

Julkaisu 90/2022



KasviHAVA-hanke Haitta-aineiden pidätyminen hulevesialtaissa

Heli Vahtera
Päivi Fjäder
Heidi Ahkola
Jyrki Laitinen
Reetta Lehto
Taina Nystén
Terhi Rytteri



Vantaanjoen ja Helsingin seudun
vesiensuojeluyhdistys ry

Julkaisu 90/2022

KasviHAVA-hanke - Haitta-aineiden pidättyminen hulevesialtaissa

7.11.2022

Laatijat: Heli Vahtera, Päivi Fjäder, Heidi Ahkola, Jyrki Laitinen, Reetta Lehto, Taina Nystén, Terhi Rytteri

Hyväksyjä: Jari-Pekka Pääkkönen

Kannen valokuvat:

Osmankäämin juurinäyte ja Osumapuiston hulevesiallas (Taina Nystén, Syke), nokikana ja POCIS-passiivi-keräin (HV/VHVSY) ja takakannessa Koisotien lumenvastaanottoalue ja sen biosuodatusallas (HV/VHVSY)

Julkaisu 90/2022

KasviHAVA-hanke

Haitta-aineiden pidättyminen hulevesialtaissa

Heli Vahtera
Päivi Fjäder
Heidi Ahkola
Jyrki Laitinen
Reetta Lehto
Taina Nystén
Terhi Rytteri



Vantaanjoen ja Helsingin seudun
vesiensuojeluyhdistys ry



Vantaanjoen ja Helsingin seudun
vesiensuojeluyhdistys ry

Kuvailulehti

Julkaisun nimi	KasviHAVA-hanke - Haitta-aineiden pidättyminen hulevesialtaissa		
Tekijät	Heli Vahtera, Päivi Fjäder, Heidi Ahkola, Jyrki Laitinen, Reetta Lehto, Taina Nystén ja Terhi Rytteri		
Sarja	Julkaisu 90/2022	ISSN 0357-6671 ISBN 978-952-7019-22-1 (pdf)	78 sivua
<p>Hankkeen tavoitteena oli arvioida hulevesialtaiden kykyä pidättää haitta-aineita niiden sedimenttiin ja kasvillisuuteen. Hankkeessa tutkittiin eräiden vesiympäristölle haitallisten aineiden esiintymistä neljän työpaikka- ja viheralueelle rakennetun hulevesialtaan vesissä, sedimenteissä ja kasvillisuudessa. Lisäksi haettiin tutkia mahdollisia eroja eri kasvilajien kyvyssä pidättää eri yhdisteitä. Tutkimuskohteet sijaitsivat Tuusulassa ja Vantaalla. Yksi kohteista oli lumenkaatopaikan vesiä käsittelevä biosuodatusallas. Analysoituja yhdisteitä olivat metallit, alkyylifenolit ja bisfenoli-A, per- ja polyfluoratut yhdisteet (PFAS) ja polyaromaattiset yhdisteet (PAH). Näytteitä otettiin hulevesialtaiden lähteistä vesistä, kasvien vihreistä osista ja juurakoista sekä sedimentistä. Lisäksi kokeiltiin POCIS-passiivikeräimiä tunnistamaan PFAS-yhdisteitä kolmen viikon altistusjakson aikana.</p> <p>Hulevesialtaissa metalleista sinkin pitoisuudet olivat korkeimmat sekä sedimentissä että kasveissa. Myös kuparia havaittiin etenkin kasvien juurakoista. Sedimentin ja kasvien kupari- ja sinkkipitoisuuksien välillä havaittiin korrelaatio. Myös muita metalleja, kuten lyijyä, nikkeliä, kadmiumia ja kromia havaittiin hulevesialtaista otetuissa näytteissä. Bisfenoli-A:ta havaittiin kaikista hulevesinäytteistä ja kasvien juurakonäytteistä. Sedimentistä sitä ei tutkittu. Myös kasvien vihreistä osista löydettiin bisfenoli-A:ta osasta kohteita. Tutkituista matriiseista alkyylifenoleja havaittiin pieniä pitoisuuksia, lähinnä nonyylifenolia tai sen etoksyalaattia. PFAS-yhdisteitä löydettiin puolestaan hulevesialtaista kaikista tutkituista matriiseista. Niiden esiintyvyys oli yleistä hulevesissä ja yhdisteiden kirjo vaihteli. Esimerkiksi laajasti aikaisemmin käytetty PFOS-yhdistettä löytyi jokaiselta tutkitulta havaintopaikalta. PAH-yhdisteitä havaittiin yhtä havaintopaikka lukuun ottamatta yleisesti altaiden sedimenteistä.</p> <p>Hulevesialtaat ovat luontopohjaisia vesiensuojeluratkaisuja, joiden avulla voidaan ainakin jossain määrin pidättää hulevesissä esiintyviä ravinteita, kiintoaineita ja haitta-aineita sekä vähentää niiden kulkeutumista muihin pintavesiin. Tämän tutkimuksen perusteella tietyt haitta-aineet näyttivät kertyvän hulevesialtaista etenkin niissä esiintyvien kasvien juurakoihin sekä sedimenttiin.</p> <p>Tämä julkaisu on hankkeen <i>Hulevesijärjestelmien kasvillisuuden kyky pidättää haitallisia aineita ja jatkokäsittelyohjeistus</i> loppuraportti, joka sisältää esittelyn hankkeen hulevesijärjestelmästä, näytteenotosta, analyysien tuloksista ja niistä tehdyistä johtopäätöksistä. Julkaisun pohjalta on laadittu lisäksi diaesitys, jonka avulla tiedotetaan luontopohjaisten hulevesialtaiden ylläpidon ja hoidon tärkeydestä osana hulevesien määrällistä ja laadullista hallintaa.</p>			
Asiasanat	hulevesien hallinta, hulevesiallas, sedimentti, kasvillisuus, orgaaniset haitta-aineet, metallit, POCIS-passiivikeräin, kunnostaminen		

Sisällysluettelo

1 KasviHAVA-hanke	6
1.1 Hulevesien sisältämät haitta-aineet	7
1.1.1 Orgaaniset haitta-aineet	7
1.1.2 Metallit	13
1.2 Hulevesikosteikot ja -altaat	14
1.3 Seurantakohteet	15
1.3.1 Osumapuiston kosteikko Krakanojan valuma-alueella	15
1.3.2 Jusslan hulevesialtaat Kylmäojan itähaaran valuma-alueella	17
1.3.3 Koisotien lumenvastaanotto paikan biosuodatusallas	20
1.4 Hulevesialtaiden vesitasetarkastelua	21
2 Hulevesialtaiden kasvillisuus	22
2.1 Kasvillisuuskartoitus	23
2.1.1 Jussla, itäinen allas	25
2.1.2 Jussla, läntinen allas	26
2.1.3 Koisotien biosuodatusallas	27
2.1.4 Osumapuiston hulevesiallas	29
3 Vesinäytteet	31
3.1 Näytteet ja näytteenotto	31
3.2 Tulokset	32
3.3 Tulosten tarkastelu	40
4 Passiivikeräimet	40
4.1 Näytteet ja näytteenotto	40
4.2 Tulokset	41
4.3 Tulosten tarkastelu	43
5 Haitta-aineet sedimenteissä	45
5.1 Näytteet ja näytteenotto	45
5.2 Tulokset	46
5.3 Tulosten tarkastelu	53
6 Kasvinäytteet ja näytteenotto	56
6.1 Näytteet ja näytteenotto	56
6.2 Tulokset	57
6.3 Tulosten tarkastelu	64
7 Haitta-aineiden esiintyminen hulevesialtaissa	66
7.1 Yhteenveto haitallisten aineiden esiintymisestä	66
7.2 Hulevesialtaiden kunnostamisessa huomioitava	69
7.3 Hulevesirakenteiden haitta-aineet ja kunnostus -tietopaketti	71
Viitteet	73
Liitteet	78

1 KasviHAVA-hanke

Kaupunkien vesien hallinta ja haitallisten aineiden vähentäminen on ympäristöministeriön vesiensuojelun tehostamisohjelman yksi teema, jonka yksi painopiste on hulevesien hallinta ja käsittely. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry:n hanke *Hulevesijärjestelmien kasvillisuuden kyky pidättää haitallisia aineita ja jatkokäsittelyohjeistus* sai Etelä-Savon elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen myöntämän, vesiensuojelun tehostamisohjelman rahoituksen hankkeelleen keväällä 2021.

Hanke toteutettiin 1.6.2021–31.10.2022 työnimellä KasviHAVA. Hankkeen hulevesijärjestelmät sijaitsivat Tuusulassa ja Vantaalla. Laboratoriopalvelut hanke osti Metropolilab Oy:ltä ja Suomen ympäristökeskukselta (Syke) sekä asiantuntijapalveluita Sykeltä.

Tässä raportissa esitellään hankkeen hulevesijärjestelmät, niistä otetut näytteet ja analyysien tulokset johtopäätöksineen. Liitteenä on hankeaineiston pohjalta laaditut infograafit, joiden tarkoitus on nostaa esille hulevesialtaiden ylläpidon ja hoidon tärkeys sekä tiedottaa siitä.

Vantaanjoen vesistöalueen kunnissa hulevesien hallinta on tärkeä osa maankäyttöä kasvavissa ja tiivistyvissä taajamissa. Hulevesien määrällistä hallintaa tarvitaan taajamatulvien estämiseksi ja vesitasapainon säilyttämiseksi mahdollisimman luonnontilaisena, jotta alueelle tyypillisten pienvesien säilyminen ja taajamaluonto voidaan turvata. Hulevesien hallinta hajautetusti kiinteistöillä ja alueellisina ratkaisuin mm. hulevesialtaissa on yleistynyt ja sitä edellytetään useissa uusissa asemakaavoissa.

Viime vuosien tutkimukset ovat osoittaneet hulevesien olevan likaisia ja niiden kasvava määrä voi heikentää vesistöjen tilaa. Hulevedet sisältävät usein paljon kiintoainesta, ravinteita ja bakteereita. Kiintoaineksen mukana tai hulevetteen liuenneena on todettu kulkeutuvan raskasmetalleja ja orgaanisia haitta-aineita (Valtanen ym. 2010).

Huleveden ominaisuudet, kuten happamuus, sähkönjohtokyky ja lämpötila vaikuttavat hulevesissä esiintyvien aineiden olomuotoihin. Vesistöissä hulevesien aiheuttamat vaikutukset voivat olla akuutteja, hetkellisistä pitoisuus- tai kuormitushuipuista aiheutuvia haittoja tai kroonisia, pitkällä aikavälillä hiljalleen kehittyviä vaikutuksia, joita usein kiintoaineeseen sitoutuneet yhdisteet aiheuttavat.

Hulevesien viivyttäminen luonnonmukaisissa hulevesialtaissa/-lammikoissa ennen vesistöön johtamista on keino vähentää vesistöön kohdistuvaa haitta-ainekuormaa. KasviHAVA-hankkeessa oli tavoitteena selvittää haitallisten yhdisteiden ja ravinteiden esiintymistä hule- ja lumensulamisesvesissä. Lisäksi haluttiin arvioida valittujen hulevesien käsittelyratkaisujen kykyä pidättää haitallisia aineita sedimenttiin ja kasvimassaan sekä selvittää mahdollisia eroavaisuuksia haitallisten yhdisteiden pidätyksessä eri kasvilajien välillä. Tässä hankkeessa käytetään termiä hulevesialtaat kuvaamaan sekä hulevesilammikoita, -altaita että kosteikkoja.

Hankkeen tavoitteena oli laatia myös opas poistettavien materiaalien jatkokäsittelystä hulevesikohteiden huoltosuunnitelmien toteuttamista tukemaan.

1.1 Hulevesien sisältämät haitta-aineet

Hulevesillä tarkoitetaan kaupunkialueiden imeytymättömiä sade- ja lumensulamisvesiä. Hulevesien on havaittu olevan merkittäviä haitallisten yhdisteiden ja mikromuovien kulkeutumisreittejä taajama-alueilla (Björklund ym. 2009). Hulevesiin voi päätyä erilaisia haitallisia yhdisteitä suorien tai epäsuorien (esim. laskeuma) päästöjen seurauksena. Vesiliukoisemmat yhdisteet, mutta myös osa kiintoaineeseen sitoutuneista yhdisteistä, voivat kulkeutua hulevesien ja hulevesijärjestelmien läpi edelleen pinta- tai pohjavesiin. Hulevesien laatu riippuu pitkälti alueiden maankäytöstä. Rakenteilla olevilta alueilta kiintoainepäästöjen määrä hulevesiin voi olla hetkellisesti erittäin voimakasta. Teollisuusalueilta voi hulevesiin päätyä monenlaisia haitallisia yhdisteitä, alueen toiminnoista riippuen. Viherrakennetuilta alueilta voi puolestaan päätyä hulevesiin ravinteita, mutta myös erilaisia pysyviä haitallisia aineita, mikäli maarakentamisessa on hyödynnetty erilaisia jätepohjaisia materiaaleja kuten yhdyskuntalietteitä sisältäviä maanparannusaineita.

Haitallisten aineiden esiintymistä hule- ja lumen sulamisvesissä on Suomessa selvitetty lähinnä yksittäisissä tutkimuksissa. Tutkimukset ovat keskittyneet pääasiassa erilaisten raskasmetallien, polyaromaattisten hiilivetyjen eli PAH-yhdisteiden (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) sekä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden eli VOC-yhdisteiden (Volatile Organic Compounds) esiintymiseen, kuten Vantaanjoen alueellakin (Vahtera & Lahti 2016). Selvästi vähemmän on tutkittu erilaisia ns. ”nousevia” orgaanisia haitta-aineita, kuten pintakäsittelyssä käytettyjä ja esim. fluoria sisältäviä PFAS-yhdisteitä, lukuisia käyttökohteita omaavia alkyylifenoleita tai siloksaaneja. Kaupunkivesissä erilaisten haitallisten yhdisteiden potentiaalisia lähteitä on kuitenkin useita ja aiemmat suppeat kartoitukset ovat osoittaneet, että hulevesistä voi löytyä monia erilaisia orgaanisia yhdisteitä (Huhtala ym. 2011, Kilponen 2016).

Kaupunkialueilla suurimpina hulevesien haitallisten aineiden kuormituslähteinä on pidetty laskeumaa, liikennettä ja erilaisia metallipinnoitteita kuten kattoja (Müller ym. 2020). Polttoainesten koostumuksen muuttuessa (esim. liijypitoisuuden vähentyessä) tai rakennusmateriaalien kehittyessä vanhempien hulevesitutkimusten tiedot eivät välttämättä enää nykyisin ole relevantteja (Müller ym. 2020). Näin ollen uutta tutkimustietoa yhteiskunnassa nykyisin käytössä olevista haitallisista aineista tarvitaan (Müller ym. 2020). Tiedon tarve koskee etenkin näitä ns. nousevia aineita.

1.1.1 Orgaaniset haitta-aineet

Orgaaniset haitta-aineet ovat varsin laaja käsite, jonka alle mahtuu lukuisia erilaisia yhdisteryhmiä kuten esim. pintakäsittelyaineita, puhdistusaineita, kasvinsuojeluaineita, biosideja, palonsuoja-aineita sekä lääkeaineita. Lisäksi ihmistoiminnoista voi muodostua erilaisia tahattomia yhdisteitä mm. jätteenpolton tai energiantuotannon yhteydessä. Näiden yhdisteryhmien esiintymisestä hulevesissä on vielä hyvin vähän tietoa. Kaupunkialueilla näille yhdisteryhmille on kuitenkin monia potentiaalisia päästölähteitä, kuten teollinen toiminta, rakentaminen, liikenne, tahattomat päästöt, mahdollisesti kontaminoituneet alueet, viemäriverkoston ylivuodot, jne.

Ympäristön kannalta erityisen ongelmallisia yhdisteitä ovat etenkin pysyvät, biokertyvät ja myrkylliset yhdisteet eli ns. PBT-aineet (Persistent, Bioaccumulative and Toxic). Tietyt yhdisteet voivat myös kulkeutua pitkiä matkoja alkuperäisiltä päästölähteiltään. Edellä kuvatuilta ominaisuuksiltaan tällaisia yhdisteitä kutsutaan pysyviksi orgaanisiksi yhdisteiksi (POP, Persistent Organic Pollutants), joista ainakin osa on osittain vesiliukoisia, osa puolestaan kiintoaineeseen sitoutuvia ja sen mukana kulkeutuvia. Kansainvälinen vuonna 2001 solmittu Tukholman yleissopimus pyrkii kieltämään tai rajoittamaan voimakkaasti POP-yhdisteiden käyttöä, tuotantoa, markkinoille saattamista, vientiä ja tuontia (Fjäder ym. 2022). Yleissopimus on toimeenpantu EU:ssa POP-asetuksella (EU) 2019/1021. POP-yhdisteitä pyritään rajoittamaan Tukholman sopimuksen ohella myös alueellisella YK:n Euroopan Talouskomission alaisella kaukokulkeutumissopimuksella (Fjäder ym. 2022). POP-yhdisteitä voidaan pitää kaikkein haitallisimpina ympäristömyrkyinä, sillä ne säilyvät ympäristössä pitkään ja voivat aiheuttaa pieninä pitoisuuksina haittaa ihmiselle ja ympäristölle (Fjäder ym. 2022). POP-yhdisteitä tässä hankkeessa edustavat per- ja polyfluorattuihin alkylyliyhdisteisiin eli PFAS-yhdisteisiin kuuluvat perfluoro-oktaanisulfonihappo (PFOS), perfluoriheksaanisulfonihappo (PFHxS) ja PFOA (ks. kappale Perfluoratut yhdisteet).

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (Vna 1022/2006) on annettu ympäristönsuojelulain (527/2014), vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä annetun lain (1299/2004) sekä vesihuoltolain (119/2001) nojalla. Tällä pyritään lopettamaan tai vähentämään vaiheittain vesiympäristölle vaarallisten aineiden päästöt ja huuhtoutumat sekä ehkäisemään ja rajoittamaan vaarallisten aineiden päästöjä pohjavesiin. Tavoitteen saavuttamiseksi on asetettu päästökieltoja, päästöraja-arvoja sekä ympäristölaatonormeja (EQS, Environmental Quality Standard). Hulevesien orgaanisten haitta-aineiden arviointiin ei kuitenkaan ole suoraan soveltuvia vertailuarvoja, minkä vuoksi tässä hankkeessa käytettiin vertailuarvoina näitä Vna 1022/2006 mukaisia ympäristölaatonormeja. Asetus ei siis suoraan sovellu hulevesien haitta-ainepitoisuuksien vertailuun, mutta sisävesien enimmäispitoisuuden ympäristölaatonormia (MAC-EQS) voidaan käyttää suuntaa antavasti silloin, kun halutaan suojella hulevesien kanssa suoraan kosketuksissa olevaa eliöstöä akuutilta uhalta. Asetuksen mukaisia varalliseksi prioriteettiaineiksi (EU-prioriteettiaineet) yksilöityä yhdisteitä tässä hankkeessa edustivat antraseeni (ANT), kadmium (Cd) ja kadmiumyhdisteet, elohopea (Hg) ja elohopeayhdisteet, nonyy-lifenolit (NP, CAS 25154-52-3) mukaan lukien isomeerit 4-NP (CAS 104-40-5) ja 4-NP (haarautunut, CAS 84852-15-3), polyaromaattiset hiilivedyt (PAH), PFOS ja sen johdannaiset.

Euroopan unionissa kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, lupamenettelyitä sekä rajoituksia koskee REACH-asetus. Sen mukaan erityistä huolta aiheuttavat aineet, eli ns. SVHC-aineet (SVHC, Substances of Very High Concern), lisätään Euroopan kemikaaliviraston ylläpitämälle kandidaattilistalle. Kandidaattilistalta kyseiset yhdisteet voivat puolestaan päätyä edelleen ns. luvanvaraisten yhdisteiden listalle. Tämän jälkeen kyseisiä aineita ei saa käyttää ilman Euroopan komission myöntämää lupaa. Tavoitteena on edistää luvanvaraisten aineiden korvaamista turvallisemmilla yhdisteillä. SVHC-yhdisteisiin voi siis lukeutua esim. syöpää aiheuttavia, perimää vaurioittavia tai lisääntymismyrkyllisiä eli ns. CMR-aineita (Carcinogenic, Mutagenic or toxic to Reproduction). Lisäksi SVHC-yhdisteisiin voi lukeutua hitaasti hajoavia, biokertyviä ja myrkyllisiä yhdisteitä (PBT-aineet, Persistent Bioaccumulative and Toxic) tai erittäin hitaasti hajoavia ja erittäin biokertyviä yhdisteitä (vPvB-aineita, very Persistent very Bioaccumulative). Myös hormonitoimintaa häiritsevät yhdisteet (ns. EDC-aineet, Endocrine Disrupting Chemicals) voivat päätyä SVHC-aineiksi. (Fjäder ym. 2022) SVHC-aineita tässä hankkeessa edustivat mm. bisfenoli-A (BPA), siloksaanit, lyijy (Pb), kadmium (Cd), NP/NPEO ja OP/OPEO, osa PFAS- ja PAH-yhdisteistä.

Haitallisten yhdisteiden käyttäytymistä sedimentissä voidaan arvioida erilaisten tunnuslukujen avulla. Maa-vesijakautumiskertoimen K_d avulla voidaan arvioida yhdisteiden kulkeutumiskerroin maaperässä tai sedimentissä. Suuri jakautumiskerroin tarkoittaa sitä, että yhdiste sitoutuu tiukasti kiintoaineeseen, eikä kulkeudu helposti maaperässä/sedimentissä. Koska etenkin orgaanisen hiilen pitoisuus voi vaikuttaa merkittävästi yhdisteiden sitoutumiseen voidaan määrittää jakautumiskerroin myös orgaanisen hiilen ja veden välillä (K_{oc}), mikä kuvastaa maa-vesi-jakautumiskertoimen (K_d) ja sedimentin orgaanisen hiilen välistä suhdetta. Näiden lisäksi yhdisteiden oktanoli-vesi-jakautumiskertoimen perusteella voidaan puolestaan arvioida yhdisteiden kertymispotentiaalia. Yhdisteillä, joiden $\log K_{ow}$ arvo on korkea ($>4,5$), on taipumus sitoutua maaperän orgaaniseen ainekseen tai sedimenttiin, sillä niiden liukoisuus veteen on pieni. Nämä yhdisteet myös kertyvät eliöihin helpommin. Vesiliukoisemmat yhdisteet pääsevät puolestaan helpommin kulkeutumaan sedimentistä tai huokosvedestä kasveihin. On havaittu, että yhdisteet, joiden $\log K_{ow}$ on välillä 1–3,5 kertyvät kasveihin kaikkein potentiaalisimmin, sillä niiden lipidi- ja vesiliukoisuus on tasapainossa (Wang ym. 2020). Eri yhdisteiden $\log K_{ow}$, K_d ja $\log K_{oc}$ arvoja on esitetty taulukossa 1.1 ja 1.2. Tuloksia tarkasteltaessa tulee kuitenkin huomioida, että kyseiset hulevesialtaiden sedimentit eivät vastaa esim. makeanveden sedimenttejä, joiden muodostuminen vie pitkiä aikoja. Hulevesialtaat keräävät kiintoaineista, mutta ne ovat syvyydeltään kuitenkin melko matalia, eikä sedimenttien kerrostumista pääse niissä muodostumaan samalla tavalla kuin vesistöissä. Tämän lisäksi altaisiin pidättynyt kiintoaineksestä voi toisinaan myös lähteä uudelleen liikkeelle helposti ja sitä myös poistetaan.

Polyaromaattiset hiilivedyt

Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) on suuri yli sadan yhdisteen ryhmä, joita syntyy mm. hiilen, raakaöljyn, kaasun, bensiinin tai muun orgaanisen materiaalin epätäydellisen palamisen seurauksena. Ympäristötutkimuksessa määritetään yleensä 16 tai 24 haitallisimmaksi tunnistettua PAH-yhdistettä (ks. taulukko 1.1). Aromaattisten hiilivetyjen haitallisuus ympäristölle sekä ihmisten terveys johtuu niiden syöpää aiheuttavista ja perimämyrkyllisistä ominaisuuksista. PAH-yhdisteillä on yleensä alhainen vesiliukoisuus ja korkea oktanoli-vesi-jakautumiskerroin ($\log K_{ow}$). Tämä tarkoittaa sitä, että PAH-yhdisteet ovat hydrofobisia ja siksi niillä on taipumus pidäytyä sedimenttiin ja kertyä vesieliöihin. PAH-yhdisteiden vesiliukoisuus riippuu mm. molekyylipainosta ja näin ollen alhaisemman molekyylipainon omaavat PAH yhdisteet ovat vesiliukoisempia kuin molekyylipainoltaan suuremmat yhdisteet. Syöpää aiheuttavat ja perimämyrkylliset ominaisuudet esiintyvät pääasiassa suuremman molekyyliainemäärän omaavilla PAH-yhdisteillä. PAH-yhdisteitä on selvitetty hulevesistä usein aiemminkin. Kaupunki-ilmassa merkityksellimmät lähteet ovat tieliikenteen pakokaasut ja pienpolton savukaasut. Kivihiilipiki ja kivihiiliterva, terva, kreosoottijäät ja muut kivihiiliperäiset öljyt, dieselöljyt, käytetyt moottoriöljyt, noki, asfaltti, bitumi ja pakokaasut sisältävät PAH-yhdisteitä. PAH-yhdisteet ovat niukkaliukoisia veteen ja vedessä ne sitoutuvat orgaaniseen ainekseen. Vesipitoisuuksien sijaan PAH-yhdisteiden analysointi kiintoaineksestä, kuten sedimentistä on tarkoituksenmukaista.

Siloksaanit

Syklisiä haihtuvia metyyliiloksaaneja (oktametyyliisyklotetrasiloksaani D4, dekametyyliisyklopentasiloksaani D5, dodekametyyliisykloheksasiloksaani D6) on käytetty mm. silikonien valmistuksessa, mutta myös sellaisenaan erilaisissa kuluttajille sekä ammattilaisille tarkoitetuissa seoksissa (ECHA 2019). Niitä on käytetty varsin laajasti erilaisissa sovelluksissa kuten kosmetiikassa, erilaisissa pesuaineissa, kodinhoito- ja ajoneuvojen huoltotuotteissa, kuivapesuloissa, lääkkeissä sekä lääkinällisissä laitteissa ja suojaavissa pinnoitteissa (ECHA 2019). REACH-asetuksen puitteissa yhdisteille on tehty riskinarviointia ja niiden on todettu täyttävän SVHC-aineiden (Substances of Very High Concern) kriteerit pysyvyyden, biokertyvyyden ja myrkyllisyyden osalta (Persistent, Bioaccumulative and Toxic, PBT/very Persistent very Bioaccumulative, vPvB). Yhdisteitä on rajoitettu kosmetiikassa, joka on ollut käyttökohteista merkittävin. Nyt kyseiset siloksaanit halutaan ehdottaa EU-komission toimesta lisättäväksi myös Tukholman yleissopimukseen. Hulevesiin näitä yhdisteitä voi päätyä esim. teollisesta toiminnasta. Tietoa näiden yhdisteiden esiintymisestä ympäristössä Suomessa ei juuri ole.

Alkyyliifenolit ja bisfenoli-A

Alkyyliifenoleihin lukeutuu mm. nonyyliifenolit (NP) ja niiden etoksylaatit (NPEO), oktyyliifenolit (OP) ja niiden etoksylaatit (OPEO). NP:t sekä OP:t viittaavat laajaan joukkoon yhdisteiden isomeerejä. Näistä yhdisteistä valmistetaan myös etoksylaatteja tiettyjen kemiallisten prosessien kautta. NP ja sen haarautunut muoto 4-nonyliifenoli (4-NP) ovat olleet mm. käytön ja ympäristöesiintymisen kannalta merkittävimpiä yhdisteitä. Ympäristöstä yleensä löydetään haarautunutta 4-NP, jota on käytetty kaupallisissa seoksissa. NP on pääasiassa NPEO:n lähtömateriali, joita on käytetty laajasti kosmetiikassa puhdistusaineissa sekä pintakäsittelyaineissa (de Weert ym. 2008). NP:a (NP ja 4-NP) muodostuu pääosin etoksylaattien hajotessa, mutta sitä on lisäksi käytetty sellaisenaan myös hartsien valmistuksessa sekä stabilaattorina ja antioksidanttina (de Weert ym. 2008). Näitä m. yhdisteitä (NPEO ja NP/4-NP) on käytetty mm. muovien ja pesuaineiden lisäaineina, lannoitteiden valmistuksessa, eläinlääkkeissä, valokuva-, öljy-, nahka-, tekstiili-, metalli- ja paperiteollisuudessa sekä maaleissa ja lakoissa (ECHA 2002). NPEO ja NP/4-NP pidentyvät vesiympäristössä voimakkaasti kiintoaineeseen ja näin ollen päätyvät helposti sedimenttiin. OP:sta eniten on tuotettu 4-*tert*-OP:a. OP ja OPEO on käytetty monissa erilaisissa sovelluksissa kuten renkaissa, vesiohenteisissa maaleissa, torjunta-aineiden valmistuksessa, painomusteissa, tekstiilien apuaineissa sekä emulsiopolymeroinnissa etenkin styreenibutadieenin tuotannossa (OSPAR 2006). Jonkin verran sitä on esiintynyt myös epäpuhtautena kaupallisessa NP:ssa (OSPAR 2006). Hulevesiin näitä yhdisteitä voi päätyä teollisesta toiminnasta, pilaantuneesta maaperästä, liikenteestä tai mahdollisesti viherrakentamisesta mikäli siinä on käytetty jätepohjaisia materiaaleja. NP:t ja OP:t kuuluvat vesipuitteidirektiivin mukaisiin prioriteettiaineisiin ja niiden vesistöpitäisyyksille on annettu ympäristölaatunormeja.

Bisfenoli-A (BPA) kuuluu fenolisiin yhdisteisiin. Yhdistettä on käytetty laajasti erilaisissa sovelluksissa mm. muoviteollisuudessa (polykarbonaatin ja epoksihartsien valmistuksessa, tyydyttömän polyesterihartsin tuotannossa, PVC:n tuotannossa ja prosessoinnissa), pinnoitteena, lämpöpaperin valmistuksessa, renkaiden valmistuksessa sekä jarrunesteissä (JRC 2010). Hulevesiin näitä yhdisteitä voi päätyä mm. teollisesta toiminnasta, pilaantuneesta maaperästä,

jätteenkäsittelystä, roskaantumisesta ja liikenteestä. Yhdisteen tiedetään olevan hormonitoimintaa häiritsevä yhdiste (EDC, Endocrine Disrupting Compounds). BPA:n on sisällytetty REACH-asetuksen SVHC-kandidaattilistalle.

Per- ja polyfluoratut yhdisteet

Perfluorialkyylihapot (PFAA) on yksi per- ja polyfluoratut alkylyliyhdisteiden eli PFAS-yhdisteiden alaryhmä, johon kuuluu mm. perfluorikarboksylihappoja (PFCA) ja perfluorisulfonihappoja (PFSA). PFAA-yhdisteet ovat ympäristössä hyvin pysyviä ja niitä löydetään käytännössä kaikkialta ympäristöstä, ihmisistä ja eläimistä, myös kaukana niiden varsinaisista päästölähteistä. PFAS-yhdisteet voivat aiheuttaa haittaa ihmisten terveydelle ja eliöille. PFAA-yhdisteistä eniten on tutkittu pitkäketjuisia perfluorioktaanisulfonaattia (PFOS) ja perfluorioktaanihappoa (PFOA) sekä lyhytketjuista perfluoriheksaanisulfonihappoa (PFHxS) niiden laajan ympäristöesiintymisen takia. EU:ssa rajoitettiin vuonna 2008 PFOS:n (ml. sen johdannaiset) markkinoille saattamista ja käyttöä REACH-asetuksella (EY/1907/2006). Yhdisteet lisättiin vuonna 2009 kansainväliseen Tukholman yleissopimukseen, joka kieltää tai voimakkaasti rajoittaa tiettyjen yhdisteiden käyttöä, markkinoille saattamista ja valmistusta. Tukholman sopimus on toimeenpantu EU:ssa POP-asetuksella (EU 2019/1021). Vuonna 2013 PFOS ja sen johdannaiset liitettiin EU:n vesipolitiikan alan prioriteettiainelistalle (2013/39/EU), jossa PFOS:lle annettiin ympäristölaatumormit. PFOA ja sen johdannaiset lisättiin REACH-asetukseen vuonna 2017 ja Tukholman yleissopimukseen vuonna 2019. Myös PFHxS:n lisäämisestä Tukholman sopimukseen on päätetty vuonna 2022.

PFAS-yhdisteitä on käytetty varsin laajasti erilaisissa kuluttajatuotteissa sekä erilaisissa ammatikäytöissä. Nykyisin voimakkaasti rajoitettuja pidempiketjuisia PFOS- ja PFOA-yhdisteitä on pyritty korvaamaan lyhyempiketjuisilla yhdisteillä. Fluori-hiili-sidos on erittäin vahva, minkä vuoksi nämä yhdisteet hajoavat ympäristössä hyvin hitaasti, jos lainkaan. PFOS:n merkittävimmät käyttökohteet ovat olleet mm. sammutusvaahdot sekä tekstiilin, nahan ja paperin pintakäsittelyaineet (Mehtonen ym. 2016). PFOS:n sammutusvaahdot käyttöä kiellettiin 2011. PFOA:n merkittävimmät käyttökohteet ovat puolestaan olleet fluorielastomeerien ja fluoripolymeerien (PTFE, kauppanimeltään mm. Teflon tai Gore-Tex, sekä FEP, PFA ja PVDF) tuotannossa, sammutusvaahdoissa, kostutusaineina ja puhdistusaineissa (Mehtonen ym. 2016). PFHxS on puolestaan käytetty matoissa (hyvin pieniä pitoisuuksia), märkätilojen maaleissa (pieninä pitoisuuksina), sammutusvaahdoissa (AFFF-vaahdoissa samana pitoisuustasona kuin PFOS), piirilevyissä (hyvin pieniä pitoisuuksia), kengän nahkapäällysteissä, pannujen pinnoitteissa, mikropiirien valmistuksessa/puolijohdoteollisuudessa sekä mikropopcorn-pakkauksissa (Mehtonen ym. 2016). Hulevesiin näitä yhdisteitä voi päätyä teollisesta toiminnasta, pilaantuneesta maaperästä, viherkentämisestä mikäli materiaalina on käytetty yhdyskuntalietepohjaisia tuotteita.

Vantaanjoen vesistöalueella toteutettiin laaja PFAS-yhdisteiden kartoitus, jossa tutkittiin yhdisteiden esiintymistä myös hulevesissä (Junntila ym. 2021). Yhdisteitä todettiin päätyvän vesistöön eri reittejä monin paikoin vesistöaluetta. Yhdisteiden pitoisuudet vesistöissä olivat paikoitellen korkeita, joten ne voivat olla riski vesieläimille (Junntila ym. 2021). Yksi tunnistetuista PFAS-yhdisteiden päästölähteistä sijaitsee Helsinki-Vantaan lentoaseman alueella, joka on tämän hankkeen vaikutuspiirissä. PFAS-yhdisteiden vähentämiseksi vesiluonnosta tarvitaan lisää tietoa, jota mm. tämän KasviHAVA-hankkeen toivotaan tuottavan.

Ympäristötutkimuksessa haitallisten aineiden seuranta on tehty melko vähän. Yksi syy tähän on analyysien korkea hinta. Ympäristönäytteissä näytematriisien epätasalaatuisuus tuo haasteita ja riittävän herkkien analyysimenetelmien kehittäminen on vaativaa, kun tutkitaan yhdisteitä, joiden ympäristöriskiä aiheuttavat pitoisuudet ovat gramman miljoonasosien tasoa. KasviHAVA-hankkeessa tarkasteltiin taulukossa 1.1. olevia orgaanisia haitta-aineita kasvi-, sedimentti- ja/tai vesinäytteistä.

Taulukko 1.1. Hankkeessa tarkastellut haitalliset aineet, niiden CAS-numerot, log K_{ow}-, K_d¹ sekä K_{oc}² -arvot. Suuri K_d -arvo tarkoittaa, että haitta-aine sitoutuu voimakkaasti maa-ainekseen eikä kulkeudu helposti maaperässä.

Aine	Lyhenne	CAS	log K _{ow}	K _d ¹	K _{oc} ² (l/kg)
Oktametyylisyklotetrasiloksaani ²	D4	556-67-2	6,49		
Dekametyylisyklopentasiloksaani ²	D5	541-02-6	8,023		
Dodekametyylisykloheksasiloksaani ³	D6	540-97-6	8		
Nonyylifenoli	NP	104-40-5	4,48 ⁴ - 5,76		
Haarautunut nonyyliifenoli	4-NP	84852-15-3			
Nonyylifenolietoksyalaatit (monoetoksyalaatti, dietoksyalaatti) ⁵	NPEO	104-35-8, 156609-10-8	5,3		
4-tert-oktyylifenoli	OP	140-66-9	5,25		
4-tert-oktyylifenolietoksyalaatit (monoetoksyalaatti, dietoksyalaatti)	OPEO	2315-67-5, 2315-61-9			
Bisfenoli-A	BPA	80-05-7	3,32		
Perfluoributaanihappo	PFBA	375-22-4	2,82		
Perfluoripentaanihappo	PFPeA	2706-90-3	3,43		
Perfluoriheksaanihappo	PFHxA	307-24-4	4,06		
Perfluoriheptaanihappo	PFHpA	375-85-9	4,67		
Perfluorioktaanihappo ⁵	PFOA	335-67-1	5,3		
Perfluorinonaanihappo ⁶	PFNA	375-95-1	5,92		
Perfluoridekaanihappo	PFDA	335-76-2	6,5		
Perfluoriundekaanihappo	PFUdA	2058-94-8			
Perfluoridodekaanihappo	PFDoA	307-55-1			
Perfluoritridekaanihappo	PFTTrDA	72629-94-8			
Perfluoritetradekaanihappo	PFTeDA	376-06-7			
Perfluoriheksadekaanihappo	PFHxDA	67905-19-5			
Perfluorioktadekaanihappo	PFODA	16517-11-6			
Perfluoributaanisulfonihappo	PFBS	375-73-5	3,9		
Perfluoriheksaanisulfonihappo	PFHxS	355-46-4	5,17		
Perfluoriheptaanisulfonihappo	PFHpS	375-92-8	6,3		
Perfluorioktaanisulfonihappo	PFOS	1763-23-1			
Perfluoridekaanisulfonihappo	PFDS	335-77-3	7,66		
Naftaleeni	NAP	91-20-3	3,35		9,6
2-Metyylinaftaleeni ⁷		91-57-6	4,00		
1-Metyylinaftaleeni ⁷		90-12-0	3,87		
Bifenyli ⁷		92-52-4	4,01		
2,6-Dimetyylinaftaleeni ⁷		581-42-0	4,31		
Asenaftyleeni ⁷	ACY	208-96-8	3,93		

¹ Ympäristöministeriö 2007

² Ympäristöministeriö 2007

³ ECHA 2019

⁴ Soares ym. 2008

⁵ ECHA 2013

⁶ Geosyntec 2019

⁷ <https://www.nies.go.jp/chiiki1/protoz/toxicity/chemical/pah.htm>

Asenaftteeni ⁷	ACP	83-32-9	3,92		
2,3,5-Trimetyyli-naftaleeni		2245-38-7			
Fluoreeni ⁷	FLR	86-73-7	4,38		
Fenantreeni ⁷	PHE	85-01-8	4,57	169,8	4,23
Antraseeni ⁷	ANT	120-12-7	4,54	199,5	4,30
1-Metyylifenantreeni ⁷		832-69-9	4,15		
Fluoranteeni ⁷	FLT	86-73-7	5,22	1513,6	5,18
Pyreeni ⁷	PYR	129-00-0	5,18		
Bentso(a)antraseeni ⁵	BaA	56-55-3	5,91	6166,0	
Kryseeni ⁷	CHR	218-01-9	5,86		
Bentso(b)fluoranteeni ⁷	BbF	205-99-2	5,80		
Bentso(k)fluoranteeni ⁷	BkF	207-08-9	6,20	17378,0	6,24
Bentso(e)pyreeni ⁷	BeP	192-97-2	6,44		
Bentso(a)pyreeni ⁷	BaP	50-32-8	6,04	6606,93	5,82
Peryleeni ⁷		198-55-0	6,25		
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	IcP	193-39-5			
Dibentso(a,h)antraseeni ⁷	DaA	53-70-3	6,75		
Bentso(ghi)peryleeni ⁷	BgP	191-24-2	6,00		

1.1.2 Metallit

Atomipainoltaan sekä tiheydeltään suuria sekä myrkyllisiä ominaisuuksia omaavia metalleja ja puolimetalleja kutsutaan raskasmetalleiksi (taulukko 1.2). Metallit lukeutuvat myös epäorgaanisiin aineisiin. Raskasmetallien määritelmä ei ole selkeä ja termiä raskasmetalli ei käytetä virallisena tieteellisenä nimenä, koska ei ole pystytty tarkkaan määrittelemään niitä aineita, jotka raskasmetalleiksi lukeutuvat. Ympäristöministeriön vaarallisia jätteitä koskevan luettelon (179/2012) liite 4 sisältää seuraavat raskasmetallit perustuen niiden haitallisuuteen; antimoni- (Sb), arseeni- (As), kadmium- (Cd), kromi(VI)- (Cr_{VI}), kupari- (Cu), lyijy- (Pb), elohopea- (Hg), nikkeli- (Ni), seleeni- (Se), telluuri- (Te), tallium- (Tl) ja tinayhdisteet (Sn) sekä nämä aineet metallisessa muodossa. Raskasmetallien haitallisuus riippuu usein altistusreitistä, määrästä ja aineesta sekä yksilön ominaisuuksista (ikä, sukupuoli, ravitsemus) (Tchounwou ym. 2012). Toisinaan raskasmetallit voidaan luokitella tiheyden, massan ja järjestysluvun perusteella (painottamatta niinkään aineen haitallisuutta), jolloin raskasmetalleihin voi lukeutua myös esim. rauta (Fe), hopea (Ag) ja kulta (Au).

Näitä epäorgaanisiksi yhdisteiksi luettavia raskasmetalleja, ja metalleja ylipäättään, esiintyy ympäristössä mineraaleina kallioperässä, maaperässä, kasveissa ja eliöissä. Ne ovat osa luonnollista kiertokulkua, eivätkä näin ollen häviä. Ympäristön kannalta raskasmetallit ovat haitallisia niiden pysyvyyden ja kertyvyyden vuoksi. Ne poistuvat elimistöstä myös hyvin hitaasti. Monia raskasmetalleja myös käytetään erilaisissa sovelluksissa, prosesseissa katalyytteinä tai lisäaineina useilla aloilla kuten teollisuudessa, kotitalouksissa, maataloudessa, lääketieteessä ja teknologia-teollisuudessa (Tchounwou ym. 2012).

Taulukko 1.2. Metalleille määritettyjä K_d -arvoja. Suuri jakautumiskertoimen arvo tarkoittaa, että haitta-aine sitoutuu voimakkaasti maa-ainekseen eikä kulkeudu helposti maaperässä.

Aine	Lyhenne	CAS	K_d^8
Alumiini	Al	91728-14-2	
Arseeni	As	7440-38-2	100
Barium	Ba	7440-39-3	60
Kalsium	Ca	7440-70-2	
Kadmium	Cd	7440-43-9	100
Koboltti	Co	7440-48-4	100
Kromi	Cr	7440-47-3	2000
Kupari	Cu	7440-50-8	500
Rauta	Fe	7439-89-6	
Elohopea	Hg	7439-97-6	500
Kalium	K	7440-09-7	
Magnesium	Mg	7439-95-4	
Mangaani	Mn	7439-96-5	
Natrium	Na	7440-23-5	
Nikkeli	Ni	7440-02-0	200
Fosfori	P	7723-14-0 (punainen) 12185-10-3 (valkoinen)	
Lyijy	Pb	7439-92-1	1000
Rikki	S	7704-34-9	
Antimoni	Sb	7440-36-0	85
Seleeni	Se	7782-49-2	
Strontium	Sr	7440-24-6	
Titaani	Ti	7440-32-6	
Uraani	U	7440-61-1	
Vanadiini	V	7440-62-2	
Sinkki	Zn	7440-66-6	200

1.2 Hulevesikosteikot ja -altaat

Peitetyn pinnan lisääntyminen ja hulevesien hallinta putkitetuilla kuivatusjärjestelmillä muuttaa veden kiertokulkua voimakkaasti. Veden imeytyminen maaperään vähenee ja virtaamavaihtelu pienvesissä kasvaa. Vajoveden vähenemisen myötä maaperän vesipitoisuus pienenee, jonka seurauksena kasvillisuus kärsii kuivuudesta. Tämä lisää viheralueen hoitotarvetta, jotta ympäristö säilyy viihtyisänä rakennetulla alueella. Sateisina aikoina hulevesivalunta huuhtoo päällystettyjä pintoja ja niiltä liukenee epäpuhtauksia, jotka voimistunut virtaus kuljettaa vesistöihin kuormituksena.

Hulevesien määrän ja laadun hallinta luonnonmukaisesti on keino palauttaa maaperän luonnollinen kosteustasapaino lähemmäs luonnontilaista ja samalla lisätä nk. kaupunkivihreän määrää

⁸Ympäristöministeriö 2007

⁸Tarvainen ja Jarva 2009

rakennetussa ympäristössä. Luonnonmukainen hulevesien hallinta on välttämätöntä elinvoimaisen pienvesiluonnon säilymiseksi kaupungeissa.

Luonnonmukaisia menetelmiä hulevesien käsittelyyn ovat mm. vesien imeyttäminen tai suodattaminen rakenteissa ja haihduttaminen painanteissa. Hulevesiä voidaan viivyttää, laskeuttaa ja selkeyttää altaissa (Kuntaliitto 2012).

Hulevesialtaat ovat pieniä kosteikoita, joille kasvillisuus on suunniteltu ja istutettu tai sen on annettu levitä niihin alueen juuristopankista ja lähiympäristöstä. Hyvin suunnitelluissa kohteissa on huomioitu sen toimivuuden kannalta tarkoituksenmukaiset vedensyvytydet, virtaamanopeudet ja viipymät. Ne on voitu määritellä mm. poistettavien haitta-aineiden mukaan, veden likaisuuden sekä pintavalunnan aiheuttaman kulutuksen mukaan. Altaiden vedenohjauksen toteuttamiseksi niissä voi olla purku- ja patorakenteita.

Hulevesien hallintaratkaisujen suunnittelusta, mitoituksesta ja kasvivalinnoista on ohjeita Rakennustiedon ohjekorteissa RT 89-11196, RT 103006 ja RT 103007 ja niiden myötä altaiden käyttö hulevesien hallintaratkaisuna on yleistynyt. RT-korttien ohjeissa on tietoa myös hulevesijärjestelmien kunnossapidosta. Ohjeissa ei kuitenkaan ole otettu kantaa altaista poistettavan materiaalin jatkokäsittelystä. Työmaavesien hallintaa varten on tehty paikallisista olosuhteista lähteviä työmaavesiohjeita useissa kaupungeissa. Likaisia työmaavesiä ei saa ilman esikäsittelyä johtaa vesistöön, viemäriin eikä luontopohjaisiin hulevesien hallintajärjestelmiin. Näillä ohjeilla on pyritty estämään mm. kiintoaineksen ja öljyhiilivetyjen kulkeutumista hulevesien mukana.

1.3 Seurantakohteet

Pienvedet luonnon monimuotoisuuden ja vesimaiseman ylläpitäjänä ovat tärkeitä vähävesistöisellä valuma-alueella. Virtavesien elinvoimaisuutta on edistetty vesistötietoisuuden lisäämisellä ja luontoympäristöjen kunnostuksilla. Hulevesien kuormitusriskiä on pyritty vähentämään hulevesiverkoston osaksi tehdyillä allas- ja biosuodatusrakenteilla. Vantaa ja Tuusula ovat olleet edellä kävijöitä hulevesihallinnan kehittämisessä pienvesien suojelemiseksi ja tämän hankkeen kohteeksi valittiin näitä melko pitkään toiminnassa olleita, voimakkaasti kasvittuneita hulevesialtaita.

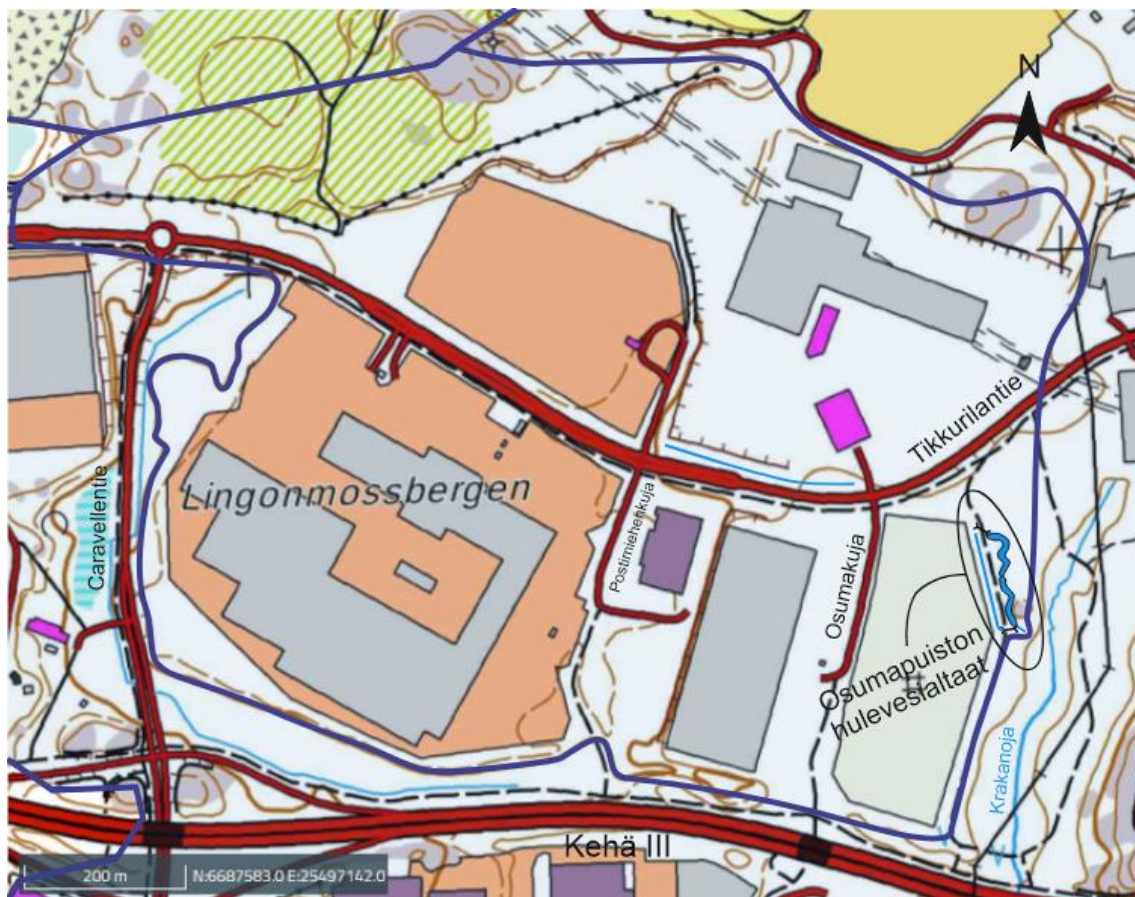
1.3.1 Osumapuiston kosteikko Krakanojan valuma-alueella

Vantaan pienvesistä Krakanoja on maakunnallisesti arvokas puro, joka virtaa jokseenkin alkupe räisessä uomassaan. Savimaahan uurtunut puro meanderoi voimakkaasti, eli vesi on kuluttanut uoman ulkokaarretta luoden jyrkästi mutkittelevan puron. Moneen puronmutkaan on kasaantunut virran mukana tullutta puuainesta padoiksi. Krakanoja saa osan virtaamastaan pohjavedestä, ja tämän lähdevaikutuksen vuoksi vesi on ainakin ajoittain hyvin kirkasta. Krakanojan puronvarsimetsä (6,24 ha) on rauhoitettu luonnonsuojelualueeksi vuonna 2020. Krakanoja on yksi uhanalaisen taimenen kutupuroista Vantaanjoen vesistöalueella. (Haikala ym. 2009, Janatuinen 2012).

Krakanoja saa alkunsa Helsinki-Vantaan lentoaseman alueelta ja laskee Vantaanjokeen heti Ruutinkosken alapuolella. Vantaanjokeen laskevan puron pääuoman pituus on 7,3 km. Puron valuma-alue on noin 10 km² ja siitä lähes puolet sijaitsee Finavian lentokenttäalueella. Lentokenttä-alueen valumavesien mukana Krakanojaan tulee happea kuluttavaa ainesta (mm. glykolia ja sen hajoamistuotteita) sekä haitta-aineita mm. PFAS-yhdisteitä (Finavian tarkkailuraportit). Ojasta 80 % virtaa avouomassa (Sito 2016).

Krakanojan yläjuoksulle Osumapuistoon rakennettiin vuonna 2013 hulevesialtaita viivyttämään ojan länsipuolelle rakennetun työpaikka-alueen hulevesiä. Viivytyksalaiden koko on 2 300 m³ ja hulevesirakenteet on mitoitettu kerran 50 vuodessa tapahtuvalle 2 900 l/s ja kerran 100 vuodessa tapahtuvalle 3 100 l/s virtaamille. Pääosa viivytyksestä toteutetaan allasketjun ylimmässä altaassa, jolle on ohitusuoma ylivirtaamatilanteissa. Altaiden yläpuolinen valuma-alue on noin 73 ha, ja vesien purkautuessa Krakanojaan sen valuma-alueen ala on noin 590 ha, (kuva 1.1) (tiedot: Vantaan kaupunki 2022).

Alkuperäisten suunnitelmien mukaan Osumapuiston altaan pohja on kivetty ja suunnitelmana oli pitää se kasvittomana. Käytäntö kuitenkin osoitti altaan kasvittuvan nopeasti ja altaaseen on levinnyt melko monipuolinen kasvillisuus (kuva 1.2).



Valuma-alueajat Vesiuoma

Kuva 1.1. Osumapuiston hulevesiallas (ympyröity) ja sen valuma-alue. Valuma-alue on suurelta osin peitettyä pintaa. Lähteet: Vantaan karttapalvelu, Vantaan kaupunki.



Kuva 1.2. Osumapuiston hulevesiallas heinäkuussa 2021 (kuva: VHVSY).

1.3.2 Jusslan hulevesialtaat Kylmäojan itähaaran valuma-alueella

Kylmäojan korpi ja siihen rajautuva Kylmäojan metsä sijaitsevat Vantaalla Tuusulan rajan tuntumassa. Suojelualueen keskeisin osa on erittäin edustavaa tervaleppäkorpea, joka on luonnonsuojelulain mukaisesti suojeltava luontotyyppi. Alueen halki virtaa Kylmäojan itähaara. Kylmäojan korpi suojeltiin vuonna 2001. Vuonna 2012 suojelualueen pinta-ala laajeni 37 hehtaariin, kun siihen liitettiin korpea ympäröiviä metsäalueita. Taimen lisääntyy Kylmäojassa, jonka länsihaara ja alajuoksulla on tehty laajoja kalataloudellisia kunnostuksia. Tuusulan Jusslan alueen hulevesien hallinta on suunniteltu turvaamaan Vantaan puolella puroluonnon suojelua.

Jusslan työpaikka-alueella Tuusulassa on kaksi hulevesien tasausallasta Kulomäentien pohjoispuolella. Alueella on runsaasti pienteollisuutta mm. autokorjaamoja, huoltoasema, asfalttiasema, autopesula, logistiikkafirmoja jne. Lisäksi altaiden vieressä kulkee melko vilkkaasti liikennöity Kulomäentie, jonka vesiä ei kuitenkaan altaisiin johdeta (kuva 1.3).

Alue sijaitsee heti Mätäkiven pohjavesialueen kaakkoispuolella ja on Kylmäojan itähaaran latva-alueita. Osa luoteisosan osavaluma-alueesta on em. pohjavesialuetta. Hulevesien viivyttämiseksi tehdyt kaksi allasta ovat Tuusulan kunnan. Vedet johdetaan molemmista altaista Kulomäentien ali ja edelleen Vantaalle Kylmäojankorven luonnonsuojelualueelle. Tässä kohdassa ojan vedenlaatua seurataan (havaintopaikka Ilolanoja 3,3) säännöllisesti osana Vantaan kaupungin pintavesiseurantaa. Jusslan työpaikka-alue on ollut pitkään käytössä ja toiminnot ovat vaihdelleet. Alue on edelleen kehittymässä ja muuttumassa. Mätäkiven pohjavesialueen suojelusuunnitelman (2017) mukaan luoteisosan valuma-alueella oli öljysäiliöitä, energiakaivoja ja kemikaalivarasto. Alueella sijaitsee polttoaineen jakeluasema ja mm. logistiikkaan liittyvää toimintaa. Alueella on tehty hiljattain mm. maa-aineksen louhintaa.

Alueen kaksi hulevesiallasta on rakennettu ensisijaisesti viivyttämään alueen vesiä. Kasvillisuus on niissä runsas ja sen poisto ja altaiden kunnostus alkaa olla ajankohtaista mm. tulvariskin takia (kuvat 1.4 ja 1.5). Altaiden valuma-alueen koot ovat 56 ha ja 71 ha (Sito 2015). Tuusulan kunta on kiinnostunut yhteistyöstä hulevesialtaiden hoidon kehittämisessä.

Jusslan altaisiin vedet kertyvät rakentamattomien alueiden valumavesistä ja hulevesistä pienteollisuusalueilta sekä alueen rakennustyömailta. Osavaluma-alueen 2 pohjoisosassa on metsäoimia, joiden virtaamasuunta on etelään. Nämä ohjataan hulevesiverkostoa pitkin etelän suuntaan ja edelleen hulevesialtaaseen. Ainakin Jusslan itäisen altaan pohjassa on pohjavesikosketus ja altaaseen tihkuu ajoittain pohjavesiä. Kulomäentien pohjoispuolella, ennen Jusslan altaita, hulevedet virtaavat pääosin avouomissa. Altaisiin vesiä johdetaan usean tuloputken kautta. Tasausaltaat on mitoitettu kerran 10 vuodessa toistuvalla mitoitussateella ja etenkin itäisen altaan mitoituksessa on ollut ylimääräistä kapasiteettia alueen käyttämättömän rakennusoikeuden varalle.

Jusslan tasausaltaiden poistoaukot ovat kolmiosiset. Kummastakin altaasta lähtevä vesi ohjataan ensin öljynerotuskaivon kautta poistokaivoon, jossa on virtaamaa säännöstelevä väliseinä. Kaivojen setit on asennettu siten, että padotusta tapahtuu jo sateen intensiteetillä 2–3 l/s/ha.

Kulomäentien ali oja on putkitettu. Tien eteläpuolelle, ennen Kylmäojan luonnonsuojelualuetta alueen maankäyttö muuttui muutama vuosi sitten, kun sinne rakennettiin pinta-alaltaan laajoja datakeskuksia. Alueen hulevesien hallintaan rakennettiin samalla hulevesialtaita ja alkuperäistä omaa siirrettiin ja osin putkitettiin (Sito 2015).



Kuva 1.3. Jusslan hulevesialtaat ja niiden valuma-alueet (1 ja 2) kartalla. Lähteet: Tuusulan karttapalvelu ja Sito Oy (2015).



Kuva 1.4. Jussla itäinen hulevesiallas heinäkuussa 2021 (kuva: VHVSY).



Kuva 1.5. Jusslan läntinen hulevesiallas elokuussa 2021. Altaan purkuputki on kuvan alalaidassa (kuva: VHVSY).

1.3.3 Koisotien lumenvastaanottopaikan biosuodatusallas

Vantaan Koisotiellä sijaitsee lumenvastaanottoalue, jonka yhteyteen rakennettiin vuonna 2011 sulamisvesiä puhdistava biosuodatusallas (1000 m²). Lumenvastaanottoalueen hulevedet eli sulamis- ja sadevedet johdetaan läjitysalueen reunaosissa hiekan- ja öljynerotukseen. Erotinjärjestelmästä vedet jatkavat biosuodatusalueelle. Lumensulatuksen lisäksi Koisotien vastaanottopaikan alueella on myös muita toimintoja, kuten jäteasfaltin vastaanotto ja välivarastointi, murskaus ja murskeen välivarastointi sekä hiekoitushiekan vastaanotto, välivarastointi, pesu ja pesytyn hiekoitushiekan välivarastointia.

Biosuodatusalueesta 90 % on kasvien peitossa. Kasveiksi on valittu kosteutta ja lumen suurta suolapitoisuutta kestäviä kasvilajeja; järviruoko (*Phragmites australis*), järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*) ja kapealehtiosmankäämi (*Typha angustifolia*). Biosuodatusalueen ympärille on kylvetty tulvaniittyä, rantaniittykasveja ja luhtalemmikkejä (kuva 1.6).

Biosuodattimen rakenteena on suodatinkerros, suodatinkangas ja kuivatuskerros, jossa on sala-ojaputki. Suodatinkerroksessa on puolet hiekkaa ja loput vaatimattomien kasvien kasvualustaa sekä humusta. Suodattunut hulevesi ohjataan putkitettuna Tikkurilan keskuspuiston kosteikkoon laskevaan ojaan. Biosuodatusalueen ylivuoto ohjautuu samaa reittiä putkitetun purkuojan päällisenä pintavaluntana. Kosteikosta vedet virtaavat Kylmäojan alajuoksulle ja edelleen Kera-vanjokeen.

Talvella 2020–2021 Koisotien lumenvastaanottopaikalle tuotiin lunta lähes 12 000 kuormaa eli noin 160 000 m³ ja lumensulamisvesiä alueelta lähti elokuun 2021 puoliväliin asti. Talvella 2021–2022 lunta otettiin vastaan noin 14 000 kuormaa (noin 190 000 m³). Koisotielle vastaanotettiin talvella 2020–2021 noin kolmasosa Vantaalla vastaanotettavasta lumesta. Talvella 2021–2022 osuus oli neljännes. Muut vastaanottopaikat sijaitsivat Kulomäessä, Vehkalanmäessä ja Ojängossa.

Koisotien biosuodatusaltaan huolto toteutetaan sille vuonna 2018 laaditun huoltosuunnitelman ja vuosittaisen kuntotarkastuksen mukaisesti. Toteutuksesta vastaa Vantaan kaupunki. Kuntokartoitusten perusteella on havaittu biosuodatuskyvyn heikentyneen lähtötilanteesta merkittävästi.



Kuva 1.6. Koisotien lumen vastaanottoalueen biosuodatusallas 11.6.2021. Altaan tuloputki on kuvan alalaidan tarkastuskaivon jälkeen (kuva: VHVSY).

1.4 Hulevesialtaiden vesitasetarkastelua

Hulevesialtaksiin valuvia ja niiden kautta virtaavia vesimääriä on arvioitu sadannan, haihdunnan ja vertailuvesistölaskelmien avulla. Tässä tarkastelussa ei ole otettu mukaan Koisotien lumen vastaanottopaikan biosuodatusallasta, koska sulavan lumen vesimäärän arviointi on ilman mittattuja havaintoja hyvin epätarkkaa. Kaikkien hulevesialtaiden sademääräksi on otettu havaittu vuosittainen sadanta Oulunkylässä, Helsingissä, 670 mm vuodessa (keskiarvo vuosilta 1981–2010). Haihdunnan määräksi on otettu yleisesti käytetty keskimääräinen arvio Etelä-Suomessa, 400 mm vuodessa. Valunta on arvioitu vertailuvesistönä käytetyn lähellä tutkimuspaikkaa olevan SYKE:n pienen valuma-alueen, Teeressuonoja Vihdissä, havainnoista vuosilta 1991–2010, 8,1 l/s/km². Teeressuonojan valuma-alue on 0,69 km².

Sadannan ja haihdunnan avulla on laskettu vuosittain valuma-alueella kierrossa oleva vesimäärä eli suurin mahdollinen valuma kyseisellä alueella. Vertailuvesistöstä (Teeressuonoja) saadaan mittauksiin perustuvaa vertailuaineistoa valunnasta, johon vaikuttavat myös imeytyminen, pidättyminen maaperään ja kasvien aiheuttama haihdunta. Jusslan ja Osumapuiston alueilla on enemmän vettä läpäisemätöntä pintaa kuin vertailuvesistössä, joten todennäköisesti altaiden läpi kulkeva vesimäärä asettuu näiden kahden laskelman välille. Ainemäärien arvioinnissa on kuitenkin käytetty vertailuvesistön avulla saatua vuosivirtaamaa. Laskelmien tulokset on esitetty Taulukossa 1.3. Taulukossa 1.3 olevat pitoisuudet on otettu tämän tutkimuksen vesinäytetuloksista, luvussa 4. Jos tarkastellaan esim. PFAS-pitoisuuksia ja verrataan vuonna 2021 julkaistuun Vantaanjoen PFAS-hankkeen (Junttila ym. 2021) tuloksiin, voidaan todeta, että pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa tuon hankkeen hulevesianalyysitulosten kanssa. Vantaanjoen vesistön PFAS-pitoisuudet ovat noin kymmenesosa hulevesien pitoisuuksista.

Taulukko 1.3. Hulevesialtaiden läpi kulkevien vesimäärien arvioita sekä niiden avulla arvioituja ainemääriä.

Seurantakohde	Jussla länsi	Jussla itä	Osumapuisto
Valuma-alue km ²	0,56	0,71	0,73
Sadanta mm/vuosi	670	670	670
Haihdunta mm/vuosi	400	400	400
Erotuksen vesimäärä m ³ /vuosi	151 200	191 700	197 100
Valunta l/s/km ²	8,1	8,1	8,1
Virtaama m ³ /vuosi	143 047	181 364	186 472
Cr min µg/l	0,2	0,2	0,2
Cr min kg/vuosi	0,0286	0,0363	0,0373
Cr max µg/l	3,7	3,7	3,7
Cr max kg/vuosi	0,529	0,671	0,690
As min µg/l	0,3	0,3	0,3
As min kg/vuosi	0,0429	0,0544	0,0559
As max µg/l	3,8	3,8	3,8
As max kg/vuosi	0,544	0,689	0,709
Pb µg/l	0,75	0,525	0,275
Pb kg/vuosi	0,107	0,095	0,051
Ni µg/l	1,67	1,98	0,67
Ni kg/vuosi	0,239	0,359	0,239
PFAS ng/l	25	15	22
PFAS kg/vuosi	0,00358	0,00272	0,00410
PAH µg/l	0,2	0,11	0,18
PAH kg/vuosi	0,0286	0,0199	0,0336

2 Hulevesialtaiden kasvillisuus

Kosteikkokasvillisuutta voidaan käyttää puhdistamaan hule- tai jätevesiä. Monet luonnollisesti haitta-aineita keräävät kasvit soveltuvat luonnonmukaiseen puhdistamiseen eli ns. bioremediaatioon. Kasvien avulla tehtävä puhdistaminen on ympäristön kannalta hyvä vaihtoehto, sillä se on luonnonmukainen keino vähentää ympäristössä esiintyviä haitta-aineita (Lei ym. 2022). Usein bioremediaation kannalta haitallisia aineita tehokkaasti keräävät kasvit omaavat kuitenkin melko pienen maanpäällisen biomassan (Vymazal & Březinová 2016). Näin ollen jäte- ja hulevesien puhdistukseen parhaimmin soveltuvat kasvit sietävät voimakkaitakin ravinne- ja haitta-ainekuormituksia, omaavat laajan juurakon, ovat nopeakasvuisia, helposti ylläpidettäviä, haihduttavat runsaasti, voivat muuttaa haitta-aineita ei haitalliseen muotoon, niiden maanpäällinen biomassa on suuri ja kylmää kestävä, jolloin raskasmetallien ja muiden haitta-aineiden poistaminen kasvillisuutta keräämällä olisi mahdollisimman tehokasta (Vymazal & Březinová 2016, Schnoor 1997, Lei ym. 2022). Yleisimmin käytettyjä kosteikkokasveja tällaisissa tarkoituksissa ovatkin mm. järviruoko (*Phragmites australis*, kuva 2.1), ruokohelppi (*Phalaris arundinacea*), osmankäämi (*Typha* spp. kuva 2.2) ja röyhykaislat (*Scirpus* spp.), joihin myös korpikaisla (*Scirpus sylvaticus*) lukeutuu. Nämä ovat myös kasveja, jotka valikoituivat tarkastelun kohteiksi tässä hankkeessa. Osa kasveista esiintyi luontaisesti hulevesialtaissa ja osa puolestaan oli tarkoituksella istutettu. Näiden lisäksi tutkittiin järvikaislaa (*Schoenoplectus lacustris*, kuva 2.3) sekä rantaluikkaa (*Eleocharis palustris*, kuva 2.4).



Kuva 2.1. Järviruokokasvustoa (*Phragmites australis*) etualalla (kuvat: Terhi Rytteri ja Riku Lumiaro, Syke).



Kuva 2.2. Leveösmanikämmikasvusto (*Typha latifolia*) peittää hulevesialtaan (kuva: Terhi Rytteri, Syke).

2.1 Kasvillisuuskartoitus

Hulevesialtaiden kasvillisuus kartoitettiin 6.7.2021. Altailta ja niiden rannoilta kirjattiin muistiin valtalajit sekä muu tuolloin havaittavissa ollut putkilokasvilajisto. Lajisto tarkastelua täydennettiin näytteenottokäynneillä 19.8.2021 ja 7.10.2021. Altaiden märkeisiin keskiosiin ei menty mm. turvallisuussyistä, esimerkiksi Jusslan altailla varoitetaan upottavasta pohjasta. Ilmakuvista arvioitiin altaiden pinta-ala ja kasvillisuuden ja avoveden suhde. Yhteenveto havaituista kasvilajeista on esitetty taulukossa 2.1. Nimistö noudattaa Lajitietokeskuksen (Laji.fi) ylläpitämää nimistöä.

Kasvillisuuden tarkempaa kuviointia ja peittävyuden arviointia varten olisi tarvittu esimerkiksi dronilla otettuja tuoreita valokuvia, mutta sitä ei tässä hankkeessa tehty. Valtalajistosta saa

käsityksen ilman ilmakehiä. Kasvillisuuden kehityksen seuranta olisi sen sijaan helposti järjestettävissä säännöllisesti otettujen ilmakehiä avulla. Kaikkialla se ei kuitenkaan ole mahdollista. Esimerkiksi lentokenttien lähellä droonien käyttö on kielletty.



Kuva 2.3. Keräpäähiläkasvusto (*Juncus conglomeratus*) hulevesipurkuputken suulla (kuva: Terhi Rytteri, Syke).



Kuva 2.4. Rantaluikkakasvusto (*Eleocharis palustris*) (kuva: Terhi Rytteri, Syke).

2.1.1 Jussla, itäinen allas

Jusslan itäinen, suorakaiteen muotoinen allas on pinta-alaltaan noin 0,35 ha. Sen rantoja reunustaa melko tiheä kiiltolehtipajuista (*Salix phylicifolia*) ja harmaalepistä (*Alnus incana*) muodostunut vyöhyke. Altaan reunat ovat suhteellisen jyrkät. Purkuputki on altaan kaakkoisnurkassa. Hulevesien tuloputkia ainakin itäpäässä kaksi kappaletta, ja luoteisnurkassa yksi. Altaan selkeä valtalaji on leveäosmankkäämi (*Typha latifolia*) (kuva 2.2), mutta myös kapeaosmankkäämi (*T. angustifolia*) muodostaa muutamia pieniä kasvustoja. Rantojen vesirajaa reunustavat melko tiheet rantaluikan (*Eleocharis palustris*) kasvustot, joiden yläpuolella kasvaa keräpäävihvilän (*Juncus conglomeratus*) mättäitä (kuva 2.3 ja 2.4). Pohjoislaidalla on myös muutaman neliömetrin laajuinen pullosarakasvusto (*Carex rostrata*). Altaan länsipään ja lounaisnurkan kasvillisuudessa kalliopaljastuman luona on monipuolisempaa kosteikkolajistoa, mm. rantalemmikkiä (*Myosotis laxa*), käenkukkaa (*Lychnis flos-cuculi*), luhtatädykettä (*Veronica scutellata*), ratamosarpiota (*Alisma plantago-aquatica*) ja karvahorsmaa (*Epilobium hirsutum*) sekä solmuvihvilää (*J. alpinoarticulatus*) kasvustoina. Vesi näytti kartoituspäivänä suhteellisen kirkaalta ja vedessä kasvoi uistinvitaa (*Potamogeton natans*) ja vesihernettä (*Utricularia* sp.). Kasvillisuus ei ollut täysin peittävää, vaan avovesikohtia oli arviolta noin 30 % altaan pinta-alasta (kuva 2.5 ja 2.6).



Kuva 2.5. Jusslan itäinen allas sadepäivänä 12. lokakuuta 2021 (kuva: VHVSY).



Kuva 2.6. Jusslan itäinen allas 56.7.2021. Valtalajina altaassa on leveäosmankkäämi (*Typha latifolia*) (kuva: VHVSY).

2.1.2 Jussla, läntinen allas

Jusslan läntinen, suorakaiteen muotoinen allas on kooltaan noin 0,3 hehtaaria. Sitä reunustavat kauttaaltaan kiiltopaju, raita ja harmaaleppä. Allas on varsin umpeenkasvanut ja sen valtalaji on leveäosmankkäämi (kuva 2.7). Avovettä ei rannoilta käsin pystynyt havaitsemaan ja sitä näyttäisi ilmakuvaan perusteella olevan vain niukasti (alle 10 % pinta-alasta) altaan keskiosissa. Tuloputkia on länsilaidassa ja pohjoispäässä. Altaan purkuputki on sen eteläpäässä. Rantakasvillisuudessa kasvaa mm. mesiangervoa (*Filipendula ulmaria*), korpikaislaa (*Scirpus sylvaticus*), rantakukkaa (*Lythrum salicaria*), luhtamataraa (*Galium uliginosum*) ja korpikastikkaa (*Calamagrostis phragmitoides*). Poistoputken luona on myös hieman isopalpakkoa (*Sparganium erectum*).



Kuva 2.7. Jusslan läntinen allas 6.7.2021. Valtalajina altaassa on leveäosmankäämi (*Typha latifolia*) (kuva: Päivi Fjäder, Syke).

2.1.3 Koisotien biosuodatusallas

Koisotien lumenkaatopaikan sade- ja lumensulamisvesiä käsittelevän biosuodatusaltaan pinta-ala on noin 0,13 ha. Allas on muotoiltu pyöreähköksi. Altaan vesi oli kartoitushetkellä melko korkealla, sillä myös rannalla kasvavat raiheinät (*Lolium* sp.) olivat lähes veden peitossa. Vesi oli harmaan sameaa. Purkuputki on altaan itälaidassa (kuva 2.9). Lumen sulamisvedet pitävät altaan veden ilmeisesti pitkään viileänä, sillä kasvillisuus oli vielä varsin varhaisessa vaiheessa. Altaan länsipuolta reunustavat kiiltopajut ja istutetut terijoensalavat (*Salix euxina* 'Bullata'). Valtalajina on järviruoko (*Phragmites australis*) (kuva 2.8). Alueella on myös pieniä kapeaosmankäämin ja järvikaislan (*Schoenoplectus lacustris*) kasvustoja. Nämä olivat altaaseen perustamisvaiheessa istutettua lajistoa. Rannoilla kasvaa mm. korpikaislaa, keräpäävihvilää, poimuhierakkaa (*Rumex crispus*) ja pieni ryhmä keltakurjenmiekkää (*Iris pseudacorus*). Avoveden osuus kartoitushetkellä oli noin 40 %.



Kuva 2.8. Koisotien allas, jonka valtalaji on järviruoko (*Phragmites australis*), mutta myös kuvassa vasemmalla näkyvä järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*) muodostaa tiheää kasvustoja (kuva: VHVSY).



Kuva 2.9. Koisotien allas, jossa valtalajina on järviruoko (*Phragmites australis*) (kuva: Taina Nystén, Syke).

2.1.4 Osumapuiston hulevesiallas

Osumapuiston allas on pinta-alaltaan noin 0,2 ha. Se on muodoltaan pitkänomainen, hieman mutkitteleva ja alueella on muutama laakea kalliopaljastuma (kuva 2.10). Pohja ja reunat ovat laajalti kivetyt. Vesi oli kartoitushetkellä matalalla, mutta pohjoisosan tuloputkesta lirsii kuitenkin kirkasta vettä. Altaan purkuputki on sen eteläisimmän altaan eteläpäässä. Pohjoisemman kalliopaljastuman ympärillä oli laajalti kiiltolehtipajukkoa. Altaan valtalajit ovat leveäosmankäämi ja järviruoko (kuva 2.11). Rannoilla kasvavat mm. korpikaisla, ruokohelppi (*Phalaroides arundinacea*), rönsyleinikki (*Ranunculus repens*), ukontatar (*Persicaria lapathifolia*), rantakukka sekä rantaluikan kasvustoja. Pohjoisemmassa altaassa oli runsaasti uistinvitaa. Huomionarvoisana lajina voi mainita kookkaan varstasarayksilön (*Carex pseudocyperus*), joka lienee istutus/kylvöperäinen. Avoveden osuus kartoitushetkellä oli noin 40 %.



Kuva 2.10. Osumapuiston allas 6.7.2021 (kuva: VHVSY).



Kuva 2.11. Osumapuiston allas, jossa valtalajeina ovat leveäosmankäämi (*Typha latifolia*) ja järviruoko (*Phragmites australis*) (kuva: Taina Nystén, Syke).

Taulukko 2.1. Tutkituilla hulevesialtailla havaitut kasvilajit 6.7. ja 17.8.2021.

Laji		Jussla E	Jussla W	Koisotie	Osuma-puisto
<i>Typha latifolia</i>	leveäosmankäämi	x	x		x
<i>Typha angustifolia</i>	kapeaosmankäämi	x		x	
<i>Phragmites australis</i>	järviruoko	x		x	x
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	järvikaisla	x		x	
<i>Scirpus sylvaticus</i>	corpikaisla	x	x	x	x
<i>Eleocharis palustris</i>	rantaluikka	x	x		x
<i>Juncus filiformis</i>	jouhivihvilä	x	x		
<i>Juncus conglomeratus</i>	keräpäävihvilä	x	x	x	x
<i>Juncus articulatus</i>	solmuvihvilä	x	x		
<i>Carex rostrata</i>	pullosara	x	x		
<i>Carex pseudocyperus</i>	varstasara	x			x
<i>Deschampsia cespitosa</i>	nurmilauha		x		
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	corpikastikka		x		
<i>Phalaroides arundinacea</i>	ruokohelppi				x
<i>Lolium sp.</i>	raiheinä			x	
<i>Iris pseudacorus</i>	keltakurjenmiekka			x	
<i>Lemna minor</i>	pikkulimaska	x			
<i>Potamogeton natans</i>	uistinviita	x			x
<i>Utricularia sp.</i>	vesiherne	x			
<i>Ranunculus repens</i>	rönsyleinikki				x
<i>Sparganium erectum</i>	isopalpakko	x	x		
<i>Filipendula ulmaria</i>	mesiangervo		x		
<i>Persicaria lapathifolia</i>	ukontatar				x

<i>Lythrum salicaria</i>	rantakukka	x	x		x
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	käenkukka	x			x
<i>Galium uliginosum</i>	luhtamatara		x		
<i>Epilobium hirsutum</i>	karvahorsma	x	x		
<i>Epilobium adenocaulon</i>	amerikanhorsma		x		
<i>Lycopus europaeus</i>	rantayrtti	x			
<i>Veronica scutellata</i>	luhtatädyke	x			
<i>Myosotis laxa</i>	rantalemmikki	x			
<i>Rumex crispus</i>	poimuhierakka	x	x	x	
<i>Rumex longifolius</i>	hevonhierakka				x
<i>Cirsium palustre</i>	suo-ohdake		x		
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	ratamosarpio	x			x
<i>Valeriana officinalis</i>	rohtovirmajuuri	x	x		
<i>Salix longifolia</i>	kiiltolehtipaju	x	x	x	x
<i>Salix caprea</i>	raita		x		
<i>Alnus incana</i>	harmaaleppä	x	x		

3 Vesinäytteet

Laajoihin hulevesialtasiin vesi johdetaan usein usean tuloputken kautta tai vain osa sadetapah-tuman vesistä johdetaan pidätysaltasiin. Tämän hankkeen hulevesialtaista Jusslan altasiin tuli useita purkuputkia, ja Osumapuiston altaan ohi ohjautui tulovirtaamasta huomattava osa sade-tapahtumissa ja sulamisaikaan. Koisotien biosuodatukseen lumensulamisvesi johdettiin yhdessä putkessa, mutta altaan biosuodatus ei riittänyt sitä suodattamaan ja osa sulamisvesistä virtasi vesistöön tulvareittejä pitkin. Tässä hankkeessa näytteitä otettiin vain hulevesialtaista vesistöön johdettavista vesistä.

3.1 Näytteet ja näytteenotto

Vesinäytteet otettiin neljän hulevesialtaan lähtevistä vesistä kertaanäytteinä. Näytteenotot ajoit-tuivat sateiden ja lumensulamisesien aikaan. Näytekertoja oli neljä (kesä, syksy, talvi ja kevät). Elo- ja lokakuun 2021 näytteenotot ajoittuivat sateisiin jaksoihin, kun taas vuonna 2022 maalis- ja toukokuun näytekertoilla vedet olivat pääosin lumensulamis- ja valumavesiä. Koisotien lu-menvastaanottopaikalta otettiin lisäksi näyte heti hankkeen alussa, kun talven 2020–2021 lu-mien sulaminen jatkui edelleen. Näytteet otettiin hulevesialtaista lähtevistä vesistä kertaanäyt-teinä suoraan näytepulloihin. Näytteet PFAS-analyysiin otettiin osana muita vesinäytteitä neljä kertaa ja näiden lisäksi Osumapuiston ja Jussla läntisen altaan näytepaikoilta vielä kertaal-leen syksyn passiivikeräinjakson aikana. Toukokuussa 2022 vesinäytteenotto ajoittui passiivike-räinaltistuksen ajankohtaan.

Vesinäytteet otti vesiensuojeluyhdistyksen vesi- ja vesistönäytteenottoon sertifioitu näytteen-ottaja. Näytteet analysoitiin MetropoliLab Oy FINAS-akkreditoidussa testauslaboratoriossa (tun-nus T058, akkreditointivaatimus SFS-EN ISO/IEC 17025) sekä PFAS-analyysien osalta Suomen

ympäristökeskuksen laboratoriossa, jonka laboratorio on myös FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T003 (SFS-EN ISO/IEC 17025).

Tulokset on esitetty mitattujen pitoisuuksien keskiarvona. Kaikki tulokset löytyvät liitteestä 1.

3.2 Tulokset

Vesistöön kohdistuva hulevesikuormitus on pääosin hajakuormaa, ja vain poikkeustapauksissa sen johtamista on ohjeistettu laatuvaatimuksin. Näin voi olla esim. työmaavesien osalta, jossa kiintoaineksen määrä on usein seurattavaksi ohjeistettu parametri. Kiintoainekuormituksen vähentämisen myötä muun muassa siihen sitoutuneita haitta-aineita voidaan estää huuhtoutumasta.

Hulevesien laadun arvioimiseksi ei ole kansallisia ohjearvoja. Näiden puuttuessa on usein käytetty Tukholman alueelle määritettyjä hulevesien laatuluokkia (taulukko 3.1). Hulevesien haitta-ainepitoisuuksien vertailuarvoina on käytetty myös EU:n prioriteettiaineiden (vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetuksen Vna 1022/2006 liitteen 1C aineiden) ja kansallisten haitallisten aineiden (asetuksen 1022/2006 liitteen 1D aineiden) vesistöpitoisuuksien ympäristölaatu-ormeja. Asetus ei suoraan sovellu hulevesien haitta-ainepitoisuuksien vertailuun, mutta sisävesien enimmäispitoisuuden laatu-ormeja (MAC-EQS) voidaan käyttää suuntaa antavasti silloin, kun halutaan suojella hulevesien kanssa suoraan kosketuksissa olevaa eliöstöä akuutilta uhalta. Tämän tutkimuksen kannalta oleelliset vertailuarvot on esitetty taulukossa 3.2. Metalleille ei vastaavaa arviota voitu tehdä, sillä ne oli mitattu kokonaispitoisuuksina. Ympäristölaatu-ormeilla viittaa biosaatavaan tai liukoiseen pitoisuuteen.

Taulukko 3.1. Tukholman hulevesien laatuluokitus (Alzheimer & Bennerstedt, 2003; Sänkiaho & Sillanpää, 2012).

	Alhaiset pitoisuudet	Kohtuullisen korkeat	Korkeat pitoisuudet	Yksikkö
Kiintoaine	< 50	50–175	>175	mg/l
Kokonaistyyppi	<1240	1250–5000	>5000	µg/l
Kokonaisfosfori	<100	100–200	>200	µg/l
Lyijy	<3	0,3–15	>15	µg/l
Kadmium	<0,3	0,3–1,5	>1,5	µg/l
Kupari	<9	9–45	>45	µg/l
Sinkki	<60	60–300	>300	µg/l
Nikkeli	<45	45–225	>225	µg/l
Kromi	<15	15–75	>75	µg/l
Öljy	<0,5	0,5–1,0	>1,0	mg/l
PAH	<1	1–2	>2	µg/l

Taulukko 3.2. Hankkeessa tutkittujen yhdisteiden ympäristölaatu­normit eli EQS-arvot (Vna 1022/2006).

(µg/l)	A-EQS (2) Sisä- maan pinta- vedet	AA-EQS (2) Merivedet ja muut pintave- det	MAC-EQS (4) Si- sämaan pintave- det	MAC-EQS (4) Meri- vedet ja muut pin- tavedet
Antraseeni	0,1	0,1	0,1	0,1
Fluoranteeni			0,12	0,12
Naftaleeni	2	2	130	130
Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) (11)	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta	ei sovelleta
Bentso(a)-pyreeni			0,27	0,027
Bentso(b)- fluoranteeni	Ks. alaviite 11.	Ks. alaviite 11.	0,017	0,017
Bentso(k)- fluoranteeni	Ks. alaviite 11.	Ks. alaviite 11.	0,017	0,017
Bentso (g,h,i)-peryleeni	Ks. alaviite 11.	Ks. alaviite 11.	0,0082	0,00082
Indeno(1,2,3- cd)pyreeni	Ks. alaviite 11.	Ks. alaviite 11.	ei sovelleta	ei sovelleta
perfluoro-oktaani-sulfonihappo ja sen johdannaiset (PFOS)			36	7,2
Oktyylifenolit ((4-(1,1',3,3'-tet- rametyyli-butyli)-fenoli))	0,1	0,01	ei sovelleta	ei sovelleta
Nonyylifenolit (4-nonyyli-fenoli) (15)	0,3	0,3	2	2
(5) Nonyylifenoli (CAS 25154-52-3, EU 246-672-0) mukaan lukien isomeerit 4-nonyylifenoli (CAS 104-40-5, EU 203-199-4) ja 4- nonyylifenoli (haarautunut) (CAS 84852-15-3, EU 284-325-5).				
(11) Polyaromaattisiin hiilivetyihin (PAH) kuuluvien vaarallisten aineiden (N:o 28) osalta eliöstöä koskeva EQS viittaa bentso(a)pyreenin pitoisuuteen, myrkyllisyyteen, johon ne perustuvat. Bentso(a)pyreeniä voidaan pitää muiden polyaromaattisten hiilivetyjen indikaattorina, näin ollen ainoastaan bentso(a)pyreeniä on tarpeen seurata vertailumielessä eliöstöä koskeviin ympäristölaatu­normeihin nähden.				
(15) Nonyylifenolin ja nonyylifenolietoksylaatien kokonaistoksisuus ei saa ylittää ympäristölaatu­normia. Kokonaistoksisuus lasketaan kaavalla: $\sum (Cx \times TEF)$, TEF = toksisuusekvivalenttikerroin				
Cx = kunkin nonyylifenolisen yhdisteen pitoisuus				
	toksisuusekvivalenttikerroin (TEF)			
nonyylifenoli	1			
nonyylifenolimono- ja dietoksylaatit	0,5			

Perus vedenlaatu­muuttajat

Hulevesialtaista lähtevät vedet olivat sateisina aikoina selvästi sameita ja altaista lähti kiintoai­nosta sisältäviä vesiä. Korkeimmat pitoisuudet (33–34 mg/l) kiintoainesta (kooltaan >0,4 µm) havaittiin Jusslan altaista lähtevissä vesissä. Sulamisvesien aikaan kiintoainespitoisuudet jäivät mataliksi ja Koiso­tien vastaanottopaikan lumensulamisvedet olivat silmämääräisesti värittömiä ja kirkkaita. Koiso­tien biosuodatusaltaasta laskevassa vedessä havaittiin hapettomuuteen viit­taavaa hajua ja syksyllä altaasta lähtevässä putkessa oli havaittavissa vaalean harmaata, rihma­maista kasvustoa.

Hulevesialtaista lähtevissä vesissä sähkönjohtavuuden arvot vaihtelivat paljon. Osumapuiston ja Jusslan itäisen altaan näytteissä kesän ja syksyn sateisina aikoina johtoluvut olivat matalia (<10

mS/m) ja lumensulamisaikaan selvästi koholla (25–44 mS/m). Jusslan läntisen altaan pitoisuudet (10–62 mS/m) osoittivat edellisiä suurempaa kuormittuneisuutta. Koisotien altaassa suotautuvien vesien johtoluku (34–270 mS/m) oli syksyn ja talven näytteissä erittäin korkea.

Hulevesialtaista lähtevien vesien pH-arvot analysoitiin kahdella seurantakerralla, ja Koisotiellä kaikilla kerroilla. Jusslan läntisessä altaassa ja Osumapuistossa vesien pH oli neutraali, Jusslan itäisessä altaassa puolestaan selvästi emäksinen ja maaliskuussa (pH 9,2) jopa huomattavan korkea. Koisotien lumensulamisvesissä pH-arvot vaihtelivat 7,2–8,8 välillä.

Hulevesistä analysoitiin kokonaisravinteet. Osumapuiston altaassa typpipitoisuudet (0,41–0,72 mg/l) olivat melko matalia ja myös Jusslan läntisessä altaassa pitoisuudet olivat matalia maaliskuuta lukuun ottamatta (0,45–2,6 mg/l). Keskimäärin korkeimmat typpipitoisuudet todettiin Jusslan itäisessä altaassa. Koisotien vesissä korkein typpipitoisuus 1,9 mg/l oli talvella. Korkeimpia typpipitoisuuksia voi pitää kohtuullisen korkeina ja osin liittyvän kasvien lakastumiskauden jälkeisiin huuhtoumiin.

Kokonaisfosforipitoisuudet olivat altaista lähtevissä vesissä matalia, havaintopaikkakeskiarvon jäädessä alle 0,03 mg/l, paitsi Koisotien biosuodatusalueella, jossa pitoisuuskeskiarvo oli 0,6 mg/l (vaihtelu 0,23–0,8 mg/l). Pitoisuudet olivat korkeita ja vain vähän kiintoainesta sisältävässä vedessä, jossa esiintyi myös hapettomuuteen viittaavia hajuhaittoja, fosfori oli todennäköisesti liukoista fosfaattia.

Raskasmetallipitoisuudet

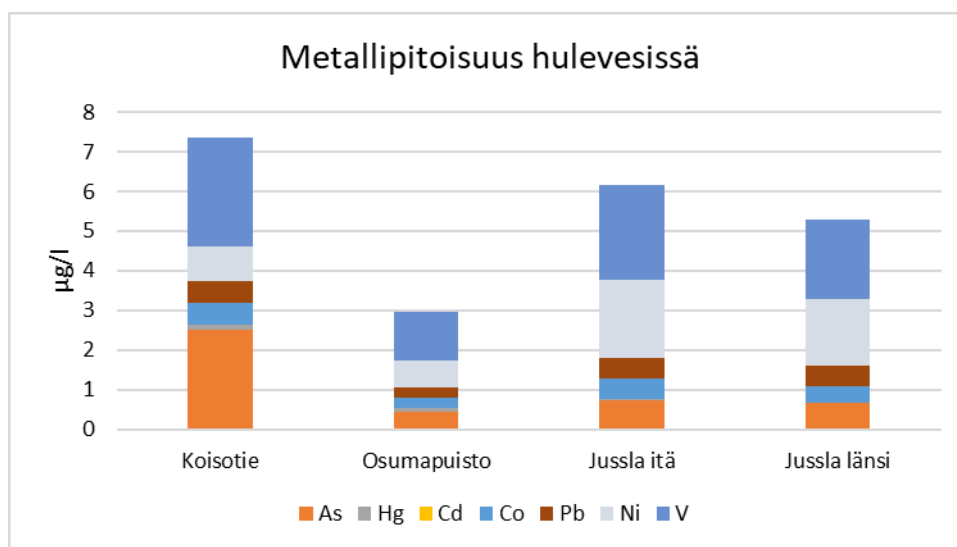
Hulevesistä tutkittiin arseenin (As), elohopean (Hg), kadmiumin (Cd), lyijyn (Pb), nikkelin (Ni), kromin (Cr), kuparin (Cu) ja sinkin (Zn) pitoisuudet neljällä seurantakerralla. Kahdella näytekeralla laboratorio ilmoitti testausselesteisiin myös antimoni-, vanadiini-, alumiini-, koboltti-, mangaani- ja rautapitoisuudet. Metallimääritykset tehtiin näytteitä suodattamatta nk. suoramittauksena.

Raskasmetalleista Cd:n ja Hg:n pitoisuudet jäivät lähes kaikissa näytteissä alle määritysrajojen. Cd:n määritysraja (0,02 µg/l) ylittyi vain yhdessä Koisotien näytteessä (0,03 µg/l). Hg -pitoisuuden määritysraja (0,1 µg/l) ylittyi myös vain Koisotien näytteissä, jossa korkein pitoisuus oli 0,2 µg/l. Vesien Pb -pitoisuudet ylittivät määritysrajan (0,1 µg/l) kaikilla havaintopaikoilla osassa näytteitä, mutta pitoisuudet olivat enimmilläänkin 1,3 µg/l. Ni:n pitoisuus ylitti määritysrajan (0,1 µg/l) lähes kaikissa näytteissä. Korkeimmat pitoisuudet (0,8–2,7 µg/l) esiintyivät Jusslan itäisestä altaasta lähtevässä vedessä (kuva 3.1). Vaikka kokonaispitoisuuksia ei voi suoraan verrata ympäristölaatuunormeihin, alittivat havaitut Pb:n ja Ni:n kokonaispitoisuudet kuitenkin aineiden biosaatavan pitoisuuden ympäristölaatuunormit (VnA 1022/2006).

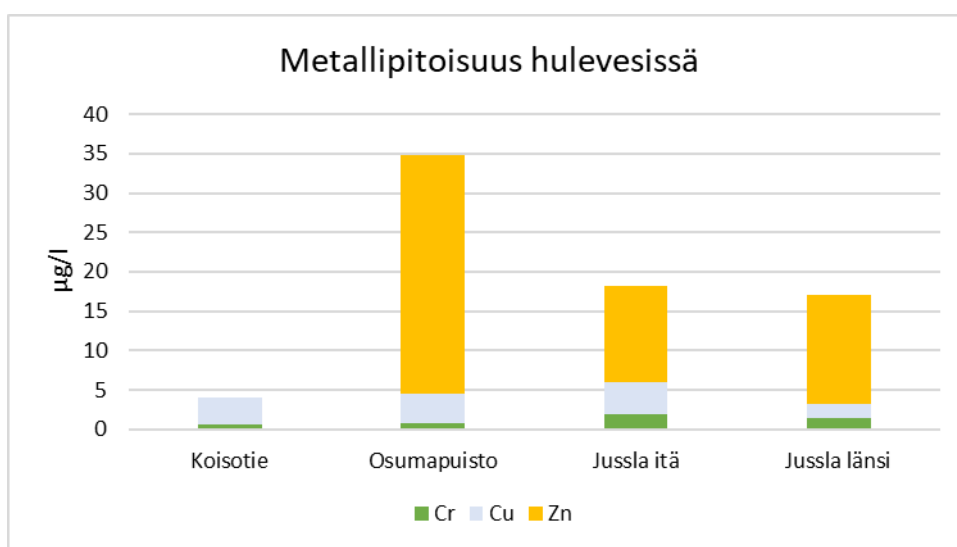
Hulevesissä yleisesti todetun Zn:n pitoisuudet alittivat määritysrajan (5 µg/l) kaikissa Koisotien altaan näytteissä ja kertaalleen myös Jusslan itäisessä altaassa. Muilla havaintopaikoilla Zn:ä havaittiin hulevesistä. Korkeimmat Zn -pitoisuudet (14–47 µg/l) analysoitiin Osumapuiston altaan vedestä. Huleveden pitoisuudeksi ne olivat alhaisia verrattuna Tukholman kaupungin hulevesien laatuluokituksen arvoihin (kuva 3.2).

Cr:a todettiin kaikissa vesinäytteissä. Pitoisuudet vaihtelivat 0,2–3,7 µg/l. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin Jusslan altaissa sateisena aikana elokuussa. Elokuun seurantakerralla kaikilla näytapaikoilla veden Cu -pitoisuus jäi alle määritysrajan (0,2 µg/l). Muilla seurantakerroilla pitoisuudet vaihtelivat 0,8–5,8 µg/l, korkeimpien pitoisuuksien esiintyessä Jusslan itäisen altaan näytteissä. Huleveden pitoisuuksiksi Cr:n ja Cu:n pitoisuudet ovat matalia verrattuna Tukholman kaupungin hulevesien laatuluokituksen arvoihin (taulukko 3.1).

Hulevesialtaiden kaikissa näytteissä todettiin As:a (0,3–3,8 µg/l). Selvästi eniten arseenia havaittiin Koisotien lumensulamisesä (kuva 3.1). Kaikissa kohteissa analysoitiin kahdella seurantakerralla V ja Co. V:a todettiin kaikilta havaintopaikoilta enimmillään (1,7–3,2 µg/l), eniten Koisotien ja Jusslan itäisestä altaasta lähtevässä vedessä. Koboltin kohdekohtaiset maksimipitoisuudet (0,25–0,79 µg/l) olivat samoissa altaissa.



Kuva 3.1. Arseni- (As), elohopea- (Hg), kadmium- (Cd), koboltti- (Co), lyijy- (Pb), nikkeli- (Ni) ja vanadiinipitoisuudet (V) hulevesialtaista lähtevissä vesissä (4 näytettä/kohde, paitsi Koisotie 5 näytettä ja kaikissa kohteissa Co ja V n=2).

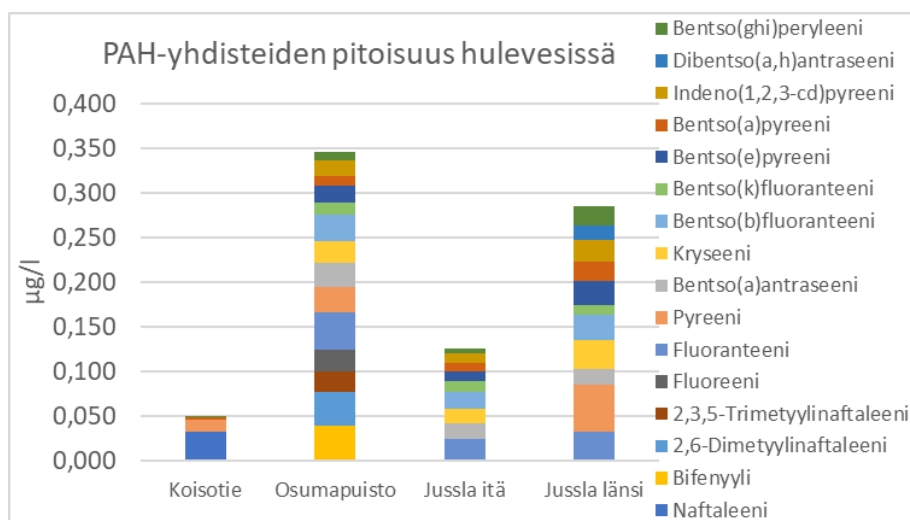


Kuva 3.2. Kromi- (Cr), kupari- (Cu) ja sinkkipitoisuudet (Zn) hulevesialtaista lähtevissä vesissä (4 näytettä/kohde, Koisotie 5 näytettä).

Raskasmetalleista Cd:n, Ni:n, Pb:n ja Hg:n tiedetään olevan vesieliölle haitallisia ja näille aineille on asetettu ympäristölaatu normit (VnA 1022/2006). Raskasmetallien osalta nimenomaan niiden liukoiset tai biosaatavat muodot, joihin vaikuttavat mm. veden kovuus ja humuspitoisuus, ovat haitallisia. Ympäristölaatu normien arvioinnissa tulee huomioida myös luonnolliset taustapitoisuudet. Hulevesialtaista lähteissä näiden metallien kokonaispitoisuudet alittivat vesistövesien ympäristölaatu normit, vaikkei mitattuja pitoisuuksia voi suoraan näihin laatu normeihin verrata.

PAH-yhdisteet

Tutkituista 24:stä PAH-yhdisteestä hulevesissä havaittiin 16 eri yhdistettä osalla näytekerroista. Yhdisteet, joita ei havaittu missään näytteessä ei esitetä. Yhdisteistä bifenyylä, 2,6-dimetyyli-naftaleeni, 2,3,5-trimetyyli-naftaleeni ja fluoreeni havaittiin vain kerran. Laajin kirjo ja eniten PAH-yhdisteitä havaittiin Jusslan läntisellä altaalla ja toiseksi eniten Osumapuiston kohteessa (kuva 3.3). Pyreeniä havaittiin selvästi eniten Jusslan läntisellä altaalla sekä Osumapuistossa, jossa sitä todettiin kaikissa näytteissä. Samoilla havaintopaikoilla myös fluoranteeniä havaittiin muita enemmän, mutta vain osassa näytteitä. Koisotien lumensulamisvesissä havaittiin vain neljää eri PAH-yhdistettä (naftaleeni, fluoranteeni, pyreeni ja bentso(ghi)peryleeni) eri näytekerroilla. Naftaleeniä todettiin vain Koisotien kohteessa.

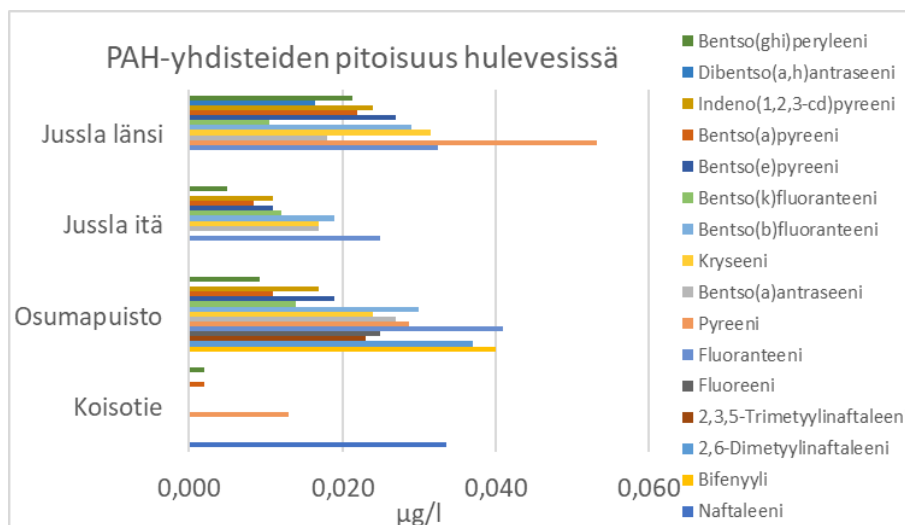


Kuva 3.3. Havaittujen PAH-yhdisteiden ainekirjo hulevesinäytteissä havaintopaikoittain. Useampien havaintojen kohdalla esitetty tulos on keskiarvo. Yhdisteistä bifenyylä, 2,6-dimetyyli-naftaleeni, 2,3,5-trimetyyli-naftaleeni ja fluoreeniä havaittiin vain kerran. Tulokset ja näytemäärät on esitetty liitteessä 1a.

Kun tutkituissa hulevesissä todettuja PAH-yhdisteitä verrataan niiden vesistö pitoisuuksien laatu normeihin, bentso(b)fluoranteenin pitoisuus ylitti sisämaan pintavesien MAC EQS-arvon 0,017 $\mu\text{g/l}$ kahdesti Jussla läntisen altaan näytteessä ja kertaalleen Jussla itäisen altaan sekä Osumapuiston näytteissä. Samoissa näytteissä myös bentso(ghi)peryleenin MAC EQS 0,0082 $\mu\text{g/l}$ ylittyi.

ΣPAH_{24} -pitoisuus neljän näytekerroksen keskiarvoina jäi kaikilla havaintopaikoilla mataliksi verrattuna Tukholman kaupungin hulevesien laatu luokituksen arvoihin (taulukko 3.1). Eri vuoden

aikoihin ajoittuneiden näytteenotokertojen korkein Σ PAH24 yhteispitoisuus (0,3 $\mu\text{g/l}$) oli Jussla länsi havaintopaikalla.



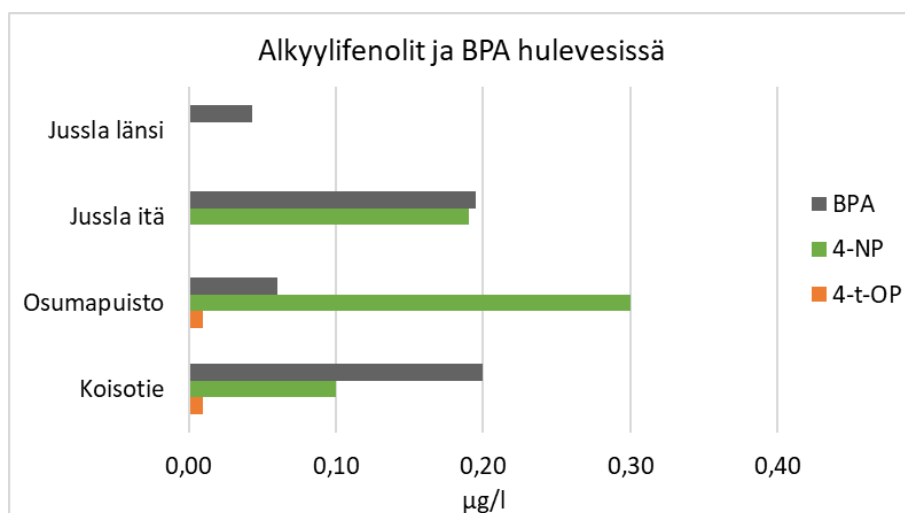
Kuva 3.4. Havaitut PAH-pitoisuudet hulevesissä. Useampien havaintojen kohdalla esitetty tulos on keskiarvo. Yhdisteistä bifenyyliä, 2,6-dimetyyli-naftaleenia, 2,3,5-trimetyyli-naftaleenia ja fluoreenia havaittiin vain kerran. Tulokset ja näytemäärät on esitetty liitteessä 1a.

Tukholman hulevesien laatuluokituksessa PAH-yhdisteiden määrä on matala pitoisuustasolla alle 1 $\mu\text{g/l}$, ja kohtalainen, kun pitoisuus on 1–2 $\mu\text{g/l}$. Näihin verrattuna kaikkien kohteiden pitoisuudet olivat matalia.

Alkylifenolit

Bisfenoli-A (BPA) sekä oktyyli- ja nonyylifenolit etoksylaatteineen (OP/OPEO, NP/NPEO) määritettiin kaikista hulevesialtaiden näytteistä. Lähes kaikissa näytteissä OP:n ja NP:n sekä niiden etoksylaattien pitoisuudet alittivat yhdisteiden ainekohtaiset määritysrajat (0,01–0,1 $\mu\text{g/l}$). Vain Jusslan itäisen altaan kevään näytteessä todettiin haarautunutta NP:a (4-NP) ja NPEO:a 0,19 $\mu\text{g/l}$ ja Osumapuiston näytteessä syksyllä 0,3 $\mu\text{g/l}$ 4-NP:a ja 0,01 $\mu\text{g/l}$ 4-t-OP:a. NP:n ja OP:n ympäristölaatunormi sisämaan pintavesien MAC EQS on 2 $\mu\text{g/l}$. Arvot eivät ylittyneet. Ruotsissa 4-NP on havaittu vesinäytteissä puolestaan 1,2 $\mu\text{g/l}$ (Björklund ym. 2009).

BPA:ta havaittiin hulevesistä kaikista havaintopaikoista. Sitä esiintyi kaikilla seurantakerroilla vain Jusslan itäisen altaan ja Koisoitien lumensulamavesissä. Jusslan itäisen altaan vedessä korkein todettu pitoisuus oli 0,44 $\mu\text{g/l}$ ja Koisoitien vesissä 0,31 $\mu\text{g/l}$ (kuva 3.5).



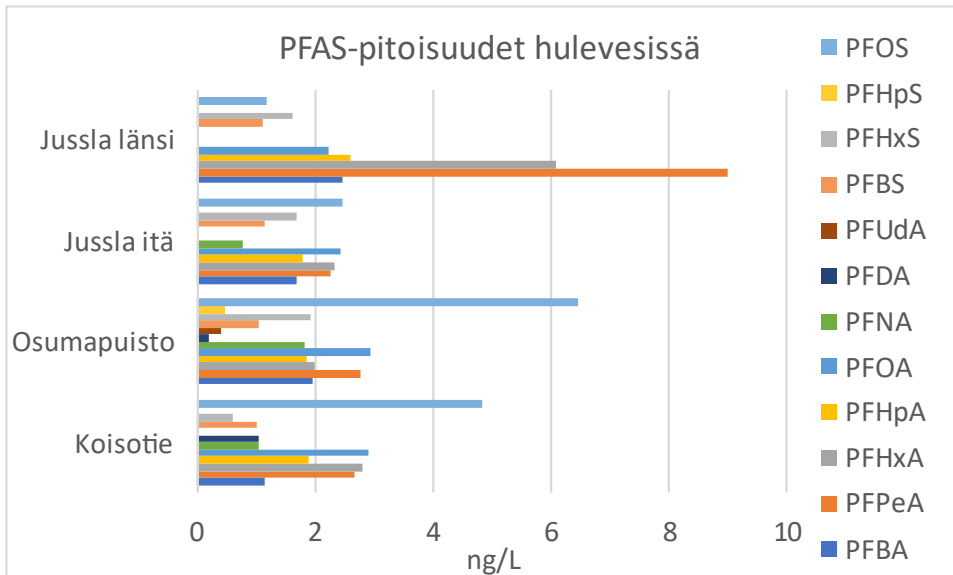
Kuva 3.5. Bisfenoli-A-pitoisuuksien (BPA) keskiarvot eri havaintopaikoilla. Haarautunutta nonyyliifenolia (4-NP) ja 4-*tert*-oktyyliifenolia (4-t-OP) havaittiin vain yhdestä näytteestä. Tulokset ja näytemäärät on esitetty liitteessä 1a.

PFAS-yhdisteet

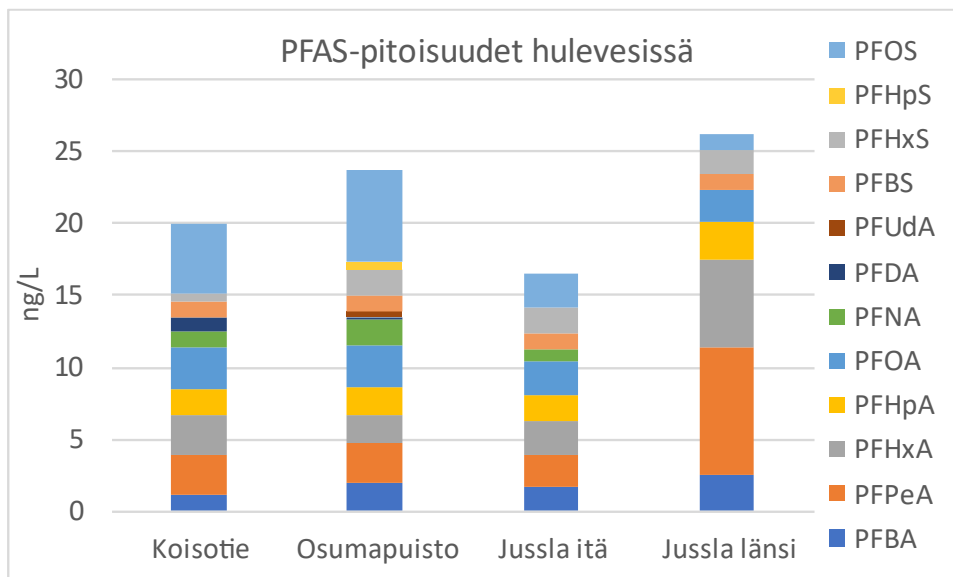
PFAS-yhdisteet analysoitiin hulevesinäytteistä neljästi Koisotien ja Jussla itäisen altaan kohteista sekä viidesti Osumapuiston ja Jusslan läntisen altaan kohteista. Kaikissa yhteiset näytekerrat olivat elo, maaliskuu- ja toukokuussa. PFAS-yhdisteiden keskimääräinen yhteispitoisuus vaihteli kohteissa 15,2–27,2 ng/l. Näytekertoista suurin PFAS-yhdisteiden summapitoisuus havaittiin Jusslan läntisestä altaasta lähtevässä vedessä, 57,7 ng/l. Korkeimmat pitoisuudet kaikissa kohteissa todettiin toukokuun alun näytteissä, jotka koostuivat sekä sade- että sulamisvesistä.

Hulevesinäytteistä havaittiin 10–12 erilaisia PFAS-yhdistettä. Suurin kirjo havaittiin Osumapuiston ja Jussla itäisen altaan vesistä. Havaituista PFAS-yhdisteistä valtaosan muodostivat karboksyylihiapporyhmän (PFCA) yhdisteet, joihin kuuluu useita PFOS-yhdisteiden korvaajina käytettyjä yhdisteitä, kuten PFOA ja PFNA. Sulfonylhiapporyhmän (PFSA) yhdisteistä puolestaan PFOS:a havaittiin eniten. Jusslan läntisessä altaassa PFAS-yhteispitoisuus oli muita näytepaikkoja korkeampia ja sitä nostivat lyhytketjuisten PFPeA:n ja PFHxA:n pitoisuudet. Korkeimpina pitoisuuksina PFOS:a esiintyi Koisotien ja Osumapuiston näytteissä. Jusslan läntisessä altaassa PFOS-pitoisuus oli puolestaan kohteista matalin. PFOA:n keskimääräinen pitoisuus oli korkein Koisotien kohteessa.

PFOS:a havaittiin kaikilla näytekertoilla ja näytepaikolla (kuva 3.6). Korkeimmat pitoisuudet havaittiin Osumapuiston (13 ng/l) ja Koistien (7,4 ng/l) näytteissä. PFOS:n haitattoman vesipitoisuuden vuosikeskiarvon arvioitu olevan sisävesille 0,65 ng/l ja merivedelle 0,13 ng/l (Vna 1022/2006). Sallittu maksimipitoisuus lyhytaikaisessa päästötilanteessa on sisävesille 36 µg/l (Vna 1022/2006). Sisävesien pintavesille asetettu ympäristölaatumnormi (0,65 ng/l) ylittyi kaikilla havaintopaikoilla, mutta kyseistä arvoa ei sovelleta Suomessa. Maksimipitoisuus ei puolestaan ylittynyt.



Kuva 3.6 a. Havaitut keskimääräiset PFAS-pitoisuudet hulevesissä.



Kuva 3.6 b. Havaitut keskimääräiset PFAS-pitoisuudet hulevesissä havaintopaikoittain (4 yhteistä näyttekertaa/kohde, paitsi Koisoitie, jossa 3 yhteistä, 1 erillinen kerta).

Siloksaanit

Hulevesialtaiden lähtevistä vesistä teetettiin metyyliisiloksaanien D4, D5 ja D6 määritykset. Kaikissa näytteissä pitoisuustaso jäi aineen määrittämissä (5 µg/l) alle. Määrittämissä oli hulevesinäytteille valittavasti liian korkea, sillä Ruotsissa pintavesistä havaitut pitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 0,038–0,076 µg/l (IVL Database 2022).

3.3 Tulosten tarkastelu

Raskasmetalleista Cd:n, Ni:n, Pb:n ja Hg:n tiedetään olevan vesieliöille haitallisia ja näille aineille on asetettu ympäristölaatumit (VnA 1022/2006). Cd:n ja Hg:n pitoisuudet jäivät lähes kaikissa näytteissä alle määrittämissä rajojen, ja Cd:n pitoisuus ylittyi vain yhdessä Koisoitien näytteessä (0,03 µg/l). Pb:ä havaittiin hulevesistä yleisesti ja pitoisuudet vaihtelivat 0,1–1,3 µg/l. Ni:n pitoisuus ylitti määrittämissä rajojen (0,1 µg/l) lähes kaikissa näytteissä ja korkeimmat pitoisuudet (0,8–2,7 µg/l) havaittiin Jusslan itäisestä altaasta lähtevässä vedessä.

Tutkituista 24:stä PAH-yhdisteestä hulevesissä havaittiin 16 eri yhdistettä. Laajin kirjo ja eniten PAH-yhdisteitä havaittiin Jusslan läntisellä altaalla ja toiseksi eniten Osumapuiston kohteessa. Koisoitien havaintopaikalta löytyi eniten naftaleenia, joka on molekyylikooltaan pieni ja näin ollen vesiliukoisempi yhdiste kuin raskaammat PAH-yhdisteet. On mahdollista, että molekyylikooltaan suuremmat PAH-yhdisteet ovat pääasiassa pidättyneet lumensulatuskentälle jäävään kiintoaineeseen.

Oktametyyliisoklotetrasiloksaanin (D4) ja dekametyyliisoklopentasiloksaanin (D5) ja dodekametyyliisoklopentasiloksaanin (D6) pitoisuudet jäivät hulevesinäytteissä määrittämissä rajojen alle.

Alkyyliifenoleita, BPA:ta ja PFAS-yhdisteitä löydettiin hulevesinäytteistä. PFAS-yhdisteistä selvästi enemmän hulevesistä havaittiin lyhytketjuisempia ja näin ollen myös vesiliukoisempia karboksyylihappoyhdisteitä (PFCA eli PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUdA). Sulfonihapoista (PFSA) havaittiin puolestaan PFHxS-, PFBS- ja PFOS-yhdisteitä, kaikilta havaintopaikoilta. BPA:ta löytyi hulevesistä eniten Koisoitien lumen sulamisvesien näytteistä yhtä Jusslan itäisen altaan näytettä lukuun ottamatta. Koisoitien lumen sulamisvesistä löytyi yleisesti myös PFAS-yhdisteitä ml. PFOS:a, jonka korkeimmat yksittäiset pitoisuudet havaittiin Osumapuiston näytteistä.

4 Passiivikeräimet

4.1 Näytteet ja näytteenotto

PFAS-yhdisteiden pitoisuutta vedessä tutkittiin POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) passiivikeräimen avulla (kuva 4.1). Keräimien avulla voidaan määrittää tutkittavan yhdisteen liukoinen osa, joten nämä tulokset voivat erota kertavesinäytteen tuloksista, jossa määritetään yhdisteen kokonaispitoisuus (liukoinen ja partikkelisidonnainen). Lisäksi yksittäinen kertavesinäyte kuvaa yhdisteen hetkellistä pitoisuutta, kun taas passiivikeräimet kuvaavat keskimääräistä pitoisuutta altistusaikana. Keräimessä PFAS-yhdisteitä sitova rakeinen materiaali (Oasis HLB) on kahden polyetyleenisulfonikalvon välissä ja kiinnitettynä metalliseen keräinrunkoon. Keräimet toimitetaan yksittäin pakattuna pusseihin ja niitä säilytetään viileässä ennen ja jälkeen altistuksen. Keräimiä käsiteltäessä käytetään aina kumihanskoja kontaminaation välttämiseksi. Näytepaikalla keräin poistetaan pussista ja asetetaan metalliseen altistushäkkiin. Keräimiä altistettiin kahtena eri ajanjaksona Osumapuistossa ja Jusslan läntisellä hulevesialtaalla 26.10.–15.11.2021 ja 21.4.2022–10.5.2022, molempina altistusaikoina otettiin myös yksi hulevesinäyte.

Ensimmäinen altistus kesti 20 päivää ja toinen 19 päivää. Yhdellä näytepaikalla altistettiin kaksi rinnakkaista keräintä. Keräintulokset on esitetty rinnakkaisten määritysten keskiarvona ja alle määrittäysrajan olevia tuloksia ei ole esitetty lainkaan.



Kuva 4.1. POCIS-passiivikeräimien asennus altistushäkkiin (kuva: VHSVY).

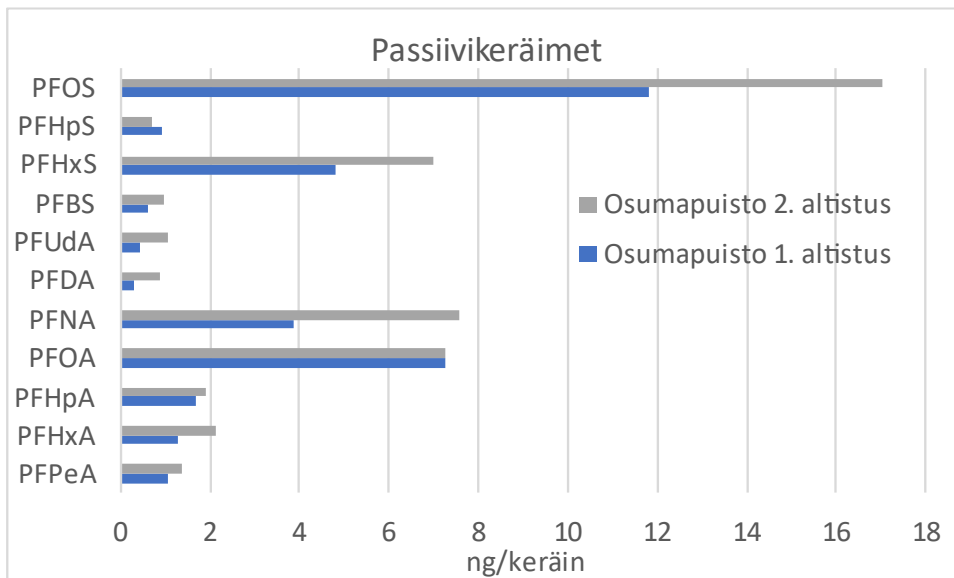
4.2 Tulokset

Osumapuistossa altistetuista keräimistä havaittiin korkeampia PFAS-pitoisuuksia kuin Jusslan läntisessä altaassa, kummallakin altistuskerralla. Pitoisuudet Osumapuistossa altistetuissa keräimissä oli korkeampi ensimmäisessä altistuksessa (kuva 4.2).

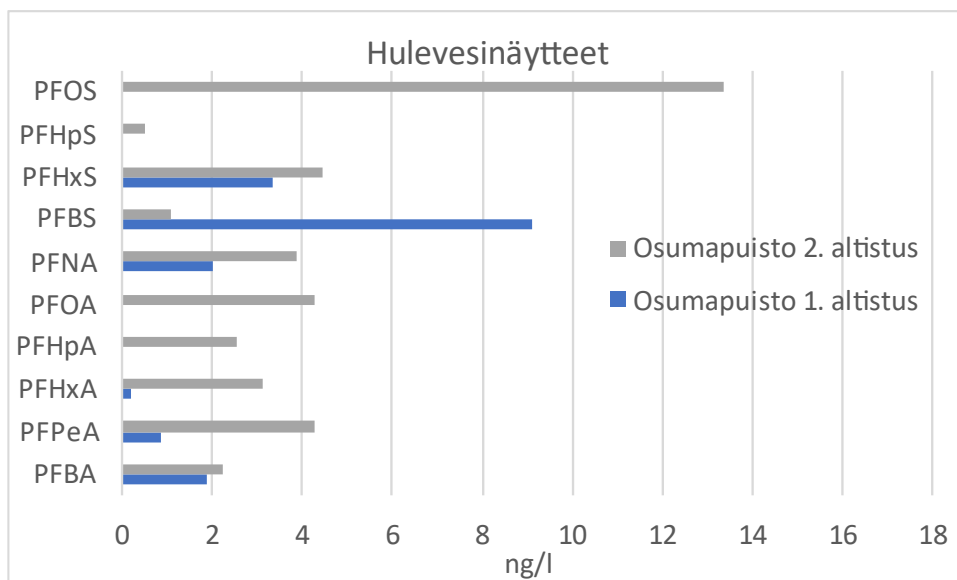
Osumapuiston kahdessa keräinaltistuksessa havaittiin samat 11 PFAS-yhdistettä, joista 7 oli perfluorikarboksylihappoa ja 4 perfluorisulfonihappoa. Osumapuistossa toisen altistuksen aikana oli huomattavasti korkeampia pitoisuuksia (PFOS 17 ng/keräin ja 12 ng/keräin) kuin ensimmäisessä altistuksessa. Korkeimmat pitoisuudet Osumapuiston keräimissä havaittiin PFOS:a, PFOA:a, PFHxS:a, ja PFNA:a. Osumapuiston vesinäytteissä havaittiin hieman eri yhdisteitä kuin keräimistä ja esimerkiksi ensimmäisen altistuksen vesinäytteessä PFOS-, PFOA-, PFHpA- ja PFHpS-pitoisuudet jäivät alle määrittäysrajan (kuva 4.3). Toisaalta taas PFBA-pitoisuus jäi keräinnäytteissä alle määrittäysrajan, kun taas vesinäytteistä sitä havaittiin. Kirjallisuuden perusteella PFBA:lle ei ole pystytty määrittämään kerääntymisnopeutta POCIS-keräimeen, mikä voi osaltaan selittää sen, että yhdiste ei juurikaan keräimeen kerry. Jusslan läntisessä altaassa altistetuista keräimistä havaittiin muutoin samat PFAS-yhdisteet kuin Osumapuistossa, lukuun ottamatta PFUdA ja PFHpS. Keräimistä eri altistusajoina määritetyt pitoisuustasot olivat kuitenkin pääasiassa samaa suuruusluokkaa (kuvat 4.4 ja 4.5).

Ensimmäisen ja toisen keräinaltistuksen aikana otetuista hulevesinäytteistä havaitut PFAS-yhdisteet ja niiden pitoisuudet erosivat paljon. Osumapuiston toisessa altistuksessa havaittiin PFOS:a, PFOA:a, PFHpA:a, PFHxA:a ja PFPeA:a, joiden pitoisuudet ensimmäisen altistuksen hulevesinäytteessä olivat hyvin matalat tai jäivät alle määrittäysrajan. Myös Jusslan läntisen altaan toisessa

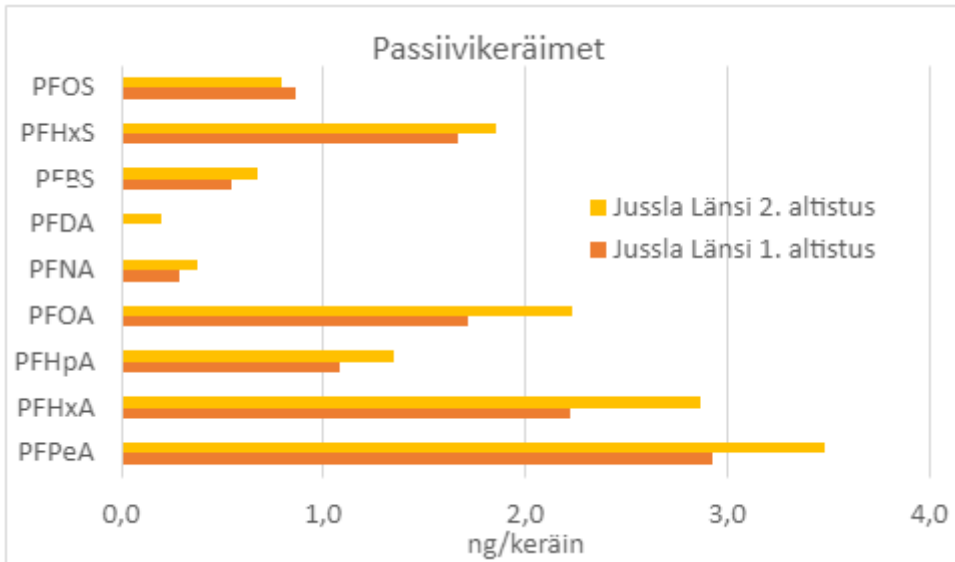
altistuksessa havaittiin esimerkiksi PFOA:a, PFHpA:a, PfHxA:a ja PFPeA:a ja PFBA:a, joita ensimmäisessä altistuksessa havaittiin hyvin vähän tai ei lainkaan.



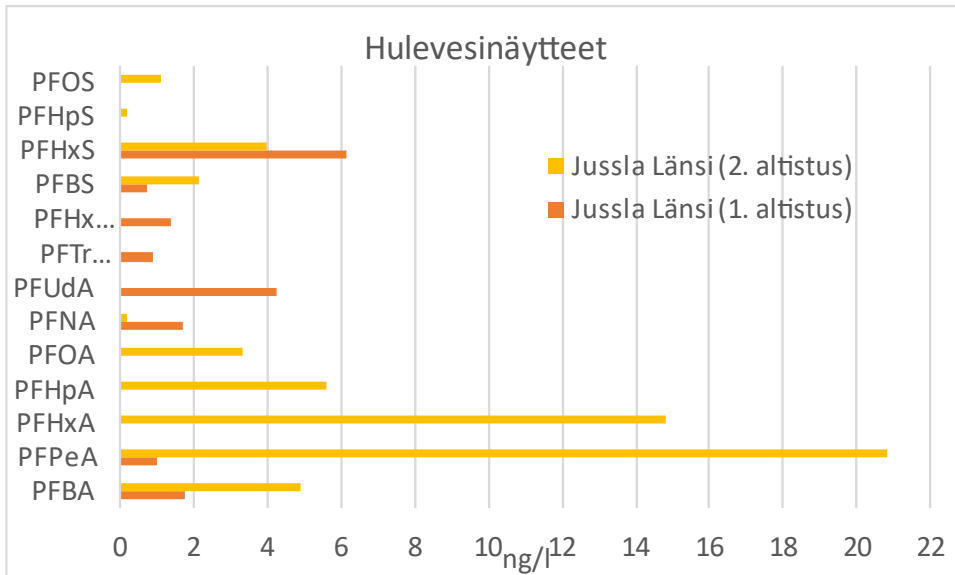
Kuva 4.2. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet Osumapuistossa altistetuissa passiivikeräimissä.



Kuva 4.3. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet Osumapuiston hulevesinäytteissä.



Kuva 4.4. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet Jusslan läntisessä altaassa altistetuissa passiivikeräimissä.



Kuva 4.5. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet Jusslan läntisen altaan hulevesinäytteissä.

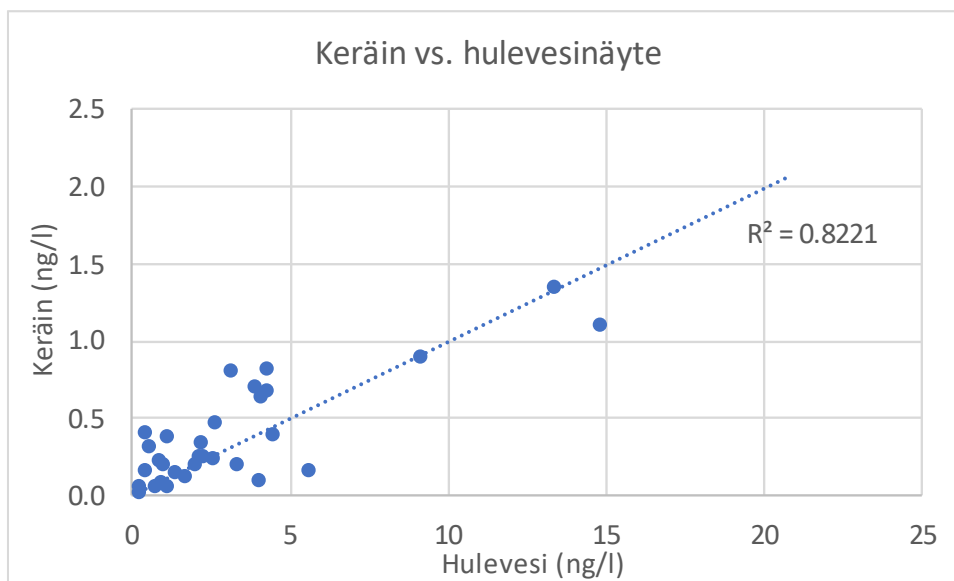
4.3 Tulosten tarkastelu

Kertavesinäytteenotto kuvaa tutkittavan yhdisteen hetkellistä pitoisuutta, joka voi muuttua näytteenoton ajankohdan mukaan. Passiivikeräinten avulla voidaan määrittää läsnä olevien yhdisteiden pitoisuus altistusajalta. Näin ollen passiivikeräimet voivat antaa edustavamman kuvan ympäristössä esiintyvistä yhdisteistä.

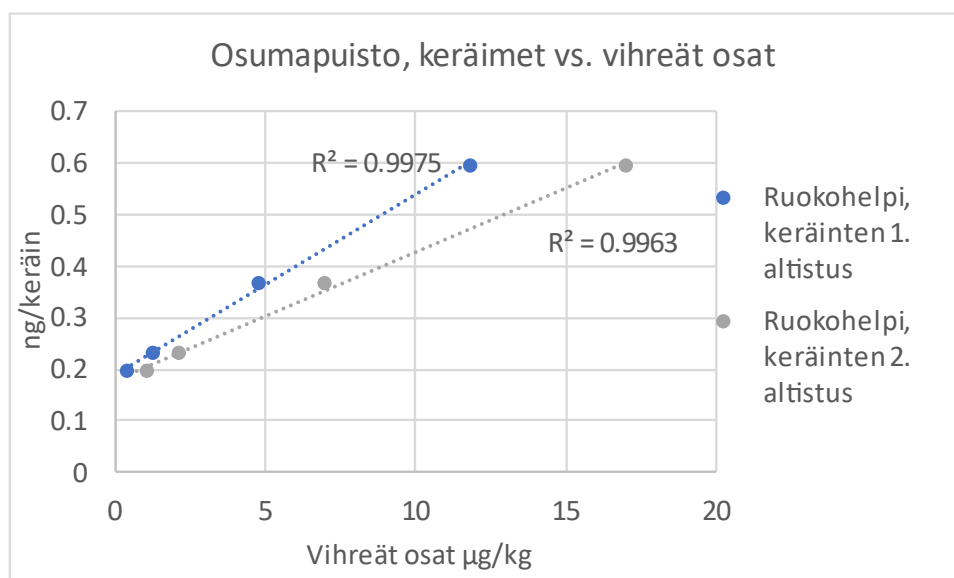
Passiivikeräimiin kerääntynyt PFAS määrä (ng/keräin) voidaan muuntaa PFAS-yhdisteen pitoisuudeksi (ng/l) kerääntymisnopeuden avulla (Reinikainen ym. 2019). Vertailtaessa passiivikeräimistä havaittuja PFAS-yhdisteiden pitoisuuksia (ng/l) altistuksen aikana otetusta hulevesinäytteestä mitattuihin pitoisuuksiin havaitaan hulevesipitoisuuksien olevan korkeampia, mutta

hulevesistä altistuksen aikana määritetyt PFAS-pitoisuudet vastasivat hyvin koko hankkeen aikana mitattujen pitoisuuksien keskiarvoa (kuva 4.6). Näin ollen keräimien antama tulos voi antaa kertavesinäytteenottoa luotettavamman kuvan vaihtelevista pitoisuuksista pitkällä aikavälillä.

Vertailtaessa passiivikeräinten avulla määritettyjä pitoisuuksia kasvien vihreistä osista määritettyihin PFAS-pitoisuuksiin havaitaan, että pitoisuudet korreloivat Osumapuiston altistuksissa ruokohelpistä määritettyjen pitoisuuksien kanssa (kuva 4.7). Tosin kasvien vihreistä osista löydettiin vain neljä PFAS yhdistettä (PFHxA, PFuDA, PFHxS ja PFOS).



Kuva 4.6. Kaikista passiivikeräimistä ja hulevesinäytteistä havaittujen PFAS-yhdisteiden pitoisuuksien suhde.



Kuva 4.7. Osumapuiston passiivikeräimistä ja hulevesinäytteistä havaittujen PFAS-yhdisteiden pitoisuuksien suhde.

5 Haitta-aineet sedimenteissä

Haitallisten yhdisteiden liukoisuus tai sitoutuminen ja kulkeutuminen kiintoaineen mukana vaikuttavat olennaisesti niiden pidättymiseen sekä läpivirtaukseen hulevesialtaassa. Altaan ominaisuuksista riippuen sedimentoituvan aineksen määrä voi vaihdella. Jos allas kerää runsaasti aineesta, sinne voi myös kertyä etenkin tiettyjä partikkeleihin sitoutuneita haitallisia yhdisteitä (Ivanovsky ym. 2018). Hulevesissä esim. ftalaattien ja nonyylifenolien tiedetään sitoutuvan kiintoaineeseen (Björklund ym. 2009), joten hulevesialtaiden sedimenttiä voidaan pitää merkittävänä varastona tietyille haitta-aineille sopivissa olosuhteissa. Myös PFAS-yhdisteiden pidättymisestä sedimentteihin alkaa olla tutkimustietoa.

Hulevesialtaan sedimentti saattaa kerätä pysyviä, haitallisia yhdisteitä. Wiest ym. (2018) mukaan tietyt haitalliset aineet ovat luonteeltaan erittäin pysyviä, jolloin niiden hajoaminen ympäristössä on hyvin hidasta tai sitä ei välttämättä tapahdu lainkaan. Sedimenttiin kertaalleen sitoutuneet haitta-aineet saattavat myös lähteä uudelleen liikkeelle eli voi tapahtua resuspensiota, kun sadanta kasvattaa virtaamaa. Liukoisessa muodossa haitta-aineet voivat pahimmassa tapauksessa vain virrata altaasta läpi, jolloin ne päätyvät vesistöön. Näin ollen haitta-aineiden pitoisuudet hulevesialtaissa saattavat pysyä alhaisina resuspension, niiden liukoisen olomuodon tai hulevesialtaan ominaisuuksien vuoksi (Wiest ym. 2018). Resuspension ja kiintoainekuormituksen välttämiseksi hulevesialtaiden sedimenttiä tulisi ruopata aika ajoin. Hulevesialtaista kiintoaineeseen sitoutuneet haitalliset aineet voivat toisinaan resuspension johdosta kulkeutua edelleen muihin pintavesiin ja liukoisemmat yhdisteet puolestaan veden mukana, aiheuttaen riskiä mahdollisesti myös pohjavesille.

Sedimentin ominaisuudet (orgaanisen hiilen määrä, pH, hienoaineksen määrä, jne.) voivat vaikuttaa haitallisten yhdisteiden esiintymismuotoon, liukoisuuteen ja sitoutumiseen, ja edelleen kertymiseen altaiden sedimenttiin tai kasvillisuuteen (Ympäristöministeriö 2007). Tutkimuksissa on havaittu, että esim. orgaanisen aineen, etenkin orgaanisen hiilen, määrän kasvaessa tiettyjen yhdisteiden pidättäminen sedimenttiin kasvaa ja näin ollen haitallisten yhdisteiden kertyminen kasveihin voi hidastua (Wang ym. 2020). Myös yhdisteiden varautuneisuudella on havaittu olevan vaikutusta kasvikerkymiseen. Varautuneet yhdisteet eivät todennäköisesti kerry yhtä helposti, sillä ionisoituminen vaikuttaa niiden kykyyn läpäistä solukalvot (Wang ym. 2020). Haitallisten yhdisteiden käyttäytymistä sedimentissä ennakoivat luvut on esitetty kappaleessa 1 ja taulukoissa 1 ja 2.

5.1 Näytteet ja näytteenotto

Hulevesialtasiin kertyneestä sedimentistä otettiin yksi kolmen osanäytteen kokoomanäyte kustakin havaintopaikasta. Osanäytteet kerättiin altaiden eri osista. Näytteenotto tehtiin kasvukauden päätyttyä lokakuun 2021 alussa. Alustavasta suunnitelmasta ottaa näytteet putkinoutimella luovuttiin melko vähäisen sedimenttipaksuuden ja tiheän vesikasvillisuuden takia. Näytteet otettiin suorareunaisella Fiskarsin lapiolla sedimentin, noin 10 cm paksuisesta pintakerroksesta, josta oli tarvittaessa poistettu kasvillisuutta (kuva 5.1). Kokoomanäyte homogenoitiin laboratoriossa.

Sedimenttinäytteistä analysoitiin metallien (arseeni As, elohopea Hg, koboltti Co, kromi Cr, kupari Cu, lyijy Pb, nikkeli Ni, sinkki Zn, vanadiini V, kadmium Cd ja antimoni Sb) kokonaispitoisuu-
det nk. suoramittauksena. Lisäksi analysoitiin metyyliisiloksaanit, PAH-yhdisteet, nonyyli- ja ok-
tyylifenolit sekä PFAS-yhdisteet. Alkyyliifenolianalyyseistä vastaava laboratorio oli ALS Czech Re-
public.



Kuva 5.1. Voimakkaasti kasvittuneista hulevesialtaista sedimenttinäytteet otettiin lapiolla (kuva: VHVSY).

5.2 Tulokset

Sedimenttinäytteiden tulokset esitetään näytteen kuiva-ainepitoisuutta (kp) kohti. Kuiva-aineen osuus näytekohteissa vaihteli 29–46 %. Metyyliisiloksaanien (D4-D6) pitoisuudet alittivat tutki-
tuissa sedimenteissä analyysien määrittämissä rajan <1 mg/kg ja ne on jätetty tästä tarkastelusta pois.

Hulevesialtaiden sedimenttien haitta-ainepitoisuuksille ei juuri ole saatavilla vertailuarvoja. Val-
tioneuvoston asetuksessa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista, eli ns.
PIMA asetuksen (214/2007) säättämiä maaperän viitearvoja käytetään apuna arvioidessa maan
pilaantumisen aiheuttamia riskejä ympäristössään. Ympäristöriskeillä tarkoitetaan haitallisia
vaikutuksia, joita maaperän haitta-aineet saattavat aiheuttaa vaikutusalueen eliöstössä. Vaiku-
tukset voivat ilmetä esim. pohjaveden tai maaperän mikrobitoimintojen heikentymisenä, häiri-
öinä tietyn lajin lisääntymisessä tai lajilukumäärän vähenemisenä. PIMA asetuksessa 214/2007
todetaan, että asetusta ei sovelleta vesistön pohjakerrostumien pilaantuneisuuden ja puhdis-
tustarpeen arviointiin. Hulevesialtaiden sedimentin laatua arvioitaessa tulisi etenkin hyö-
dyntää esim. Ympäristöministeriön ohjetta Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä
riskinhallinta (Ympäristöministeriö 2014). Ohje tarkentaa ja yhdenmukaistaa riskinarvioinnin si-
sältövaatimuksia sekä toteutustapaa ja antaa kestävä riskinhallinnan sekä kunnostuksen arvi-
ointia koskevia yleisiä suosituksia. Edellä mainitusta huolimatta, tässä hankkeessa havaittuja hai-
tallisten aineiden pitoisuuksia kuitenkin verrattiin myös PIMA-asetuksen arvoihin. Tämän lisäksi

hyödynnettiin Tanskan, Norjan ja Ruotsin säätämiä kansallisia ympäristölaatonormeja sedimenteille (taulukko 5.1). Nämä arvot on määritetty häiriintymättömille sedimenteille, joten ne eivät suoraan sovellu hulevesialtaiden sedimenttien laadun arviointiin. Käytetyt vertailuarvot voivat kuitenkin antaa viitteitä sedimentin laatua arvioitaessa.

Taulukko 5.1. Kansallisia EQS-arvoja meri- sekä makean veden sedimenteille pohjoismaissa (mg/kg kuivapainoa) (Häkkinen ym. 2022). MR = merenrannikko, SV = sisävedet, MPV = muut pintavedet, MV = makea vesi, EM = Ei määritelty vesistötyyppi.

Haitta-aine	Tanska	Norja	Ruotsi
Antraseeni	0,024 (SV) 0,0048 (MPV)	0,0046 (MR)	0,0024 (EM)
Bisfenoli-A		18 (EM)	
Lyijy	163 (SV, MPV)	150 (MR)	130 (SV) 120 (MP)
Kadmium	3,8 (SV, MPV)	2,5 (MR)	2,3 (EM)
Kromi		660 (MR)	
Kupari		84 (EM)	36 (SV) 52 (MR)
Dekametyylisyklopentasiloksaani (D5)		0,044 (EM)	
Fluoranteeni		0,4 (MR)	2,0 (EM)
Elohopea ja elohopeayhdisteet		0,52 (MR)	
Naftaleeni	0,138 (SV, MPV)	0,027 (MR)	
Nikkeli ja nikkeliyhdisteet		42 (MR)	
Nonyylifenoli	25 x fOC ⁹ (SV) 2,5 x fOC (MPV)	0,0016 (MR)	
Oktyylifenoli	39,3 x fOC (SV) 3,93 x fOC (MPV)	0,0003 (MR) 0,003 (MV)	
PAH-yhdisteet			
Asenaftyleeni		0,033 (EM)	
Asenafteeni		0,10 (EM)	
Bentso(a)antraseeni		0,06 (EM)	
Bentso(a)pyreeni		0,18 (MR)	
Bentso(b)fluoranteeni		0,14 (MR)	
Bentso(k)fluoranteeni		0,14 (MR)	
Bentso(g,h,i)peryleeni		0,084 (MR)	
Kryseeni		0,28 (EM)	
Dibentso(a)antraseeni		0,027 (EM)	
Fluoreeni		0,15 (EM)	
Indeno[1,2,3-cd]pyreeni		0,063 (MR)	
Fenantreeni		0,78 (EM)	
Pyreeni		0,084 (EM)	
Pentaklooribentseeni		0,4 (MR)	
Pentakloorifenoli		0,014 (MR)	
Perfluoro-oktaanihappo (PFOA)		0,071 (EM)	
Perfluorioktaanisulfonaatti ja sen johdannaiset (PFOS)		0,00023 (MR) 0,0023 (MV)	
Sinkki		139 (EM)	

⁹ fOC orgaanisen materiaalin fraktio sedimentissä

Hulevesialtaiden sedimenttien haitta-ainepitoisuuksien vertailu eri viitearvoihin ei kuvaa esim. sedimenttien aiheuttamaa ympäristöriskiä hulevesien purkuvesistöissä, mutta antavat suuntaa antavan arvion sedimentin laadusta, jos niiden poistamista ja jatkokäyttöä aletaan suunnitella.

Metallit

Tutkituissa sedimenttinäytteissä kaikkien metallien pitoisuudet ylittivät määrittämissä rajat. Zn:n pitoisuudet olivat metalleista korkeimmat kaikissa näytteissä, mutta kohteiden välinen vaihtelu oli melko suuri (taulukko 5.2). Cu:a löytyi Osumapuistosta vähän muita kohteita enemmän. Selvästi korkein Pb-pitoisuus oli Jusslan läntisen altaan sedimentissä, missä myös Ni:ä ja Cd:a oli eniten. Muissa metalleissa ei todettu suuria eroja eri kohteiden välillä. Koisotieltä löytyi pienimmät metallipitoisuudet verrattaessa muihin kohteisiin. Jusslan itäisessä altaassa metallipitoisuudet olivat alhaisemmat kuin läntisessä altaassa.

Kaikista tutkituista metalleista Sb:n, Co:n ja Zn:n pitoisuudet ylittävät jopa maaperän pilaantuneisuuden (PIMA) kynnysarvon kaikilla näytteenottopaikoilla (taulukko 5.2). Vain Zn:lle on määritetty Norjassa EQS-arvo (139 mg/kg kp (EM)), joka sekin ylittyy kaikilla näytteenottopaikoilla. Koisotien biosuodatusaltaan sedimentissä oli kohteista alhaisimmat pitoisuudet metalleja paitsi Hg:a, Sb:a ja V:a. Hg-pitoisuus ylittää PIMA-kynnysarvon (0,5 mg/kg kp) ja EQS-arvon (0,52 mg/kg kp (MR)) vain Koisotiellä (0,8 mg/kg kp). As-pitoisuudet ylittävät PIMA-kynnysarvon kaikilla muilla näytteenottopaikoilla paitsi Koisotiellä, mutta pitoisuudet olivat silti luontaisen arseenipitoisuuden vaihteluvälin sisällä (0,1–25 mg/kg kp) kaikilla paikoilla.

Zn-pitoisuuksien (290–1100 mg/kg kp) ylitys Zn:n PIMA-kynnysarvoon (200 mg/kg kp) ja norjalaiseen EQS-arvoon (139 mg/kg kp (MR)) nähden oli kaikista metalleista suurin. Pienin Zn-pitoisuuden PIMA- ja EQS-arvojen ylitys oli Koisotiellä (290 mg/kg kp). Cd- ja Pb-pitoisuudet eivät ylittäneet yhdelläkään näytteenottopaikalla vertailussa käytettyjä kynnysarvojaan. Cr-pitoisuudet (66–84 mg/kg kp) eivät ylittäneet PIMA- tai EQS-arvoja kaikilla näytteenottopaikoilla. Ni-pitoisuudet (34–50 mg/kg kp) eivät ylittäneet PIMA-kynnysarvojaan, mutta norjalainen EQS-arvo (42 mg/kg kp (MR)) ylittyi muilla paitsi Koisotien altaalla. Vain Zn-pitoisuudet ylittivät maaperän pilaantuneisuudelle määritellyn alemman (250 mg/kg kp) ja ylempään (400 mg/kg kp) ohjearvon, paitsi Koisotiellä Zn-pitoisuus ei ylittänyt ylempää ohjearvoa.

Zn-pitoisuudet ovat koholla kaikilla näytteenottopaikoilla. Muut metallit eivät ylittäneet alemmaa PIMA-ohjearvoa, vaikka suurin osa ylitti vähintään yhdellä tutkituista paikoista PIMA-kynnysarvonsa.

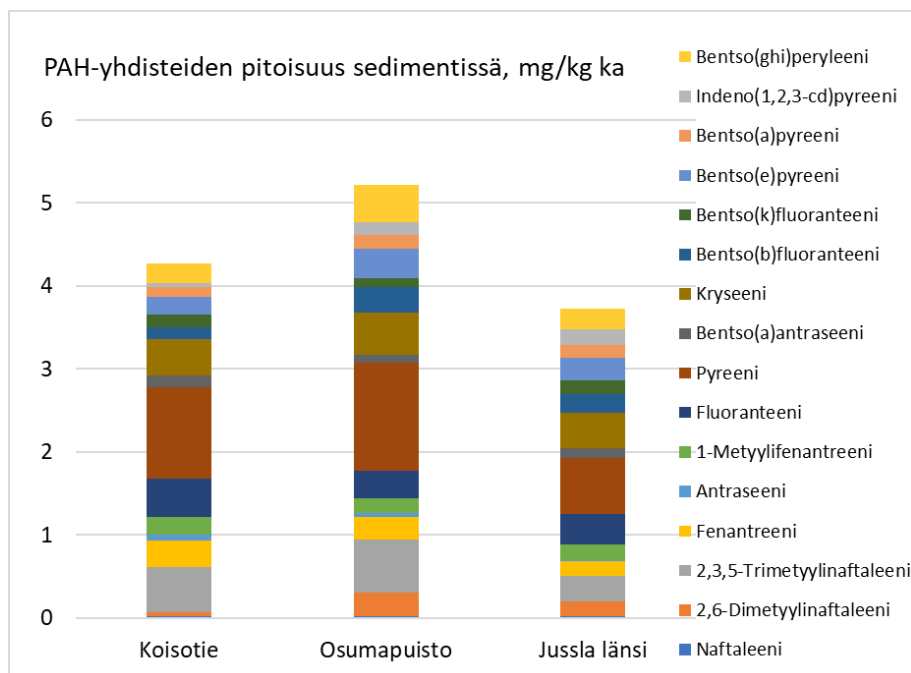
Taulukko 5.2. Sedimenttien metallipitoisuudet hulevesialtaissa.

mg/kg kp	Koisotie	Osumapuisto	Jussla itä	Jussla länsi	Kynnysarvo (Vna 214/2007)
Antimoni, Sb	4	9	9	3	2
Arseeni, As	4	9	10	12	5
Elohopea, Hg	0,8	0,46	0,44	0,37	0,5
Kadmium, Cd	0,16	0,35	0,34	0,43	1
Koboltti, Co	23	25	25	28	20

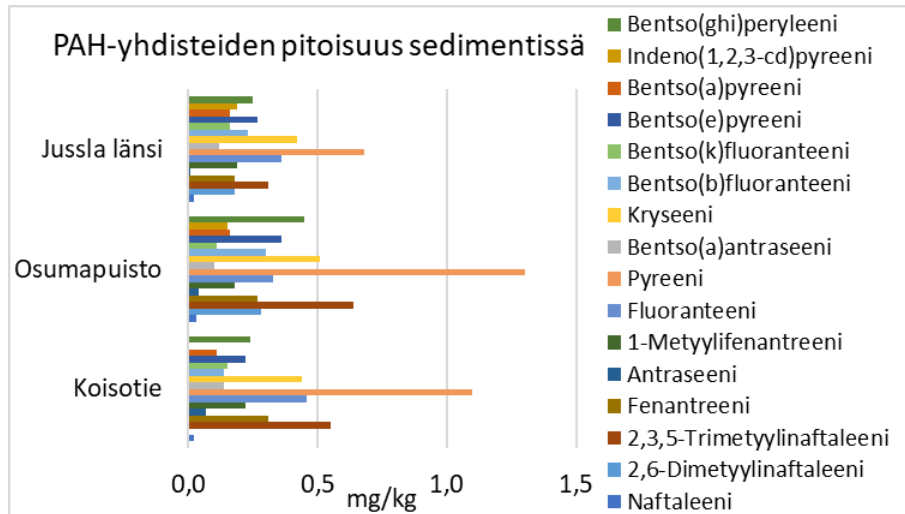
Kromi, Cr	66	79	69	84	100
Kupari, Cu	100	140	81	110	100
Lyijy, Pb	15	20	26	34	60
Nikkeli, Ni	34	43	46	50	50
Sinkki, Zn	290	1 100	660	940	200
Vanadiini, V	100	110	90	110	100
Kuiva-aine (%)	42	46	29	33	

PAH-yhdisteet

PAH-yhdisteitä löytyi kaikista muista näytteenotto kohteista paitsi Jusslan itäisestä altaasta, jossa yhdisteiden määrittämissä ylittäneitä pitoisuuksia ei todettu. PAH-yhdisteistä suurimmat pitoisuudet havaittiin pyreenillä, kryseenillä ja 2,3,5-trimetyyli-naftaleenilla (kuva 5.2). Σ PAH24-pitoisuus sedimenttinäytteissä vaihteli <0,1–5,2 mg/kg kp ja Σ PAH16, joille määritetty mm. PIMA-arvot puolestaan <0,1–3,8 mg/kg. Sedimenttinäytteiden Σ PAH16-pitoisuus tai ne yksittäiset PAH-yhdisteet, joille on määritetty PIMA-kynnysarvo, eivät ylittäneet näitä kynnysarvojaan.



Kuva 5.2. Sedimenttinäytteissä todettujen PAH-yhdisteiden pitoisuudet (mg/kg kuiva-ainetta) havaintopaikoittain.

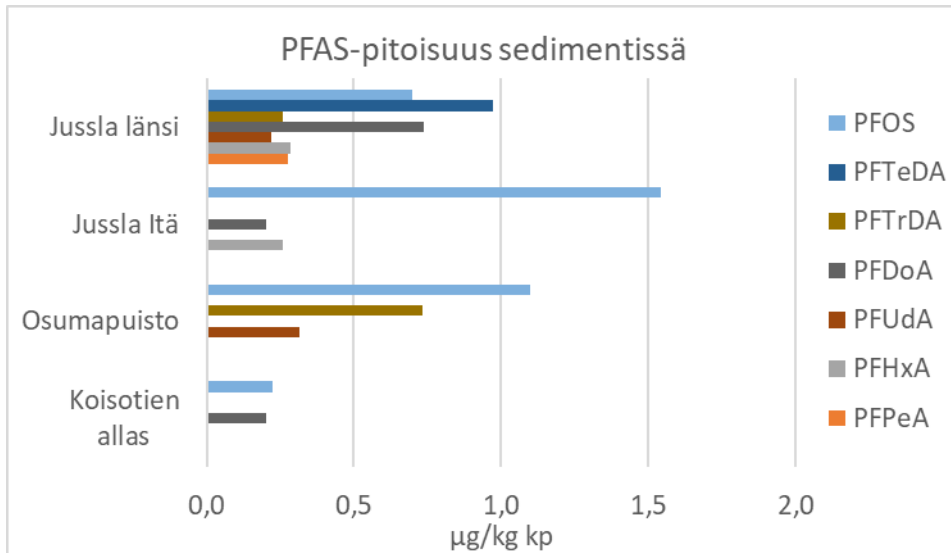


Kuva 5.2. Sedimenttinäytteissä havaittujen PAH-yhdisteiden pitoisuudet (mg/kg kuiva-ainetta) havaintopaikoittain.

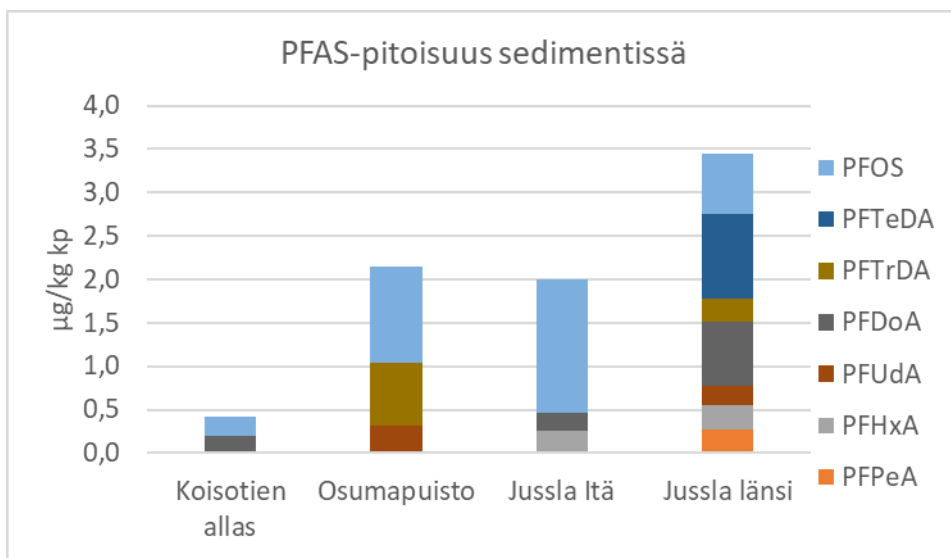
Jusslan itäiseltä altaalta ei havaittu PAH-yhdisteitä. Tanskan ja Ruotsin sisävesien ja muiden pintavesien sedimenteille määritetyt EQS-arvot antraseenille ylittyivät kaikilla muilla havaintopaikoilla. Tanskan kansallinen EQS-arvo muiden pintavesien sedimenteille (0,0048 mg/kg kp) antraseenin osalta ylittyi niin ikään kaikilla muilla havaintopaikoilla. Samoin Norjan, ei määritettyjen vesialueiden, sedimentin bentso(a)antraseenin, kryseenin, pyreenin EQS-arvo ylittyi muilla havaintopaikoilla paitsi Jusslan itäisellä altaalla.

PFAS-yhdisteet

Kahdeksastatoista analysoidusta PFAS-yhdisteestä analyysin määrittämissä ylittäviä pitoisuuksia todettiin 2–7 yhdisteellä eri altaissa (kuva 5.3). Eniten havaittiin karboksyylihappoja, sillä sulfonihapoista havaittiin sedimenttinäytteissä vain PFOS:a. Vesiliöille haitalliseksi tunnistetun PFOS-yhdisteen pitoisuus (0,12–0,42 µg/kg kp) oli yksittäisistä yhdisteistä korkein ja sitä esiintyi kaikissa altaissa. Pitoisuudet eivät ylittäneet Norjan kansallista makeiden vesien sedimenttien EQS-arvoa (2,3 µg/kg). Koisotien altaan sedimentistä löytyi lisäksi PFDaA-yhdistettä. Sitä oli myös Jusslan molemmissa altaissa. Eniten eri PFAS-yhdisteitä havaittiin Jusslan läntisessä altaassa, jossa suurimmat pitoisuudet pidempiketjuisia yhdisteitä PFTeDA, PFDaA sekä PFOS.



Kuva 5.3 a. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet sedimenteissä.

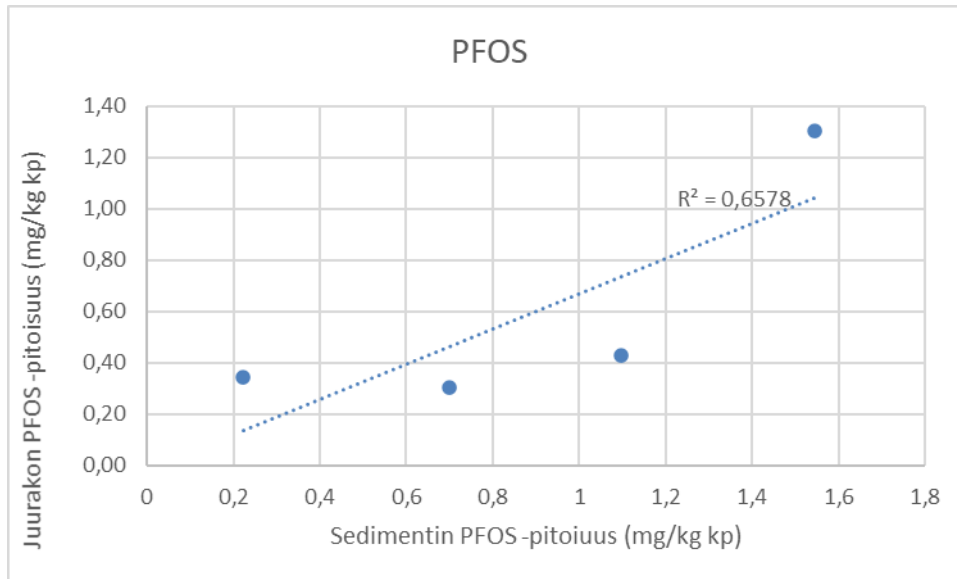


Kuva 5.3 b. Sedimenttinäytteissä todettujen PFAS-yhdisteiden pitoisuudet (µg/kg kp).

PFAS-yhdisteille ei ole määritelty Suomessa pilaantuneen maaperän kynnyks- tai ohjearvoja. Yhdisteiden sedimenttipitoisuuksille vesistöissä ei ole myöskään EU-alueella määritetty ohjearvoja. Norjassa PFOS-yhdisteelle on annettu sekä maaperän ohjearvo 100 µg/kg kp, että sedimentin (sisävedet) ympäristölaatu normi EQS 2,3 µg/kg kp (Miljødirektoratet 2016).

Kaikista hulevesialtaiden sedimenteistä löytyi vesiympäristölle haitallista PFOS-yhdistettä (0,22–1,54 µg/kg kp). Todetut pitoisuudet olivat yhden seurantakerran kokoomanäytteiden tuloksia. Pitoisuustaso alitti Norjassa käytössä olevan sisävesien sedimentin ympäristölaatu normin.

Sedimentin PFOS-pitoisuuden ja kasvien juurakoista havaittujen pitoisuuksien välillä oli havaittavissa korrelaatio (kuva 5.4). Aineisto on sen verran pieni, että suoria johtopäätöksiä on vaikea vetää. Viitteitä kuitenkin on siitä, että mitä suurempi pitoisuus sedimentissä PFOS-yhdistettä löytyy, sitä enemmän sitä löytynee myös juurakoista.

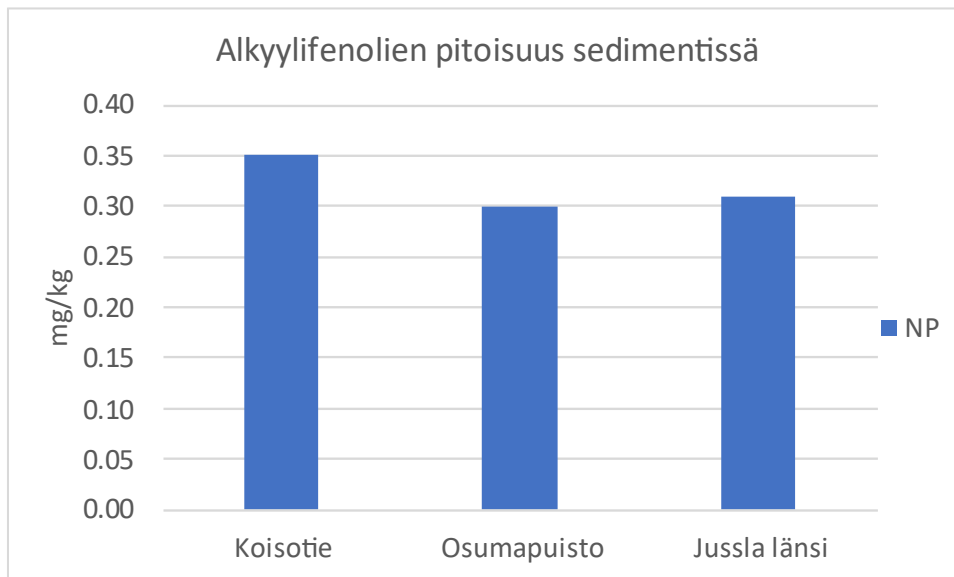


Kuva 5.4. Sedimentin ja kasvien juurakoista havaittujen PFOS-pitoisuuksien korrelaatio. Tulokset on laskettu kuivapainoa kohden.

Alkylifenolit

Alkylifenoleista vain nonyylifenolin (isomeerien seos, eli NP ja haarautunut 4-NP) pitoisuudet sedimentissä ylittivät määräysrajat (0,3–0,35 mg/kg kp) Koisotien, Osumapuiston ja Jusslan läntisessä altaassa. Jusslan itäisellä altaalla NP:n määräysraja (<0,1 mg/kg kp) ei ylittynyt. Nonyylifenolin etoksylaatteja (NPEO) on löydetty Ruotsissa mm. sedimentistä (6,6 ja 20 µg/g kp) (Björklund ym. 2009). Norjan kansallinen EQS-arvo meren rannikon sedimentin NP:lle 0,0016 mg/kg ylittyi kaikilla havaintopaikoilla, jossa sitä havaittiin (kuva 5.5). Tanska on määrittänyt EQS-arvon myös sisävesien ja muiden pintavesien sedimentille, mutta näiden arvojen laskeminen edellyttäisi sedimentin orgaanisen materiaalin määrän tuntemista.

Ruotsissa NP:a on löydetty makeanveden sedimentistä vuosina 2008–2014 vain 0,03 mg/kg kp ja haarautunutta 4-NP:a 0,027–0,35 mg/kg kp (IVL database 2022). Espanjassa kontaminoituneeseen Ebro joen sedimenttiin sekä sen sivuharoihin ja muihin Espanjan jokisedimentteihin NP on havaittu kertyvän puolestaan 0,022–2,23 mg/kg kp (de Weert ym. 2008). NP:n log K_{ow} arvo on 4,48 mikä tarkoittaa sitä, että yhdiste on hydrofobinen ja kertyy eliöihin (de Weert ym. 2008).



Kuva 5.5. Alkyylifenoleiden (NP) pitoisuudet sedimentissä. Jussla itäisen altaan pitoisuudet jäivät alle määrittäysrajan < 0,1 mg/kg kp.

5.3 Tulosten tarkastelu

Sedimenttinäytteenotto osoitti, että tutkittaviin hulevesialtaisiin sedimenttien kertyminen oli melko vähäistä. On ilmeistä, että virtaamien voimistuessa osa kiintoainesta on päässyt huuhtoutumaan altaista pois. Rehevän kasvillisuuden lakastuessa altaissa niiden pohjalle kasautuneen kasvijätettä, joka jossain määrin pidättää myös vesien mukana mahdollisesti tulevaa kiintoainesta. Kasvijätteen hajotessa altaisiin voi muodostua sedimenttiä. Tässä hankkeessa sedimentin rakennetta tai orgaanisen aineen osuutta siinä ei analysoitu. Sedimentin kuiva-ainemäärityksen lisäksi kokonaishiilen (TOC) määrä antaisi hyvän käsityksen orgaanisen aineen määrästä, jonka merkitys useiden haitta-aineiden pidättäjänä on tärkeä.

Metalleista Zn ylitti ainoana pilaantuneelle maaperälle määritellyt kynnys- ja ohjearvot (Vna 214/2007). Muut tutkitut metallit Hg:a (paitsi Koisotiellä), Cd:a, Cr:a ja Pb:ä lukuun ottamatta ylittivät omat kynnysarvonsa, mutta jäivät nk. alempien ohjearvojen alle. Co:a, As:a ja Cu:a esiintyi luontaisen pitoisuuden rajoissa, vaikka niille määritellyt kynnysarvot ylittyivät. Kadmiumin pitoisuus oli suurempi kuin sen luontainen pitoisuus on maaperässä.

Zn ja Cu voisivat olla peräisin mm. valuma-alueiden metallisista hallirakennuksista. Sadevedet voivat huuhtoa näitä helppoliukoisia metalleja rakennusten pinnoilta hulevesiin. Zn- ja Cu-pitoisuudet olivat koholla etenkin Osumapuistossa, jonka valuma-alueella onkin paljon suuria hallirakennuksia. Myös Jusslan alueelle on rakennettu lisää halleja ja maanpintaa on peitetty asfaltilla, joten sielläkin korkeahkot metallipitoisuudet selittyisivät rakentamisella ja rakennusmateriaaleilla.

Monien metallien osalta Koisotien allas erottui näytteenottopaikkoja vertailtaessa. Hg-pitoisuuden kynnysarvo ylittyi vain siellä. Koisotien lumenvastaanottopaikalle tuodaan laajalta kaupunkialueelta lunta, johon saattaa päätyä ilmalaskeuman mukana Hg:a. Yleisesti metallien pitoisuudet olivat Koisotien sedimentissä muita kohteita alempia huleveden erilaisen alkuperän ja

koostumuksen takia. Lumensulamisvesien johtaminen hiekan- ja öljynerotuksen kautta bio-suodatukseen vähensi myös veden kiintoainepitoisuutta, mikä jäi lumensulatuskentälle eikä päätynyt hulevesialtaaseen. Altaan sedimenttinäytteessä oli jonkin verran kiviainesta sen ympäristöstä huuhtoutuneena.

Osumapuiston ja Jusslan itäisen altaan sedimentissä todettiin Sb-pitoisuuksien kohonneen. Sb:a on löydetty autopesuloissa käytetyistä kemikaaleista, mikä voi olla yksi syy aineen havaitsemiselle näissä kohteissa. Lisäksi Sb:a on käytetty erilaisissa palonsuoja-aineissa. Autoissa ja kulku-neuvoissa erilaisia palonsuoja-aineita käytetään turvallisuussyistä. Osumapuiston ja Jusslan itäisen altaan valuma-alueilla on autopesuun ja ajoneuvojen huoltoon erikoistunutta toimintaa. As taas saattaa olla peräisin maaperästä, sillä Vantaanjoen valuma-alueen maaperä kuuluu ns. arseeniprovinssiin (Kivimäki, Clergeaud & Tolvanen 2021). Koisotiellä lumensulamisvesien mukana ei huuhtoudu maaperästä As:a, mutta muilla tutkimuskohteilla hulevesien mukana sitä saattaa päätyä altaan pohjalle muodostuviin sedimentteihin.

Sedimenttien PAH-yhdisteiden pitoisuudet eivät ylittäneet pilaantuneelle maaperälle määritettyjä kynnysarvoja missään tutkimuskohteessa. Tanskan ja Ruotsin sisävesien ja muiden pintavesien sedimenteille määritetyt EQS-arvot antraseenille ylittyivät kaikilla havaintopaikoilla. Samoin Norjan kansallinen, ei määritettyjen vesialueiden sedimentin, bentso(a)antraseenin, kryseenin, pyreenin EQS-arvo ylittyi muilla havaintopaikoilla paitsi Jusslan itäisellä altaalla. PAH-yhdisteet ovat luonteeltaan usein pysyviä ja kertyviä, eivätkä ne liukene veteen, joten sopivissa olosuhteissa sedimentteihin kasautuessaan ne voivat aiheuttaa ympäristöhaittoja vesistöissä. Tutkittujen hulevesialtaiden sedimenttien resuspensioherkkyys vähensi oletettavasti PAH-yhdisteiden kertymistä sedimentteihin.

PAH-yhdisteistä suurimmat pitoisuudet havaittiin pyreenillä, kryseenillä, 2,3,5-trimetyyliinaftaleenilla sekä fluoranteenilla. Pyreeniä syntyy mm. liikenteestä polttoaineiden palamistuotteena, joten sen esiintyminen hulevesissä ja lumensulamisvesissä liittyy alueiden vilkkaaseen liikenteeseen. Pyreeniyhdisteistä eliöille haitallisinta on bentso(a)pyreeni, jota on maaöljyn jalosteissa, kreosootissa, maaleissa ja lakoissa; maaperässä yhdiste pysyy sitoutuneena orgaaniseen ainekseen, hajoaa hitaasti maaperässä ja voi siten kertyä biologisesti (Kivimäki, Clergeaud & Tolvanen 2021). Fluoranteenia esiintyy luontaisesti maaöljyssä ja kivihielessä ja sitä päätyy ympäristöön mm. polttoaineiden ja muun orgaanisen aineksen palamisprosesseissa. Nämä yhdisteet ovat erittäin myrkyllisiä vesieliöille (Reinikainen 2007).

Tässä hankkeessa Σ PAH16 -pitoisuus vaihteli välillä $<0,1$ – $3,8$ mg/kg kp ja Σ PAH24 -pitoisuus välillä $<0,1$ – $5,2$ mg/kg kp. Ruotsalaisessa tutkimuksessa Flanagan ym. (2021) havaitsivat Σ PAH16-aineiden yhteispitoisuuksien vaihtelevan $0,2$ – $6,4$ mg/kg kuivapainoa kohden hulevesialtaiden sedimentissä, mediaanin ollessa $0,64$ mg/kg kuivapainoa kohden. Flanaganin ym. (2021) tutkimuksissa sedimentin PAH-aineista suurimmat pitoisuudet olivat pyreenillä, fluoranteenilla, bentso(b)fluoranteenilla ja fenantreenilla, joita esiintyi myös KasviHAVA-hankkeen sedimenttinäytteissä suurimpina tai keskimääräisinä pitoisuuksina. Yhdysvaltalaisessa (Minnesotan osavaltio) hulevesiallastutkimuksessa sedimenteissä esiintyi PAH-yhdisteistä suurimpina pitoisuuksina fenantreenia, fluoranteenia, pyreeniä, kryseeniä, bentso(bjk)fluoranteenia, bentso(e)pyreeniä ja bentso(a)pyreeniä, ja Σ PAH32-aineiden yhteispitoisuudet vaihtelivat $0,02$ – 190 mg/kg kuivapainossa mediaanin ollessa $7,15$ mg/kg kuivapainossa (Huang ym. 2019). Huang ym. (2019) kuitenkin toteavat, että sedimenttinäytteiden PAH-aineet ovat suhteellisen alhaisesti biosaatavia

eli PAH-aineista aiheutuva riski esimerkiksi pohjaeläimille on todennäköisesti matala. On kuitenkin huomioitava, että maaperäeliöt altistuvat näille yhdisteille todennäköisemmin ruoansulatuksen kautta kuin huokosveden välityksellä tapahtuvassa kontaktissa. Lisäksi PAH-yhdisteillä voi olla maaperässä myös lukuisia hajoamistuotteita, joiden ominaisuuksista ja myrkyllisyydestä ei ole vielä riittävästi tietoa. (Reinikainen 2007). Samassa tutkimuksessa myös havaittiin, että PAH-aineet, joilla on suuri molekyylipaino, kerääntyivät hulevesialtaiden sedimentteihin (Huang ym. 2019). Molekyylipainoltaan suurempien PAH-yhdisteiden on todettu olevan myös karsinogeenisempiä, kuin molekyylipainoltaan pienemmät PAH-yhdisteet. Alhaisen molekyylipainon PAH-aineiden on havaittu olevan mm. vähemmän hydrofobisia ja liukenevan herkemmin eli lähtevän herkemmin liikkeelle sedimentistä kuin suuren molekyylipainon PAH-aineiden (Herngren ym. 2010).

PFAS-yhdisteitä ei havaittu sedimenteistä kovinkaan laajasti. Karboksyylihapoista havaittiin vain muutamia lyhytketjuisia yhdisteitä (PFHxA ja PFPeA) ja yhtä pidempiketjuista yhdistettä (PFUDA). Sulfonylhapoista löytyi lyhytketjuisempia PFDoA-, PFTTrDA-, PFTeDA-yhdisteitä sekä PFOS:a. PFOS-yhdistettä löytyi jokaiselta tutkitulta hulevesialtaalta, minkä voidaan ajatella kertovan esim. yhdisteen aiemmasta yleisestä käytöstä. PFOS:a on saanut käyttää vuoteen 2011 saakka mm. sammutusvaahdoissa, mikä on saattanut aiheuttaa esim. maaperän kontaminoitumista. Lisäksi yhdistettä voi päätyä ympäristöön edelleen myös pitkäikäisistä tuotteista tai materiaaleista. PFOS ei juuri hajoa biologisesti ympäristössä. Jusslan itäiseltä altaalta havaittu sedimenttien korkein PFOS-pitoisuus 1,52 µg/kg kp ei ylittänyt Norjan kansallista makeiden vesien sedimenttien EQS-arvoa 2,3 µg/kg.

Ruotsissa PFAS-yhdisteiden esiintymistä on tutkittu viime vuosina paljon. Tukholman tärkeän raakavesilähteen, Mälaren-järven vedessä PFOS-yhdisteen pitoisuus ylittää EU:n vesipuitedirektiivin ympäristölaatumormin 0,65 ng/l. Järven sedimenttikartoituksessa (2017) PFOS-pitoisuudet olivat pintasedimentissä (0–6 cm) 1,1–5,1 µg/kg kp. PFOS-pitoisuus oli tutkituista PFAS-yhdisteistä suurin, havaintopaikoittain 47–72 % (Niras 2019). Hulevesialtaiden sedimentoitumishistoria on hyvin erilainen järvisedimentteihin tai maaperään verrattuna. Esimerkiksi Mälaren-järven sedimenttiin PFOS-yhdisteen todettiin kertyneen koko aineen yli 50-vuotisen käyttöhistorian ajan. Hulevesialtasiin sedimentin kertyminen voi olla hyvinkin vaihtelevaa hulevesien laadun mukaan. Pysyvää sedimentoitumista ei välttämättä tapahdu tai se on vähäistä hienoimman kiintoaineksen poistuessa altaista nopeasti virtaamien kasvaessa. Tämän hankkeen hulevesialtaissa sedimenttipaksuudet olivat vähäisiä ja altaiden pohjat olivat laajalti kasvien juurakoiden valtaamia. Näytti siltä, että altaat eivät olleet pidättäneet kovin hyvin niihin tulevaa kiintoainesta tai sen määrä ei ehkä ole ollut myöskään kovin suuri. Hulevesien viivytysaltasiin sedimentoituva aines edustanee usein verraten tuoretta kuormitustilannetta, eikä siten ole vertailtavissa esim. järvisedimenttien laatuun. Hulevesialtaissa havaitut PFOS-pitoisuudet osoittivat kuitenkin, että hulevedet ovat PFAS-yhdisteiden kulkeutumisreitti ja ainakin jossain määrin vesistökuormitusta voitaisiin vähentää hulevesialtaissa.

Vantaanjoen vesistöalueelta PFOS-yhdistettä on löydetty laajalti (Junttila ym. 2021). Myös Flanagan ym. (2021) löysivät PFAS-yhdisteitä hulevesialtaiden sedimenteistä ja PFOS oli kaikkein yleisimmän havaittu yhdiste. PFOS-pitoisuudet vaihtelivat <0,5–3,18 µg/kg (kuivapainossa) ruotsalaisten hulevesialtaiden sedimenteissä (Flanagan ym. 2021), kun tässä hankkeessa ne vaihtelivat 0,20–1,54 µg/kg kp. PFOS-yhdisteen markkinoille saattamista ja käyttöä on rajoitettu EU:ssa jo vuonna 2008 REACH-asetuksen nojalla. Perfluoriheksaanihappo (PFHxA) on yksi PFOS-

yhdisteen korvaaja, jonka on toivottu olevan vähemmän haitallinen, ja sen pitoisuuksien on havaittu kasvaneen yleisesti (Shields ym. 2014). Perfluoriheksaanihappoa löytyi Jusslan altaista sedimentistä, hulevesistä ja kasvillisuudesta (keskimäärin 0,27 mg/kg kp sedimentistä, 3,3 ng/l hulevesistä ja 0,29 µg/kg kp kasvien vihreistä osista).

6 Kasvinäytteet ja näytteenotto

6.1 Näytteet ja näytteenotto

Kasvinäytteitä otettiin 17.8.2021 Jusslan molemmista altaista sekä Koisoitietä. Osumapuiston näytteet otettiin myöhemmin 7.10.2021. Jokaiselta paikalta pyrittiin ottamaan kahdesta valtalajista sekä juurakko, että vihreät osat. Kaikista altaista otettiin kasvinäytteet kolmesta eri kohdasta hulevesiallasta. Näytteiden vihreät osat sekä juurakko erotettiin vielä omiksi näytteikseen oheisen taulukon 6.1 mukaisesti.

Taulukko 6.1. Hulevesialtaista otetut kasvinäytteet.

Havaintopaikka	Selite	Kasvi
Jussla länsi A-C	A = poistoputki	Osmankäämi (leveä)
Jussla länsi A-C	B= tuloputki 1 C = tuloputki 2	Korpikaisla
Jussla itä A-C		Osmankäämi (leveä)
Jussla itä B-C	A = poistoputki B = tuloputki C = altaan keskiosa	Rantaluikka
Koisotie A-B		Järviruoko
Koisotie A ja C	A = tuloputki	Järvikaisla
Koisotie B-C	B = poistoputki C = altaan eteläreuna	Osmankäämi (kapea)
Osumapuisto A-B	A = tuloputki	Ruokohelpi
Osumapuisto B-C	B = altaan keskiosa C = poistoputki	Osmankäämi (leveä)

Kasvit kaivettiin altaista lapiolla tai vedettiin juurineen (kuva 6.1). Tämän jälkeen ne huuhdeltiin ja jaettiin juurakot sekä vihreät osat erikseen. Näytteet pyrittiin ottamaan altaista ainakin hulevesien tulo- ja lähtöputkien kohdalta. Muutamasta altaasta otettiin näyte myös altaan keskeltä, jos useampia tuloputkia ei ollut tiedossa. Kasvinäytteet jouduttiin ottamaan rannalta käsin ja hyvin läheltä rantaviivaa, koska altaiden pohja oli paikoin upottava, kivinen tai epätasainen ja liukas. Näytteet laitettiin pakasterasioihin tai suljettiin tiiviisti muovipusseihin. Näytteet vietiin kylmälaukuissa laboratorioon, jossa ne säilytettiin kylmässä sekä pakastettiin ja analysoitiin Syken laboratoriossa.



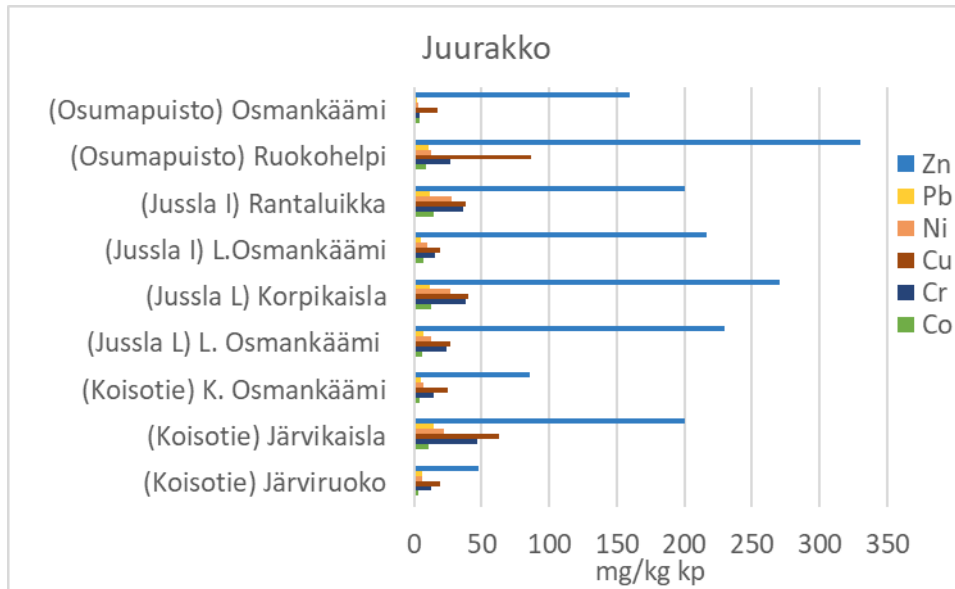
Kuva 6.1. Kasvinäytteenottoa (kuvat: Taina Nystén ja Terhi Rytteri, Syke).

6.2 Tulokset

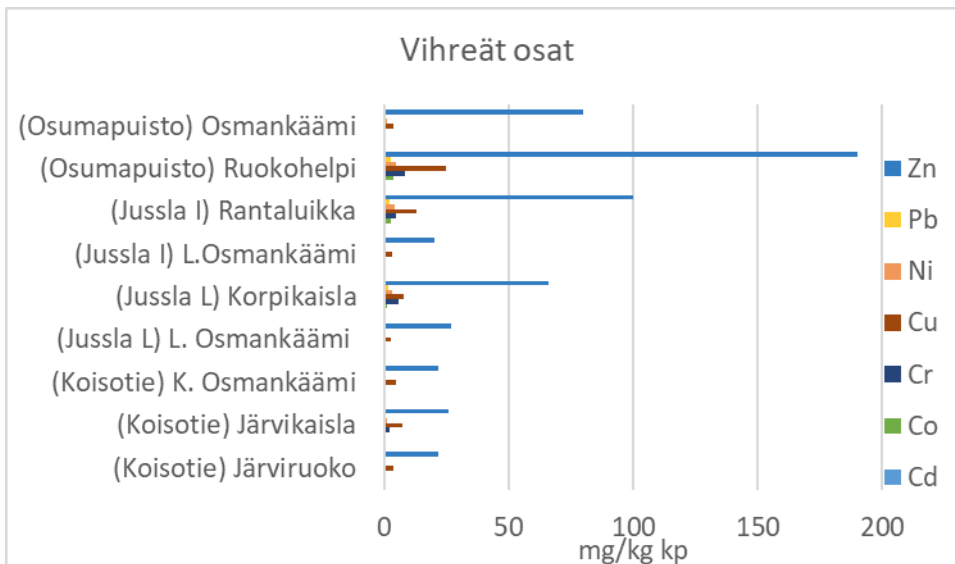
Monia tutkittuja haitallisia aineita havaittiin etenkin kasvien juurakoissa. Tämä on ymmärrettävää, sillä kasvit ottavat tarvitsemansa ravinteet, veden ja muut yhdisteet pääasiassa juuristonsa kautta. Kasviin päästyään tietyt haitalliset aineet voivat kulkeutua myös muihin kasvin osiin. Näin ollen tiettyjä haitta-aineita havaittiin tässäkin tutkimuksessa myös kasvien vihreistä osista. Kasvinäytteiden tulokset on esitetty liitteessä 4.

Metallit

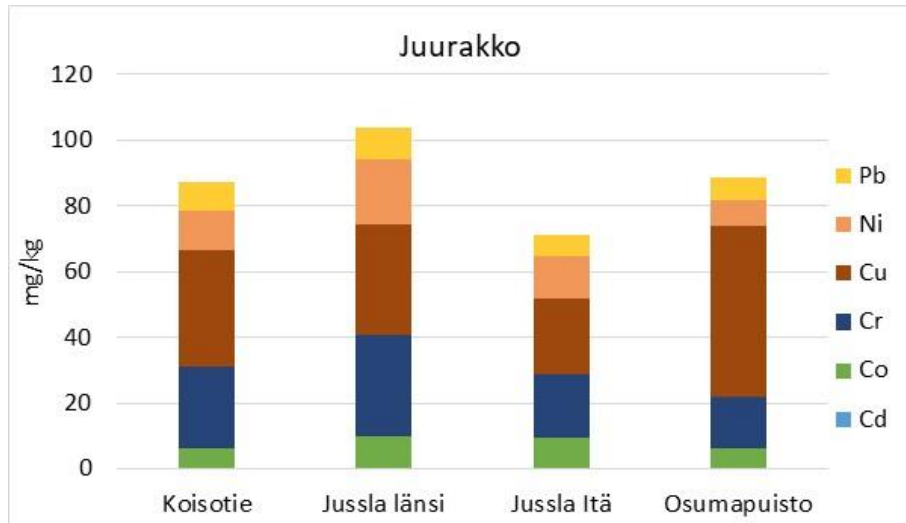
Kasvien juurakoista ja vihreistä osista havaittiin ylivoimaisesti eniten sinkkiä (Zn) (kuva 6.2 ja 6.3), muihin metalleihin verrattuna. Pitoisuus myös korreloi sedimentistä havaittujen pitoisuuksien kanssa. Kuparia (Cu) havaittiin etenkin kasvien juurakoissa ja myös nämä pitoisuudet korreloivat sedimentin pitoisuuksien kanssa. Yhtä selkeää korrelaatiota sedimentin ja kasvien juurakoista havaittujen nikkeli- (Ni) ja kadmiumpitoisuuksien (Cd) osalta ei havaittu, eikä korrelaatiota lainkaan kromin (Cr) osalta, vaikka näitä metalleja juurakoista myös löydettiin (kuva 6.4 ja 6.5). Kaikilla havaintopaikoilla samoja metalleja kuin juurakoista löytyi, havaittiin pääasiassa myös kasvien vihreistä osista, Cd:a lukuun ottamatta. Kasvien vihreistä osista Cd:a löytyi kuitenkin vain Jusslan läntiseltä altaalta sekä Osumapuistosta (kuvat 6.6 ja 6.7).



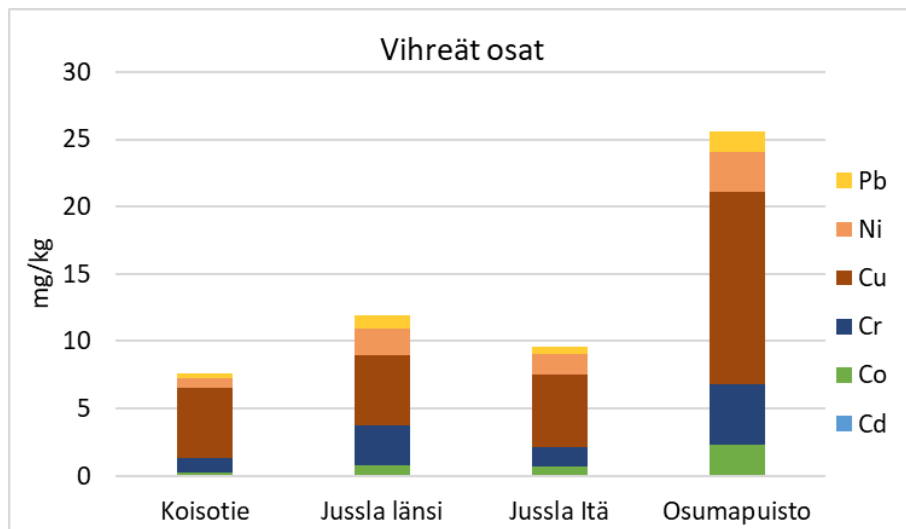
Kuva 6.2. Kasvien juurakoista havaitut metallit. Jusslan itäisen altaan osmankääminäyte on neljän kasvin kokoomanäytteen keskiarvo, muut tulokset ovat yhden kasvilajin kokoomanäytteen tulos. (Liite 4a.)



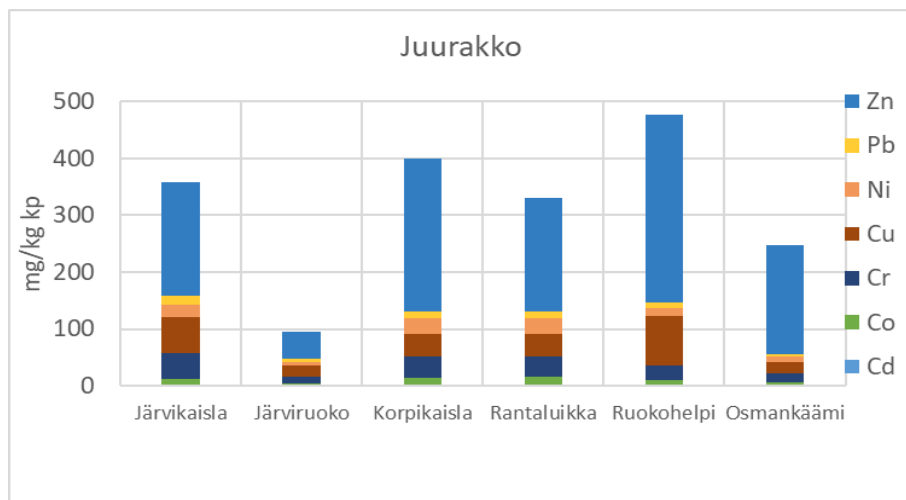
Kuva 6.3. Kasvien vihreistä osista havaitut metallit. Jusslan itäisen altaan osmankääminäyte on neljän kasvin kokoomanäytteen keskiarvo, muut tulokset ovat yhden kasvilajin kokoomanäytteen tulos. (Liite 4a.)



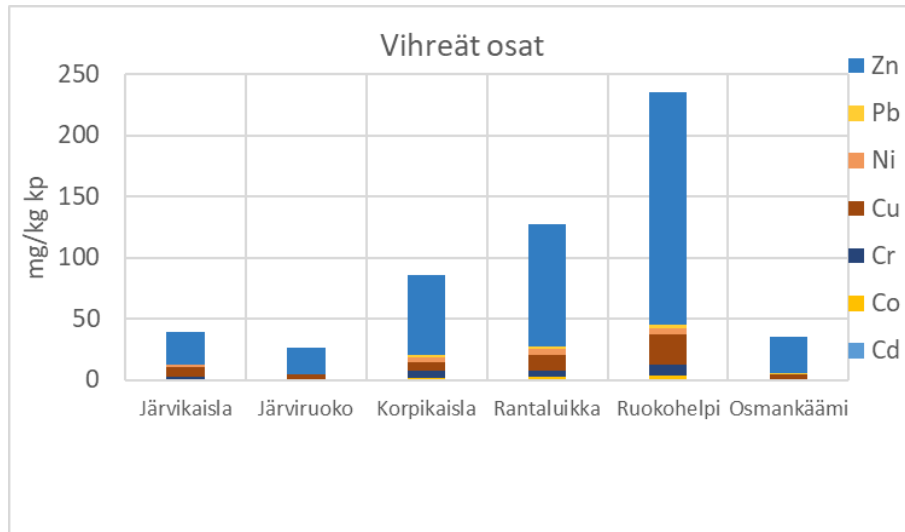
Kuva 6.4. Kasvien juurakoista havaittujen metallien keskiarvopitoisuus havaintopaikoittain.



Kuva 6.5. Kasvien vihreistä osista havaittujen metallien keskiarvopitoisuus havaintopaikoittain.

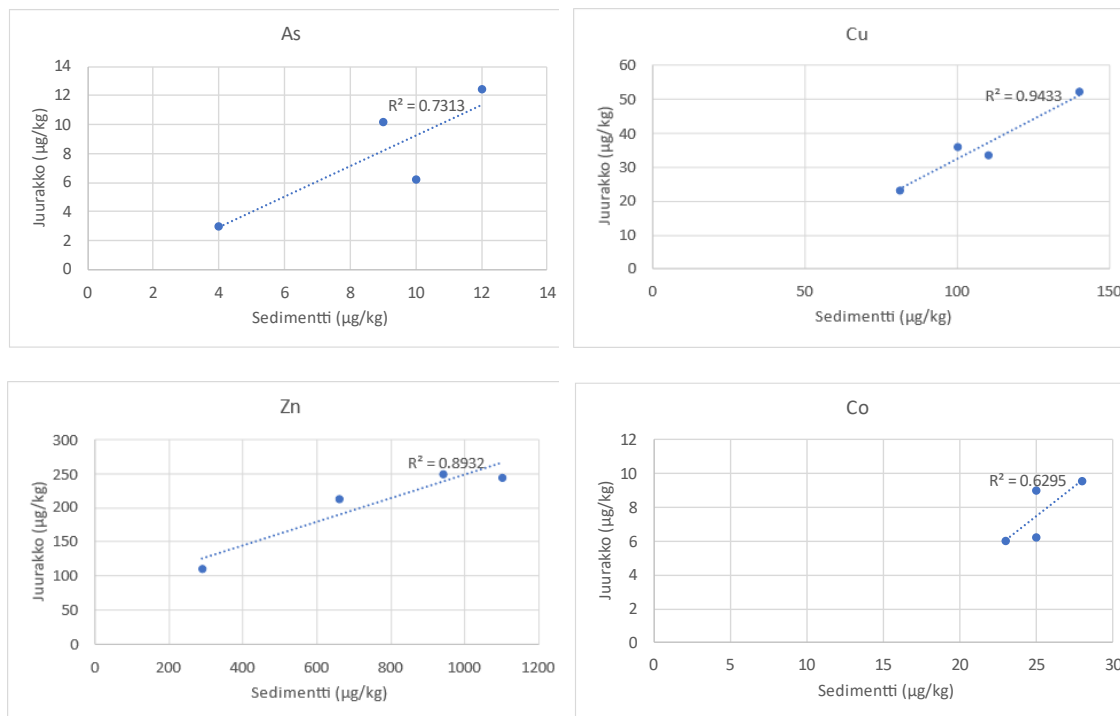


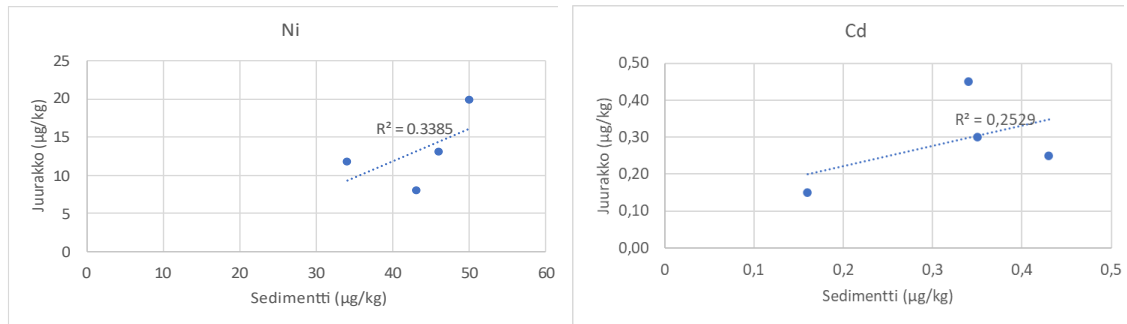
Kuva 6.6. Kasvien vihreistä osista havaitut metallit kasvilajeittain. Lajien osalta on analysoitu vain yksi kokoomanäyte järvikaislan, järviruoko'n, korpikaislan, rantaluikan ja ruokohelpin osalta ja seitsemän kasvin kokoomanäytteiden keskiarvo osmankäämin osalta.



Kuva 6.7. Kasvien vihreistä osista havaitut metallit kasvilajeittain. Lajien osalta on analysoitu vain yksi kokoomanäyte järvikaislan, järviruokoon, korpikaislan, rantaluikan ja ruokohelpin osalta sekä seitsemän kasvin kokoomanäytteiden keskiarvo osmankäämin osalta.

Tässä tutkimuksessa sedimentistä ja juurakoista havaitut pitoisuudet korreloivat arseenin (As), Cu:n, Zn:n ja koboltin (Co) osalta (kuva 6.8). Ni:n ja Cd:n osalta korrelaatio ei ollut yhtä selvä. Eli mitä enemmän sedimentissä näitä yhdisteitä oli, sitä herkemmin niitä juurakoista myös havaittiin. Korrelaatio sedimentin ja juurakon vanadiini- (V), kromi- (Cr) ja lyijypitoisuuksien (Pb) osalta korrelaatiota ei havaittu, minkä vuoksi näitä regressioita ei esitetä.



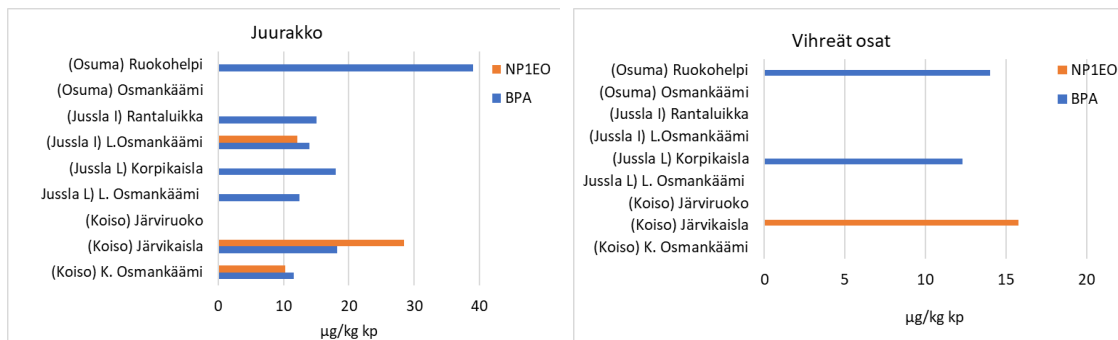


Kuva 6.8. Havaitut korrelaatiot sedimentin arseeni- (As), kupari- (Cu), sinkki- (Zn), koboltti- (Co), nikkeli- (Ni) ja kadmiumpitoisuuksien (Cd) sekä kasvien juurakoista mitattujen pitoisuuksien välillä. Tulokset on esitetty kuivapainoa kohden laskettuina.

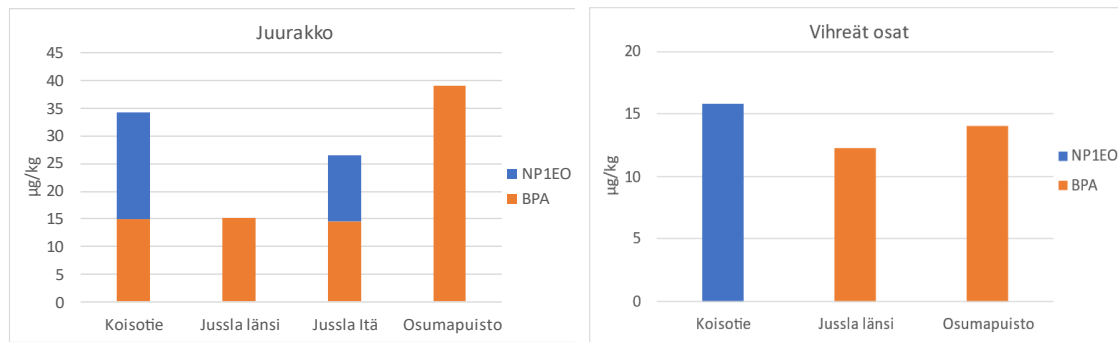
Alkyylifenolit

Järviruokoa lukuun ottamatta bisfenoli-A:ta (BPA) löytyi kaikista kasveista ja kaikilta näytepaikoilta otetuista juurakonäytteistä (kuva 6.9). Kasvien vihreistä osista sitä havaittiin Jusslan läntisestä altaasta (korpikaisla) ja Osumapuistosta (ruokohelpi) (kuva 6.9).

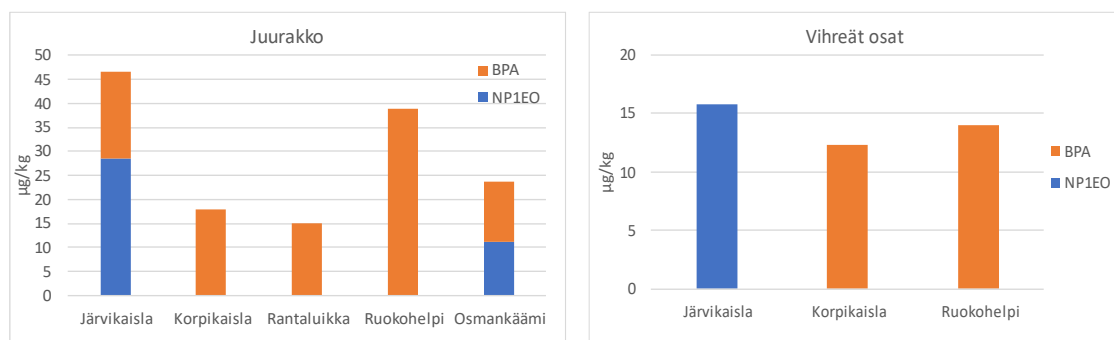
Koisotien järvikaislanäytteiden juurakosta ja vihreistä osista sekä osmankäämin juurakonäytteistä havaittiin myös nonyylifenolimonoetoksylaattia (NP1EO). NP1EO:a havaittiin myös Jusslan itäiseltä altaalta osmankäämien juurakonäytteistä. Kuvissa 6.10 ja 6.11 haitta-aineiden pitoisuudet on esitetty eri näytteiden keskiarvoina. Alle määrittäysrajan olevia tuloksia ei esitetä.



Kuva 6.9. Kasvien juurakoista ja vihreistä osista havaitut alkyylifenoleiden (NP1EO) ja bisfenoli-A:n (BPA) pitoisuudet. Jusslan itäisen altaan osmankääminäyte on neljän kasvin kokoomanäytteen keskiarvo, muut tulokset ovat yhden kasvilajin kokoomanäytteen tulos.



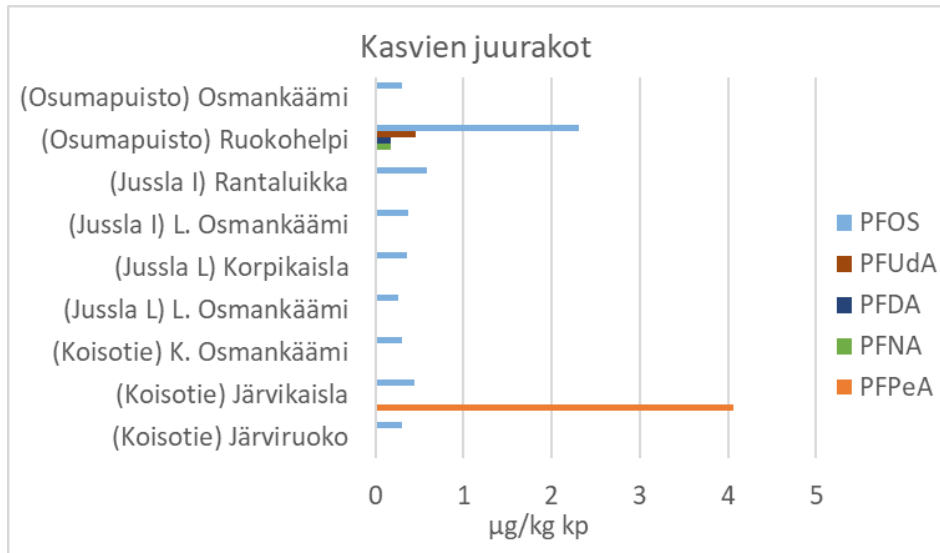
Kuva 6.10. Kasvien juurakoista ja vihreistä osista havaitut havaintopaikkakohtaiset alkyylifenoleiden (NP1EO) ja bisfenoli-A:n (BPA) pitoisuudet.



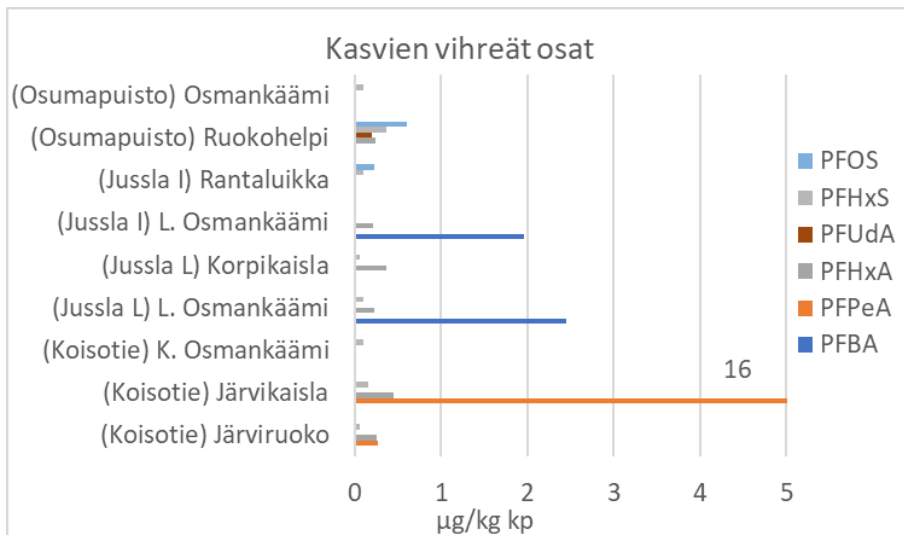
Kuva 6.11. Kasvien juurakoista ja vihreistä osista havaitut kasvilajikohtaiset alkyylifenoleiden (NP1EO) ja bisfenoli-A:n (BPA) pitoisuudet. Lajien osalta juurakonäytteissä on analysoitu vain yksi kokoomanäyte järvikaislan, järviruon, korpikaislan, rantaluikan ja ruokohelpin osalta. Osmankäämillä kokoomanäytteitä oli seitsemän, joista NP1EO havaittiin kahdessa näytteessä ja BPA kolmessa näytteessä.

PFAS-yhdisteet

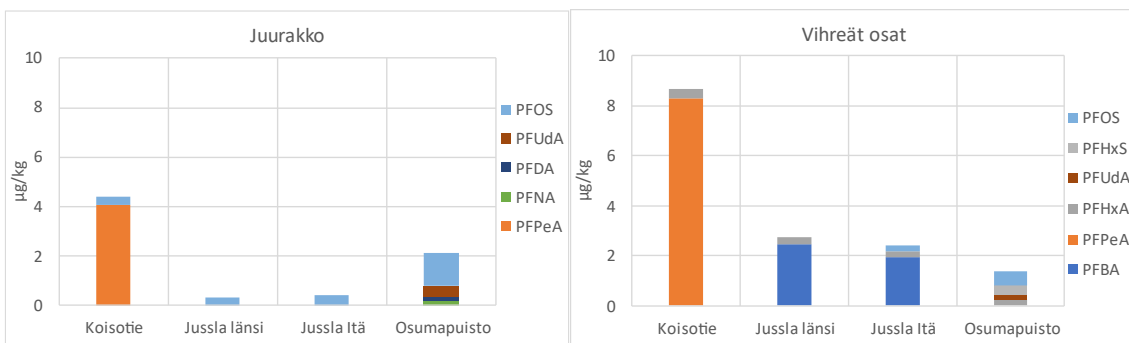
Osumapuistosta kerätyistä kasvinäytteistä löytyi useampia eri PFAS-yhdisteitä kuin muilta näytepaikoilta. Etenkin ruokohelpi näytti keräävän muita kasveja tehokkaammin erilaisia PFAS-yhdisteitä juurakkoihinsa. Ruokohelpistä havaittiin kaikkiaan kuutta eri PFAS-yhdistettä (PFHxA, PFHxS, PFNA, PFOS, PFDA, PFUDA), kun muista kasveista löytyi yhdestä kahteen PFAS-yhdistettä. Kaikilta havaintopaikoilta kasvien vihreistä osista ja juurakoista löytyi enemmän karboksyylihappeja kuin sulfonihappoja, joista havaittiin vain PFOS:a ja PFHxS:a (vain vihreistä osista). Kasvien vihreistä osista havaittiin enemmän lyhytketjuisia PFAS-yhdisteitä kuten PFBA:a ja PFPeA:a. PFPeA:ta havaittiin kuitenkin Koisotien kohteen sekä järvikaislan vihreistä osista että juurakoista korkeimpina havaittuina pitoisuuksina. PFOS:a havaittiin pääasiassa kasvien juurakoista (0,2–2,3 µg/kg kp). Suurimmat PFOS-pitoisuudet kasvien vihreistä osista mitattiin ruokohelpistä (0,6 µg/kg kp). Vihreistä osista PFOSia löytyi ruokohelpin lisäksi rantaluikasta. Korkein PFBA-pitoisuus mitattiin osmankäämistä. Kuvissa 6.13–6.18 haitta-aineiden pitoisuudet on esitetty eri näytteiden havaittujen pitoisuuksien keskiarvoina eli alle määritysrajan olevia tuloksia ei esitetä.



Kuva 6.13. PFAS-pitoisuudet kasvien juurakoissa Jusslan itäisen altaan osmankääminäyte on neljän kasvin kokoomanäytteen keskiarvo, muut tulokset ovat yhden kasvilajin kokoomanäytteen tulos.

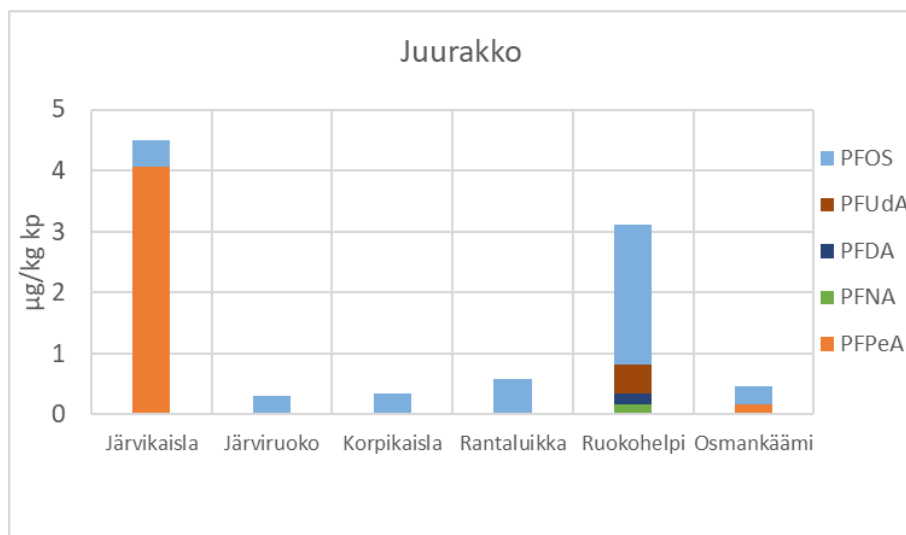


Kuva 6.14. PFAS-pitoisuudet kasvien vihreissä osissa. HUOM! Koisotien järviruokonäytteessä PFPeA-pitoisuus (16 µg/kg kp) ylittää esitetyn asteikon. Jusslan itäisen altaan osmankääminäyte on neljän kasvin kokoomanäytteen keskiarvo, muut tulokset ovat yhden kasvilajin kokoomanäytteen tulos.

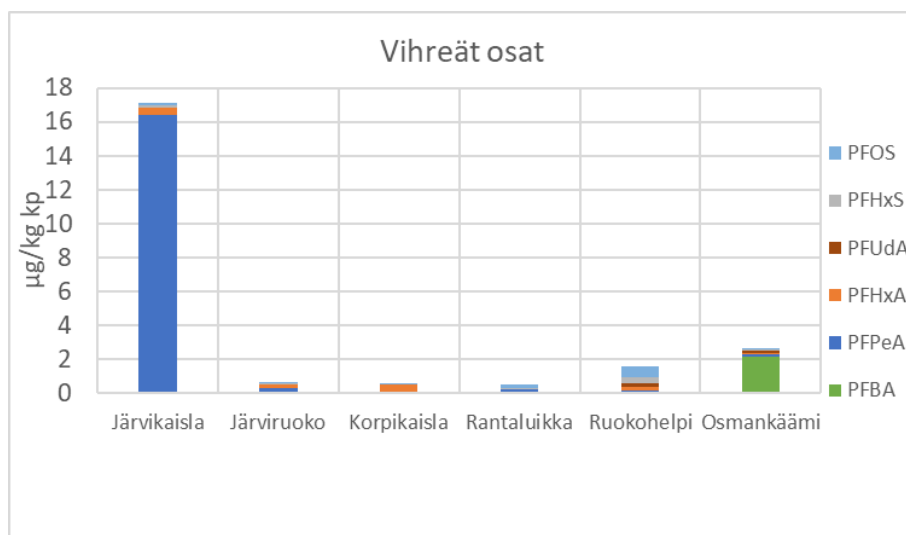


Kuva 6.16. Keskimääräiset PFAS-pitoisuudet juurakoissa ja kasvien vihreissä osissa havaintopaikoittain.

Järvikaislasta mitattiin suurin pitoisuus PFPeA:ta, mutta toisaalta näytteitä oli vain yksi ja se oli otettu Koisoitieltä. Ruukohelpi keräsi useita eri PFAS-yhdisteitä sekä juurakkoon että vihreisiin osiin, toisin kuin muut tutkitut kasvit, joista havaittiin vain 1–2 PFAS-yhdistettä. PFOS:a löytyi useammin juurakonäytteistä, kuin vihreistä osista ja eniten ruukohelpistä. Vihreistä osista PFOS:a löytyi ruukohelpin lisäksi rantaluikasta. Korkein PFBA-pitoisuus mitattiin osmankäämistä.



Kuva 6.17. Kasvien juurakoista havaitut kasvilajikohtaiset PFAS-pitoisuudet. Lajien osalta on analysoitu vain yksi kokoomanäyte järvikaislan, järviruokoon, korpikaislan, rantaluikan ja ruukohelpin osalta sekä seitsemän kasvin kokoomanäytteiden keskiarvo osmankäämin osalta.



Kuva 6.18. Kasvien vihreistä osista havaitut kasvilajikohtaiset PFAS-pitoisuudet. Lajien osalta on analysoitu vain yksi kokoomanäyte järvikaislan, järviruokoon, korpikaislan, rantaluikan ja ruukohelpin osalta sekä seitsemän kasvin kokoomanäytteiden keskiarvo osmankäämin osalta.

6.3 Tulosten tarkastelu

Aiemmissa tutkimuksissa on havaittu, että osmankäämiin (*Phragmites australis*) kertyneistä raskasmetalleista vain pieni osuus kulkeutuu kasvin vihreisiin osiin, Zn:ä lukuun ottamatta (Vymazal

& Březinová 2016). Myös tässä tutkimuksessa sinkkiä kertyi kasvin vihreisiin osiin muita metalleja enemmän, vaikka pitoisuudet vihreissä osissa jäivät silti selvästi juurakkoa pienemmiksi. Metallien kertyvyyttä on tutkittu aiemmin myös mm. kapealehtisellä osmankäämillä (*Typha angustifolia*) sekä järviruo'olla (*Phragmites australis*) (Aksoy ym. 2011). Tutkimuksessa havaittiin, että molempien kasvien juurakoihin kertyi Zn:ä, Cu:a ja Cd:a enemmän kuin niitä ympäröivässä sedimentissä havaittiin (Aksoy ym. 2011). Pitoisuudet olivat korkeimmat nimenomaan juurakoissa verrattuna kasvin vihreisiin osiin (Aksoy ym. 2011). Pb:ä havaittiin tutkittujen kasvien juurakoissa noin puolet sedimentin pitoisuudesta, mikä viittaa tämän metallin hitaaseen liikkuvuuteen (Aksoy ym. 2011). Tutkimusten perusteella Pb:n, Cu:n, Co:n ja Zn:n on havaittu olevan vähiten liikkuvia ja niiden on havaittu kertyvän lähinnä juuriin ja juurakoihin (Klink ym. 2012). Cu:n on puolestaan havaittu kertyvän pääasiassa osmankäämin lehtiin ja varsiin (Klink ym. 2012).

BPA löytyi kaikilta näytepaikoilta otetuista juurakonäytteistä ja pitoisuudet vaihtelivat 12–39 µg/kg kp. Kasvien vihreistä osista BPA:ta havaittiin Jusslan läntisestä altaasta ja Osumapuistosta 12–14 µg/kg kp. Järviruokoa lukuun ottamatta BPA:ta löytyi kaikista kasveista ja erityisesti BPA näyttäisi kertyvän korpikaislaan ja ruokohelppiin. Järvikaislan juurakosta ja vihreistä osista havaittiin myös NP1EO, jota löytyi myös osmankäämin juurakonäytteestä. NP1EO havaittiin Jusslan itäiseltä altaalta ja Koisotieltä kerätyistä juurakonäytteistä (10–28 µg/kg kp) sekä Koisotien näytteen vihreistä osista (16 µg/kg kp). Aiemmin BPA:n ja NP:n kertymistä on tutkittu kaalilla (*Brassica oleracea*) ja salaatilalla (*Lactuca sativa*) (Dodgen ym. 2013). Molempien kasvien havaittiin keräävät sekä NP:a että BPA:ta (Dodgen ym. 2013). Näilläkin kasveilla juurakko keräsi enemmän yhdisteitä kuin vihreät osat (Dodgen ym. 2013). Tutkimuksessa arveltiin, että BPA:n ja NP-yhdisteiden neutraalisuus lisäsi niiden kertyvyyttä kasveihin. Kasvien juurissa on yleensä havaittu suurempi lipidipitoisuus kuin esim. vihreissä osissa. Aiemmissa tutkimuksissa neutraalien yhdisteiden on havaittu kertyvän herkemmin kudoksiin, joissa lipidipitoisuus on korkea (Dodgen ym. 2013).

PFAS-yhdisteiden kasvikerätyvyydestä on viime aikoina tullut runsaasti uutta tutkimustietoa (Wang ym. 2020). Tutkimusten perusteella monet kasvit keräävät ympäristöstä PFAS-yhdisteitä ja merkittävin reitti esim. viljelykasveihin onkin kertyminen maaperän kautta (Wang ym. 2020, Lesmeister ym. 2021). PFAS-yhdisteiden on todettu kertyvän erityisesti kasvien vihreisiin osiin, ei niinkään lisääntymis- tai varastointielimiin (Lesmeister ym. 2021). Tässä tutkimuksessa PFOS:a havaittiin pääasiassa kasvien juurakoista (0,2–2,3 µg/kg kp) ja suurimmat PFOS-pitoisuudet kasvien vihreistä osista mitattiin ruokohelpistä (0,6 µg/kg kp). Monet PFAS-yhdisteet ovat varsin vesiliukoisia (etenkin lyhytketjuisemmat yhdisteet), minkä vuoksi ne voivat kertyä kasveihin helposti veden mukana. Aiemmissa tutkimuksissa on havaittu esim. PFBA:n ja PFPeA:n kertyvän kasvien vihreisiin osiin, muiden fluorattujen kertyessä enemmän juurakoihin (Blaine ym. 2014). Tässä tutkimuksessa tulokset olivat samansuuntaiset, sillä lisäyksellä, että myös PFHxA:ta löytyi nimenomaan kasvien vihreistä osista. Kasvikerätyvyyteen vaikuttaa yhdisteiden ominaisuuksien lisäksi myös kasvin solukon ominaisuudet kuten mm. lipidi- ja proteiinipitoisuus (Wang ym. 2020). Lisäksi kertyvyyteen kasvin eri osiin vaikuttaa mm. transpiraatio, eli veden kulku kasvin läpi juurista vihreisiin osiin ja edelleen ilmaan haihtumisen yhtenä osana. Kasvin osat, jotka keräävät eniten vettä voivat kerätä myös enemmän PFAS-yhdisteitä (Wang ym. 2020). PFAS-yhdisteiden on todettu kertyvän etenkin proteiineihin. Voimakkaasti kontaminoituneilla alueilla Kiinassa kasveista on voitu mitata jopa 59–480 µg/kg kp PFAS-pitoisuuksia (Wang ym. 2020). Ympäristöstä kerätyistä ruohon juurista on mitattu keskimäärin 61 µg/kg kp ΣPFAS-pitoisuuksia (PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA) ja lehdistä 68 µg/kg kp (Wang ym. 2020, Zhu &

Kannan 2019). Σ PFAS-pitoisuus (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFOcA, PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS, PFOSA, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE, MeFOSAA, EtFOSAA, 6:2FTSA) jamssin juurakoissa on puolestaan ollut tutkimusten perusteella 0,36 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kp ja sokerijuurikkaan varressa 0,35 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kp (Wang ym. 2020, Dalahmeh ym. 2018). Vehnän juurakosta on puolestaan mitattu Σ PFAS-pitoisuus (FBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS) 140–472 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kp ja varresta 36,2–178 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kp (Wang ym. 2020, Wen ym. 2014).

Kasvilajeista selvästi parhaimmin tutkittuja haitallisia aineita sekä juurakkoonsa että vihreisiin osiin keräsivät ruokohelpi, järvikaisla, korpikaisla ja rantaluikka. Osmankäämi, joka kaikissa muissa hulevesialtaissa esiintyi valtalajina Koisoietä lukuun ottamatta, ei näyttänyt keräävän yhtä tehokkaasti tutkittuja yhdisteitä, vaikka niitä toki myös siitä löytyi. Kasveille ei ole olemassa vertailuarvoja haitallisten aineiden kertyvyysien suhteen. Arvioita on tehty lähinnä ihmisaltistusta tarkastellen. Nämä vertailuarvot eivät kuitenkaan ole tämän työn osalta relevantteja.

7 Haitta-aineiden esiintyminen hulevesialtaissa

7.1 Yhteenveto haitallisten aineiden esiintymisestä

Metallit

Raskasmetalleista kadmiumin (Cd), nikkelin (Ni), lyijyn (Pb) ja elohopean (Hg) tiedetään olevan vesieliöille haitallisia. Näistä yhdisteistä Cd:n ja Hg:n pitoisuudet jäivät lähes kaikissa hulevesinäytteissä alle määritysrajojen. Cd:n pitoisuus ylittyi vain yhdessä Koisoietien näytteessä (0,03 $\mu\text{g}/\text{l}$). Pb:ä havaittiin puolestaan hulevesistä yleisesti ja pitoisuudet vaihtelivat 0,1–1,3 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ni:n pitoisuus ylitti määritysrajan (0,1 $\mu\text{g}/\text{l}$) lähes kaikissa näytteissä ja korkeimmat pitoisuudet (0,8–2,7 $\mu\text{g}/\text{l}$) havaittiin Jusslan itäisestä altaasta lähtevässä vedessä. Tutkituissa sedimenttinäytteissä sinkin (Zn) pitoisuudet olivat metalleista korkeimmat (290–1100 mg/kg kp) ja ylittävät jopa maaperän pilaantuneisuuden (PIMA) kynnyksarvon (200 mg/kg kp) kaikilla näytteenottopaikoilla sekä Norjan kansallisen EQS-arvon (eri määriteltyjen vesialueiden sedimentit 139 mg/kg kp). Korkein Pb -pitoisuus (34 mg/kg kp) havaittiin Jusslan läntisen altaan sedimentissä, missä myös Ni:ä (50 mg/kg kp), kromia (Cr) (84 mg/kg kp) ja Cd:a (0,43 mg/kg kp) oli eniten. Cd:n ja Pb:n pitoisuudet eivät ylittäneet yhdelläkään havaintopaikalla vertailussa käytettyjä kynnyksarvojaan. Koisoietä löytyi pienimmät metallipitoisuudet verrattaessa muihin kohteisiin lukuun ottamatta Hg:a (0,8 mg/kg kp), joka ylitti PIMA-kynnyksarvon (0,5 mg/kg kp) ja ainoan olemassa olevan meren rannikkoalueiden sedimenteille määritetyn EQS-arvon (0,52 mg/kg kp). Koisoietien sedimentti ei vastaa muiden havaintopaikkojen sedimenttiä, sillä valtaosa lumensulamisesien mukana tulevasta kiintoaineesta jää lumensulatuskentälle eikä näin ollen kulkeudu hulevesialtaan pohjalle. Ni-pitoisuudet (34–50 mg/kg kp) eivät ylittäneet PIMA-kynnyksarvojaan, mutta ainoa olemassa olevan norjalainen meren rannikkoalueiden sedimenteille määritetty EQS-arvo (42 mg/kg kp) ylittyi kaikilla muilla paitsi Koisoietien havaintopaikalla. Cr-pitoisuudet (66–84 mg/kg kp) eivät ylittäneet PIMA- tai EQS-arvoja millään havaintopaikalla. Kasvien juurakoista ja vihreistä osista havaittiin metalleista ylivoimaisesti eniten Zn:ä (8–16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kp juurakko ja 1,8–2,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kp vihreät osat).

Pitoisuus myös korreloi sedimentistä havaittujen pitoisuuksien kanssa. Myös kuparia (Cu) havaittiin etenkin juurakoissa (1,6–3,4 µg/kg kp) ja pitoisuudet korreloivat niin ikään sedimentin pitoisuuksien kanssa. Yhtä selvää korrelaatiota ei havaittu Ni:n ja Cd:n osalta eikä lainkaan Cr:n ja Pb:n osalta, vaikka näitä kaikkia metalleja kuitenkin juurakoista myös löydettiin (0,5–1,2 µg/kg kp Ni, 0,01–0,03 µg/kg kp Cd, 1,0–1,9 µg/kg kp Cr, 0,4–0,6 µg/kg kp Pb). Juurakoista havaittuja metalleja havaittiin kaikilla havaintopaikoilla pääasiassa myös kasvien vihreistä osista, Cd:a lukuun ottamatta, jota löytyi kasvien vihreistä osista vain Juslan läntiseltä altaalta sekä Osumapuistosta.

Bisfenoli-A ja nonyylifenolit

Tutkituista haitallisista orgaanisista yhdisteistä bisfenoli-A:n (BPA) on todettu liukenevan veteen kohtalaisen hyvin, mutta toisaalta myös pidättyvän sedimenttiin (log K_{ow} 3,32). On oletettu, että BPA hajoaa ympäristössä nopeasti (puoliintumisaika vedessä arviolta 2,5–4 päivää) eikä kerry maaperään tai eliöihin. BPA on haitallinen vesieliöille ja on arvioitu, että pitkäaikainen haitaton pitoisuus vesikirpuille (*Daphnia magna*) on noin 3 ng/l (Nikunen 2016). BPA:ta havaittiin hulevesistä kaikista havaintopaikoista (0,01–0,44 µg/l). Sitä esiintyi lähes kaikilla seurantakerroilla ja Juslan itäisen altaan ja Koisotien lumensulamisesissä kaikilla näytteenottokerroilla. Juslan itäisen altaan vedessä korkein todettu pitoisuus oli 0,44 µg/l ja Koisotien vesissä 0,31 µg/l. Havaitut pitoisuudet ylittivät vesikirpulle haitattomaksi arvioidun pitoisuuden jokaisella näytteenottokerralla. Sedimentistä BPA:ta ei määritetty. Kasvillisuudesta BPA:ta löytyi kaikilta näytepaikoilta otetuista juurakonäytteistä (12–39 µg/kg kp) ja kasvien vihreistä osista Juslan läntisestä altaasta ja Osumapuistosta (12–14 µg/kg kp). Järviruokoa lukuun ottamatta BPA:ta löytyi kaikista kasveista ja erityisesti BPA näyttäisi kertyvän korpikaislaan ja ruokohelpeen.

Nonyylifenoli (NP) on heikosti vesiliukoinen ja pidättyy kiintoaineeseen (log K_{ow} 4,48–5,76), etenkin orgaaniseen materiaaliin (Sjöström ym. 2008). NP:n on havaittu häiritsevän hormonitoimintaa ja aiheuttavan mm. vesieliöiden sukupuolen muuntumista naaraiksi, koiraiden hedelmällisyyden vähenemistä ja alentavan poikasten eloonjääntiä noin 8,2 µg/l pitoisuudella (Soares ym. 2008). Havaitut hulevesipitoisuudet (0,1–0,3 µg/l) jäivät alle tämän pitoisuuden kaikissa näytteissä. NP:n puoliintumisaika sedimentissä on pitkä, yli 60 vuotta (Soares ym. 2008). Haaroittuneen 4-NP:n on havaittu olevan hitaammin hajoava muoto ja voi siksi näin ollen kertyä sedimenttiin (Soares ym. 2008). Sedimentistä havaitut NP-pitoisuudet vaihtelivat 0,05–0,35 mg/kg kp. Alkyyylifenoleista kasveista havaittiin vain NP1EO Juslan itäiseltä altaalta kerätyistä osmankäämin juurakoista ja Koisotieltä kerätyistä järvikaislan juurakonäytteistä (10–28 µg/kg kp) sekä Koisotien näytteen järvikaislan vihreistä osista (16 µg/kg kp).

Per- ja polyfluoratut yhdisteet (PFAS)

PFAS-yhdisteitä hulevesistä löytyi yleisesti. Perfluoratuista karboksyylihapoista (PFCA) havaittiin lyhytketjuisia PFBA:a, PFPeA:a, PFHxA:a ja PFHpA:a sekä pidempiketjuisia PFOA:a, PFNA:a, PFDA:a ja PFUDA:a. Perfluoratuista sulfonihapoista (PFSA) havaittiin puolestaan PFBS:a, PFHxS:a, PFHpS:a ja PFOS:a. Hulevesinäytteistä havaitut PFOS-pitoisuudet (0,6–13,4 µg/l) eivät ylittäneet tässä tutkimuksessa niille määriteltyä maksimi vedenlaatumnormia MAC-EQS (36 µg/l).

Sedimenteistä PFCA-yhdisteistä havaittiin vain muutamia lyhytketjuisia yhdisteitä (PFHxA:a ja PFPeA:a) sekä pidempiketjuista yhdisteitä PFUDA:a, PFDoA:a, PFTrDA:a ja PFTeDA:a. PFSA-yhdisteistä sedimentistä löytyi puolestaan vain PFOS:a (0,22–1,54 mg/kg kp). Perfluoriheksaanihappoa (PFHxA) on käytetty korvaamaan PFOS-yhdistettä ja sen pitoisuuksien on havaittu kasvaneen ympäristössä yleisesti (Shields ym. 2014). Yhdistettä havaittiin myös tässä tutkimuksessa niin hulevesistä, sedimenteistä kuin kasvien vihreistä osista. Yhdisteillä, joiden log K_{ow} arvo on korkea (>4,5), on taipumus sitoutua maaperän orgaaniseen ainekseen tai sedimenttiin, sillä niiden liukoisuus veteen on pieni. PFHxA:n log K_{ow} arvo on 4,06. PFOS-yhdistettä löytyi puolestaan jokaiselta tutkitulta hulevesialtaalta, minkä voidaan ajatella kertovan yhdisteen aiemmasta yleisestä käytöstä ja sen hitaasta biologisesta hajoamisesta ympäristössä. Lisäksi tietyt PFOS:n esiasteet saattavat muuntua ympäristössä muodostaen edelleen PFOS:a. Jusslan itäisen altaan korkein havaittu sedimentin PFOS-pitoisuus ei ylittänyt Norjan kansallista makeiden vesien sedimenteille asetettua EQS-arvoa 2,3 µg/kg. Fluoratuista yhdisteistä kasvien juurakoihin ja vihreisiin osiin kertyi PFBA:a, PFPeA:a, PFOS:a ja PFUDA:a. Lisäksi yksinomaan juurakoista havaittiin pidempiketjuisia PFNA- ja PFDA-yhdisteitä. Kasvien vihreisiin osiin tässä tutkimuksessa havaittiin puolestaan kertyvän myös lyhytketjuisempia PFHxA:a ja PFHxS:a. PFOS:a havaittiin pääasiassa kasvien juurakoista (0,2–2,3 µg/kg kp) ja suurimmat PFOS-pitoisuudet kasvien vihreistä osista mitattiin ruokohelpistä (0,6 µg/kg kp). Monet PFAS-yhdisteet ovat varsin vesiliukoisia (etenkin lyhytketjuisemmat yhdisteet), minkä vuoksi ne voivat kertyä kasveihin helposti veden mukana. Perfluorattujen yhdisteiden kasvikertyvyyttä ei Suomessa ole aiemmin tiettävästi selvitetty yhtä tutkimusta lukuun ottamatta, jossa koekasvina käytettyyn retiisiin havaittiin kertyvän etenkin PFHxA-, PFOA- ja PFOS-yhdisteitä (Suominen ym. 2012). PFAS-yhdisteistä PFOS, PFOA ja PFHxS on lisätty Tukholman POP-sopimukseen. Näiden yhdisteiden ympäristöpäästöjä ei tulisi sallia. POP-yhdisteille perinteisillä menetelmillä toteutetut riskinarvioinnit eivät myöskään anna oikeaa kuvaa niiden haitallisuudesta. Nämä yhdisteet aiheuttavat ympäristössä yleensä pitkäaikaisia vaikutuksia akuuttien sijaan. Ne ovat myös ympäristössä käytännössä hajoamattomia ja voivat kulkeutua pohjavesiin tai eliöihin. Näille yhdisteille ns. kynnysarvojen tai ylipäättään raja-arvojen määrittäminen edellä mainituista syistä johtuen on haastavaa.

Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH) ja siloksaanit

PAH-yhdisteitä havaittiin yleisesti sedimenteistä Jusslan itäistä allasta lukuun ottamatta. PAH-pitoisuudet eivät ylittäneet pilaantuneelle maaperälle määritettyjä kynnysarvoja yhdenkään tutkimuskohteen sedimenteistä. Tiettyjen yhdisteiden pitoisuudet sedimentissä ylittivät kuitenkin Tanskan, Norja ja Ruotsin kansalliset sisävesien-, makeiden vesien tai muiden pintavesien sedimenteille asetetut EQS-arvot. PAH-aineet, joilla on suuri molekyyllipaino, kerääntyvät hulevesialtaiden sedimentteihin (Huang ym. 2019). Alhaisen molekyyllipainon PAH-aineiden on havaittu olevan mm. vähemmän hydrofobisia, eli lähtevän herkemmin liikkeelle sedimentistä kuin suuren molekyyllipainon PAH-aineiden (Herngren ym. 2010). PAH-aineet ovat myös pysyviä ja kertyviä, joten sopivissa olosuhteissa sedimentteihin kasautuessaan ne voivat aiheuttaa ympäristöhaittoja vesistöissä. On myös huomioitava, että maaperäeliöt altistuvat näille yhdisteille todennäköisemmin ruoansulatuksen kautta kuin huokosveden välityksellä tapahtuvassa kontaktissa. Lisäksi PAH-yhdisteillä voi olla maaperässä tai sedimentissä myös lukuisia hajoamistuotteita, joiden ominaisuuksista ja myrkyllisyydestä ei ole vielä riittävästi tietoa (Reinikainen 2007). PAH-yhdisteisiin liittyviä kysymyksiä hulevesialtaiden sedimenttien poiston yhteydessä on

pohdittu myös muualla. MPCA:n (Minnesota Pollution Control Agency) hulevesiohjelman mukaan hulevesisedimentit voidaan läjittää kuivalle maalle, kun niistä on analysoitu eri PAH-yhdisteiden, arseenin ja kuparin pitoisuudet (MPCA 2017). MPCA:n mukaan pitoisuuksia verrataan paikallisiin pilaantuneen maaperän vertailuarvoihin, koska vesistöjen sedimenteille ei vastaavia ole. Siloksaaneja ei tässä selvityksessä havaittu mistään tutkitusta matriisista (hulevedet ja sedimentti). Näiden yhdisteiden määrittämisrajat jäivät todennäköisesti liian korkeiksi.

7.2 Hulevesialtaiden kunnostamisessa huomioitava

Hulevesialtaat ovat tietoisesti rakennettuja alueita, jonne tarkoituksella johdetaan niiden valuma-alueella muodostuvia sade- ja pintavalumavesiä. Hulevedet voivat kuljettaa mukanaan erilaisia epäpuhtauksia, kuten kiintoainetta, ravinteita tai haitallisia aineita. Hulevesialtaiden tarkoituksena on siis pidättää ja samalla myös puhdistaa sinne saapuvia vesiä. Kiintoaineen ja ylipäättään epäpuhtauksien laskeutuminen mahdollistuu virtaaman hidastuessa. Näin ollen hulevesialtaat toimivat eräänlaisina hulevesien käsittely- ja puhdistusalueina. Näiden altaiden kautta voidaan johtaa puhtaampia vesiä edelleen pintavesiin. Kyseisiä alueita suunniteltaessa tai rakennettaessa otetaan kuitenkin myös tietoisesti riski näiden alueiden mahdollisesta pilaantumisesta. Haitallisten yhdisteiden pidättyessä altaisiin, niiden suunnittelussa tulisikin näin ollen huomioida kyseisten yhdisteiden mahdollinen kertyminen altaisiin ja kulkeutuminen esim. kasvillisuuteen tai pohjaveteen. Hulevesialtaiden perustaminen ei vaadi ympäristölupaa, ellei kyse ole puhtaasti esim. teollisuuslaitoksen hulevesien käsittelystä.

Tämä tutkimus on osoitus siitä, että hulevesialtaat todella pystyvät jossain määrin pidättämään orgaanisia haitta-aineita niissä muodostuvaan sedimenttiin ja osa yhdisteistä voi myös kertyä altaiden kasvillisuuteen. Tässä tutkimuksessa pystyttiin analysoimaan rajattu määrä vesinäytteitä, minkä vuoksi on vaikea saada tarkkaa käsitystä hulevesialtaiden toiminnasta haitallisten aineiden pidättäjänä. Jatkossa voisi käynnistää tutkimuksen, jossa voidaan mitata virtaamaa altaaseen ja siitä ulos, samoin kuin ottaa näytteitä sisään ja ulos virtaavasta vedestä sekä sedimentistä ja kasveista. Näin saataisiin lisätietoa hulevesialtaiden toiminnasta ja voitaisiin päätellä, miten kasvillisuudella varustetut altaat pidättävät haitallisia aineita. Aiemmissä tutkimuksissa on todettu, että alhaisissa veden virtausolosuhteissa tiettyjen haitta-aineiden pitoisuudet voivat lisääntyä laimennusvaikutuksen puuttumisen vuoksi (Häkkinen ym. 2022).

Tässä tutkimuksessa ei pystytty arvioimaan korrelaatiota sedimentin haitallisten yhdisteiden ja kasveista (lähinnä juurakoista) löytyneiden pitoisuuksien osalta muille yhdisteille kuin metalleille ja PFOS:lle. Aineistoa on sen verran vähän, ettei luotettavaa arviointia voi tehdä. Viitteitä näyttäisi kuitenkin olevan siitä, että mitä enemmän tiettyjä yhdisteitä sedimentistä löytyy, sitä enemmän niitä voi myös kasvien juurakoihin kertyä. Tämä on hyvin ainekohtaista, sillä osa yhdisteistä voi olla myös huonosti liikkuvia ja pidättyä tiukasti sedimentin orgaaniseen materiaaliin. Lisäksi tutkimuksessa havaittiin, että eri kasvilajit voivat pidättää haitallisia aineita eri tavoin. Tällä on suurta merkitystä siinä, millaisia kasveja hulevesialtaksiin esim. halutaan jatkossa istuttaa. Tässä tutkimuksessa etenkin ruokohelpi, järvikaisla, korpikaisla ja rantaluikka osoittautuivat tehokkaiksi haitallisten aineiden kerääjiksi. Kasveille ei ole olemassa vertailuarvoja haitallisten aineiden kertyvyyksien suhteen. Näin ollen kasvimateriaalien poiston yhteydessä, niistä mitattujen haitallisten yhdisteiden pitoisuudet ja niiden mahdollinen vaikutus kasvimateriaalin jatkokäyttöä tai loppusijoitusta pohdittaessa, tulee arvioida riittäväällä asiantuntemuksella.

Haitallisia aineita havaittiin yleisesti tutkituista matriiseista (hulevedet, sedimentti ja kasvimate-
riaali). Pitoisuuksissa oli vaihtelua yhdisteestä riippuen. On huomioitava, että alhaiselta vaikut-
tava pitoisuus ei aina kerro välttämättä yhdisteen haitattomuudesta. Tietyt yhdisteet on jo läh-
tökohtaisesti suunniteltu aiheuttamaan akuutteja vasteita alhaisinakin pitoisuuksina. Lisäksi
erittäin hydrofobisten orgaanisten yhdisteiden pienetkin pitoisuudet voivat saada aikaan pitkä-
aikaisia vasteita ympäristössä. Ne eivät välttämättä vaikuta suoraan vesistössä tai sedimentissä
eläviin organismeihin, mutta kertymällä eliöihin ja rikastumalla ravintoketjussa ne voivat vaikut-
taa korkeamman tason eliöihin kuten saalistajiin. Tällaisille yhdisteille tehtävät perinteiset ym-
päristöriskinarviot saattavat aliarvioida niiden todellisia vaikutuksia. Tämän vuoksi esim. POP-
yhdisteille ns. kynnyсарvojen tai ylipäättään raja-arvojen määrittäminen edellä manituista syistä
johtuen on haastavaa. POP-yhdisteiden ympäristöpäätöt tulisi saada mahdollisimman alhaisiksi
ja näitä yhdisteitä sisältävien materiaalien kierrätykseen tai jatkokäyttöön tulisi myös suhtautua
varauksella. Hulevesialtaista poistettavien massojen määrä on usein myös varsin maltillinen,
mikä saattaa helpottaa niiden jatkokäyttöä tai loppusijoitusta koskevien päätösten tekoa.

Crane ym. (2010) painottavat hulevesialtaiden ajoittaista tarkastelua osana niiden huoltoa, jo-
hon kuuluu mm. sedimentin ruoppaamisen tarpeen arviointi, ruoppaaminen ja sedimentin
poisto. Huoltotoimenpiteitä tulisi tehdä altaan toimivuuden ja varastointikyvyn ylläpitämiseksi.
Hulevesialtaiden kunnostusta suunniteltaessa sedimentin ja kasvimateriaalin poistaminen on
keskeisessä roolissa. Tämän tutkimuksen perusteella etenkin hulevesialtaissa kasvavien kasvien
juurakoiden poistaminen, voitaisiin nähdä osana haitallisten aineiden hallintaa. Tähän kytkeytyy
samalla myös näiden hulevesialtaista poistettavien materiaalien asianmukainen jatkokäsittely
tai loppusijoitus. Näin ollen haitallisten aineiden esiintyminen kyseisissä materiaaleissa, tulisi
tuntea. Tämä on haastavaa, sillä tutkittavien yhdisteiden esiintymiseen vaikuttaa muun muassa
valuma-alueen maankäyttö ja ihmistoiminta. Jatkossa olisikin hyvä selvittää ja priorisoida tie-
tyillä maankäytöllään erilaisilla alueilla kaikkein potentiaalisimmin hulevesissä esiintyvät haital-
liset aineet, joiden esiintyminen tulisi selvittää ennen hulevesialtaiden kunnostamiseen ryhty-
mistä. Tämä hanke ei voi tähän kysymykseen riittävän kattavasti vastata, sillä tutkittavien yhdis-
teiden määrä oli sen verran suppea ja yhdisteet ominaisuuksiltaan liian samanlaisia. Lisäksi hu-
levesialtaiden kunnostustoimia toteutettaessa tulisi huolehtia erityisesti sedimentin poiston ai-
kaisista mahdollisesta kiintoainekuormituksen hallinnasta.

Tässä tutkimuksessa keskityttiin haitallisiin aineisiin, mutta niiden ohella orgaanisiin yhdisteisiin
voidaan toisaalta lukea myös muovit ja mikromuovit. Muoveja päätyy ympäristöön lukuisista eri
lähteistä, mutta yksi merkittävimmistä päästölähteistä on elinkaaren loppupäässä muodostuvat
roskat (Fjäder ym. 2022). Roskia päätyy ympäristöön etenkin ihmistoimintojen ja taajamien lä-
heisyydessä. Roskat voivat kulkeutua mm. tuulen, oijen, purojen ja hulevesien välityksellä edel-
leen pintavesiin. Kaikista muovien ja mikromuovien lähteistä ei myöskään ole vielä selvää kuvaa.
Esimerkiksi laskeuman mukana tuleville mikromuoveille ei vielä ole riittävän kattavia arvioita
(Fjäder ym. 2022). Hulevesien mikromuoveja on tutkittu viime aikoina enenevässä määrin. Hu-
levesien mikromuovitutkimus on ollut haasteellista mm. edustavan näytteenoton, kontaminaa-
tion ja riittävän luotettavien analyysimenetelmien suhteen. Hulevesialtaat voivat kuitenkin
toimia myös mikromuovien ja muiden suurempien roskien pidättäjinä. Hulevesialtaat onkin
usein nostettu potentiaalisiksi käsittelymenetelmiksi hulevesien mikromuoveille. Hulevesialtai-
den kykyä pidättää tai hidastaa mikromuovien kulkeutumista ei kuitenkaan ole tutkittu riittä-
västi ja tästä tarvitaankin jatkossa lisää tutkimustietoa.

Koisotien havaintopaikka oli kiinnostava siinä mielessä, että se edusti kaupunkialueilta kerätyn lumen sulamisvesiä. Talven 2021–2022 aikana kerätyn lumen suuresta volyymistä huolimatta, tutkittuja orgaanisia haitallisia aineita havaittiin näissä näytteissä yleisesti. Veden sähkönjohtavuus oli selvästi muita havaintopaikkoja korkeampi. Tämä saattaa johtua esim. teiden suolauksesta. Lumiolosuhteet vaihtelevat Suomessa vuosittain ja runsaslumisina talvina muodostuvat määrät voivat olla hyvin suuria. Näin ollen myös lumen mukana kulkevien orgaanisten haitallisten yhdisteiden esiintymistä ja niiden määriä tulisi jatkossa selvittää nykyistä kattavammin.

7.3 Hulevesirakenteiden haitta-aineet ja kunnostus -tietopaketti

KasviHAVA-hankkeen yhtenä tavoitteena oli laatia opas hulevesialtaista poistettavien materiaalien jatkokäsittelystä hulevesikohteiden huoltosuunnitelmien toteuttamista tukemaan. Hankkeen aikana niin seurantakohteissa tehdyt havainnot kuin alan uusin tutkimusaineisto maailmalta osoittavat kaupunkialueilta tulevien, erilaisilta pinnoilta ja rakennetuista maakerroksista valuvien vesien sisältävän laajan kirjon erilaisia aineita, vaikka alueilla ei olisikaan luvanvaraisia tai tunnistettuja riskitoimintoja tai päästölähteitä. Uutta tietoa on kertynyt mm. orgaanisista haitta-aineista, jotka on tunnistettu haitallisten metallien lisäksi kaupunkivesissä kulkeutuviksi, ympäristöä kuormittaviksi aineiksi.

Hulevesialtaiden suunnittelua, rakentamista ja mm. kasvivalintoja on ohjeistettu Kuntaliiton hulevesioppaaseen (2012) perustuvilla RT-korteilla. Viherympäristöliitto ry käynnisti helmikuussa 2021 Viheralueiden kunnossapitoluokitus RAMS 2020 -julkaisua ja Viheralueiden kunnossapidon yleinen työselostus VKT 2021 -julkaisua täydentävän materiaalin kokoamisen (<https://www.vyl.fi/ohjeet>). Materiaali täydentää RAMS- ja VKT-julkaisujen sisältöjä luonnonmukaisten hulevesirakenteiden kunnossapitoluokituksen ja kunnossapidon laatuvaatimusten osalta. Tämä aineisto julkaistaan vuoden 2022 lopulla ja tulee olemaan alan toimijoiden laajasti hyödyntämä ohjeistus.

Hulevesien laadun hallintaa ohjaava ja velvoittava ohjeistus on vielä vähäistä. Hulevesialtasiin kertyvän sedimentin ja kasvillisuuden jatkokäyttöä ei ole myöskään ohjeistettu haitta-aineperusteisesti, ei myöskään Viherympäristöliiton tulevassa ohjeistuksessa.

Tämän hankkeen aineisto on kerätty hulevesialtaista, joiden valuma-alueiden maankäyttö edustaa lähinnä pienteollisuutta ja työpaikka-alueita ja joilla rakentaminen oli edelleen käynnissä. Raskasta liikennettä oli kaupunkikeskustoja enemmän. Luvanvaraista hulevesien johtamista ei näillä alueilla ollut. Yksi kohteista oli biosuodatusallas, johon johdettiin kaupunkialueen lumen vastaanottoapaikan sulamisvedet. Tämän hankkeen pieni havaintoaineisto kuvaa lähinnä yleisten alueiden hulevesien käsittelyratkaisuja, jotka ovat samalla kaupunkien sinivihreää infrastruktuuria. Kerätty materiaali ei ole riittävä yleistettävän oppaan laatimiseen. Sen sijaan hanke koosti tähän julkaisuun kerätyn kirjallisuustiedon, viimeisimpien sääntelytietojen ja hanketulosten pohjalta yhteenvetomateriaalin, jota voidaan käyttää apuna hulevesiviestinnässä. Kohderyhmää ovat mm. hulevesirakenteiden omistajat, joilla on kunnossapitovastuu kohteistaan.

Laadittu viestintämateriaali on diaesitys, jossa kerrotaan hulevesialtaista luontopohjaisina hulevesien hallintaratkaisuuina, niiden toimintaperiaatteista haitta-aineiden mahdollisina kerääjinä ja hulevesialtaiden vaatimista hoitotoimista (liite 5). Ohjeissa kuvataan sekä kasvillisuuden että

sedimenttien poistoa ja niiden hävittämistä. Haitta-aineita keränneen kasvillisuuden osalta esitetään tarpeelliseksi arvioida tulisiko kasvimassa mieluummin toimittaa energijätteeksi kompostoinnin sijaan. Jos sedimentin ja sen mukana poistettavat kasvien juurakot kierrätetään tai läjitetään, suositellaan varmistamaan niiden haitattomuus. Kunnostustoimien ajoitus ja työmaavesien hallinta on tärkeä huomioida, jotta vesistövaikutuksia ei aiheuteta. Tämä tietopaketti tulee Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry:n verkkosivuille (www.vantaanjoki.fi) ja sitä on mahdollisuus päivittää.

Viitteet

Aldheimer, G. & Bennerstedt, K. 2003. Facilities for treatment on stormwater runoff from highways. *Water Science and Technology*, 48(9): 113–121. doi: 10.2166/wst.2003.0505

Aksoy, A., Duman, F. & Sezen, G. 2011. Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*). *Journal of Freshwater Ecology*, 20(4): 783–785. doi: 10.1080/02705060.2005.9664806

Björklund, K., Cousins, A. P., Strömvall, A.-M. & Malmqvist, P.-A. 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of The Total Environment*, 407(16): 4665–4672. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.04.040

Blaine, A. C., Rich, C. D., Sedlacko, E. M., Hyland, K. C., Stushnoff, C., Dickenson, E. R. V. & Higgins, C. P. 2014. Perfluoroalkyl acid uptake in lettuce (*Lactuca sativa*) and strawberry (*Fragaria ananassa*) irrigated with reclaimed water. *Environmental Science and Technology*, 48(24): 14361–14368. doi: 10.1021/es504150h

Crane, J. L., Grosenheider, K. & Wilson, C. B. 2010. Contamination of stormwater pond sediments by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Minnesota—The role of coal tar-based sealcoat products as a source of PAHs. MPCA report.

Dalahmeh, S., Tirgani, S., Komakech, A. J., Niwagaba, C. B. & Ahrens, L. 2018. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Science of The Total Environment*, 631–632(1): 660–667. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.024

de Weert, J., de la Cal, A., van den Berg, H., Murk, A., Langenhoff, A., Rijnaarts, H. & Grotenhuis, T. 2008. Bioavailability and biodegradation of nonylphenol in sediment determined with chemical and bioanalysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(4): 778–785. doi:10.1897/07-367.1

Dodgen, L. K., Li, J., Parker, D. & Gan, J. J. 2013. Uptake and accumulation of four PPCP/EDCs in two leafy vegetables. *Environmental Pollution*, 182: 150–156. doi: 10.1016/j.envpol.2013.06.038

European Chemicals Agency (ECHA). 2019. ANNEX XV Restriction Report – D4, D5 and D6, PROPOSAL FOR A RESTRICTION.

European Chemical Agency (ECHA). 2013. Substance Name: Pentadecafluorooctanoic Acid (PFOA), EC Number: 206-397-9, CAS Number: 335-67-1. Member State Committee Support Document for Identification of Pentadecafluorooctanoic Acid (PFOA) as a Substance of Very High Concern Because of its CMR and PBT Properties.

European Chemicals Agency (ECHA). 2002. European Union Risk Assessment Report 4-NONYLPHENOL (BRANCHED) AND NONYLPHENOL.

Fjäder, P., Korkalainen, M., Kauppi, S., Lehtiniemi, M., Salminen, J., Selonen, S., Setälä, O., Sillanpää, M., Sorvari, J., Suikkanen, S., Talvitie, J., Turunen, T., Virkkunen, H. & Ala-Ketola, U. 2022. Muovien haitalliset ympäristö- ja terveysvaikutukset. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2022.

Flanagan, K., Blecken, G.-T., Österlund, H., Nordqvist, K. & Viklander, M. 2021. Contamination of urban stormwater pond sediments: A study of 259 legacy and contemporary organic substances. *Environmental Science and Technology*, 55(5): 3009–3020. doi: 10.1021/acs.est.0c07782

Geosyntec. 2019. APPENDIX C. Kow, Koc and Mass Distribution Calculations. Geosyntec Consultants.

Haikala, M., Nuottajärvi, M., Vähäkäkelä, M., Koironen, J., Pitkänen, A. & Eitsi, E. 2009. Vantaan pienvesiselvitys, FCG Planeko Oy. 86 s.

Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A. & Mostert, M. M. M. 2010. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater in Queensland, Australia. *Environmental Pollution*, 158(9): 2848–2856. doi: 10.1016/j.envpol.2010.06.015

Huang, C., Trautman, J., Simcik, M. F. & Hozalski, M. 2019. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Stormwater Detention Ponds. Tiivistelmä raportista: *PAHs in stormwater pond sediments throughout Minnesota*. Saatavilla: https://www.wrc.umn.edu/sites/wrc.umn.edu/files/pah_in_stormwater_pond_sediments_throughout_minnesota_final_report.pdf

Huhtala, S., Munne, P., Nakari, T., Nuutinen, J., Perkola, N., Sainio, P., Schultz, E. & Schultz, L. 2011. WP3 Innovative Approaches to Chemical Controls of Hazardous Substances National Report of Finland. COHIBA (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region). A project. Finnish Environment Institute.

Häkkinen, J., Immonen, M., Junttila, V., Leppänen, M. & Pyy, O. 2022. Sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arviointi ja sääntely – Kansainvälisiä käytäntöjä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 26/2022.

Ivanovsky, A., Belles, A., Criquet, J., Dumoulin, D., Noble, P., Alary, C. & Billon, G. 2018. Assessment of the treatment efficiency of an urban stormwater pond and its impact on the natural downstream watercourse. *Journal of Environmental Management*, 226: 120–130. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.015

IVL Database. 2022. (<https://dvsb.ivl.se/dvss/DataSelect.aspx>).

Janatuinen, A. 2012. Vantaan virtavesiselvitys 2010–2011. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos.

JRC. 2010. European Union Risk Assessment Report. 4,4'-ISOPROPYLIDENEDIPHENOL (Bisphenol-A) Part 1 Environment. JRC Scientific and Technical Reports.

Junttila, V., Vahtera, H., Männynsalu, J., Virkkunen, H., Högmander, P., Perkola, N. & Mehtonen, J. Vantaanjoen PFAS-hanke. Loppuraportti. Julkaisu 89/2021. 67 s. + liitteet. ISSN 2737-2197 (verkkojulkaisu).

Kilponen, J. 2016. Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates: possible emission sources to marine environment. Lahti University of Applied Sciences. Faculty of Technology. Bachelor's Thesis in Environmental Engineering.

Kivimäki, A.-L., Clergeaud, J. & Tolvanen, O. 2021. Maanläjitysalueiden vaikutukset vesiin sekä haittoja ehkäisevät kalataloudelliset kunnostukset. Loppuraportti. Julkaisu 88/2021. 129 s. + liitteet. ISBN 978-952-7019-20-7.

Klink, A., Macioł, A., Wistöcka, M. & Krawczyk, J. 2013. Metal accumulation and distribution in the organs of *Typha latifolia* L. (cattail) and their potential use in bioindication. *Limnologica*, 43(3): 164–168. doi: 10.1016/j.limno.2012.08.012

Kuntaliitto. 2012. Hulevesiopas (verkkojulkaisu: <https://www.kuntaliitto.fi/julkaisut/2012/1481-hulevesiopas>).

Lei, Y., Carlucci, L., Rijnaarts, H. & Langenhoff, A. 2022. Phytoremediation of micropollutants by *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, and *Juncus effuses*. *International Journal of Phytoremediation*, Epub. doi: 10.1080/15226514.2022.2057422

Lesmeister, L., Lange, F. T., Breuer, J., Biegel-Engler, A., Giese, E. & Scheurer, M. 2021. Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants. A review. *Science of The Total Environment*, 766:142640, Epub. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142640

Mehtonen, J., Perkola, N., Reinikainen, J., Seppälä, T. & Suikkanen, J. 2016. Perfluoratut yhdisteet ympäristössä – tietopaketti.

Miljødirektoratet. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. M-608, 2016, Miljødirektoratet, Oslo. 26 p.

Minnesota Pollution Control Agency (MPCA). 2017. Managing Stormwater Sediment Best Management Practices Guidance. Saatavilla: <https://www.pca.state.mn.us/sites/default/files/wq-strm4-16.pdf>

Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. 2020. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of The Total Environment*, 709: 136125, Epub. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136125

Kivimäki, A.-L. & Fagerlund, M. 2017. Mätäkiven pohjavesialueen suojeleusuunnitelma 2017 (päivitys). Raportti 20/2017. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry.

Nikunen, E. 2016. Bisfenoli A:n aiheuttamat riskit. Muistio 22.2.2016.

Niras. PFAS-Sediment – PFAS utbredning i Mälarens sediment. 2019. Miljöförvaltningen Stockholms stad, Niras Sweden AB, & Örebro University. 53 s.

OSPAR Commission. 2006. The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (Oslo and Paris Commissions, OSPAR). Update: OSPAR background document on octylphenol.

Reinikainen, J., Perkola, N., Takala, M., Äystö, L. & Ahkola, H. 2019. Perfluorattujen alkylyyhdisteiden ympäristötutkimukset ja riskinarviointi, Suomen ympäristökeskuksen raportteja 21/2019. ISSN 1796-1726.

Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007.

Schnoor, J. 1997. Phytoremediation. Technology evaluation report, TE-98-01. Iowa (IA). Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Saatavilla: https://clu-in.org/download/toolkit/phyto_e.pdf

Shields, W. J., Sungwoo, A., Pietari, J., Robrock, K. & Royer, L. 2014. Atmospheric fate and behavior of POPs. Teoksessa: *Environmental Forensics for Persistent Organic Pollutants*, s. 199–289.

Sito Oy. 2015. Kulomäentie II hulevesisuunnitelma, valuma-aluekartta, 29.5.2015.

Sito Oy. 2016a. Helsinki-Vantaan laskupurojen kunnostustarpeen selvittäminen. - Suunnitelmaselostus. 36 s. + liitteet.

Sito Oy. 2016b. Helsinki-Vantaan lentoaseman hulevesien hallinnan yleissuunnitelma. 45 s. + liitteet.

Sjöström, Å. E., Collins, C. D., Smith, S. R. & Shaw G. 2008. Degradation and plant uptake of nonylphenol (NP) and nonylphenol-12-ethoxylate (NP12EO) in four contrasting agricultural soils. *Environmental Pollution*, 156(3): 1284–1289. doi: 10.1016/j.envpol.2008.03.005

Soares, A, Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E. & Lester, J. N. 2008. Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34(7): 1033–1049. doi: 10.1016/j.envint.2008.01.00

Suominen, K., Lehto, M., Salo, T., Huhtala, S., Perkola, N., Kasurinen, V., Maunuksela, L. & Martinen, S. 2012. Occurrence of PFOS, PFOA and PFHxA in biogas plant digestates and uptake by radish. Finnish Food Safety Authority, Evira (poster).

Sänkiaho, L. & Sillanpää, N. 2012. Stormwater-hankkeen loppuraportti – Taajamien hulevesihaasteiden ratkaisut ja liiketoimintamahdollisuudet. Aalto-yliopiston julkaisusarja TIEDE+TEKNOLOGIA, 4/2012. ISSN 1799-4888, ISBN 978-952-60-4555-9 (verkkojulkaisu).

Tarvainen, T. & Jarva, J. 2009. Maaperän Kd-arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla. Geologian tutkimuskeskus.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. & Sutton, D. J. 2012. Heavy metals toxicity and the environment. *Experientia Supplementum*, 101: 133–164. doi: 10.1007/978-3-7643-8340-4_6

Vahtera, H. & Lahti, K. 2016. Hulevesien haitta-aineet. Kuormitusriski Vantaanjoen vesistölle? Raportti 25/2016. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry.

Valtanen, M., Sillanpää, N., Hättinen, N. & Setälä, H. 2010. Hulevesien imeyttäminen ja suodattaminen: haitta-aineet ja menetelmät. Stormwater-hanke. Kirjallisuusselvitys. Helsingin yliopisto, Ympäristötieteiden laitos.

Vymazal, J. & Březinová, T. 2016. Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 290: 232–242. doi: 10.1016/j.cej.2015.12.108

Wang, W., Rhodes, G., Ge, J., Yu, X. & Li, H. 2020. Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants. *Chemosphere*, 261: 127584, Epub. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127584

Wen, B., Li, L., Zhang, H., Ma, Y., Shan, X.-Q. & Zhang, S. 2014. Field study on the uptake and translocation of perfluoroalkyl acids (PFAAs) by wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in biosolids-

amended soils. *Environmental Pollution*, 184: 547–554, Epub. doi: 10.1016/j.envpol.2013.09.040

Wiest, L., Baudot, R., Lafay, F., Bonjour, E., Becouze-Lareure, C., Aubin, J.-B., Jame, P., Barraud, S., Kouyi, G. L., Sébastien, C. & Vulliet, E. 2018. Priority substances in accumulated sediments in a stormwater detention basin from an industrial area. *Environmental Pollution*, 243: 1669–1678. doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.138

Ympäristöministeriö. 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007.

Ympäristöministeriö. 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014.

Zhu, H. & Kannan, K. 2019. Distribution and partitioning of perfluoroalkyl carboxylic acids in surface soil, plants, and earthworms at a contaminated site. *Science of The Total Environment*, 647: 954–961. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.051

Liitteet

Liite 1. Hulevesien analyysitulokset

Liite 2. Sedimenttinäytteiden analyysitulokset

Liite 3. Passiivikeräinten PFAS-analyysien tulokset

Liite 4. Kasvinäytteiden analyysitulokset

Liite 5. Hulevesirakenteiden haitta-aineet ja kunnostus - viestintämateriaali

Liite 2. KasviHAVA-sedimenttinäytteet

Ottopvm	Ottopiste	Kuiva-aine %	Näytteen massa ICP-määritys (mg)		Näytteen massa ICP-määritys (mg)		Antimoni, Sb	Arseeni, As	Elohopea, Hg	Kadmium, Cd	Koboltti, Co	Kromi, Cr	Kupari, Cu	Lyijy, Pb	Nikkeli, Ni	Sinkki, Zn	Vanadiini, V	Metyylisiloksaani D4	Metyylisiloksaani D5	Metyylisiloksaani D6
			mg	mg/kg ka	mg	mg/kg ka														
1.10.2021	Koisotie, lähtevä	42,3	588	587	4	4	0,8	0,16	23	66	100	15	34	290	100	< 1	< 1	< 1		
1.10.2021	Osumapuisto, lähtevä	46	556	548	9	9	0,46	0,35	25	79	140	20	43	1 100	110	< 1	< 1	< 1		
1.10.2021	Jussla itä, lähtevä	29,2	532	526	9	10	0,44	0,34	25	69	81	26	46	660	90	< 1	< 1	< 1		
1.10.2021	Jussla länsi, lähtevä	33,4	524	539	3	12	0,37	0,43	28	84	110	34	50	940	110	< 1	< 1	< 1		

Ottopvm	Ottopiste	PAH-yhdisteet yhteensä mg/kg ka	PAH-yhdisteet yhteensä (PIMA) mg/kg ka	Naftaleeni x mg/kg ka	2-Metyylinaftaleeni mg/kg ka	1-Metyylinaftaleeni mg/kg ka	Bifenyyli mg/kg ka	2,6-Dimetyylinaftaleeni mg/kg ka	Asenaftaleeni x mg/kg ka	Asenaftaleeni x mg/kg ka	2,3,5-Trimetyylinaftaleeni mg/kg ka	Fluoreeni x mg/kg ka	Fenantreeni x mg/kg ka	Antraseeni x mg/kg ka	1-Metyylifenantreeni mg/kg ka	Fluoranteeni x mg/kg ka	Pyreeni x mg/kg ka	Bentso(a)antraseeni x mg/kg ka	Kryseeni x mg/kg ka	Bentso(b)fluoranteeni x mg/kg ka	Bentso(k)fluoranteeni x mg/kg ka	Bentso(e)pyreeni mg/kg ka	Bentso(a)pyreeni x mg/kg ka	Peryleeni mg/kg ka	Indeno(1,2,3-cd)pyreeni x mg/kg ka	Dibentso(a,h)antraseeni x mg/kg ka	Bentso(ghi)peryleeni x mg/kg ka
1.10.2021	Koisotie, lähtevä	4,2	3,2	0,02	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,55	< 0,1	0,31	0,07	0,22	0,46	1,1	0,14	0,44	0,14	0,15	0,22	0,11	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,24
1.10.2021	Osumapuisto, lähtevä	5,2	3,8	0,03	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,28	< 0,1	< 0,1	0,64	< 0,1	0,27	0,04	0,18	0,33	1,3	0,1	0,51	0,3	0,11	0,36	0,16	< 0,1	0,15	< 0,1	0,45
1.10.2021	Jussla itä, lähtevä	< 0,1	< 0,1	< 0,01	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 0,01	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,03	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
1.10.2021	Jussla länsi, lähtevä	3,7	2,8	0,02	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,18	< 0,1	< 0,1	0,31	< 0,1	0,18	0,01	0,19	0,36	0,68	0,12	0,42	0,23	0,16	0,27	0,16	< 0,1	0,19	< 0,1	0,25

Alkyyliifenolit	Näyte otettu			
	8.10.2021 Koisotie	8.10.2021 Osumapuisto	8.10.2021 Jussla itä	8.10.2021 Jussla länsi
kuiva-aine	42,1	43,1	31	30,4
nonyylifenoli	0,35	0,3		0,31
nonyylifenolimonoetoksyalaatti	<0,18	<0,1	<0,1	<0,11
nonyylifenolidietoksyalaatti	<0,41	<0,25	<0,1	<0,49
nonyylifenolitrietoksyalaatti	<0,27	<0,39	<0,21	<0,75
4-t-oktyylifenoli	<0,087	<0,111	<0,01	<0,023
4-t-oktyylifenolimonoetoksyalaatti	<0,013	<0,01	<0,01	<0,01
4-t-oktyylifenolidietoksyalaatti	<0,018	<0,015	<0,01	<0,034
4-t-oktyylifenolitrietoksyalaatti	<0,094	<0,016	<0,01	<0,022

Alkyyliifenolianalyseistä vastaava laboratorio: ALS Czech Republic

Liite 3. Passiivikeräinten PFAS-analysien tulokset

Passiivikeräinten tulokset yksikössä ng/keräin. Altistus 1. aikavälillä 26.10.-15.11.2021; altistus 2. aikavälillä 21.4.-10.5.2022.
 Analyysilaboratorio: Syke

Näyte	Perfluoributaanihappo, PFBA	Perfluoripentaanihappo, PFPeA	Perfluorihexaanihappo, PFHxA	Perfluorihepptaanihappo, PFHpA	Perfluoriooktaanihappo, PFOA	Perfluorinonaanihappo, PFNA	Perfluoridekaanihappo, PFDA	Perfluorundekaanihappo, PFUDA	Perfluoridodekaanihappo, PFDoA	Perfluoritridekaanihappo, PFTDA	Perfluortetradekaanihappo, PFTeDA	Perfluorihexadekaanihappo, PFHxDA	Perfluorioktadekaanihappo, PFODDA	Perfluoributaanisulfonihappo, PFBS	Perfluorihexaanisulfonihappo, PFHxS	Perfluoriheptaanisulfonihappo, PFHpS	Perfluorioktanisulfonihappo, PFOS	Perfluoridekaanisulfonihappo, PFDS	Montako yhdistettä havaittu yhteensä (kpl)
Osumapuisto 1. altistus	1,07	1,29	1,69	7,24	3,87	0,31	0,43							0,62	4,79	0,91	11,81		11
Jussla Länsi 1. altistus	2,93	2,23	1,08	1,72	0,29									0,55	1,67		0,87		8
Osumapuisto 2. altistus	1,38	2,12	1,89	7,28	7,59	0,87	1,08							0,98	7,01	0,69	17,04		11
Jussla Länsi 2. altistus	3,49	2,87	1,35	2,24	0,38	0,20								0,68	1,86		0,79		9

KasviHAVA-hanke Haitta-aineiden pidättyminen hulevesialtaissa

Hulevesijärjestelmien kasvillisuuden kyky pidättää haitallisia aineita ja jatkokäsittelyohjeistus (KasviHAVA) oli ympäristöministeriön vesiensuojelun tehostamisohjelman teeman Kaupunkien vesien hallinta ja haitallisten aineiden vähentäminen rahoittamia hankkeita, jonka Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry toteutti yhteistyössä Syken kanssa vuosina 2021–2022. Tässä raportissa esitellään hankkeen kulku ja tulokset johtopäätöksineen. Julkaisu on hankkeen loppuraportti.



Vantaanjoen ja Helsingin seudun
vesiensuojeluyhdistys ry



Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry
Ratamestarinkatu 7 b, 00520 Helsinki
vhvsy@vantaanjoki.fi
www.vantaanjoki.fi

