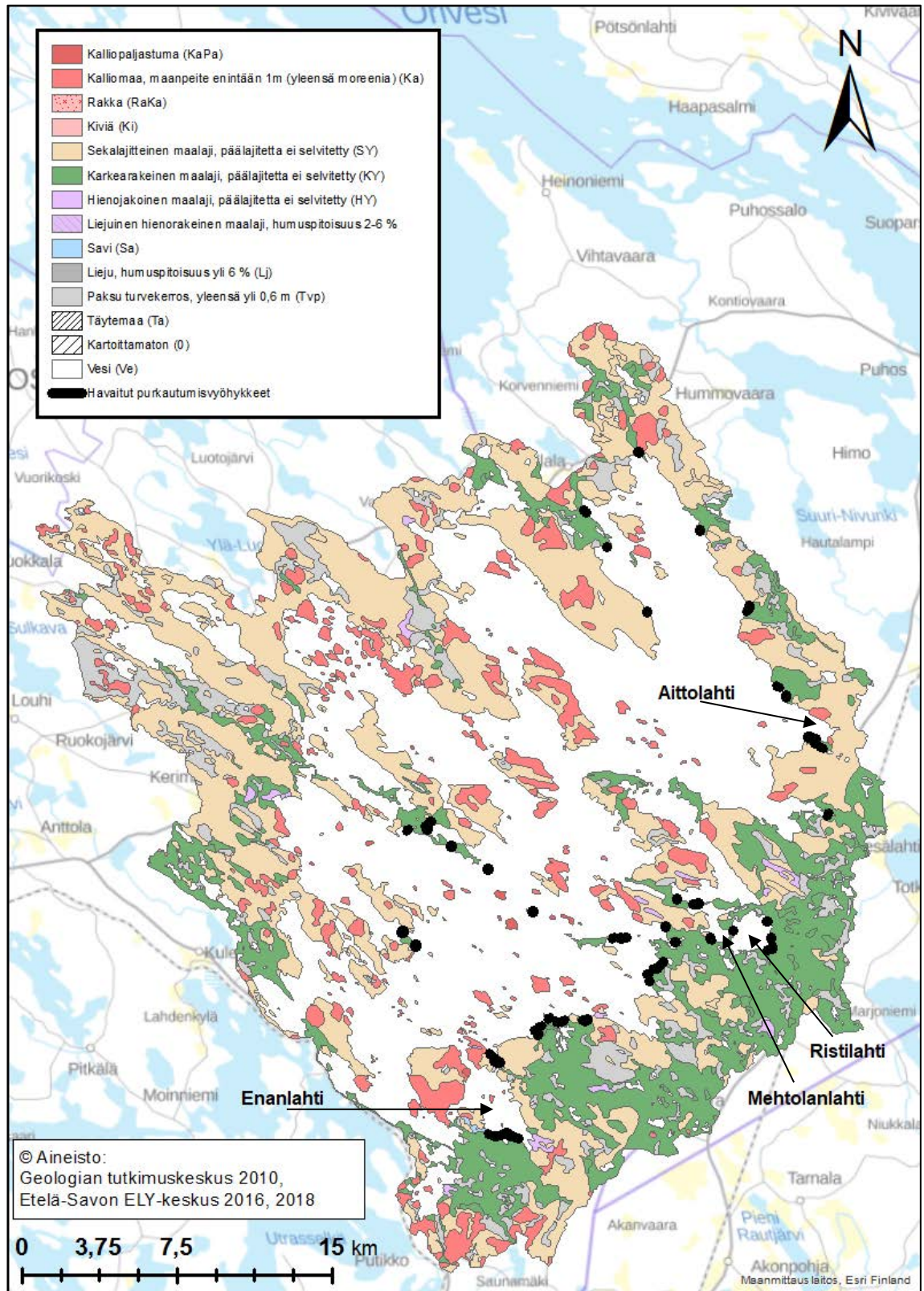
Wroblicky G. J., Campana M. E., Valett H. M., Dahm C. N., 1998. Seasonal variation in surface-subsurface water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems. Water Resources Research, 34 (3), s. 317-328.

Ympäristöhallinto, 2018a. Hertta 5.8, Vesivarat, Järvet. Ympäristöhallinnon keräämä ja tuottama ympäristötiedon hallintajärjestelmä.

Ympäristöhallinto, 2018b. Hertta 5.8, Pohjavedet, Havaintopaikat. Ympäristöhallinnon keräämä ja tuottama ympäristötiedon hallintajärjestelmä.

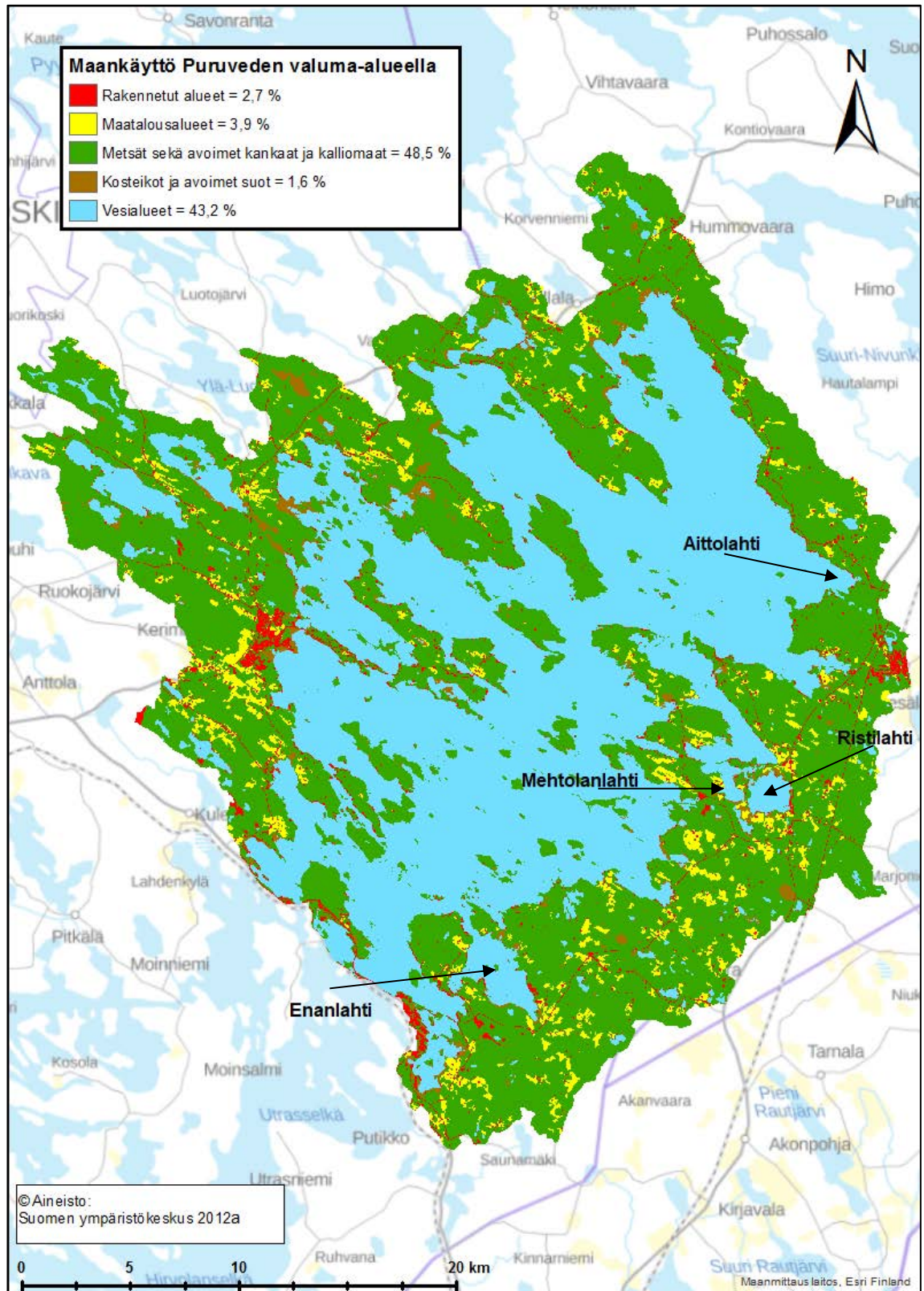
Ympäristöhallinto, 2018c. Hertta 5.8, Pintavesien tila, Vedenlaatu (Vesla). Ympäristöhallinnon keräämä ja tuottama ympäristötiedon hallintajärjestelmä.

Liite 1: Kuva Puruveden valuma-alueen maaperätiedoista.



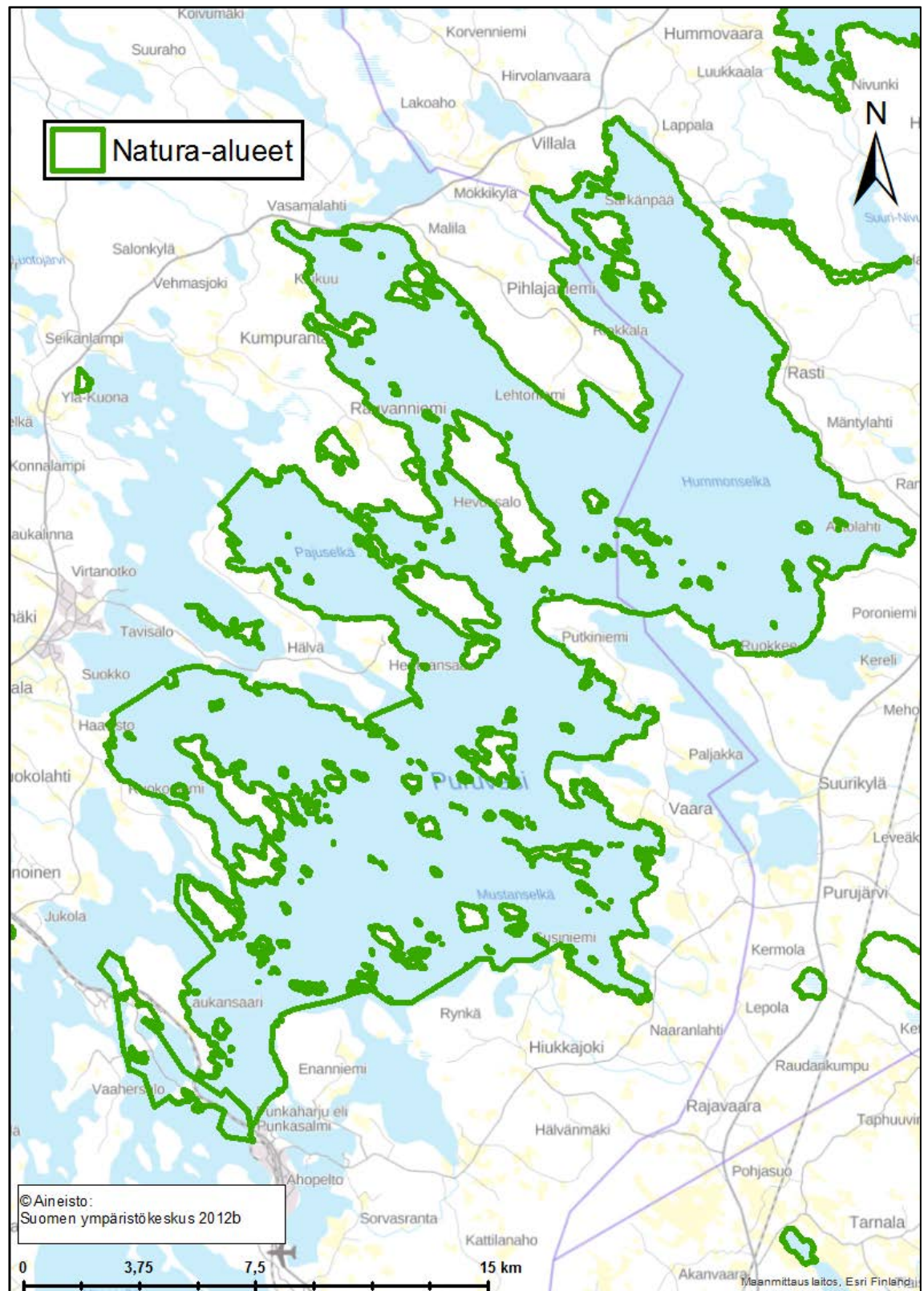
Kuva 36. Puruveden valuma-alueen maaperätiedot ja havaitut purkautumisvyöhykkeet (sulat rannat).

Liite 2: Kuva Puruveden valuma-alueen maankäytöstä.



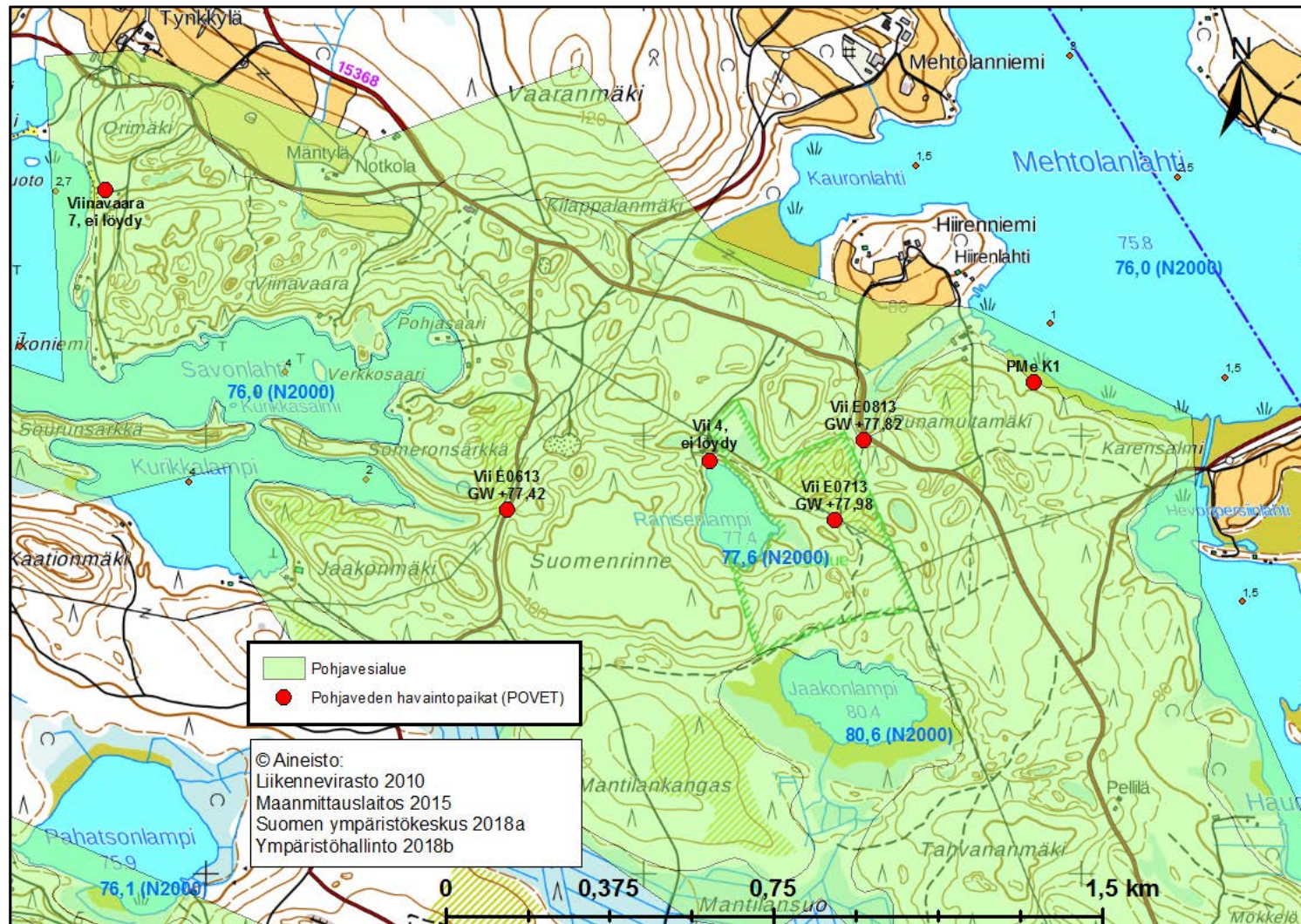
Kuva 37. Maankäyttö Puruveden valuma-alueella tason 1 mukaan.

Liite 3: Kuva Puruveden lähialueen Natura 2000 –alueista.

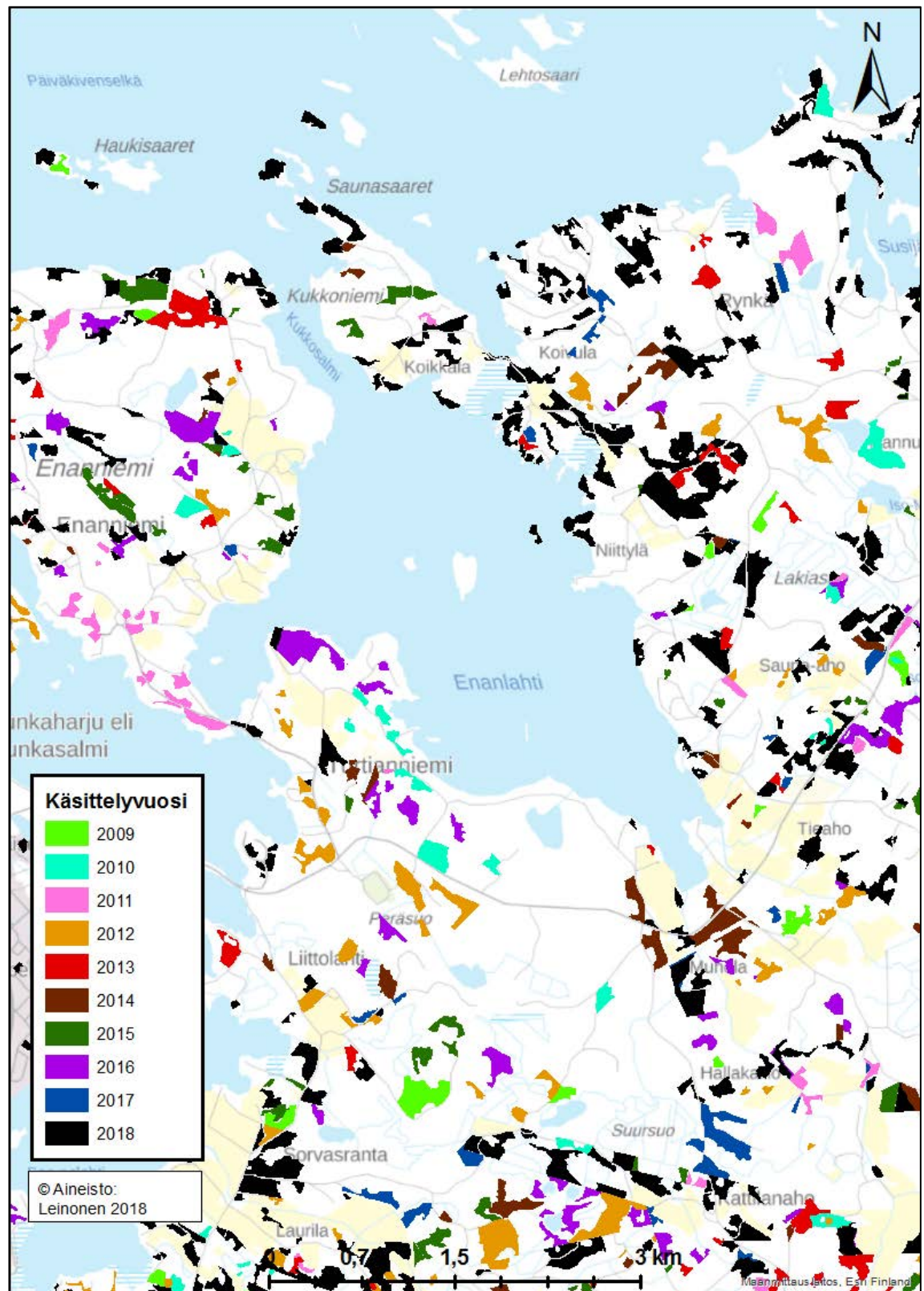


Kuva 38. Natura 2000 –alueet Puruveden ympäristössä.

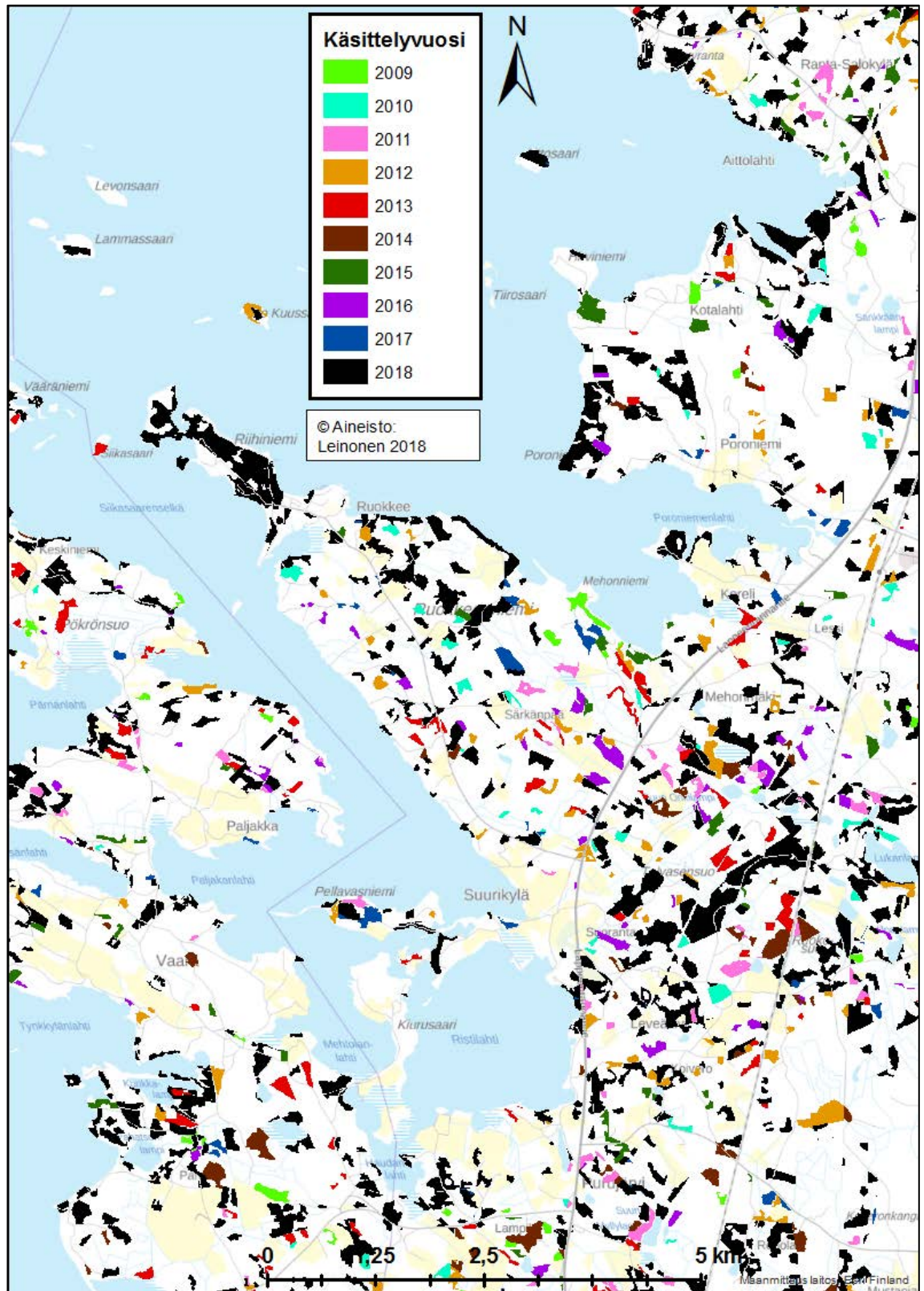
Liite 4: Kuva vesien korkotiedoista Viinavaara-Tahvananmäen pohjavesialueella.



Kuva 39. Pohja- ja pintavesien korkoasemat Viinavaara-Tahvananmäen pohjavesialueella.



Kuva 40. Avohakkuut Enanlahden ympäristössä vuosina 2009-2018.



Kuva 41. Avohakkuut Ristilahden ja Aittolahden välisellä alueella vuosina 2009-2018.

Liite 7: Taulukko sadenäytteiden tiedoista ja isotooppituloksista.

Taulukko 16. Sadannan ja lumen isotooppinäytteet Puruveden ympäristössä.

Näyte	Näytteenotto päivänmäärä	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	Vesimäärä sadekeräimessä (ml)	Sisältyy sadantasuoraan	Sisältyy sadannan painotettuun keskiarvoon
Sade Kerimäki heinäkuu 2016	1.8.2016	-6.90	-49.45	135	X	X
Sade Kerimäki elokuu 2016	1.9.2016	-8.65	-61.80	1470	X	X
Sade Kerimäki syyskuu 2016	1.10.2016	-10.93	-78.49	606	X	X
Sade Kerimäki lokakuu 2016	1.11.2016	-13.58	-97.74	295	X	X
Sade Kerimäki marraskuu 2016	1.12.2016	-14.78	-109.60	640	X	X
Sade Kerimäki marraskuu 2016 (lumikeräin)	1.12.2016	-15.56	-114.84	448	X	X
Sade Kerimäki joulukuu 2016	1.1.2017	-8.51	-62.51	259	X	X
Sade Kerimäki tammikuu 2017	1.2.2017	-8.83	-70.10	72	X	X
Sade Kerimäki helmikuu 2017	1.3.2017	-15.11	-116.27	338	X	X
Sade Kerimäki maaliskuu 2017	1.4.2017	-5.87	-50.40	119		
Sade Kerimäki huhtikuu 2017	1.5.2017	-13.52	-99.16	338		
Sade Kerimäki huhtikuu 2017 (lumikeräin)	1.5.2017	-10.40	-84.23	210		
Sade Kerimäki toukokuu 2017	1.6.2017	-10.27	-76.66	408	X	X
Sade Kerimäki kesäkuu 2017	1.7.2017	-11.57	-87.69	958	X	X
Sade Kerimäki heinäkuu 2017	1.8.2017	-5.52	-40.43	332	X	X
Sade Kerimäki elokuu 2017	1.9.2017	-9.73	-72.14	1294	X	X
Sade Kerimäki syyskuu 2017	1.10.2017	-9.58	-65.80	805	X	X
Sade Kerimäki lokakuu 2017	1.11.2017	-14.26	-103.15	732	X	X
Sade Kerimäki marraskuu 2017	1.12.2017	-14.44	-105.11	438	X	X
Sade Kerimäki joulukuu 2017	1.1.2018	-15.39	-115.92	874	X	X
Sade Kerimäki tammikuu 2018	1.2.2018	-15.09	-112.46	410	X	X
Sade Kerimäki helmikuu 2018	1.3.2018	-17.76	-135.16	144	X	X
Sade Kerimäki maaliskuu 2018	1.4.2018	-13.91	-106.28	320		
Sade Kerimäki huhtikuu 2018	1.5.2018	-5.24	-52.05	328		
Sade Kerimäki toukokuu 2018	1.6.2018	-8.78	-65.98	102	X	X
Sade Kerimäki kesäkuu 2018	1.7.2018	-8.52	-65.03	358	X	X
Sade Kerimäki heinäkuu 2018	1.8.2018	-10.16	-72.23	1212	X	X
Lumi Ansonniemi/Hummonlahti	13.4.2018	-16.85	-124.70		X	
Lumi Poronienlahti	13.4.2018	-16.23	-119.87		X	
Sade Naaranlahti	3.7.2018	-8.56	-58.25		X	

Liite 8: Taulukko pohjavesinäytteiden tiedoista ja isotooppituloksista.

Taulukko 17. Pohjaveden havaintopaikkojen veden stabiilit isotoopit ja d-excess arvot.

Havintopaikan nimi, tunnus	Lyhenne	POVET ID	Pohjavesialue	E-koordinaatti (EIRS- TM35FIN)	N-koordinaatti (EIRS- TM35FIN)	Näytteenotto päivänmäärä	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	d-excess
Haukiharju-Palaneenkangas PEH-putki, E3118	HaPa E3118	69553	0661814 Haukiharju-Palaneenkangas	631464	6848808	27.7.2018	-12.87	-94.99	7.98
						23.8.2018	-13.16	-94.95	10.37
Haukiharju-Palaneenkangas PEH-putki, E3218	HaPa E3218	69554	0661814 Haukiharju-Palaneenkangas	631310	6847951	27.7.2018	-13.36	-97.31	9.57
						23.8.2018	-13.49	-97.26	10.67
Salokylän kaivonpaikkatutkimus, 2/02	Saka2/02	17328	0724821 Putelinmäet	644589	6871222	13.6.2018	-12.69	-92.67	8.85
Viinavaara, E0813	Vii E0813	57339	0661818 Viinavaara-Tahvananmäki	640503	6858991	20.7.2016	-12.29	-90.44	7.86
						13.6.2018	-12.38	-92.27	6.80
						4.7.2018	-12.10	-91.34	5.44
						25.7.2018	-11.96	-89.53	6.12
						21.8.2018	-12.12	-90.18	6.75
Punkaharjun vanha kp, P-1	PVK P-1	48220	-	629339	6849340	14.6.2018	-13.09	-94.04	10.68
						27.7.2018	-12.74	-92.95	8.95
Punkaharjun vanha kp, P-11	PVK P-11	49004	-	629105	6849369	13.9.2018	-13.23	-95.75	10.11
Enanlahti, K1	PEn K1	68397	0661814 Haukiharju-Palaneenkangas	631524	6849494	12.6.2018	-13.06	-93.94	10.51
						4.7.2018	-12.58	-91.14	9.46
						27.7.2018	-12.33	-88.84	9.80
						20.8.2018	-12.22	-87.85	9.90
Mehtolanlahti, K1	PMe K1	63927	0661818 Viinavaara-Tahvananmäki	640893	6859123	24.8.2016	-13.50	-98.52	9.48
						14.6.2018	-13.50	-98.88	9.12
						2.7.2018	-14.00	-101.20	10.82
						24.7.2018	-13.35	-98.05	8.76
						22.8.2018	-13.29	-96.03	10.31
Purujärvi kaivo, Kaivo 92	PRi Kaivo 92	69547	0724807 Purujärvi	643867	6858572	3.7.2018	-13.60	-98.00	10.83
						27.7.2018	-13.43	-96.97	10.44
						21.8.2018	-13.59	-97.87	10.84
Kulleri Kaivo, Kaivo 92	KuKa Kaivo 8	69548	0724818 Kulleri	646666	6868944	5.7.2018	-11.92	-87.32	8.03
						25.7.2018	-11.70	-85.10	8.54
						21.8.2018	-11.82	-85.01	9.52
Metelinharju, 100	Met 100	63894	0661812 Metelinharju	633655	6855147	24.8.2016	-10.84	-82.12	4.64
Raikuu, 6A/02	Rai 6A/02	14491	0624613 Raikuunkangas	628832	6882632	21.7.2016	-13.19	-94.40	11.14
Salokylän pohjavesitutkimus, 104	Sapo 104	18871	0724821 Putelinmäet	644519	6871062	23.8.2016	-12.72	-91.84	9.89

Liite 9: Taulukko Enanlahden ja Mehtolanlahden havaintopaikoista ja isotooppituloksista.

Taulukko 18. Veden stabiilit isotoopit ja d-excess -arvot järvi- ja huokosvesien havaintopaikoilla Enanlahdella ja Mehtolanlahdella.

Havintopaikan nimi	Lyhenne, syvyys	VESLA ID	E-koordinaatti (ETRS-TM35FIN)	N-koordinaatti (ETRS-TM35FIN)	Näytteenotto päivänmäärä	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	d-excess
Puruvesi Enanlahti 093	PEn 093, 1m	55356	630541	6850648	12.6.2018	-8.16	-68.00	-2.74
					4.7.2018	-7.75	-67.13	-5.17
					23.7.2018	-7.84	-64.90	-2.16
					20.8.2018	-7.72	-64.33	-2.55
Puruvesi Enanlahti 093	PEn 093, P-1m	55356	630541	6850648	12.6.2018	-8.13	-67.56	-2.55
					4.7.2018	-8.09	-68.08	-3.35
					23.7.2018	-7.75	-65.43	-3.41
					20.8.2018	-7.66	-63.40	-2.13
Puruvesi Enanlahti 199	PEn 199, 0.8m	85131	631530	6849540	12.6.2018	-8.25	-68.90	-2.93
					4.7.2018	-7.89	-67.17	-4.02
					23.7.2018	-7.91	-66.08	-2.77
					20.8.2018	-7.71	-64.05	-2.34
Puruvesi Enanlahti 199	PEn 199, huokosvesi	85131	631530	6849540	12.6.2018	-13.45	-98.77	8.83
					4.7.2018	-13.53	-99.57	8.69
					26.7.2018	-13.48	-99.13	8.70
					20.8.2018	-13.32	-98.56	7.99
Puruvesi Enanlahti 200	PEn 200, huokosvesi	85132	631526	6849497	12.6.2018	-12.91	-93.35	9.92
					4.7.2018	-12.84	-94.24	8.46
					26.7.2018	-12.74	-92.20	9.70
					20.8.2018	-12.50	-91.92	8.06
Puruvesi 59 Mehtolanl.	PMe 59, 1m	69430	641366	6859399	14.6.2018	-8.77	-71.75	-1.62
					2.7.2018	-8.55	-70.79	-2.35
					24.7.2018	-7.77	-66.00	-3.86
					22.8.2018	-7.80	-65.05	-2.68
Puruvesi Mehtolanlahti 204	PMe 204, 1m	85136	640919	6859144	14.6.2018	-8.71	-71.83	-2.14
					2.7.2018	-8.48	-70.83	-3.02
					22.8.2018	-7.79	-65.52	-3.19
Puruvesi Mehtolanlahti 204	PMe 204, huokosvesi	85136	640919	6859144	2.7.2018	-11.94	-91.47	4.08
					25.7.2018	-11.71	-89.43	4.26
					22.8.2018	-11.71	-89.38	4.30
Puruvesi Mehtolanlahti 205	PMe 205, huokosvesi	85137	640899	6859118	14.6.2018	-12.72	-91.20	10.56
					2.7.2018	-12.63	-91.43	9.61
					27.7.2018	-12.59	-89.79	10.91
					22.8.2018	-12.88	-91.49	11.51

Liite 10: Taulukko Ristilahden ja Aittolahden havaintopaikoista ja isotooppituloksista.

Taulukko 19. Veden stabiilit isotoopit ja d-excess -arvot järvi- ja huokosvesien havaintopaikoilla Ristilahdella ja Aittolahdella (hylätyt tulokset punaisella).

Havintopaikan nimi	Lyhenne, syvyys	VESLA ID	E-koordinaatti (EIRS-TM35FIN)	N-koordinaatti (EIRS-TM35FIN)	Näytteenotto päivämäärä	δ ¹⁸ O	δ ² H	d-excess
Puruvesi 8 Ristilahti	PRi 8, 1m	22058	642975	6859249	14.6.2018	-10.77	-83.88	2.30
					5.7.2018	-9.89	-80.39	-1.24
					24.7.2018	-9.27	-76.13	-1.95
					22.8.2018	-8.85	-73.02	-2.19
Puruvesi Ristilahti 206	PRi 206, 1m	85138	643611	6858704	14.6.2018	-10.73	-83.50	2.32
					5.7.2018	-10.02	-80.83	-0.68
					24.7.2018	-9.20	-76.09	-2.50
					22.8.2018	-9.01	-73.28	-1.17
Puruvesi Ristilahti 206	PRi 206, huokosvesi	85138	643611	6858704	14.6.2018	-11.53	-87.98	4.23
					5.7.2018	-10.09	-82.09	-1.37
					26.7.2018	-13.70	-100.38	9.23
					22.8.2018	-13.86	-101.00	9.85
Puruvesi Ristilahti 207	Pri 207, huokosvesi	85139	643644	6858679	14.6.2018	-13.55	-100.38	7.99
					5.7.2018	-12.87	-94.79	8.18
					27.7.2018	-13.05	-96.80	7.62
					22.8.2018	-13.65	-100.10	9.13
PRi Koulunlahti, huokosvesi		Referenssinäyte PRi 207 läheltä lahden pohjukasta			22.8.2018	-13.83	-99.47	11.16
Puruvesi Aittolahti 201	PAi 201, 1m	85133	646319	6869084	13.6.2018	-8.04	-66.09	-1.75
					3.7.2018	-8.54	-69.85	-1.56
					25.7.2018	-7.71	-65.27	-3.56
					21.8.2018	-7.81	-63.92	-1.48
Puruvesi Aittolahti 201	PAi 201, P-1m	85133	646319	6869084	13.6.2018	-7.87	-66.32	-3.35
					3.7.2018	-8.38	-69.32	-2.26
					25.7.2018	-7.96	-66.20	-2.52
					21.8.2018	-7.77	-64.68	-2.53
Puruvesi Aittolahti 208	PAi 208, 1m	85140	646462	6868757	3.7.2018	-8.38	-68.80	-1.78
					25.7.2018	-7.80	-65.18	-2.76
					21.8.2018	-7.78	-64.23	-1.98
Puruvesi Aittolahti 208	PAi 208, huokosvesi	85140	646462	6868757	3.7.2018	-12.47	-92.15	7.63
					26.7.2018	-12.09	-90.66	6.03
					21.8.2018	-11.45	-86.80	4.78
Puruvesi Aittolahti 209	PAi 209, huokosvesi	85141	646510	6868765	3.7.2018	-12.18	-91.29	6.18
					24.7.2018	-13.01	-93.91	10.20
					21.8.2018	-12.96	-93.11	10.60
Puruvesi Aittolahti 202	PAi 202, 1m	85134	646466	6868946	13.6.2018	-8.00	-66.01	-2.01

Liite 11: Taulukko Ristilahden uomien havaintopaikkojen tiedoista ja isotooppituloksista sekä alustavan huokosvesinäytteenoton tuloksista.

Taulukko 20. Ristilahden uomien sekä alustavan huokosvesinäytteenoton isotooppitulokset ja d-excess -arvot.

Näyte	Lyhenne	VESLA ID	E-koordinaatti (EIRS-TM35FIN)	N-koordinaatti (EIRS-TM35FIN)	Näytteenotto päivänmäärä	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	d-excess
Kikonsalmi			641887	6860160	22.8.2018	-8.75	-72.13	-2.11
					12.9.2018	-8.32	-68.42	-1.86
Haudanlahden lasku-uoma	HLLU 189	83637	641273	6858913	23.8.2018	-8.70	-70.68	-1.12
					11.9.2018	-9.12	-74.40	-1.47
Puro Haudanlahteen			641685	6857525	13.9.2018	-11.87	-84.48	10.51
Kuolemalamminjoki	KLJ 133	70651	641881	6857580	22.8.2018	-10.55	-81.78	2.60
	KLJ 158	69799	642126	6857260	11.9.2018	-11.38	-84.63	6.41
Haukolanjoki	HJ 135	70653	642848	6858442	22.8.2018	-12.12	-89.91	7.02
	HJ 157	69798	643331	6857439	11.9.2018	-12.18	-90.01	7.45
Sahinoja	SO 166	82126	643814	6859383	23.8.2018	-12.50	-90.70	9.29
					11.9.2018	-12.34	-89.99	8.71
Vinosillanoja	VSO 167	82127	643593	6860264	23.8.2018	-12.74	-91.07	10.82
					11.9.2018	-12.65	-90.72	10.47
Huokosvesi Mehtolanlahti			640811	6859195	10.4.2018	-11.43	-88.71	2.74
Huokosvesi Enanlahti			630399	6849611	10.4.2018	-12.95	-94.05	9.53
Huokosvesi Ristilahti			643605	6858662	12.4.2018	-13.44	-98.31	9.22
Huokosvesi Ristilahti			643749	6859178	12.4.2018	-13.22	-96.47	9.31
Huokosvesi Susilahti			646162	6868467	13.4.2018	-13.05	-95.75	8.64
Huokosvesi Rastinlahti			642654	6875095	13.4.2018	-13.38	-97.46	9.60
Huokosvesi Ansonniemi			637364	6882743	13.4.2018	-12.98	-94.29	9.54
Huokosvesi Ketolanlahti			634724	6879937	13.4.2018	-13.13	-95.41	9.63
Huokosvesi Hummonselkä			637745	6875016	13.4.2018	-12.44	-90.73	8.81
Huokosvesi Poronienlahti			646496	6865140	13.4.2018	-12.68	-93.90	7.55

Liite 12: Taulukko vuonna 2016 Puruvedeltä otettujen isotooppinäytteiden tuloksista.

Taulukko 21. Vuoden 2016 isotooppinäytteiden tulokset ja d-excess -arvot.

Näyte	E-koordinaatti (ETRS-TM35FIN)	N-koordinaatti (ETRS-TM35FIN)	Näytteenotto päivänmäärä	$\delta^{18}\text{O}$	$\delta^2\text{H}$	d-excess
Lamminniemi 2m pinta pintavesi	631158	6849656	19.7.2016	-7.93	-66.10	-2.69
Lamminniemi 2m pohja pintavesi	631158	6849656	19.7.2016	-7.98	-65.59	-1.71
Lamminniemi 4m pinta pintavesi	631161	6849663	19.7.2016	-7.82	-65.18	-2.62
Lamminniemi 4m pohja pintavesi	631161	6849663	19.7.2016	-8.01	-65.15	-1.11
Lamminniemi 9m pinta pintavesi	631175	6849714	19.7.2016	-7.88	-64.80	-1.78
Lamminniemi 9m pohja pintavesi	631175	6849714	19.7.2016	-7.98	-64.92	-1.05
Jarvivesi Hummonselka Putelinmaet ranta	644479	6871086	23.8.2016	-7.59	-62.98	-2.23
Jarvivesi Hummonselka Putelinmaet ulappa pohja	644270	6871050	23.8.2016	-7.51	-62.56	-2.48
Jarvivesi Hummonselka Putelinmaet ulappa pinta	644270	6871050	23.8.2016	-7.65	-63.90	-2.67
Jarvivesi Hummonselka Putelinmaet 1.5m valipiste	644270	6871050	23.8.2016	-7.63	-63.53	-2.50
Jarvivesi Hummonselka Aittolahti ranta	646053	6868536	23.8.2016	-7.73	-63.44	-1.60
Jarvivesi Hummonselka Aittolahti pinta ulappa	646054	6868562	23.8.2016	-7.74	-63.52	-1.61
Jarvivesi Hummonselka Aittolahti pohja ulappa	646054	6868562	23.8.2016	-8.59	-68.84	-0.10
Jarvivesi Hummonselka Aittolahti valipiste syv 5m	646054	6868562	23.8.2016	-7.50	-63.95	-3.91
Jarvivesi Harvanselka Metelinharju ranta	633649	6855156	24.8.2016	-7.57	-63.26	-2.72
Jarvivesi Harvanselka Metelinharju ulappa pinta	633613	6855234	24.8.2016	-7.60	-63.07	-2.28
Jarvivesi Harvanselka Metelinharju ulappa pohja	633613	6855234	24.8.2016	-7.63	-62.97	-1.95

Liite 13: Taulukko Oulun yliopiston ja Jyväskylän yliopiston vuoden 2017 Puruveden isotooppinäytteiden tuloksista.

Taulukko 22. Hummonselän isotooppinäytteiden tulokset vuodelta 2017.

Näytepiste	Näytteenotto päivänmäärä	E-koordinaatti (ETRS-IM35FIN)	N-koordinaatti (ETRS-IM35FIN)	Syvyys	$\delta^{18}\text{O}$ pohja	$\delta^2\text{H}$ pohja	$\delta^{18}\text{O}$ pinta	$\delta^2\text{H}$ pinta	Huom!
0C	1.8.2017	636952	6879993	3 m	-7.35	-63.14			
11C	1.8.2017	635101	6880104	3 m	-7.36	-60.99			
14C	2.8.2017	642507	6875174	3 m	-7.93	-63.74			
14ERIKOIS	2.8.2017	642606	6875113				-7.92	-65.70	
16C	2.8.2017	640276	6878733	3 m	-8.03	-63.88			
1C	1.8.2017	637776	6878316	3 m	-7.65	-63.48			
21C	3.8.2017	645921	6868592	3 m +ERIKOIS	-7.64	-63.95	-7.85	-64.63	
23C	3.8.2017	644089	6865883	3 m	-7.41	-63.31			
24C	3.8.2017	645463	6865025	3 m	-7.83	-64.80			
27C	3.8.2017	642846	6865211	3m	-7.77	-64.78			
29C	3.8.2017	637525	6866932	3 m	-7.91	-64.92			
31C	1.8.2017	635909	6877761	3 m +1m	-7.61	-62.53	-7.56	-62.06	
32C	1.8.2017	637586	6881968	3 m	-7.79	-63.62			
33C	2.8.2017	642271	6875738	3 m	-7.89	-63.94			
34C	3.8.2017	645032	6870386	3 m	-7.41	-63.08			
35C	3.8.2017	645257	6865724	3 m	-7.97	-65.37			
36C	31.7.2017	640485	6865853	3 m	-7.81	-65.10			
37C	1.8.2017	639247	6866780		-7.76	-61.80			
38C	1.8.2017	637022	6877406	3 m	-7.69	-61.32			
39C	2.8.2017	640068	6879263	3 m	-7.70	-63.46			
P1	3.8.2017	636343	6867709		-7.74	-63.64	-7.86	-64.26	
P10	2.8.2017	641984	6869086		-7.73	-64.20	-7.81	-63.69	
P11	3.8.2017	637177	6867515		-7.90	-63.82	-7.76	-64.28	
P12	3.8.2017	642236	6867578		-7.90	-63.95	-7.99	-63.13	
P15	3.8.2017	636431	6867415		-7.88	-64.72	-7.77	-63.99	
P17	31.7.2017	643078	6865875		-7.84	-65.33	-7.80	-64.92	
P18	2.8.2017	638994	6874832				-7.43	-63.45	
P19	31.7.2017	641837	6866338		-7.81	-64.93	-7.69	-64.19	
P2	3.8.2017	637899	6867524		-7.98	-63.69	-7.74	-63.27	
P23	2.8.2017	641752	6872203		-7.87	-64.66	-8.03	-63.52	
P24	3.8.2017	643641	6866865		-7.53	-63.94	-7.55	-62.97	Pintänäytteessä ei ollut merkintää pinta.
P25	3.8.2017	643708	6867130		-7.84	-64.71	-7.52	-63.30	Pohjasta oli myös toinen näyte: $\delta^{18}\text{O}=-7.52\text{‰}$; $\delta^2\text{H}=-63.02\text{‰}$
P26	3.8.2017	645414	6869431		-7.53	-63.08	-7.45	-63.23	Pohjanäytteessä ei ollut merkintää pohja.
P27	2.8.2017	642133	6874741		-7.65	-64.34	-7.72	-64.28	
P28	2.8.2017	642011	6874423		-7.93	-64.09	-7.84	-63.52	
P29	2.8.2017	640836	6872387		-7.83	-64.82	-7.74	-63.51	
P3	3.8.2017	636619	6868100		-7.89	-64.34	-7.65	-64.20	
P31	2.8.2017	642308	6871973		-7.82	-63.44	-7.89	-64.18	
P32	3.8.2017	642933	6868601		-7.68	-64.25	-7.55	-64.04	
P33	2.8.2017	642646	6869003		-7.69	-63.50	-7.75	-63.34	
P36	2.8.2017	639524	6874158		-7.69	-64.12	-7.91	-64.20	Pintänäytteessä ei ollut merkintää pinta.
P37	2.8.2017	641528	6872795		-8.03	-64.03	-8.14	-64.19	
P38	1.8.2017	639870	6878248		-7.56	-62.46	-7.57	-63.09	
P39	1.8.2017	637539	6879659		-7.70	-64.33	-7.88	-64.52	
P40	1.8.2017	636529	6877776		-7.74	-61.99	-7.82	-63.97	
P41	2.8.2017	640724	6877109		-7.84	-63.93	-7.70	-63.43	
P42	2.8.2017	639678	6875999		-7.59	-64.42	-7.58	-63.29	
P43	1.8.2017	637019	6877027		-7.66	-63.82	-7.58	-62.90	
P44	2.8.2017	639826	6877438		-7.97	-64.32	-7.61	-63.32	
P45	1.8.2017	638933	6878449		-7.83	-64.82	-7.71	-64.08	
P46	2.8.2017	641431	6874944		-7.71	-64.55	-7.78	-64.39	
P47	1.8.2017	639542	6879865		-7.34	-63.09	-7.76	-65.16	
P48	1.8.2017	638014	6880449		-7.52	-63.15	-7.51	-61.82	Pohjanäytteessä ei ollut merkintää pohja.
P49	2.8.2017	639043	6874736		-7.73	-64.33	-7.74	-64.46	
P5	31.7.2017	642662	6866024		-7.74	-64.42	-7.76	-64.12	
P51	1.8.2017	637000	6876984		-7.86	-64.30	-7.72	-63.91	
P52	1.8.2017	638120	6878459		-7.94	-64.35	-7.78	-63.74	
P53	31.7.2017	642803	6865975		-7.91	-64.94	-7.66	-64.65	
P54	3.8.2017	641430	6868034		-7.99	-65.80	-7.81	-64.51	
P55	2.8.2017	641625	6869598		-7.72	-64.35	-7.86	-64.01	
P56	2.8.2017	639283	6873870		-7.69	-63.50	-7.70	-64.21	
P57	2.8.2017	639947	6876242		-7.68	-64.22			
P58	2.8.2017	641941	6871888		-8.05	-64.44	-7.93	-63.96	
P59	1.8.2017	639127	6879752				-7.71	-64.26	
P6	2.8.2017	642662	6871924		-7.98	-63.94	-7.70	-64.03	
P60	3.8.2017	645104	6869592		-8.02	-66.20	-7.82	-64.69	
P7	3.8.2017	642153	6868040		-7.88	-65.03	-7.80	-64.60	

Liite 14: Taulukko pohjavesinäytteiden vedenlaadun tuloksista.

Taulukko 23. Pohjavesinäytteiden vedenlaatu.

	Yksikkö	HaPa E3218		HaPa E3118		Saka 2/02	Vii E0813				PVK P-1		PVK P-11	PEn K1				PMe K1				PRi Kaivo 92			KuKa Kaivo 8			
Tyyppi		Pohjavesiputki		Pohjavesiputki		Pohjavesiputki	Pohjavesiputki				Pohjavesiputki		Pohjavesiputki	Muovikaivo (Uponor salaojakaivo)				Muovikaivo (Uponor salaojakaivo)				Betonirengaskaivo			Betonirengaskaivo			
Näytteenotto päivämäärä		25.7.2018	23.8.2018	24.7.2018	23.8.2018	13.6.2018	13.6.2018	4.7.2018	25.7.2018	21.8.2018	14.6.2018	26.7.2018	13.9.2018	12.6.2018	4.7.2018	26.7.2018	20.8.2018	14.6.2018	2.7.2018	24.7.2018	22.8.2018	3.7.2018	25.7.2018	21.8.2018	5.7.2018	25.7.2018	21.8.2018	
Vesipinta alussa (1)	m	4.91	5	11.76	11.74	5.45	4.01	4.04	4.09	4.15	8.27	8.38	1.9									9.36	9.43	9.51	5.23	5.55	5.73	
Näytteenottosyvyyys (1)	m	14.5	14.5	23	22	13.76	21.7	22	22	22	10.09	9.8	10	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	10.4	10.3	10.4	6.9	6.9	7	
Maksimisyvyyys (1)	m	14.88	14.97	24.66	24.56	13.96	22.42	22.44	22.45	22.7	10.29	10.25	10.8	1	1	1	1	1	1	1	1	10.6	10.6	10.7	7.2	7.2	7.3	
Pumppausaika	min	30	20	30	20	21	30	20	25	25	20	30	20	24	20	20	23	23	20	20	20	30	21	20	30	20	20	
Ulkonäkö (2)	K	K	K	S	K	K	S	K	K	K	K	S	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	
Haju (3)	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	LRV	SRV	H	H	H	H	H	H	H	H	H	SRV	LRV	H
Lämpötila	°C	7.6	6.6	7.6	6.7	6.7	6.3	6.8	7.1	6.7	7.6	7.2	6.4	8.6	9.5	11.5	12.2	7.7	7.6	9.9	9.8	6.4	8.6	6.7	5.3	5.9	6.1	
pH (pH)	pH-luku	7.5	7.3	6.9	6.9	7	7.6	6.7	6.6	6.5	6.1	6.3	6.6	6	6	6	6.1	6.6	6.6	6.6	6.5	6.8	7	7	7.7	7.6	7.5	
Sähkönjohtavuus (COND) 25°C	mS/m	8.8	8.2	4.5	4.2	3	5.6	6.4	6.7	6.1	5.9	5.7	12	5.3	5.6	5.1	4.6	2.9	2.8	2.9	3	16	21	28	27	27	26	
Happipitoisuus (O2D)	mg/l	0.8	0.9	10.9	10.7	11.6	7	5.4	5.1	5	7.3	7.5	0.4	0.8	1.6	1.3	1	8	8.3	7.8	5.9	11.4	11.1	9.8	2.7	1.4	1.1	
Hapen kyllästymisprosentti (O2S)	%	6.4	7.5		87	95	57	45	42	41	61	62		7.1	14	12	9.5	67	70		52	92	95	80	21	12	9.1	
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN), liukoinen	mg/l	1.4	0.4	0.58	0.4	<0.50	1.1	3.5	3.4	1.5	2	0.7		7.4	6.3	6.2	6.9	1.2	5.4	1.4	0.3	0.98	1.4	0.7	2.5	3.8	3	
Liuenut orgaaninen hiili (DOC)	mg/l	1.3	0.55	1.3	0.67	1.1	2.1	2.6	2.7	1.9	1.5	2	2.6	5.3	5.2	<1.0	7.1	2.4	0.77	1.4	0.84	1.5	1.6	1.1	3.8	4.2	3.9	
Liuenut epäorgaaninen hiili (DIC)	mg/l	5.9	5.4	5.1	5	2.2	6.2	8.1	8.2	6.9	5.6	4.9	6.8	9.2	6.1	4.2	4.6	3.1	3.3	3.5	4.5	5.8	6.9	8.9	29	30	28	
Kloridi (CL)	mg/l	0.82	0.71	0.72	0.77	0.74	1.7	1.2	1.1	1.1	2.4	2.2	7.4	0.91	0.95	0.94	1	0.7	0.63	0.6	0.57	24	36	53	2.9	1.7	1.8	
Tyyppi, liukoinen	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50	140	190	190	180	190	180	160	160	120	170	160	53	<50	<50	<50	1200	770	610	670	510	540	
Ammonium tyypensä (NH4N), liukoinen	µg/l	4.6	6.2	<4.0	<4.0	<4.0	98	160	130	120	<4.0	<4.0	84	<4.0	<4.0	7.2	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	440	340	370	
Nitriitti-nitraatti tyypensä (NO23-N), liukoinen	µg/l	8.2	8.2	23	23	23	12	13	14	10	130	160	<8.0	8.1	8.7	10	11	14	12	9.9	5.5	1200	740	610	220	180	120	
Fosfori, liukoinen	µg/l	5.6	<3.0	4	4.5	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0	3.3	4.2	5.7	11	25	10	27	25	<3.0	3.4	<3.0	<3.0	8.5	5.3	5.6	31	38	44	
Fosfaatti fosforina (PO4P), liukoinen	µg/l	4.5	3.3	3.6	2.3	2.1	2.2	3.4	<2.0	2.5	3.2	5.1	10	21	2.9	23	21	2.8	2.6	3	2.4	8.9	3.8	5.3	9.1	30	38	
Piidioksidit (SiO2), liukoinen	mg/l	16	17	15	16	12	20	21	20	19	20	19	24	20	21	21	22	13	15	14	14	15	13	13	15	14	14	
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	6000	7500	3900	4500	2300	5600	7300	6100	6900	4500	4400	11000	5200	6100	4100	4700	2900	3200	2900	3500	9000	11000	17000	47000	42000	45000	
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	2400	2800	1000	1100	530	1200	1400	1300	1400	1300	1200	2800	520	530	410	460	470	480	430	480	680	730	1000	990	880	950	
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	56	47	24	16	3.4	2.6	77	68	66	1.3	3	140	120	120	78	76	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1.2	48	60	69	
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	67	260	120	110	<10	92	3100	2300	380	19	71	6100	1900	2800	3400	5100	21	10	15	<10	<10	<10	<10	130	40	19	

1) Vesipinta, näytteenottosyvyyys ja maksimisyvyyys mitattu pohjavesiputken yläpäästä tai kaivon kannen alapinnasta.

2) Ulkonäkö: K=kirkas, S=samea.

3) Haju: H=hajuton, LRV=lievä rikkivedyn haju, SRV=selkeä rikkivedyn haju.

Liite 15: Taulukko Enanlahden ja Mehtolanlahden järvivesinäytteiden tuloksista.

Taulukko 24. Enanlahden ja Mehtolanlahden järvivesinäytteiden tulokset.

Havaintopaikka, syvyys		PEn 093, 1m			PEn 093, P-1m			PEn 199, 0.8m				PMe 59, 1m			PMe 204, 1m			
Päivänmäärä		12.6.2018	4.7.2018	23.7.2018	12.6.2018	4.7.2018	23.7.2018	12.6.2018	4.7.2018	23.7.2018	20.8.2018	14.6.2018	2.7.2018	24.7.2018	14.6.2018	2.7.2018	24.7.2018	22.8.2018
Kellonaika		11:30	9:15	12:35	11:30	9:15	12:40	8:50	8:50	12:20	14:00	10:00	12:30	11:20	11:24	12:45	11:30	13:00
Näytteenottoisyvyys	m	1	1	1	4.7	4.5	4.3	0.8	0.8	0.8	0.8	1	1	1	1	1	1	1
Maksimisyvyys	m	5.7	5.5	5.3	5.7	5.5	5.3	1.3	1.3	1.3	1.3	3.1	3.1	3.1	1.7	1.8	2	1.8
Veden lämpötila	°C	15.8	16.2	23.2	15.7	15.6	19.5	16	16	23.2	20.2	17.5	15.7	22.9	18.2	15.3	23.4	17.7
Sameus (TURB)	NTU		0.68	0.52		0.87	0.71		0.55	0.7	1.6		1.7	1.2		1.6	1.1	1.8
Väriluku (CNR)	mg Pt/l	15	15	10	15	15	15	15	15	10	15	35	40	25	35	40	30	35
pH (PH)	pH-luku	7.3	7.2	7.2	7.3	7.2	7	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7	7	7.1	7.1
Sähkönjohtavuus (COND)	mS/m	4.9	4.8	4.8	4.9	4.8	4.9	4.9	4.8	4.8	4.9	4.6	4.7	4.9	4.6	4.7	4.9	4.5
Happipitoisuus (O2D)	mg/l	10.3	9.3	8.8	10.2	9.4	8.5	10.2	8.9	8.3	8	9.3	9.5	8.3	9.6	9.6	8.8	8.6
Hapen kyllästymisprosentti (O2S)	%	104	95	103	103	94	92	103	90	97	88	98	95	97	102	96	100	91
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN)	mg/l	4	3.6	3.6	3.9	3.6	3.6	4.2	3.6	3.8	3.8	5.6	5.2	4.8	5.6	6.1	4.8	5
Orgaaninen kokonaishiili (TOC)	mg/l	4	3.9	4.2	4.1	3.9	4.1	4.1	3.9		4.5	5.7	5.4	5.4	5.6	6.2	5.5	5.5
Epäorgaaninen kokonaishiili (TIC)	mg/l	2.3	2.4	2.4	2.2	2.3	2.5	2.3	2.3		2.7	2.2	2.1	2.5	2.2	2.2	2.5	2.6
Kloridi (CL)	mg/l	2.3	2.3	2.2	2.3	2.2	2.3	2.3	2.3	2.2	2.3	2.4	2.4	2.4	2.4	2.5	2.3	2.5
Kokonaistyyppi (NTOT)	µg/l	250	220	230	250	230	240	250	230	260	270	300	300	280	280	310	290	340
Ammonium typpenä (NH4N)	µg/l	8	4	4	6	4	4	10	4	4.3	4	13	5.5	4	7.6	4.2	4	4
Nitriitti-nitraatti typpenä (NO23-N)	µg/l	7	6.8	8.4	7	4.6	7.2	4	5.2	11	8	6.8	6.5	8.1	5.1	5.9	6.6	6.3
Kokonaisfosfori (PTOT)	µg/l	7.2	6.1	5.6	6.2	8.6	5.7	7.8	11	7.2	8.2	14	15	8.7	9.7	14	11	13
Fosfaatti fosforina (PO4P)	µg/l	2	3.7	2.2	2	3.9	2.6	2	3.4	2.3	2.7	2.3	4	2.6	2	3.6	2.6	2
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	1.3	0.94	0.98	1.3	0.85	1	1.2	0.84	1	1.4	1.6	1.1	1.4	1.8	1.1	1.4	1.9
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	4000	4700	4100	4000	4600	4100	4100	4600	4200	4400	3900	4400	4100	4000	4300	4200	4600
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	1200	1300	1100	1200	1300	1100	1200	1300	1100	1400	1100	1200	1100	1100	1200	1100	1300
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	<1.0	<1.0		<1.0	<1.0		<1.0	<1.0			<1.0	<1.0		<1.0	1.1		<1.0
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	32	15		31	17		32	16			120	92		120	150		110
Mangaani (MN)	µg/l			7.4			13			8.9	19			22			22	
Rauta (FE)	µg/l			47			50			79	170			210			240	

Liite 17: Taulukko Enanlahden ja Mehtolanlahden huokosvesinäytteiden tuloksista.

Taulukko 26. Enanlahden ja Mehtolanlahden huokosvesinäytteiden tulokset.

Havaintopaikka		Pen 199, huokosvesi				PEn 200, huokosvesi				Pme 204, huokosvesi			Pme 205, huokosvesi			
Päivänmäärä		12.6.2018	4.7.2018	26.7.2018	20.8.2018	12.6.2018	4.7.2018	26.7.2018	20.8.2018	2.7.2018	25.7.2018	22.8.2018	14.6.2018	2.7.2018	24.7.2018	22.8.2018
Kellonaika		8:50	10:45	11:30	13:45	11:00	11:17	10:45	13:05	12:45	13:20	14:24	10:25	13:10	12:10	13:25
Näytteenotto syvyys	m	1.4	1.6	1.4	1.4	0.2	0.5	0.45	0.45	1.6	1.4	1.4	0.5	0.5	0.5	0.4
Maksimisyyvyys	m	1.1	1.3	1.1	1	0.2	0.2	0.15	0.05	1.2	1.1	1.1	0.3	0.2	0.2	0.05
Haju (1)		H	H	H	H	H	LRV	SRV	H	H	SRV	H	H	H	H	H
Lämpötila	°C	16	16	20.3	18.9	14.4	15.1	19.4	18.1	12.6	18.9	17.7	10.7	11.4	23.3	12.9
pH (PH)	pH-luku	6	6.6	6.8	6.7	5	5.4	5.3	5.7	6.6	6.4	6.4	6.3	6	6.1	6
Sähkönjohtavuus (COND) 25°C	mS/m	13	7.5	8.5	6.7	3.9	4	3.8	2.4	6.4	7.1	6.7	2.3	2.6	2.3	2.9
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN), liukoinen	mg/l	34	11	0.8	4.8	1.3	3.6	2.3	1.2	2.2	2.6	2.1	0.7	2	1.1	0.4
Liuennot orgaaninen hiili (DOC)	mg/l	26	37	6.7	0.8	2.3	2	1.6	1.8	2	1.7	1.7	1.4	0.94	1.5	1.2
Liuennot epäorgaaninen hiili (DIC)	mg/l	9.2	6.9	6.5	5.8	1.2	2.2	1.5	1.4	7.8	8.7	11	3.1	3.6	3	6.9
Kloridi (CL)	mg/l	5.9	4.3	2	2.4	1.6	0.96	0.98	1.1	1.3	0.83	1.3	<0.50	<0.5	<0.5	<0.5
Typpi, liukoinen	µg/l	110	260	<50	<50	64	<50	72	61	<50	77	65	<50	<50	<50	<50
Ammonium tyypinä (NH4N), liukoinen	µg/l	<4.0	11	<4.0	9.5	<4.0	4.3	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0	<4.0
Nitriitti-nitraatti tyypinä (NO23-N), liukoinen	µg/l	5.8	6.9	13	11	7.1	8.3	34	23	7.4	10	10	6	6.9	9.8	7.7
Fosfori, liukoinen	µg/l	5	19	<3.0	7.5	<3.0	<3.0	<3.0	6.2	<3.0	6.7	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0
Fosfaatti fosforina (PO4P), liukoinen	µg/l	4.2	4.5	<2.0	2.9	2.1	3.3	3.3	3.3	2.9	3.5	<20	2.5	3.2	2.2	<2.0
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	23	25.7	29	27	19	19	19	19	25.7	24	26	13	14.3	14	14
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	8500	6900	6500	6400	2000	2900	2300	1300	6600	6400	6400	1500	2100	1300	2300
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	2600	2100	2100	1900	250	270	300	200	1200	1300	1300	150	170	110	220
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	49	12	140	48	2.4	2.2	4.4	3.1	94	42	79	6.8	8.6	11	12
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	370	460	2200	350	98	210	370	45	1700	3600	3400	<10	<10	<10	<10

1) Haju: H=hajuton, LRV=lievä rikkivedyn haju, SRV=selkeä rikkivedyn haju.

Liite 18: Taulukko Ristilahden ja Aittolahden huokosvesinäytteiden tuloksista.

Taulukko 27. Ristilahden ja Aittolahden huokosvesinäytteiden tulokset.

Havaintopaikka		PRI 206, huokosvesi				PRI 207, huokosvesi				Pri Koulunlahti huokosvesi	PAi 208, huokosvesi			Pai 209, huokosvesi		
Päivämäärä		14.6.2018	5.7.2018	26.7.2018	22.8.2018	14.6.2018	5.7.2018	24.7.2018	22.8.2018	22.8.2018	3.7.2018	26.7.2018	21.8.2018	3.7.2018	24.7.2018	21.8.2018
Kellonaika		12:55	7:30	8:00	11:00	12:38	7:13	9:20	10:40	10:00	13:30	8:30	11:00	13:00	10:00	10:00
Näytteenotto syvyys	m	1.3	1.3	1.3	1.3	0.4	0.4	0.35	0.3	0.3	1.7	1.3	1.3	0.4	0.4	0.3
Maksimisyvyys	m	1.1	1.1	1.1	1	0.2	0.2	0.15	0.1	0.1	1.5	1.1	1	0.2	0.2	0.1
Haju (1)		H	SRV	LRV	H	VRV	SRV	SRV	LRV	LRV	SRV	SRV	LRV	H	H	H
Lämpötila	°C	17.8	17.2	20.3	17.1	14.8	16.5	22.3	16.1	16.7	15	18.9	18.2	14.7	18.6	17.2
pH (PH)	pH-luku	6.7	6.4	6.4	6.2	6.2	6.3	6.2	6.2	6.2	6.3	6.4	6.5	5.6	5.6	5.7
Sähkönjohtavuus (COND) 25°C	mS/m	8.1	6.4	33	30	18	18	27	23	17	8.1	7.2	8.7	2.7	2.7	2.7
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN), liukoinen	mg/l	13	8.1	1.7	1.6	10	16	67	3	5.9	3.9	3.8	4.4	17	17	9.5
Liennut orgaaninen hiili (DOC)	mg/l	11	7.2	1.2	1.3	8.2	11	50	3.3	5.6	2.4	2.7	3	11	12	6.4
Liennut epäorgaaninen hiili (DIC)	mg/l	3.1	4.3	14	15	14	17	27	23	16	9.3	9.8	10	1.7	1.3	3
Kloridi (CL)	mg/l	4.4	4.8	55	51	15	16	12	12	25	1.1	1	1.2	0.99	0.74	0.69
Typpi, liukoinen	µg/l	320	280	180	160	350	590	6400	260	300	2300	1900	2400	280	280	170
Ammonium typpenä (NH4N), liukoinen	µg/l	<4.0	6.5	<4.0	<4.0	180	260	870	37	130	2400	1900	2300	8.8	<4.0	15
Nitriitti-nitraatti typpenä (NO23-N), liukoinen	µg/l	12	7.8	11	11	9.1	6.1	13	7.4	7.3	27	9.3	6.3	6.3	7.8	6.2
Fosfori, liukoinen	µg/l	7.3	8.5	<3.0	<3.0	71	52	480	<3.0	55	3.8	14	15	5	15	6
Fosfaatti fosforina (PO4P), liukoinen	µg/l	2.5	3.3	3.7	<20	57	20	420	<20	46	<2.0	14	11	2.8	11	2.5
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	9.3	8.6	33	32	28	29.9	36	23	28	32.1	30	30	16.5	20	19
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	5700	5800	24000	24000	13000	16000	26000	18000	7500	5900	4300	7400	1700	1600	1500
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	1700	1800	8400	9300	6400	6400	9800	8100	1900	1200	910	1500	520	450	490
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	16	86	140	230	140	43	86	190	23	130	93	150	1.7	1.5	2.3
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	650	1500	6800	3400	4100	5100	18000	7600	4300	3800	2600	3700	120	120	90

1) Haju: H=hajuton, LRV=lievä rikkivedyn haju, SRV=selkeä rikkivedyn haju, VRV=vahva rikkivedyn haju.

Liite 19: Taulukko Ristilahden uomien vedenlaadun tuloksista.

Taulukko 28. Ristilahden uomien vedenlaadun tulokset.

Havaintopaikka		Kuolemalamminjoki 133	Haukolanjoki 135	Sahinoja 166	Vinosillanoja 167	Haudanlahden lasku-uoma 189
Päivänmäärä		22.8.2018	22.8.2018	23.8.2018	23.8.2018	23.8.2018
Kellonaika		12:00	11:30	11:45	13:00	10:30
Näytteenottosyvyys	m	0.2	0.2	0.05	0.2	0.3
Maksimisyvyys	m	1.1	1.2	0.08	0.5	1.3
Veden lämpötila	°C	15.8	14.2	12.1	13	17.2
Sameus (TURB)	NTU	6	5.2	3.6	5.5	15
Väriluku (CNR)	mg Pt/l	140	110	100	180	70
pH (PH)	pH-luku	6.8	6.9	7.3	6.4	6.8
Sähkönjohtavuus (COND)	mS/m	5.9	5.4	7	11	5
Kemiallinen hapenkulutus (CODMN)	mg/l	14	8.7	12	13	9.7
Orgaaninen kokonaishiili (TOC)	mg/l	12	7.5	9.3	11	9.1
Epäorgaaninen kokonaishiili (TIC)	mg/l	5	4.7	5.1	4	3.3
Kloridi (CL)	mg/l	5.1	2.4	2.4	17	3.2
Kokonaistyyppi (NTOT)	µg/l	550	360	490	640	450
Ammonium typpenä (NH4N)	µg/l	8.1	7.6	7.6	53	4.6
Nitriitti-nitraatti typpenä (NO23-N)	µg/l	62	12	160	150	8.1
Kokonaisfosfori (PTOT)	µg/l	30	27	44	67	18
Fosfaatti fosforina (PO4P)	µg/l	6.4	8	27	42	2.2
Piidioksidi (SiO2), liukoinen	mg/l	12	12	21	17	3
Kalsium (CA), liukoinen	µg/l	5600	5300	7400	7600	5100
Magnesium (MG), liukoinen	µg/l	1400	1600	1900	2600	1400
Mangaani (MN), liukoinen	µg/l	12	13			
Rauta (FE), liukoinen	µg/l	1100	970			
Mangaani (MN)	µg/l			30	29	25
Rauta (FE)	µg/l			750	1300	770

Liite 20: Taulukko suotautumismittausten ja -mittareiden tiedoista.

Taulukko 29. Suotautumismittausten ja -mittareiden tiedot.

Alue		Hana nro		Tynnyrin halkaisija (m)		Tynnyrin pinta-ala (m ²)			Läpivienti		Tynnyrin korkeus (m)		E (ETRS-TM35FIN)	N (ETRS-TM35FIN)
Ristilahti		1		0.563		0.249			Sivulta		0.25		643751	6859098
Mittaus nro	Etäisyys rannasta (m)	Syvyys (m)	Aloituspäivä	Massa alussa (g)	Lopetus päivä	Massa lopussa (g)	Kesto (hh:mm)	Kesto (vrk)	Muutos (g)	Muutos (l)	Suotonopeus (cm/vrk)	Suotonopeus (µm/s)	Vuo (m ³ /(vrk*m ²))	Lisätieto
1	3.75	0.36	10.9.2018 20:39	1118	11.9.2018 11:06	1161	14:27	0.60	43	0.043	0.029	0.0033	2.87E-04	Ilmatulppa puuttui
2	3.75	0.36	11.9.2018 11:26	1161	11.9.2018 18:47	1208	7:21	0.31	47	0.047	0.062	0.0071	6.18E-04	ok
3	3.75	0.36	11.9.2018 19:03	1208	12.9.2018 8:39	1205	13:36	0.57	-3	-0.003	-0.002	-0.0002	-2.13E-05	ok, tuuli alkoi, oli heiluttanut suojalaatikoita
4	3.75	0.36	12.9.2018 9:20	933	12.9.2018 15:30	890	6:10	0.26	-43	-0.043	-0.067	-0.0078	-6.73E-04	Suojalaatikot olivat hävinneet myrskyn aikana, pussit heiluneet paljon, osa rikki.
5	3.75	0.36	13.9.2018 20:34	977	14.9.2018 9:05	1069	12:31	0.52	92	0.092	0.071	0.0082	7.10E-04	ok, ilman suojalaatikoita, illalla tuuli vielä jonkin verran
Alue		Hana nro		Tynnyrin halkaisija (m)		Tynnyrin pinta-ala (m ²)			Läpivienti		Tynnyrin korkeus (m)		E (ETRS-TM35FIN)	N (ETRS-TM35FIN)
Ristilahti		2		0.563		0.249			Sivulta		0.25		643751	6859102
Mittaus nro	Etäisyys rannasta (m)	Syvyys (m)	Aloituspäivä	Massa alussa (g)	Lopetus päivä	Massa lopussa (g)	Kesto (hh:mm)	Kesto (vrk)	Muutos (g)	Muutos (l)	Suotonopeus (cm/vrk)	Suotonopeus (µm/s)	Vuo (m ³ /(vrk*m ²))	Lisätieto
1	3.7	0.35	10.9.2018 20:42	1045	11.9.2018 11:07	972	14:25	0.60	-73	-0.073	-0.049	-0.0057	-4.89E-04	Ilmatulppa puuttui
2	3.7	0.35	11.9.2018 11:38	971	11.9.2018 18:47	1016	7:09	0.30	45	0.045	0.061	0.0070	6.08E-04	ok
3	3.7	0.35	11.9.2018 19:04	1016	12.9.2018 8:39	1057	13:35	0.57	41	0.041	0.029	0.0034	2.92E-04	ok, tuuli alkoi, oli heiluttanut suojalaatikoita
4	3.7	0.35	12.9.2018 9:20	1056	12.9.2018 15:16	1578	5:56	0.25	522	0.522	0.850	0.0983	8.50E-03	Suojalaatikot olivat hävinneet myrskyn aikana, pussit heiluneet paljon, osa rikki.
5	3.7	0.35	13.9.2018 20:36	889	14.9.2018 9:05	863	12:29	0.52	-26	-0.026	-0.020	-0.0023	-2.01E-04	ok, ilman suojalaatikoita, illalla tuuli vielä jonkin verran
Alue		Hana nro		Tynnyrin halkaisija (m)		Tynnyrin pinta-ala (m ²)			Läpivienti		Tynnyrin korkeus (m)		E (ETRS-TM35FIN)	N (ETRS-TM35FIN)
Ristilahti		3		0.551		0.238			Päältä		0.12		643749	6859103
Mittaus nro	Etäisyys rannasta (m)	Syvyys (m)	Aloituspäivä	Massa alussa (g)	Lopetus päivä	Massa lopussa (g)	Kesto (hh:mm)	Kesto (vrk)	Muutos (g)	Muutos (l)	Suotonopeus (cm/vrk)	Suotonopeus (µm/s)	Vuo (m ³ /(vrk*m ²))	Lisätieto
1	5.4	0.48	10.9.2018 20:46	1058	11.9.2018 11:10	1263	14:24	0.60	205	0.205	0.144	0.0166	1.44E-03	Ilmatulppa puuttui
2	5.4	0.48	11.9.2018 11:30	970	11.9.2018 18:47	1132	7:17	0.30	162	0.162	0.224	0.0260	2.24E-03	ok
3	5.4	0.48	11.9.2018 19:04	1132	12.9.2018 8:40	1349	13:36	0.57	217	0.217	0.161	0.0186	1.61E-03	ok, tuuli alkoi, oli heiluttanut suojalaatikoita
4	5.4	0.48	12.9.2018 9:20	936	12.9.2018 15:17	1207	5:57	0.25	271	0.271	0.459	0.0532	4.59E-03	Suojalaatikot olivat hävinneet myrskyn aikana, pussit heiluneet paljon, osa rikki.
5	5.4	0.48	13.9.2018 20:37	931	14.9.2018 9:06	977	12:29	0.52	46	0.046	0.037	0.0043	3.72E-04	ok, ilman suojalaatikoita, illalla tuuli vielä jonkin verran
Alue		Hana nro		Tynnyrin halkaisija (m)		Tynnyrin pinta-ala (m ²)			Läpivienti		Tynnyrin korkeus (m)		E (ETRS-TM35FIN)	N (ETRS-TM35FIN)
Ristilahti		4		0.563		0.249			Sivulta		0.25		643750	6859106
Mittaus nro	Etäisyys rannasta (m)	Syvyys (m)	Aloituspäivä	Massa alussa (g)	Lopetus päivä	Massa lopussa (g)	Kesto (hh:mm)	Kesto (vrk)	Muutos (g)	Muutos (l)	Suotonopeus (cm/vrk)	Suotonopeus (µm/s)	Vuo (m ³ /(vrk*m ²))	Lisätieto
1	4.8	0.42	10.9.2018 20:49	1325	11.9.2018 11:12	1378	14:23	0.60	53	0.053	0.036	0.0041	3.56E-04	Ilmatulppa puuttui
2	4.8	0.42	11.9.2018 11:34	1147	11.9.2018 18:47	1224	7:13	0.30	77	0.077	0.103	0.0119	1.03E-03	ok
3	4.8	0.42	11.9.2018 19:05	1224	12.9.2018 8:40	1550	13:35	0.57	326	0.326	0.232	0.0268	2.32E-03	ok, tuuli alkoi, oli heiluttanut suojalaatikoita
4	4.8	0.42	12.9.2018 9:20	943	12.9.2018 15:18	2849	5:58	0.25	1906	1.906	3.085	0.3571	3.09E-02	Suojalaatikot olivat hävinneet myrskyn aikana, pussit heiluneet paljon, osa rikki.
5	4.8	0.42	13.9.2018 20:38	961	14.9.2018 9:06	1307	12:28	0.52	346	0.346	0.268	0.0310	2.68E-03	ok, ilman suojalaatikoita, illalla tuuli vielä jonkin verran