



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

ELLA HAVULINNA
AMPUMARADAN HULEVESIEN KÄSITTELYMENETELMIEN TOI-
MINTA JA ELINKAARIKUSTANNUKSET
Diplomityö

Tarkastaja: professori Jukka Rintala
Tarkastaja ja aihe hyväksytty Luon-
nontieteiden tiedekuntaneuvoston
kokouksessa 8. huhtikuuta 2015

TIIVISTELMÄ

TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelma

HAVULINNA, ELLA: AMPUMARADAN HULEVESIEN KÄSITTELYMENETELMIEN TOIMINTA JA ELINKAARIKUSTANNUKSET

Diplomityö, 67 sivua, 26 liitesivua

Joulukuu 2014

Pääaine: Vesi- ja jätehuoltotekniikka

Tarkastaja: professori Jukka Rintala

Avainsanat: Ampumaradat, hulevedet, lyijy, biosuodatus, laskeutus, elinkaarikustannus

Lyijypäästöjen aiheuttama kuormitus on merkittävimpiä ampumaratatoiminnan ympäristöhaittoja. Luotien lyijy on heikosti kulkeutuvaa, mutta pitkäaikaisen kuormituksen seurauksena se voi kulkeutua pinta- ja pohjavesiin. Ampumaratojen pintavesissä on ampumaratatoiminnan seurauksen havaittu lyijypitoisuuksia, jotka voivat käsittelemättöminä aiheuttaa riskin ympäristölle.

Tässä diplomityössä arvioitiin neljän Puolustusvoimien ampumaradan hulevesien käsittelyjärjestelmän toimintaa ja kykyä poistaa lyijyä sekä järjestelmien elinkaarikustannuksia. Kolmella radoista hulevedet käsitellään laskeutusaltaissa ja yhdellä radalla käytössä on biosuodatuskentät sekä biolaskeutusallas. Veden lyijypitoisuuden lisäksi tarkasteltiin veden laatuparametrien, kuten pH:n ja kiintoaineksen määrän, vaikutusta lyijyn esiintymiseen ja järjestelmien pidätyskykyyn.

Kaikilla radoilla hulevesissä havaittiin kohonneita lyijypitoisuuksia. Tulosten perusteella lyijyn esiintymismuoto vaikuttaa merkittävästi eri käsittelymenetelmien kykyyn poistaa lyijyä hulevesistä. Laskeutusaltaat poistivat tehokkaasti kiintoaineeseen sitoutunutta lyijyä, parhaimmillaan 88 %. Liukoisessa muodossa olevan lyijyn poistoon vaaditaan tehostettuja menetelmiä, esimerkiksi biosuodatusta. Tulosten perusteella ampumaratojen hulevesien käsittelyyn suositellaan menetelmiä, joissa yhdistetään laskeutus- ja suodatustekniikat liukoisen lyijyn poistamiseksi.

Biosuodatuskenttien tehoa lyijyn poistoon ampumaratojen hulevesistä ei voitu tulosten perusteella määrittää luotettavasti. Aikaisempien tutkimusten perusteella biosuodatustekniikoilla voidaan tehokkaasti poistaa lyijyä hulevesistä. Lisätutkimuksia vaaditaan ampumaratojen hulevesien käsittelymenetelmien kehittämiseksi.

Laskeutusaltaiden elinkaarikustannukset olivat matalimmat tarkastelluista järjestelmistä. Biosuodatuskenttien kustannukset olivat korkeimmat. Kustannuksia voidaan alentaa huolellisella suunnittelulla ja asianmukaisella hoidolla. Huoltotarpeen arvioimiseksi suositellaan säännöllistä tarkkailua ja näytteenottoa.

ABSTRACT

TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Technology

HAVULINNA, ELLA: Evaluation of treatment methods for shooting range runoff waters and their life-cycle costs

Master of Science Thesis, 67 pages, 12 Appendix pages

December 2014

Major: Water and Waste Management Engineering

Examiner: Professor Jukka Rintala

Keywords: Shooting range, runoff, lead, biofiltration, detention, life-cycle costs

Lead is the primary pollutant at small arm shooting ranges. Even though lead has low mobility, long term exposure in the soil might cause leaching to surface and ground water. Increased levels of lead have been detected in the surface waters of shooting ranges. Therefore the runoff waters they might expose a risk to the environment if left untreated.

In this Master's thesis different types of treatment systems for shooting range runoff waters at four different sites were evaluated. All the four shooting ranges are operated by the Finnish Defense Forces. At three of the ranges the runoff waters are treated in settling ponds and at the fourth one biofiltration and a vegetated settling pond are used. The different treatment systems were evaluated with respect to their lead removal efficiency and their estimated life-cycle costs. Also the effects of different water quality parameters to the concentration of lead in the runoff water and the removal rate of lead were studied.

Increased concentrations of lead were detected at all four sites. According to the results the form of lead was the main factor affecting the removal efficiency of the different treatment systems. Particle bound lead was effectively removed in the settling ponds, up to 88 %. For removal of soluble lead, however, improved methods of runoff treatment are needed for efficient water treatment. Treatment systems combining retardation and filtration methods are recommended for lead removal from shooting range runoff waters in order to treat particle bound and soluble lead efficiently.

The treatment efficiency of the biofiltration systems could not be reliably determined with the results obtained in this study. According to several earlier studies, biofiltration has been shown to be effective method for lead removal. Further studies of the treatment efficiency of runoff treatment systems at shooting ranges are needed for the further development of the treatment systems.

The detention ponds had the lowest life-cycle costs of the examined systems. The biofiltration systems were estimated to be the most expensive. With proper design and maintenance and the use of combined detention and filtration systems the maintenance costs can be lowered. Frequent sampling and observation of the treatment systems are recommended for determining the need of maintenance operations.

ALKUSANAT

Tässä diplomityössä tarkastellaan hulevesien käsittelymenetelmien toimintaa ja elinkaarikustannuksia neljällä eri ampumaradalla. Diplomityö suoritettiin Puolustushallinnon rakennuslaitoksen toimeksiantona ja se tehtiin FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy:n palveluksessa. Työn tavoitteena oli tarkastella ampumaratojen hulevesien käsittelyyn kehitettyjen järjestelmien kykyä poistaa lyijyä ja antaa suosituksia hulevesien hallinnan kehittämiseen. Työn tarkastajana toimi professori Jukka Rintala Tampereen teknillisen yliopiston kemian ja biotekniikan laitokselta ja ohjaajana diplomi-insinööri Eeva-Riikka Bossmann FCG suunnittelu ja tekniikka Oy:stä.

Työn taustalla on vuonna 2011 hyväksytty Puolustusvoimien ampuratojen kokonaiskehittämissuunnitelma, jonka perusteella vuosina 2012–2018 Puolustusvoimien tavoitteena on parantaa ampumaratojen ympäristönsuojelua. (Ympäristöministeriö 2006) Vuosina 2010-2014 toteutetun kansallisen ampumaratojen ympäristövaikutusten hallinnan parhaiden käyttökelpoisten tekniikoiden arvioinnin pohjalta julkaistiin syksyllä 2014 Parhaat käyttökelpoiset tekniikat ja parhaat käytännöt ulkona sijaitsevien ampumaratojen ympäristövaikutusten hallinnassa –raportti (BAT-raportti). Ampumaratojen kokonaiskehittämissuunnitelman mukaan ampumaratojen ympäristönsuojelua kehitetään niin, että ympäristölupien vaatimat ehdot ja ampumaratojen BAT-selvityksen periaatteet huomioidaan Ympäristönsuojelun parantamistoimenpiteisiin kuuluvat myös hulevesien hallintajärjestelmien rakentaminen ja kehittäminen.

Haluaisin osoittaa kiitokset Puolustushallinnon rakennuslaitoksen projektipäällikkö Teemu Hourulalle jouhevasta ja miellyttävästä yhteistyöstä sekä Eeva-Riikalle ja Jukalle ohjauksesta ja neuvoista. Suuri kiitos työn valmistumisesta kuuluu myös Eerolle ja Sannalle, joiden kanssa solmittu YYA-sopimus on ollut merkittävä henkinen tuki ja turva opintojen aikana. Lisäksi haluaisin kiittää työtovereitani FCG:llä, rennosta ja kannustavasta työilmapiiristä sekä henkisestä tuesta.

Tampereella joulukuussa 2014

Sisällys

1	Johdanto	1
2	Ampumaradat.....	3
2.1	Ampumaratojen rakenne	3
2.2	Ampumaratojen ympäristövaikutukset	5
2.2.1	Melu	5
2.2.2	Raskasmetallipäästöt	5
2.3	Ampumaratojen ympäristöriskien hallinta	10
2.4	Ampumaratoja koskeva ympäristölainsäädäntö	12
3	Hulevedet	16
3.1	Hulevesien muodostuminen	16
3.2	Hulevesien hallinta ja käsittely	16
3.3	Ampumaratojen hulevedet ja niiden hallinta	21
3.3.1	Ampumaratojen hulevesien hallinta ja käsittely	22
4	Menetelmät	26
4.1	Kohdekuvaukset.....	26
4.1.1	Hulevesien hallintajärjestelmät	28
4.2	Näytteenotto ja analyysimenetelmät	32
4.3	Elinkaarikustannusten arviointi.....	34
5	Tulokset	35
5.1	Lyijyn poistuminen järjestelmissä	35
5.1.1	Veden pH:n vaikutus lyijypitoisuuteen	40
5.1.2	Orgaanisen aineksen vaikutus	40
5.1.3	Kiintoaine	41
5.1.4	Sähkönjohtavuus	42
5.2	Kustannustarkastelu ja huoltotarpeen arviointi	43
6	Tulosten tarkastelu	49
6.1	Käsittelymenetelmien vertailu	49
6.2	Suosituksset	54
6.2.1	Käsittelyaltaiden kehittäminen	56
7	Johtopäätökset.....	59
	Lähteet.....	60
	Liitteet	68

TERMIT JA NIIDEN MÄÄRITELMÄT

adsorptio	Adsorptio on prosessi, jossa aine kerääntyy kahden faasin rajapinnalle. Prosessi voi olla fysikaalinen tai kemiallinen tai näiden yhdistelmä
absorptio	Aineen pidäytyminen kaasuun, nesteeseen tai kiinteään aineeseen ilman kemiallista reaktiota
ampumarata	Ampumaradalla alue, jolla on yksi tai useampi ampumapaikka eri aseita ja ampumalajeja varten. Ampumaratana pidetään myös ampuma-aluetta, jolla on pysyvään käyttöön varattuja ampumapaikkoja.
ampuma-alue	Ampumarajoituksissa käytettävä alue, joka on Puolustusvoimien käytössä.
BAT	Paras käyttökelpoinen tekniikka, mahdollisimman tehokas ja kehittynyt, teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoinen tuotanto- ja puhdistusmenetelmiä ja toiminnan suunnittelu-, rakentamis-, ylläpito- sekä käyttötapa, jolla voidaan ehkäistä toiminnan aiheuttama ympäristön pilaantuminen tai tehokkaimmin vähentää sitä. (Best Available Technology),
biosuodatus	Hulevesien johtaminen suodatinrakenteen läpi ennen eteenpäin johtamista. Biosuodattimet ovat pystysuuntaisia suodatinrakenteita, joiden pintakerroksessa on haitta-aineiden pidättymistä tehostavia istutuksia.
desorptio	Absorboituneiden molekyylinen vapautuminen aineen pinnalle tai pintaan kiinnittyneiden molekyylien irtoamisprosessi
diskonttaus	Tulevaisuuden rahavirtojen nykyarvon laskeminen
EC ₅₀	Myrkyllisyyden mittayksikkö. Pienin pitoisuus, jolla yli puolet tutkituista soluista tai eliöistä vaurioituu kokeen aikana (Half maximal effect concentration)
effluentti	Järjestelmästä poistuva vesi
Elinkaarikustannus	Tarkasteltavan järjestelmän koko elinkaaren aikana syntyvät valmistukseen, käyttöön, huoltoon ja käytöstä poistoon liittyvät kustannukset
hulevesi	Hulevedet ovat maan pinnalta, rakennuksen katoilta tai muilta vastaavilta pinnoilta pois johdettava sade- tai sulamisvesi, joka ei imeydy maaperään. Hulevesiä syntyy rakennetuilla alueilla, joissa läpäisemättömät pinnat estävät imeytymisen

laskeutus	Veden käsittelymenetelmä, joka perustuu painovoimaiseen erottumiseen. Veden virtausta hidastetaan niin, että vettä raskaammat hiukkaset erottuvat painovoiman vaikutuksesta
LD ₅₀	Myrkyllisyyden mittaysikkö, annos joka tappaa puolet koeläimistä kokeen aikana (Lethal Dose 50 %)
nettonykyarvo	Kannattavuuden arviointimenetelmä, jossa eri aikoina todentuvat kassavirrat diskontataan nykyrahan arvoon
NOEC	Korkein kemikaalin pitoisuus, jolla ei ole havaittu toksisuusvaikutuksia tutkittavassa eliössä (No Effect Concentration)
passiivikeräin	Näytteenottotekniikka, jossa tarkasteltava aine pidättyy esimerkiksi ioninvaihtohartsiin, johon pidättyneestä määrästä voidaan arvioida keskimääräinen, kun keräimen läpi kulkenut virtaama tunnetaan
pintavalunta	Maan pinnalla kulkeutuva vesi. Pintavalunta syntyy, kun sateen intensiteetti ylittää maaperän infiltraatiokyvyn
PHRAKL	Puolustushallinnon rakennuslaitos
raskasmetalli	Käsite, jolla yleensä viitataan metalleihin tai puolimetalleihin, joilla on toksisia vaikutuksia. Tavallisesti ryhmään sisällytetään seuraavat alkuaineet: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se ja Zn
reduktio	Määrän tai pitoisuuden vähenemä suhteessa alkuperäiseen
sorptio	Aineen pidättyminen toiseen aineeseen fysikaalisen tai kemiallisen prosessin seurauksena
sähkönjohtavuus	Veden sähkönjohtavuus kuvaa veteen liuenneiden suolojen määrää, yksikkö mS/m
taustavalli	Ampumaradan suojarakenne. Maalitaulujen taakse rakennettava valli, jonka tarkoitus on pidättää luodit
TOC	Orgaaninen kokonaishiili, (Total Organic Carbon,) orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus
TSS	Suspendoituneen kiintoaineen pitoisuus (Total Suspended Solids)

1 JOHDANTO

Ampumaratatoiminta aiheuttaa erilaisia ympäristövaikutuksia, joista luotien lyijyn kulkeutuminen on arvioitu merkittävimmäksi (Bennett et al. 2007; Sorvari et al. 2006). Maailmanlaajuisesti ampumaratojen lyijypäästöjen suuruus on huomattava ja ne voivat aiheuttaa merkittäviä ympäristöhaittoja. Vuonna 2008 Yhdysvalloissa 74 500 tonnia lyijyä käytettiin luotien valmistukseen. Norjassa arviolta 100 tonnia lyijyä päätyi maaperään Norjan puolustusvoimien ampumaratatoiminnan seurauksena vuonna 2007 (Reistad et al. 2008, katso Heier et al. 2009)

Ampumaratojen lyijypäästöt keskittyvät pienelle alueelle, jolloin maaperän lyijypitoisuus voi nousta korkeaksi (Bennett et al. 2007). Lyijy on metallisessa muodossa heikosti kulkeutuva, mutta luotien rapautuessa muodostuu helpommin kulkeutuvia yhdisteitä. Näiden yhdisteiden kulkeutuminen pintavalunnan ja pohjaveden mukana voi aiheuttaa riskin vesistöille ja pohjavesille. (Sorvari et al. 2006)

Puolustusvoimien käytössä on 200 ampumarataa 48 eri kohteessa (Kajander 2013). Lisäksi Suomessa on lukuisia yksityisten toiminnanharjoittajien ylläpitämiä ratoja. Arviolta ampumaratoja on 2000-2500 kappaletta, joista toiminnassa on 700-800 rataa. (AMPY-työryhmä 2012) Ulkona sijaitsevat ampumaradat tulivat vuonna 2010 ympäristönsuojeluasetuksen 169/2000 mukaan ympäristöluvan varaisiksi.. (Ympäristönsuojeluasetus 18.2.2000/169)

Ampumaradat ovat Suomessa merkittävä lyijypäästöjen aiheuttaja. Puolustusvoimien ampumaradoilta maaperään joutuu vuosittain noin 74 tonnia lyijyä (Jaloniemi 2003, katso Sorvari et al. 2006). Suomalaisten ampumaratojen lyijypäästöjen on arvioitu olevan noin 1140 tonnia vuodessa, mikä vastaa 20 %:a vuosittaisista maaperään kohdistuvista lyijypäästöistä (Sorvari et al. 2006). Luotien lyijy ja muut raskasmetallit kulkeutuvat luodeista maaperään ja liukenevat maaperän läpi suotautuvaan veteen sekä pintavaluntaan. Ampumaradat voivat siten aiheuttaa ympäristöriskin lähialueiden pinta- ja pohjavesille. Suomen ampumaradoista yli 300 sijaitsee luokitellulla pohjavesialueella, näistä toiminnassa on noin 200 rataa. (AMPY-työryhmä 2012)

Riskinarvioiden perusteella lyijy on merkittävin ampumaratojen haitta-ainepäästö. Lyijy on elimistölle tarpeeton raskasmetalli, jolla on toksisuusvaikutuksia jo pieninä pitoisuuksina. Lyijykuormitus aiheuttaa kroonisen pintavesikuormituksen vuoksi riskin eliöille ja kasveille. Lyijyn on havaittu keräytyvän sekä eläimiin että kasveihin, joten lyijyn haittavaikutukset ulottuvat koko alueen ravintoketjuun. (Bennett et al. 2007; Evangelou et al. 2012; Robinson et al. 2008; Sorvari et al. 2006)

Ampumaratojen pintavesistä tehdyissä tutkimuksissa on havaittu lyijypitoisuuksia, jotka voivat aiheuttaa ympäristöriskin kroonisen altistumisen seurauksena (Heier et al. 2010; Heinonen 2013). Hulevesien hallintaperiaatteiden mukaisesti tulee hulevesien

laadullisessa hallinnassa ensisijaisesti pyrkiä päästöjen vähentämiseen syntypaikalla ja hulevesien käsittelyyn mahdollisimman lähellä niiden syntypaikkaa (Kuntaliitto 2012). Lyijyn kulkeutumista pintavesiin voidaan vähentää eristerakenteilla ja luotiloukuilla (Sorvari et al. 2006).

Lyijypitoisten hulevesien aiheuttamia ympäristöhaittoja voidaan ehkäistä hulevesien hallintajärjestelmillä, joissa hulevedet tarpeen vaatiessa käsitellään raskasmetallien poistamiseksi. Puolustusvoimien ampumaratojen hulevesien hallinnassa pyritään käyttämään parhaan käyttökelpoisen tekniikan mukaisia ympäristönsuojelumenetelmiä. Ympäristöministeriön ja Puolustusvoimien vuonna 2014 tuottamassa Ampumaratojen ympäristövaikutusten hallinta - Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) -raportissa on suositeltu on menetelmät ampumaratojen ympäristöriskien arviointiin ja hallintaan.

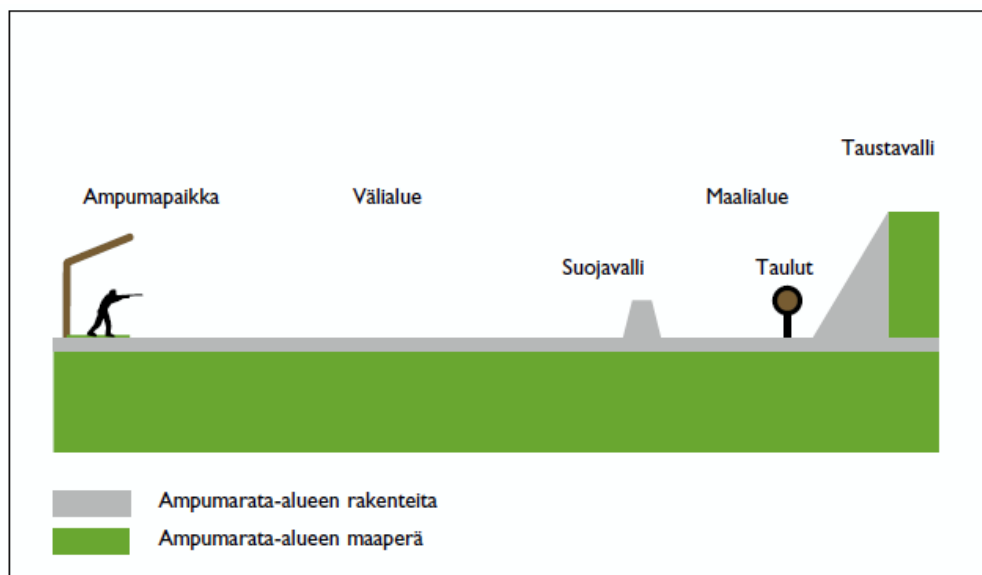
2 AMPUMARADAT

Suomen puolustusvoimilla on käytössään 200 käsiaseiden ampumarataa 48 kohteessa. (Kajander 2013) Yhteensä Suomessa on laskettu olevan 1174 ampumarataa, joista valtaosa, noin 40 %, ovat yksityisessä omistuksessa. Radoista 40 % on kivääriratoja, 30 % haulikkoratoja ja 20 % pistooliratoja. Joillakin radoilla käytetään useita erityyppisiä aseita. Radoista lähes kolmannes sijaitsee harjuilla tai pohjavesialueilla ja valtaosa radoista kuuluu kohtalaisen tai vähäisen riskin luokkaan. (Sorvari et al. 2006; Suomen Ampumaurheiluliitto 2003)

Tässä luvussa käsitellään yleisesti ampumaratojen rakennetta sekä niiden ympäristövaikutuksia. Lisäksi tarkastellaan ympäristölainsäädännön asettamia vaatimuksia ampumaratatoiminnan harjoittamiselle.

2.1 Ampumaratojen rakenne

Ampumaradat voidaan rakenteiden jakaa kolmeen alueeseen: ampumapaikka, välialue ja maalialue. Kivääri- ja pistooliradoilla ammutaan kiinteitä tai liikkuvia maalitauluja, haulikkoradoilla lentäviä kiekkoja. Kivääri- ja pistooliradan rakenne on esitetty kuvassa 2.1. Lajista riippuen radan pituus on 25–300 metriä, silhuetti- ja kasa-ammunnassa käytetään pidempiäkin ratoja. (AMPY-työryhmä 2012)



Kuva 2.1 Kivääri- ja pistooliradan rakenne. (muokattu) (AMPY-työryhmä 2012)

Ampumapaikka on tavallisesti katos, jonka lattia on betonia. Katoksen tarkoitus on toimia lähinnä sääsuojana. Yhden ampumapaikan leveys riippuu ampumalajista, minileveys on 1-1,7 metriä. Ampumapaikat voidaan erottaa toisistaan väliseinillä. Kuvassa 2.2 on Satakunnan lennoston pistooliradan ampumakatos, jossa ampumapaikat on erotettu toisistaan väliseinillä. (AMPY-työryhmä 2012)



Kuva 2.2 Katettu ampumapaikka Satakunnan lennoston Pirkkalan ampumaradalla (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2014c)

Välialue on ampumapaikkojen ja maalitaulujen väliin jäävä rata-alue. Harhalaukauksien estämiseksi välialueen sivuilla voi olla suojavallit tai -kulissit. Välialueella voi olla myös ampumapaikkoja, esimerkiksi radan puolessa välissä. Nämä ampumapaikat ovat yleensä sora- tai betonialustoja, joita ei ole katettu. (AMPY-työryhmä 2012)

Maalialueella sijaitsevat mahdollinen etuvalli, taululaitteet sekä taustavalli. Etuvalli on maalitaulujen edessä sijaitseva maavalli, jonka tarkoitus on suojata maalilaitteita ja näyttösuojaa sekä estää kimmokkeiden syntymistä. Taululaitteet voivat olla joko kiinteitä tai liikkuvia, jolloin ne kulkevat kiskoilla tai vaijerilla. Maalitaulut voivat olla esimerkiksi vaneriin kiinnitettyjä pahvitauluja tai elektronisia taulujärjestelmiä. (AMPY-työryhmä 2012)

Haulikkoradoilla ammutaan maalitaulujen sijaan lentäviä kiekkoja. Kiekkojen heittimet voidaan sijoittaa joko torneihin tai maan pinnan tasoon, riippuen haulikkolajista. Haulikkoradalla ampujat eivät ammu kaikkia laukauksia samalta ampumapaikalta, vaan vaihtavat paikkaa suorituksen aikana. Radat voidaan jakaa ampumapaikkaan ja maalialueeseen. Heittimet ja niiden tornit on sijoitettu ampumapaikalle. Haulikkoradoilla ei yleensä ole taustarakenteita, joten kiekot ja haulit kertyvät maalialueelle ja leviävät maastoon laajalle alueelle. (BAT-raportti 2014; AMPY-työryhmä 2012)

2.2 Ampumaratojen ympäristövaikutukset

Ampumaratojen ympäristövaikutukset voidaan jakaa ympäristön pilaantumiseen haitallisilla aineilla, meluun ja jätteisiin. Ampumaratojen haitta-ainepäästöt ovat lähinnä luodeista peräisin olevia raskasmetalleja. Niiden ei ole arvioitu aiheuttavan akuutteja tai lyhyen aikavälin ympäristöriskejä. Pidemmällä aikavälillä tapahtuu luotien rapautumisen seurauksena haitta-aineiden kulkeutumista, mikä voi aiheuttaa ympäristöriskejä. (BAT-raportti 2014)

2.2.1 Melu

Merkittävimpiä ampumaratatoiminnan aiheuttamia ympäristöhaittoja ovat melu ja raskasmetallipäästöt. Monet radat on alun perin rakennettu etäälle taajamista, mutta asutuksen leviyttyä lähemmäs ratoja, on meluhaittojen merkitys kasvanut. (Sorvari et al. 2006) Melu syntyy laukausäänestä, joka muodostuu aseiden suusta purkautuvan räjähdyskaasun aiheuttaman paineaallon synnyttämästä äänestä sekä luodin lentoäänestä. Suurimmillaan ammunnan melu on ampumasuunnassa. Melua ja sen haittavaikutuksia on lupapäätöksissä pyritty rajoittamaan määräyksillä, jotka koskevat sekä toiminta-aikaa että äänitasoa. (AMPY-työryhmä 2012)

Melun vaikutuksia ihmiseen kuvataan melun häiritsevyydellä, joka on melulle altistuneen kokemus. Häiritsevyys koetaan eri tavoin, joten yksikäsitteistä suuretta kuvaamaan häiritsevyyttä ja sen terveysvaikutuksia ei ole pystytty määrittelemään. Häiritsevyyden voimakkuuden kasvaessa ja melun hyvin tai erittäin häiritseväksi kokevien ihmisten määrän lisääntyessä lisääntyvät myös terveydelliset haitat. Välittömän kuulovaurioriskin laukausäät aiheuttavat yleensä vain suojaamattomille ampujille ja aseiden välittömässä läheisyydessä oleville ihmisille. (AMPY-työryhmä 2012)

2.2.2 Raskasmetallipäästöt

Ampumaradat ovat merkittävimpiä lyijypäästöjen aiheuttajia patteriteollisuuden jälkeen ja merkittävä maaperän pilaaja Suomessa (Sorvari et al. 2006; Sanderson et al. 2012). Ampumaratojen on arvioitu muodostavan jopa 5 % pilaantuneen maaperän kohteista. Noin kolmasosa radoista saattaa aiheuttaa riskin pohjavedelle, mutta vain muutama rata aiheuttaa välittömiä terveysriskejä. (Kajander 2013; Sorvari et al. 2006)

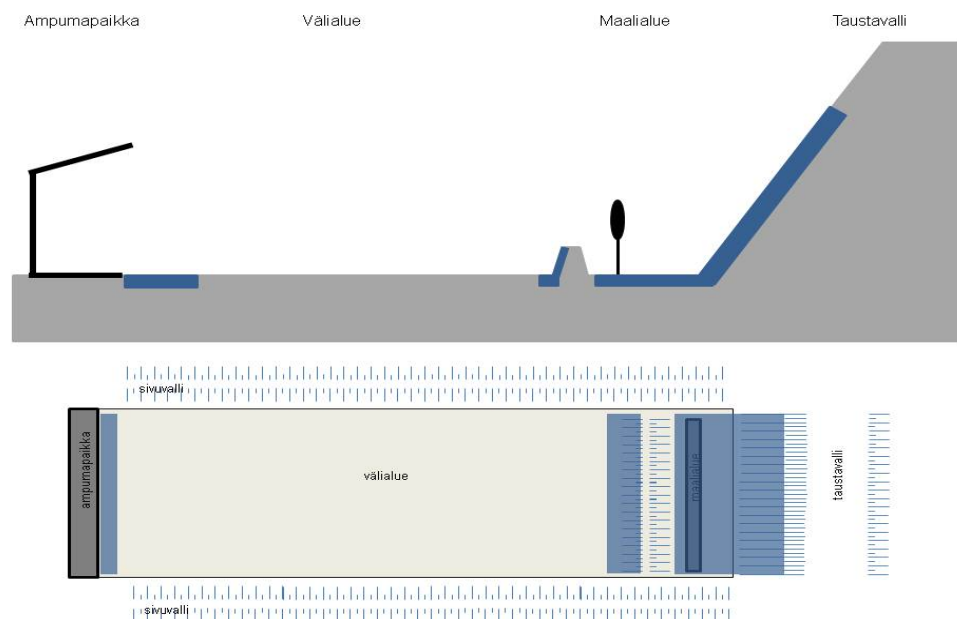
Raskasmetallipäästöt ovat peräisin maaperään päätyvistä hauleista ja luodeista. Luodit uppoavat taustavalliin, jossa rapautumisen seurauksena raskasmetallit pääsevät liukenemaan maaperään sekä pinta- ja pohjavesiin. Radalla käytetty asetyyppi vaikuttaa huomattavasti kuormitukseen. Kivääri- ja pistooliradoilla ammuksat päätyvät pääasiassa taustavalliin, jolloin päästöt konsentroituvat pienelle alueelle, mikä helpottaa päästöjen hallintaa. Haulikon haulit leviävät varsin laajalle alueelle. Kontaminoituneen alueen suuruus riippuu laukauksen säteestä. (Sorvari et al. 2006; Mariussen et al. 2012)

Kiväärien ja pistoolien luodit koostuvat hylsystä, luodista, nallista ja ruudista. Hylsy on valmistettu messingistä. Luodin koostumus riippuu sen tyypistä sen mukaan onko

kyseessä lyijyluoti, kokovaippaluoti, lyijykärkiluoti vai erikoisluoti. Luotivaippa on yleensä kuparin ja sinkin seos, kuparin osuus vaipan massasta on 90-95 %. Luotiydin on 97-99 % lyijyä, loput painosta on tavallisesti antimonia. Luodin kokonaismassasta noin 89 % on lyijyä ja 9 % kuparia. Pistooli- ja kivääriammunnassa käytettävien luotien massa vaihtelee 2,6 – 18,5 gramman välillä. Haulikon patruunassa on useita hauleja, jotka lähtevät yhtenä panoksena, mutta hajaantuvat nopeasti. Haulin painosta 97 % on lyijyä ja 1-3 % antimonia. Arseenin pitoisuus haulissa on 0,1-0,5 % painosta. Suurin sallittu lataus urheiluammunnassa on 24 grammaa. (BAT-raportti 2014; Naumanen et al. 2002)

Raskasmetallikuormituksen suuruudesta on esitetty erilaisia arvioita. Yksittäisen radan päästöt riippuvat sekä laukausten määrästä että käytetystä asetyypistä. Suomessa yhden ampumaradan lyijypäästöt ovat arviolta 500 kg vuodessa, Suomen puolustusvoimat arvioivat yhden radan lyijypäästöiksi keskimäärin 370 kg vuodessa. Puolustusvoimien ratojen pienempi lyijykuormitus johtuu käytetyistä asetyypeistä: Alle 10 % Puolustusvoimien hallinnoimista radoista käytetään haulikkoja, joiden ammusten aiheuttama lyijykuormitus on suurempi. (Sorvari et al. 2006)

Lyijypäästöjen leviävät pistooli- ja kivääriradoilla kuvan 2.3 mukaisesti. Korkeimmat haitta-ainepitoisuudet ovat taustavallin iskemäkohdissa, kohonneita haitta-ainepitoisuuksia on myös taulualueella ja taustavallissa maalialueen takana. Ampumapaikan edustalla haitta-ainepitoisuus on yleensä vähäinen tai kohtalainen. Ampumapaikalle kertyy hienojakoista lyijyä nallin lyijytrisinaatista ja luodin vaipattomasta takasasta. Hienojakoinen lyijy on helposti kulkeutuvassa muodossa, jolloin se voi levitä pölyämisen seurauksena tai kulkeutua pinta- ja pohjavesiin. Välialueen kuormitus aiheutuu harhalaukauksista ja kimmokkeista, haitta-aineiden pitoisuus välialueella on tyyppillisesti vähäistä tai kohtalaista. Sivuvallien ja taustavallin maaperä on pääosin puhdasta. (BAT-raportti 2014)



Kuva 2.3 Lyijypäästöjen leviäminen ampumaradalla. Lyijyn leviäminen on esitetty sinisellä värillä. (muokattu) (BAT-raportti 2014)

Luodin rapautumiseen ja siten päästöjen määrään ja leviämiseen vaikuttavat maaperän ominaisuudet. Rapautuminen ja liukeneminen on nopeampaa happamissa ja kosteissa maaperäolosuhteissa, mutta rapautumista tapahtuu sekä myös emäksisissä olosuhteissa. Suuri humuspitoisuus, maaperän mikro-organismit ja kasvillisuus nopeuttavat rapautumista, mutta toisaalta ne myös sitovat haitta-aineita. (BAT-raportti 2014; Rooney et al. 2007; Sorvari et al. 2006) Savimineraalien ja hienoaineksen negatiivinen pintavaraus sekä ioninvaihtokapasiteetti lisäävät metallien sitoutumista, mikä hidastaa haitta-aineiden kulkeutumista (Yang et al. 2006).

Haitta-aineet kulkeutuvat vajoveden mukana pohjaveteen. Kulkeutumiseen vaikuttavat haitta-aineen ja maaperän ominaisuudet. Ympäristön kannalta ongelmallisimpia ovat lyijy ja antimoni. Lyijyn kulkeutuvuus on heikko, mutta sen määrä ampumaratojen maaperässä on huomattava. Maaperän matala pH ja päästön lyhyt etäisyys pohjaveden pinnasta sekä suuri pitoisuus edistävät lyijyn kulkeutumista. Antimonin määrät ovat alhaisempia, mutta sen kulkeutuvuus on lyijyä suurempi. Lisäksi antimonin on arvioitu olevan ihmisille lyijyä myrkyllisempi. Myös kuparin on arvioitu olevan vesieliöille lyijyä haitallisempi. Toisaalta pieninä annoksina kupari on välttämätön hivenaine ihmisille, eläimille ja kasveille. (AMPY-työryhmä 2012; BAT-raportti 2014; Martin et al. 2013)

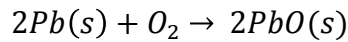
Vajovesien laatua suomalaisilla ampumaradoilla on toistaiseksi tutkittu vähän. Tutkimuksissa taustavallien suotovesissä on havaittu metalleja pitoisuuksilla muutamasta mikrogrammasta litrassa useaan sataan mikrogrammaan litrassa. Toisaalta metallikuormittuneella alueella taustavalleissa syntyvien suotovesien määrä on vähäinen, joten niiden vaikutus kokonaiskuormitukseen on pieni. Raskasmetallien kulkeutuminen pohjavesiin on haulikkoradoilla todennäköisempää, koska niillä haulit leviävät laajalle alueelle. (BAT-raportti 2014)

Haitta-aineet kulkeutuvat pintavesiin pintavalunnan mukana. Raskasmetallit ovat joko liukoisessa muodossa tai ne kulkeutuvat maapartikkeleihin sitoutuneina. Pintavesien haitta-ainepitoisuuksia on Suomessa tutkittu vähän, tutkimukset ovat rajoittuneet laskuosiin ja niiden purkuvesistöihin. Näissä on havaittu kohonneita lyijypitoisuuksia ampumaratatoiminnan seurauksena. (BAT-raportti 2014; Heinonen 2013)

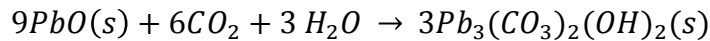
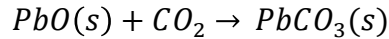
Lyijy ampumaradoilla

Lyijy on pehmeä ja helposti muokattava, harmaa ja huoneenlämmössä kiinteä metalli. Sen sulamispiste 327,5 °C ja kiehumispiste 1740 °C. Luotien elementaarinen lyijy on pysyvää ja heikosti kulkeutuvaa. Se ei haihdu, höyrypaine on 0 mmHg, eikä liukene veteen. (Chemspider 2014) Kuitenkin joutuessaan kosketuksiin ilman tai veden kanssa luotien lyijy alkaa rapautua, jolloin muodostuu lyijyoksideja, lyijykarbonaatteja ja muita yhdisteitä. Lyijyluotien rapautuminen maaperässä noudattaa seuraavia reaktioyhtälöitä: (Yin et al. 2010; Severe 1993 Scheuhammer et al. 1995 mukaan)

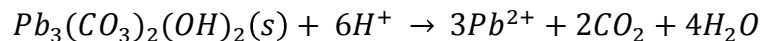
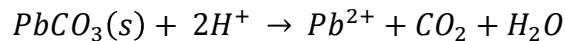
Hapettuminen



Karbonoituminen



Liukeneminen



Rapautuminen vaatii vesikerroksen luodin pinnalle sillä lyijyn hapettuminen edellyttää hapen liukenemistä luodin ympärillä olevaan veteen. Pienempi maaperän kosteus ja siitä johtuva matalampi mikrobiologinen aktiivisuus hidastavat lyijyn hapettumista, sillä hiilidioksidipitoisuus riippuu mikrobien toiminnasta. (Ma et al. 2006; Yin, Saha, et al. 2010) Muodostunut lyijyoksidi reagoi edelleen maaperän olosuhteista riippuen muodostaen sekundäärimineraaleja, pääasiassa karbonaattimineraaleja serussiittia ($PbCO_3$) ja hydroserussiittia ($Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$) sekä anglesiittia ($PbSO_4$). Muodostuvat mineraalit voidaan havaita kuorena rapautuneen luodin ympärillä. Mineraaliyhdisteet liukenevat ioniseksi lyijyksi happamissa oloissa. (Lin 1995)

Rapautumisen nopeuteen ja lyijyn kulkeutuvuuteen vaikuttavat useat tekijät, joista merkittävimpiä ovat maaperän pH, orgaanisen aineen määrä ja maaperän huuhtoutumisnopeus. Rapautuminen on hidasta: noin 10 % lyijystä on havaittu vapautuneen 16-37 vuoden aikana. (Hartikainen & Kerko 2009) Elementaarisen lyijyn muuntautuminen maaperän lyijy-yhdisteiksi vaatii lyijyn korrosoitumista ja korroosiotuotteiden vuorovaikutusta maaperän kolloidien ja veden kanssa. Pääosin maaperän lyijy(2+) on kulkeutumattomassa, liukenemattomassa muodossa tai sitoutuneena pintamaahan. Runsas sadanta, lisääntynyt lyijyn määrä tai maan muokkaus saattaa kuitenkin lisätä lyijyn kulkeutumista. (Heier et al. 2010; Rooney et al. 2007; Yang et al. 2006)

Sekundäärimineraalit eivät liukene veteen neutraalilla pH- alueella, mutta emäksisessä ja erityisesti happamassa maaperässä ne muodostavat liukoisia orgaanisia komplekseja. Tämä lisää sekundäärimineraalien kulkeutumista. (Darling & Thomas 2005) Lyijy(2+):n desorptio lisääntyy merkittävästi pH:n laskiessa. Maaperän ominaisuudet vaikuttavat desorption määrään matalassa pH:ssa, mutta korkeammassa pH:ssa muut tekijät, kuten lyijyn saostuminen ovat määrääviä tekijöitä. (Yang et al. 2006)

Maan kalkitsemisen on todettu stabiloivan maaperän lyijyä, sillä kalsiumkarbonaatti hidastaa luotien rapautumista. Kalsiumkarbonaatin lisääminen istuttamattomaan maaperään voi kuitenkin lisätä lyijyn huuhtoutumista, sillä korkeampi pH lisää lyijy(2+)-ionien hydrolyysia hydroksyylikomplekseiksi, jolloin muodostuu epäorgaanisia ionipareja. (Yin, Saha, et al. 2010) Turpeinen et al. (2000) havaitsivat, että Suomen happa-

massa maaperässä maan kalkitseminen lisää lyijyn reaktioita orgaanisen aineen kanssa. Kalkitsemisen ei myös havaittu vähentävän biosaatavan lyijyn määrää. Näiden tulosten perusteella kalkitseminen ei Suomessa olisi toimiva lyijyn stabilointimenetelmä.

Maaperän orgaanisen aineen määrä vaikuttaa lyijyn kulkeutumiseen. humuspitoisuus lisää lyijyn rapautumista ja kulkeutumista. Hiekkamaa pidättää vähemmän vettä, jolloin lyijy ei pääse reagoimaan veden kanssa yhtä paljon kuin humuspitoisessa maassa. Lyijy reagoi tyypillisesti orgaanisten yhdisteiden kanssa, joten humuspitoisessa maaperässä se muodostaa humusmolekyylien kanssa orgaanisia komplekseja. Kolloidipitoisuus saattaa olla määräävä tekijä lyijyn kulkeutumisessa. Tutkimuksen mukaan riippumatta maaperän pH:sta lyijy esiintyy yleisimmin maavedessä orgaanisena kompleksina (Rooney et al. 2007). Maaperän orgaanisten molekyylien koko vaikuttaa myös lyijyn esiintymismuotoon valumavesissä: Jos läsnä on kolloidikokoisia partikkeleita, lyijy on sitoutuneena hienompaan ainekseen. Muutoin lyijy on sitoutuneena karkeampiin partikkeleihin. (Yin et al. 2010)

Luotien rapautumisen on havaittu lisääntyvän ritsosfäärissä (Hashimoto 2013). Juuristo lisää hapen ja hiilidioksidin määrää maaperässä, mikä nopeuttaa lyijyn hapettumista. Toisaalta juuristo pidättää lyijyä vähentäen näin sen kulkeutumista. Lyijyn on havaittu kertyvän sekä kasvien juuriin että maanpäällisiin osiin. Kertyminen kasveihin on verrannollinen biosaatavan lyijyn määrään maaperässä. Lyijyn biosaatavuuteen vaikuttavat useat tekijät. Maaperän mineraalipitoisuuden on havaittu lisäävän biosaatavan lyijyn määrää. (Turpeinen et al. 2000)

Lyijypäästön biologinen haitallisuus onkin lyijyn määrän lisäksi riippuvainen liukoisen, kasvien käytössä olevan ja kulkeutuvan lyijyn määrästä. Maaperän liukoisen lyijyn pitoisuus ei kuitenkaan välttämättä ole suoraan verrannollinen lyijyn kokonaispitoisuuteen, vaan kuten edellä todettiin, siihen vaikuttavat useat ympäristötekijät. Biosaatavuus on myös verrannollinen luotien rapautumisasteeseen ja muodostuneiden lyijyn sekundäärimineraalien määrään. Sekundääristen mineraalien on havaittu olevan kohtalaisen biohajoavia, mutta niistä muodostuvat sulfaatti- ja fosfaattiyhdisteet ovat puolestaan pysyvämpiä. (Sanderson et al. 2012) Toisaalta lyijy saattaa olla kulkeutuvassa muodossa ja huuhtoutua syvemmälle maaperään sekä pohjavesiin, vaikka biosaatavan lyijyn pitoisuus olisikin pieni. (Turpeinen et al. 2000)

Lyijy on elimistölle tarpeeton raskasmetalli ja se aiheuttaa lukuisia terveyshaittoja, muun muassa häiriöitä keskushermoston sekä immuunijärjestelmän toiminnassa. Riittävän suuri annostus johtaa kuolemaan. Lyijyn haittavaikutukset ovat suuremmat lapsilla ja sikiöillä: Lyijylle altistuneiden lasten ja sikiöiden keskushermoston kehittyminen voi häiriintyä. Lyijyn on havaittu kertyvän kudoksiin. (US EPA 2005)

Ympäristössä lyijy keräytyy sekä eläimiin että kasveihin, joten sen aiheuttamat haitat ulottuvat koko ravintoketjuun. (Luo et al. 2014a; Heier et al. 2009) Tutkimuksissa havaittu lyijyn toksisuusvaikutuksia muun muassa kirjolohelle ja kastemadoille maaperän ja pintavesien lyijyn vuoksi. Lyijy keräytyy muun muassa kastematojen kudoksiin, mikä altistaa useat matoja ravintonaan käyttävät lajit lyijyn vaikutuksille. (Darling & Thomas 2005) Maaperään ja kasveihin keräytyneen lyijyn on arvioitu aiheuttavan riskin

ampumarata-alueella eläville ja ruokaileville linnuille ja nisäkkäille. (Bennett et al. 2007).

Taulukko 2.1 Lyijyn toksisuusarvoja eri elöille ^a (Nadella et al. 2013), ^b (Jones et al. 2009), ^c (Luo et al. 2014a), ^d (Luo et al. 2014b), ^e (Mager et al. 2011)

Eliö	LC ₅₀	EC ₅₀	NOEC
<i>M. galloprovincialis</i> (simpukka)		63 ^a µg/l	3,2 ^a µg/l
<i>M. trossulus</i> (simpukka)		45 ^a µg/l	3,4 ^a µg/l
<i>Eisenia fetida</i> (kastemato)	2490 mg/kg ka ^b	989 mg/kg ka ^b	
<i>Eisenia andrei</i> (kastemato)	1603 mg/kg ka ^c 5,1 mg/l (huokosvesi)	1482 mg /kg ka ^c 130 mg/l	
<i>Enchytraeus crypticus</i> (änkyrimato)	638 mg/kg ka ^d 643 µg/l (huokosvesi)	645 mg/kg ka ^d 126 µg/l (huokosvesi)	
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (vesikirppu)		65 µg/l ^e	

Ampumaratojen maaperässä ja pintavesissä on havaittu taulukon 2.1 toksisuusarvoja ylittäviä lyijypitoisuuksia (Sorvari et al. 2006; Tarvainen et al. 2011) Ampumaratojen voidaankin olettaa niiden aiheuttavan riskin maaperän ja läheisten vesistöjen eliöille, mikäli lyijypäästöjen kulkeutumista ei rajoiteta. Ampumaratojen hulevesien haitta-ainepitoisuuksia on kuvattu tarkemmin luvussa 3.3.

2.3 Ampumaratojen ympäristöriskien hallinta

Ympäristöministeriö ja Puolustusvoimat on vuonna 2014 tuottanut Ampumaratojen ympäristövaikutusten hallinta - Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT) – raportin (BAT-raportti). BAT-raportin mukaan ampumaratojen ympäristönsuojelutoimenpiteiden tarpeen arvioinnin tulee perustua riskinarviointiin. Parhaan käyttökelpoisen tekniikan käyttäminen ei esimerkiksi pilaantumiselle herkillä alueilla ole välttämättä riittävää hyväksyttävän suojelutason saavuttamiseksi, jolloin tarvitaan laajempia teknisiä ratkaisuja. (BAT-raportti 2014) Parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla tarkoitetaan...

BAT-raportin ohjeiden mukaan ampumaradat voidaan luokitella riskitason perusteella neljään luokkaan, 1, 2a, 2b ja 3. Tason 1 ympäristöriski on matalin. Näistä tason 2a ja 2b sekä 3 radoille tulisi raportin mukaan rakentaa järjestelmät haitta-ainepitoisten vesien koontiin ja tarvittaessa käsittelyyn. Vaihtoehtoisesti haitta-ainepitoisten vesien synty tulee ehkäistä tai kuormitusta rajoittaa. (BAT-raportti 2014)

Merkittävin ympäristöriskien hallintamenetelmä on raskasmetallien kertymisen vähentäminen ja metallien kulkeutumisen estäminen. Raskasmetallien kertymistä ampu-

Kalkitsemista voidaan käyttää luotien rapautumisen vähentämiseen. Kalkin on havaittu vähentävän luotien rapautumista, mutta lisäävän vesiliukoisen lyijyn osuutta taustavallissa (Yin et al. 2010). Luotien rapautumisen estäminen

Tehokkain keino vähentää lyijykuormitusta on korvata luotien lyijy muilla metalleilla. Lyijyluotien käyttö metsästyksessä on Suomessa kielletty. Lyijyluotien täyskieltoa harkitaan useissa maissa. Vaihtoehtoisia materiaaleja ovat muun muassa teräs ja vismutti. Vaihtoehtoisten materiaalien käyttöä rajoittaa niiden soveltumattomuus käytössä oleville aseille, hinta ja saatavuus. Lisäksi vismutin tiedetään olevan haitallinen eikä sen käyttäytymistä ympäristössä tunneta. Myös teräsluotien käyttöön liittyy esteettisiä haittoja ruostumisen takia. (Sorvari et al. 2006)

2.4 Ampumaratoja koskeva ympäristölainsäädäntö

Ampumaratatoiminta edellyttää ympäristönsuojeluasetuksen 169/2000 mukaan voimassa olevaa ympäristölupaa. Luvan vaatimukset perustuvat ympäristönsuojelulakiin ja ympäristönsuojeluasetukseen. Lisäksi rata tarvitse perustamisluvan sekä ennen rakentamista on haettava alueen rakennuksille, katoksille ja rakenteille maankäyttö- ja rakennuslain mukainen rakennuslupa. (AMPY-työryhmä 2012)

Ympäristönsuojelulain 28 §:n mukaisesti mahdollisesti ympäristöä pilaava toiminta vaati ympäristöluvan. Ulkona sijaitseva ampumarata luokitellaan ympäristönsuojeluasetuksen 1 §:n kohdassa 14 ympäristölupaa vaativaksi toiminnaksi ympäristönsuojelulain 28 §:n momentin 1 mukaisesti. (Ympäristöministeriö 2012; Ympäristönsuojeluasetus 18.2.2000/169) Lisäksi ampumaratatoiminta täyttää edellä mainitun ympäristönsuojelulain 28 §:n momentin 2 kohdassa 4 tarkoitetun jätelain soveltamisalaan kuuluvan jätteen laitos- tai ammattimaisen käsittelyn piirteet. Ampumaradaksi luetaan kaikki ulkona olevat ammuntaa varten varatut alueet, joissa on kiinteitä ammuntaan vaadittavia rakenteita ja joissa ammutaan ruutiaseella joko kiinteisiin tai liikkuviin maaleihin. Sisällä sijaitseville ampumaradoille ei vaadita ympäristölupaa. (Ympäristöministeriö 2012; Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86)

Ympäristönsuojeluasetuksen 7 §:n mukaisesti siviiliratojen osalta ympäristöluvan myöntävät pääasiassa kunnan ympäristönsuojeluviranomaiset ja pykälän 5 nojalla puolustusvoimien luvista päättävät aluehallintavirastot. (Ympäristönsuojeluasetus 18.2.2000/169)

Ampumaratatoimintaa koskevat ympäristönsuojelulain 4 §:n yleiset periaatteet: Ennaltaehkäisyn ja haittojen minimoimisen periaate, varovaisuus- ja huolellisuusperiaate, parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaate, ympäristön kannalta parhaan käytännön periaate sekä aiheuttamisperiaate. (Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86)

Erityisesti ampumaratatoimintaa koskevia säädöksiä ympäristönsuojelulaissa ovat muun muassa maaperän pilaamiskielto ja pohjaveden pilaamiskielto. Ympäristönsuojelulaki kieltää jätteiden, muun aineen tai organismien jättämisen tai päästämisen maahan siten, että siitä seuraa terveydelle tai ympäristölle haittaa aiheutuvaa maaperän laadun huononemista. Ympäristönsuojelulaki ei määrittele pilaantunutta maa-aluetta, vaan kes-

kittyy vaikutuksiin. Valtioneuvoston asetuksessa maaperän pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007 on erikseen säädetty pilaantuneisuuden arvioinnin periaatteista ja kynnyksarvoista. (Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86; Ympäristöministeriö 2012)

Pohjaveden pilaamiskielto kieltää aineen tai energian panemisen tai johtamisen sellaiseen paikkaan tai käsittelyyn niin, että tärkeällä tai muuten vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella pohjavesi voi muuttua terveydelle vaaralliseksi tai sen laatu muutoin oleellisesti huonontua. (Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86) Tässä tarkoitetaan ympäristönhallinnon kartoittamia ja luokittelemia pohjavesialueita. Sama on voimassa myös kartoitettujen ja luokiteltujen pohjavesialueiden ulkopuolella siten, toisen kiinteistöllä olevan pohjaveden pilaaminen on kielletty. Kielto koskee myös pohjaveden laatuun vaikuttamista niin, että se saattaa loukata yleistä tai toisen etua. (Ympäristöministeriö 2012; Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86)

Ympäristönsuojelulaki velvoittaa aiheuttamisperiaatteen mukaisesti lisäksi maaperän ja pohjaveden puhdistamisvelvollisuudella pilaantumisen aiheuttajan huolehtimaan puhdistamisesta. Aiheuttaja on velvollinen puhdistamaan maaperän ja pohjaveden siihen tilaan, ettei siitä voi aiheutua terveystahaitta, eikä haittaa tai vaaraa ympäristölle. Pilaantumisen aiheuttaja on vastuussa puhdistamisesta riippumatta siitä, onko pilaantuminen tapahtunut tahallisesti vai huolimattomuuden tai vahingon seurauksena. (Ympäristöministeriö 2012; Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86)

Vesilaki säännöstelee vesitalousasioita ja siinä määritellään muun muassa vedenottamoiden suoja-alueet ja näitä koskevat määräykset. Ampumaratatoiminnan osalta vesilain soveltaminen ja sen säädöksiä huomioiminen voi tulla kyseeseen juurikin vedenottamoiden suoja-alueiden osalta, kun ampumaradan sijoituspaikkaa harkitaan. Pohjavedenotannon suoja-alueääräyksissä voidaan kieltää ampumaradan perustaminen. Myös pohjavesialueiden suojelusuunnitelmiin, vesienhoitoon liittyviin toimenpideohjelmiin ja valtioneuvoston vahvistamiin vesienhoitosuunnitelmiin sisältyy ympäristölupamenettelyn kannalta keskeisiä tausta-aineistoja. (Ympäristöministeriö 2012; Vesilaki 587/2011)

Ampumaradan ympäristöluvan kannalta merkityksellisimpiä säädöksiä luonnonsuojelulaissa ovat 65 ja 66 §. Niiden mukaan jos hanke tai suunnitelma joko yksistään tai yhdessä muiden hankkeiden ja suunnitelmien kanssa todennäköisesti merkittävästi heikentää Natura 2000 -alueen niitä luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty Natura 2000 -verkostoon, on hankkeen toteuttajan tai suunnitelman laatijan arviotava nämä vaikutukset. Sama koskee sellaista hanketta tai suunnitelmaa alueen ulkopuolella, jolla todennäköisesti on alueelle ulottuvia merkittäviä haitallisia vaikutuksia. Arviointi koskee myös alueita, joiden liittämistä Natura 2000 -verkostoon suunnitellaan. Vaikutusten arviointi voidaan tehdä myös osana ympäristövaikutusten arviointimenettelyä. (AMPY-työryhmä 2012)

Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä ja asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä edellyttävät, että hankkeisiin, jotka todennäköisesti aiheuttavat merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia, tulee suorittaa ympäristövaikutusten arviointi. Asetuksessa ei ampumaratoja tai ampuma- ja harjoitusalueita ole määritelty YVA-

menettelyä edellyttäväksi hankkeiksi, mutta arviointimenettely voi tuulla sovellettavaksi tapauskohtaisesti YVA-lain perusteella. Tällainen hanke voisi esimerkiksi olla suuri ampumakeskus. (AMPY-työryhmä 2012)

Laki eräistä naapuruussuhteista kieltää kohtuuttoman rasituksen aiheuttamisen muille. (Naapuruussuhdelaki 26/1920) Tähän kuuluu ympäristölle haitallisten aineiden, noken, lian, pölyn, melun, hajun, kosteuden, värinän, säteilyn, lämmön tai muun vastaavan aiheuttamat vaikutukset. Rasituksen kohtuuttomuutta arvioitaessa tulee huomioida paikalliset olosuhteet, rasituksen muu tavanomaisuus sekä sen voimakkuus ja kesto sekä rasituksen syntymisen alkamisajankohta. Kohtuuttoman rasituksen aiheuttaja on joko velvollinen poistamaan rasituksen tai lopettamaan toiminnan kokonaan ja korvaamaan rasituksesta aiheutuneen vahingon. Ympäristövahinkoihin sovelletaan kuitenkin ympäristövahinkojen korvaamisesta annettua lakia. (Naapuruussuhdelaki 26/1920; Ympäristöministeriö 2012)

Ampumaratatoimintaa koskien tärkein jätteisiin liittyvä säädös on jätelaki 646/2011. Ampumaradoilla jätettä syntyy normaalin sekajätteen ja ampumatarvikkeiden pakkausjätteen ohella varsinaisessa ampumisessa: hylsyjen, luotien, haulien, tulppien ja savi-kiikkojen päätyminen maaperään aiheuttaa roskaantumista ja jopa maaperän pilaantumista. Maa-aines voidaan myös luokitella vaaralliseksi jätteeksi, mikäli haitta-ainepitoisuudet ovat kyllin korkeat. Jätelain mukaan on mahdollisuuksien mukaan huolehdittava siitä, että jätettä syntyy mahdollisimman vähän ja ettei siitä aiheudu merkityksellistä haittaa tai vaikeutta jätehuollon järjestämiselle. Jätteet eivät myöskään saa aiheuttaa vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle. (Jätelaki 646/2011; Ympäristöministeriö 2012)

Jätelain mukaan ammattimaisten toimijoiden, joihin myös ampumaratojen ylläpitäjät kuuluvat, noudattamaan laissa säädettyä etusijajärjestystä. Sen mukaan on ensisijaisesti vähennettävä syntyvän jätteen määrää ja haitallisuutta. Syntyvä jäte on jätteen haltijan toimesta ensisijaisesti valmistettava uudelleenkäyttöä varten ja toissijaisesti kierrätettävä. Mikäli tämä ei ole mahdollista, tulee jäte hyödyntää muulla tavoin, esimerkiksi energiana. Jos jätteen hyödyntäminen ei ole mahdollista, on se loppukäsitteltävä. Ampumaratojen tapauksessa kyseeseen voisivat tulla ympäristölle vähemmän haitallisten panosten ja kiekkojen käyttö tai siirtyminen elektronisiin aseisiin. Toissijaisesti vaihtoehtona on luoti- ja haulijätteiden kerääminen ja hyötykäyttö. Vaihtoehtoisten luotien käyttöä ei toistaiseksi ole pidetty vaihtoehtona niiden lyijyluodeista poikkeavien ominaisuuksien takia; käytössä oleva asekantra ei välttämättä sovellu vaihtoehtoisiin materiaaleista valmistetuille ammuksille. (Jätelaki 646/2011; Ympäristöministeriö 2012)

Puolustusvoimien ampumaratoja voidaan pitää valtakunnallisesti tai vähintään seudullisesti merkittävinä. Sen vuoksi ne tulee maankäyttö- ja rakennuslain mukaisesti osoittaa aluetta käsittelevissä maakuntakaavoissa. Puolustusvoimien alueiden suhde ympäröivän alueen maankäyttöön tulee käydä kaavasta ilmi, samoin melualueet on osoitettava kaavassa, mikäli ne ylittävät puolustusvoimien käytössä olevan alueen. (Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132; Ympäristöministeriö 2012)

Yleiskaava ohjaa maakuntakaavaa yksityiskohtaisemmin kunnan tai sen osan yhdyskuntarakennetta ja maankäyttöä sekä sovittaa yhteen eri toimintoja, mutta on kuitenkin asemakaavaa suurpiirteisempi. Yleiskaava on tärkeä työkalu ampumaratojen ympäristöhaittojen ennaltaehkäisyssä ja vähentämisessä. Yleiskaavassa voidaan maakuntakaavaa tarkemmin tarkastella ratojen suhdetta muuhun maankäyttöön sekä arvioida meluntorjunnan tarvetta ja keinoja. Ympäristöluvan saaminen edellyttää, että toiminnan sijoituksen valinnassa on otettu huomioon alueen ja sen ympäristön nykyinen ja tuleva, kaavassa osoitettu käyttötarkoitus sekä alueen kaavamääräykset, jolloin myös alueen asemakaava tulee huomioida lupahakemuksessa. (Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132; Ympäristöministeriö 2012)

3 HULEVEDET

Hulevedet ovat maan pinnalta, rakennuksen katoilta tai muilta vastaavilta pinnoilta pois johdettava sade- tai sulamisvesi, joka ei imeydy maaperään. Hulevesiä syntyy rakennetuilla alueilla, joissa läpäisemättömät pinnat estävät imeytymisen. Pintavaluntaa syntyy kuitenkin myös maaperän ominaisuuksista ja kasvillisuudesta riippuen myös pinnoittamattomilla alueilla. Hulevesien määrä ja laatu sekä niiden vaikutus ympäristöön vaihtelee alueellisesti. Merkittäviä määriä epäpuhtauksia voi huuhtoutua hulevesien mukana pinta- ja pohjavesiin, mikä voi huonontaa veden laatua ja aiheuttaa pilaantumista. (Kuntaliitto 2012)

Yleisimpiä hulevesien epäpuhtauksia ovat kiintoaineet, kloridi, ravinteet, mikrobit, polttoaineiden hiilivedyt, metallit ja synteettiset orgaaniset yhdisteet. Päästöt ovat lähöisin liikenteestä, teollisuudesta, asutuksesta sekä lisääntyneestä maaperän huuhtoutumisesta pintavalunnan kasvaessa. Pintavalunnan osuuden kasvaessa hydrologinen kierto häiriintyy, mikä vaikuttaa veden laatuun ja määrään, elinympäristön tilaan ja yleiseen terveyteen. (Kuntaliitto 2012; US EPA 1999b)

3.1 Hulevesien muodostuminen

Ympäristön rakentaminen muokkaa luonnollista veden kiertokulkua. Kiertokulku voidaan jakaa sadantaan, valuntaan, haihduntaan ja suotautumiseen maaperään (infiltraatio). Normaalisti huomattava osa sadannasta imeytyy maaperään ja pohjavedeksi ja virtaa hitaasti kohti vesistöjä. Imeytymätön osuus valuu pintavaluntana vesistöihin. Rakentaminen ja siten katettujen pintojen lisääntyminen muuttaa radikaalisti erityisesti pintavalunnan osuutta. (Kuntaliitto 2012)

Läpäisemättömän pinnan osuus on merkittävin tekijä hulevesivalunnan muodostumisessa. Sadannasta syntyvän pintavalunnan määrä ja valunnan syntynopeus riippuu läpäisemättömän pinnan osuudesta. Myös sateen intensiteetti ja kesto, sadetapahtumaa edeltävän kuivan ajan pituus, maanpinnan kaltevuus sekä maaperän ominaisuudet vaikuttavat siihen, miten paljon ja kuinka nopeasti pintavaluntaa syntyy. (Kuntaliitto 2012)

3.2 Hulevesien hallinta ja käsittely

Hulevesien hallinnassa ja suunnittelussa on vakiintunut tietyt periaatteet. Nämä ovat prioriteettijärjestyksessä hulevesien muodostumisen estäminen, hulevesien määrän vähentäminen, johtaminen suodattavalla ja hidastavalla järjestelmällä, johtaminen yleisillä aluilla oleville hidastus- ja viivytyalueille ja johtaminen purkuvesiin tai pois alueelta.

Hallinnan tavoitteena on taajamien kuivatus ja tulvien torjunta, pohja- ja pintavesien suojele sekä vesien hyvän tilan saavuttaminen. (Kuntaliitto 2012)

Tärkeimpiä hulevesien hallintaa ohjaavia lakeja ovat maankäyttö ja rakennuslaki (132/199), vesihuoltolaki (119/2001), vesilaki (587/2011) ja laki tulvariskien hallinnasta (620/2010, tulvariskilaki). Lisäksi vesienhoidon järjestämisestä eli vesienhoitolaki (1299/2004), ympäristönsuojelulaki (86/2000), luonnonsuojelulaki (1096/1996), laki kadun ja eräiden yleisten alueiden kunnossa ja puhtaanapidosta (669/1978), maantielaki (503/2005) ja ratalaki (110/2007) sisältävät hulevesien hallintaan liittyviä määräyksiä.

Hulevesien hallinnan suunnittelussa pyritään hydrologisen kierron ennallistamiseen mahdollisimman hyvin rakentamista edeltänyttä tilannetta vastaavaksi. Hulevesien muodostumisen estäminen ja määrän vähentäminen on tärkein tekijä. Hallintamenetelmien tavoitteet voidaan jakaa virtaaman hallintaan, saasteiden poistamiseen ja pilaantumisen lähteiden vähentämiseen. (Kuntaliitto 2012; US EPA 1999a)

Virtaaman hallinnassa pyritään vaikuttamaan purkuvesistöön virtaavien hulevesien määrän ja intensiteettiin. Infiltraation ja valuma-ajan pienentyminen kasvattavat valunnan piikkejä ja hulevesivalunnan määrää. Perinteisesti hulevesien hallinnassa on keskitytty johtamaan syntynyt pintavalunta mahdollisimman tehokkaasti ja nopeasti purkupisteeseen. (Kuntaliitto 2012; US EPA 1999a)

Perinteisen hulevesiviemäroinnin rinnalle on kehitetty luonnonmukaisen hulevesien hallinnan periaatteita noudattavia menetelmiä. Nämä voidaan jakaa rakenteellisiin ja ei-rakenteellisiin ratkaisuihin. Ei-rakenteelliset ratkaisut kattavat toimintatavat, jotka tähtäävät hulevesien määrän ja saasteiden synnyn vähentämiseen. Esimerkiksi maankäytön suunnittelussa voidaan mitoittaa liikennealueet siten, että läpäisemätöntä pintaa rakennetaan mahdollisimman vähän. Päästöjen vähentäminen syntypaikalla on tehokkain keino pienentää hulevesien aiheuttamaa vesistökuormitusta. (US EPA 1999a; Kuntaliitto 2012)

Viemärit voidaan paikoin korvata avoimilla johtamismenetelmillä. Tällaisia ovat muun muassa avo-ojat, purot, viherpainanteet, kourut ja kanavat. Avoimissa uomissa tavoite on johtaa hulevettä siten, että virtaama hidastuu, mikä tasaa virtaamahuippuja ja mahdollistaa epäpuhtauksien laskeutumisen. Uoman tyypistä riippuen myös veden imeytyminen maaperään on mahdollista. Kasvillisuus, pieni pituuskaltevuus ja riittävä pituus tehostavat virtaaman hidastumista ja veden puhdistumista. Avoimet kuivatusjärjestelmät ovat paras ratkaisu hulevesien käsittelyyn, mutta ne vaativat kohtalaisen paljon tilaa ja soveltuvat siksi parhaiten väljästi rakennetuille alueille. Pintajärjestelmät voidaan myös yhdistää viemärointiin. (Kuntaliitto 2012)

Hulevesien virtaaman hallinnan lisäksi laadullisen hallinnan merkitys on lisääntynyt. Laadullisen hallinnan tavoitteena on vähentää hulevesien aiheuttamaa haitta-ainekuormitusta purkuvesistöissä (taulukko 3.1). (Kuntaliitto 2012)

Taulukko 3.1 Yleisimmät hulevesien laadullisen hallinnan menetelmät ja niiden toimintamekanismit. ^a (Nascimento et al. 1999)^b (Lee et al. 1997) ^c (Hvitved-Jacobsen et al. 1994), ^d (Newberry & Yonge 1996), ^e (Valtanen et al. 2010), ^f (Hatt et al. 2007). ^g (Blecken 2010)

Menetelmä	Mekanismit	Epäpuhtaudet
Viivytyksallas/laskeutusallas ^{a,b,c}	Laskeutuminen	TSS TOC raskasmetallit ravinteet
Painanne ^d	Laskeutuminen	TSS TOC raskasmetallit ravinteet
Kosteikko ^c	Laskeutuminen Fyysinen ja biologinen pidättyminen	TSS TOC raskasmetallit ravinteet
Imeytys ^e	Adsorptio Mekaaninen pidättyminen	TSS TOC raskasmetallit ravinteet
Suodatus ^f	Adsorptio Absorptio (jos käytössä suodatinmassa) Mekaaninen pidättyminen	TSS TOC raskasmetallit ravinteet
Biosuodatus, biopidätys ^g	Adsorptio Absorptio (jos käytössä suodatinmassa) Mekaaninen pidättyminen Biologinen pidättyminen	TSS TOC raskasmetallit ravinteet

Viivytyksrakenteiden tarkoitus on pidättää ja hidastaa hulevesivirtaamaa varastoimalla vettä joksikin aikaa. Viivytyksjärjestelmään varastoitunut johdettava hulevesi vapautetaan vähitellen. (Kuntaliitto 2012) Menetelmästä riippuen rakenne joko tyhjentyy kokonaan sadetapahtumien välillä tai siinä on pysyvä vesipinta, jolloin sateen yhteydessä osa altaan vedestä korvautuu. (Nascimento et al. 1999; US EPA 1999b)

Viivytyksrakenteet voidaan toteuttaa rakennettuina altaina ja kaivantoina tai painanteina, lammikkoina tai kosteikkoina. Painanteet ja kaivannot yleensä tyhjenevät sateiden välillä kun taas altaissa, lammikoissa ja kosteikoissa säilyy pysyvä vesipinta. Viivytyksrakenteilla voidaan määrän hallinnan lisäksi vaikuttaa veden laatuun. Rakenteesta riippuen niissä voi tapahtua laskeutumista sekä suodattumista joko kasvien avulla tai imeytymisen ansioista. (US EPA 1999a; Kuntaliitto 2012)

Altaissa sekä lammikoissa ja kosteikoissa on mahdollista tapahtua laskeutumista. Koska hulevesien haitta-aineista suurin osa, esimerkiksi metallit, ovat sitoutuneena kiintoainekseen, voidaan laskeuttamalla vaikuttaa purettavan veden laatuun. Laskeutusaltaat pidättävät myös partikkeleihin sitoutuneita ravinteita. (Hvitved-Jacobsen et al. 1994) Altaissa, joissa ei ole kasvillisuutta, on sedimentaatio ainut veden laatuun vaikuttava mekanismi. Laskeutuksen tehoa voidaan parantaa esilaskeutuksella ja altaan säännöllisellä huollolla. (Kuntaliitto 2012; Nascimento et al. 1999; US EPA 1999a)

Kosteikoissa ja lammikoissa on kasvillisuutta, mikä parantaa haitta-aineiden pidättymistä, vaikka sedimentaatio on merkittävin vaikuttava mekanismi. Kosteikoiden ja lammikoiden kasvillisuus ja mikro-organismit toimivat luonnollisen lammen tai järven ekosysteemin tavoin, jolloin haitta-aineita pidättyy biologisten ja biokemiallisten prosessien seurauksena. (US EPA 1999a)

Imeytysrakenteissa hulevettä imeytetään maaperään suoraan maanpinnalta tai esimerkiksi putkessa suoraan maanalaiseen viivytysrakenteeseen. Imeytysrakenteilla pyritään imeyttämään hulevettä mahdollisimman paljon maaperään ja pohjaveteen. Tyypillisesti vesiä ei johdeta eteenpäin viemäriverkostoon kuin korkeimmissa ylivirtaustilanteissa. Imeytysrakenteita voidaan myös eristää kokonaan ympäröivästä maaperästä, mikäli veden imeytymistä pohjamaahan ei alueella voida sallia. (Valtanen et al. 2010)

Imeytysrakenteiden päätavoite on lisätä veden pidättymistä valuma-alueelle ja myös viivyttämällä pienentää ylivirtaamia. Ne koostuvat yleensä karkeammista maa-aineksista, kuten karkeasta hiekasta tai murskeesta, jotka eivät pidätä useimpia haitta-aineita. Perinteiset imeytysrakenteet ovat yleensä sorapäälysteisiä, ja niillä voidaan pienentää vesistökuormitusta hulevesien pienemmän määrän ja mekaanisen suodattumisen ansiosta. (Valtanen et al. 2010)

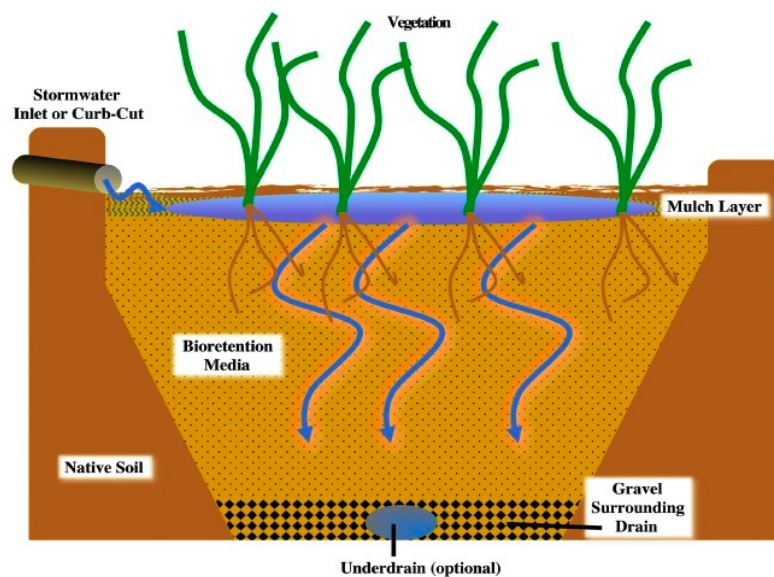
Imeytyskaivoissa hulevesi imeytetään kaivon pohjan läpi maaperään. Ne ovat syviä ja halkaisijaltaan melko pieniä, joten hulevesi pääsee levittäytymään syvempiin maakerrokseen, jopa suoraan kyllästyneeseen kerrokseen. Imeytys voi tapahtua kauttaaltaan rei'itetyn kaivon tai avoimen pohjan läpi, mutta yleensä kaivot tai kaivomaiset kaivanot on täytetty soralla. (Valtanen et al. 2010)

Hiekkasuodattimien puhdistuskyky perustuu mekaaniseen pidättymiseen veden suodattua hiekan läpi. Joissain ratkaisuissa mahdollistetaan myös biologinen puhdistuminen. Tällaisiin orgaanisiin suodattimiin on lisätty turvetta, kalkkikiveä tai orgaanista pintamaata. Myös pintakasvillisuuskerros on mahdollinen. Hiekkasuodattimet sekä pidättävät hulevesiä että parantavat veden laatua. Ne ovat pitkäikäisiä, käyttöikä voi olla jopa 20 vuotta, mutta vaativat säännöllistä huoltoa. (Hatt et al. 2007; Valtanen et al. 2010)

Nurmipainanteita voidaan käyttää sekä laadulliseen että määrälliseen hallintaan. Nurmipainanteet ovat yksinkertaisia, yleensä avo-ojiin toteutettuja nurmipintaisia painanteita. Niissä ei ole pysyvää vesipintaa, vaan ne on suunniteltu tyhjentyään sadetapahtumien välillä. Painanteissa veden virtaus hidastuu, mikä tasaa virtaamapiikkejä ja mahdollistaa partikkelien ja niihin sitoutuneiden haitta-aineiden laskeutumisen. Lisäksi

kasvit auttavat pidättämään kiintoainesta. (Newberry & Yonge 1996; Kuntaliitto 2012; Stagge et al. 2012)

Biosuodatusrakenteet (myös biopidätys) ovat imeytysrakenteita, joissa hyödynnetään yksinkertaisempiin suodatinratkaisuihin verrattuna enemmän kasvillisuutta sekä monimuotoisempia suodatinrakenteita. Biosuodattimissa suodattumista ja haitta-aineiden pidättymistä tapahtuu biologisten, kemiallisten ja mekaanisten prosessien avulla. Niillä voidaan pidättää hulevesiä ja pienentää ylivirtaamia sekä tehostaa haitta-aineiden pidättymistä. Biosuodattaminen luokitellaan luonnonmukaisiin käsittelymenetelmiin. Siinä käytetään hyväksi veden luonnollista kiertokulkua sekä biologisia ja kemiallisia prosesseja ja niillä voidaan määrän hallinnan lisäksi vaikuttaa hulevesien laatuun. (Kuntaliitto 2012; US EPA 1999a; Valtanen et al. 2010)



Kuva 3.1 Biosuodattimen esimerkkirakenne (Lefevre et al. 2010)

Kuvassa 3.1 on havainnollistettu biosuodattimen rakennetta. Suodattimen pinnalla on tavallisesti kasvukerros, jossa on riittävästi ravinteita ja orgaanista ainesta kasveja varten. Pintakerroksen paksuus on 50-200 mm. (Alcazar et al. 2008; Blecken 2010) Suodatinkerros on hyvin vettä läpäisevää, huokoista materiaalia, esimerkiksi hiekkapitoista maata. Suodatinkerroksen paksuudeksi suositellaan materiaalista riippuen 300-800 mm (Alcazar et al. 2008; Bratieres et al. 2008) Suodatinkerroksen alla on hiekkatai sorakerros. Vesien hallittu kerääminen ja johtaminen edelleen suodattimesta varmistetaan salaojituksella. Mikäli veden imeytymistä maaperään ei voida sallia, tulee biosuodatin eristää ympäröivästä maaperästä. Tämä on tarpeen, jos biosuodatin rakennetaan pohjavesialueelle. (Blecken 2010)

Luonnonmukaiseen hallintaan pyrittäessä tulee paikalliset olosuhteet ottaa huomioon. Ratkaisevia tekijöitä ovat muun muassa paikallisilmasto, maaperän olosuhteet, vesistöt ja pohjavesi, topografia ja kasvillisuus, maankäyttö ja läpäisemättömien pintojen ala, alueen suojelukohteet. (Kuntaliitto 2012)

3.3 Ampumaratojen hulevedet ja niiden hallinta

Merkittävimmäksi ampumaratojen raskasmetallipäästöjen aiheuttamaksi ympäristöhaitaksi arvioidaan vesistöön kohdistuva pitkäaikainen kuormitus. Tyypillisesti hulevesissä tavataan luotien raskasmetalleja, joista lyijyä pidetään yleisesti haitallisimpana sen määrän ja myrkyllisyyden takia. Luotien rapautumisen seurauksena muodostuvat lyijy-yhdisteet saattavat pinta-valunnan sekä maan läpi suotautuvan sadeveden vaikutuksesta kulkeutua pinta- ja pohjavesiin. Pitoisuudet ovat tyypillisesti matalia, mutta voivat aiheuttaa kroonisen altistuksen seurauksena haittoja. Koska lyijy on hyvin pysyvää maaperässä ja ampumaradat ovat usein käytössä useita vuosikymmeniä, on kuormitus pitkäaikaisista. (Bennett et al. 2007; Sorvari et al. 2006;)

Ampumaratojen pintavesissä on havaittu kohonneita lyijypitoisuuksia. Craig et al. (1999) havaitsivat ampumaradan pintavesiojissa selvästi normaaleja pintavesien lyijypitoisuuksia korkeampia lyijykonsentraatioita. Taustavallien juurella virtaavista ojista mitattiin 36,6 – 473 µg/l. Radan keskivaiheilta otetuissa näytteissä pitoisuus vaihteli 11,7-33,8 µg/l ja radan sivussa kulkevassa ojassa 64,6 µg/l. Alueelta poistuvissa ojissa noin 300 metrin päässä varsinaiselta ampumarata-alueelta mitattiin 1,6 µg/l ja 0,3 µg/l pitoisuudet, taustapitoisuuden ollessa 0,5 µg/l. Heier et al. (2010) havaitsivat norjalaiselta ampumaradalta laskevassa ojassa kohonneita raskasmetallipitoisuuksia: lyijyn mediaanikonsentraatio 22 µg/l, maksimipitoisuus 56 µg/l. Myös antimonin ja kuparin pitoisuus oli selvästi normaalia taustapitoisuutta korkeampi. Taulukossa 3.2 on esitetty kootusti tyypillisiä ampumaradan hulevesissä havaittuja haitta-ainepitoisuuksia.

Taulukko 3.2 Ampumaradan hule- ja pintavesissä havaittuja pitoisuuksia. ^a (Heier et al. 2010), ^b(Craig et al. 1999), ^c(Heinonen 2013)

	Pitoisuus	Mediaani
Pb	15-56 µg/l ^a 0,3-290,8 µg/l ^b <0,50-270 µg/l ^c	22 µg/l ^a
Sb	<3-12 µg/l ^a <0,50-1,8 µg/l ^c	7,0 µg/l ^a
Cu	31-73 µg/l ^a <1 -22 µg/l ^c	39 µg/l ^a
Zn	22-57 µg/l ^a	28 µg/l ^a
DOC	6,8-10,7 mg/l ^a	9,0 mg/l ^a
Sähkönjohtavuus	3,0-4,7 ms/m ^a	3,8 ms/m ^a

Ampumaradoilta huuhtoutuvan lyijyn määrän on havaittu korreloivan selkeästi sadannan ja virtaaman kanssa (Heier et al. 2010). Norjalaisella ampumaradalla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että virtaama ja sadanta korreloivat positiivisesti alueelta

huuhtoutuvan veden lyijypitoisuuden kanssa. Virtaama vaikutti myös hulevesissä esiintyvän lyijyn olomuotoon. Voimakas sadanta saattaa edistää luotien rapautumista ja lisätä lyijyn huuhtoutumista, mikä kasvattaa lyijyn pitoisuutta hulevesissä. (Heier et al. 2010)

Sellaisten purojen sedimenteissä, joihin kohdistuu hulevesikuormitusta, on havaittu enemmän biosaattavia raskasmetalleja verrattuna puroihin, joihin puretaan sekaviemärin ylivuotovesiä. Hulevesikuormituksen kohteena olevissa puroissa raskasmetallien on havaittu myös kertyvän kaloihin korkeampina pitoisuuksina. (Komnikova & Nabelkova 2007) Myös ampumaratojen hulevesien lyijyn voidaan siten olettaa aiheuttavan potentiaalisen riskin vesiympäristölle.

3.3.1 Ampumaratojen hulevesien hallinta ja käsittely

Ampumaratojen pintavesien hallintamenetelmiin on suositeltu erilaisia käytäntöjä, joilla pyritään estämään lyijyn kulkeutuminen vesistöihin ja pohjavesiin. (BAT-raportti 2014; US EPA 2005;) Pintavalunnan virtausnopeuden hallinnalla voidaan pienentää lyijyn kulkeutumista. Lisäksi ratojen kuivatus ojituksella vähentää lammikoitumista ja siten lyijyn liukenemistä. (US EPA 2005)

Hulevesien hallintaan suositellaan kasvillisuutta ja teknisiä hallintajärjestelmiä. Suositeltuja teknisiä ratkaisuja ovat erilaiset suodatusjärjestelmät, painanteet ja laskeutusaltaat sekä kosteikot. Myös maaperän ominaisuuksien muokkaaminen, lähinnä happamuuden kontrollointi, on suositeltu käytäntö lyijyn kulkeutumisen vähentämiseksi. (BAT-raportti 2014; US EPA 2005; Yin et al. 2010)

Erilaisia altaita ja painanteita voidaan käyttää virtauksen hidastamiseen, jolloin metallit ja orgaaninen aines, johon etenkin lyijy herkästi sitoutuu, voi laskeutua altaan pohjalle. Sovelluksia raskasmetallien poistamiseen laskeuttamalla on ampumaratojen lisäksi myös moottoriteiden hulevesien käsittelyssä. Laskeutusaltaissa on pysyvä vesipinta, jolloin veden viipymä ja siten laskeutumisaika pitenevät. Altaat voivat olla yksinkertaisia kaivantoja tai niiden toimintaa voidaan tehostaa kasveilla. Useamman altaan sijoittaminen peräkkäin tehostaa haitta-aineiden erottumista. (Hvitved-Jacobsen et al. 1994)

Koska lyijy on pääsääntöisesti sitoutuneena partikkeleihin, on laskeutuksen havaittu olevan tehokas menetelmä lyijyn poistamiseen. Laskeutuksen tehokkuus riippuu altaan mallista ja virtaamasta, joten eri kohteissa on saatu hyvin erilaisia tuloksia. Parhaimmillaan laskeutusaltaiden poistoteho lyijyn suhteen on kuitenkin jopa 90 %. Laskeutusaltaiden sedimenteissä on havaittu kohonneita lyijypitoisuuksia, mikä osaltaan viittaa lyijyn poistumiseen laskeutumalla. Myös suodatuspatjalla varustetuissa laskeutusaltaissa sedimentaation on todettu olevan pääasiallinen lyijyn poistumismekanismi. (Hvitved-Jacobsen et al. 1994; Istenič et al. 2012)

Laskeutuksen teho riippuu siitä, miten suuri osa lyijystä on sitoutuneen partikkeleihin ja miten suuria nämä partikkelit ovat. Istutuksilla voidaan tehostaa liukoisen lyijyn pidättymistä, sillä osa ne voivat pidättää lyijyä biologisesti. (Hvitved-Jacobsen et al. 1994) Kasvien kyvystä pidättää lyijyä biologisesti on paljon toisistaan poikkeavia tut-

kimustuloksia ja pidätyskyky vaihtelee lajikohtaisesti. Kasveilla voidaan lisätä myös mekaanista pidättymistä.

Laskeutusaltaiden sedimenttien raskasmetallikonsentraation on havaittu korreloivan hulevesikosteikon kasvien juurien metallikonstentraation kanssa (Istenič et al. 2012), mikä viittaa siihen, että istutuksilla voidaan tehostaa lyijyn pidättymistä. Myös Iso-Britanniassa suoritetussa kenttätutkimuksessa havaittiin merkittävää lyijyn kertymistä kasvien juuriin ja lehtiin (Scholes et al. 1998).

Suunnittelussa tulee ottaa hydromekaaniset tekijät huomioon. Mikäli purkuoja – tai putki padottaa, voi altaassa tapahtua takaisinpäin suuntautuvaa virtausta, mikä voi aiheuttaa lyijyn liukenemistä ja liikkumista pohjasedimentistä. Toisaalta veden viipymän altaassa tulee olla riittävä, jotta laskeutumista voi tapahtua. Mitoitusperiaatteiksi on esitetty altaan pituus-levyysuhteeksi 2:4, seinämien kaltevuus 1:5 - 1:10. Vedenkorkeus tulisi kuivina aikoina olla maksimissaan 1- 1,5 m. Kasvien tulisi peittää vähintään 30 % alasta ja ne tulisi istuttaa reunoille ja pieninä ryhminä keskelle allasta. (Hvitved-Jacobsen et al. 1994)

Eriolaiset suodatusmenetelmät pidättävät tehokkaasti lyijyä. Biosuodatuskentät tai -painanteet pidättävät jopa yli 98 % lyijystä. (Hatt et al. 2009; Hsieh & Davis 2006) Biosuodattimissa lyijy pidättyy sekä absorptioon että kasvien biologisen pidätyskyvyn ansiosta. Merkittävin vaikuttava mekanismi on kirjallisuuden (Hsieh & Davis 2006) perusteella fyysikaalinen suodattuminen, jolloin suodatinkerroksen kemialliset ominaisuudet eivät vaikuta puhdistustehoon.

Lyijy pidättyy biosuodattimissa pääasiassa pintakerrokseen (Hsieh & Davis 2006; Blecken 2010). Suurin osa metallien pidättymisestä suodattimessa tapahtuu ensimmäisten 100-200 mm aikana. Myös syvemmillä suodattimissa tapahtuu jonkin verran pidättymistä, mutta pintakerroksen merkitys raskasmetallien poistumisessa on merkittävin. Koska lyijy on pääosin sitoutuneena kiintoainekseen, on TSS:n ja lyijyn reduktion välillä selkeä korrelaatio. Biosuodattimen puhdistusteho lyijyn suhteen riippuukin sen kyvystä fyysisesti pidättää kiintoainesta. (Blecken 2010)

Suodattimen kuivumisen sadetapahtumien välillä on havaittu lisäävän metallien pitoisuutta poistuvassa vedessä. Kuparin ja sinkin pitoisuus kasvaa 3-4 viikon kuivumisen jälkeen, lyijyn konsentraatio nousee jo lyhyen kuivan jakson jälkeen. Todennäköisesti kuivumisen ansiosta metallit muuttuvat hapettumisen seurauksen helpommin kulkeutuvan muotoon, jolloin ne huuhtoutuvat seuraavan sadetapahtuman aikana suodattimen läpi. Syynä voi olla myös kuivumisesta johtuva suodatinkerroksen halkeilu, jolloin suodattimeen muodostuu reittejä, joita pitkin vesi pääsee virtaamaan suodatinkerroksen läpi. (Blecken et al. 2009)

Suodattimissa, joissa vedellä kyllästynyt kerros ylläpiti kosteutta, ei havaittu kuivien jaksojen aiheuttama vaikutusta lyijyn pitoisuuteen poistuvassa vedessä. Myös kuivumisen aiheuttamat stressireaktiot kasveissa vähentyivät. (Blecken et al. 2009)

Koska fyysinen pidättäminen on tärkein mekanismi lyijyn poistumisessa, tulee ampumaratojen hulevesien biosuodattimien suunnittelussa ja huollossa ottaa läpäisevyys huomioon. Hulevesien kiintoaines saattaa tukkia suodattimen. Koska suurin osa kiinto-

aineesta ja haitta-aineesta pidättyy pintakerrokseen, voidaan pintakerroksen säännöllisellä vaihtamisella pidentää suodattimen käyttöikää ja pienentää huoltokustannuksia verrattuna koko suodatinrakenteen uusimiseen. Metallit pidättyvät suodattimeen, joten pidemmän ajan kuluessa on mahdollista, että metallit voivat alkaa kulkeutua läpi suodattuvaan veteen, jolloin suodatin muuttuu päästölähteeksi. (Blecken 2010)

Kasvien tehtävä on pidättämisen lisäksi estää suodattimen tukkeutumien. Kasvien juuret pitävät suodattimen pinnan läpäisevänä ja vähentävät hulevesien mukana kulkeutuvan kiintoaineen aiheuttamaa tukkeutumista. (Kaloinen 2014) Biosuodattimen pinnan on tärkeää säilyä läpäisevänä. Jos pintakerroksen läpäisevyys heikkenee, vesi voi alkaa lammikoitumaan suodattimen pinnalle ja pintakerrokseen sitoutuneet metallit huuhtoutua ylivuodon mukana. (Hsieh & Davis 2006)

Suodatus voidaan toteuttaa myös hiekkasuodattimena, tai suodatinkaivolla tai -putkistolla. Kaivoissa voidaan käyttää apuna erilaisia absorboivia massoja. Suomessa suodatinkaivojen käytöstä on kokemuksia kahdella ampumaradalla. Metallien adsorptioon spesifien suodatinmassojen lisäksi suodatus voidaan toteuttaa aktiivihilisuodattimena, mutta tukkeutumisen estämiseksi vesi on tällöin esikäsiteltävä. (BAT-raportti 2014)

Hulevesipainanteita suositellaan ampumaratojen pintavesien hallintaan (US EPA 2005). Nurmipainanteiden käytöstä raskasmetallien poistamiseen on kokemuksia moottoriteiden hulevesien käsittelyssä. Nurmipainanteiden on havaittu poistavan tehokkaasti kiintoainetta (TSS). Kiintoaineen pidättyminen tapahtuu sekä laskeutumisen että nurmikerroksessa tapahtuvan suodattumisen ansiosta. Nurmipainanteet pystyvät myös pidättämään melko tehokkaasti raskasmetalleja: tämä on seurausta kiintoaineen pidättymisestä, sillä valtaosa hulevesien raskasmetalleista on sitoutuneena kiintoaineseen ja orgaanisen ainekseen. On myös mahdollista, että painanteissa tapahtuu jonkin verran biologista pidättymistä kasveihin. Lisäksi veden imeytymisen ansiosta raskasmetallit sitoutuvat maaperään. Nurmipainanteen elävän ja hajoavan kasvillisuuden orgaaninen aines saattaa lisätä adsorptiota, sillä mahdollisten metallien adsorptiopaikkojen määrä on suurempi, kuin ilman kasvillisuutta. (Newberry & Yonge 1996; Stagge et al. 2012)

Kasvillisuudella voidaan parantaa haitta-aineiden pidättymistä hulevesipainanteissa, mutta myös taustavallien nurmipeitteellä voidaan parantaa hulevesien hallintaa. Kasvillisuus vähentää vallin eroosiota ja siten lyijyn kulkeutumista. Nurmipäällyste myös hidastaa valuntaa ja vähentää lyijyn kulkeutumista maaperään sadeveden mukana. (US EPA 2005)

Hulevesien hallintaperiaatteiden mukaisesti ensisijainen tavoite hallinnalle on hulevesien muodostumisen estäminen ja päästöjen vähentäminen päästölähteessä. Ampumaradoilla tavoitteena on maaperään päätyvän lyijymäärän vähentäminen sekä lyijyn liukenemisen vähentäminen ja siten kulkeutuvan lyijyn määrän pienentäminen. (Tarvainen et al. 2011; Yin et al. 2010) Kuormitusta voidaan pienentää luotiloukuilla sekä taustavallin eristerakenteilla. Säännöllinen luotien kerääminen iskemäkohdista vähentää kertyvän lyijyn määrää ja siten myös pintavesien lyijykuormitusta. Taustavallin kattamisel-

la voidaan myös vähentää pintavalunnan lyijykuormitusta. (BAT-raportti 2014; Sorvari et al. 2006; Yin et al. 2010)

4 MENETELMÄT

Tässä työssä tarkasteltiin neljän Puolustusvoimien ampumaradan hulevesien käsittelymenetelmiä. Kohteiksi valittiin erityyppisiä hulevesien käsittelyjärjestelmiä neljällä eri ampumaradalla. Tarkasteluun sisällytettiin 6 laskeutusallasta, biosuodatin sekä biolaskeutusallas. Diplomityön tavoitteena oli selvittää eri käsittelyjärjestelmien kykyä pidättää lyijyä. Arviointia varten otettiin vesinäytteitä. Lisäksi hyödynnettiin aikaisempien velvoitetarkkailun tuloksia.

Lyijynpidätyskyvyn lisäksi arvioitiin elinkaarikustannuksia tulevia rakennusprojekteja varten. Hulevesijärjestelmien rakennuskustannukset ja arvioidut huoltokustannukset kerättiin urakoitsijoilta.

4.1 Kohdekuvaukset

Hulevesien käsittelyjärjestelmien toimintaa tarkasteltiin neljässä kohteessa. Kaikki tarkastellut ampumaradat ovat olleet käytössä useita vuosikymmeniä, 40-50 vuotta. Jokaisella radalla on ennen tämän työn kunnostettu ympäristönsuojelurakenteita: Radoilla on muun muassa poistettu lyijypitoisia maita taustavalleista ja rakennettu hulevesien hallintajärjestelmät.

Tässä luvussa kuvataan kunkin kohteen toimintaa, maaperä-, pintavesi- ja pohjavesiolosuhteita, sijoittumista ympäristöön sekä hulevesien hallintajärjestelmien rakenteet ja toimintaperiaatteet. Ampumaradat, niiden käyttöönottovuodet, vuosittainen lyijykuormitus sekä lähimmät pohjavesialueet, vedenottamot sekä luonnonsuojelukohteet on koottu taulukkoon 4.1.

Pirkkalan alueen perustilaselvityksessä vuonna 2013 havaittiin kohonneita haitta-ainepitoisuuksia etenkin taustavalleissa. Luotijätettä sisältävissä kerroksissa pitoisuudet ylittivät paikoin ongelmajätteen ohjeellisen raja-arvon. Pohjavedestä ja pintavedestä otetuissa näytteissä ei havaittu merkittäviä kohonneita pitoisuuksia tai merkkejä ampumaratatoiminnasta. Kuormituksen kasvaessa pitkän ajan kuluessa voi kulkeutumista kuitenkin tapahtua. Riskinarvion perusteella pintavesien haitta-ainepitoisuuksiin tulee kiinnittää huomioita. Pintavesien laatua tullaan tarkkailemaan erillisen tarkkailuohjelman mukaisesti. (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013b)

Taulukko 4.1 Tarkastellut ampumaradat, niiden käyttöönottovuodet ja lyijykuormitukset. ^a(FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013a), ^b (YSO/114/2009 2009), ^c (Golder Associates Oy 2012) (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013b; PIR-2002-Y-416-119 2008)

	Pirkkala	Hättilä	Lupinmäki	Vekaranjärvi
Käyttöönottovuosi	1980-luvun loppu ^a	1970 ^b	1950-1960-lukujen vaihde ^c	1960-luvun loppu
Ratojen lkm	7	4 ^b	8 ^c	6
Lyijykuormitus [kg/a]	1100	2000-2500 ^b	2800 ^c	4000
Etäisyys pohjavesialueeseen	> 10 km	1,2 km	1,7 km länsi 3 km itä	2 km
Lähin vedenottamo		7,5 km		2,2 km
Etäisyys lähimpään vesistöön	noin 1 km		350 m	50 m

Pirkkalan radan lähimmät luokitellut pohjavesialueet sijaitsevat yli 10 kilometrin päässä Lempäälän ja Tampereen alueilla. Tarkkailua varten alueelle on asennettu neljä pohjavesiputkea eniten käytettyjen ratojen läheisyyteen vuonna 2012. Pintavesiä tarkkaillaan erillisen tarkkailuohjelman mukaisesti. (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013b)

Lupinmäen ampumaradat eivät sijaitse luokitellulla pohjavesialueella ja lähin pohjavesialue sijaitsee noin 1,7 kilometriä länteen. Idässä lähin luokiteltu pohjavesialue on 3 kilometrin päässä ampumaradoista. Kumpaakaan pohjavesialuetta ei käytetä vedenottoon. Alueella ei myöskään ole pohjaveden havaintoputkia. Lähin pintavesistö on Lupinlahti (350 m), jonne ampumarata-alueen pintavedet kulkeutuvat avo-ojissa. (Golder Associates Oy 2012)

Hättilän ampumarata ei sijaitse luokitellulla pohjavesialueella, mutta ympäristöluvan ehtona on myös pohjavesien laadun tarkkailu. Pohjavesinäytteet otetaan alueen keskellä sijaitsevasta kaivosta. Lähimmät pohjavesialueet ovat III-luokan Kankaisten pohjavesialue idässä ja Palsarinkankaan II-luokan pohjavesialue pohjoisessa. Molempien pohjavesialueiden etäisyys ampumarata-alueesta on noin 1,2 kilometriä. Lähin vedenottamo on 7,5 kilometrin päässä sijaitseva Hämeenlinnan kaupungin Ahveniston vedenottamo. (YSO/114/2009 2009)

Ampuma- ja harjoitusalueita ei ole liitetty Hämeenlinnan kunnalliseen vesi- ja viemäriverkostoon, vaan vesi- ja jätevesihuollosta vastaa Puolustushallinnon Rakennuslaitos. Talousvetenä käytetään ampuma- ja harjoitusalueen omista neljästä talouskaivosta otettavaa vettä. Kekkurin, Vuohenkalman, Tapiolan ja Hättilän ruokala kaivot on uusittu ja puhdistettu vuonna 2007. Vettä eivät käytä Hättilän alueen muut taloudet. Puolustus-

hallinnon rakennuslaitos seuraa kaivojen vedenlaatua säännöllisesti. (YSO/114/2009 2009)

Vekaranjärven radan lähin luokiteltu pohjavesialue on kahden kilometrin päässä ampumaradasta lounaaseen ja lähin vedenottamo 2,2 kilometrin päässä. Vekaranjärvi on lähin vesistö, sen etäisyys ampumarata-alueesta on 50 metriä. Lisäksi radan läheisyydessä sijaitsevat Ahvenlampi 150 metrin päässä ja Ala-Veitsilampi 220 metrin päässä. Rata-alueen keskellä sijaitsevalla suoalueella on kaksi lampea, Karalammit, joista toinen oli parannustöiden alkaessa jo täysin peitetty. Karalammista vedet laskevat pohjoiseen Naaranjärveen ja etelään Vekaranjärven Ajolahteen. Laskuojien pituus on noin 500 metriä. (Etelä-Suomen aluehallintovirasto 2011)

4.1.1 Hulevesien hallintajärjestelmät

Kaikille neljälle ampumaradalle on rakennettu hulevesien hallintajärjestelmät. Järjestelmät ovat joko laskeutusaltaita, biosuodatuskenttiä tai biolaskeutusaltaita (taulukko 4.2). Järjestelmissä käsitellään pääasiassa taustavallin ja sen edustan hulevedet, sillä näissä raskasmetallipitoisuudet ovat taustavalleihin kohdistuvan kuormituksen vuoksi kaikkein suurimmat. Lisäksi kohdistettu käsittely mahdollistaa pienempien vesimäärien käsittelyn sekä pienemmät hulevesien käsittelyjärjestelmät. Käsittely on Pirkkalassa ja Hätilässä ratakohtaista. Vekaranjärvellä kaikkien ratojen vedet kootaan yhteen laskeutusaltaaseen. Lupinmäellä allas 1 käsittelee kahdelta radalta kerättävät vedet ja allas 2 radalta 1 kerättävät vedet.

Käsittelymenetelmät perustuvat lyijyn pidättämiseen ampumarata-alueen rakenteisiin, joissa lyijy sitoutuu sedimentteihin, maaperään ja kasveihin. Näin vältetään lyijyn päätyminen pintavesiin ja likaantuminen rajoittuu hallitulle alueelle. (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013a; Puolustushallinnon rakennuslaitos 2014)

Taulukko 4.2 Ampumaratojen hulevesien käsittelyjärjestelmät ja kohteista käytetyt lyhenteet ^a(FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2014a). ²(FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2014b)

Ampumarata		Järjestelmän tyyppi	Mitat	Syvyys
Pirkkala	P2	Biolaskeutusallas	5 m x 9 m	0,5 m
	P4	Biosuodatuskenttä		
Hätilä	H2	Laskeutusallas	Pinta-ala 40 m ²	
	H3	Laskeutusallas	Vesitilavuus	
	H4	Laskeutusallas	10 m ³	
Lupinmäki	L1	Laskeutusallas	5,5 m x 25 m ^a	0,9 m
	L2	Laskeutusallas	4,5 m x 14 m ^b	0,95 m
Vekaranjärvi	V2	Laskeutusallas	-	-

Pirkkalan biosuodatuskenttiin ja biolaskeutusaltaaseen on istutettu ruokohelpiä, järviruokoa ja kapealehtiosmankäämiä. Kasvien tarkoitus on juuriston avulla pitää maaperä huokoisena, jotta suodattuminen on tehokasta. Lisäksi juuristo parantaa humuksen ja siten myös lyijyn pidättymistä. Suodatuskenttä on salaojitettu 0,5 metrin putkivälillä 50 mm putkilla. Salaojakerros on erotettu suodatinkankaalla, jonka päällä on 400 mm suodatinkerros, joka on hiekkaa. Suodatinkerroksen päällä on 400 mm kasvukerros, joka on sekoitus karkeaa hiekkaa, savea, kasviperäistä kompostia sekä valmista kasvu-alustaa.

Salaojituksella koottu vesi johdetaan näytteenottokaivoon ja edelleen käsittelykaivoon. Käsittelykaivot toimivat tarkasteluajankohtana sakokaivona, mutta niissä on mahdollista toteuttaa myös suodatus absorboivan massan avulla. (Puolustushallinnon rakennuslaitos 2014)

Liikemaaliradalla (rata 4) hulevedet käsitellään biosuodatuskenttässä (P4). Vesi imeytyy painanteen pohjan läpi ja se johdetaan salaojituksen avulla näytteenottokaivon kautta käsittelykaivoon. Mahdollinen painanteen ylivuoto ohjataan samoin kaivoon. Käsittelykaivosta vesi johdetaan PVC-putken avulla purkuojaan. (Puolustushallinnon rakennuslaitos 2014)

150 metrin radalla (rata 2) käsittely on toteutettu biolaskeutusaltaana (kuva 4.1). Rakenne koostuu kahdesta altaasta, joista ensimmäinen on laskeutusallas ja toisessa on toteutettu biokasvustokentän avulla biosuodatus. Taustavallin pintavedet kerätään vallin eteen kaivetun ojan avulla alueen keskellä sijaitseviin altaisiin. Vesien johtamisessa on käytetty hyväksi radan alueella kulkevaa luonnon muovaamaa ojaa. (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013a)

Ensimmäinen allas toimii laskeutusaltaana, jossa virtausnopeutta pyritään pienentämään kiintoaineen ja siihen sitoutuneen lyijyn laskeuttamiseksi. Laskeutusaltaasta vedet ohjataan seuraavaan altaaseen, joka on erotettu laskeutusaltaasta kivipadolla. Tähän toiseen altaaseen on istutettu vesikasveja, joiden tarkoitus on pidättää lyijyä ja humusmolekyylejä, joihin lyijy on sitoutuneena.. Suodatusaltaasta vesi johdetaan radalta ojaa pitkin. Koska oja kiertää ampumaradan alueen ennen kuin vesi puretaan kaivojen kautta laskuojaan, tapahtuu todennäköisesti pidättymistä kasvustoon ja sedimentteihin myös varsinaisen suodatusaltaan jälkeen. (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013a; Puolustushallinnon rakennuslaitos 2014)



Kuva 4.1 Pirkkalan radan 2 laskeutusaltaat kesäkuussa 2014. Etualalla biolaskeutusallas

Hättilän ampumaradoille on toteutettu vuonna 2012 ympäristötekniisten parannustoimenpiteiden yhteydessä rakenteet hulevesien hallintaa varten. Ratojen ojitus kunnostettiin ja jokaiseen rataan toteutettiin laskeutusallas hulevesien purkuojiin. Altaat on sijoitettu lähelle kunkin radan taustavallia. (Ramboll Oy 2014b) Taustavallien maaperään sitoutunut lyijy on muokkaustoimenpiteiden vuoksi päässyt liikkeelle maasta ja huuhtoutumaan sadevesien mukana. Tämä on aiheuttanut huomattavia nousuja purkuojien lyijypitoisuuksissa. (Ramboll Oy 2014b)

Taustavallien läheisyydestä vedet kerätään avo-ojilla laskeutusaltaisiin. Altaat on suunniteltu niin, että pohjan pinta-ala on vähintään 40 m^2 ja vesitilavuus 10 m^3 . Altaiden purkuojan vesijuoksu on noin 0,3 m altaan pohjan yläpuolella. Purkuojiin on rakennettu eroosiosuoja luonnonkivistä noin kahden metrin matkalle. Kuva 4.2 on esitetty esimerkki Hättilän altaista. (Ramboll Oy 2012)

Haminan Lupinmäkeen valmistui hulevesien käsittelyjärjestelmät kesällä 2014. Radoille toteutettiin laskeutusaltaat vesien käsittelemiseksi. Lisäksi vanhat avo-ojat perattiin ja ratojen alueille kaivettiin uusia avo-oja hulevesien johtamiseksi. Hulevesien hallintajärjestelmät toteutettiin ympäristönsuojelurakenteiden kunnostuksen yhteydessä. Hankkeeseen kuului myös pilaantuneen maan käsittelyä. Toteutussuunnittelusta vastasi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy. (Virtanen 2014)



Kuva 4.2 Hulevesiallas Hätilän ampumaradalla (Ramboll Oy 2014c)

Lupinmäen laskeutusaltaat rakennettiin radoille 1, 2 ja 3. Altaita on kaksi ja ne on sijoitettu niin, että laskeutusallas 1 (kuva 4.3) kerää ratojen 2 ja 3 vedet ja laskeutusallas 2 (kuva 4.3) radan 1 pintavalunnan. Laskeutusallas 1:n valuma-alue on näin ollen huomattavan paljon suurempi. Vesi kerätään altaisiin ratojen läpi kulkevilla avo-ojilla. Osa avo-ojista seuraa luonnollisten ojien uomia, mutta ne on kunnostuksen yhdessä ruopattu.



Kuva 4.3 Vasemmalla Lupinmäen laskeutusallas 1 (L1), tulevan veden kanava on kuvassa etualalla. Oikealla laskeutusallas 2 (L2), altaan purkuputki kuvan etualalla.

Laskeutusaltaiden tavoitteena on hidastaa veden virtausnopeutta niin, että veden mukana kulkeutuva kiintoaines laskeutuu altaan pohjalle. Altaista vesi johdetaan laskuojiin ja lopulta pois alueelta. Radan 1 taustavallin sisälle suotautuva vesi kootaan salaojaputkien avulla imeytyskaivoihin. Imeytyskaivoista vesi suotautuu pohjan läpi maaperään, jolloin haitta-aineet pidättyvät maa-ainekseen. Imeytyskaivon mahdollinen ylivuoto johdetaan suoraan altaan 2 laskuojaan.



Kuva 4.4 Vekaranjärven hulevesipainanne (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2014d)

Vekaranjärvellä suoritettiin vuonna 2012 perustilaselvitys, jonka perusteella toteutettiin pilaantuneiden maiden kunnostus ampumaratojen uudistamistöiden yhteydessä. Perustilaselvityksen yhteydessä havaittiin tarve pintavesien hallintarakenteiden toteuttamiselle, jotta BAT-raportin ja ympäristöluvan vaatimukset täyttyvät. Pintavesienhallintajärjestelmät toteutettiin uudistamistöiden yhteydessä hulevesien aiheuttaman haitta-ainekuormituksen kontrolloimiseksi. (FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2012; FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy 2013c)

Vedet kerätään ojilla ja putkituksella alueen lounaispuolella sijaitsevaan hulevesipainanteeseen (kuva 4.4), joka toimii laskeutusaltaana. Painanteesta vesi johdetaan laskuojaan ja edelleen ympäristöön. Lisäksi alueen keskellä on kaksi lampea, luonnontilainen Karalampi sekä osittain peitetty Karalampi, jonka kautta rata-alueen itäpuolen vedet johdetaan. Todennäköisesti laskeutumista ja lyijyn pidättymistä tapahtuu myös tässä altaassa

4.2 Näytteenotto ja analyysimenetelmät

Ampumaradoilta otettiin vesinäytteitä kesällä ja syksyllä 2014. Vesinäytteet otettiin litran muovipulloihin. Pullot huuhdeltiin näytevedellä ennen varsinaista näytteenottoa. Vesi pyrittiin ottamaan pinnalta ja varottiin ottamasta pohjasedimenttiä mukaan. Näytteet otettiin virtaavasta vedestä, jos se oli mahdollista. Näytepullot säilytettiin kylmässä ja toimitettiin laboratorioon näytteenottopäivänä. Jokaisesta kohteesta otettiin kahdet näytteet. Näytteenottokertojen välillä oli 3-10 viikkoa.

Näytteet otettiin jokaisesta järjestelmästä ennen ja jälkeen käsittelyn. Taulukkoon 4.3 on koottu näytepisteet ja näytteenottopäivämäärät. Lisäksi Lupinmäeltä otettiin näyte taustapitoisuuden selvittämiseksi. Vekaranjärveltä näytteet otettiin myös alueen keskellä sijaitsevan Karalammen tulo- ja laskuojista, jotta voitiin tarkastella Karalammen vaikutusta lyijyn pidättymiseen. Pirkkalan radalta 2 otettiin laskeutusaltaan lisäksi näyte altaasta laskevasta ojasta, noin 50 metriä alavirtaan, jotta ojassa tapahtuvaa pidättymistä voitiin arvioida. Näytteenottopisteiden tarkemmat kuvaukset on esitetty liitteissä 1-4.

Taulukko 4.3 Näytepisteiden kuvaukset ampumaradoittain

	Näytteenottoaika kuvaus	Veden virtaus	Näytteenotto pvm	Näyte
Pirkkala	P2 tuleva vesi	Hidas virtaus	25.8.2014 ja	PX013
	P2 lähtevä vesi	Hidas virtaus	30.9.2014	PX014
	P2 laskuoja	Seisova vesi		PX015
	P4 tuleva vesi	Virtaava vesi		PX016
	P4 lähtevä vesi	Virtaava vesi		PX017
Lupinmäki	L2 tuleva vesi	Erittäin hidas virtaus	4.7.2014 ja	LVN10
	L2 lähtevä vesi	Virtaava vesi	23.9.2014	LVN11
	L1 tuleva vesi	Virtaava vesi		LVN12
	L1 lähtevä vesi	Hidas virtaus		LVN13
	taustapitoisuus	Erittäin hidas virtaus		LVN14
Hättilä	H2 tuleva vesi	Ei tarkkoja tietoja virtauksesta näytteenottopisteissä	11.9.2014 ja	HX015
	H2 lähtevä vesi		21.10.2014	HX012
	H3 tuleva vesi			HX026
	H3 lähtevä vesi			HX013
	H4 tuleva vesi			HX028
	H 4 lähtevä vesi			HX014
Vekaranjärvi	V2 lähtevä vesi	Ei tarkkoja tietoja virtauksesta näytteenottopisteissä	12.9.2014 ja	VX004
	V2 tuleva vesi		30.9.2014	VX014
	Karalammen laskuoja			VX017
	Karalampeen laskeva oja 1			VX015
	Karalampeen laskeva oja 2			VX016

Näytteet pyrittiin ottamaan virtaavasta vedestä, mutta osassa näytteenottoaikoja virtaus oli hidasta tai vesi seisovaa. Vekaranjärven hulevesipainanteesta otettiin vesinäytteiden lisäksi sedimenttinäyte. Sedimenttinäytteen avulla pyrittiin arvioimaan lyijyn pidättymistä painanteeseen.

Vesinäytteistä analysoitiin metallien kokonaispitoisuus sekä liukoinen pitoisuus standardien ISO 11855 ja EN ISO 17294-2 mukaisesti. Määritysraja on ensimmäisen standardin mukaan 10 µg/l. Jälkimmäisellä menetelmällä määritysraja kokonaispitoisuudelle on 0,6 µg/l ja liukoiselle pitoisuudelle 0,5 µg/l.

Orgaaninen kokonaishiili analysoitiin standardin SFS-EN 1484 mukaan, määritysraja 0,3 mg/l. Kiintoainepitoisuuden (TSS) analyysiin käytettiin standardin SFS-EN 872 mukaista menetelmää, analyysin määritysraja oli 2 mg/l. pH analysoitiin standardin SFS 3021 mukaan, määritysraja 0,2. Sähkönjohtavuus analysoitiin standardin SFS-EN 27888 mukaan, määritysraja 0,5 mS/m.

4.3 Elinkaarikustannusten arviointi

Elinkaarikustannusten arvioimiseksi selvitettiin hulevesijärjestelmien rakennus- ja huoltokustannukset. Rakennuskustannukset kerättiin toteutuksesta vastanneilta urakoitsijoilta. Kustannuksissa eriteltiin jokaisen rakenteen sekä mahdollisten kaivojen, salaojituksien sekä ojien kaivuun kustannukset. Eri järjestelmien käyttöikä ja huoltotarvetta arvioitiin kirjallisuuden perusteella.

Rakennus- ja huoltokustannusten perusteella arvioitiin eri järjestelmien vuosittaisia kustannuksia kymmenen vuoden tarkastelujakson aikana. Tarkastelujakson pituus valittiin samaksi kuin ampumaratojen ympäristöluvan voimassaoloaika. Kustannusten vertailussa käytettiin hyväksi myös kirjallisuudesta löytyneitä tuloksia vastaaville rakenteille.

Kustannusten vertailu suoritettiin nettonykyarvon avulla. Huoltokustannukset diskontattiin vastaamaan nykyarvoa diskonttauskerroimen avulla. Investoinnin nettonykyarvo voidaan laskea seuraavasti (Uusi-Rauva et al. 2009):

$$K_{NNA} = \sum_{t=0}^n \frac{K_t}{(1+i)^t}$$

K_t on kustannustekijä vuonna t , i on korko (%) ja n tarkastelun aikajänne.

Nettonykyarvon avulla voidaan vertailla eri aikoina todentuvia kuluja ja menoja, kun niiden suuruus muutetaan diskonttaamalla vastaamaan rahan nykyarvoa. Tarkastelussa laskenta suoritettiin kolmella eri diskonttakorolla, jotta korkokannan vaikutusta voitiin havainnollistaa. (Manninen 2014)

5 TULOKSET

Eri järjestelmien kykyä poistaa lyijyä tutkittiin vesinäytteiden tulosten perusteella. Lyijyn poistumisen lisäksi arvioitiin veden orgaanisen aineksen ja kiintoaineksen pitoisuuden sekä pH:n ja sähkönjohtavuuden yhteyttä hulevesien lyijypitoisuuteen. Vesinäytteiden analyysitulokset on esitetty liitteissä 6-11 ja sedimentinäytteen analyysitulokset liitteessä 12.

Lyijyn poistumisen lisäksi arvioitiin eri järjestelmien rakennus- ja huoltokustannuksia. Kokonaiskustannuksia on vertailtu nettonykyarvon avulla.

5.1 Lyijyn poistuminen järjestelmissä

Lyijyn määrä sekä järjestelmiin tulevassa että lähtevässä vedessä analysoitiin hulevesijärjestelmäkohtaisesti. Raskasmetalleista analysoitiin sekä liukoinen että kokonaispitoisuus. Tulokset on esitetty järjestelmäkohtaisesti jokaiselle neljälle kohderadalle erikseen.

Pirkkalan radalla vesien lyijypitoisuus oli kaikissa näytteissä matala (taulukko 5.1) P4:n tulevan veden lyijyn kokonaispitoisuus oli 25,8 µg/l juuri määrittämissä yläpuolella ja 4,10 µg/l. Lähtevän veden pitoisuus oli kummallakin näytteenottokerralla määrittämissä alapuolella. Radan 2 (P2) tulevan veden lyijypitoisuus oli korkeampi ensimmäisessä näytteessä ja lähtevässä määrittämissä alapuolella. Toisissa näytteissä tulevan veden pitoisuus oli alle määrittämissä 0,6 µg/l, mutta lähtevän veden pitoisuus oli 2,6 µg/l.

P4:n tulevassa ja lähtevässä vedessä ei havaittu lainkaan liukoisessa muodossa olevaa lyijyä, vaan pitoisuudet alittivat määrittämissä 0,5 µg/l. Myös P2:n vesinäytteiden liukoisen lyijyn pitoisuus oli kaikissa näytteissä alle määrittämissä tai lähellä määrittämissä.

Pirkkalassa näytteet otettiin myös radan 2 altaista laskevasta ojasta, noin 50 metriä altaista. Molemmista näytteistä lyijyn pitoisuus oli alle 1 µg/l, joten oja pystyy pidättämään lyijyn, joka ei laskeudu altaissa. Tarkastelun aikana ojassa oli runsaasti kosteikkokasveja, jotka mahdollisesti tehostavat lyijyn pidättymistä fyysisten ja biologisten mekanismien ansiosta.

Taulukko 5.1 Lyijyn kokonaispitoisuudet ja liukoiset pitoisuudet Pirkkalan ampumaradan näytteissä

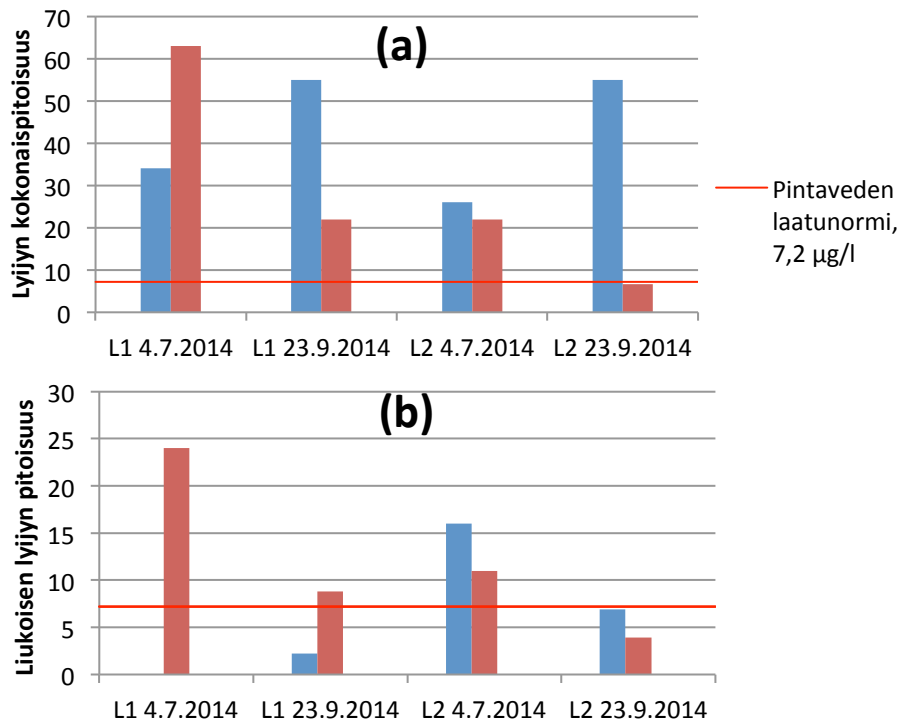
	Pb_{kok} (25.8.2014) [µg/l]	Pb_{kok} (2.10.2014) [µg/l]	Pb_{liuk} (25.8.2014) [µg/l]	Pb_{liuk} (2.10.2014) [µg/l]
P2 tuleva vesi	3,8	<0,6	0,7	<0,5
P2 lähtevä vesi	<0,6	2,6	<0,5	<0,5
P2 laskuoja	1,8	0,6	<0,5	<0,5
P4 tuleva vesi	0,6	0,9	<0,5	<0,5
P4 lähtevä vesi	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5

Pirkkalan näytteissä ei ole havaittavissa juurikaan ajallista vaihtelua vaan pitoisuudet ovat matalia kaikissa näytteissä. Lyijypitoisuudet alittavat myös selkeästi pintavesien laatu normin raja-arvon 7,2 µg/l.

Lupinmäen laskeutusaltaiden toiminnassa voidaan havaita selkeä ero ensimmäisten ja toisten näytteiden välillä. on esitetty laskeutusaltaiden tulevan ja lähtevän veden lyijyn kokonaispitoisuus sekä liukoinen pitoisuus. Laskeutusallas 1:n (L1) lähtevän veden kokonaislyijypitoisuus oli ensimmäisellä näytteenottokerralla lähes kolminkertainen jälkimmäisiin näytteisiin verrattuna. Tulevan veden lyijyn kokonaispitoisuudessa oli kuitenkin ensimmäisessä näytteessä matalampi (34 µg/l) kuin jälkimmäisessä (55 µg/l),

Kok-Pb vähenemä Lupinmäen altaissa vaihteli välillä -85 % - 88 % ja liuk-Pb vähenemä -300 % - 43 %. Altaiden toiminnassa voidaan havaita selkeä ero näytteenottojen välillä (kuva 5.1). L1 lyijyn vähenemä oli -85 % ja 60 %, L2 vastaavasti 15 % ja 88 %. Tulevan veden lyijypitoisuus oli jälkimmäisissä näytteissä korkeampi kummassakin altaassa.

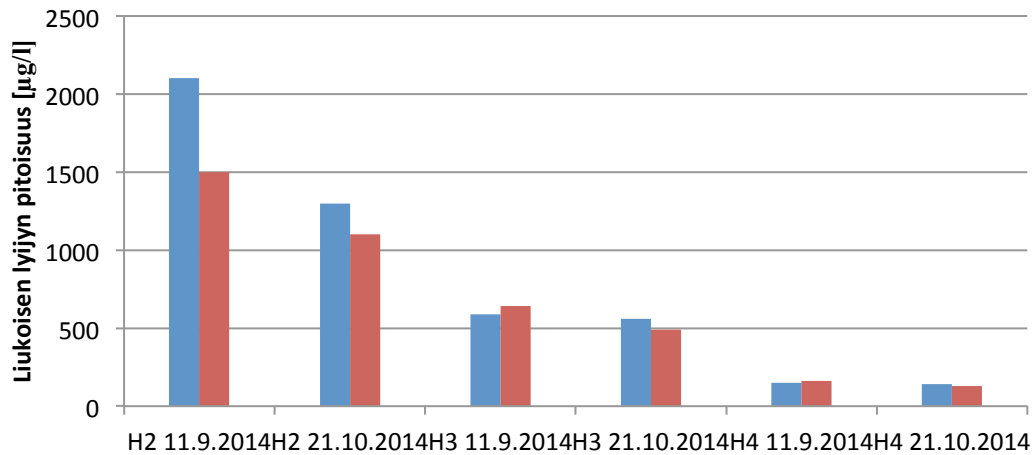
Liuk-Pb reduktio vaihteli välillä -300 % - 44%- L1:n tulevan veden liukoisen lyijyn pitoisuus oli ensimmäisellä näytteenottokerralla alle määrittäjärajaa, joten reduktiota ei voitu määrittää Jälkimmäisissä näytteissä liukoisen pitoisuuden suhteen L1:ssä tapahtui huomattavaa kasvua. L2:n tulevan veden liukoisen lyijyn pitoisuudet olivat molemmissa näytteissä matalammat ja pitoisuus pieneni laskeutuksen aikana.



Kuva 5.1 Lyijypitoisuus Lupinmäen laskeutusaltaiden tulevassa ja lähtevässä vedessä. (a) lyijyn kokonaispitoisuus, (b) lyijyn liukoinen pitoisuus. L1= Lupinmäki, laskeutusallas 1, L2= Lupinmäki laskeutusallas 2. Sininen pylväs kuvaa tulevan veden pitoisuutta ja punainen vastaavasti lähtevän..

Lupinmäellä mitattu taustapitoisuus oli 11 µg/l ja 15 µg/l, liukoinen pitoisuus molemmilla näytteillä alle 10 µg/l. Taustapitoisuuteen vaikuttaa alueella pitkään harjoitettu ampumaratatoiminta ja siitä aiheutunut pitkäaikainen lyijykuormitus. Altaiiin tulevan veden pitoisuudet ovat kuitenkin selvästi taustapitoisuutta korkeammat, mikä viittaa alueella tapahtuvaan lyijyn kulkeutumiseen. Taustapitoisuuden näytestä ennen oja kulkee haulikkorata-alueen läpi, joten ojan veden lyijy on peräisin alueelle levinneistä hauleista.

Hättilän ampumaradan hulevesinäytteissä lyijyä esiintyi vain liukoisessa muodossa. Lyijypitoisuudet olivat selvästi muita kohteita korkeammat, jopa 100-1000-kertaisia muihin kohteisiin verrattuna (kuva 5.2). Pitoisuudet olivat aikaisemmissa ja myöhemmissä näytteissä lähellä toisiaan, vain H2:n lyijypitoisuuksissa on havaittavissa merkittävää ajallista vaihtelua.



Kuva 5.2 Lyijyn pitoisuus Hättilän laskeutusaltaiden tulevassa ja lähtevässä vedessä. Sininen pylväs kuvaa tulevan veden pitoisuutta ja punainen vastaavasti lähtevän

Hättilän laskeutusaltaiden välillä on huomattavia eroja lyijypitoisuudessa. H2:n tulevan veden pitoisuus on yli 10-kertainen H4:n tulevan veden pitoisuuteen. H2 oli näytteidien perusteella ainut laskeutusallas, jossa lyijyn pitoisuus pieneni, kahdessa muussa altaassa lyijyn pitoisuus kasvoi hieman.

Vekaranjärven ampumaradalla suurimmat lyijypitoisuudet havaittiin Karalampeen laskevissa ojissa, 210 µg/l ja 140 µg/l. Vekaranjärven vesinäytteiden tulokset on esitetty taulukossa 5.2. Suurin osa lampeen kulkeutuvasta lyijystä pidättyy Karalampeen, sillä lammesta laskevassa ojassa havaittiin huomattavasti matalampia pitoisuuksia. Rataalueen laidalla sijaitsevaan hulevesipainanteeseen kohdistuva lyijykuormitus on matala, tulevan veden lyijypitoisuus oli ensimmäisessä näytteessä alle määrittäysrajan 0,6 µg/l ja toisessa näytteessä 2,1 µg/l. Lähtevän veden lyijypitoisuus oli molemmissa näytteissä alle määrittäysrajan.

Taulukko 5.2 Lyijyn kokonaispitoisuudet ja liukoiset pitoisuudet Vekaranjärven ampumaradalla

	Pb _{kok} (12.9.2014) [µg/l]	Pb _{kok} (30.9.2014) [µg/l]	Pb _{liuk} (12.9.2014) [µg/l]	Pb _{liuk} (30.9.2014) [µg/l]
V2 tuleva vesi	<0,6	2,1	<0,5	<0,5
V2 lähtevä vesi	<0,6	<0,6	<0,5	<0,5
Karalammen laskuoja	<0,6	3	1,2	<0,6
Karalampeen laskeva oja 1	140	49	<0,5	<0,5
Karalampeen laskeva oja 2	4,6	210	0,5	<0,5

Liukoisen lyijyn pitoisuus oli lähes kaikissa Vekaranjärven näytteissä alle määrittäysrajan. Vain toisessa Karalampeen laskevassa ojassa (V1.2) ja Karalammesta purkavasta ojasta (V1.3) havaittiin ensimmäisen näytteenoton yhteydessä liukoisessa muodossa olevaa lyijyä. Ensimmäisessä näytteessä Karalammesta purkavassa ojassa lyijyn liukoi-

nen pitoisuus on kokonaispitoisuutta suurempi. Tämä johtuu todennäköisesti analyysin mittaasepävarmuudesta. Vekaranjärven hulevesipainanteesta otetussa sedimenttinäytteessä lyijyn pitoisuus oli 18,8 mg/kg, mikä viittaa siihen, että pidättymistä tapahtuu myös hulevesipainanteessa.

Laskeutuksen havaittiin poistavan tehokkaasti kiintoaineeseen sitoutunutta lyijyä. Liukoisessa muodossa oleva lyijy ei poistu laskeutusaltaassa, vaan osassa tapauksista sen pitoisuus jopa kasvoi. Taulukossa 5.3 on esitetty liukoisen ja kokonaislyijyn suhde tulevassa ja lähtevässä vedessä, sekä kokonaislyijyn ja liukoisen lyijyn reduktio. Mitä pienempi liukoisen lyijyn osuus käsittelyjärjestelmään tulevassa vedessä oli, sitä parempi puhdistusteho laskeutuksella saavutettiin. Reduktiota ei laskettu siinä tapauksessa, että tulevan veden pitoisuus oli alle määritysrajan. Mikäli lähtevän veden pitoisuus oli alle määritysrajan, laskettiin reduktiolle minimiarvo.

Taulukko 5.3 *Liukoisen lyijyn osuus eri järjestelmiin tulevan veden lyijykuormituksesta sekä lyijyn reduktio eri käsittelyjärjestelmissä. *vähintään, **korkeintaan - ei voitu määrittää*

Käsittelyjärjestelmä	Näytteenotto-päivä	Pb _{liukoinen} /Pb _{kok}	Reduktio	Reduktio, liukoinen
L1	L1 4.7.2014	-	-85 %	-
	L1 23.9.2014	4 %	60 %	-300 %
L2	L2 4.7.2014	62 %	15 %	31 %
	L2 23.9.2014	13 %	88 %	43 %
P2	P2 25.8.2014	18 %	84 %*	29 %*
	P2 2.10.2014	-	-	-
P4	P4 25.8.2014	-	-	-
	P2 2.10.2014	0 %	33 %*	-
V2	V2 12.9.2014	-	-	-
	V2 30.9.1014	24 %**	71 % *	-
H2	H2 11.9.2014	100 %	29 %	29 %
		100 %	15 %	15 %
H3	H3 11.9.2014	100 %	-8 %	-8 %
		100 %	13 %	13 %
H4	H4 11.9.2014	100%	-7 %	-7 %
		100 %	7 %	7 %

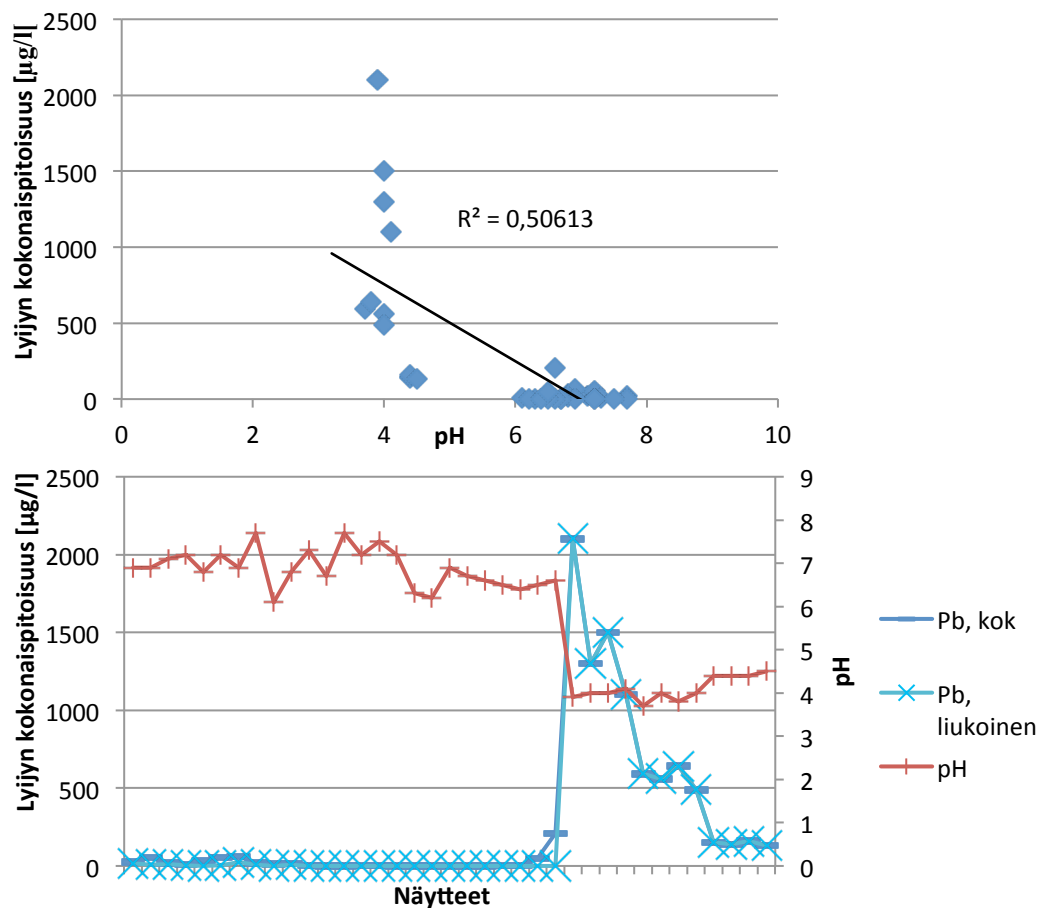
Vaikka tarkkaa reduktiota ei voitu laskea, voidaan ensimmäisten näytteiden perusteella Pirkkalan biosuodatusaltaassa tulkita lyijyn poistuneen lähes täydellisesti, sillä lähtevän veden pitoisuudet alittivat määritysrajan 0,6 µg/l. Samoin V2 jälkimmäisissä näytteissä voidaan reduktion tulkita olevan lähes 100 % lähtevän veden pitoisuuden ollessa alle 0,6 µg/l,

Pirkkalan biolaskeutusaltaassa pitoisuus puolestaan kasvoi jälkimmäisten näytteiden perusteella. Hätilän altaissa on havaittavissa pitoisuuden kasvua ja Lupinmäen laskeutusaltaassa 1 liukoinen pitoisuus nousee molempien näyttekertojen tulosten perusteella.

5.1.1 Veden pH:n vaikutus lyijypitoisuuteen

Pirkkalan, Lupinmäen ja Vekaranjärven radoilla veden pH oli lähellä neutraalia tai lievästi hapan. Tällä pH alueella lyijyn liukeneminen ja kulkeutuvuus on vähäistä. Näissä kohteissa myös tulevan veden liukoisen lyijyn osuus lyijyn kokonaismäärästä oli alhainen, lukuun ottamatta Lupinmäen altaan 2 ensimmäistä näytettä.

Hättilän näytteissä pH oli selvästi happamalla alueella, välillä 3,7-4,4. Hättilässä ensimmäisissä näytteissä kaikki lyijy oli liukoisessa muodossa ja lyijypitoisuus oli muita kohteita korkeampi (kuva 5.3).

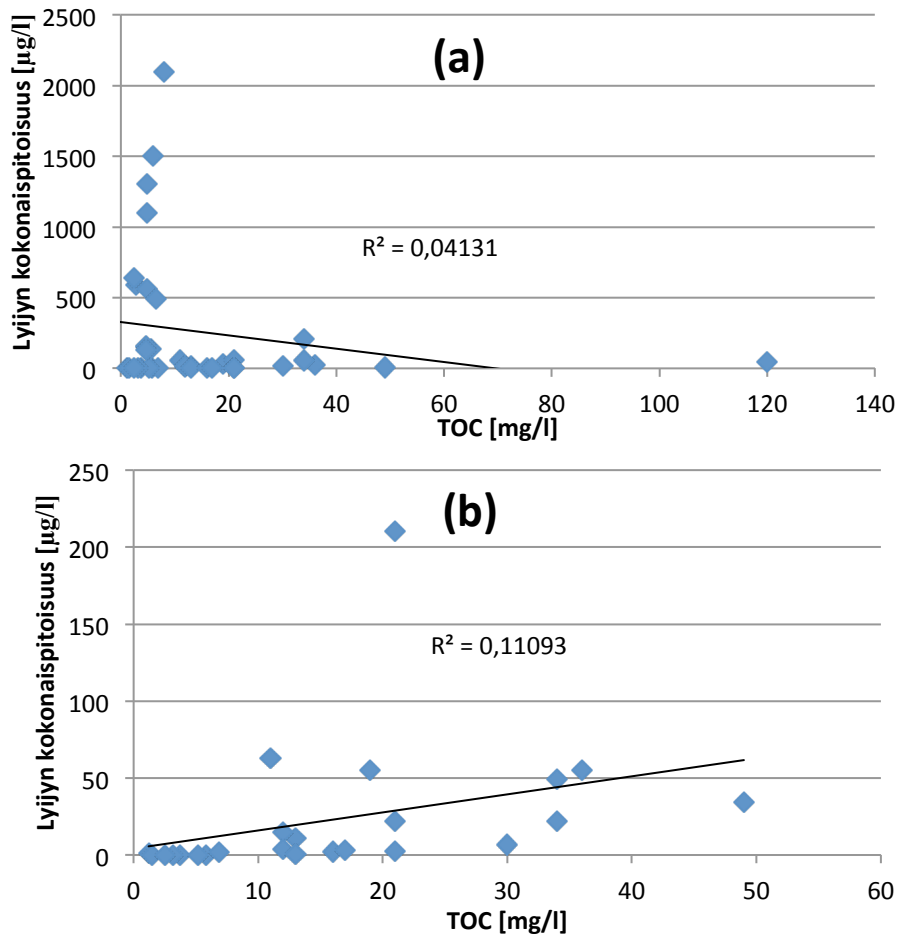


Kuva 5.3 Lyijyn pitoisuus ja pH vesinäytteissä.

Tuloksista voidaan havaita, että näytteissä, joiden lyijypitoisuus on korkein, on vastaavasti pH selvästi happamalla alueella. Lyijyn kulkeutuvuus ja esiintymismuoto on tulosten perusteella riippuvainen pH-alueesta.

5.1.2 Organisen aineksen vaikutus

Vesinäytteistä analysoitiin organisen kokonaishiilen määrä, jotta organisen aineen määrän vaikutusta veden lyijypitoisuuteen voitiin arvioida. Organisen aineksen pitoisuus oli valtaosassa näytteitä välillä 1-50 mg/l (kuva 5.4).

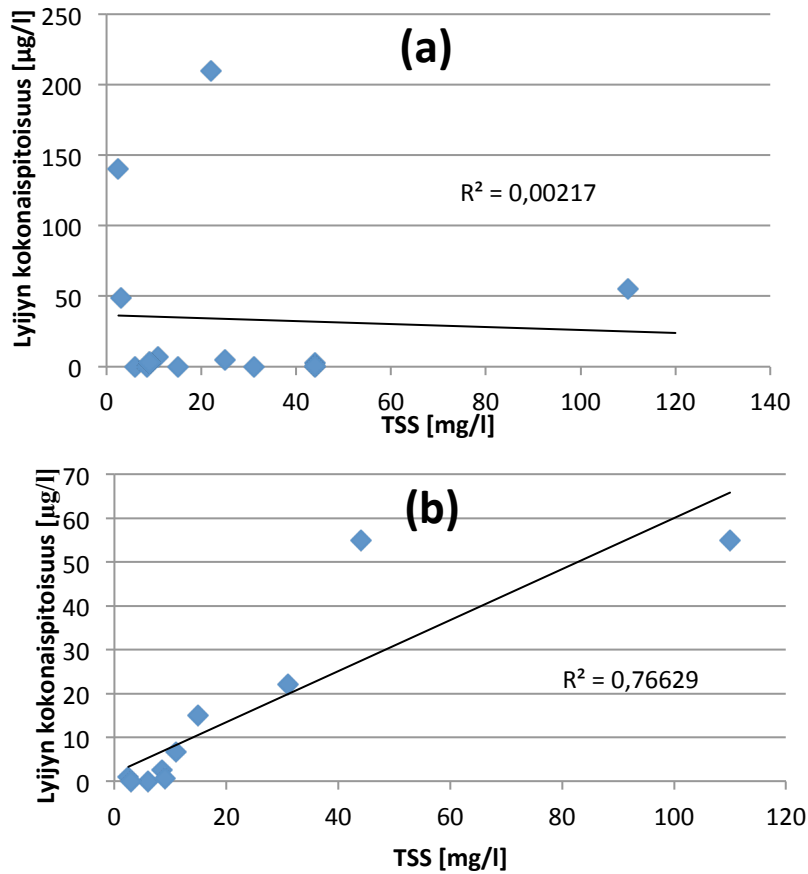


Kuva 5.4 Lyijyn kokonaispitoisuuden suhde orgaanisen aineksen pitoisuuteen (a) kaikissa näytteissä ja (b) näytteissä ilman Hättilän tuloksia.

Toisin kuin aikaisemmissa tutkimuksissa, näytteiden perusteella ei havaittu selkeää korrelaatiota orgaanisen aineksen ja lyijyn pitoisuuden välillä. Kokonaislyijyn pitoisuuden ja TOC:n määrän välillä havaittiin kuitenkin korrelaatio, kun tarkastelusta jätettiin pois Hättilän näytetulokset. Liukoisen lyijyn ja TOC:n välillä ei ollut havaittavissa verrannollisuutta.

5.1.3 Kiintoaine

Lyijyn pitoisuuden ja kiintoaineen määrän välillä ei havaittu korrelaatioita, kun tarkasteltiin kaikkia tulevan veden näytetuloksia (kuva 5.5) Hättilän ampumaradan näytteistä ei analysoitu kiintoaineen pitoisuutta, mutta koska kaikki esiintyi näytteissä kokonaisuudessaan liukoisessa muodossa, voidaan olettaa, ettei kiintoaineen määrällä ole vaikutusta lyijypitoisuuteen.

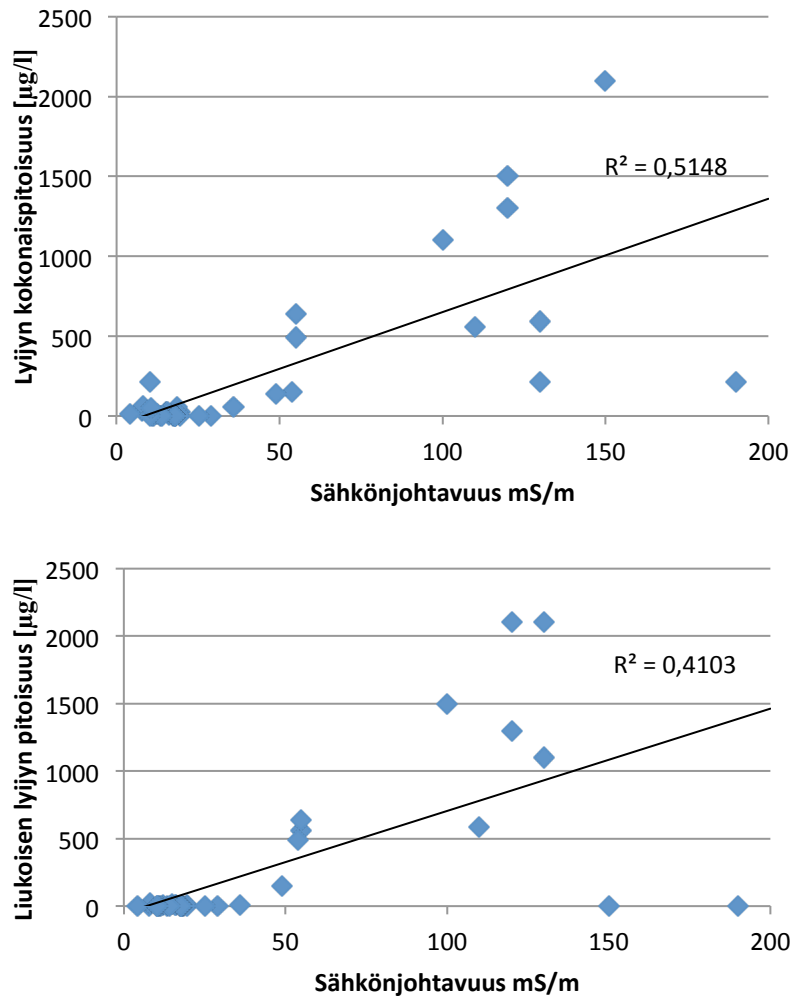


Kuva 5.5 Lyijyn kokonaispitoisuuden suhde kiintoaineen määrään. (a) Kaikki näytteet (b) Merkittävät poikkeamat leikattu

Kuva 5.5b on esitetty näytteiden lyijyn kokonaispitoisuuden suhde kiintoaineen määrään, kun tilastolliset poikkeamat on huomioitu. Näissä kohteissa voidaan havaita lyijyn kokonaispitoisuuden korreloivan kiintoaineen pitoisuuden kanssa.

5.1.4 Sähkönjohtavuus

Näytteiden sähkönjohtavuuden ja lyijypitoisuuden välillä havaittiin korrelaatio. Sähkönjohtavuus oli verrannollinen sekä kokonaislyijyn että liukoisen lyijyn määrään (kuva 5.6).



Kuva 5.6 Lyijyn kokonaispitoisuus ja liukoinen pitoisuus sähkönjohtavuuden funktiona

Suurimassa osassa näytteitä sähkönjohtavuus oli alle 50 mS/m. Vain Hätilän ampumaradan näytteissä sähkönjohtavuus ylitti 50 mS/m. Näissä näytteissä myös pH ja lyijypitoisuus olivat muita kohteita selvästi korkeammat. Orgaanisen aineen pitoisuus ei kuitenkaan Hätilän näytteissä noussut korkeaksi. Korkea sähkönjohtavuus kertoo veteen liuenneiden ionien määrästä, joten sekä matala pH että korkea sähkönjohtavuus voivat olla seurausta samojen maaperästä huuhtoutuvien aineiden ominaisuuksista.

Lyijyn pitoisuuden ja sähkönjohtavuuden korrelaatio ei todennäköisesti ole merkki kausaliteetista. Maaperästä huuhtoutuvat yhdisteet joko laskevat veden pH:ta tai matala pH lisää suolojen liukenemista, mikä nostaa sähkönjohtavuutta. Matala pH puolestaan lisää lyijyn huuhtoutumista ja sen esiintymistä liukoisessa muodossa. Kun tarkastelusta jätettiin huomioimatta Hätilän tulokset, ei sähkönjohtavuuden ja lyijypitoisuuden välillä havaittu korrelaatiota.

5.2 Kustannustarkastelu ja huoltotarpeen arviointi

Kustannusarviot perustuvat urakoitsijoiden toimittamiin tietoihin. Kustannukset on esitetty järjestelmäkohtaisesti. Kasvien, kaivojen sekä muiden lisärakenteiden osuudet on eritelty. Kustannukset saatiin urakoitsijoilta Lupinmäen ja Pirkkalan ampumaradoille.

Huoltotarve ja vaadittavat toimenpiteet arvioitiin kirjallisuuden ja kohteista tehtyjen havaintojen perusteella.

Rakennuskustannukset

Taulukkoihin 5.4 ja 5.5 on koottu urakoitsijoiden toimittamat kustannustiedot hulevesijärjestelmien rakentamiselle. Lupinmäen rakennuskustannukset toimitettiin yksikköä kohti, Pirkkalan kustannukset puolestaan järjestelmäkohtaisesti. Pirkkalan ratojen ojajärjestelyjen kustannuksissa oli huomattavaa vaihtelua eri järjestelmien välillä, sillä niihin oli sisällytetty myös liikennejärjestelyjen kustannuksia. Urakoitsijan arvion mukaan radan 1 hulevesijärjestelyjen kustannukset vastaavat parhaiten todellisuutta, joten niiden hintaa käytettiin myös muiden ratojen kustannusten arvioinnissa.

Taulukko 5.4 *Pirkkalan hulevesijärjestelmien arvioidut yksikköhinnat ja toteutuneet rakennuskustannukset*

Järjestelmä	Toteutuneet kustannukset [€]	Kaivojen osuus [€]	Kasvukerroksen materiaalien osuus [€]
P1	4680	1670	890
P2	5380	-	-
P4	6480	1670	890
P7	5080	1670	890

Lupinmäen hulevesijärjestelmien kustannuksille saatiin urakoitsijan haastattelun perusteella kustannukset altaiden kaivulle ja maan kuormaukselle ja kuljetukselle sekä ojien kaivulle.

Taulukko 5.5 *Lupinmäen altaiden rakennuskustannukset*

Kustannustekijä	Arvioitu kustannus
Kaivu	1 €/m ³
Kuljetus	65 €/h
Kuormaus	70 €/h
Ojien kaivu	1,5 €/m
Yhteensä	
L1	890 €
L2	825 €

Toimitettujen yksikkökustannusten sekä laskeutusaltaiden suunnitelmapiirrosten avulla arvioitiin altaiden rakennuskustannukset. Laskennassa oletettiin, että laskeutusaltasta varten kaivetaan 50 m ojaa, jotta altaan välittömässä läheisyydessä oleva lasku- ja purkuojan kustannukset voitiin kohdistaa laskeutusaltaalle. Kuormaukseen arvioitiin yhden työpäivän tuntimäärä (Center for Watershed Protection 2004) ja maiden kuljetuk-

seen laskettiin kuluvan 4 tuntia. Altaan tilavuus arvioitiin karkeasti pinta-alan ja syvyyden perusteella, altaan seinämien kaltevuutta ei huomioitu laskuissa. Kaivun tarve riippuu altaan tilavuuden lisäksi kohteen maanpinnan muodoista, joiden osuutta ei otettu tässä tarkastelussa huomioon. Myös mahdolliset louhintakustannukset jätettiin huomioida.

Huoltotarve ja huoltokustannukset

Järjestelmien käyttöikä ja huoltotarve arvioitiin kirjallisuudesta saatujen tietojen perusteella. Huoltotoimenpiteiden kustannuksia arvioitiin kirjallisuuden ja urakoitsijoiden arvioiden perusteella. Kustannuksissa huomioitiin myös mahdolliset pilaantuneen maan käsittelykustannukset, joita voi syntyä siinä tapauksessa, että ruopattu sedimentti vaatii käsittelyä jätteenkäsittelykeskuksessa.

Laskeutusaltaiden tärkein huoltotoimenpide on altaiden säännöllinen ruoppaus: Altaan pohjalle kertyvä sedimentti pienentää altaan tehokasta tilavuutta ja heikentää laskeutuksen tehoa tilavuuden pienentyessä mitoitettusta. Lisäksi sedimenttiin kertyneet haitta-aineet voivat alkaa kulkeutumaan altaan läpi virtaavan veden mukana tai kulkeutua pohjan läpi maaperään ja pohjavesiin.

Sopivaksi ruoppausväliksi on suositeltu 5 vuotta (Center for Watershed Protection 2004) ja kosteikkojen lietesille 2-5 vuotta (BAT-raportti 2014). Lähteestä riippuen ruoppausväliksi on suositeltu jopa 10-25 vuotta, mutta tässä tarkastelussa valittiin huoltoväliksi 5 vuotta (Yousef et al. 1994). Pirkkalan biolaskeutusaltaan huoltotarpeeksi arvioitiin laskeutusaltaan ruoppaus 5 vuoden välein ja koko altaan ruoppaus 10 vuoden välein. Biosuodatusaltaan ruoppauksessa tulisi mahdollisuuksien mukaan säästää kasvustoja purkuputken läheisyydessä.

Vekaranjärven hulevesipainanteesta otetussa sedimentinäytteessä lyijyn pitoisuus oli 18,8 mg/kg. Valtioneuvoston asetuksen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007) mukainen kynnyisarvo on 60 mg/kg, alempi ohjearvo 200 mg/kg ja ylempi ohjearvo 750 mg/kg. Voidaan olettaa, että 5 vuoden käytön jälkeen sedimentit ovat lyijyn kertymisen vuoksi valtaosin pilaantuneita ja ne vaativat asianmukaista käsittelyä.

Kustannuslaskennassa arvioitiin, että huollon yhteydessä ruopataan altaista ja ojista 20 kuutioita pilaantunutta sedimenttiä. Sedimentin tiheydeksi arvioitiin noin 2,5 t/m³ (Ronkainen 2012). Lyijyllä pilaantuneen maan käsittelykustannuksiksi arvioitiin 50 €/tonni, minkä perusteella laskettiin huoltoon liittyvät pilaantuneen maan käsittelykustannukset.

Arvioidut biolaskeutusaltaan ruoppauskustannukset on esitetty taulukossa 4.5. Kokonaiskustannusten laskennassa arvioitiin huoltokustannukset niin, että pelkkä laskeutusallas ruopataan 5 käyttövuoden jälkeen ja koko allas 10 vuoden jälkeen sekä niin, että koko järjestelmän ruoppaus tehdään 5 vuoden välein.

Taulukko 5.6 Pirkkalan biolaskeutusaltaan arvioidut huoltokustannukset

Koko järjestelmän ruoppaus	
Kasvien uusiminen ja istutuskustannukset	300 €
Kaivu- ja kuormaustyö	760 €
Uusittavat pintakerrokset materiaalit	220 €
Poistettavan maa-aineksen kuljetus loppusijoitukseen	580 €
Pilaantuneen sedimentin käsittelykustannukset	2500 €
Yhteensä	4530 €
Laskeutusaltaan ruoppaus	
Kaivu- ja kuormaustyö	330 €
Poistettavan maa-aineksen kuljetus loppusijoitukseen	330 €
Pilaantuneen sedimentin käsittelykustannukset	2500 €
Yhteensä	3160 €

Biosuodatuskentissä merkittävimmäksi toimintahäiriöksi on arvioitu suodattimen pintarakenteen tukkeutuminen sekä suodattimen muuttuminen päästölähteeksi. (Blecken 2010; Le Coustumer et al. 2012; Hatt et al. 2009). Koska suurin osa kiintoaineesta ja raskasmetalleista pidättyy tutkimusten mukaan suodattimen päällimmäiseen kerrokseen noin 20 cm matkalle, voidaan suodattimen käyttöikää pidentää kasvukerroksen uusimisella (Blecken 2010). Pirkkalan biosuodatuskenttien huoltokustannukset on esitetty taulukossa 5.7. Biosuodatinkenttien huoltokustannukset laskettiin 5 ja 10 vuoden huoltovä-lille. Todellinen huoltotarve riippuu veden lyijy- ja kiintoainepitoisuudesta ja tulee arvioida tapauskohtaisesti.

Biosuodatuskenttien käyttöikä riippuu paljon veden haitta-ainepitoisuudesta sekä tukkivan aineksen (kiintoaine, orgaaninen aine) määrästä. Tarkkaa käyttöikää on vaikea arvioida, kirjallisuudessa on esitetty arvioksi yli 20 vuotta. (Blecken 2010) Hiekka- ja orgaanisten suodattimien eliniäksi on arvioitu samoin yli 20 vuotta (Valtanen et al. 2010)

Taulukko 5.7 Pirkkalan ampumaradan kaikkien biosuodatuskenttien pintakerroksen arvioidut huoltokustannukset ja kustannukset/m²

Kasvien uusiminen ja istutuskustannukset	1080 €
Kaivu- ja kuormaustyö	1350 €
Uusittavat pintakerroksen materiaalit	1260 €
Poistettavan maa-aineksen kuljetus loppusijoitukseen	1150 €
Pilaantuneen maan käsittelykustannukset	2500 €
Yhteensä	7340 €
	29,72 €/m²

Suodatuskenttien kasvukerroksen uusimisen lisäksi ensimmäisten käyttövuosien aikana huoltoon kuuluu ei-toivottujen kasvien kitkentä. Pirkkalassa havaittiin runsasta rikkakasvien kasvua suodatuskentillä (kuva 5.7).

Rikkakasvit valtaavat alaa ja heikentävät kentille istutettujen kasvien kasvumahdollisuuksia ensimmäisten käyttökuukausien aikana, kun hitaammin kasvavat istutetut kasvit eivät ole ehtineet levittäytymään. Kentät vaatinevat kitkemistä ensimmäisen 2-3 käyttövuoden aikana, kunnes istutetut kasvit ovat levinneet koko kentän alueelle. (Kaloinen 2014)



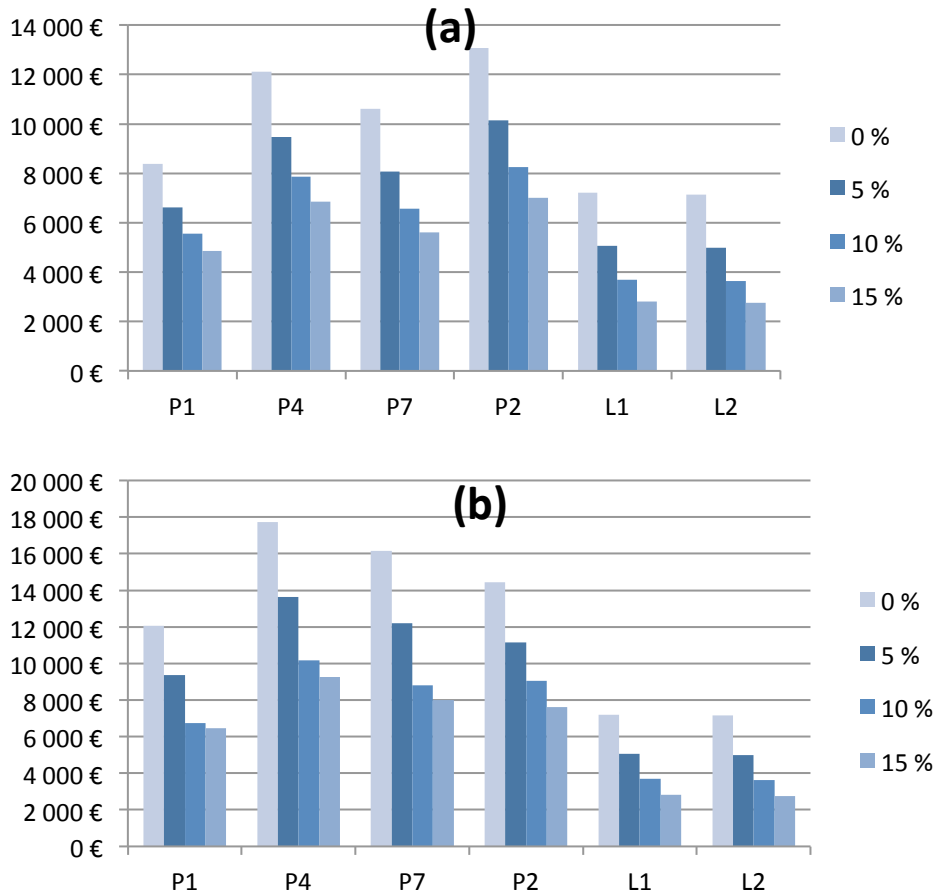
Kuva 5.7 Pirkkalan radan 4 biosuodatuskenttä kesäkuussa 2014 (vasen kuva) ja elokuun 2014 lopulla (oikea kuva). Biosuodatuskentällä rikkakasvien kasvu oli runsasta, etenkin jauhosavikka oli vallannut tilaa istutetuilta kasveilta.

Eri ajankohtiin sijoittuvat huoltokustannukset diskontattiin nykyhetkeen ja yhdistettyjen rakennus- ja huoltokustannusten nettonykyarvoja verrattiin keskenään. Kustannuksia verrattiin kolmella eri diskonttakorolla (taulukko 5.8 ja kuva 5.8). Lisäksi laskettiin kustannukset ilman diskonttausta. Suodatuskenttien huoltovälillä 10 vuotta on biolaskeutusaltaan (P2) huoltoon laskettu laskeutusaltaan ruoppaus 5 käyttövuoden jälkeen ja koko järjestelmän ruoppaus 10 käyttövuoden jälkeen. 5 vuoden huoltovälillä P2 on laskettu ruopattavan 5 vuoden välein. Laskeutusaltaiden (L1 ja L2) huoltoväliksi on laskettu aina 5 vuotta.

Taulukko 5.8 Biosuodatuskenttien, biolaskeutusaltaan ja laskeutusaltaiden kokonaiskustannusten nettonykyarvo 10 vuoden tarkastelujaksolla, 0, 5, 10 ja 15 % diskonttakoroilla

Diskonttakorko Suodatuskenttien huoltoväli	0 %		5 %		10 %		15 %	
	10	5	10	5	10	5	10	5
P1	8 370 €	12 060 €	6 610 €	9 370 €	5 550 €	6 750 €	4 860 €	6 460 €
P4	12 100 €	17 720 €	9 460 €	13 650 €	7 860 €	10 160 €	6 840 €	9 270 €
P7	10 610 €	16 140 €	8 070 €	12 200 €	6 560 €	8 800 €	5 610 €	7 800 €
P2	13 070 €	14 440 €	10 130 €	11 150 €	8 260 €	9 040 €	7 020 €	7 610 €
L1	7 210 €	7 210 €	5 050 €	5 050 €	3 700 €	3 700 €	2 820 €	2 820 €
L2	7 150 €	7 150 €	4 990 €	4 990 €	3 640 €	3 640 €	2 760 €	2 760 €

Biosuodatuskenttien ja biolaskeutusaltaan kustannukset ovat noin 3-4 kertaiset laskeutusaltaiden kustannuksiin verrattuna (kuva 5.8). Korkokanta vaikuttaa kustannusarvioon, mikä voi olla merkittävää, mikäli vertaillaan eri rahoitusvaihtoehtoja.



Kuva 5.8 Kustannuksien nettonykyarvo biosuodatuskenttien ja biolaskeutusaltaan (a) 10 vuoden huoltovälillä ja (b) 5 vuoden huoltovälillä

Huoltokustannuksiin tulee edellä esitettyjen lisäksi laskea järjestelmien vuosittaiset tarkastukset. Altaiden ja ojien, sekä kaivojen ja putkistojen kunto tulee tarkistaa säännöllisesti. Ojista ja putkista tulee poistaa mahdollisesti keräytyneet roskat tukkeutumisen välttämiseksi.

6 TULOSTEN TARKASTELU

Tässä luvussa on vesinäytteiden tulosten sekä kirjallisuuden perusteella arvioitu eri käsittelyjärjestelmien ja -menetelmien soveltuvuutta lyijyn poistoon ampumaradan hulevesistä. Eri järjestelmien toimivuutta on vertailtu keskenään ja tuloksia on verrattu kirjallisuuden tuloksiin vastaavista järjestelmistä. Järjestelmien toimintaan vaikuttavia tekijöitä on pyritty tunnistamaan vesinäytteiden tulosten avulla.

Puhdistustulosten, kustannustarkastelun sekä kirjallisuuslähteiden perusteella on esitetty suosituksia käsittelymenetelmien kehittämiseen ja valintaan sekä niiden toiminnan tarkkailuun ja huoltoon. Lisäksi esitellään Ramboll Oy:n kehittämä vaihtoehto hulevesien käsittelyaltaalle ja arvioidaan sen sovellusmahdollisuuksia ja jatkokehitystarpeita.

6.1 Käsittelymenetelmien vertailu

Pintavesille määritetyn lyijyn ympäristölaatonormin raja-arvolla 7,2 µg/l tarkoitetaan vastaanottavan vesistön suurinta hyväksyttävää liukoista pitoisuutta. Pirkkalan ja Vekaranjärven hulevesienkäsittelyjärjestelmät saavuttivat ympäristölaatonormin raja-arvon järjestelmien lähtevässä vedessä. Myös Lupinmäen L2 lähtevä vesi alitti raja-arvon kolme kuukautta järjestelmän käyttöönotosta. Laimenemisen johdosta purkuvesistöjen lyijypitoisuudet eivät todennäköisesti ylitä laatonormin raja-arvoa, vaikka järjestelmien lähtevän veden pitoisuus olisi raja-arvoa suurempi. Hätilän vesinäytteiden lyijypitoisuus oli muista poiketen jopa noin 200-kertainen raja-arvoon verrattuna, mikä saattaa aiheuttaa lyijypitoisuuksien nousua purkuvesistöissä. Hätilän hulevesien korkeaan lyijypitoisuuteen vaikuttaa mahdollisesti alueella käytetystä kivituhkasta johtuvat päästöt, joten tuloksia ei voida pitää vertailukelpoisina muihin kohteisiin nähden.

Laskeutuksen havaittiin poistavan tehokkaasti kiintoaineeseen sitoutunutta lyijyä. Lupinmäen altaan 2 ja Pirkkalan biolaskeutusaltaan puhdistustulosten perusteella laskeutus on toimiva menetelmä lyijyn poistoon. Reduktiot olivat parhaimmillaan 88 % ja 84 %. Tätä tulosta tukevat myös useat kirjallisuuslähteet (Clark & Pitt 2012; Muthukrishnan 2010; Petterson 1998). Laskeutuksella on saavutettu lyijyn suhteen 89 % -100 % reduktio. (Hares & Ward 1999; Muthukrishnan 2006) ja niiden on arvioitu pystyvän poistamaan noin 40-90 % raskasmetalleista. (Hvitved-Jacobsen et al. 1994; Yousef et al. 1994) Koska lyijy on tavallisesti pääosin sitoutuneena partikkeleihin, on laskeutuminen merkittävin mekanismi lyijyn poistumiseen laskeutusaltaiden lisäksi kosteikoissa ja vastaavissa rakenteissa. (Istenič et al. 2012) Myös nurmipainanteissa laskeutuminen on suodattumisen ohella merkittävin lyijyn pidättymismekanismi. (Stagge et al. 2012) Vekaranjärvellä suurimman osan lyijystä havaittiin pidättyvän Karalampeen. Hulevesipainanteesta otetun sedimenttinäytteen perusteella myös laskeutumista tapahtuu,

mutta matalien lyijypitoisuuksien vuoksi painanteessa tapahtuvan laskeutuksen tehoa on vaikea arvioida.

Muutokset Lupinmäen laskeutusaltaiden toiminnassa näytteidenottojen välillä johtuvat todennäköisimmin ensimmäisen näytteenoton ajankohdasta. Näytteet otettiin välittömästi ampumaradan parannustoimenpiteiden valmistuttua, jolloin rakentamisen vaikutus hulevesien laatuun on nähtävillä. Vuonna 2012 tehdyn maaperän pilaantuneisuuden arvioinnin yhteydessä analysoitiin myös pintavesien haitta-ainepitoisuuksia. Radan 1 ojien yhdistymisen jälkeen havaittiin liukoisen lyijyn pitoisuus 21 µg/l, mikä vastaa L2 tulevan ojan pitoisuutta (2014 26 µg/l ja 55 µg/l). Entiseltä luodikkoradalta lähtevästä ojasta mitattiin vuonna 2012 lyijyn pitoisuudeksi 13 µg/l. Vesien purkupaikalla Lupinlahteen lyijyn pitoisuus oli alle määritysrajan 5 µg/l. (Golder Associates Oy 2012) Hulevesien lyijypitoisuuksissa on havaittavissa selvää kohoamista vuoden 2012 määrittäykseen verrattuna. Vesi oli näytteenottohetkellä sameaa ja siinä oli suspendoitunutta kiintoainetta. Todennäköisin syy on maaperän ja taustavalliin muokkaaminen, mikä on edistänyt lyijyn kulkeutumista.

Vaikka lyijyn kokonaispitoisuus altaisiin tulevassa vedessä oli toisella näytteenotokerralla korkeampi, poistui altaissa enemmän lyijyä ja lähtevän veden pitoisuudet olivat pienemmät. Tämä voi johtua virtaamien tasoittumisesta tai altaiden pohjasedimenttien tiivistymisestä, jolloin vähemmän kiintoainesta ja lyijyä liukenee altaan läpi virtaavaan veteen. Ensimmäiset näytteet otettiin sateen jälkeen. Voimakas sade on voinut aiheuttaa sekoittumista laskeutusaltaissa, mikä on nostanut lähtevän veden lyijypitoisuutta.

Lupinmäen altaassa 1 (L1) havaittiin lyijyn pitoisuuden nousua. Jälkimmäisissä näytteissä on havaittavissa liukoisen lyijyn pitoisuuden kasvu altaassa, vaikka kokonaispitoisuus pieneni. Tämä voi johtua huleveden mukana kulkeutuvan, kiintoaineeseen sitoutuneen lyijyn muuttumisesta hapen ja veden vaikutuksesta liukoiseen muotoon. Kiintoainetta laskeutuu, mutta lyijy jää vesifaasiin. Toinen syy pitoisuuden nousulle voi olla lyijyn liukeneminen altaan pohjasedimentistä. Ensimmäisen näytteenoton yhteydessä havaittu pitoisuuden nousu aiheutuu lähes pelkästään liukoisen lyijyn määrän kasvusta. Koska lyijyn kokonaispitoisuus lähtevässä vedessä olin lähes kolminkertainen tulevaan veteen verrattuna, on todennäköistä, että lyijy on peräisin altaasta.

Lupinmäellä altaat olivat tarkasteluvaiheessa olleet käytössä muutaman kuukauden ajan, joten altaiden pohjalle ei liene keräytynyt merkittäviä määriä lyijyä. Liukeneva lyijy voi olla peräisin altaan pohjassa käytetystä maa-aineksesta. Koska alueella on harjoitettu ampumaratatoimintaa useita vuosikymmeniä, on mahdollista että altaan alueella on ollut lyijyllä pilaantunutta maata. Tämä pilaantuma on voinut toimia päästölähteenä altaassa. Näytteiden perusteella veden orgaanisen aineksen pitoisuus kasvaa molemmissa altaissa, joten huuhtoutumista altaan pohjasta ja seinämistä tapahtuu. Liukeneminen todennäköisesti vähenee altaiden pohjan tiivistyessä.

Liukoisen lyijyn pitoisuuden nousun syy voi olla L1:n hydraulisessa toiminnassa. Altaan laskuoja on matala ja kaatuu jyrkästi, mikä saattaa aiheuttaa turbulenteja virtaamia, virtauksen liiallista hidastumista tai jopa virtauksen kääntymistä. Veden viipymä altaassa voi olla liian pitkä, jolloin laskeutuneesta aineksesta liukenee lyijyä veteen.

Liukoisten haitta-aineiden on havaittu leviävän hydraulisesti tehottomiin laskeutusaltaiden osiin, jossa ne voivat mahdollisesti konsentroitua ja purkautua viiveellä laskuojaan. (Pettersson 1998)

Myös näytteenottoaikojen eroavuudella voi olla vaikutusta lyijypitoisuuksiin: Altaaseen tulevan veden näytteet voitiin ottaa selvästi virtaavasta vedestä, kun taas purkuojassa virtaus on hidasta ja veden syvyys pieni. Verrattuna altaaseen L2, lähtevän veden näytteet altaasta L1 jouduttiin ottamaan läheltä altaan purkuojan päätä. Altaasta L2 näyte otettiin 30 m päästä purkuputkesta alavirtaan, joten pidättymistä on mahdollisesti tapahtunut myös laskuojaassa.

Myös Hätilän altaissa H3 ja H4 havaittiin lyijypitoisuuden kasvua. Hätilän altaat olivat näytteenottohetkellä olleet toiminnassa 2 vuotta, jolloin lyijyä on todennäköisesti keräytynyt altaan pohjalle. On mahdollista, että altaan pohjalle laskeutunutta lyijyä on liuennut veteen. Erot tulevan ja lähtevän veden lyijypitoisuuksissa eivät ole suuria, joten lyijypitoisuuden kasvu voi johtua myös näytteenotossa tai analyysissä tapahtuneista virheistä tai mittausepä tarkkuudesta.

Hätilän vesinäytteiden pH on matala, mikä voi selittää suuren lyijyn pitoisuuden vesissä. Lyijyn liukeneminen lisääntyy happamissa olosuhteissa. Hätilän ampumaradalla keväällä 2014 suoritettujen velvoitetarkkailun tuloksiin verrattuna lyijypäästöjä ovat kasvaneet (taulukko 6.1). Myös marraskuussa 2013 lyijyn pitoisuudet olivat korkeat, lähes samalla tasolla kuin syksyllä 2014. Syksyllä 2014 pH oli matalampi kuin kevään näytteissä.

Hätilän alueella käytetystä kivituhkasta liukenee sulfaatteja ja metalleja hapettumisen seurauksena, mikä selittää matalan pH:n ja korkean sähkönjohtavuuden. Poikkeuksellisten maaperäolojen vuoksi Hätilän tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia muihin kohteisiin, sillä myös osa raskasmetallikuormituksesta on peräisin kivituhkasta. Hätilässä havaittu lyijypitoisuuksien nousu hulevesissä johtunee kivituhkasta liukenevasta lyijystä. Matalan pH:n vuoksi lyijy on lähinnä liukoisessa muodossa, minkä vuoksi laskeutusaltaat eivät poista lyijyä.

Taulukko 6.1 Lyijypitoisuus ja pH kevään 2014 velvoitetarkkailussa sekä tämän työn näytteenotossa Hätilän ampumaradalla.

	H2 kevät	H2 syksy	H3 kevät	H3 syksy	H4 kevät	H4 syksy
pH_{tuleva}	-	3,9 4,0	-*	3,7 4	-*	4,4 4,4
pH_{lähtevä}	4,2	4,0 4,1	4,6	3,8 4,0	6,2	4,4 4,5
Pb_{tuleva} [µg/l]	-*	2100 1300	-*	590 560	-*	150 140
Pb_{lähtevä} [µg/l]	330	1500 1100	76	640 490	48	160 130

- ei määritetty

Pirkkalan hulevesien käsittelyjärjestelmien näytteissä lyijypitoisuudet olivat matalat ja niiden perusteella ei voida luotettavasti arvioida järjestelmien toimivuutta. Vesinäytteiden perusteella lyijy pidättyy järjestelmissä. Lyijypitoisuudet ovat niin matalia, että ne alittavat ilman käsittelyäkin pintavesien ympäristön laatumormin raja-arvon. Koska Pirkkalan radalla maaperän pilaantuminen oli ennen kunnostustoimenpiteitä lievää, on lyijykuormitus todennäköisesti muita kohteita vähäisempää. Pitoisuudet ovat selvästi korkeampia kuin lyijyn keskimääräinen pitoisuus vesistöissä Suomessa, 0,30 µg/l, ja puroissa, 0,32 µg/l (Kohijoki 2013), joten ampumaradan kuormitus vaikuttaa hulevesien lyijypitoisuuteen. Luotettavien tulosten saamiseksi tarvittaisiin enemmän näytteitä. Koska vesimäärät suodattimissa ovat vähäisiä, voitaisiin passiivikeräimillä saada edustavampia näytteitä. Radan 4 biosuodatuskentän tulo-oja kerää vettä myös lähteistä, jotka laimentavat veden lyijypitoisuutta. Tämä selittää osittain matalat pitoisuudet.

Kirjallisuuden perusteella suodatus on tehokas menetelmä raskasmetallien poistamiseen (Blecken et al. 2009; Hatt et al. 2007; Valtanen et al. 2010). Biosuodattimilla on saavutettu > 99 % lyijyn poisto hulevesistä. Biosuodattimilla voidaan pidättää myös liukoisessa muodossa olevaa lyijyä. Suodattimen kyky sitoa lyijyä riippuu sen materiaalista, lyijyn esiintymismuodosta ja pH-alueesta. Orgaaninen aines adsorboi liukoista lyijyä (Blecken 2010), joten biosuodatinkenttien kasvukerros parantaa suodattimen kykyä sitoa liukoista lyijyä. Liukoisen lyijyn pidättymistä voidaan tehostaa orgaanisilla täytemateriaaleilla (Vijayaraghavan et al. 2009)

Vuoden 2013 velvoitetarkkailussa Vekaranjärven pintavesien lyijyn kokonaispitoisuus oli välillä 59 - 170 µg/l ja liukoinen pitoisuus 1,5 - 1,8 µg/l. Hulevesipainanteesta lähtevä veden pitoisuudet olivat alle määritysrajan. (FCG Suunnittelu ja tekniikka 2014) Keväällä 2014 tarkkailunäytteissä pintaveden lyijyn kokonaispitoisuudet olivat 0,7 - 19 µg/l ja liukoiset pitoisuudet 1,0 - 1,6 µg/l. Hulevesipainanteesta lähtevän veden pitoisuudet alittivat määritysrajan myös kevään 2014 näytteissä.

Tämän työn Vekaranjärven näytteissä pitoisuudet olivat velvoitetarkkailussa todetulla tasolla. Lähes kaikki hulevesien mukana kulkeutuvasta lyijystä pidättyy Karalampeen ja hulevesipainanteen tulevan ja lähtevän veden lyijypitoisuus oli yhtä näytettä lukuun ottamatta alle määritysrajan, joten painanteen kykyä poistaa lyijyä ei voida tulosten perusteella arvioida. Koska sedimenttinäytteessä havaittiin lyijyä, voidaan olettaa, että osa lyijystä kuitenkin kulkeutuu painanteeseen asti ja laskeutuu altaan pohjalle.

Veden laatuparametrien vaikutus lyijypitoisuuteen

Hulevesien sähkönjohtavuus ja lyijypitoisuus korreloivat, mutta tämä ei välttämättä tarkoita kausaliteettia. Korrelaatioon vaikuttaa merkittävästi Hätilän hulevesien korkea lyijypitoisuus ja sähkönjohtavuus, joiden taustalla on sulfaattien ja raskasmetallien huuhtoutuminen alueella käytetystä kivituhkasta. Kun Hätilän tulokset jätettiin pois tarkastelusta, ei korrelaatiota yhteyttä lyijypitoisuuden ja sähkönjohtavuuden välillä havaittu.

Korrelaatio havaittiin myös hulevesien lyijypitoisuuden ja pH:n välillä, mikä vastaa aikaisempien tutkimuksien tuloksia. Tuloksia vääristää kuitenkin Hätilän kivituhkasta peräisin oleva lyijy, jonka osuutta lyijyn kokonaiskuormituksesta ei tunneta. Sulfaattien liukeneminen kivituhkasta ja siitä seurannut pH:n lasku on todennäköisesti syynä myös kivituhkasta peräisin olevan lyijyn liukenemiseen ja siten kulkeutumiseen. Mekanismi on siis sama, mutta sen merkitys ylikorostuu kivituhkan aiheuttaman ylimääräisen kuormituksen vuoksi.

Kiintoaineen ja lyijypitoisuuden havaittiin korreloivan, mikä vastaa aikaisempia tutkimustuloksia (Heier et al. 2010) Laskeutusaltaan purkuvedessä on havaittu korrelaatio käsitellyn vesimäärän ja lyijyn sekä kiintoaineen pitoisuuden välillä. Koska lyijyn määrä on suoraan verrannollinen virtaamaan, voidaan vuosittaista kuormitusta arvioida, jos virtaamatiedot tunnetaan. (Petterson 1998)

Kun orgaanisen aineen ja lyijyn kokonaispitoisuuden suhdetta toisiinsa tarkasteltiin kaikkien näytteiden osalta, ei korrelaatiota kokonaislyijyn ja TOC:n määrän välillä havaittu. Kun tarkastelu rajoitettiin Pirkkalan, Lupinmäen ja Vekaranjärven näytteisiin, havaittiin veden orgaanisen aineksen ja lyijyn kokonaispitoisuuden korreloivan. Tämä johtunee Hätilän hulevesien lyijyn esiintymisestä liukoisessa muodossa: Koska lyijy ei ole sitoutuneena humukseen, ei orgaanisen aineksen määrä vedessä vaikuta sen lyijypitoisuuteen. Orgaanisen aineen ja lyijyn kokonaispitoisuuden välillä havaittu korrelaatio vastaa aikaisemmissa tutkimuksissa tehtyjä havaintoja (Heier et al. 2010).

Kustannustarkastelu

Biosuodattimien rakennuskustannuksiksi arvioitiin 5000-6000 euroa. Samansuuruiset kustannukset ovat toteutuneet vastaavanlaisten järjestelmien rakentamisessa Tikkakosken ja Upinniemen ampumaradoilla.

Hulevesioppaassa viivyttämiseen suunnitellun hulevesilammikon rakennuskustannuksiksi on arvioitu 40 €/pinta-ala m². Tämän arvion mukaiset kustannukset Lupinmäen altaille ovat huomattavasti suuremmat, kuin urakoitsijalta saatu arvio. Hulevesioppaan kustannusarviossa on kuitenkin huomioitu altaan pinnan kivetytys ja nurmipinta, mikä nostaa kustannuksia verrattuna yksinkertaisiin laskeutusaltaisiin. Ampumaratojen hulevesijärjestelmien toteutuneita kustannuksia laskee myös järjestelmien toteuttaminen samanaikaisesti muiden parannustoimenpiteiden yhteydessä, jolloin muun muassa maan ajoja voitiin yhdistää.

Kymmenen vuoden aikajänteellä tarkasteltuna laskeutus on kustannuksiltaan edullisin menetelmä. Sekä laskeutusaltaiden rakennus- että huoltokustannukset ovat matalammat kuin biosuodattimilla. Biosuodattimien kustannuksia voidaan laskea yhdistämällä esimerkiksi laskeutus esikäsitteilynä ennen suodatusta. Näin suodattimen kiintoaine-, TOC- ja lyijykuormitusta voidaan vähentää, jolloin suodattimen pintakerros tukkeutuu ja kyllästyy lyijyllä hitaammin, minkä ansiosta pintakerroksen huoltoväli pitelee. Laskeutusaltaalla voidaan myös tasata virtaamia, jolloin biosuodatin voidaan mitoitaa pienemmäksi, mikä laskee rakennuskustannuksia. Virtaamien tasaamisella ja

pienemmällä mitoituksella biosuodattimen toiminta todennäköisesti paranee, sillä kuivumisen aiheuttamat ongelmat vähenevät. Liian suuri biosuodatin voi muuttua päästölähteeksi, jos virtaamat ovat pienet, jolloin lyijyä alkaa huuhtoutua läpi suotautuvan sadeveden mukana.

Tarkkojen kustannusten arviointi on vaikeaa, sillä muun muassa kaivutöiden kustannukset riippuvat paljon kohteesta ja maaperän ominaisuuksista. Kustannuksia voidaan pienentää ajoittamalla hulevesien hallintajärjestelmien rakentaminen muiden kunnostustöiden yhteyteen. Pilaantuneen sedimentin käsittelykustannukset muodostavat huomattavan osan järjestelmien huoltokustannuksista.

Huoltokustannuksiin vaikuttaa paljon lyijyn pitoisuus laskeutusaltaista ruopattavissa sedimenteissä tai biosuodattimien pintakerroksessa. Jos pitoisuudet ylittävät pilaantuneisuuden raja-arvot eikä niitä voida sijoittaa rata-alueelle, niiden käsittely nostaa kustannuksia.

Mahdolliset maan kuljetuskustannukset voivat muodostaa huomattavan osan huoltokustannuksista, mutta niiden suurus on kohdekohtaista ja riippuu kuljetusetäisyydestä, joten yleispätevää arviota on vaikea antaa.

6.2 Suositukset

Vaikka tulosten perusteella laskeutus on tehokas menetelmä kiintoaineeseen sitoutuneen lyijyn poistoon, suositellaan laskeutus yhdistettäväksi jonkin suodatusmenetelmän kanssa liukoisen lyijyn pidättämiseksi. Liukoisessa muodossa oleva lyijy kulkeutuu helposti pintavalunnan mukana ja aiheuttaa siten suuremman riskin ympäristölle. Koska laskeutusaltaissa havaittiin liukoisen pitoisuuden nousua huonon liukoisen lyijyn poistotehon lisäksi, on käsittelyn tehostamiselle tarvetta.

Biosuodattimien toimintaa ei pystytty vertailemaan vähäisen näytemäärän takia. Koska biosuodatinkenttien käytöstä on vastaavissa kohteissa vain vähän kokemuksia, tarvitaan niiden toimivuudesta lisää tutkimuksia. Kohteita tulisi seurata pidemmällä aikajänteellä. Näin voitaisiin arvioida eri sääolojen ja jäätyminen sekä sulamisen vaikutusta. Koska kasvien juurtuminen ja leviäminen kestää useita vuosia, voidaan suodattimien toiminnassa todennäköisesti havaita muutoksia pidemmällä aikavälillä. Pidemmän aikavälin tutkimuksilla voitaisiin tarkastella myös suodattimien tukkeutumisen ja kyllästymisnopeutta.

Vaikka laskeutuksella voidaan tehokkaasti poistaa kiintoaineeseen sitoutunutta lyijyä, ovat laskeutusaltaat herkkiä häiriöille, kuten rankkasateille ja runsaiden sulamisvesien tuottamille virtaamapiikeille. Laskeutuksen vaikutus liukoisen lyijyn poistamiseen on pieni. (Pettersson 1998) Toimintavarmuutta voidaan parantaa yhdistämällä suodatuksen ja biologiseen pidättämiseen perustuvia tekniikoita laskeutukseen.

Liukoisen lyijyn pidättämiseksi, on suodatusrakenteissa oltava raskasmetalleja sitovaa täytemateriaalia. Biosuodattimien kasvukerroksen orgaaninen aines adsorboi lyijyä ja kasvit tehostavat pidättymistä biologisin, fyysisin ja kemiallisin mekanismein. Suoda-

tus voidaan toteuttaa myös adsorboivien massojen avulla näytekaiivossa, mutta vaatii tehokkaan esikäsittelyn suodattimien tukkeutumisen estämiseksi.

Lyijyn esiintymismuodon tunteminen on tärkeää käsittelymenetelmän valinnassa. Mikäli suuri osa lyijystä on sitoutuneena kiintoainekseen, on laskeutus yleensä riittävän tehokas menetelmä lyijyn poistamiseen ja sen rakennus- ja huoltokustannukset ovat alhaiset. Liukoisen lyijyn poistamiseen vaaditaan tehokkaampia menetelmiä. Pintavesinäytteillä voidaan varmistaa kohteeseen suunnitellun käsittelymenetelmän menetelmän soveltuvuus. Merkittävimpiä parametreja suunnittelussa ovat tämän työn tulosten ja kirjallisuuden perusteella liukoisen lyijyn suhde lyijyn kokonaispitoisuuteen, pH ja TOC sekä TSS.

Käsittelytarpeen arvioinnissa tulisi mahdollisuuksien mukaan arvioida syntyviä vesimääriä ja siten aiheutuvaa kokonaiskuormitusta. Vaikka hulevesijärjestelmien purkuvesien lyijypitoisuus ylitti useissa näytteissä ympäristölaatumormin raja-arvon, jäävät laimentumisen seurauksena kohdevesistön pitoisuudet raja-arvoa matalammiksi. Vaadittavan puhdistustuloksen määrittämiseksi tulisi vuoden aikana syntyvä kokonaiskuormitus tuntea. Sulamisvesien ja syyssateiden vaikutus tulee huomioida, sillä erityisesti runsaan sadannan on havaittu lisäävän lyijyn kulkeutumista. (Heier et al. 2010) Lyijyn määrä laskeutusaltaiden purkuvesissä on suoraan verrannollinen virtaamaan (Shutes et al. 1997).

Virtaamatietojen avulla myös järjestelmien mitoitusta voitaisiin parantaa. Ampumaradoilla hulevesijärjestelmien valuma-alueet ovat pieniä, käytännössä lähinnä taustavallin etuseinä ja sen edusta, ja suuri osa pinnasta on hyvin vettä läpäisevää, minkä vuoksi tarkkojen vesimäärien arviointi on vaikeaa.

Käsittelyjärjestelmien toiminnan arvioinnin haasteena on käsiteltävien vesimäärien ja epäpuhtauksien pitoisuuden huomattava ajallinen vaihtelu. Virtaamat riippuvat kohteesta riippuen sadantaoloista, lisäksi keväällä sulamisvedet voivat aiheuttaa normaalia suurempia virtaamia. Altaissa ja painanteissa, joissa ei ole pysyvää vapaata vesipintaa, voidaan havaita niin sanottu first flush –vaikutus. Tällöin sateen alkuvaiheessa havaitaan hetkellisiä korkeita pitoisuuksia, kun altaan sekä ojien pinnalle pidäytyneet hiukkaset huuhtoutuvat hulevesien mukana. Samankaltainen ilmiö voidaan havaita kuivumisen ja sitä seuraavan sateen aikana biosuodattimissa. Sateen edetessä pitoisuudet tasoittuvat. (Blecken et al. 2009; Maniquiz-Redillas & Kim 2014)

Edustavien näytteiden saamiseksi suositellaan käytettäväksi passiivikeräimiä tai usean peräkkäisen näytteen kokoomanäytteitä. Passiivikeräimet pidättävät raskasmetallit esimerkiksi ioninvaihtohartsiin, jonka lyijymäärästä voidaan arvioida keskimääräinen lyijypitoisuus, kun keräimen läpi kulkenut virtaama tunnetaan. Passiivikeräinten käyttöä pintavesien laadun arvioinnissa on aikaisemmin tutkittu Upinniemen ampumarata-alueella (Heinonen 2013).

Pirkkalan ja Vekaranjärven näytteiden perusteella lyijy pidättyy tehokkaasti ojiin. Suositeltavaa on käsitellä hulevedet mahdollisimman lähellä niiden syntypaikkaa eli taustavallia, jolloin päästön hallinta paranee. Hulevesien hallinta tulee toteuttaa ratakohtaisella käsittelyllä, jolloin lyijyn pidättyminen voidaan rajata. Näin lyijypäästöt eivät

pääse leviämään laajalle ojiin ja käsittelyjärjestelmien kiintoaineen ja orgaanisen aineksen kuormitus pienenee, mikä pidentää rakenteiden käyttöikää ja vähentää huoltotarvetta. Ratakohtainen käsittely vähentää myös kunnostustöiden tarvetta: Kun lyijy ei kerry ojiin, niiden ruoppaustarve vähenee ja ojista perattavat sedimentit ovat vähemmän pilaantuneita, mikä pienentää käsittelykustannuksia. Toisaalta ojastoja voidaan käyttää veden käsittelyyn. Tällöin käsittely tulee kuitenkin tehdä hallitusti, jotta voidaan varmistua siitä, että lyijy pidättyy halutulle alueelle

Vekaranjärvellä vettä johdetaan pitkiä matkoja rata-alueen halki, ja suurin osa lyijykuormituksesta ei päädy käsittelyyn vaan pidättyy matkalle. Rata-alueella sijaitsevan hulevesipainanteen merkitys lyijyn poistossa on pieni, sillä suurin osa kuormituksesta pidättyy alueen keskellä sijaitsevaan Karalampeen sekä hulevesien johtamiseen käytettäviin avo-ojiin. Karalampi toimii hulevesikosteikkona ja sen merkitys alueelta johdettavien pintavesien laatuun on suuri. Vaikka Karalampi poistaa lyijyä tehokkaasti, on sen soveltuvuus lyijyn pidättämiseen kiistanalaista: Luonnontilaisen lammen kunnostaminen on vaikeaa ja kallista, mikäli tulevaisuudessa rata-alue halutaan ottaa muuhun käyttöön tai lyijyn kulkeutuminen sedimenteistä laukaisee kunnostustarpeen.

Lupinmäen näytteiden perusteella rakentamisen aikaisten hulevesien käsittelyyn tulee kiinnittää erityistä huomiota. Maaperän muokkaaminen voi lisätä muutoin stabiilin lyijyn kulkeutuvuutta. Tärkeää on rakentaa hulevesijärjestelmät ennen muiden toimenpiteiden aloittamista ja ohjata myös rakentamisen aikana syntyvä pintavalunta käsittelyjärjestelmiin.

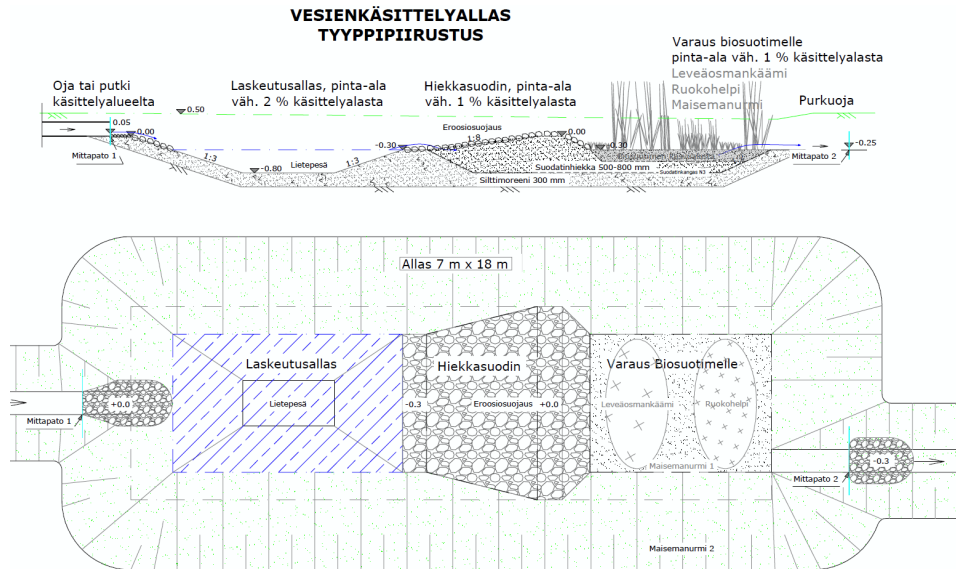
Järjestelmien kunnollinen toiminta vaatii säännöllistä tarkkailua ja huoltoa. Erityisesti biosuodattimet ja biolaskeutusaltaat vaativat kunnon ja kasvuston vuosittaista tarkkailua ja huoltoa. Säännöllinen huolto parantaa järjestelmien toimintaa ja pidentää niiden käyttöikää. Rata-alueiden ja hulevesijärjestelmien kunnostuksessa tulee ottaa huomioon myös mahdolliset ojien sedimenttien lyijykertymät. Huollon suunnittelussa tulee ottaa huomioon lyijyn kulkeutumisen estäminen kunnostustoimenpiteiden aikana, esimerkiksi altaiden ja ojien patoamisella.

Tässä diplomityössä keskityttiin lyijyn tarkasteluun, sillä lyijypäästöt ovat ampumaratojen raskasmetallipäästöistä määrällisesti suurimmat ja niiden aiheuttama ympäristöriski on arvioitu merkittävimmäksi. Ampumatoiminnan seurauksena maaperään päätyy myös muita raskasmetalleja, joista antimoni on erittäin haitallinen ja helposti kulkeutuva. Sen osuus raskasmetallipäästöistä on vähäinen, mutta sen haitallisuuden takia myös antimonin poiston tarkastelu voi olla aiheellista.

6.2.1 Käsittelyaltaiden kehittäminen

Ampumaratojen hulevesien käsittelyyn kehitetään Puolustushallinnon rakennuslaitoksen toimeksiantona käsittelyallasta, joka yhdistää laskeutuksen ja suodatuksen (kuva 6.1). Järjestelmän toimintaperiaatteena on, että suurimmat partikkelit ja niihin sitoutuneet raskasmetallit laskeutuvat lietepesään. Lietepesää seuraavan hiekkasuodattimen tarkoitus on pidättää laskeutumaton kiintoainesta. Viimeisenä biosuodatinosuus pidättää

mahdollisesti hiekkasuodattimen läpi pääsevää kiintoainesta sekä jonkin verran liukoisia metalleja. Lietepesässä on tarkoitus säilyä vapaa vesipinta, jolloin myös biosuodatin säilyisi jatkuvasti kosteana.



Kuva 6.1 Ampumaradan taustavallin vesienkäsittelyaltaan tyyppipiirustus (Ramboll Oy 2014a)

Rakenteeseen on lisätty tilavaraus mittapadolle joko tulevan tai lähtevän veden kanaan, minkä avulla voidaan arvioida veden viipymää sekä muodostuvaa kokonaiskuormitusta.

Biosuodatin vähentää todennäköisesti myös lietepesästä ja hiekkasuodattimesta huuhtoutuvan kiintoaineen ja metallien kulkeutumista. Kasvien kykyä sitoa liukoista metallia on vaikea arvioida, sillä se riippuu sekä biosaatavan lyijyn määrästä että kasvien ominaisuuksista. Kasvit sitovat metalleja sekä juuriin, varsiin että lehtiin, mutta metalleja sitoutuu myös juurista erittyvien kemikaalien vaikutuksesta. (Blecken 2010; Read et al. 2008)

Biosuodattimen kuivuminen sateiden välillä nostaa raskasmetallien pitoisuutta lähtevässä vedessä. Jos suodattimissa oli jatkuvasti jonkun verran kosteutta, pienivät kuivien kausien vaikutukset, lyijyn suhteen kuivuuden vaikutus käytännössä katosi. Lisäksi kuivuuden vaikutukset kasveihin vähenivät. (Blecken et al. 2009) Näin ollen suodattimen toiminta paranee, jos se pysyy jatkuvasti kosteana.

Rankkasateiden aikana laskeutusaltaaseen tuleva virtaus voi olla hyvinkin turbulenta, mikä voi aiheuttaa laskeutuneen aineksen huuhtoutumista. Rakenteeseen voitaisiin mahdollisesti lisätä ohituskanava tasoittamaan virtaamia kovien sateiden aikaan. Myös tulo-oja voidaan suunnitella sellaiseksi, että suurien virtaamien aikaan vesi pääsee nousemaan vapaasti, mikä tasoittaa virtaamapiikkejä. Ohituksen mitoittamiseksi tulisi laskeutusaltaan mitoitusvirtaama määrittää tarkemmin.

Laskeutus toimii sitä paremmin, mitä tasaisemmin tuleva vesi jakautuu altaaseen. Suunnitelmapiirroksen tulo-oja levittävää virtausta, mikä parantaa laskeutumista. Tasaisella veden leviämällä saadaan altaan laskeutustilavuus mahdollisimman tehokkaasti käyttöön, mikä on pienissä järjestelmissä tärkeää. (Koskiaho 2003)

Kosteusolosuhteiden ylläpito järjestelmässä edellyttää usein myös kohtalaisen kokoista valuma-aluetta, jossa imeytyminen on heikkoa. Ampumaradoilla järjestelmän valuma-alue on tavallisesti lähinnä taustavalli ja sen edusta, ja järjestelmään johtavan ojan maaperä vettä läpäisevää, joten pysyvän vesipinnan ylläpito voi olla vaikeaa.

Altaan mitoituspusterina käytetty 1-2 % pinta-alasta, mikä on yleisesti käytetty ohjeistus vastaavien järjestelmien mitoitukseen. Käyttökokemusten ja virtaamatietojen avulla altaiden mitoitusta voidaan kehittää. Virtaamatietojen lisäksi veden laadun tarkkailu on tärkeää tehokkaan mitoituksen määrittämisessä. Virtaamatietojen avulla voidaan myös luotettavammin tarkkailla rakenteiden toimintaa, jos viipymää ja kokonaiskuormitusta pystytään arvioimaan.

Koska biosuodattimet voivat pienillä virtaamilla tutkimusten mukaan toimia päästölähteenä (Blecken et al. 2009), voi biosuodatusosuuden ja laskeutusaltaan sijoittaminen vastakkaisessa järjestyksessä olla tutkimisen arvoista. Suodattimen pysyessä jatkuvasti kosteana vähentyvät kuivumisen aiheuttamat haitat. Suodatinrakenteen jälkeen voidaan myös sijoittaa toinen laskeutusallas, jolla voidaan pidättää suodattimesta huuhtoutuvaa kiintoainesta.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Työn tulosten perusteella lyijyn esiintymismuoto vaikuttaa merkittävästi ampumaradan hulevesien käsittelymenetelmien toimivuuteen. Tarkastellut laskeutusaltat pystyvät tehokkaasti (15-88 %) poistamaan kiintoaineeseen sitoutunutta lyijyä, mutta liukoisen lyijyn vähenemät olivat pieniä tai negatiivisia (-300 %-43%). Biosuodatuskenttien toimivuuden määrittäminen vaatii lisää tutkimuksia.

Koska laskeutuksella ei pystytä poistamaan liukoisessa muodossa olevaa lyijyä, vaatii sen poisto hulevesistä tehostettuja menetelmiä, kuten yhdistettyä laskeutusta ja suodatusta. Hulevesien käsittelyjärjestelmä tulee valita kohteen ominaisuuksien ja lyijyn esiintymismuodon perusteella. Hulevesien käsittelyyn suositellaan ratakohtaisia järjestelmiä. Näin lyijyn kulkeutuminen voidaan rajoittaa mahdollisimman pienelle alueelle ja huolto- ja kunnostustoimenpiteet pystytään kohdistamaan tehokkaasti.

Laskeutusaltaiden rakennuskustannukset olivat matalammat (825 e-890 e) kuin biosuodatuskenttien ja biolaskeutusaltaan rakennuskustannukset (4680 e-6480 e). Myös laskeutusaltaiden huoltokustannukset ovat tarkastelluista järjestelmistä matalimmat. Biosuodatuskenttien huoltokustannuksia nostaa lyijyn kertymisen pintakerroksen uusiminen. Biolaskeutusaltailta tai yhdistetyillä laskeutus- ja suodatusjärjestelmillä voidaan parantaa käsittelyn toimintavarmuutta ja puhdistustehoa ja pitää kustannukset biosuodattimilla matalampina. Esikäsitteilyllä voidaan myös pidentää suodattimien käyttöikä ja vähentää huollon tarvetta.

Järjestelmien toiminnan kannalta säännöllinen huolto on tärkeää. Huoltotarpeen arvioinnin perustana tulisi olla järjestelmien toiminta, jotta vältetään turhilta huoltotoimenpiteiltä. Etenkin laskeutusaltaiden ruoppauksen yhteydessä on vaarana lyijyn lisääntynyt kulkeutuminen, kun sedimenttejä muokataan.

Hulevesijärjestelmien toiminnan luotettava arviointi edellyttää lisätutkimuksia. Koska järjestelmissä havaittiin ajallista vaihtelua, suositellaan pidemmän aikavälin lisätutkimuksia. Tarkastelun aikana kaksi järjestelmistä oli ollut käytössä vain muutamia kuukausia. Etenkin biosuodattimen toiminnassa voi tapahtua huomattavia muutoksia ajan kuluessa. Järjestelmien tarkkailussa ja lisätutkimuksissa suositellaan käytettäväksi passiivikeräimiä, kokoomanäytteitä tai useita peräkkäisiä näytteitä näytteenoton edustavuuden parantamiseksi.

LÄHTEET

Alcazar, L., Breen, P., Hatt, B., Lewis, J., Wong, T., 2008. Advancing the design of stormwater biofiltration. Facility for Advancing Water Biofiltration, p.49.

AMPY-työryhmä, 2012. Ampumaratojen ympäristölupa, Helsinki: Ympäristöministeriö.

BAT-raportti, 2014. Ampumaratojen ympäristövaikutusten hallinta. Kajander S., Parri, A., Helsinki: Ympäristöministeriö.

Bennett, J.R., Kaufman, C.A., Koch, I., Sova, J., Reimer, K. J., 2007. Ecological risk assessment of lead contamination at rifle and pistol ranges using techniques to account for site characteristics. *The Science of the Total Environment*, 374(1), pp.91–101.

Blecken, G-T., 2010. Biofiltration Technologies for Stormwater Quality Treatment. Luleå University of Technology. p. 222

Blecken, G-T., Zinger, Y., Deletić, A., Fletcher, T.D., Viklander, M., 2009. Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters. *Ecological Engineering*, 35(5), pp.769–778.

Blecken, G-T., Zinger, Y., Deletić, A., Fletcher, T.D., Viklander, M., 2009. Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. *Water Research*, 43(18), pp.4590–4598.

Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A., Zinger, Y., 2008. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: a large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42(14), pp.3930–3940.

Center for Watershed Protection, 2004. Stormwater Pond & Wetland Maintenance Guidebook, Elliot City.

Chemspider, 2014. Lead. Royal Society of Chemistry. Saatavissa: <http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.4509317.html?rid=0c10860c-8e20-41e6-8d96-a9dc29877f8c> [Viitattu 22.7.2014].

Clark, S. E., Pitt, R., 2012. Targeting treatment technologies to address specific stormwater pollutants and numeric discharge limits. *Water Research*, 46(20), pp.6715–6730.

Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S., Poelsma, P., 2012. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: a large-scale column study. *Water Research*, 46(20), pp.6743–6752.

- Craig, J.R., Rimstidt, J.D., Bonnaffon, C.A, Collins, T.K., Scanlon, P.F., 1999. Surface water transport of lead at a shooting range. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(3), pp.312–319.
- Darling, Colin T.R. & Thomas, Vernon G., 2005. Lead bioaccumulation in earthworms, *Lumbricus terrestris*, from exposure to lead compounds of differing solubility. *The Science of the Total Environment*, 346(1-3), pp.70–80.
- Etelä-Suomen aluehallintovirasto, 2011. Vekaranjärven ampumaradan toimintaa koskeva ympäristölupahakemus, Kouvola.
- Evangelou, M.W.H., Hockmann, K., Pokharel, R., Jakob, A., Schulin, R., 2012. Accumulation of Sb, Pb, Cu, Zn and Cd by various plants species on two different relocated military shooting range soils. *Journal of Environmental Management*, 108, pp.102–107.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka, 2014. Vekaranjärven ampumaradat, pohja- ja pintavesien tarkkailu 2013, Kotka. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2014a. Laskeutusallas 1 det. piirustus, Lupinmäen ampumaratojen ympäristötekniinen parantaminen. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2014b. Laskeutusallas 2 det. piirustus, Lupinmäen ampumaratojen ympäristötekniinen parantaminen. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2014c. Pirkkalan ampumaradan pistooliradan ampumapaikka, Valokuva.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2013a. Satakunnan Lennosto Pirkkala ampumaradat, Hankesuunnitelma. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2013b. Satakunnan Lennosto Pirkkala, ampumaradat - Perustilaselvitys. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2012. Vekaranjärven ampumaradat - Perustilaselvitys, Helsinki. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2013c. Vekaranjärven ampumaratojen kunnostus - Loppuraportti, Lappeenranta. Julkaisematon selvitys.
- FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy, 2014d. Vekaranjärven hulevesipainanne, Valokuva.
- Golder Associates Oy, 2012. Ympäristötekniinen tutkimusraportti - Lupinmäen ampumaradat. Julkaisematon selvitys.
- Hares, R.J., Ward, N.I., 1999. Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Science of The Total Environment*, 235(1-3), pp.169–178.

- Hartikainen, H., Kerko, E., 2009. Lead in various chemical pools in soil depth profiles on two shooting ranges of different age. *Boreal Environmental Research*, 14(April), pp.61–69.
- Hashimoto, Y., 2013. Field and laboratory assessments on dissolution and fractionation of Pb from spent and unspent shots in the rhizosphere soil. *Chemosphere*, 93(11), pp.2894–2900.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365(3-4), pp.310–321.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2007. Treatment performance of gravel filter media: implications for design and application of stormwater infiltration systems. *Water Research*, 41(12), pp.2513–2524.
- Heier, L.S., Lien, I.B., Strømseng, A.E., Ljønes, M., Rosseland, B.O., Tollefsen, K-E., Salbu, B., 2009. Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range--time dependant metal accumulation and biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *The Science of the Total Environment*, 407(13), pp.4047–4055.
- Heier, L.S., Meland, S., Ljønes, M., Salbu, B., Strømseng, A.E., 2010. Short-term temporal variations in speciation of Pb, Cu, Zn and Sb in a shooting range runoff stream. *The Science of the Total Environment*, 408(11), pp.2409–2417.
- Heinonen, H., 2013. Ampumaratojen pintavesitutkimukset. Opinnäytetyö. Lahden ammattikorkeakoulu.
- Hsieh, C., Davis, A.P., 2006. Evaluation and Optimization of Bioretention Media for Treatment of Urban Storm Water Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 131(11), pp.1521–1531
- Hvitved-Jacobsen, T., Johansen, N.B., Yousef, Y.A., 1994. Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark. *Science of The Total Environment*, 146-147, pp.499–506.
- Istenič, D., Arias, C.A., Vollertsen, J., Nielsen, A.H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T., Brix, H., 2012. Improved urban stormwater treatment and pollutant removal pathways in amended wet detention ponds. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 47(10), pp.1466–1477.
- Jones, Robert P., Bednar, Anthony J., Inouye, L.S., 2009. Subcellular compartmentalization of lead in the earthworm, *Eisenia fetida*: Relationship to survival and reproduction. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(4), pp.1045–1052.
- Jäteläki 646/2011, Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Kajander, S., 2013. Best available techniques to small arms ranges. In M. Warsta, ed. *European Conference of Defence and Environment*.

- Kaloinen, E., 2014. Ampumaratojen hulevedet/biosuodatus, Sähköpostiviesti.
- Kohijoki, V., 2013. Suomen pintavesien lyijyn ja nikkelin taustapitoisuudet ja niiden biosaatavuus. Helsingin yliopisto.
- Komnikova, D., Nabelkova, J., 2007. Effect of urban drainage on bioavailability of heavy metals in recipient. *Water Science and Technology*, 56(9), pp.43–50.
- Koskiaho, J., 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering*, 19(5), pp.325–337.
- Kuntaliitto, 2012. Hulevesiopas, Helsinki: Suomen kuntaliitto.
- Lee, P-K., Touray, J-C., Baillif, P., Ildefonse, J-P., 1997. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *Science of The Total Environment*, 201(1), pp.1–15.
- Lefevre, G.H., Paus, Kim H., Natarajan, P., Gulliver, J.S., Novak, Paige J., Hozalski, R. M., 2010. Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering*
- Lin, Z., 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environmental Pollution*, 89(3), pp.303–309.
- Luo, W., Verweij, R. A., van Gestel, C.A.M., 2014. Contribution of soil properties of shooting fields to lead bioavailability and toxicity to *Enchytraeus crypticus*. *Soil Biology and Biochemistry*, 76, pp.235–241.
- Luo, W., Verweij, R.A. , van Gestel, C.A.M., 2014. Determining the bioavailability and toxicity of lead contamination to earthworms requires using a combination of physicochemical and biological methods. *Environmental Pollution*, 185, pp.1–9.
- Ma, L.Q., Hardison, D.W., Harris, Willie G., Cao, X., Zhou, Q., 2006. Effects of Soil Property and Soil Amendment on Weathering of Abraded Metallic Pb in Shooting Ranges. *Water, Air, and Soil Pollution*, 178(1-4), pp.297–307.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132, Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Maanmittauslaitos, 2014. Karttaikkuna. Paikkatietoikkuna. Saatavissa: <http://www.paikkatietoikkuna.fi/web/fi/kartta> [Viitattu 23.10.2014].
- Mager, E.M., Brix, K.V, Gerdes, R.M., Ryan, A.C., Grosell, M., 2011. Effects of water chemistry on the chronic toxicity of lead to the cladoceran, *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(3), pp.238–243.
- Maniquiz-Redillas, M., Kim, L-H., 2014. Fractionation of heavy metals in runoff and discharge of a stormwater management system and its implications for treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 26(6), pp.1214–1222.

Manninen, O., 2014. Lehtori, teollisuustalous. Tampereen teknillinen yliopisto. Haastattelu 20.10.2014.

Mariussen, E., Ljønes, M., Strømseng, A.E., 2012. Use of sorbents for purification of lead, copper and antimony in runoff water from small arms shooting ranges. *Journal of Hazardous Materials*, 243, pp.95–104.

Martin, W. A., Lee, L.S., Schwab, P., 2013. Antimony migration trends from a small arms firing range compared to lead, copper, and zinc. *The Science of the Total Environment*, 463-464, pp.222–228.

Muthukrishnan, S., 2006. Treatment of heavy metals in stormwater runoff using wet pond and wetland mesocosms. *Proceedings of the Annual International Conference in Soils, Sediments, Water and Energy*, 11(9).

Naapuruussuhdelaki 26/1920, Oikeusministeriö, Helsinki.

Nadella, S. R., Tellis, M., Diamond, R.I, Smith, S., Bianchini, A., Wood, C.M., 2013. Toxicity of lead and zinc to developing mussel and sea urchin embryos: critical tissue residues and effects of dissolved organic matter and salinity. *Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & Pharmacology : CBP*, 158(2), pp.72–83.

Nascimento, N.O., Ellis, J.B., Baptista, M.B., Deutsch, J.-C., 1999. Using detention basins: operational experience and lessons. *Urban Water*, 1(2), pp.113–124.

Naumanen, P., Sorvari, J., Pyy, O., Rajala, P.i, 2002. Ampumarata-alueiden pilaantunut maaperä, Tutkimukset ja riskienhallinta. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Joensuu.

Newberry, G.P., Yonge, D.R., 1996. The retardation of heavy metals in stormwater runoff by highway grass strips, Washington State Transportation Center (TRAC). Washington.

Petterson, T.J.R., 1998. Water quality improvement in a small stormwater detention pond. *Water Science and Technology*, 38(10), pp.115–255.

PIR-2002-Y-416-119, 2008. Päätös ympäristönsuojelulain 35 §:n mukaisesta hakemuksesta, joka koskee Puolustusvoimien Satakunnan lennoston ampumaratojen toimintaa.

Puolustushallinnon rakennuslaitos, 2014. Pirkkalan ampumaradan parannustoimenpiteet - Työselostus. Julkaisematon selvitys.

Ramboll Oy, 2014a. Ampumaradan taustavallin vesienkäsittelyallas, tyyppiinirustus. Julkaisematon selvitys , p.1.

Ramboll Oy, 2014b. Hätilän ampumarata vesien tarkkailu 2010 – 2013, Lahti. Julkaisematon selvitys.

Ramboll Oy, 2014c. Laskeutusallas Hätilän ampumaradalla, Valokuva.

- Ramboll Oy, 2012. Rata 2 saostusallas tyypipoikkileikkaus. Julkaisematon selvitys.
- Read, J., Wevill, T., Fletcher, T., Deletic, A., 2008. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, 42(4-5), pp.893–902.
- Robinson, B.H., Bischofberger, S., Stoll, A., Schroer, D., Furrer, G., Roulier, S., Gruenwald, A., Attinger, W., Schulin, R., 2008. Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: uptake pathways and land management implications. *Environmental Pollution*, 153(3), pp.668–76.
- Ronkainen, N., 2012. Suomen maalajien ominaisuuksia. *Suomen ympäristö*, (2), p.62.
- Rooney, C.P., McLaren, R.G. & Condrón, L.M., 2007. Control of lead solubility in soil contaminated with lead shot: effect of soil pH. *Environmental Pollution*, 149(2), pp.149–157.
- Sanderson, P., Naidu, R., Bolan, N., Bowman, M., McLure, S., 2012. Effect of soil type on distribution and bioaccessibility of metal contaminants in shooting range soils. *The Science of the Total Environment*, 438, pp.452–462.
- Scheuhammer, A.M., Norris, S.L., Paper, O., Service, C.W., 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada, pp.3–23.
- Scholes, L., Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., Forshaw, M., Purchase, D., 1998. The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 214(1-3), pp.211–219.
- Shutes, R.B.E, Revitt, D.M., Mungur, A., Scholes, L.N.L., 1997. The design of wetland systems for the treatment of urban run off. *Water Science and Technology*, 35(5), pp.19–25.
- Sikiö, J., 2014. Maaperän suojele ampumaradoilla. *Ympäristö ja Terveys*, 45(7), pp.54–57.
- Sorvari, J., Antikainen, R., Pyy, O., 2006. Environmental contamination at Finnish shooting ranges--the scope of the problem and management options. *The Science of the Total Environment*, 366(1), pp.21–31.
- Stagge, J.H., Davis, A.P., Jamil, E., Kim, H., 2012. Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Research*, 46(20), pp.6731–6742.
- Suomen Ampumaurheiluliitto, 2003. Puhtaita osumia. Suomen ampumaurheiluliiton ympäristöohjelma, pp.1–27.
- Tarvainen, T., Reinikainen, J., Hatakka, T., Jarva, J., Luoma, S., Pullinen, A., Pyy, O., Hintikka, V., Sorvari, J., 2011. Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella, Espoo.

Turpeinen, R., Salminen, J., Kairesalo, T., 2000. Mobility and Bioavailability of Lead in Contaminated Boreal Forest Soil. *Environmental Science & Technology*, 34(24), pp.5152–5156.

US EPA, 2005. Best Management Practices for Lead at Outdoor Shooting Ranges, United States Environmental Protection Agency.

US EPA, 1999a. Description and Performance of Storm Water Best Management Practices. In Preliminary Data Summary of Urban Stormwater Best Management Practices. pp. 1–85.

US EPA, 1999b. Environmental Assessment. In Preliminary Data Summary of Urban Stormwater Best Management Practices. Washington, pp. 1–49.

Uusi-Rauva, E., Haverila, M., Kouri, I., Miettinen, A., 2009. Teollisuustalous 6th ed., Infacs johtamistekniikka oy.

Valtanen, M., Sillanpää, N., Hättinen, N., 2010. Hulevesien imeyttäminen ja suodattaminen : haitta-aineet ja menetelmät.

Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007, 2007. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki.

Vesilaki 587/2011, Oikeusministeriö, Helsinki.

Vijayaraghavan, K., Teo, T.T., Balasubramanian, R., Joshi, U.M., 2009. Application of Sargassum biomass to remove heavy metal ions from synthetic multi-metal solutions and urban storm water runoff. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2-3), pp.1019–1023.

Virtanen, J., 2014. Lupinmäen pilaantuneen maan kaivutöiden toteutuksesta, Sähköpostiviesti.

Yang, J.Y., Yang, X.E., He, Z.L., Li, T.Q., Shentu, J.L., Stoffella, P.J., 2006. Effects of pH, organic acids, and inorganic ions on lead desorption from soils. *Environmental Pollution*, 143(1), pp.9–15.

Yin, X., Gao, Bin, M., Lena Q., Saha, U. K., Sun, Hu., Wang, G., 2010. Colloid-facilitated Pb transport in two shooting-range soils in Florida. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), pp.620–625.

Yin, X., Saha, U.K., Ma, L.Q., 2010. Effectiveness of best management practices in reducing Pb-bullet weathering in a shooting range in Florida. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), pp.895–900.

Ympäristöministeriö, 2006. Puolustusvoimien ampumatoiminta maankäytön suunnittelussa ja ympäristölupamenettelyssä. *Suomen ympäristö*, 38, p.96.

Ympäristönsuojeluasetus 18.2.2000/169, Ympäristöministeriö, Helsinki.

Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86, Ympäristöministeriö, Helsinki.

Yousef, Y.A., Lin, L., Lindeman, W. , Hvitved-Jacobsen, T., 1994. Transport of heavy metals through accumulated sediments in wet ponds. *Science of The Total Environment*, 146-147, pp.485–491.

YSO/114/2009, 2009. Ympäristölupapäätös HAM-2005-Y-529-11.

LIITTEET

1. Pirkkalan ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet
2. Lupinmäen ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet
3. Hätilän ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet
4. Vekaranjärven ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet
5. Pirkkalan vesinäytteiden analyysitulokset 25.8.2014 näytteistä
6. Pirkkalan vesinäytteiden analyysitulokset 2.10Pirkkala.2014 näytteistä
7. Lupinmäen vesinäytteiden analyysitulokset 4.7.2014 näytteistä
8. Lupinmäen vesinäytteiden analyysitulokset 23.9.2014 näytteistä
9. Hätilän vesinäytteiden analyysitulokset 25.8.2014 näytteistä
10. Vekaranjärven vesinäytteiden analyysitulokset 12.9.2014 näytteistä
11. Vekaranjärven vesinäytteiden analyysitulokset 30.9.2014 näytteistä
12. Vekaranjärven sedimenttinäytteen analyysitulokset

Liite 1: Pirkkalan ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet

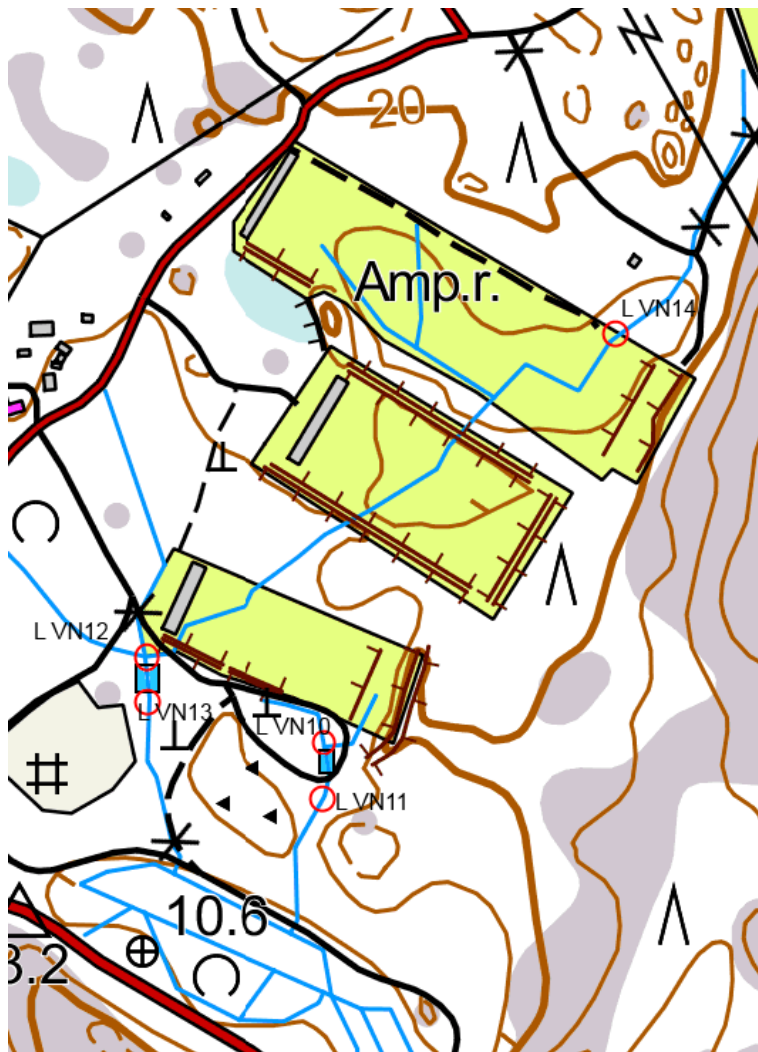
	Näytteenotto pvm	Näyte	Näytteenottopaikan kuvaus
Pirkkala	25.8.2014 2.10.2014	PX013	P2 tuleva vesi, hidas virtaus
		PX014	P2 lähtevä vesi, hidas virtaus
		PX015	P2 laskuoja, seisova, matala vesi.
		PX016	P4 tuleva vesi. Selvä virtaus, vesi kirkasta
		PX017	P4 lähtevä vesi, rum-puputken päästä. Selvä virtaus, kirkas vesi



Pohjakartta: Maanmittauslaitoksen paikkatietopalvelu Karttaikkuna (2014, muokattu)

Liite 2: Lupinmäen ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet

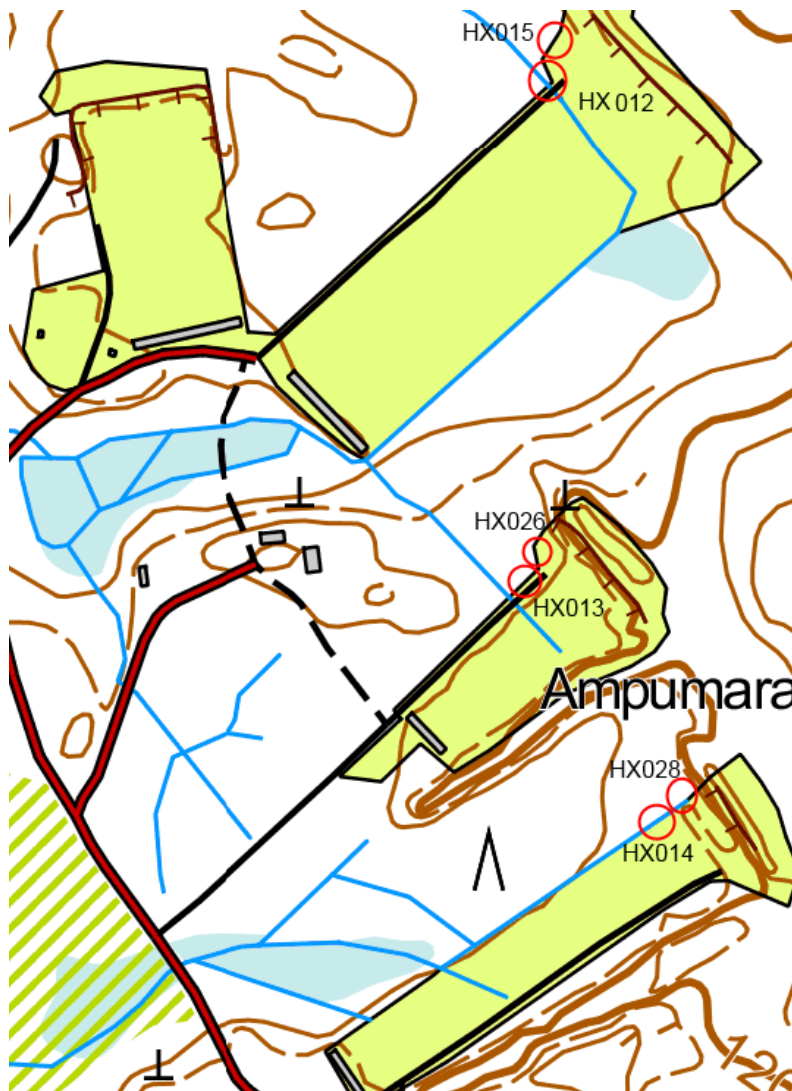
	Näytteenotto pvm	Näyte	Näytteenottoaikan kuvaus
Lupinmäki	4.7.2014 23.9.2014	LVN10	L2 tuleva vesi. Erittäin hidas virtaus/seisova vesi
		LVN11	L2 lähtevä vesi, noin 30 m purkuputkesta alavirtaan Virtaava vesi
		LVN12	L1 tuleva vesi. Rumpuputken pää, selkeä virtaus
		LVN13	L1 lähtevä vesi. Laskuoja noin 3 metriä altaasta, hidas virtaus
		LVN14	Taustapitoisuus. Metsästä radan suuntaan virtaava oja, radan 3 laita



(Maanmittauslaitos 2014, muokattu)

Liite 3: Hätilän ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet

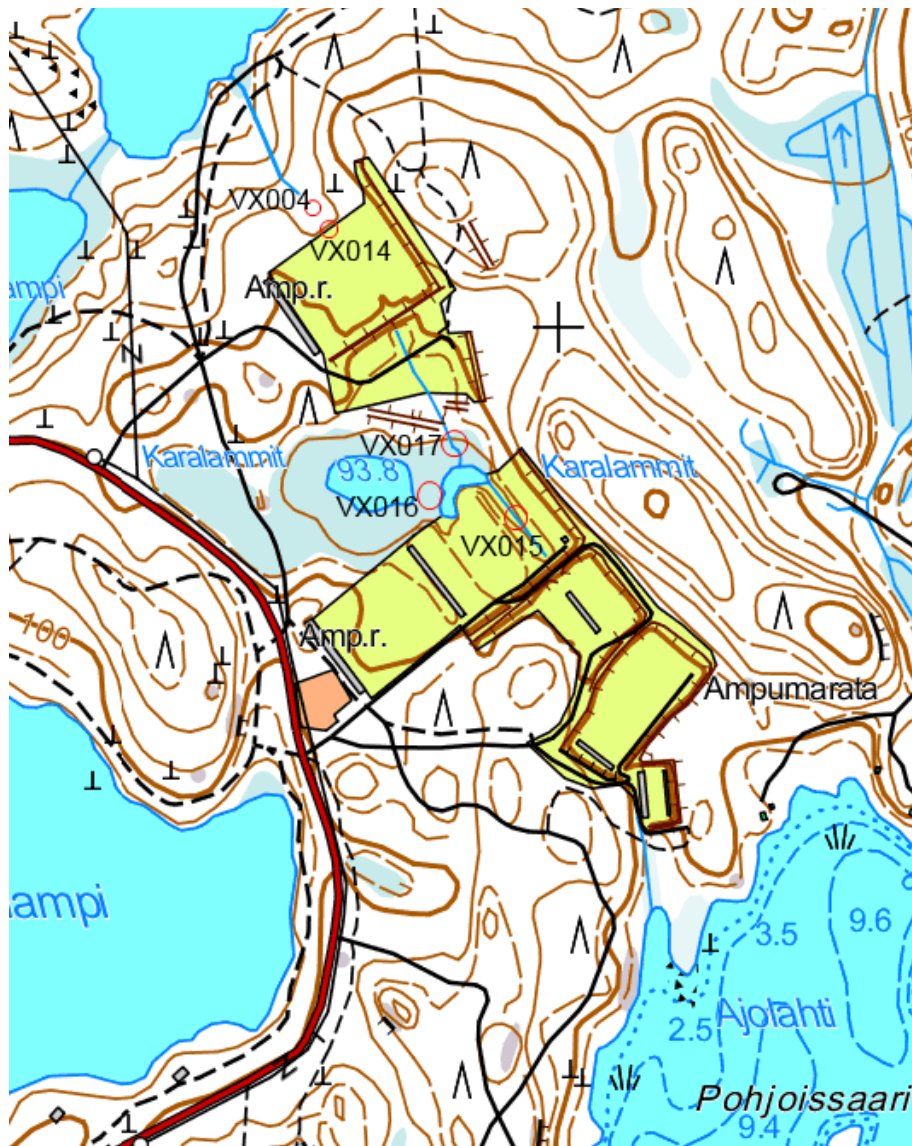
	Näytteenotto pvm	Näyte	Näytteenottoaikan kuvaus
Hättilä	11.9.2014	HX015	H2 tuleva vesi
	21.10.2014	HX012	H2 lähtevä vesi
		HX026	H3 tuleva vesi
		HX013	H3 lähtevä vesi
		HX028	H4 tuleva vesi
		HX014	H4 lähtevä vesi



(Maanmittauslaitos 2014, muokattu)

Liite 4: Vekaranjärven ampumaradan hulevesijärjestelmien näytepisteet

	Näytteenotto pvm	Näyte	Näytteenottoaikan kuvaus
Vekaranjärvi	12.9.2014	VX004	V2 lähtevä vesi
	30.9.2014	VX014	V2 tuleva vesi
		VX017	Karalammesta laskeva oja
		VX015	Karalampeen suunnasta laskeva oja
		VX016	Karalampeen laskeva oja



(Maanmittauslaitos 2014, muokattu)

ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Ella Havulinna
 Osoite Pyhäjärvenkatu 1
 33200 Tampere

NÄYTE

SGS Refno KE14-02708 R0
 Raportointi pvm 05.09.2014
 Saapumis pvm 25.08.2014
 Aloitus pvm 25.08.2014
 Valmistumis pvm 05.09.2014

Projekti - -
 Asiakkaan viite P19455
 Näytteiden lkm 5

KOMMENTIT

ALLEKIRJOITUKSET



Eeva Niemelä
 Apulaiskemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määrittäjä
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Analyysi	Yksikkö	DL	Näyttenumero	KE14-02708.001	KE14-02708.002	KE14-02708.003	KE14-02708.004	KE14-02708.005
			Näytteen nimi	1313X013	1313X014	1313X015	1313X016	1313X017

pH vedestä Menetelmä: SFS 3021

pH	pH-yksikkö	0.2	7.3	7.7	7.5	6.3	6.9
----	------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Hiilen määrittäminen vedestä Menetelmä: SFS-EN 1484

Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	mg/l	0.3	-	21	13	-	-
Haihtumaton orgaaninen hiili (NPOC)	mg/l	0.3	5.8	-	-	1.2	3.2

Sähkönjohtavuus vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 27888

Sähkönjohtavuus	mS/m	0.5	11.3	19.6	17.2	17.7	29.0
-----------------	------	-----	------	------	------	------	------

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

Arseeni	µg/l	0.4	0.6	1.1	0.6	<0.4	1.1
Kadmium	µg/l	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	<0.1
Koboltti	µg/l	0.2	0.2	0.3	0.4	4.1	2.4
Kromi	µg/l	0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Kupari	µg/l	1	2.3	2.4	1.9	<1.0	2.4
Nikkeli	µg/l	1	<1.0	<1.0	2.1	15	6.1
Lyijy	µg/l	0.5	0.7	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Sinkki	µg/l	5	<5.0	<5.0	<5.0	19	15
Antimoni	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

Antimoni	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Arseeni	µg/l	0.5	0.5	1.0	<0.5	<0.5	1.0
Kadmium	µg/l	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Koboltti	µg/l	0.3	0.3	<0.3	<0.3	4.1	2.5
Kromi	µg/l	1	2.6	1.8	1.9	2.3	1.0
Kupari	µg/l	1	3.3	2.9	2.1	<1.0	2.4
Lyijy	µg/l	0.6	3.8	<0.6	1.8	<0.6	<0.6
Nikkeli	µg/l	3	<3.0	<3.0	<3.0	15	6.1
Sinkki	µg/l	15	<15	<15	<15	17	<15

Elohopea vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 1483

Elohopea	µg/l	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
----------	------	-----	------	------	------	------	------

ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Ella Havulinna
 Osoite Pyhäjärvenkatu 1
 33200 Tampere

Projekti - -
 Asiakkaan viite P24244
 Näytteiden lkm 5

NÄYTE

SGS Refno KE14-03284 R1
 Raportointi pvm 14.10.2014
 Saapumis pvm 02.10.2014
 Aloitus pvm 02.10.2014
 Valmistumis pvm 14.10.2014

KOMMENTIT

Korvaa aiemman analyysiraportin KE14-03284 R0. Lisätty metallien liukoiset pitoisuudet asiakkaan pyynnöstä.

ALLEKIRJOITUKSET



Eeva Niemelä
 Apulaiskemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määritysraja
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Analyysi	Yksikkö	DL	Näyttenumero	Näytteen nimi	KE14-03284.001	KE14-03284.002	KE14-03284.003	KE14-03284.004	KE14-03284.005
			1313X013	1313X014	1313X015	1313X016	1313X017		

Kiintoaine vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 872

Kiintoaine, lasikuitusuodatin GF/C	mg/l	2	6.0	8.5	9.0	2.5	3.0
------------------------------------	------	---	-----	-----	-----	-----	-----

pH vedestä Menetelmä: SFS 3021

pH	pH-yksikkö	0.2	6.7	7.2	7.2	6.2	6.7
----	------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Sähkönjohtavuus vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 27888

Sähkönjohtavuus	mS/m	0.5	11.0	17.8	17.9	17.7	25.2
-----------------	------	-----	------	------	------	------	------

Hiilen määrittäminen vedestä Menetelmä: SFS-EN 1484

Haihtumaton orgaaninen hiili (NPOC)	mg/l	0.3	3.7	6.9	5.2	1.5	2.5
-------------------------------------	------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

Antimoni	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Arseeni	µg/l	0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.8	<0.5
Kadmium	µg/l	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.5	0.2
Koboltti	µg/l	0.3	<0.3	0.7	0.3	0.6	5.0
Kromi	µg/l	1	3.0	2.6	1.6	2.5	1.5
Kupari	µg/l	1	<1.0	3.2	2.8	5.3	1.9
Lyijy	µg/l	0.6	<0.6	2.6	0.6	0.9	<0.6
Nikkeli	µg/l	3	<3.0	<3.0	<3.0	5.0	18
Sinkki	µg/l	15	<15	<15	<15	<15	19

Elohopea vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 1483

Elohopea	µg/l	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
----------	------	-----	------	------	------	------	------

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

Arseeni	µg/l	0.4	<0.4	<0.4	0.4	<0.4	<0.4
Kadmium	µg/l	0.1	0.3	<0.1	<0.1	<0.1	0.3
Koboltti	µg/l	0.2	0.4	0.6	0.2	0.3	5.2
Kromi	µg/l	0.3	0.5	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Kupari	µg/l	1	<1.0	2.2	2.2	1.6	1.2
Nikkeli	µg/l	1	<1.0	1.9	<1.0	3.1	19
Lyijy	µg/l	0.5	<0.5	0.6	<0.5	<0.5	<0.5
Sinkki	µg/l	5	<5.0	<5.0	5.7	<5.0	26
Antimoni	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0

ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Ella Havulinna
 Osoite Pyhäjärvenkatu 1
 33200 Tampere

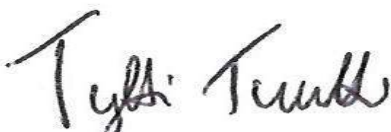
Projekti - -
 Asiakkaan viite PHRAKL/Lupinmäki
 Näytteiden lkm 5

NÄYTE

SGS Refno KE14-02106 R0
 Raportointi pvm 14.07.2014
 Saapumis pvm 04.07.2014
 Aloitus pvm 04.07.2014
 Valmistumis pvm 14.07.2014

KOMMENTIT

ALLEKIRJOITUKSET



Tytti Tuutti
 Kemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määritysraja
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Näyttenumero	KE14-02106.001	KE14-02106.002	KE14-02106.003	KE14-02106.004	KE14-02106.005
Näytteen nimi	Lupinmäki VN10	Lupinmäki VN11	Lupinmäki VN12	Lupinmäki VN13	Lupinmäki VN14
Yksikkö	DL				

Analyysi
pH vedestä Menetelmä: SFS 3021

pH	pH-yksikkö	0.2	6.9	7.1	6.8	6.9	6.1
----	------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-AES Menetelmä: ISO 11885

	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Arseeni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kadmium *	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Koboltti *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kromi *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kupari *	µg/l	10	19	14	<10	12	<10
Nikkeli *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Lyijy *	µg/l	10	16	11	<10	24	<10
Sinkki *	µg/l	10	36	25	18	24	17
Antimoni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10

Sähkönjohtavuus vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 27888

Sähkönjohtavuus	mS/m	0.5	15.0	19.5	7.8	8.1	4.2
-----------------	------	-----	------	------	-----	-----	-----

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-AES Menetelmä: ISO 11885

	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Arseeni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kadmium *	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Koboltti *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kromi *	µg/l	10	18	18	30	13	12
Kupari *	µg/l	10	24	20	19	21	<10
Nikkeli *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Lyijy *	µg/l	10	26	22	34	63	11
Sinkki *	µg/l	10	44	39	48	43	18
Antimoni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10

Elohopea vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 1483

Elohopea	µg/l	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
----------	------	-----	------	------	------	------	------

Hiilen määrittäminen vedestä Menetelmä: SFS-EN 1484

Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	mg/l	0.3	36	30	19	21	12
---------------------------------------	------	-----	----	----	----	----	----



ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Jussi Virtanen
 Osoite OSMONTIE 34
 00610 HELSINKI

Projekti - -
 Asiakkaan viite P24250P001 Lupinmäki
 Näytteiden lkm 5

NÄYTE

SGS Refno KE14-03112 R0
 Raportointi pvm 30.09.2014
 Saapumis pvm 23.09.2014
 Aloituspvm 23.09.2014
 Valmistumis pvm 30.09.2014

KOMMENTIT

ALLEKIRJOITUKSET

Tytti Tuutti
 Kemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määritysraja
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Näyttenumero	KE14-03112.001	KE14-03112.002	KE14-03112.003	KE14-03112.004	KE14-03112.005
Näytteen nimi	VN10	VN11	VN12	VN13	VN14
Analyyssi					
Yksikkö					
DL					

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

	µg/l	0.4	2.3	5.3	0.5	0.6	0.8
Arseeni	µg/l	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Kadmium	µg/l	0.2	3.5	1.3	0.3	<0.2	0.3
Koboltti	µg/l	0.3	0.8	1.4	<0.3	0.3	<0.3
Kromi	µg/l	1	2.9	3.2	5.5	11	<1.0
Kupari	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Nikkeli	µg/l	0.5	6.9	3.9	2.2	8.8	6.7
Lyijy	µg/l	5	8.7	6.3	9.8	<5.0	6.7
Sinkki	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Antimoni	µg/l						

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Antimoni	µg/l	0.5	4.7	7.1	1.4	1.0	0.8
Arseeni	µg/l	0.1	0.2	<0.1	0.1	3.5	<0.1
Kadmium	µg/l	0.3	5.8	1.6	0.8	1.0	<0.3
Koboltti	µg/l	1	12	3.6	9.1	5.9	5.5
Kromi	µg/l	1	20	4.6	20	13	2.3
Kupari	µg/l	0.6	55	6.7	55	22	15
Lyijy	µg/l	3	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0
Nikkeli	µg/l	15	25	<15	<15	20	<15
Sinkki	µg/l						

Elohopea vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 1483

	µg/l	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
Elohopea	µg/l						

pH vedestä Menetelmä: SFS 3021

	pH-yksikkö	0.2	6.9	7.2	7.2	7.7	6.8
pH	pH-yksikkö						

Sähkönjohtavuus vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 27888

	mS/m	0.5	35.9	16.0	18.5	15.6	12.2
Sähkönjohtavuus	mS/m						

Hiilen määrittäminen vedestä Menetelmä: SFS-EN 1484

	mg/l	0.3	-	49	11	13	12
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	mg/l	0.3	34	-	-	-	-
Haihtumaton orgaaninen hiili (NPOC)	mg/l						

Kiintoaine vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 872

	mg/l	2	110	11	44	31	15
Kiintoaine, lasikuitusuodatin GF/C	mg/l						

Ramboll Finland Oy / Lahti
Juha Setälä
Niemenkatu 73
15140 LAHTI

Tutkimuksen nimi: Hätilä, tarkkailu 2014

Näytteenottopvm: 11.9.2014

Näyte saapui: 11.9.2014

Näytteenottaja: Toni Hynninen

Analysointi aloitettu: 11.9.2014

Vesitutkimus

						Yksikkö	Menetelmä
Näytteenottpisteet	1332X015	1332X012	1332X026	1332X013	1332X028		
Näyttenumero	14SL 06367	14SL 06368	14SL 06369	14SL 06370	14SL 06371		
MÄÄRITYKSET							
Esikäsittely, suodatus (0,45 µm)			ok				
Suodatus (alkuaineet), KT	ok	ok		ok	ok		Kenttät.
pH	3,9	4,0	3,7	3,8	4,4		RA2000
Sähkönjohtavuus	190	150	120	130	55	mS/m	RA2013
TOC	8,1	6,0	2,8	2,5	4,7	mg/l	RA2007
Sulfaatti (SO ₄)	2200	1300	1300	1300	580	mg/l	RA2018
Metallit (PIMA), vesi	ok	ok	ok	ok	ok		
Metallit (PIMA), liukoiset	ok	ok	ok	ok	ok		
Antimoni (Sb)	1,1	0,73	<0,50	0,50	0,82	µg/l	RA3000
Antimoni (Sb), liuk.	1,0	0,73	<0,50	<0,50	0,80	µg/l	RA3000
Arseeni (As)	9,9	8,7	5,0	4,9	2,1	µg/l	RA3000
Arseeni (As), liuk.	9,5	8,7	5,0	4,2	1,9	µg/l	RA3000
Kadmium (Cd)	52	39	18	26	6,4	µg/l	RA3000
Kadmium (Cd), liuk.	52	38	18	25	6,4	µg/l	RA3000
Koboltti (Co)	810	630	800	790	120	µg/l	RA3000
Koboltti (Co), liuk.	810	630	790	790	120	µg/l	RA3000
Kromi (Cr)	2,6	1,9	1,1	<1,0	<1,0	µg/l	RA3000
Kromi (Cr), liuk.	2,3	1,9	1,1	<1,0	<1,0	µg/l	RA3000
Kupari (Cu)	6800	5400	1300	1300	500	µg/l	RA3000
Kupari (Cu), liuk.	6800	5400	1300	1300	500	µg/l	RA3000
Lyijy (Pb)	2100	1500	590	640	150	µg/l	RA3000
Lyijy (Pb), liuk.	2100	1500	590	640	150	µg/l	RA3000
Nikkeli (Ni)	3800	3000	3700	3800	510	µg/l	RA3000
Nikkeli (Ni), liuk.	3800	3000	3700	3800	500	µg/l	RA3000
Sinkki (Zn)	9300	7100	6400	6100	1000	µg/l	RA3000
Sinkki (Zn), liuk.	9300	7100	6300	6100	1000	µg/l	RA3000
Vanadiini (V)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	µg/l	RA3000
Vanadiini (V), liuk.	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	µg/l	RA3000

Tutkimustodistuksen osittainen julkaiseminen on sallittu vain laboratorion kirjallisella luvalla. Testaustulokset koskevat vain tutkittua näytettä.

Tutkimustodistus

2/2

Projekti: 1510012461-014/5

Vesitutkimus

Näytteenottopisteet 1332X014
 Näyttenumero 14SL
 06372

Yksikkö

Menetelmä

MÄÄRITYKSET

		Yksikkö	Menetelmä
Esikäsittely, suodatus (0,45 µm)			
Suodatus (alkuaineet), KT	ok		Kenttät.
pH	4,4		RA2000
Sähkönjohtavuus	54	mS/m	RA2013
TOC	4,6	mg/l	RA2007
Sulfaatti (SO ₄)	530	mg/l	RA2018
Metallit (PIMA), vesi	ok		
Metallit (PIMA), liukoiset	ok		
Antimoni (Sb)	0,56	µg/l	RA3000
Antimoni (Sb), liuk.	0,56	µg/l	RA3000
Arseeni (As)	2,1	µg/l	RA3000
Arseeni (As), liuk.	2,0	µg/l	RA3000
Kadmium (Cd)	6,2	µg/l	RA3000
Kadmium (Cd), liuk.	6,2	µg/l	RA3000
Koboltti (Co)	110	µg/l	RA3000
Koboltti (Co), liuk.	110	µg/l	RA3000
Kromi (Cr)	<1,0	µg/l	RA3000
Kromi (Cr), liuk.	<1,0	µg/l	RA3000
Kupari (Cu)	480	µg/l	RA3000
Kupari (Cu), liuk.	480	µg/l	RA3000
Lyijy (Pb)	160	µg/l	RA3000
Lyijy (Pb), liuk.	160	µg/l	RA3000
Nikkeli (Ni)	490	µg/l	RA3000
Nikkeli (Ni), liuk.	490	µg/l	RA3000
Sinkki (Zn)	990	µg/l	RA3000
Sinkki (Zn), liuk.	990	µg/l	RA3000
Vanadiini (V)	<1,0	µg/l	RA3000
Vanadiini (V), liuk.	<1,0	µg/l	RA3000

Ramboll Analytics



Sami Tyrväinen
 FM, kemisti, +358 50 434 4092

Tämä tutkimustodistus on allekirjoitettu sähköisesti.

Lisätiedot Tämä tutkimustodistus korvaa aikaisemmin lähetetyn (29.9.14) tutkimustodistuksen.
 Syy: Näytteiden (14SL06368, 14SL06370 ja 14SL06372) kirave -koodit on korjattu asiakkaan pyynnöstä.

Jakelu juha.setala@ramboll.fi; toni.hynninen@ramboll.fi; KIRAVE

Tutkimustodistuksen osittainen julkaiseminen on sallittu vain laboratorion kirjallisella luvalla. Testaustulokset koskevat vain tutkittua näytettä.

ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Päivi Turtia
 Osoite OSMONTIE 34
 00610 HELSINKI

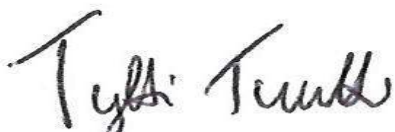
Projekti --
 Asiakkaan viite **P19806**
 Näytteiden lkm 5

NÄYTE

SGS Refno KE14-02969 R0
 Raportointi pvm 17.09.2014
 Saapumis pvm 12.09.2014
 Aloituspvm 12.09.2014
 Valmistumis pvm 17.09.2014

KOMMENTIT

ALLEKIRJOITUKSET



Tytti Tuutti
 Kemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määritysraja
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Näyttenumero	KE14-02969.001	KE14-02969.002	KE14-02969.003	KE14-02969.004	KE14-02969.005
Näytteen nimi	laskeutusaltaasta	laskeutusaltaasta	karalammesta	karalampeen 1.	karalampeen 2

Analyysi

Yksikkö

DL

Kiintoaine vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 872

Kiintoaine, lasikuitusuodatin GF/C	mg/l	2	25	8.3	44	1700	56
------------------------------------	------	---	----	-----	----	------	----

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	4.4	<1.0
Antimoni	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	4.4	<1.0
Arseeni	µg/l	0.5	2.1	1.3	3.8	50	2.5
Kadmium	µg/l	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	1.8	<0.1
Koboltti	µg/l	0.3	2.2	1.4	1.7	15	6.7
Kromi	µg/l	1	1.1	2.1	1.5	14	1.5
Kupari	µg/l	1	1.1	1.3	1.4	280	3.0
Lyijy	µg/l	0.6	<0.6	<0.6	<0.6	140	4.6
Nikkeli	µg/l	3	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0	<3.0
Sinkki	µg/l	15	<15	<15	<15	400	20
Vanadiini	µg/l	0.5	0.8	<0.5	0.7	17	2.4

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

	µg/l	0.4	1.3	1.3	1.4	0.6	0.5
Arseeni	µg/l	0.4	1.3	1.3	1.4	0.6	0.5
Kadmium	µg/l	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Koboltti	µg/l	0.2	1.7	1.3	1.3	1.1	1.1
Kromi	µg/l	0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3
Kupari	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	2.3	<1.0
Nikkeli	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Lyijy	µg/l	0.5	<0.5	<0.5	1.2	<0.5	0.5
Sinkki	µg/l	5	<5.0	<5.0	<5.0	14	<5.0
Antimoni	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0

Elohopea vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 1483

Elohopea	µg/l	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
----------	------	-----	------	------	------	------	------



ANALYYSIRAPORTTI

KE14-03223 R0

ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Päivi Turtia
 Osoite OSMONTIE 34
 00610 HELSINKI

Projekti - -
 Asiakkaan viite **P19806**
 Näytteiden lkm 5

NÄYTE

SGS Refno KE14-03223 R0
 Raportointi pvm 13.10.2014
 Saapumis pvm 30.09.2014
 Aloituspvm 30.09.2014
 Valmistumis pvm 13.10.2014

KOMMENTIT

ALLEKIRJOITUKSET

Eeva Niemelä
 Apulaiskemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määritysraja
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Analyysi	Yksikkö	DL	Näyttenumero	KE14-03223.001	KE14-03223.002	KE14-03223.003	KE14-03223.004	KE14-03223.005
			Näytteen nimi	3128X004	3128X014	3128X015	3128X016	3128X017

pH vedestä Menetelmä: SFS 3021

pH	pH-yksikkö	0.2	6.6	6.5	6.4	6.5	6.6
----	------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----

Sähkönjohtavuus vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 27888

Sähkönjohtavuus	mS/m	0.5	13.4	14.1	10.5	10.2	12.2
-----------------	------	-----	------	------	------	------	------

Hiilen määrittäminen vedestä Menetelmä: SFS-EN 1484

Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	mg/l	0.3	-	-	-	34	21
Haihtumaton orgaaninen hiili (NPOC)	mg/l	0.3	16	17	120	-	-

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-AES Menetelmä: ISO 11885

Arseeni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Barium *	µg/l	10	20	19	15	19	19
Kadmium *	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Koboltti *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kromi *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kupari *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Nikkeli *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Lyijy *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Vanadiini *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Sinkki *	µg/l	10	<10	<10	20	<10	<10
Antimoni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Alumiini *	µg/l	20	228	296	204	205	186
Kalsium *	µg/l	20	14580	14820	10880	12050	13110
Rauta *	µg/l	20	2853	4891	483	4358	2988
Kalium *	µg/l	20	3227	3279	2145	2374	3048
Magnesium *	µg/l	20	3149	3152	2019	2110	2735
Mangaani *	µg/l	10	391	389	36	498	241
Molybdeeni *	µg/l	20	<20	<20	<20	<20	<20
Natrium *	µg/l	20	5037	5035	4487	3424	4754
Seleen *	µg/l	30	<30	<30	<30	<30	<30
Pii *	µg/l	20	7970	8256	6695	5287	7340
Tina *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Boori *	µg/l	20	<20	<20	59	56	58
Rikki *	µg/l	50	1502	1453	1470	440	1103

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-AES Menetelmä: ISO 11885

Arseeni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Barium *	µg/l	10	17	18	64	18	16
Kadmium *	µg/l	1	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Koboltti *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kromi *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Kupari *	µg/l	10	<10	<10	87	<10	<10
Nikkeli *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Lyijy *	µg/l	10	<10	<10	49	<10	<10
Vanadiini *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Sinkki *	µg/l	10	<10	<10	152	<10	<10
Antimoni *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Alumiini *	µg/l	20	294	329	5058	272	241
Kalsium *	µg/l	20	13710	14840	8148	11960	12950
Rauta *	µg/l	20	6068	6298	130700	8121	7072

Näyttenumero	KE14-03223.001	KE14-03223.002	KE14-03223.003	KE14-03223.004	KE14-03223.005
Näytteen nimi	3128X004	3128X014	3128X015	3128X016	3128X017
Analyyssi					
Yksikkö	DL				

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-AES Menetelmä: ISO 11885 (continued)

Kalium *	µg/l	20	2934	3105	926	2252	2863
Magnesium *	µg/l	20	2906	3052	1033	2043	2615
Mangaani *	µg/l	10	444	386	1039	517	244
Molybdeeni *	µg/l	20	<20	<20	<20	<20	<20
Natrium *	µg/l	20	4613	4748	1101	3241	4461
Seleeni *	µg/l	30	<30	<30	<30	<30	<30
Pii *	µg/l	20	7734	8149	4299	5288	7297
Tina *	µg/l	10	<10	<10	<10	<10	<10
Boori *	µg/l	20	73	73	67	70	71
Rikki *	µg/l	50	1229	1260	1210	411	944

Kiintoaine vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 872

Kiintoaine, lasikuitusuodatin GF/C	mg/l	2	22	58	1900	17	42
------------------------------------	------	---	----	----	------	----	----

Elohopea vesinäytteestä Menetelmä: SFS-EN 1483

Elohopea	µg/l	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
----------	------	-----	------	------	------	------	------

Liukoiset metallit vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

Arseeni	µg/l	0,4	<0,4	0,8	1,0	<0,4	0,6
Kadmium	µg/l	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Koboltti	µg/l	0,2	<0,2	0,4	0,5	1,5	0,4
Kromi	µg/l	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Kupari	µg/l	1	1,1	1,1	1,2	2,4	<1,0
Nikkeli	µg/l	1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Lyijy	µg/l	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sinkki	µg/l	5	<5,0	<5,0	5,3	15	<5,0
Antimoni	µg/l	1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

Metallien kokonaispitoisuudet vesinäytteestä, ICP-MS Menetelmä: EN ISO 17294-2

Antimoni	µg/l	1	<1,0	1,7	1,6	9,6	1,7
Arseeni	µg/l	0,5	2,7	2,7	2,8	76	2,3
Kadmium	µg/l	0,1	<0,1	2,1	2,1	4,2	2,2
Koboltti	µg/l	0,3	1,3	3,1	3,1	24	3,0
Kromi	µg/l	1	1,2	4,2	3,3	22	4,1
Kupari	µg/l	1	7,9	5,6	5,3	380	4,8
Lyijy	µg/l	0,6	<0,6	2,1	2,1	210	3,0
Nikkeli	µg/l	3	<3,0	<3,0	<3,0	15	<3,0
Sinkki	µg/l	15	28	<15	<15	530	<15



ASIAKAS

Nimi FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy
 Yhteyshenkilö Päivi Turtia
 Osoite OSMONTIE 34
 00610 HELSINKI

Projekti --
 Asiakkaan viite **P19806**
 Näytteiden lkm 1

NÄYTE

SGS Refno KE14-02974 R0
 Raportointi pvm 19.09.2014
 Saapumis pvm 12.09.2014
 Aloituspvm 12.09.2014
 Valmistumis pvm 19.09.2014

KOMMENTIT

ALLEKIRJOITUKSET

Tytti Tuutti
 Kemisti

ALAVIITTEET

- * Tämä analyysi ei ole akkreditoitu
- DL Määritysraja
- Ei analysoitu

Yritys on antanut tämän raportin SGS Palvelujen Yleisten Toimitusehtojensa (SGS General Conditions of Services) mukaisesti, jotka ovat saatavilla osoitteessa www.sgs.com/terms_and_conditions.htm. Toimitusehdot sisältävät rajoituksia yrityksen vahingonkorvausvastuuseen, hyvityksiin ja lain valintaan. Tämän dokumentin haltijan tulee huomioida, että informaatio tässä dokumentissa kuvaa tilanteen sellaisena kuin yhtiö on sen työsuorituksensa aikana todennut asiakkaan mahdollisten ohjeiden mukaisesti. Yrityksen vastuu rajoittuu yrityksen asiakkaaseen eikä tämä dokumentti estä kaupan osapuolia käyttämästä kaupan asiakirjojen mukaisia oikeuksia ja velvoitteita. Tämän dokumentin sisällön tai ulkomuodon luvaton muuttaminen, väärentäminen tai vääristely on lainvastaista ja tekijä voidaan asettaa syytteeseen lain ankarimman tulkinnan mukaisesti. Ellei erikseen ole mainittu: (a) tässä dokumentissa esitetyt tulokset koskevat vain testattuja näytteitä ja (b) näytteitä säilytetään korkeintaan 2 viikkoa. Tämän dokumentin saa kopioida vain kokonaan, ellei yritys ole antanut kirjallista lupaa osittaiseen kopiointiin.

Näyttenumero KE14-02974.001
 Näytteen nimi P19806
 sedimentti

Analyyysi Yksikkö DL

Metallit sedimenttinäytteestä ICP-AES Menetelmä: ISO 22036

Elohopea *	mg/kg	0.1	<0.1
------------	-------	-----	------

Metallit sedimenttinäytteestä ICP-AES Menetelmä: ISO 11885

Arseeni	mg/kg	0.7	41.8
Kadmium	mg/kg	0.3	<0.3
Koboltti	mg/kg	0.3	57.7
Kromi	mg/kg	0.7	5.9
Kupari	mg/kg	1.4	21.6
Nikkeli	mg/kg	0.5	<0.5
Lyijy	mg/kg	0.5	18.8
Vanadiini	mg/kg	0.5	6.3
Sinkki	mg/kg	1.9	113.6
Antimoni	mg/kg	1	<1