



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 28 | 2023

Haitalliset aineet pintavesissä

Muutosehdotuksia vesiympäristölle
vaarallisten aineiden asetukseen

Jukka Mehtonen, Katri Siimes, Matti Leppänen, Ville Junttila,
Lauri Äystö, Emmi Vähä, Juha Karjalainen, Xiaoxuan Hu,
Peter Österholm ja Miriam Nystrand



Suomen ympäristökeskus
Finlands miljöcentral
Finnish Environment Institute

Haitalliset aineet pintavesissä

**Muutosehdotuksia vesiympäristölle
vaarallisten aineiden asetukseen**

**Jukka Mehtonen, Katri Siimes, Matti Leppänen, Ville Junttila,
Lauri Äystö, Emmi Vähä, Juha Karjalainen, Xiaoxuan Hu,
Peter Österholm ja Miriam Nystrand**



Suomen ympäristökeskus
Finlands miljöcentral
Finnish Environment Institute

Suomen ympäristökeskuksen raportteja 28 | 2023

Suomen ympäristökeskus
Kiertotalousratkaisut/Haitalliset aineet

Kirjoittajat: Jukka Mehtonen¹⁾, Katri Siimes¹⁾, Matti Leppänen²⁾, Ville Juntila¹⁾, Lauri Äystö¹⁾, Emmi Vähä³⁾, Juha Karjalainen⁴⁾, Xiaoxuan Hu⁴⁾, Peter Österholm⁵⁾, Miriam Nystrand⁵⁾

¹⁾ Suomen ympäristökeskus, Kiertotalousratkaisut, Haitalliset aineet

²⁾ Suomen ympäristökeskus, Tutkimusinfra, Ympäristövaikutukset

³⁾ Suomen ympäristökeskus, Kiertotalousratkaisut, Teollisuus ja arvoketjut

⁴⁾ Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos, akvaattiset tieteet

⁵⁾ Åbo Akademi, luonnontieteiden ja tekniikan tiedekunta, geologia ja mineralogia

Vastaava erikoistoimittaja: Noora Perkola

Rahoittaja/toimeksiantaja: Ympäristöministeriö

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (Syke)

Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Pia Högmänder, Pirkko Väänänen

Kannen kuva: Kaj Forsius

Toiseen painokseen, kappaleisiin 5.3.7, 5.5 ja 9.1.2. on tarkennettu tietoa sulfaattia koskevista ympäristölaatuunormeista. Julkaistu 21.11.2023.

Julkaistu on saatavana veloitusetta internetistä: syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke

2. korjattu painos

ISBN 978-952-11-5621-2 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokoj.)

Julkaisuvuosi: 2023

Tiivistelmä

Haitalliset aineet pintavesissä – Muutosehdotuksia vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetukseen

Suomen ympäristökeskus (Syke) on laatinut ehdotuksen (suunnitelman) tarkistaa kansallisesti valittujen aineiden lista eli asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet, joka on peräisin vuodelta 2006. Ehdotus perustuu riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta vesiympäristölle ja pintaveden välityksellä ihmisille. Arvioinnissa on hyödynnetty ympäristöhallinnon sekä Turvallisuus- ja kemikaaliviraston (Tukes) rekistereiden kemikaalien käyttö-, päästö- ja ympäristöpitoisuustietoa sekä kartoituksista ja tutkimuksista saatua tietoa. Arviointi on tehty läpinäkyvästi.

Nykyisistä 15 kansallisesta haitallisesta aineesta ehdotamme jätettäväksi teollisuuskemikaali bentsoiatsoli-2-tioli ja torjunta-aine (4-kloori-2-metyylifenoksi)etikkahappo (MCPA) tarkistetuilla ympäristönlautunormeilla ja asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D poistettavaksi 13 yhdistettä. Samaan liitteeseen ehdotamme lisääväksi 12 uutta yhdistettä tai yhdisteryhmää. Ehdotetut lisäävät aineet ovat PFAS-yhdisteet, lääkeaineet diklofenaakki ja ibuprofeeni, hormonit 17a-etinyyliestradioli (EE2) ja estroni (E1), metallit sinkki, kupari ja alumiini, sulfaatti sekä torjunta-aineet glyfosaatti, florasulaami ja tritosulfuroni. Suurimmalle osalle aineista on ehdotettu pintaveden ympäristönlautunormeja. Ehdotetut normit perustuvat vesieliöstön suojeluun. Ehdotusta aineiden lisäämiseksi tulee tarkastella uudelleen sen perusteella, mitä EU-tasolla mahdollisesti näistä aineista päätetään. Ainetta ei ehdoteta kansalliseksi aineeksi, jos se vahvistetaan EU:n prioriteettiaineeksi.

Lisäksi ehdotamme muutoksia EU:n direktiivien 2000/60/EY, 2008/105/EY ja 2013/39/EU kansallisiin tulkintoihin, kuten metallien (mukaan lukien elohopea) taustapitoisuuksien huomioimiseen. Esitämme myös kehitysehdotuksia, jotka ovat peräisin huomioista tai epäkohdista, joita on tullut esiin asetuksen 1022/2006 ja vesienhoitoasetuksen 1040/2006 kansallisessa toimeenpanossa.

Ehdotamme käytäntöjä, joiden avulla voidaan parantaa asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman laatua. Esimerkiksi ehdotamme järjestettäväksi kartoituksia ja selvityksiä tietyille aineille, joita epäillään aiheuttavan riskiä vesiympäristölle, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Kartoitusten ja selvityksien tuloksia käytettäisiin hyväksi, kun Syke seuraavan kerran laatii suunnitelman asetuksen 1022/2006 liitteen 1 D aineluettelon tarkistamiseksi.

Ehdotukset on tarkoitettu huomioitavaksi asetuksen 1022/2006 tarkastuksessa, kun se tulee ajankohdaiseksi ympäristöministeriössä direktiivimuutosten johdosta.

Asiasanat: asetus 1022/2006, kansalliset haitalliset aineet, pintavesi, ympäristönlautunormi, EQS, vesipuitedirektiivi, riskinarvio, teollisuuskemikaalit, torjunta-aineet, kasvinsuojeluaineet, lääkeaineet, hormonit, metallit, EU:n prioriteettiaineet

Sammandrag

Skadliga ämnen i ytvatten – Förslag till ändringar i förordningen om ämnen som är farliga för vattenmiljön

Finland miljöcentral (Syke) har utarbetat ett förslag (plan) för att revidera listan över nationellt utvalda ämnen som är skadliga för vattenmiljön. Listan finns i bilaga 1D till statsrådets förordning om ämnen som är farliga och skadliga för vattenmiljön 23.11.2006/1022. Förslaget bygger på en riskbedömning av ämnenas skadlighet för vattenmiljön och för människor genom ytvatten. I utvärderingen har uppgifter om användning, utsläpp och miljökoncentrationer av kemikalier använts från miljöadministrationens och Säkerhets- och kemikalieverkets (Tukes) register samt från kartläggningar och undersökningar. Utvärderingen har gjorts på ett transparent sätt.

Av de nuvarande 15 nationella skadliga ämnena föreslår vi att industrikemikalien benzotiazol-2-tiol och bekämpningsmedlet (4-klor-2-metylfenoxi)ättiksyra (MCPA) förblir kvar med reviderade miljökvalitetsnormer och att de resterande 13 föreningar tas bort från bilaga 1D till statsrådets förordning 1022/2006. Vi föreslår att 12 nya föreningar eller ämnesgrupper skall införas i samma bilaga. De ämnen som föreslås att införas är PFAS-föreningar, läkemedelsämnen diklofenak och ibuprofen, hormonerna 17a-etylnylestradiol (EE2) och östron (E1), metallerna zink, koppar och aluminium, sulfat samt bekämpningsmedlen glyfosat, florasulam och tritosulfuron. Miljökvalitetsnormer för ytvatten har föreslagits för de flesta av dessa nya föreslagna ämnen. De föreslagna normerna grundar sig på skyddet av vattenlevande organismer. Förslaget om att införa ämnen bör omprövas utifrån vad som möjligen beslutas om dessa ämnen på EU-nivå. Ett ämne föreslås inte som ett nationellt ämne om det fastställs som prioritetsämne under EU.

Dessutom föreslår vi ändringar av de nationella tolkningarna av EU-direktiven 2000/60/EC, 2008/105/EC och 2013/39/EU, såsom hänsyn till bakgrundskoncentrationer av metaller liksom kvicksilver. Vi presenterar också utvecklingsförslag som har sitt ursprung i överväganden eller klagomål som har kommit upp i den nationella implementeringen av förordning 1022/2006 och vattenförvaltningsförordningen 1040/2006.

Vi föreslår metoder som kan användas för att förbättra kvaliteten på framtida uppdatering (planen) som utarbetas enligt förordning 1022/2006. Vi föreslår till exempel att man utför kartläggningar och undersökningar för vissa ämnen som misstänks utgöra en risk för vattenmiljön men som för det i dagsläget inte finns tillräckligt med information om. Resultaten från kartläggningarna och undersökningarna borde att användas när Syke nästa gång utarbetar en plan för att revidera listan över ämnen i bilaga 1 D till förordning 1022/2006.

Denna plan bör användas vid uppdateringen av förordning 1022/2006, när den blir aktuell i miljöministeriet.

Nyckelord: förordning 1022/2006, nationella skadliga ämnen, ytvatten, miljökvalitetsnorm, EQS, ramdirektiv för vatten, riskbedömning, industrikemikalier, bekämpningsmedel, växtskyddsmedel, läkemedelsämnen, hormoner, metaller, EU-prioriterade ämnen

Abstract

Harmful substances in surface waters – Proposed amendments to the Government Decree on Substances Dangerous and Harmful to the Aquatic Environment

The Finnish Environment Institute (Syke) has drawn up a proposal (plan) to revise the list of nationally selected substances, i.e. the compounds in Annex 1D to Government Decree 1022/2006, which date back to 2006. The proposal is based on a risk assessment of the harmfulness of substances to the aquatic environment and via surface water to humans. In the assessment, information on the use, discharges and environmental concentration of chemicals in the registers of environmental administration and Finnish Safety and Chemicals Agency (Tukes) has been utilized, as well as information obtained from surveys and studies. The assessment has been carried out transparently.

Of the current 15 national harmful substances, we propose to leave industrial chemical benzothiazole-2-thiol and herbicide, (4-chloro-2-methylphenoxy)acetic acid (MCPA) with revised environmental quality standards and remove 13 compounds from Annex 1D to the Decree 1022/2006. In the same annex, we propose to add 12 new compounds or substance groups. The proposed substances to be added are PFAS substances, the pharmaceuticals diclofenac and ibuprofen, the hormones 17 α -ethinyl estradiol (EE2) and estrone (E1), metals zinc, copper and aluminum, sulphate, as well as the pesticides glyphosate, florasulam and tritosulfuron. Environmental quality standards have been proposed for most substances. The proposed EQS are derived for surface water and are based on the protection of aquatic organisms. The proposal to add substances should be reviewed in the light of what may be decided at EU level on these substances. A substance is not proposed as a national harmful substance if it is established as an EU priority substance.

In addition, we propose changes to national interpretations of EU Directives 2000/60/EC, 2008/105/EC and 2013/39/EU, such as the consideration of background concentrations of metals such as mercury. We will also present development proposals stemming from observations or shortcomings that have emerged from the national implementation of Decree 1022/2006 and the River Basin Management Decree 1040/2006.

We also propose practices to improve the quality of the plan under Decree 1022/2006. For example, we propose to organize surveys and studies for certain substances that are suspected of posing a risk to the aquatic environment, but for which there is currently not enough information. The results of the surveys and studies should be used the next time Syke draws up a plan for revising the list of substances in Annex 1D to Decree 1022/2006.

This plan should be used in the revision of decree 1022/2006 when it becomes topical in the Ministry of the Environment.

Keywords: Government decree 1022/2006, national harmful substances, river basin specific substances, surface water, environmental quality standard, EQS, Water Framework Directive, risk assessment, industrial chemicals, pesticides, plant protection products, pharmaceuticals, hormones, metals, EU priority substances

Haitalliset aineet pintavesissä

Muutosehdotuksia vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetukseen

Jukka Mehtonen, Katri Siimes, Matti Leppänen, Ville Junttila,
Lauri Äystö, Emmi Vähä, Juha Karjalainen, Xiaoxuan Hu,
Peter Österholm ja Miriam Nystrand

Tämän raportin ydinviestit:

- **Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (VNa 1022/2006) kansallisesti valitut aineet eivät ole ajan tasalla.**
- **Syke ehdottaa asetukseen merkittäviä muutoksia kuten 12 uuden aineen tai aineryhmän lisäämistä sekä parannuksia vesilainsäädännön kansallisiin tulkintoihin.**
- **Ehdotukset tulee ottaa huomioon silloin, kun asetusta avataan direktiivimuutosten ja EU:n prioriteettialueiden päivityksen johdosta.**
- **Syke tunnisti tietopuutteita ja ehdotti selvityksiä kemikaaleille, joiden epäillään aiheuttavan riskiä vesiympäristölle.**

Esipuhe

Vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD, 2000/60/EY) vesistöjen ekologisen ja kemiallisen tilan arviossa huomioidaan myös vesiympäristölle vaaralliset ja haitalliset aineet. Vesien kemiallista tilaa määrittävät EU:n prioriteettiaineet ja niiden ympäristönlaitunormit on määritetty koko Euroopan yhteisön laajuisesti. Lisäksi kansallisesti voidaan valita vesiä pilaavia aineita ja määrittää näille ympäristönlaitunormit. Vesien tilan luokittelussa nämä aineet vaikuttavat ekologiseen tilaan.

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) kattaa nykyisin 15 kansallisesti valittua haitallista ainetta. Asetuksen tarkoituksena on suojella pintavesiä ja parantaa niiden laatua ehkäisemällä vaarallisista ja haitallisista aineista aiheutuvaa pilaantumista ja sen vaaraa. Asetus tuli ensimmäisen kerran voimaan joulukuussa 2006. Asetusta on päivitetty EU:n prioriteettiaineiden osalta vuosina 2010 ja 2015, mutta ei kertaakaan kansallisten haitallisten aineiden osalta. Viimeistään vesienhoidon kaudella 2016–2021 on tullut ilmi se, että EU:n prioriteettiaineiden ja Suomen kansallisten haitallisten aineiden listat eivät ole ajan tasalla. Suomen ympäristökeskus (Syke) on laatinut ehdotuksen (suunnitelman) päivittää kansallisesti valittujen aineiden lista (asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet).

Suunnitelma on laadittu tilaustyönä ympäristöministeriölle, mutta julkaisun kohderyhmänä ovat myös mm. muut viranomaiset kuten ELY-keskukset sekä erityyppiset toiminnanharjoittajat kuten teollisuus ja vesihuoltolaitokset. Ehdotukset on tarkoitettu huomioitavaksi asetuksen 1022/2006 tarkastuksessa, kun se tulee ajankohtaiseksi ympäristöministeriössä direktiivimuutosten johdosta.

Julkaisun ovat kirjoittaneet hankkeen tutkijat Sykestä Jukka Mehtonen, Katri Siimes, Matti Leppänen, Ville Juntila, Lauri Äystö ja Emmi Vähä. Lisäksi Peter Österholm ja Miriam Nystrand Åbo Akademiasta ovat osallistuneet julkaisun kirjoittamiseen alumiinin ja happamien sulfaattimaiden osalta sekä Juha Karjalainen ja Xiaoxuan Hu Jyväskylän yliopistosta sulfaatin ja hopean EQS-arvoehdotusten arviointiin ja valintaan. Heidi Ahkola (Syke), Anssi Teppo ja Anna Bonde (Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus) sekä Jaakko Rämö (Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus) ovat kommentoineet suunnitelman käsikirjoitusta alumiinin ja happamien sulfaattimaiden osalta sekä Sari Penttinen, Saara Kotiranta, Sanna Koivisto ja Jaana Pasanen Turvallisuus- ja kemikaalivirastosta hopean, sinkin ja kuparin sekä biosidivalmisteiden ennakkohyväksymismenettelyn osalta. Luonnosversio suunnitelmasta oli julkisesti kuultavana loppuvuodesta 2022. Kiitos kaikille lausunnon antajille.

Julkaisu on osa VESPA3-hanketta (Suunnitelma kansallisten haitallisten aineiden päivittämiseksi osana vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetusta – osahankkeet A ja B). Hanke toteutettiin ympäristöministeriön ja Syken rahoituksella vuosina 2021–2023.

Suuret kiitokset Noora Perkolalle (Syke) käsikirjoituksen tarkistuksesta ja tärkeistä korjauksista sekä Pia Högmänderille (Syke) julkaisun taittamisesta, Kaj Forsiukselle (Syke) ruotsin käännöksestä sekä kaikille muille suunnitelman laatimiseen osallistuneille ja julkaisun valmistumista edistäneille henkilöille!

Helsingissä 5.10.2023

VESPA3-hankkeen projektipäällikkö Jukka Mehtonen, Syke

Sisällys

Tiivistelmä.....	3
Sammandrag.....	4
Abstract	5
Esipuhe	7
1 Johdanto.....	11
2 Tausta	12
2.1 Vuoden 2006 haitallisten aineiden lista	12
2.2 Edellisen suunnitelman toteutuminen.....	13
2.3 VPD:n toimivuustarkastelu – haitalliset aineet	13
2.4 Muiden maiden kansallisesti valitut aineet	14
3 Käytetyt kriteerit, menetelmät ja aineistot.....	15
3.1 Tarkasteluun valitut uudet aineet	15
3.2 Kriteerit aineen pysymiselle/nostamiselle asetuksen ainelistalle	16
3.3 Arviossa hyödynnetty käyttö- ja päästötieto	17
3.4 PNEC-arvojen ja laatu normiehdotusten määrittäminen.....	18
3.5 Arviossa käytetty ympäristöpitoisuustieto	19
3.6 Kuormitusinventaario – merkitykselliset haitalliset aineet.....	20
4 Nykyiset haitalliset aineet.....	21
4.1 Teollisuuskemikaalit	21
4.2 Kasvinsuojeluaineet	35
4.3 Ehdotettavat muutokset	45
5 Kandidaatit uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi	47
5.1 Teollisuuskemikaalit	48
5.2 Lääkeaineet ja hormonit	87
5.3 Epäorgaaniset aineet.....	107
5.4 Torjunta-aineseurannasta nousseet aineet	141
5.5 Ehdotus asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D lisättävistä aineista.....	154
5.6 Ehdotettujen uusien kansallisten haitallisten aineiden kuormituksen vähentäminen.....	156
6 Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatu normien uudeksi kansalliseksi tulkinnaksi	164
6.1 Elohopean kala-EQS:n taustapitoisuuksista luopuminen.....	164
6.2 Vedestä mitattavien metallien taustapitoisuudet	168
6.3 Kadmiumin laatu normit – kalsiumkarbonaattikovuusluokkien vaihtoehtoksi alkaliniteetti	170
6.4 Tributyylitinayhdisteet (TBT) sedimentissä	171
6.5 Perfluorioktaanisulfonihapon (PFOS) pintaveden laatu normi.....	175

7 Muuta muutosehdotuksia säädöksiin	179
7.1 Ekologisen tilan luokittelukriteerien muuttaminen liitteen 1D -aineiden osalta	179
7.2 MAC-EQS luokittelukriteeriksi asetukseen 1040/2006 sekä uusimpien mittaustulosten painotus	179
7.3 Muuta muutosehdotuksia asetukseen 1022/2006	180
7.4 1022/2006 asetuksen mukainen suunnitelma – uusi työnjako	181
7.5 Vaihtumisyöhykkeet ja laatunormien soveltaminen vähäsuolaisessa suisto- ja rannikkovedessä	182
8 Muuta kehitysehdotuksia	184
8.1 Kemikaalien yhteisvaikutukset osaksi ympäristöriskinarviointia	184
8.2 Kansallinen kartoitus ja seuraava asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma	186
8.3 Toisen trofiatason lisääminen haitallisten aineiden seurantaan – pilottitutkimus	191
8.4 Kansallisten haitallisten aineiden siirtäminen kemiallisen tilan kriteereihin	192
9 Yhteenveto ehdotuksista	193
9.1 Muutosehdotukset asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D	193
9.2 Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatunormien uudeksi kansalliseksi tulkinnaksi	197
9.3 Muuta muutosehdotuksia säädöksiin	198
9.4 Muuta kehitysehdotuksia	200
Lyhenteitä	202
Lähteet	208
Liitteet	287

1 Johdanto

Vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD, 2000/60/EY) asettama tavoite oli saavuttaa hyvä tila vesimuodostumissa vuonna 2015. Tavoitteeseen ei päästy, ja Suomessa on käytetty vesipuitedirektiivin mahdollistamia määräajan pidennyksiä. Vesistöjen ekologisen ja kemiallisen tilan arvioissa huomioidaan myös vesiympäristölle vaaralliset ja haitalliset aineet.

Vesien kemiallista tilaa määrittävät ns. EU:n prioriteettiaineet ja niiden ympäristölaatunormit on määritetty koko Euroopan yhteisön laajuisesti. Sen sijaan kansallisesti voidaan valita vesiä pilaavia aineita (River Basin-Specific Pollutants; RBSPs) vesienhoitoalue – tai vesimuodostumakohtaisesti ja määrittää näille ympäristölaatunormit. Vesien tilan luokittelussa nämä aineet vaikuttavat ekologiseen tilaan.

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) kattaa nykyisellään 45 EU:n prioriteettiainetta, 8 muuta haitallista ainetta sekä 15 kansallisesti valittua haitallista ainetta. Kansallisesti haitallisista aineista säädetään asetuksen liitteessä 1D. Asetuksen tarkoituksena on suojella pintavesiä ja parantaa niiden laatua ehkäisemällä vaarallisista ja haitallisista aineista aiheutuvaa pilaantumista ja sen vaaraa. Asetus tuli ensimmäisen kerran voimaan joulukuussa 2006 ja siinä asetettiin ainekohtaisia päästökieltoja, päästöraja-arvoja sekä ympäristölaatunormeja. Asetusta on päivitetty ensimmäisen kerran vuonna 2010 ympäristölaatunormidirektiivin (2008/105/EY) toimeenpanemiseksi ja vuonna 2015 vesipuitedirektiivin (2013/39/EU) toimeenpanemiseksi.

Asetuksen 1022/2006 pykälän 12 mukaan Suomen ympäristökeskus (Syke) laatii vähintään kuuden vuoden välein suunnitelman kansallisessa menettelyssä valittujen aineiden luetteloiden päivittämiseksi. Suunnitelmassa voidaan ehdottaa aineita poistettavaksi ja lisättäväksi. Suunnitelmassa tulee lisäksi esittää tarpeelliset ympäristölaatunormit sekä päästöjen ja huuhtoumien rajoittamistoimet. Ehdotusten tulee perustua riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta pintavedelle ja pintaveden välityksellä ihmisille sekä seurantatietoon. Suunnitelma on aikaisemmin tehty vuosina 2009 (Syke 2009) ja 2014 (Syke 2014), mutta vuoden 2006 jälkeen asetuksen 1022/2006 liitteen 1D kansallisten aineiden listaa ei ole tarkistettu.

Syke on asetuksen 1022/2006 12 § mukaisesti tarjonnut suunnitelman kannalta keskeisille viranomaisille ja niille tahoille, joiden etua tai oikeutta suunnitelma koskee, tilaisuuden tulla kuulluiksi ajalla 18.11.–14.12.2022. Kuulemispyyntöön liitettiin luonnosversio suunnitelmasta. Suunnitelmaluonnoksesta ja siihen liittyvästä kuulemisesta pidettiin 28.11.2022 infotilaisuus, johon osallistui noin 90 henkilöä. Liitteessä 1 on listattu tahot (45 tahoa), joille kuulemispyyntö on lähetetty. Kuulemisessa käytettiin hyväksi oikeusministeriön Lausuntopalvelu.fi -portaalia. Lausuntopalvelu on avoin ja myös muut tahot saivat halutessaan antaa lausunnon. Yhteensä 22 tahoa antoi suunnitelmaluonnoksesta lausunnon (19 lausuntopalvelun kautta ja 3 sähköpostitse) ja niiden perusteella suunnitelmaa muutettiin.

Tätä suunnitelmaa laadittaessa on seurattu tiiviisti EU-komission vetämää EU:n pintavesien prioriteettiaineiden tarkistustyötä. Komissio antoi 26.10.2022 ehdotuksen uusiksi EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi (EC 2022a). Se sisältää joitakin samoja aineita kuin tämä Syken kansallisten aineiden listan tarkistusehdotus.

Tämä julkaisu sisältää valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukaisen Syken suunnitelman ja sen tausta-aineiston.

2 Tausta

Jukka Mehtonen ja Katri Siimes

Tässä luvussa on esitetty taustaa nykyisen vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 1D ainelistan osalta. Vesienhoidon kannalta olennaisia haitallisia aineita ja aineryhmiä luetellaan VPD:n liitteessä VIII (kohdat 1–9; viitteellinen luettelo). Ympäristönsuojeluasetuksen liitteessä I on lueteltu aineryhmiä, joiden päästöt vesiin tai vesihuolto-laitoksen viemäriin ovat ympäristöluvanvaraisia. Liitteet kattavat aineita, jotka voivat vaikuttaa haitallisesti vesiympäristöön tai vesiympäristön kautta ihmisen terveyteen tai muihin eliöihin.

2.1 Vuoden 2006 haitallisten aineiden lista

Tällä hetkellä Suomessa on 15 kansallista haitallista ainetta, joista 12 aineen laatu­normit on vahvistettu asetuksessa 1022/2006 (liite 1D). Kolmelle aineelle ei ole vahvistettu laatu­normeja, sillä niiden ympäristöpitoisuuksien määrittämiseksi ei ollut saatavilla riittävän laadukasta kemiallista analytiikkaa (YM 2005). Haitallisia aineita ei toistaiseksi ole tunnistettu vesienhoitoaluekohtaisesti.

Aineet valittiin riskiperusteisesti ympäristöpitoisuus- ja myrkyllisyystietojen perusteella (Londesborough 2003). Valintaprosessi keskittyi tietoisesti tuotettuihin aineisiin, joita käytetään Suomessa. Käytännössä valintaprosessi kattoi ne aineet, jotka oli rekisteröity kemikaalituoterekisteriin ja jotka olivat kemikaalilain tai torjunta-ainelain säätelemiä. Tarkastelun ulkopuolelle jääviä aineita olivat mm. lääkeaineet ja kosmetiikassa käytetyt aineet. Ympäristön altistus teollisuus- ja kuluttajakemikaaleille arvioitiin pääasiassa mallintamalla maahantuonti- ja valmistusmääriin perustuen, koska haitallisten aineiden pitoisuuksista ympäristössä oli pääsääntöisesti vähän tietoa (YM 2005). Samanaikaisesti käynnissä olleella kandidaattiaineita koskevalla kartoitushankkeella (Mannio ym. 2011) pyrittiin lisätä tietopohjaa aineiden mitatuista pitoisuuksista ympäristössä, mutta tietoa saatiin vasta priorisointiprosessin loppuvaiheessa ja määrällisesti liian vähän. Tietopohja aineiden ympäristöpitoisuuksista lisääntyi vasta sen jälkeen, kun aineet oli vahvistettu kansallisiksi haitallisiksi aineiksi eli vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetuksen liitteen 1D aineiksi.

Käytännössä tarkasteltiin niitä aineita, jotka on ilmoitettu kansalliseen kemikaalituoterekisteriin (KETU), ja joista on saatavilla maahantuonti- ja valmistusmääriä. Kasvinsuojeluaineet valittiin asiantuntija-arviolla riskiperusteisesti siten, että ne edustivat kemiallisilta ominaisuuksiltaan erilaisia yleisesti käytössä olevia kasvinsuojeluaineita (ks. luku 4.2). Myös metalleja oli prosessissa mukana. Kromia, kuparia ja sinkkiä ehdotettiin kansallisiksi aineiksi (Londesborough 2003), mutta osa työryhmän jäsenistä vastusti jyrkästi näitä, minkä vuoksi ne jätettiin pois (YM 2005). Metallien priorisoinnissa käytettiin hyväksi ympäristöpitoisuustietoa mutta tarkastelu perustui kokonaispitoisuuksiin. Valintaprosessissa pyrittiin tunnistamaan haitallisia aineita, jotka ovat merkittäviä valtakunnallisella tasolla ja joiden epäilyn aiheuttavan haittoja nimenomaan pintavesissä (Koivisto 2001, Londresborough 2003 & 2005).

2.2 Edellisen suunnitelman toteutuminen

Vuonna 2014 laaditun valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman (Syke 2014) sisältö on lyhyesti seuraava:

- Ehdotus bronopolin ja tribenuroni-metyylin poistamiseksi: ei toteutettu.
- Ehdotus bisfenoli A:n, triasulfuronin ja atsoksisstrobiinin lisäämisestä: ei toteutettu.
- Ehdotus ympäristölaatu normien lisäämisestä kolmelle listan 1D aineelle (resorsinoli, TCMTB, bentsotiatsoli-2-tioli) ja metamidronin ympäristölaatu normien muuttamisesta: ei toteutettu.
- Ehdotus hetkellisen pitoisuuden ympäristölaatu normien (MAC-EQS) lisäämisestä listan 1D aineille: ei toteutettu.
- Ehdotus näytematriisiin tarkentamisesta; ehdotettu silakkaa seurantalajiksi, johon laatu normeja verrataan avomerellä: toteutettiin.
- Ehdotus uuden biologisia vaikutuksia mittaavan LMS-menetelmän käyttöönotosta: ei toteutettu asetuksessa 1022/2006, mutta toteutetaan merenhoidon kautta (Suomen merenhoitosuunnitelman seurantaohjelma 2020–2026, YM 2020)

Syken ehdotuksia ei otettu huomioon, koska YM tulkitsi ne Sipilän hallitusohjelmassa (Valtioneuvoston kanslia 2015) mainituksi kansalliseksi lisäsääntelyksi, joka ei ole varsinaista pakollista EU-sääntelyä eikä siten välttämätöntä.

2.3 VPD:n toimivuustarkastelu – haitalliset aineet

Vesipuidedirektiivin (VPD) ja sen tytärdirektiivien, prioriteettainedirektiivin (2013/39/EU) ja pohjavesi-direktiivin (2014/80/EY) toimivuustarkastelun (EC 2019a) johtopäätös on, että direktiivit ovat pääpiir-teittäin tarkoitukseensa hyvät ja käyttökelpoiset lainsäädäntökehikko, mutta toimeenpanoa on tehos-tettava. Yksi merkittävä haitallisiin aineisiin liittyvä VPD:n toimeenpanon pullonkaula on vanhentunut EU:n prioriteettainedirektiivistä, joka VPD:n mukaisesti tulisi tarkistaa säännöllisesti. Päivitystarve on pikai-nen, ja siinä olisi pidettävä huoli, että prioriteettainedirektiiville lisättävät aineet ovat sellaisia, jotka ai-heuttavat riskiä vesiympäristölle tai ihmisten terveydelle EU-tasolla ja joita edelleen käytetään EU-alu-eella (Saarela ym. 2022).

Vesipuidedirektiivin 16. artiklan mukaan EU-komission tulee tarkistaa Liitteen X EU:n prioriteettai-neluettelo. Ainelistan tarkistusväli muutettiin vuonna 2013 tehtäväksi kuuden vuoden välein (priori-teettainedirektiivi, 2013/39/EU), kun se aikaisemmin oli neljä vuotta. Ensimmäinen aineluettelo jul-kaistiin vuonna 2001 (2455/2001/EY), mutta aineiden ympäristölaatu normit julkaistiin vasta vuonna 2008 (ympäristölaatudirektiivi, 2008/105/EY) ja toinen tarkistettu aineluettelo vuonna 2013 (2013/39/EU). Kolmas ainelistan tarkistus on alkanut vuonna 2014 ja on edelleen kesken.

EU:n prioriteettainedirektiivien tarkistamisen hitauden lisäksi merkittäviä ongelmia ovat puutteellinen yhteisvaikutusten arviointi pintavesissä ja jäsenmaiden väliset suuret erot pintavesien kansallisten hai-tallisten aineiden ympäristölaatu normeissa. Ympäristölaatu normien erot voivat johtua osittain pe-rustelluista syistä, kuten luonnossa esiintyvien aineiden taustapitoisuuksien vaihtelusta ja eroista ainei-den käyttöprofiileissa jäsenmaiden välillä. Pääosin ongelma johtunee kuitenkin menetelmällisistä eroista ympäristölaatu normien johtamisessa jäsenmaiden välillä, vaikka sille on olemassa EU-tason

ohjeistusta (EC 2018a). Myös erot ekotoksikologisessa tutkimusaineistossa aiheuttavat poikkeavuuksia ympäristölaatusuhteisiin. Tässä asiassa komissio katsoo, että VPD:n joustavuus eli se, että annetaan jäsenmaiden tunnistaa omalla alueellaan merkittävät haitalliset aineet, ei ole toiminut (EC 2019a).

2.4 Muiden maiden kansallisesti valitut aineet

Kansallisten haitallisten aineiden lukumäärä jäsenmaittain vaihtelee suuresti ollen toisen vesienhoitokauden EU-raportoinnin perusteella kahden ja yli sadan välillä (EC 2019a). Lisäksi samojen aineiden kansalliset EQS-arvot jäsenmaiden välillä vaihtelivat jopa 5–12500-kertaisesti. Tämä siitä huolimatta, että VPD:n toimeenpanon harmonisoimiseksi eri maiden välillä on laadittu EU-opas EQS-arvojen määrittämiseksi samalla tavalla (1. opas EC 2011, päivitetty opas EC 2018a). Merkittävin syy EQS-arvojen vaihteluun on se, että niiden johtamiseen on käytetty pääasiassa deterministisiä menetelmiä, joissa on monia mahdollisuuksia yhdistellä ekotoksisuustietoja ja arviointikertoimia (AF), kun taas vakaampia ja vähemmän vaihtelua aiheuttavia lajiherkkyyssjakaumamenetelmiä (SSD) on käytetty harvoin (Vorkamp & Sanderson 2016).

EU-maiden kansalliset haitalliset aineet eivät pääsääntöisesti aiheuta pintavesien hyvää huonompaa ekologista tilaa lukuun ottamatta Alankomaita, (84 % vesimuodostumista hyvää huonommassa tilassa), Belgiaa (34 %), Tshekkiä (30 %), Puolaa (27 %) ja Luxemburgia (15 %). Arvion luotettavuutta tosin heikentää se, että mitattua pitoisuustietoa ei ole useimmista vesimuodostumista. On todistettu, että ympäristölaatusuhteiden ylitykset ja riskissä olevien vesimuodostumien lukumäärä sekä niiden suhteellinen osuus kaikista vesimuodostumista kasvaa, kun seurantatieto lisääntyy (EEA 2018).

EEA on koonnut jäsenmaiden RBSP-aineiden kansallisista ympäristölaatusuhteista (vesi, eliöstö ja sedimentti) tietokannan toisen vesienhoitokauden raportointitietoihin perustuen (EEA 2019a). Tietokannasta löytyy tietoa eri maiden ympäristölaatusuhteista, mutta niiden laatua ja keskinäistä ”paremmuutta” ei ole arvioitu.

3 Käytetyt kriteerit, menetelmät ja aineistot

Jukka Mehtonen, Katri Siimes, Matti Leppänen, Ville Junttila, Emmi Vähä ja Lauri Äystö

Tässä luvussa on lyhyesti esitetty vesiympäristölle vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 1D aineiden tarkistuksessa käytetyt kriteerit, menetelmät ja aineistot.

3.1 Tarkasteluun valitut uudet aineet

Perinteiset ilmaan, veteen ja maaperään kohdistuvat päästöt ovat olleet jo pidempään tutkimuksen kohteena ja säänneltynä esimerkiksi teollisuuspäästö-, yhdyskuntajätevesi- ja pohjavesidirektiivien kautta. Esimerkiksi useiden VPD:n ja erityisesti kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, rajoituksia ja lupamenettelyä koskevan EU:n asetuksen (REACH) kautta rajoitettujen aineiden käyttö, päästöt ja pitoisuudet ympäristössä ovat alentuneet, mikä osoittaa rajoitusten toimivan. Rajoitettujen aineiden rinnalle on noussut useita uudempia ympäristöhaasteita kuten kemikaalien yhteisvaikutukset, lääkejäämät ja antibioottiresistenssi, hormonit, PFAS-yhdisteet, pysyvät kulkeutuvat aineet, hormonitoimintaa häiritsevät kemikaalit ja mikromuovit (Saarela ym. 2022).

EU-alueella on rekisteröity REACH-asetuksen mukaisesti yli 22 000 kemikaalia. Arvio ei sisällä kemikaaleja, joita on asetettu markkinoille alle tonni, polymeerejä, torjunta-aineita ja lääkeaineita, joita säädellään oman lainsäädännön kautta. Vaikka tarkkaa lukumäärää ei tiedetä, on arvioitu, että markkinoilla on noin 100 000 kemikaalia ja lisäksi tuntematon määrä kemikaalien muuntumistuotteita. Riittävä riskinarviointi on tehty vain noin 500 kemikaalille. Riskinarvioinnille on melko hyvä tietopohja noin 10 000 ja puutteellinen 20 000 kemikaalille. Noin 70 000 kemikaalista ei ole juuri mitään tietoa. Euroopan ympäristöviraston arvion mukaan vain noin 450 kemikaalia on säännelty riittävästi (EEA 2019b, 2020).

Kaikkien kemikaalien täydellinen riskinarviointi yksi kerrallaan järkevässä aikataulussa on mahdollonta. Kemikaalien riskinarvioinnissa ja -hallinnassa on viime aikoina pyritty siirtymään samankaltaisesti vaikuttavien aineryhmien riskinarviointiin ja -sääntelyyn yksittäisten kemikaalien sijaan (EEA 2019b, EC 2020a, Rudén 2020, Undeman ym. 2021). Käytännössä tämä näkyy mm. EU-tason PFAS-yhdisteryhmien riskinarviointiin ja -hallintaan liittyvässä työssä. ECHA on aineiden ryhmittelyperiaatteen ansiosta tehostanut ainearviointeja siten, että vuonna 2021 se on arvioinut 1 900 ainetta, mikä on 30 % enemmän kuin vuonna 2020. Arvioinnin tuloksena noin 300 aineen aiheuttamia riskejä tulisi vähentää (ECHA 2022a). Vuonna 2020 ECHA on arvioinut kaksinkertaisen määrän aineita vuoteen 2019 verrattuna ja 10-kertaisen määrä aineita vuosiin 2014–2018 verrattuna (ECHA 2021a).

Tuhansien haitallisten aineiden joukosta on tässä suunnitelmassa yritetty tunnistaa aineita, jotka voivat olla vesiympäristölle haitallisimpia tai vaarallisimpia. Luvun 5 tarkasteluissa on pyritty aineryhmien riskinarviointiin, jos se on ollut mahdollista. Lukuun 5 valittiin arvioitavaksi sellaisia aineita, joita on ollut mukana Suomessa toteutetuissa ympäristökartoituksissa ja seurannassa (esim. pintavesien tarkkailulistan aineiden (Watch list) kartoitukset, MaaMet- ja vesienhoidon seurannat, pohjoismaiset kartoitukset), EU:n prioriteettiainevalintaprosessissa ja EEA:n raporteissa tai jotka ovat nousseet kansallisesti esiin esimerkiksi ELY-keskusten toimesta tai erilaisilla kansainvälisillä kemikaalifoorumeilla kuten pohjoismaisissa työryhmissä.

Luvun 5 tarkasteluun ja arviointiin on valittu

- teollisuus- ja kuluttajakemikaaleja
- lääkeaineita
- hormoneita
- kasvinsuojeluaineita ja biosideja
- SVHC-aineita
- metalleja
- muita aineita.

3.2 Kriteerit aineen pysymiselle/nostamiselle asetuksen ainelistalle

Direktiiveissä ei ole selkeää ohjetta aineiden valinnalle. Valtioneuvoston asetuksessa (2006/1022) on kuitenkin todettu, että ehdotettavan aineluettelon, päästöjen ja huuhtoutumien rajoittamistoimien sekä ympäristölaatu normien ”*tulee perustua riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta pintavedelle tai pintaveden välityksellä ihmisen terveydelle sekä seurantatietoon.*” Normi voidaan ehdottaa joko kokonaispitoisuutena, liukoisena pitoisuutena tai biosaatavana pitoisuutena vedessä tai pitoisuutena eliöstössä tai sedimentissä.

Tämän perusteella asetuksen 1022/2006 liitteen 1D ainelistalle ehdotettiin aineita, jotka voivat aiheuttaa riskiä vesiekosysteemille tai ihmisterveydelle. Asetuksen liitteen 1D ainelistalle ehdotettiin pääsääntöisesti sellaisia aineita, joita nykyisin käytetään.

Valituilla aineilla on riski PNEC-ylitykselle ainakin kuormitetuilla alueilla. Lähtökohtaisesti käytettiin samaa arviointikriteeristöä sekä uusien aineiden valintaan asetuksen 1022/2006 liitteen 1D ainelistalle (luvun 5 arvioinnit) että nykyisten aineiden listalla pysymiseen tai sieltä poistamiseen (luvun 4 arvioinnit).

Mahdollisen vesiympäristöön kohdistuvan riskin tunnistamiseksi verrattiin ympäristöpitoisuustietoa aineen arvioituun krooniseen haitattomaan pitoisuuteen (PNEC, predicted no effect concentration).

Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (Joint Research Centre, JRC) on käyttänyt EU:n prioriteettiaineiden valinnassa STE-indeksiä (Spatial, Temporal & Extent), joka on kolmen osaindikaattorin summa (Carvalho ym. 2016). Indikaattorin arvo on voitu laskea, kun aineen ympäristöpitoisuudesta on ollut riittävästi mittaustietoa ja aineelle on määritetty PNEC. STE:n osa-alueet kuvaavat PNEC-ylitysten yleisyyttä paikkojen (F_{spatial}) ja ajan (F_{temporal}) suhteen sekä PNEC-ylitysten suuruutta (F_{extent}). JRC:n STE-menetelmää ei tässä suunnitelmassa voitu suoraan käyttää suomalaisen aineiston yhteydessä, sillä kansallisen mittausaineiston määrä oli useimpien aineiden kohdalla liian pieni.

Ympäristöriskiä arvioitiin tässä riskitarkastelussa laskemalla riskisuhde (RQ) eli ympäristöpitoisuuden tunnusluvun ja PNEC arvon suhde. Kun RQ on yksi, pitoisuus on PNEC-tasolla. Sitä suuremmilla pitoisuuksilla voi olla haitallisia vaikutuksia eliöille.

Kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ehdotettiin aineita (em. aineen käyttökriteerin lisäksi) seuraavilla perusteilla:

- Aineita, joiden ympäristöpitoisuuden 95. prosenttipisteen RQ-suhde (krooninen PNEC) pintavesissä on suurempi kuin 0,5, jos olemassa olevan pitoisuusaineiston katsottiin sisältävän riittävästi myös riskialueita. Aineiden valinnassa on pääsääntöisesti käytetty RQ:n raja-arvoa 0,5,

mikä on varovaisuusperiaatteen mukaista ja huomioi sen, että ympäristössä voi ajoittain esiintyä suurempia pitoisuuksia kuin mitä mittaustulokset osoittavat. Tästä kriteeristä poikettiin PFAS-yhdisteiden (luku 5.1.2) sekä torjunta-aineiden osalta (luku 5.4).

- Torjunta-aineiden seurantatiedon edustavuudesta suhteessa riskialueisiin ja riskiajankohtiin ei ole varmaa tietoa ja pitoisuuksien vaihtelu tiedettiin merkittäväksi. Siksi torjunta-aineiden valinnassa käytettiin seuraavia kriteerejä, joista kaikkien tuli toteutua: a) pitoisuuden 95. prosenttipisteen RQ-suhde (krooninen PNEC) oli suurempi kuin 0,1, b) ainetta oli havaittu vähintään yhdestä prosentista analysoituja näytteitä ja c) aineella on Suomessa sallittua käyttöä vuonna 2023.

Vaikka kriteeri aineen ehdottamiselle täyttyy, se ei välttämättä tarkoita ympäristölaatunormin ylitystä. Laatu­normi ylittyy, jos paikkakohtainen pitoisuuksien keskiarvo ylittää vuosikeskiarvon ympäristölaatunormin (AA-EQS), luotettavasti määritetty pitoisuus ylittää enimmäispitoisuuden laatu­normin (MAC-EQS) tai eliöstön pitoisuus eliöstön laatu­normin.

Jos ympäristöpitoisuustietoa relevanteilta paikoilta ei ole olemassa tai se on vähäistä ja aine vaikuttaa mahdolliselta riskiaineelta, on sitä ehdotettu kansalliseen kartoitukseen (luku 8.2).

Joidenkin yhdisteiden osalta on käytetty mitatun pintavesipitoisuustiedon tukena mitattua ympäristöön päätyvän jäteveden (effluentin) pitoisuustietoa. Tällöin riskisuhteita on laskettu effluentin suhteen (RQeffluentti eli maksimi-effluenttipitoisuus / PNEC). RQeffluentti ei suoraan indikoi aineen ympäristöriskiä, koska ympäristöön päästetty käsitelty jätevesi laimentuu vastaanottavaan vesimassaan pienentäen aineen pitoisuutta. RQeffluentti-arvoa voidaan pitää arviona laimentumiskertoimesta eli siitä, kuinka suureen vesimäärään ympäristöön päästettävän jäteveden on vähintään laimennuttava, jotta RQvesistö-arvo olisi < 1 ja riskiä ei katsota aiheutuvan (Vieno & Arjonen 2021).

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden lietteitä ja niiden levittämistä maahan ei otettu huomioon tässä arviossa, vaikka se onkin mahdollinen reitti aineen päätymiselle pintavesiin.

3.3 Arviossa hyödynnetty käyttö- ja päästötieto

Käyttö- ja päästötietoja on käytetty hyväksi lukujen 4 ja 5 arvioinneissa.

Tiedot teollisuuskemikaalien maahantuonti- ja valmistusmääristä on saatu Turvallisuus- ja kemikaaliviraston (Tukes) ylläpitämästä kemikaalituoterekisteristä (KETU-rekisteri) tammi-toukokuussa 2022. KETU-rekisteri on osa KemiDigi-järjestelmää (kemidigi.fi/kemikaalihaku).

Kemikaalien maahantuojat ja valmistajat ilmoittavat rekisteriin markkinoille saattamansa vaaraa aiheuttavat kemikaalit. Ilmoitettavat tiedot vastaavat kemikaalien käyttöturvallisuustiedotteen (KTT) tietoja. Lisäksi ilmoitetaan kemikaalin maahantuonti- ja valmistusmäärät. Aineen käyttömäärän arviona on tässä suunnitelmassa käytetty KETU-rekisteriin ilmoitetun valmistusmäärän ja Suomeen maahan­tuodun määrän summaa, joka karkeasti indikoi aineen käyttömäärää Suomessa, vaikka ei olekaan täysin sama asia.

On huomattava, että jos aineella ei ole luokitusta (harmonisoitua tai itsearvoitua) tai REACH-asetuksen artiklassa 31 tai liitteessä II säädettyä muuta vaaraominaisuutta, jonka perusteella se pitää ilmoittaa KTT:n kohdassa 3, sitä ei ole pakollista ilmoittaa kemikaali-ilmoituksessa ja tällöin se ei näy myöskään KETU-rekisterin hauissa. Ne aineet, jotka on ilmoitettava KTT:n kohdassa 3 REACH-asetuksen mukaisesti on ilmoitettava myös kemikaali-ilmoituksessa [Käyttöturvallisuustiedote | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto \(Tukes\)](#). Kemikaali-ilmoitus on tehtävä myös niistä kemikaaleista, joista KTT on toimitettava pyydettyäessä.

Vaikka aineelta ei vaadittaisi kemikaali-ilmoitusta, toiminnanharjoittajat voivat vapaaehtoisesti ilmoittaa määrätietoja. Tällöin on mahdollista, että vain osa toiminnanharjoittajista ilmoittaa tietoja, jolloin KETU-rekisterin määrätiedot ovat vaillinaisia. Näin on asianlaita esimerkiksi bisfenoli S:n osalta (luku 5.1.1).

Määrätietojen ilmoituskäytäntöä muutettiin vuonna 2012. Muutoksen myötä vuodesta 2012 lähtien määrätiedot on ilmoitettu tarkemmin ja ne on ilmoitettu aikaisempaa useammasta kemikaalituotteesta. Vuoteen 2011 asti kemikaalituotteen määrätiedot ovat olleet yliarvioita, jos toiminnanharjoittaja on halunnut ilmoittaa aineen määrätiedot vaihteluvälinä. Tästä johtuen vuodesta 2012 lähtien pelkästään ilmoituskäytännön muutoksesta johtuen on tuotteiden määrä saattanut lisääntyä, mutta määrät jopa pienentyä, koska ilmoitustarkkuus on parantunut. Aineen määrätieto katsotaan salassa pidettäväksi, jos sitä on alle 4 tuotteessa tai alle 3 toiminnanharjoittajan tuotteissa.

KETU-rekisteri ei sisällä tietoja kaikista tuoteryhmistä kuten kosmetiikkatuotteista, eläin- ja ihmislääkkeistä, muista maahantuoduista valmisteista kuin kemikaalivalmisteista eikä kemikaalituotteiden jatkokäyttäjistä. KETU-rekisteristä on mahdollista saada ainekohtaisesti valtakunnallista määrätietoa, mutta se ei anna tietoa käytön maantieteellisestä jakautumisesta. Rekisteri ei anna tietoa siitä, että kuinka suuri osa Suomessa valmistetuista ja maahantuoduista kemikaaleista viedään ulkomaille.

Biosidien ja kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden maahantuontimääriä ja valmistusta tilastoidaan, mutta tilastot eivät ole julkisia. Kasvinsuojeluaineiden osalta määrätietoja on käytetty tässä työssä.

Lääkeaineiden kulutustietojen lähteenä on käytetty Fimean ja Kelan vuosittain julkaisemia Suomen lääketilastoja. Näissä raporteissa on julkaistu käyttömäärät määriteltynä päiväännoksina (DDD, defined daily dose) niille aineille ja käyttötavoille, joille DDD-arvo on määritetty. Näiden ulkopuolelle rajautuu mm. diklofenaakin käyttö kipugeeleeissä. Lääketilastoja on käytetty ensisijaisesti mahdollisten trendien hahmottamiseen.

Ympäristölupavollisten laitosten, kuten teollisuuslaitosten ja yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden, päästötietoja on haettu kansallisesta YLVA-järjestelmästä (YLVA – Ympäristönsuojelun tietojärjestelmä).

3.4 PNEC-arvojen ja laatu normiehdotusten määrittäminen

PNEC-arvot voivat perustua joko vesieliöstön, vesieliöitä syövien eläinten tai ihmisterveyden suojeluun. Joidenkin arvioitujen aineiden osalta (mm. PFAS) on ollut käytettävissä EU-tasolla johdettuja ihmisterveysvaikutuksiin perustuvia PNEC-arvoja, joilla pyritään ihmisten terveyden suojeluun.

Luvuissa 4 ja 5 arvioituille aineille pyrittiin löytämään luotettavia PNEC-arvoja, mutta joidenkin aineiden osalta tämä ehdotettiin tehtävän erilliselityksissä (ks. luku 8.2). Aineille pyrittiin etsimään kirjallisuudessa esitetyistä PNEC-arvoista luotettavin ja suomalaisiin oloihin parhaiten sopivin. Mikäli tällaisia tietoja ei ollut käytettävissä tai kirjallisuudessa esiintyvä PNEC-arvojen kirjo oli hyvin suuri, aineen valintavaiheessa määritettiin PNEC-arvo olemassa olevien tietokanta-aineistojen ja EQS-ohjeen (EC 2018a) mukaisesti. Ympäristölaatu normieksi on ehdotettu PNEC-arvoista sitä, jonka arvo on alhaisin, mutta joka on todettu nykytiedon perusteella luotettavaksi.

Ekotoksisen testaustiedon puute on suuri ongelma ja tutkimus on keskittynyt harvoin aineisiin: 65 kemikaalia kattaa jopa 50 % vertaisarvioidusta ekotoksisuus kirjallisuudesta. Ekotoksisuustutkimuksen painopiste on siirtynyt kasvinsuojeluaineista lääkeaineisiin (Kristiansson ym. 2021).

Aineiden valinnassa on käytetty ensisijaisesti kroonisen altistuksen PNEC-arvoja. Kansalliselle listalle ehdotettaville aineille ehdotettiin myös hetkellisen enimmäispitoisuuden laatu normi (MAC-EQS), jos tietoa sellaisen luotettavalle määrittämiselle oli riittävästi.

Luotettavien PNEC-arvojen lähteinä on käytetty muun muassa

- erilaisia EU-asiakirjoja ja EU-toimielimissä kommentointikierroksella olleita laatu- ja ympäristönormiesityksiä
- luotettavaksi arvioituja kansallisten RBSP-aineiden EQS-arvoja tai tässä julkaisussa arvioitujen muiden aineiden EQS-ehdotuksia Suomesta (Kontiokari & Mattsoff 2011), Keski- ja Pohjois-Euroopan EU-maista
- kirjallisuudesta poimittuja muita arvoja.

Kunkin aineen arviointiluvussa on esitetty, miten käytetty PNEC-arvo on valittu. On huomattava, että riskinarvioinnin tulokset riippuvat voimakkaasti siitä, että mitä PNEC-arvoa käytetään. Jos luotettavaa kroonisiin eliövaikutuksiin perustuvaa PNEC-arvoa ei voida määrittää, ainetta ei voida ehdottaa kansalliselle ainelistalle.

Jotkin kemikaalit voivat aiheuttaa terveysvaikutuksia missä tahansa pitoisuudessa, ja niillä ei katsota olevan kynnysarvoa. Tällaisten kemikaalien osalta mikään altistumistaso ei ole turvallinen (HBM4EU 2019). Hitaasti hajoaville, eliöstöön kertyville ja myrkyllisille (PBT) ja erittäin hitaasti hajoaville ja erittäin voimakkaasti eliöstöön kertyville (vPvB) aineille ei ole mahdollista arvioida riittävällä luotettavuudella ympäristön kroonista altistumista (ECHA 2016). Tämän tyyppisille aineille PNEC-tasojen alittaminen ei ole riittävää vaan on tärkeää vähentää jatkuvasti päästöjä ja ympäristöpitoisuuksia.

3.5 Arviossa käytetty ympäristöpitoisuustieto

Ympäristöpitoisuustietoja on käytetty hyväksi lukujen 4 ja 5 arvioinneissa.

Aineiden ympäristöpitoisuustietoja on haettu ympäristöhallinnon Pintavesien vedenlaatu (VESLA)- ja Kertymä (KERTY) -rekistereistä ja tarvittaessa on hyödynnetty myös kirjallisuutta. Kertymärekisteri on HERTTA-tietojärjestelmän osa, johon kerätään tietoa sedimenttiin, eliöstöön ym. kertyvistä haitallisista aineista. Aineistona on käytetty ensisijaisesti vuosien 2010–2021 tuloksia. Arvioinnissa käytetyn tiedon aikaväli vaihtelee kuitenkin ainekohtaisesti riippuen kyseisen aineen mitatun tiedon määrästä, milloin ainetta on viimeksi rajoitettu tai sen käyttömäärä on muuttunut. Taustatietona on voitu käyttää kaikkia vuosia, joilta on tietoa, mutta mitattua tietoa koskevan tunnusluvun laskemisessa on käytetty mahdollisimman uutta tietoa, joka kuvaa nykytilannetta.

Analyysitulosten, näytepaikkojen ja vesimuodostumien lukumäärät sekä pitoisuuksien keskiarvo, mediaani ja 95. prosenttipiste on määritetty erikseen sisävesille ja rannikkovesille. Mikäli pitoisuus on mittauksissa ollut määritysrajaa pienempi, käytetään keskiarvon laskennassa määritysrajan puolikasta. Summaparametrin osalta käytetään laskennassa mittausalueen ala- ja ylärajoja (lower- & upper-bound), joka on määritetty käyttäen määritysrajaa pienempinä pitoisuuksina esiintyville aineille sekä nollaa (alaraja) että määritysrajaa (yläraja). Jos analyysin määritysraja on ollut suurempi kuin käytetty PNEC-arvo, arvio tehdään vain kvantifioituista näytteistä, mikä vaikuttaa myös mediaaniin ja prosenttipisteeseen.

Aineiston edustavuutta ja kattavuutta on arvioitu sanallisesti kunkin aineen kohdalla. Aineiston tulee optimaalisesti kattaa sellaisia pintavesiä, joissa arvioitu kuormitus on suomalaisittain suurta. Kattavaan pelkästään tausta-alueilta kerätty tieto ei ole riittävää. Tiedon vähimmäismäärä vaihtelee sen mukaan, miten vaihtelevia ympäristöpitoisuudet ovat ajan ja paikan suhteen.

3.6 Kuormitusinventaarion – merkitykselliset haitalliset aineet

Tietoja kuormitusinventaarion mukaisesta kansallisten haitallisten aineiden merkityksellisyydestä on käytetty hyväksi luvun 4 arvioinneissa.

Vuonna 2021 valmistunut kuormitusinventaarion (Mehtonen ym. 2021b) sisältää tietoa 15 kansallisen haitallisen aineen päästöistä ja huuhtoutumista pintavesiin toisen vesienhoitokauden (v. 2016–2021) alussa vuonna 2016. Inventaariossa tunnistettiin myös vesienhoitoalueittain merkitykselliset aineet kaikista asetuksen 1022/2006 liitteissä 1C ja 1D listatuista aineista. Aineiden merkityksellisyydestä kuormitusinventaarion kontekstissa on kyse potentiaalisesta vesimuodostumien ympäristölaatuolosuhteiden (EQS) ylittymisestä. Kynnysarvona kansallisten haitallisten aineiden osalta on pääasiassa käytetty sitä, onko suurimman mitatun pitoisuuden ja AA-EQS:n tai MAC-EQS:n suhde vähintään 0,5 useammassa kuin yhdessä vesimuodostumassa vesienhoitoalueella (VHA). Jos VHA:lta ei ole tarpeeksi näytteitä edustavilta paikoilta, mutta merkittävä kuormitus on todennäköistä tai vesistön muiden osien tulokset antavat syytä epäillä korkeita pitoisuuksia, voidaan aine määritellä merkitykselliseksi, vaikka em. kriteerit eivät täytyisikään.

4 Nykyiset haitalliset aineet

Viimeistään vesienhoidon kaudella 2016–2021 on tullut ilmi, että EU:n prioriteettiaineiden (EC 2019a) ja Suomen kansallisten haitallisten aineiden listat eivät ole ajan tasalla (Mehtonen ym. 2021a ja b). Pintavesien luokittelussa minkään kansallisen aineen pitoisuuksien ei arvioitu ylittävän ympäristölaatunormiaan yhdessäkään suomalaisessa vesimuodostumassa (VN päätös YM/2018/68), eivätkä pitoisuudet ylittäneet edes kuormitusinventaarion merkityksellisyyskriteeriä (Mehtonen ym. 2021a ja b). Tämä ei välttämättä kerro kokonaisuudessaan vesien tilaa, vaan siitä, että nykyinen ainelista ei ole ajan tasalla. Toisaalta kansallisten aineiden seuranta on ollut vähän, sillä nykyisten aineita ei ole aiempien tietojen perusteella pidetty riskiperusteisesti merkittävänä. Vain muutamia aineista on havaittu yli määrittäysrajan.

4.1 Teollisuuskemikaalit

Jukka Mehtonen ja Ville Junttila

Nykyinen kansallisten haitallisten aineiden lista eli asetuksen 1022/2006 liite 1D sisältää yhdeksän teollisuuskäytössä olevaa kemikaalia.

4.1.1 Klooribentseeni, 1,2- ja 1,4-diklooribentseeni

Klooribentseeni sekä 1,2- ja 1,4-diklooribentseeni ovat haihtuvia orgaanisia yhdisteitä, jotka kertyvät jossain määrin vesieliöihin ja ovat erittäin myrkyllisiä vesieliöille.

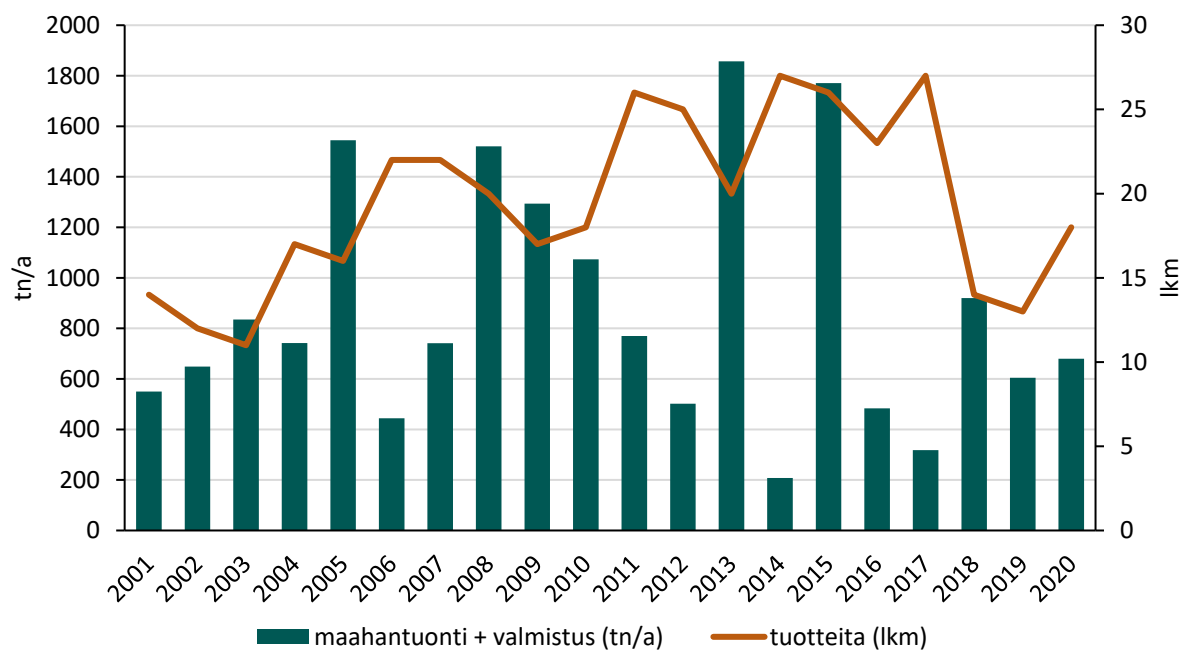
Käyttö

Klooribentseeniä on käytetty Suomessa liuottimena mm. lääkevalmisteiden ja kasvinsuojeluaineiden valmistuksessa, erilaisissa öljyissä, rasvoissa, puhdistusaineissa, kosmetiikkatuotteissa, maaleissa, lämmönsiirtoaineissa ja liimoissa (Karvonen ym. 2012). Yksityiskohtaisempaa käyttökohdetietoa on esitetty VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005).

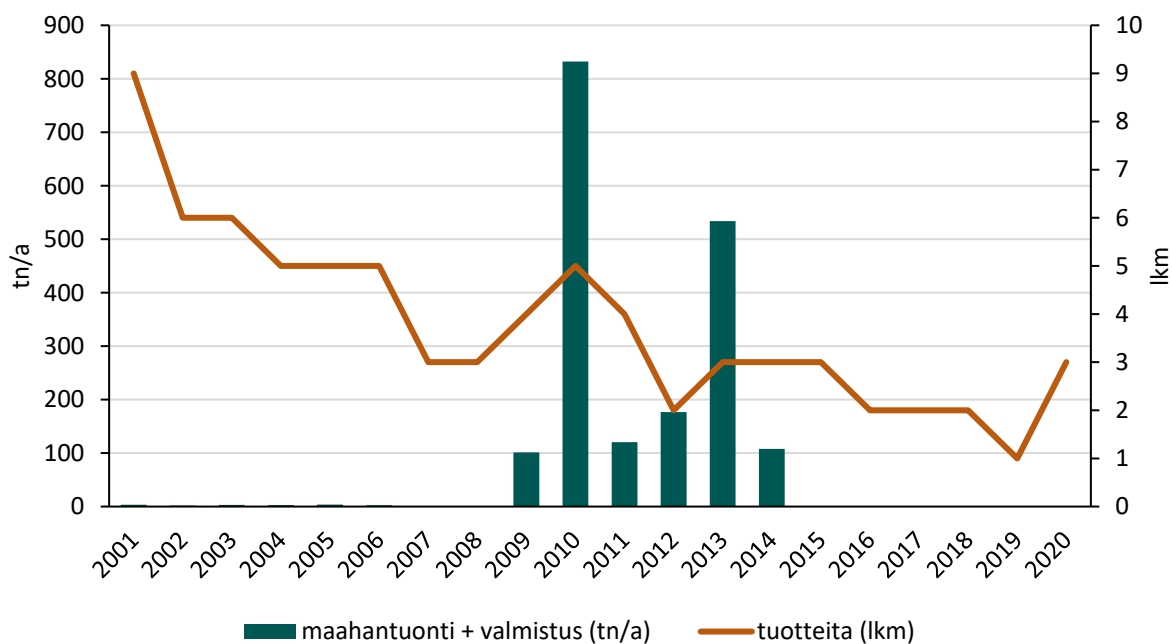
Klooribentseenin (CAS 108-90-7) käyttö 2000-luvulla on ollut suurta ja vaihdellut vuosittain huomattavasti (208–1 857 tonnia/a). Myös ainetta sisältävien kemikaalituotteiden lukumäärä on vaihdellut (kuva 1).

1,2- diklooribentseenin (CAS 95-50-1) ja 1,4-diklooribentseenin (CAS 106-46-7) käyttö 2000-luvulla ei ole pienentynyt, vaikka niitä sisältävien kemikaalituotteiden lukumäärä on vähentynyt. Niiden käytömäärä vaikuttaa edelleen olevan suurta (> 100 tonnia/a, kuva 2 ja 3).

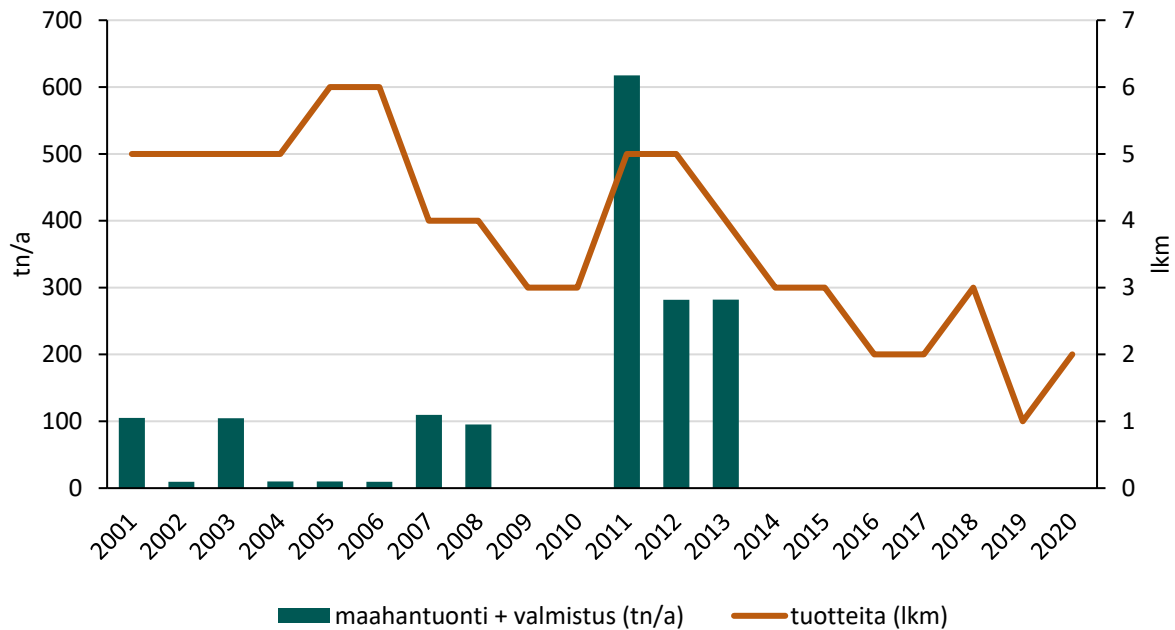
1,2-diklooribentseeni on klooribentseenin ja torjunta-aineiden valmistuksen sivutuote, jota on käytetty Suomessa mm. liuottimena maaleissa, lakoissa, painoväreissä, puhdistus ja pesuaineissa. 1,4-diklooribentseeniä on käytetty Suomessa mm. kosmetiikassa, WC-raikastimissa ja koipalloissa (Karvonen ym. 2012). Yksityiskohtaisempaa tietoa aineiden käyttökohteista on esitetty VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005) ja vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeesta (Karvonen ym. 2012).



Kuva 1. Klooribentseeniä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).



Kuva 2. 1,2-diklooribentseeniä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).



Kuva 3. 1,4-diklooribentseeniä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

Tässä arvioissa on käytetty haitattomana pitoisuustasona asetuksen 1022/2006 AA-EQS-arvoja sisämaan pintavesille klooribentseenille 9,3 µg/l ja 1,2- ja 1,4-diklooribentseeneille 7,4 µg/l ja 20 µg/l sekä merivedelle vastaavasti 3,2 µg/l, 0,74 µg/l ja 2 µg/l. Vesienhoidon kannalta klooribentseeniä, 1,2-diklooribentseeniä ja 1,4-diklooribentseeniä ei ole arvioitu merkityksellisiksi aineiksi millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b).

Perusteluja klooribentseenin sekä 1,2- ja 1,4-diklooribentseenin vähämerkityksellisyydelle:

- Mitatut ympäristöpitoisuudet eivät täytä merkityksellisyyden kriteerejä (ks. luku 3.6), tosin tietoa on vähän.
 - Tärkein kriteeri: onko mitattu maksimipitoisuus/AA-EQS- tai maksimipitoisuus/MAC-EQS-suhde > 0,5 useammassa kuin yhdessä vesimuodostumassa ko. vesienhoitoalueella.
- Ei ole havaittu puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä.
- Haihtuva VOC-yhdiste, joka siirtyy vedestä ilmaan eikä ole lähtökohtaisesti pintavesissä pitkälle kulkeutuva aine.

Aineiden pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatunormia Suomessa.

Klooribentseenin, 1,2-diklooribentseenin ja 1,4-diklooribentseenin tapaisten VOC-yhdisteiden päästöt jätevedenpuhdistamoilta eivät ole merkittäviä, sillä valtaosa aineista haihtuu aktiivilietetekniikkaan perustuvilla jätevedenpuhdistamoilla (taulukko 1) ja pintavesiin päätyvästä ainemäärästä valtaosa haihtuu ilmaan (Mannio ym. 2011, Toivikko 2011).

Aineita ei pääntöisesti ole nykyisin löydetty yhdyskuntajätteen kaatopaikkojen suotovesistä (Kangas 2018, Sillantie 2022) tai jos on löydetty ovat pitoisuudet olleet selvästi pienempiä kuin aineiden

ympäristölaatunormit sisämaan pintavedelle ja merivedelle (Ahma 2015). On kuitenkin huomattava, että näiden kemikaalien päästöistä teollisuudesta pintavesiin ei löydy tietoa ympäristöhallinnon tietojärjestelmistä.

Taulukko 1. Klooribentseenin, 1,2-diklooribentseenin ja 1,4-diklooribentseenin massatase jätevedenpuhdistamoilla Suomessa (YM 2005 & Mannio ym. 2011)

	Ilmaan	Pintavesiin	Aktiivilietteeseen	Hajoaa
klooribentseeni	66 %	30 %	4 %	0 %
1,2-diklooribentseeni	45 %	35 %	20 %	0 %
1,4-diklooribentseeni	50 %	30 %	1 %	19 %

Ehdotus

Klooribentseeni, 1,2-diklooribentseeni ja 1,4-diklooribentseeni ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D, koska valtaosa ainemäärästä haihtuu aktiivilietetekniikkaan perustuvilla jätevedenpuhdistamoilla ja myös pintavesissä ne siirtyvät haihtumalla ilmaan ja koska niiden pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatunormia Suomessa. Vesienhoidon näkökulmasta klooribentseeni, 1,2-diklooribentseeni ja 1,4-diklooribentseeni eivät ole merkityksellisiä aineita millään vesienhoitoalueella Suomessa.

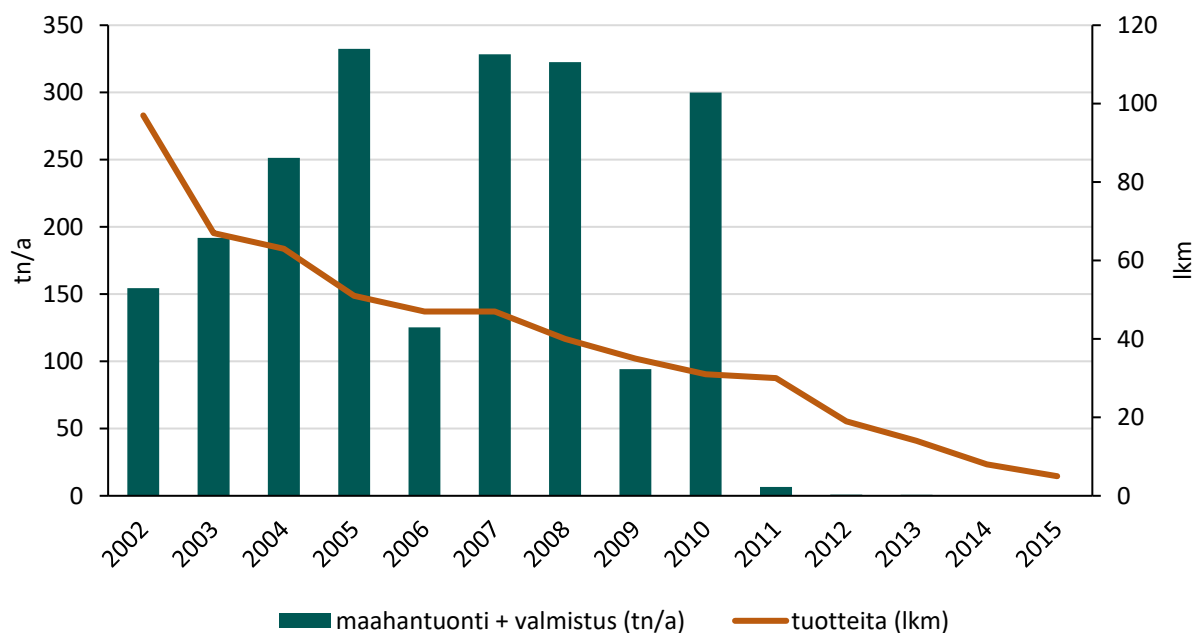
4.1.2 Dibutyyliftalaatti (DBP) ja bentsyylibutyyliftalaatti (BBP)

DBP ja BBP ovat vesieliöille erittäin myrkyllistä ja hajoavat biologisesti nopeasti.

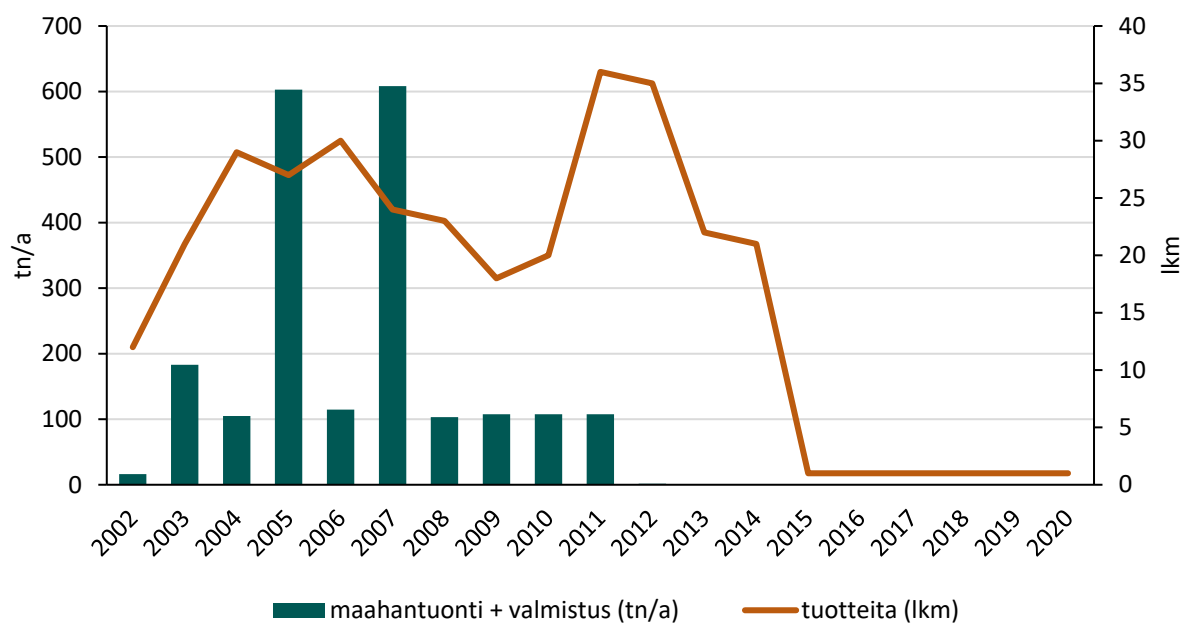
Käyttö

DBP ja BBP ovat ftalaatteja, joita on käytetty Suomessa mm. pehmittimenä lakoissa ja maaleissa sekä kumi- ja muovituotteissa ja painoväreissä sekä mm. rakentamisessa ja teollisuudessa käytetyissä liimoissa ja kosmetiikkatuotteissa (Karvonen ym. 2012). Yksityiskohtaisempaa tietoa aineiden käyttökohteista on esitetty ns. VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005) ja vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeesta (Karvonen ym. 2012).

DBP:n (CAS 84-74-2) ja BBP:n (CAS 85-68-7) käyttömäärät pysyivät melko vakaina DBP:n osalta vuoteen 2010 ja BBP:n osalta vuoteen 2011 asti, minkä jälkeen niiden käyttömäärät ja niitä sisältävien kemikaalituotteiden lukumäärä ovat romahtaneet (kuva 4 ja 5). DBP:n ja BBP:n käyttömäärät ovat pienentyneet merkittävästi EU:n käytön rajoituksista (lelut, lastenhoitotarvikkeet, sähkö- ja elektroniikkalaitteet) johtuen.



Kuva 4. DBP:tä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022). Ainetta sisältäviä kemikaalituotteita ei ollut rekisterissä vuonna 2018 ja 2019 eli ainetta ei ole tuolloin käytetty. Vuoden 2016–17 ja 2020 määrätiedot ovat luottamuksellista tietoa, johtuen siitä, että kemikaalituotteiden lukumäärä on ollut 1–2 kpl eli kynnyksarvoa pienempi (ks. luku 3.3).



Kuva 5. BBP:tä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022). Vuoden 2015–20 määrätiedot ovat luottamuksellista tietoa, johtuen siitä, että kemikaalituotteiden lukumäärä on ollut 1 kpl eli kynnyksarvoa pienempi (ks. luku 3.3).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

Tässä arvioissa on käytetty haitattomana pitoisuustasona asetuksen 1022/2006 AA-EQS-arvoja sisämaan pintavesille DBP:lle 10 µg/l ja BBP:lle 10 µg/l sekä merivedelle vastaavasti 1 µg/l ja 1,4 µg/l. Vesienhoidon kannalta DBP ja BBP eivät ole merkityksellisiä aineita millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b). Perusteluja DBP:n ja BBP:n vähämerkityksellisyydelle:

- Käyttömäärät Suomessa romahtaneet 2010-luvulla ja käyttö nykyisin vähäistä (Kangas 2018, Mehtonen & Suomela 2018).
- Mitatut ympäristöpitoisuudet eivät täytä merkityksellisyyden kriteerejä.
 - Tärkein kriteeri: onko mitattu maksimipitoisuus/AA-EQS- tai maksimipitoisuus/MAC-EQS-suhde > 0,5 useammassa kuin yhdessä vesimuodostumassa ko. vesienhoitoalueella.

DBP:n ja BBP:n pitoisuudet pintavesissä eivät siten ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatunormia Suomessa.

DBP suurelta osin hajoaa yhdyskuntajätevedenpuhdistamolla ja sitoutuu puhdistamolietteeseen, mutta osa kuormituksesta (9–26 %) päätyy hajoamatta pintavesiin (taulukko 2). Uusimman jätevedenpuhdistamოსelvityksen (Vieno & Arjonen 2021) mukaan DBP-poistuma yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla Suomessa on hieman tätä pienempi (64 %). Vienon ja Arjosen (2021) mukaan yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen DBP-päästöt pintavesiin Suomessa olivat vuonna 2020 28 kg/a, mikä on enemmän kuin vastaavassa Vienon (2014) selvityksessä, jonka mukaan päästöt vuonna 2013 olivat 16 kg/a. DBP:tä on löytynyt melko yleisesti puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (8 /17 isolta puhdistamolta; Vieno & Arjonen 2021), mutta pitoisuudet (maksimi 0,62 µg/l) ovat olleet alhaisia pintaveden ympäristölaatunormeihin verrattuna. DBP:n riskiosamäärä effluentin suhteen (RQeffluentti eli maksimi-effluenttipitoisuus / PNEC) oli meriveden AA-EQS:n (1,0 µg/l) suhteen 0,62 ja sisävesien AA-EQS:n (10 µg/l) suhteen 0,06 (Vieno & Arjonen 2021). DBP ei aiheuttane riskiä pintavesille (RQeffluentti < 1 rannikkovesissä ja << 1 sisävesissä). DBP:tä on havaittu mutta ei yleisesti yhdyskuntajätteenkaatopaikkojen suotovedestä (Mehtonen ym. 2012a, Kangas 2018).

BBP:n poistuma jätevedestä jätevedenpuhdistamolla on samankaltainen kuin DBP:lla (78 %; taulukko 2 ja >83 %; Vieno & Arjonen 2021)). Vienon ja Arjosen (2021) mukaan yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilta ei päätynyt BBP:tä pintavesiin Suomessa vuonna 2020, kun taas BBP-päästöt vuonna 2013 olivat 16 kg/a (Vieno 2014). BBP:tä ei löytynyt 17 ison yhdyskuntajätevedenpuhdistamon ja pienen referenssipuhdistamon puhdistetusta jätevedestä (< 0,1 µg/l; Vieno & Arjonen 2021). BBP-pitoisuudet puhdistetussa jätevedessä ovat alhaisempia kuin pintaveden ympäristölaatunormit merivedessä (AA-EQS 1,4 µg/l) ja sisävesien AA-EQS (10 µg/l). BBP ei aiheuttane riskiä pintavesiin, joihin puhdistetut jätevedet johdetaan. BBP:tä on havaittu mutta ei yleisesti yhdyskuntajätteenkaatopaikkojen suotovedestä (Mehtonen ym. 2012a, Kangas 2018).

Taulukko 2. DBP:n ja BBP:n massatase jätevedenpuhdistamoilla Suomessa mitattujen tulosten, mallinnusten ja kirjallisuusselvitysten perusteella. On huomattava, että laitoskohtainen vaihtelu voi olla suurta (Vieno 2014).

Yhdiste	Ilmaan	Pintavesiin	Aktiivilietteeseen	Hajoaa
DBP	0 %	26 %	56 %	18 %
BBP	0 %	22 %	65 %	13 %

Ehdotus

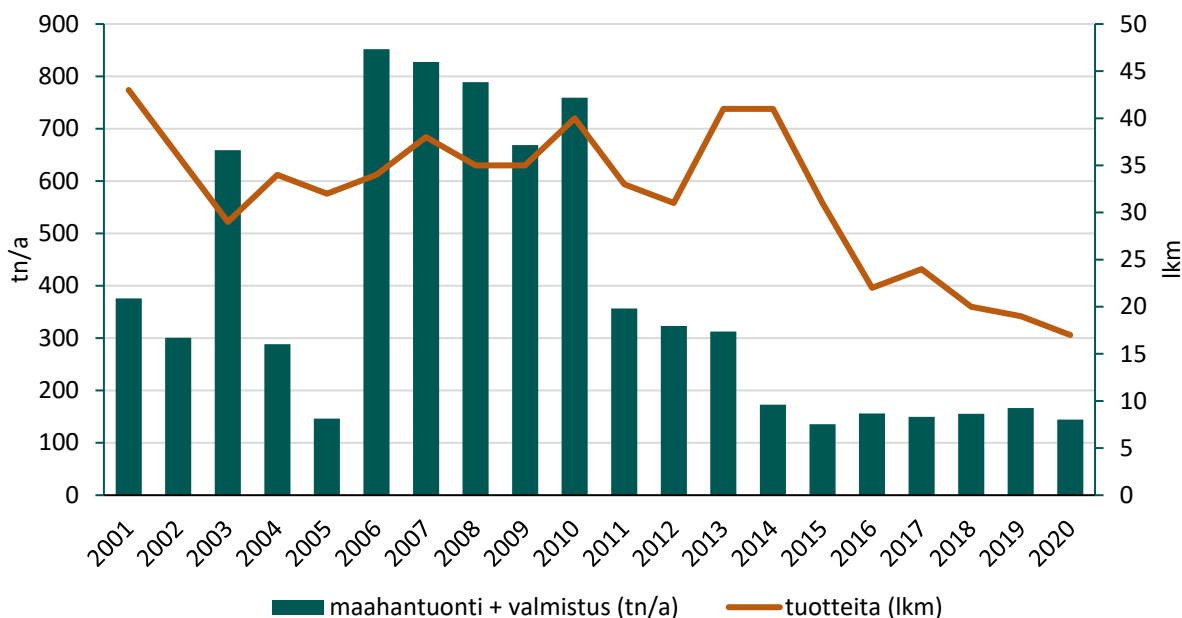
Dibutyyliiftalaatti (DBP) ja butyylibentsyyliiftalaatti (BBP) ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D, koska niiden pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatunormia Suomessa ja niiden käyttö ja päästöt ovat vähentyneet merkittävästi EU:n laajuisten käytön rajoitusten ansiosta. Vesienhoidon näkökulmasta aineet eivät ole merkityksellisiä aineita millään vesienhoitoalueella Suomessa.

4.1.3 Resorsinoli

Resorsinoli on fenolinen yhdiste, joka on hyvin myrkyllistä vesieliöille ja pysyvä.

Käyttö

Resorsinolia on käytetty Suomessa mm. kovetteena metallivaluteollisuuden muottien valmistuksessa ja liimoissa sekä kumituotteiden, kuten renkaiden valmistuksessa ja kosmetiikkatuotteissa (Karvonen ym. 2012). Yksityiskohtaisempaa tietoa aineen käyttökohteista on esitetty VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005) ja vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeesta (Karvonen ym. 2012). Resorsinolin (1,3-bentseenidioli, 3-hydroksifenoli; CAS 108-46-3) käyttö on 2000-luvulla ollut suurta ja vaihdellut huomattavasti (136–852 tonnia/a) ollen viime vuosina n. 150 tonnia vuodessa (kuva 6).



Kuva 6. Resorsinolia sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

Resorsinolille ei ole asetettu EQS-arvoa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun asetuksen 1022/2006 liitteessä 1D. Tässä arvioissa haitattomana pitoisuustasona sisävesille on käytetty 0,25 µg/l (Londesborough 2005).

Ympäristöhallinnon tietojärjestelmässä resorsinolista on käytetty nimeä 3-hydroksifenoli (CAS 108-46-3). Pintavesituloksia on yhteensä 178 näytteestä vuosilta 2011–2022 (taulukko 3). Näytteitä on kolmelta vesienhoitoalueelta, neljältä päävesistöalueelta ja muutamalta pääkaupunkiseudulle sijoittuvalla vesistöjen välialueelta. Määritysraja on ollut pääosin 0,05 µg/l, yksittäisissä näytteissä esimerkiksi kaatopaikan suoto-ojissa se on osassa näytteitä ollut huomattavasti suurempi (jopa 1,5 µg/l). Resorsinolia on havaittu yhdestä järvinäytteestä (0,84 µg/l Kärkölän Hähkäjärvi, jonka rannalla mm. teollisuutta ja välittömässä läheisyydessä myös ratapiha) ja yhdestä ojanäytteestä (0,13 µg/l). Näytteenotto on kuitenkin ollut vähäistä ja keskittynyt ennakkoon arvioituihin riskipaikkoihin.

Resorsinolin pitoisuudet pintavesissä, jos oja ei oteta huomioon, eivät pääsääntöisesti ole ylittäneet tai olleet lähellä sisämaan pintavesien haitatonta pitoisuustasoa (0,25 µg/l, Londresborough 2005) Suomessa. Resorsinolin pintavesipitoisuuden 95. prosenttipiste on määritysrajaa pienempi.

Taulukko 3. Resorsinolin pitoisuuksia pintavedessä VESLA:ssa vuosina 2011–2022 (HERTTA-rekisteri, hakupvm 7.9.2022). Merestä ei ole pitoisuustietoja. PNEC-arvona sisävesien pitoisuustuloksille on käytetty 0,25 µg/l (Londesborough 2005). mr = määritysraja.

Pintavesi	Vesienhoitoalue	Näytteiden lkm; havaitut / analysoidut	Pitoisuusalue / keskiarvo µg/l
järvi	VHA3	1/1	0,84 / 0,84
joki	VHA1	0/3	< 0,2 / 0,10
joki	VHA2	0/31	< 0,05 (mr eräissä näytteissä 0,25) / 0,03
joki	VHA3	0/4	< 0,05 (mr eräissä näytteissä 0,2) / 0,08
oja	VHA2	1/70	< 0,05–0,13 (mr eräissä näytteissä suurempi, maks. 1,5 µg/l) / 0,07
oja	VHA3	0/4	< 0,08
puro	VHA2	0/65	< 0,05–0,13 (eräissä näytteissä mr suurempi, maks. 0,5 µg/l) / 0,04
yhteensä		2/178	< 0,05–0,84 / 0,06 95. prosenttipiste < mr

Resorsinoli suurelta osin hajoaa jätevedenpuhdistamolla ja jossain määrin (9 %) päätyy hajoamatta pintavesiin (taulukko 4). Resorsinolia ei ole havaittu puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (Dye ym. 2007, Toivikko 2011) eikä massa- ja paperiteollisuuden jätevesistä (Dye ym. 2007), mutta on havaittu kaatopaikan suotovedestä (Virolainen 2010, Kettunen & Laaksonen 2011, Koskinen 2012, Kangas 2018).

Taulukko 4. Resorsinolin massatase jätevedenpuhdistamoilla (YM 2005)

Yhdiste	Ilmaan	Pintavesiin	Aktiivilietteeseen	Hajoaa
resorsinoli	0 %	9 %	0 %	91 %

Ehdotus

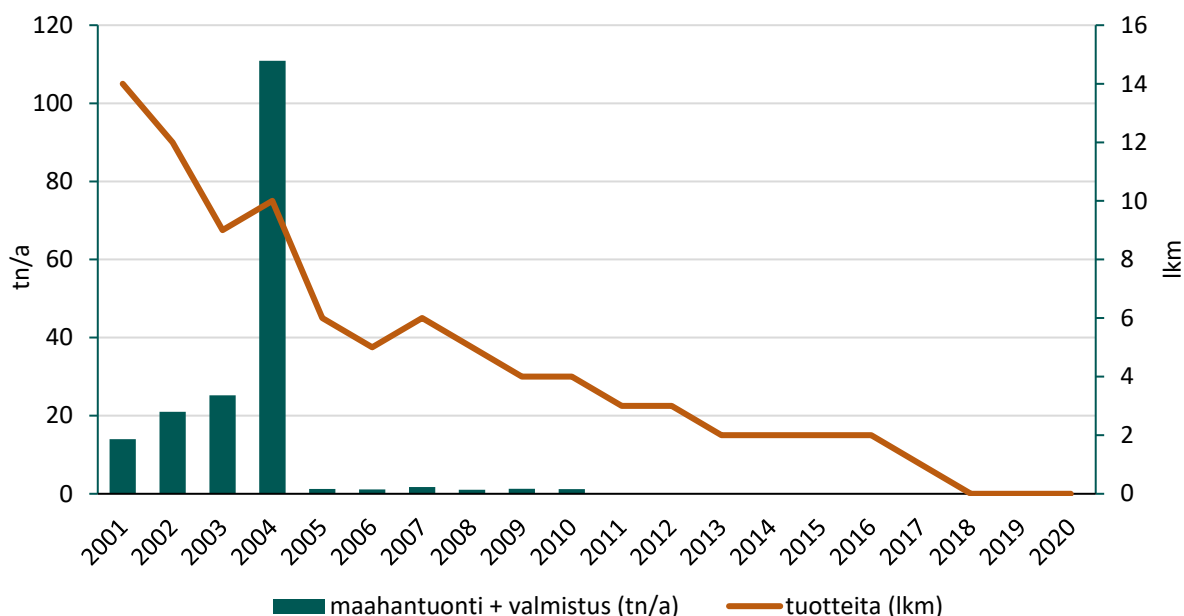
Resorsinoli ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D, koska sen pitoisuudet pintavesissä eivät pääsääntöisesti ole ylittäneet tai olleet lähellä pintavesien haitatonta pitoisuustasoa Suomessa ja koska aine suu-
relta osin hajoaa jätevedenpuhdistuksessa.

4.1.4 (bentsotiatsol-2-yyli(tio)metyyli(tio)syanaatti (TCMTB))

TCMTB on heterosyklinen bentsotiatsolihydridi, joka on hyvin myrkyllistä vesieläimille ja pysyvä.

Käyttö

TCMTB on heterosyklinen bentsotiatsolihydridi, jota on käytetty Suomessa säilytys- ja desinfiointiaineena mm. nahan käsittelyssä, limantorjuntaan paperi- ja selluteollisuudessa ja puunsuojamaaleissa (Karvonen ym. 2012). Yksityiskohtaisempaa tietoa aineen aikaisemmista käyttökohteista on esitetty VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005) ja vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeesta (Karvonen ym. 2012). TCMTB:n (CAS 21564-17-0) käyttö on vuodesta 2005 lähtien laskenut eikä sitä ole käytetty ollenkaan vuodesta 2018 lähtien (kuva 7).



Kuva 7. TCMTB:tä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

TCMTB:lle ei ole asetettu EQS-arvoa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteessä 1D, eikä siitä ole ympäristöpitoisuustietoja. Tässä arvioissa on käytetty aineen haitattomana pitoisuustasona sisämaan pintavesille 0,018 µg/l ja merivedelle 0,0018 µg/l (Londesborough 2005).

TCMTB:lle on yksi määrittyskoodi ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä (TCMTB;E34;LCM viitaten esikäsittelyä tehtävään uuttoon ja havaitsemiseen nestekromatografisesti), mutta yhtään määrittystulosta ei ole pintaveden vedenlaatuja järjestelmässä (VESLA) eikä sedimentin ja eliöstön kertymärekistereissä (KERTY).

TCMTB ei ole biohajoava, mutta voi jossain määrin hajota mm. bentsotiatsoli-2-tioli (ks. luku 4.1.5; Londesborough 2005). Mallinnuksen perusteella TCMTB ei hajoa jätevedenpuhdistamolla vaan suurelta osin (85 %) päätyy hajoamatta pintavesiin (taulukko 5). Sitä ei ole havaittu puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (Vieno; mr 0,01–0,1 µg/l; mr korkea verrattuna pintaveden PNEC-arvoihin), mutta ei ole mitattu kaatopaikkojen suotovedestä (Kangas 2018).

Taulukko 5. TCMTB:n massafase jätevedenpuhdistamoilla (YM 2005)

Yhdiste	Ilmaan	Pintavesiin	Aktiivilietteeseen	Hajoaa
TCMTB	0 %	85 %	15 %	0 %

Ehdotus

TCMTB ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D, koska sen käyttö ja siten oletettavasti myös päästöt ovat vähentyneet merkittävästi Suomessa.

4.1.5 Bentsotiatsoli-2-tioli

Bentsotiatsoli-2-tioli (2-MBT tai MBT; asetuksessa 1022/2006 lyhenteellä MBeT) ja di(bentsotiatsoli-2-yyli)disulfidi (MBTS) ovat heterosyklisiä bentsotiatsolihydristeitä, jotka ovat hyvin myrkyllisiä vesieliöille ja pysyviä. MBTS ja TCMTB voivat hajota MBeT:ksi.

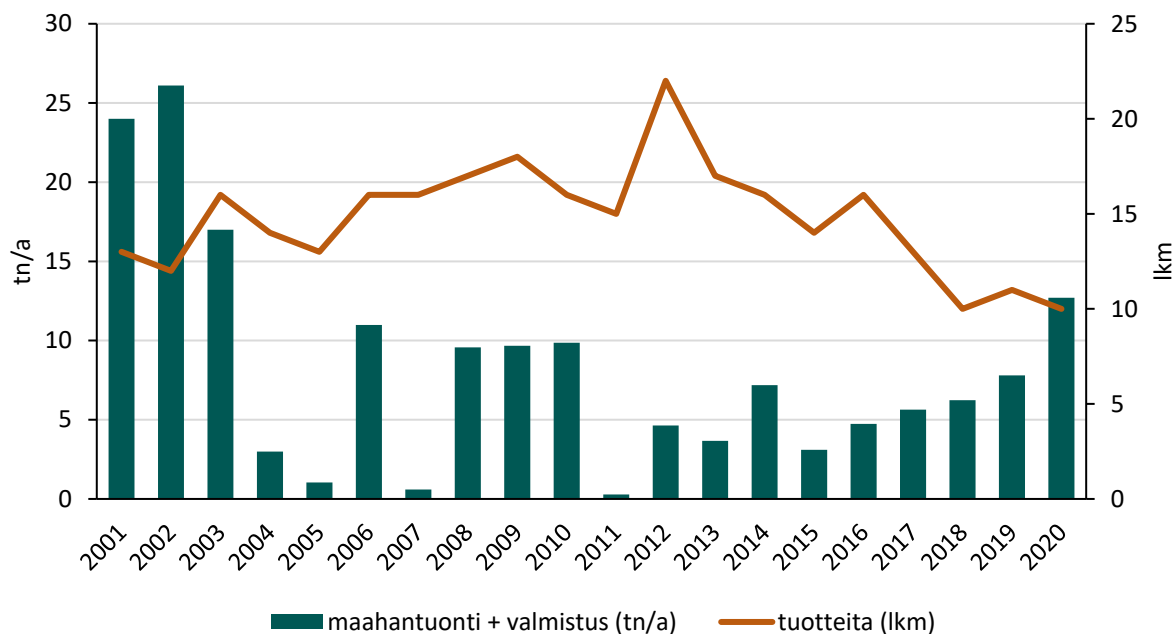
Käyttö

Bentsotiatsoli-2-tioli on käytetty Suomessa mm. kumin vulkanointiin renkaiden ja jalkineiden valmistuksessa, limantorjuntaan ja korroosionestoon massan, paperin, kartongin ja pahvin valmistuksessa sekä maalien ja lakkojen valmistuksessa (Karvonen ym. 2012).

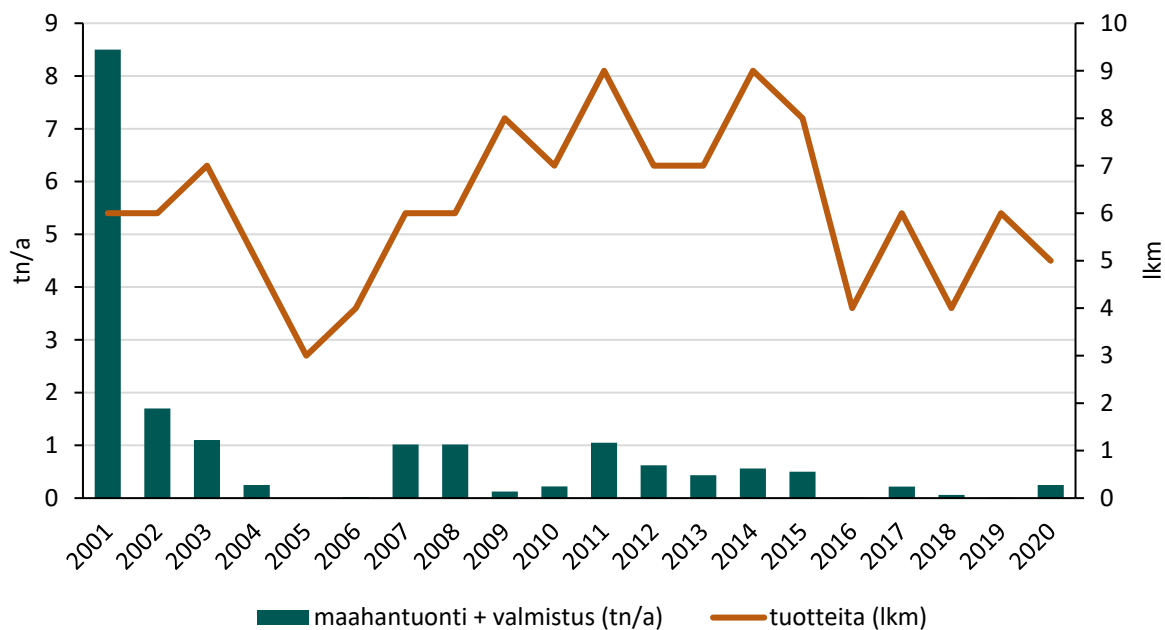
Bentsotiatsoli-2-tioli (CAS 149-30-4) käyttö on 2000-luvulla vaihdellut voimakkaasti (0,3–26 tn/a). Sitä käytetään edelleen merkittävästi (6–13 tn/a vuosina 2018–2020, kuva 8). Natrium-MBeT:n (CAS 2492-26-4, hajoo MBeT:ksi) käyttö on viime vuosina ollut pientä (kuva 9).

Di(bentsotiatsoli-2-yyli)disulfidi (MBTS) voi hajota MBeT:ksi (Londesborough 2005), joten MBTS:n käyttökohteet ovat potentiaalisia MBeT:n päästölähteitä ja siksi tässä luvussa käsitellään myös sitä. MBTS:ää on käytetty Suomessa 2000-luvulla mm. kiihdyttimenä kumin vulkanoinnissa ja liimana kumituotteiden kuten renkaiden ja jalkineiden valmistuksessa (Karvonen ym. 2012). MBTS:n (CAS 120-78-5) käyttö on 2000-luvulla vaihdellut voimakkaasti (10–131 tn/a) ja sitä käytetään edelleen merkittävästi (16–64 tn/a vuosina 2018–2020, kuva 10). MBTS voi hajota MBeT:ksi, joten MBTS:n käyttökohteet ovat potentiaalisia MBeT:n päästölähteitä. TCMTB:n käytöstä Suomessa löytyy tietoa luvusta 4.1.4.

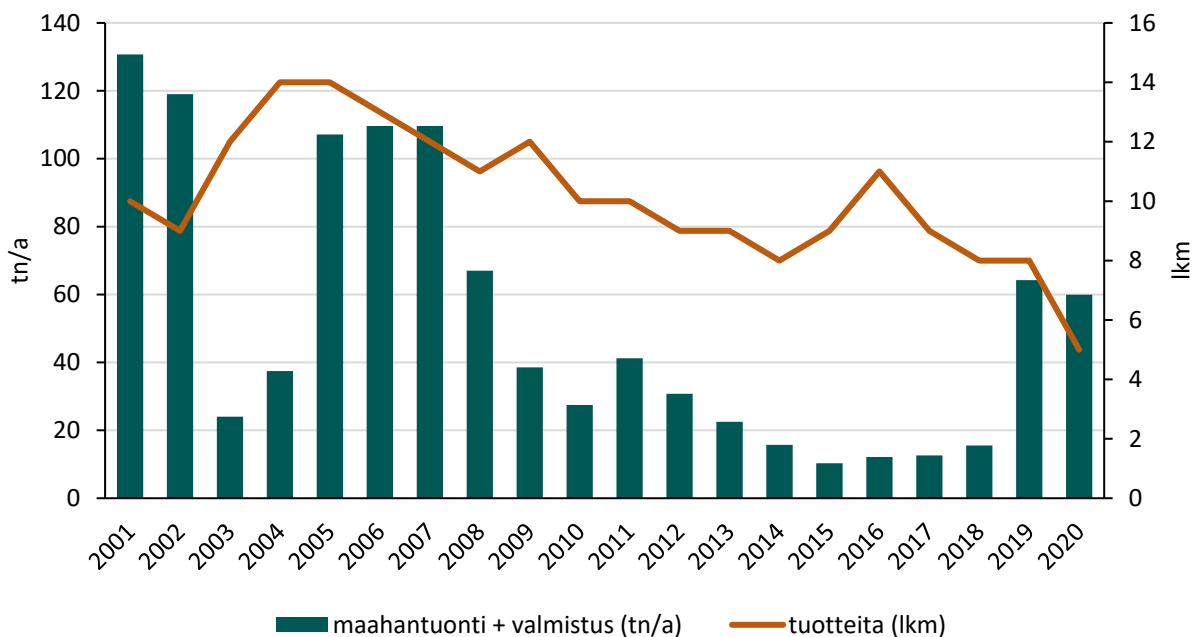
Yksityiskohtaisempaa tietoa aineiden käyttökohteista on esitetty VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005) ja vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeesta (Karvonen ym. 2012).



Kuva 8. MBET:tä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).



Kuva 9. Na-MBeT:tä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).



Kuva 10. MBTS:ää sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

MBeT:lle ei ole asetettu EQS-arvoa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteessä 1D. Tässä arvioissa MBeT:n haitattomana pitoisuustasona on käytetty sisävesille 0,8 µg/l ja merivedelle 0,08 µg/l (Londesborough 2005). MBeT:n ympäristöpitoisuustietoa ei ole ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä. Puuttuvat EQS-arvot ovat todennäköisesti vaikuttaneet siihen, ettei seurannoissa tai tarkkailuissa ole koettu tarpeelliseksi selvittää aineen ympäristöpitoisuuksia.

MBeT ei ole biohajoava (Londesborough 2005). Mallinnuksen perusteella MBeT ei hajoa jätevedenpuhdistamolla vaan suurelta osin (91 %) sitoutuu puhdistamolietteeseen (taulukko 6). Sitä ei ole havaittu puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (Vieno 2014), mutta tutkimuksen määrittäysraja 0,5 µg/l on korkea verrattuna meriveden PNEC-arvoon 0,08 µg/l. MBeT:tä ei tietääksemme ole mitattu kaatopaikkojen suotovedestä (mm. Kangas 2018).

MBeT:tä on löytynyt Norjasta maantietunneleiden pesuvesistä (9–87 ng/l), mikä lienee seurausta aineen irtoamisesta ajoneuvojen renkaista. Ainetta on löytynyt puhdistamolietteestä (< 1,0–5,7 µg/kg kp, mutta ei puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (< 10 ng/l; Schlabach ym. 2021a). Mallinnuksen perusteella MBTS ei hajoa jätevedenpuhdistamolla vaan suurelta osin (91 %) sitoutuu puhdistamolietteeseen (taulukko 6).

Norjalaisessa kartoituksessa (Schlabach ym. 2021a) MBeT:tä on löytynyt kaikkien tutkittujen urheilukenttien tekonurmen kumirakeista (n=5) ja pienempinä pitoisuuksina leikkikentän kumipäällysteestä (n=3).

Taulukko 6. MBTS:n ja MBeT:n massatase jätevedenpuhdistamoilla (YM 2005)

Yhdiste	Ilmaan	Pintavesiin	Aktiivilietteeseen	Hajoaa
MBeT	0 %	97 %	3 %	0 %
MBTS	0 %	9 %	91 %	0 %

Haitaton pitoisuustaso pintavedessä

Vuonna 2005 kansallisten haitallisten aineiden lainsäädäntötyössä MBeT:lle ei asetettu Londesboroughin (2005) johtamia AA-EQS-arvoja, koska aineelle ei ollut saatavilla analyttistä määritysmenetelmää, jonka määritysraja olisi ollut tarpeeksi alhainen suhteessa johdettuun haitattomaan pitoisuustasoon (YM 2005). Lisäksi Londesborough (2005) johti MBeT:lle hetkellisen pitoisuuden ympäristölaatu-normit sisämaan pintavesille (MAC-EQS). Työryhmä päätti lisätä MBeT:n asetukseen 1022/2006 mutta ilman ympäristölaatunormeja. Ympäristölaatunormien puuttumisen vuoksi käytännössä aineen vaarallisten aineiden asetuksen mukainen ympäristölupaan perustuva valvonta, tarkkailu ja mahdollisten päästöjen vähennystoimien asettaminen on vaikeaa.

Edellä mainituista syistä ehdotamme vaarallisten aineiden asetukseen (1022/2006) lisättäväksi seuraavat Londesboroughin (2005) johtamat MBeT:n EQS-arvot:

- vuosikeskiarvon ympäristölaatunormiksi (AA-EQS) sisämaan pintavesille 0,8 µg/l ja merivedelle 0,08 µg/l
- hetkellisen pitoisuuden ympäristölaatunormiksi (MAC-EQS) sisämaan pintavesille 2,5 µg/l ja merivedelle 0,25 µg/l.

Yllä esitettyjen AA-EQS-arvojen osalta markkinoilla olevat MBeT:n analyysimenetelmät eivät täytä kaikilta osin vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle. Tämä ei kuitenkaan estä ehdotettujen AA-EQS-arvojen lisäämistä asetukseen, koska myös joillakin asetuksen EU:n prioriteettiaineilla (mm. TBT, DEHP) on AA-EQS-arvoja, joiden osalta analyysimenetelmät eivät täytä vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle. Lisäksi analytiikan arvioidaan parantuvan laboratorioden kehitystyön johdosta sen jälkeen, kun em. ympäristölaatunormit ovat vahvistettu ja kysyntä ko. analyysijä kohtaan lisääntyy.

Ehdotus

MBeT ehdotetaan jätettävän vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D ja lisättäväksi seuraavat Londesboroughin (2005) johtamat MBeT:n EQS-arvot:

- vuosikeskiarvon ympäristölaatunormiksi (AA-EQS) sisämaan pintavesille 0,8 µg/l ja muille pintavesille (merivedelle) 0,08 µg/l
- hetkellisen pitoisuuden ympäristölaatunormiksi (MAC-EQS) sisämaan pintavesille 2,5 µg/l ja muille pintavesille (merivedelle) 0,25 µg/l.

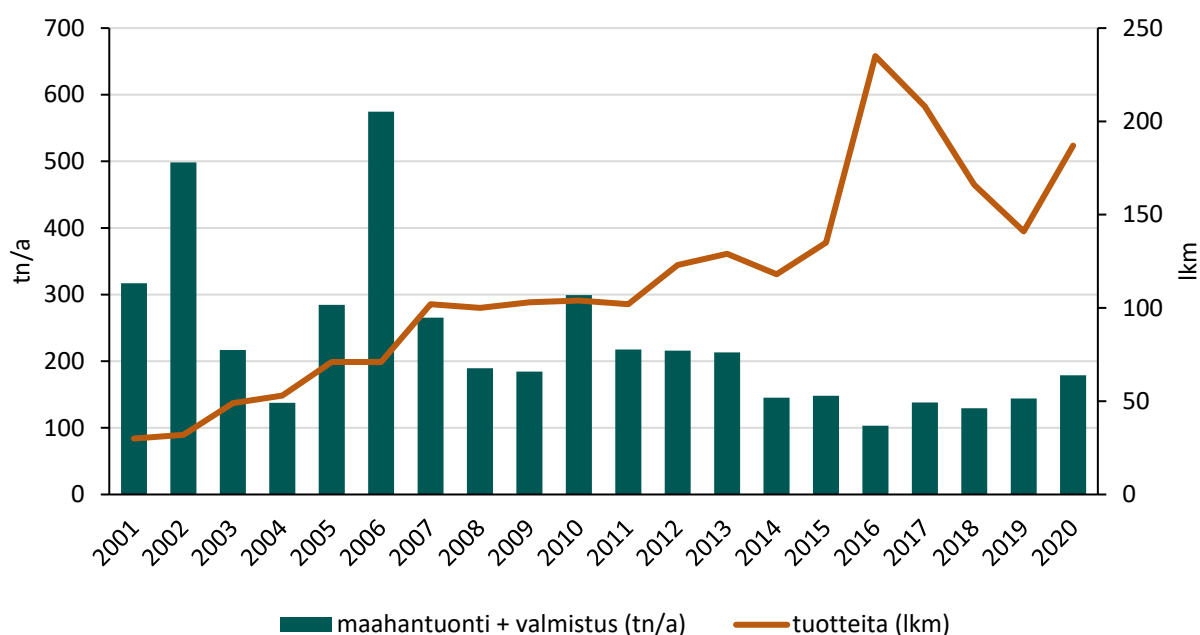
MBeT:n pitoisuuksia vesiympäristössä tulee selvittää tarkkailuissa ja seurannoissa esimerkiksi kartoituksilla, jotka kohdistuvat ainetta sisältäviin jätevesiin ja hulevesiin sekä niiden kuormittamiin vesistöihin sekä niiden tausta- tai referenssialueisiin. MBeT tulee sisällyttää luvussa 8.2 ehdotettuun selvitykseen, joka käsittelee renkaiden lisäaineita ja niiden käytöstä tai uusiokäytöstä aiheutuvia riskejä vesiympäristölle.

4.1.6 Bronopoli (2-bromi-2-nitropropani-1,3-dioli)

Bronopoli on biosidi, joka on hyvin myrkyllistä vesieliöille.

Käyttö

Bronopoli kuuluu biosidivalmisteiden ennakkohyväksyntämenettelyn piiriin. Sitä on käytetty Suomessa 2000-luvulla mm. limantorjunta-aineena massa- ja paperiteollisuudessa ja biosidinä kemianteollisuudessa, maalien valmistuksessa sekä metallien käsittelyssä/työstössä. Bronopolin käyttö biosidinä hygieniatarvikkeissa, ruuan ja rehun säilytysalueiden desinfiointiaineena ja metallintyöstönesteissä on ollut kielletty EU:ssa 25.10.2009 jälkeen ja filmi-säilytysaineena 9.2.2011 lähtien (Karvonen ym. 2012). Yksityiskohtaisempaa tietoa aineen aikaisemmista käyttökohteista on esitetty VESPA-työryhmän julkaisussa (YM 2005) ja vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeesta (Karvonen ym. 2012). Bronopolia (CAS 52-51-7) on käytetty 2000-luvulla 103–575 tn/a ja sitä käytetään edelleen merkittävästi (133–179 tn/a vuosina 2018–2020, kuva 11).



Kuva 11. Bronopolia sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

Tässä arvioissa bronopolin haitattomana pitoisuustasona on käytetty asetuksen 1022/2006 AA-EQS-arvoja 4 µg/l sisävesille ja 0,4 µg/l merivedelle. Vesienhoidon kannalta bronopoli ei ole merkityksellinen aine millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b). Perusteluja bronopolin vähämerkityksellisyydelle:

- Mitatut ympäristöpitoisuudet eivät täytä merkityksellisyyden kriteerejä (ks. luku 3.6).
 - Tärkein kriteeri: onko mitattu maksimipitoisuus/AA-EQS- tai maksimipitoisuus/MAC-EQS-suhde > 0,5 useammassa kuin yhdessä vesimuodostumassa ko. vesienhoitoalueella.
- Ei ole havaittu puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (Dye et al. 2007, Toivikko 2011, Vieno & Arjonen 2021) eikä ainetta käyttäneiden massa- ja paperi- sekä kemian teollisuuden laitosten jätevedestä Suomessa (Dye et al. 2007).
- Ei ole havaittu kaatopaikkojen suotovedestä (Virolainen 2010, Kettunen & Laaksonen 2011, Kangas 2018).

Bronopolia on mitattu 88 pintavesipaikalta torjunta-aineseurannan yhteydessä (VESLA:n aineisto). Määrittäysraja on ollut enimmäkseen 0,1 µg/l, mutta vuosina 2014–2016 se oli kuitenkin 0,25 µg/l. Bronopolia ei ole havaittu yhdestäkään näytteestä (0/914 vuosina 2010–2021). Aineen pitoisuudet pintavesissä eivät siten ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatunormia (AA-EQS 4 µg/l) Suomessa ja aineen 95. prosenttipiste on määrittäysrajaa pienempi ja pintavedessä RQ arvo pienempi kuin 0,5.

Bronopolia on tutkittu myös lukuisista sedimentti- ja kalanäytteistä Ruotsissa (Remberger ym. 2006). Suurin osa näytteistä oli erilaisten tuotantolaitosten tai jätevedenpuhdistamoiden välittömässä vaikutuspiirissä. Mistään näytteestä ei havaittu bronopolia. Myös Dye ym. (2007) tutkivat laajasti näytteitä erilaisista jätevesistä ja ympäristömatriiseista havaitsematta bronopolia Suomessa tai muissa pohjoismaissa. Aineen arvioitiin hajoavan nopeasti hydrolyytisesti ja biologisesti (Dye ym. 2007).

Vedessä bronopoli hydrolysoituu tai hajoaa valon vaikutuksesta nopeasti ja hajoaa jossain määrin (ei helposti) biologisesti. Hydrolyysi on nopeinta korkeassa pH:ssa, mutta myös paperiteollisuuden jäteveden tyypillisellä pH-alueella ja jossain määrin myös vesiympäristössä reaktio tapahtuu nopeasti (Seppälä 2007, ECHA 2023a). Sen jälkeen, kun bronopolin hajoaminen vedessä havaittiin, on riskinarvioinnin huomio siirtynyt aineen hajoamistuotteiden myrkyllisyyden ja riskien arviointiin sekä siihen tarvittavan tiedon hankkimiseen (Seppälä 2007). Tietoa bronopolin hajoamistuotteiden myrkyllisyydestä ja riskeistä ei ole saatu ja bronopoli-biosiditehoaineen arviointiprosessi on edelleen kesken EU-tasolla (raportoijamaa Espanja) ja arvioinnin valmistusajankohtaa ei tiedetä (Penttinen 2022a).

Ehdotus

Bronopoli ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtionneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D, koska suuresta käyttömäärästä huolimatta sitä ei löydy jätevesistä eikä ympäristöstä. Aine on nopeasti hajoava, ei kerry eliöihin eikä sedimenttiin. Sen pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet ympäristölaatunormia Suomessa. Vesienhoidon näkökulmasta bronopoli ei ole merkityksellinen aine millään vesienhoitoalueella Suomessa.

4.2 Kasvinsuojeluaineet

Katri Siimes

Nykyisellä asetuksen 1022/2006 kansallisesti valitulla ainelistalla (1D) on kuusi kasvinsuojeluaineena käytettyä ainetta. Ne valittiin aikanaan asiantuntija-arviona listalta, jonne oli kerätty 30 suurimman riski-indeksiin saanutta kasvinsuojeluaineen tehoainetta (Londesborough 2003). Riski-indeksi oli haitallisuutta kuvaavan pisteytyksen ja aineen vuotuisen myyntimäärän tulo. Tuolloin käytössä oli vuoden 2000 myyntimäärätiedot. Lopulliset aineet valittiin noiden 30 aineen joukosta niin, että ne edustivat erilaisia aineita sekä aineiden käytön että ympäristökäyttämisen ja haittojen osalta.

Asetuksen nykylistalla olevista kasvinsuojeluaineista kolme on poistettu EU:n sallittujen kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden rekisteristä, eikä niitä saa enää käyttää. Päästöinventaariorissa (Mehtonen ym. 2021b) vain (4-kloori-2-metyylifenoksi)etikkahappo (MCPA) on tunnistettu merkitykselliseksi.

4.2.1 Dimetooatti

Dimetooatti oli pitkään Suomen eniten myyty tuholaisten torjunta-aine, mutta sen käyttö päättyi vuonna 2020. Korkeita dimetooattipitoisuuksia on aiemmin voinut esiintyä ruiskutettujen peltojen lähivesissä, vaikka niitä ei ole havaittu pintavesiseurannassa.

Käyttö

Dimetooatti (CAS 60-51-5) on organofosforyyhdiste, joka estää asetyylikoliiniesteraasia erityisesti selkärangattomilla. Se oli pitkään Suomen eniten myyty tuholaisten torjunta-aine. Sen myyntimäärä oli yli 27 tehoainetonna vuonna 2000. Dimetooatin vuotuiset myyntimäärät 2010-luvulla eivät ole julkisia. Dimetooatti poistettiin EU:n sallittujen kasvinsuojeluaineiden tehoainerekisteristä 2019. Viimeisetkin dimetooattia sisältävät valmisteet poistettiin Suomessa kasvinsuojeluaineiden rekisteristä siirtymäajan päättyessä 31.7.2020, jonka jälkeen sitä ole saanut käyttää.

Esiintyminen ja riskit pintavedessä

Dimetooattia on analysoitu pintavesien torjunta-aineseurannassa yhteensä 566 näytteestä vuosina 2010–2021 ja havaittu 24 näytteestä eli yhteensä noin 4,2 % näytteitä (VESLA). Sen määritysraja on ollut 0,01 µg/l. Dimetooattinäytteiden 95. prosenttipisteen pitoisuus oli määritysrajaa pienempi ja siten myös RQ-arvo pienempi kuin 0,5.

Suurin havaittu pitoisuus on ollut 1,5 µg/l. Se havaittiin ruiskutusten jälkeen erään puutarhan veloitettarkkailupisteellä heinäkuussa 2017. Samalta paikalta ei ole ympäristöhallinnonrekisterissä kuin yksi mittaus tuolta vuodelta. On todennäköistä, että jos näytteitä olisi analysoitu paikalta enemmän, olisi vuosikeskiarvo jäänyt ympäristölaatunormia (0,7 µg/l) pienemmäksi. Suurinkaan havaittu pitoisuus ei ylittänyt enimmäispitoisuudelle ehdotettua laatunormia (4,3 µg/l, Kontiokari & Mattsoff 2011).

Muut havaitut pitoisuudet ovat olleet huomattavasti vuosikeskiarvon laatunormia pienempiä. On kuitenkin varsin todennäköistä, että ruiskutettujen peltojen lähivesissä on lyhytaikaisesti esiintynyt korkeitakin dimetooattipitoisuuksia, vaikka näitä ei ole seurannassa havaittu. Koska aineen käyttö ei ole enää sallittua, korkeita pitoisuuksia ei pitäisi jatkossa enää esiintyä.

Dimetooatti hajoaa ympäristössä nopeasti. Sen hajoamistuote omatoaatti on haitallisempaa kuin lähtöaine. Omatoaatti on lisätty ympäristöseurantoihin vuonna 2017, mutta sitä on todettu vain yhdestä näytteestä ja tällöinkin pitoisuus on ollut määritysrajaa (0,01 µg/l) pienempi (n=331, 2017–2020). Omatoatin määritysraja on ollut korkeampi kuin Saksassa johdettu omatoatin AA-EQS sisävesille 0,0042 µg/l (Wenzel & Shemotyuk 2014), mutta kuitenkin pienempi kuin samassa tutkimuksessa määritetty sisävesien MAC-EQS-arvo (2,1 µg/l).

Ehdotus

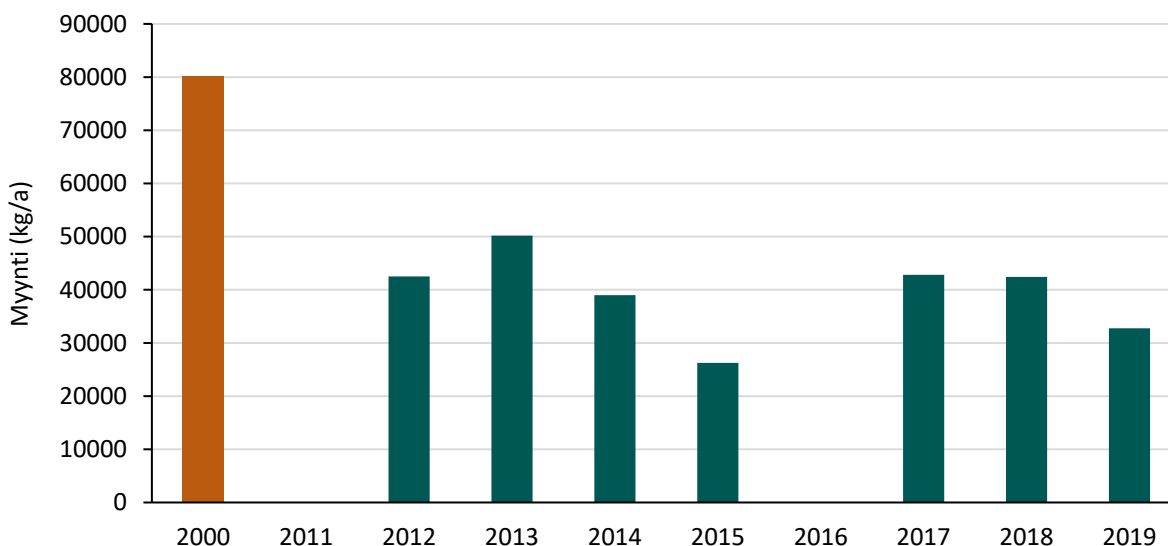
Koska dimetooattia ei saa enää käyttää, ehdotetaan se poistettavaksi asetuksen ainelistalta 1D. Se pidetään kuitenkin mukana kasvinsuojeluaineseurannassa käytettävässä monijäämäanalyysissä, jossa sen pitoisuus voidaan analysoida samalla kertaa lukuisten muiden torjunta-aineiden kanssa. Tämä varmistetaan myös seuraavissa Suomen ympäristökeskuksen toteuttamissa analytiikan kilpailutuksissa.

4.2.2 Mankotsebi ja sen hajoamistuote etyleenitiourea

Mankotsebi oli yleisesti käytetty kasvitautien torjunta-aine muun muassa perunaruttoa vastaan. Sitä ei saa enää käyttää. Ympäristölaatunormi on ollut sen hajoamistuotteelle, jonka pitoisuudet ovat riskialueille tehtyjen kartoitusten perusteella olleet turvallisella tasolla.

Käyttö

Mankotsebi (CAS 8018-01-7) oli Suomen eniten myyty kasvitautien torjunta-aine 2000-luvun alussa, kun aineiden valinta asetuksen listalle tehtiin. Mankotsebia on käytetty muun muassa perunaruton torjuntaan, mutta sen käyttö väheni 2000-luvun alun tilanteesta muiden perunaruton torjuntaan käytettävien aineiden yleistyessä. Viimeiset mankotsebia sisältävät kasvinsuojeluainevalmisteet poistettiin kasvinsuojeluainerekisteristä 31.1.2022. Mankotsebin myyntimäärät 2010-luvulla on esitetty kuvassa 12. Koska mankotsebi hajoaa ympäristössä nopeasti, asetuksen listalle valittiin aikanaan sen hajoamistuote etyleenitiourea (CAS 96-45-7).



Kuva 12. Mankotsebin vuotuiset myyntimäärät 2010-luvulla. Mankotsebia ei ole saanut myydä eikä käyttää enää 2022. Vuosien 2011 ja 2016 tiedot eivät ole julkisia. Vuoden 2000 myyntimäärä annettu vertailun vuoksi, sillä aikanaan aineen valinta listalle perustui siihen.

Etyleenitioureaa käytetään hyvin pieniä määriä myös teollisuudessa. Sen nykyisestä valmistus- ja maahantuontimäärä 2020-luvulla ei ole julkista tietoa (KETU-rekisterissä vain yksi valmiste), mutta aikaisemmin 2000-luvulla sen käyttö on ollut vähäistä (YM 2018). EU:ssa sitä valmistetaan 10–1000 tonnia ja käytetään mm. kumiteollisuudessa sekä lääketeollisuudessa raaka-aineena.

Etyleenitiourea on listattu erityistä huolta aiheuttavien aineiden listalle (SVHC, substance of very high concern; katso luku 5.1.5), koska se vahingoittaa lisääntymistä.

Esiintyminen ja riskit pintavedessä

Mankotsebi hajoaa vedessä hyvin nopeasti, eikä sitä ole sen vuoksi yritetty analysoida vesinäytteistä. Etyleenitioureaa on analysoitu vesinäytteistä melko vähän (n<50). Näytteet on kuitenkin otettu oletetuilla suuren kuormituksen paikoilta ja sielläkin pitoisuudet ovat jääneet noin sata kertaa laatunormia

pienemmiksi (AA-EQS 200 µg/l). Pääosin tulokset ovat olleet määrittämissä pienempiä (< 0,1 µg/l). Vä-
häistä mittausmäärää selittää se, että riskiä ei ole havaittu riskipaikoilla, ja toisaalta se, että analyysit
vaativat erillispanostusta, sillä pitoisuusmäärittäystä ei voida tehdä monijäämäanalyysillä vaan se pitää
analysoida erikseen.

Ehdotus

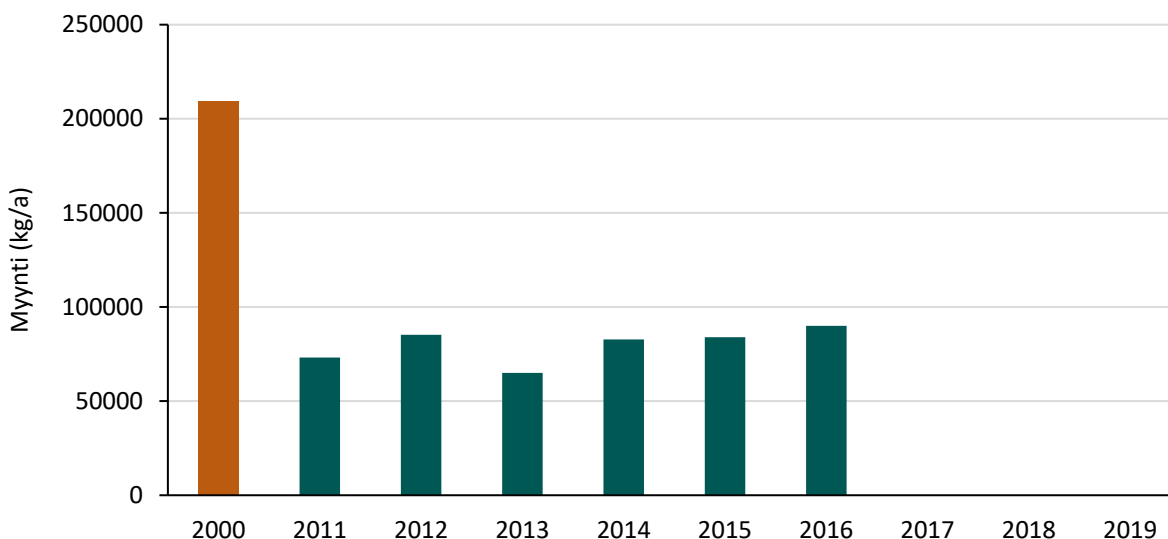
Koska mankozeb ei enää käytetä kasvisuojeluaineena, sen teollisuuskäyttö on marginaalista ja ha-
vaitut etyleenitioureen pitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä verrattuna ympäristölaatuunormiin, ehdo-
tetaan etyleenitioureaa poistettavaksi asetuksen ainelistalta 1D.

4.2.3 Prokloratsi

Prokloratsia käytettiin ennen 2020-lukua yleisesti viljojen kasvitautien torjuntaan, mutta sitä ei saa
enää käyttää. Prokloratsi päätyy vesiympäristössä pohjasedimenttiin eikä sitä ole juuri havaittu vesi-
näytteistä.

Käyttö

Prokloratsi (CAS 67747-09-5) oli pitkään Suomen eniten myyty viljojen kasvitautien torjunta-aine. Sitä
on käytetty esimerkiksi viljan härmän ja ruostetautien torjuntaan. Prokloratsin myyntimäärät 2010-
luvulla on esitetty kuvassa 13. Prokloratsi poistettiin Suomen kasvisuojeluainerekisterissä 31.1.2020
ja vuoden 2021 lopussa myös EU:n sallittujen kasvisuojeluaineiden tehoaineiden listalta, joten sitä ei
enää saa käyttää Suomessa kasvisuojeluaineena.



Kuva 13. Prokloratsin myyntimäärät Suomessa 2010-luvulla. Vuosien 2017 ja 2018 myyntimäärät eivät ole julkisia. Vuonna 2019 prokloratsia ei myyty, eikä sitä ole saanut käyttää Suomessa enää kasvukaudella 2020. Vertailuna on aineen myyntimäärä 2000, jota aikanaan käytettiin aineen valinnassa.

Esiintyminen ja riskit pintavedessä

Prokloratsia on analysoitu yli 1200 pintavesinäytteestä (VESLA-tietojärjestelmässä 1205 näytettä vuosilta 2007–2021), mutta havaittu vain yhdestä näytteestä. Näytteistä valtaosa (1160 näytettä) on jokivesistä (67 jokipaikkaa ja näistä valtaosa on maatalousvaltaisilta alueilta). Lisäksi muutamia mittaustuloksia on myös järvistä (6 järveä tai lampea) sekä ojista ja puroista. Ainoa havaittu pitoisuus on Porvoonjoesta otetusta näytteestä vuonna 2019. Tällöinkin pitoisuus oli ympäristölaatunormia pienempi ($0,27 \mu\text{g/l} < \text{AA-EQS } 1,0 \mu\text{g/l}$). Laskennallinen pitoisuuksien 95. prosenttipiste jäi määrittäjärajaa pienemmäksi.

Valtaosassa näytteitä prokloratsi on analysoitu osana monijäämäanalyysiä ja sen määrittäjäraja on ollut $0,1$ tai $0,2 \mu\text{g/l}$, eräissä yksittäisissä näytteissä matriisihäiriöstä johtuen suurempi. Prokloratsi tuli EU:n tarkkailuainelistalle 2020 ja tällöin säädetty määrittäjärajavaatimus oli tiukempi kuin laajassa monijäämäanalyysissä saatava. Siksi sitä on kartoitettu 2021–2022 käyttäen erillismenetelmää, jossa määrittäjäraja oli $0,05 \mu\text{g/l}$. Sitä ei kuitenkaan ole havaittu tällöinkään. Seurannassa käytetty monijäämämenetelmä on täyttänyt EU:n vaatimukset: määrittäjäraja on ollut pienempi kuin 30 % ympäristölaatunormista ja mittausepävarmuus pienempi kuin 50 %, kun arvio on tehty voimassa oleviin kansallisiin arvoihin (AA-EQS sisämaan pintavesi $1,0 \mu\text{g/l}$ ja merivesi $0,025 \mu\text{g/l}$).

Kansallinen ympäristölaatunormi on ollut löysempi kuin EU:n pintavesien tarkkailulistan aineiden (Watch list) määrittäjärajavaatimus, joka perustui JRC:n ehdottamaan PNEC-arvoon. Tämän PNEC-arvon johtamisessa oli kuitenkin ollut käytössä vain kalan akuutti LC50-arvo ($161 \mu\text{g/l}$) ja vähäisestä ekotoksisuustiedosta johtuen JRC käytti PNEC-arvon johtamisessa suurta arvointikerrointa ($\text{AF}=1000$) (Comez Cortes ym. 2020). Sen sijaan kansallinen AA-EQS on johdettu pienimmän kroonisen altistuksen haitattomasta pitoisuudesta ($0,1 \mu\text{g/l}$, NOEC, levän kasvu) käyttäen pientä arvointikerrointa ($\text{AF}=10$), sillä käytössä oli kolmen eri trofiatason kroonisia NOEC-testejä (Londesborough 2005).

Prokloratsia havaittiin vuonna 2005 maatalousvaltaisten jokien pohjasedimenttikartoituksessa 9/32 paikalta ja kolmella paikalla havaittu pitoisuus (maksimi $0,73 \text{ mg/kg}$ kuiva-ainetta; VESKA2-hankkeen julkaisematon tulos) ylitti myös prokloratsille ehdotetun sedimentin ympäristölaatunormin $0,3\text{--}0,4 \text{ mg/kg}$ kuiva-ainetta (Londesborough 2005). Sitä ei kuitenkaan havaittu samoilta paikoilta otetuista pintavesinäytteistä (määrittäjäraja $0,1 \mu\text{g/l}$; julkaisematon VESKA2-hankkeen tulos).

Sedimenttinäytteitä ei ole tutkittu vuoden 2005 jälkeen. Ehdotettua prokloratsin laatunormia sedimentille ei myöskään ole otettu lainsäädäntöön. On todennäköistä, että sedimentin laatunormi olisi voinut ylittyä aiemmin yleisestikin, mutta käytön päättymisen jälkeen pitoisuudet ovat jo pienentyneet ja mahdollinen haitta vähentynyt, vaikka prokloratsin hajoaminen vesi-sedimenttiympäristössä onkin hidasta.

Ehdotus

Prokloratsi ehdotetaan poistettavaksi asetuksen ainelistalta 1D, koska sitä ei saa enää käyttää kasvin-suojeluaineena ja koska sitä ei ole havaittu pintavesistä.

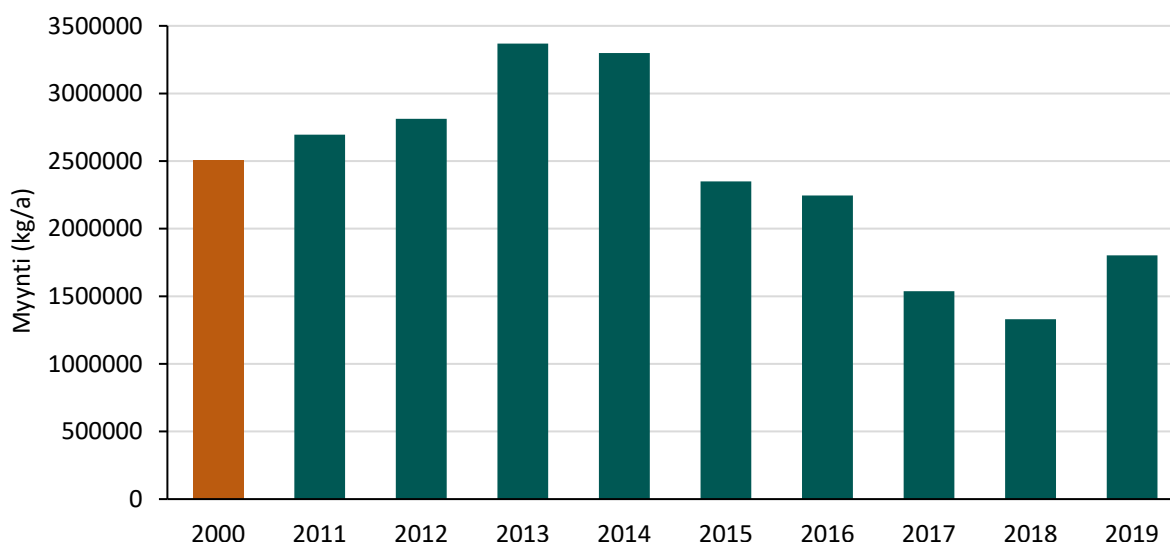
4.2.4 (4-kloori-2-metyylifenoksi)etikkahappo (MCPA)

MCPA:ta on käytetty Suomessa ainakin 70 vuotta leveälehtisten rikkakasvien torjuntaan esimerkiksi viljapelloilla ja käyttö jatkuu edelleen. Sitä on myös havaittu yleisesti pintavesistä. Vesinäytteiden pitoisuudet eivät ole vuosien mittaan ylittäneet laatunormia, mutta normiin ehdotetaan tarkennusta.

Käyttö

MCPA:ta (CAS 94-74-6) on myyty Suomessa rikkakasvien torjuntaan ainakin kasvinsuojeluaineiden tilastoinnin alusta lähtien (1953) ja mahdollisesti jo sitä ennen, sillä se on keksitty jo 1940-luvulla. Se oli pitkään Suomen eniten käytetty herbisidi. Sen myyntimäärä vuonna 2000 oli yli 250 tehoainetonnia. MCPA:ta on käytetty vuosittain ja myyntimäärät 2010-luvulta on esitetty kuvassa 14.

Kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden hyväksynät ovat aina määräaikaista. MCPA:n nykyinen hyväksyntä EU-alueella päättyy 10/2023 ja jatkohyväksynnästä päätetään vuoden 2023 aikana. Käyttö todennäköisesti sallitaan jatkossakin. EU:ssa kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden arviointi on jaettu jäsenmaille. MCPA:n uutta rekisteröintihakemusta käsittelevät Puola ja Alankomaat. Luonnos tulee kommentoitavaksi kaikkiin EU-maihin ja lopullisen päätöksen siitä tekee EFSA. On mahdollista, että päätös viivästyy vuodesta 2023, sillä komissio antoi sen hyväksynnälle määräajan pidennyksen syyskuussa 2022.



Kuva 14. MCPA:n myyntimäärä Suomessa 2010-luvulla. Vertailuna on aineen myyntimäärä 2000, jota aikanaan käytettiin aineen valinnassa.

MCPA on systeemisesti vaikuttava tuhottavan kasvuston lehvästöön ruiskutettava herbisidi. Sen vaikutusmekanismi kasvin sisällä on saman tapainen kuin auksiineilla, jotka ovat luonnollisia kasvin kasvua säättäviä kasvuhormoneja. Auksiinit auttavat kasvia esimerkiksi kääntymään kohti aurinkoa nopeuttamalla kasvua varjon puolella. MCPA:n vaikutus on luonnollista hormonia suurempi ja se aiheuttaa kasveissa kasvuhäiriöitä, jotka johtavat kasvin kuolemaan. Eri kasvilajeilla on kuitenkin erilainen herkkyys. Heinämäiset kasvit kuten viljat kestävät suurempia annoksia vahingoittumatta – ja tämä mahdollistaa MCPA:n käytön kesken kasvukauden (taimettumisen jälkeen).

Nykyään MCPA:ta käytetään monissa kasvinsuojeluainevalmisteissa yhdessä muiden tehoaineiden kanssa. Pien’annosherbisidien yleistuminen on myös osaltaan vähentänyt MCPA:n käyttöä huippuvuosiin verrattuna.

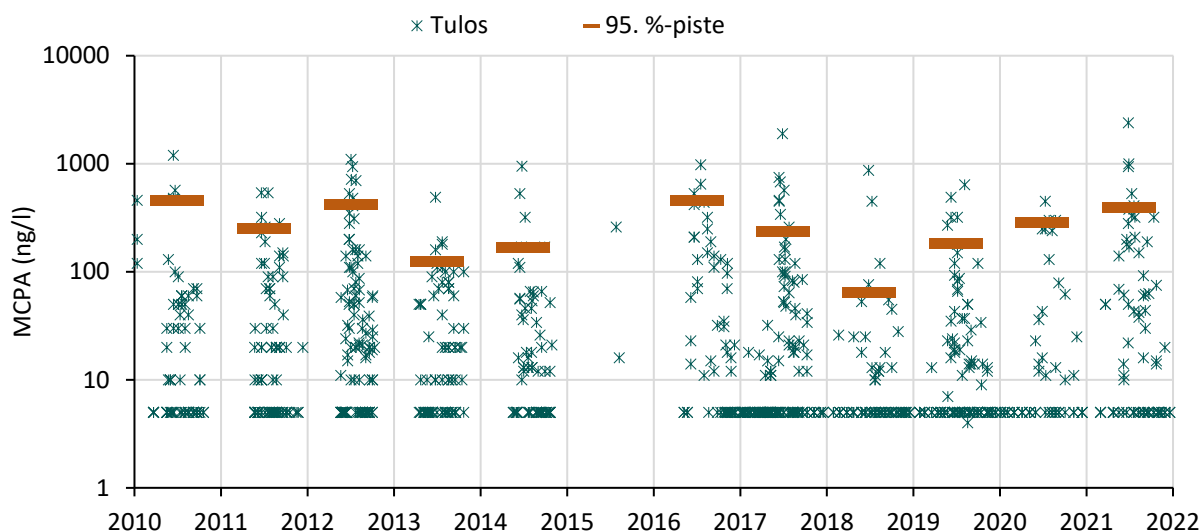
Esiintyminen ja riskit pintavedessä

MCPA on erittäin vesiliukoinen, se ei juurikaan haihdu, se ei ole kovin pysyvä maaperässä eikä vesise dimenttisysteemeissä, ja se hajoaa valon vaikutuksesta. Maaperässä hajoaminen on nopeinta

aerobisissa olosuhteissa ja lämpimässä (mikrobiologinen hajoaminen), jossa sen pääasiallinen hajoamistuote on 4-kloori-2-metyylifenoli. MCPA on sitoutumiskertoimen perusteella melko helposti kulkeutuva aine. Se sitoutuu kiintoaineeseen vahvimmin happamassa ympäristössä ja sitoutumiseen vähenee maan pH:n noustessa.

MCPA on ollut yksi yleisimmin vesistä havaituista kasvinsuojeluaineista. Sitä on havaittu yli puolesta analysoituja näytteitä (517 / 941) vuosina 2010–2021 (VESLA:n aineisto). Sen mediaanipitoisuus on ollut useimpina vuosina 0,01 ja 0,10 µg/l välillä (kuva 15). Valtaosa näytepaikoista on ollut maatalousvaltaisilla alueilla, mutta mukana on ollut myös tausta-alueita.

MCPA:n mitattu vuosikeskiarvo ei ole ylittänyt ympäristölaatunormia kertaakaan 2010-luvulla. Kahdessa yksittäisessä näytteessä pitoisuus on ylittänyt voimassa olevan AA-EQS:n (1,6 µg/l). Suomen nykyinen ympäristölaatunormi on kuitenkin löysempi kuin useimpien muiden EU-maiden.



Kuva 15. MCPA:n pitoisuudet jokivesissä. Alle määritysrajan pitoisuudet on merkitty määritysrajan puolikkaiksi. Vuotuinen 95.-prosenttipiste on merkitty viivalla. Huom. logaritminen asteikko.

MCPA ympäristökohtaloa on tutkittu mm. Irlannissa viime vuosina (Morton ym. 2020, Morton ym. 2021 ja Atcheson ym. 2022). Tutkimuksissa on havaittu merkittäviä pitoisuuden vaihteluita pintavesissä myös hyvin lyhyen ajan aikana. Valtaosa MCPA:n päästöistä liittyi nopeisiin pelloilta tuleviin huuhtoutumispiikkeihin esimerkiksi rankkasateiden yhteydessä ("quick flow" tilanteet) (Atcheson ym. 2022).

Haitaton pitoisuustaso pintavedessä

Euroopan kemikaalivirasto (ECHA) on luokitellut MCPA:n erittäin myrkylliseksi vesieliöstölle ja todennut, että sillä on pitkäaikaisia vaikutuksia vesieliöstöön. MCPA:lle onkin asetettu kymmenessä EU-maassa pintavesien vuosikeskiarvolle ympäristölaatunormi ja sen arvot ovat välillä 0,01–100 µg/l (EEA 2019a). EU:ssa kaikilla yksittäisillä kasvinsuojeluaineilla on asetettu juomaveteen raja-arvo 0,1 µg/l ja moni EU-maa on ottanut juomaveden raakaveden arvon käyttöön suoraan myös pintaveden laatunormiksi. Uutta tietoa MCPA:n haitallisuudesta ihmisterveydelle ei ole tullut ilmi esimerkiksi Kanadan juomaveden raja-arvotarkastelussa, jossa MCPA:n raja-arvoksi asetettiin 400 µg/l ihmisterveyteen perustuen (Health Canada 2021). Esimerkiksi Saksassa ja Ranskassa on käytössä AA-EQS-arvo 0,1 µg/l, Sveitsissä 0,66 µg/l ja Ruotsissa 1,0 µg/l. Suomessa voimassa oleva ympäristölaatunormi on sisävesillä 1,6 µg/l ja rannikkovesillä 0,16 µg/l.

Suomen ympäristölaatonormit on otettu Londesborough (2005) ehdotuksesta. Hän käytti lähtötietona EU-rekisteröinnissä koottua MCPA monografian ekotoksisuusaineistoa ja kirjallisuutta. Vesieliöistä MCPA:lle herkimpiä olivat vesikasvit. Ympäristölaatonormiehdotus sisävesille (AA-EQS 1,6 µg/l) saatiin jakamalla alhaisin NOEC-arvo (16,2 µg/l, *Lemna gibba*) arviointikertoimella 10 (AF = 10), sillä tietoa oli kolmelta eri trofiatasolta. Rannikkovesistä ei ollut erikseen ekotoksisuustietoa ja siksi rannikkovesien ympäristölaatonormiehdotus saatiin jakamalla sisävesille määritetty arvo kymmenellä.

Herkin testieliö *Lemna gibba*, eli kupulimaska, on vehkakasveihin kuuluva veden pinnalla kelluva pie-nehkö kasvi (versot 0,5–5 mm, varsi < 5 cm), jota käytetään yleisesti ekotoksisuustesteissä. Se oli herkin testilaji myös akuuteissa ekotoksisuustesteissä (LC50 = 152 µg/l). Londesborough päätyi tässäkin käyttämään kerrointa 10, eli samaa arvoa, jota käytettiin kasvinsuojeluaineiden rekisteröinnissä TER-arvona, ja ehdottamaan enimmäispitoisuuden ympäristölaatonormiksi (MAC-EQS) 15 µg/l. Londesborough (2005) totesi myös, että koska MCPA:n orgaaniseen aineeseen suhteutettu sitoutumiskerroin oli pienempi kuin 3, ei sedimentille tarvinnut määrittää ympäristölaatonormia. Myöskään sekundääristä altistusta ei pidetty merkittävänä, sillä aineen biokertyvyys oli arvioitu pieneksi vesi-oktanoli jakaantumiskertoimen perusteella (Kow < 3).

Konttiokari ja Mattsoff (2011) päätyivät MCPA:n kohdalla samoihin arvioihin kuin Londesborough (2005): AA-EQS sisävesille 1,62 µg/l ja rannikolle 0,16 µg/l ja MAC-EQS sisävesille 15,2 µg/l ja rannikolle 1,52 µg/l.

Ruotsalaisten sisämaan pintavesien MCPA:n ympäristölaatonormi AA-EQS on 1,0 µg/l (Naturvårdsverket 2008; Boström & Gönczi 2021). Se perustuu samaan yksittäiseen ekotoksisuustulokseen kuin suomalainen AA-EQS, mutta huomioi sen, että kokeessa käytetty MCPA oli 80 %:sti dimetyyliamino-suolana, joka on vähemmän haitallista vesieliöille kuin MCPA. Siksi he muuttivat tuloksen ensin vastamaan MCPA:ta: NOEC 16,2 µg/l dimetyyliamino-suolamuodossa vastasi heidän mukaansa 11 µg/l MCPA:ta. Sen jälkeen he käyttivät samaa kerrointa 10 kuin jota oli käytetty suomalaisissakin kokeissa.

Emme löytäneet uusia MCPA:n ekotoksisuustietoja 2010-luvulta. Esimerkiksi torjunta-aineiden ominaisuuksiin liittyvässä tietokannassa (Lewis ym. 2016) on tietoa huomattavasti vähemmän kuin mitä on ollut aiemmissa suomalaisissa arvioissa käytössä. Tietokannassa on kroonisia ekotoksisuustestituloksia kalalle, selkärangattomille ja tuntemattomalle levälajille, mutta ei vesikasveille. Akuutteja ekotoksisuustuloksia on tietokannassa MCPA:lle neljältä trofiatasolta (kala, selkärangattomat, levä, vesikasvit). Herkin on tässäkin vesikasvi *Lemna gibba*, mutta valitussa kokeessa sen LC50 -arvoksi on ilmoitettu > 3,2 mg/l eli huomattavasti suurempi arvo kuin ympäristölaatonormin johtamisessa käytetyssä kokeessa.

Ehdotus

MCPA:ta ehdotetaan säilytettäväksi asetuksen 1D ainelistalla. Ehdotamme uudeksi AA-EQS-arvoksi ruotsalaisten kanssa harmonisoitua arvoa 1,0 µg/l sisävesille ja 0,1 µg/l merivedelle. Lisäksi ehdotamme jo aiemmin ehdotetun enimmäispitoisuuden sisävesien MAC-EQS -arvon 15 µg/l ja meriveden MAC-EQS -arvon 1,5 µg/l, käyttöönottoa ja hyvän ja erinomaisen tilan välille rajaksi analyysien toteutamisrajaa. Ehdotukset ovat taulukossa 7.

Taulukko 7. MCPA:lle ehdotetut ympäristölaatonormit

Ympäristölaatonormi	Ehdotettu uusi normi µg/l	Nykyinen normi µg/l	Ruotsin normi* µg/l
Sisävesien AA-EQS	1,0	1,6	1,0
Meriveden AA-EQS	0,1	0,16	puuttuu
Sisävesien MAC-EQS	15	Ei ole	puuttuu
Meriveden MAC-EQS	1,5	Ei ole	puuttuu

*HAV 2019

Ehdotuksen vaikutukset

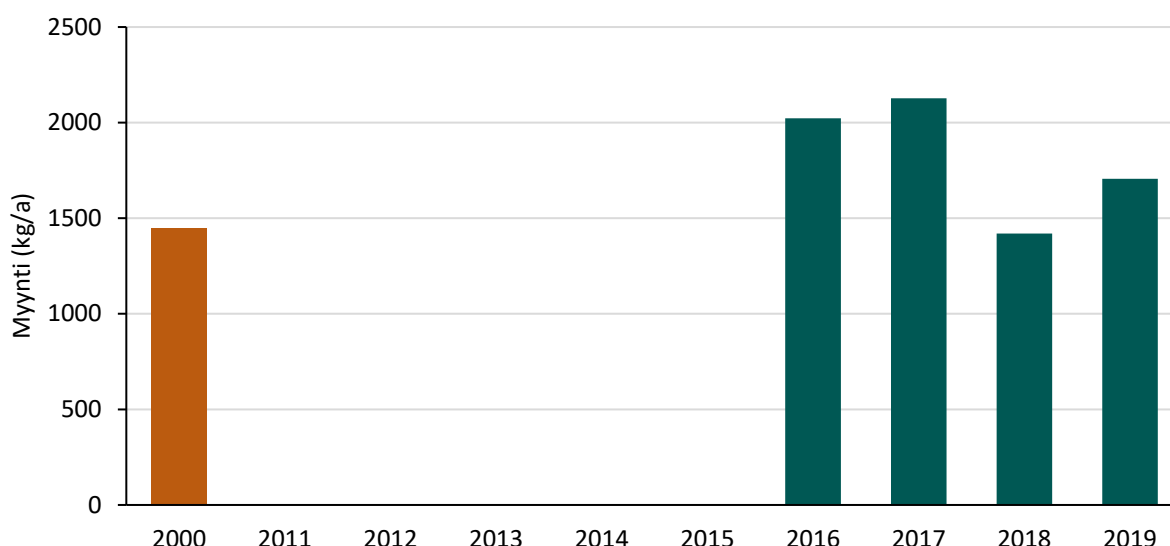
Kokonaisuudessaan muutoksen vaikutukset olisivat pieniä, mutta sen avulla voitaisiin harmonisoida säädöksiä Ruotsin kanssa (nyt samasta lähtöaineistosta muodostettu erilainen arvo normille) ja huomioida onnettomuustilanteet (MAC-EQS). Hyvän ja erinomaisen tilan välisestä raja-arvosta on enemmän luvussa 7.1. Laatumormin alentaminen voi johtaa satunnaisiin laatumormin ylityksiin, mutta ylitykset olisivat kuitenkin edelleen poikkeustapauksia.

4.2.5 Tribenuroni-metyyli

Tribenuroni-metyyliä käytetään rikkakasvien torjuntaan esimerkiksi viljakasveilla. Se tehoaa jo hyvin pieninä pitoisuuksina ja sitä käytetään enintään 10 g/ha. Ympäristölaatumormi on kuitenkin 0,1 µg/l.

Käyttö

Tribenuroni-metyyli (CAS 101200-48-0) valittiin aikanaan edustamaan pien’annosherbisidijä ja sen myyntimäärät olivat valinnan aikaan suurimmat pien’annosherbisideistä. Sen myyntimäärä on nykyään suunnilleen samalla tasolla kuin vuonna 2000 (kuva 16).



Kuva 16. Tribenuroni-metyylin myyntimäärät 2010-luvulla (tieto ei julkista 2011–2015). Vertailuna on aineen myyntimäärä 2000, jota aikanaan käytettiin aineen valinnassa.

Esiintyminen ja riskit pintavedessä

Tribenuroni-metyyli on vesistössä haitallisinta vesikasveille, johon perustuu myös sen ympäristölaatumormi 0,1 µg/l (AA-EQS sisämaan pintavesissä). Tribenuroni-metyyliä tutkittiin 2004–2005 Löytäneenjoen pienellä valuma-alueella, jolla selvitettiin tarkkaan valuma-alueen kasvinsuojeluaineiden käyttö. Tribenuroni-metyyliä käytettiin alueella, mutta sen pitoisuudet vesissä olivat hyvin pieniä – ja huuhtoutuneet määrät suhteessa käyttömäärään olivat pienempiä kuin muiden pien’annosherbisidien. Myöhemmin tribenuroni-metyyliä ei ole havaittu pintavesistä, vaikkakin näytteiden lukumäärä on pieni.

Ehdotus

Tribenuroni-metyyli ehdotetaan poistettavaksi asetuksen aineluettelosta 1D.

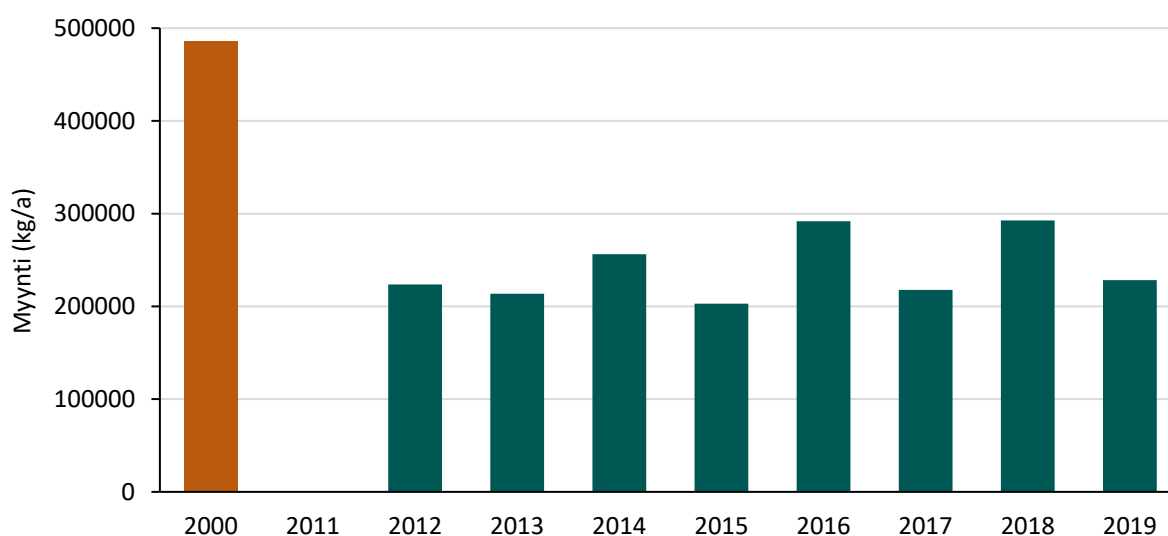
4.2.6 Metamitroni

Metamitronia käytetään esimerkiksi sokerijuurikkaan rikkakasvien torjunnassa. Käyttömäärät voivat tietyillä alueilla olla suuriakin, mutta havaitut pitoisuudet pintavesissä ovat olleet pieniä ympäristölaatunormiin verrattuna. Metamitronia useammin on havaittu sen hajoamistuotetta.

Myynti ja käyttö

Metamitronia (CAS 41394-05-2) käytetään muun muassa sokerijuurikkaan rikkakasvien torjuntaan. Metamitronin myyntimäärä on pysynyt melko vakaana 2010-luvulla (kuva 17). Sokerijuurikkaan -ja muiden rivikasvien viljelyssä käytetään pinta-alaa kohden rikkakasvien torjunta-aineita enemmän kuin muilla peltokasveilla.

Metamitroni estää fotosynteesiä. Sen ympäristölaatunormi on asetuksessa 32 µg/l, mutta Kontiokari & Mattsoff (2011) ehdottivat sisämaan pintavesille AA-EQ-arvoksi 4 µg/l. Ruotsalainen ohjearvo on 10 µg/l (Keml 2007), mutta ehdotettu uusi arvo 38 µg/l (Boström & Gönczi 2021).



Kuva 17. Metamitronin myyntimäärä 2010-luvulla – ja vertailun vuoksi vuonna 2000, jota käytettiin aineen valitsemisessa asetuksen aineluettelalle.

Esiintyminen ja riskit pintavedessä

Metamitronia on analysoitu yli tuhannesta pintavesinäytteestä ja ajoittain havaittu sokerijuurikkaan viljelyalueiden alapuolisissa virtavesissä. Yhteensä sitä on havaittu noin 8 % näytteistä. Pitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä sekä nykyiseen, että Kontiokarin ja Mattsoffin (2011) ehdottamaan tiukempaan AA-EQS:n verrattuna.

Suurinkin havaittu pitoisuus (0,44 µg/l) on ollut pienempi kuin ehdotetun, nykyistä asetuksen arvoa tiukemman, AA-EQS-arvon puolikas. Vuosien 2010–2021 pitoisuuksien 95. prosenttipiste oli 0,018 µg/l.

Osa näytteistä on otettu sokerijuurikkaan viljelyalueiden virtavesistä, jossa pitoisuudet oletettavasti ovat suurimmillaan. Valtaosa näytepaikoista on kuitenkin metemitronin kannalta ollut taustapaikkoja.

Metemitroni hajoaa melko nopeasti vedessä ja sen hajoamistuotetta desaminometemitronia on havaittu vesinäytteistä useammin kuin metemitronia. Desaminometemitroni on nykykäsityksen mukaan vähemmän haitallinen kuin metemitroni. Suurin havaittu desaminometemitronin pitoisuus on ollut 0,27 µg/l.

Ehdotus

Metemitronia ehdotetaan poistettavaksi asetuksen liite 1D ainelistalta, sillä sen mitatut pitoisuudet ovat olleet pieniä verrattuna nykyiseen ympäristölaatunormiin, eikä pitoisuuksien ole havaittu ylittävän kertaakaan myöskään ehdotettua suojelevampaa normia. Koska metemitronin käyttö sokerijuurikkaan viljelyalueilla on yleistä, seuranta kannattaa kuitenkin jatkaa juurikasalueiden pintavesissä.

4.3 Ehdotetut muutokset

Lukujen 4.1 ja 4.2 arviointien perusteella nykyisistä kansallisista haitallisista aineista (asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet) ehdotetaan jätettäväksi 2 yhdistettä tarkistetuilla EQS-arvoilla ja liitteestä 1D ehdotetaan poistettavaksi 13 yhdistettä (taulukko 8).

Poistettaviksi aineiksi ehdotettujen aineiden pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatunormia Suomessa, niiden käyttö ja päästöt ovat vähentyneet merkittävästi ja vesienhoidon näkökulmasta aineet eivät ole merkityksellisiä aineita millään vesienhoitoalueella Suomessa. On huomattava, että poistettavia aineita saattaa kuitenkin esiintyä pintavesissä purkupisteiden yms. lähellä pienialaisesti tai lyhytaikaisesti, minkä vuoksi niiden esiintymistä voi olla tarpeen tarkkailla tai kartoittaa. Asetuksesta poistettaviksi ehdotettujen aineiden ympäristölaatunormeja voi edelleen käyttää riskinarvioinnissa. Metemitronin PNEC-arvoksi sisämaan pintavesille suositellaan kuitenkin käytettäväksi 4 µg/l. Tämä ei kuitenkaan edellytä aineiden sisällyttämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D.

Taulukko 8. Aineet, jotka ehdotetaan jätettäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D sekä aineet, jotka ehdotetaan poistettavaksi liitteestä 1D. EQS-ehdotusten suojelukohde, johon EQS-arvo perustuu, on vesieliöt. Pitoisuudet ovat kokonaispitoisuuksia, jos ei toisin ole ilmoitettu.

Aine	CAS-numero	Ehdotus	Lisä tietoa
Bentsotiatsoli-2-tioli (2-MBT tai MBT; asetuksessa 1022/2006 lyhenteellä MBET)	149-30-4	Jätetään asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D. Ehdotetaan EQS-arvoja: • AA-EQS sisävesi 0,8 µg/l, • AA-EQS merivesi 0,08 µg/l, • MAC-EQS sisävesi 2,5 µg/l ja • MAC-EQS merivesi 0,25 µg/l.	Teollisuuskemikaali, ks. luku 4.1.5.
MCPA	94-74-6	Jätetään asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D. Ehdotetaan seuraavia nykyistä tiukempia EQS-arvoja: • AA-EQS sisävesi 1,0 µg/l, • AA-EQS merivesi 0,1 µg/l, • MAC-EQS sisävesi 15 µg/l, • MAC-EQS merivesi 1,5 µg/l.	Kasvinsuojeluaine, ks. luku 4.2.4.
Klooribentseeni, 1-2-diklooribentseeni, 1-4-diklooribentseeni	108-90-7, 95-50-1, 106-46-7	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Teollisuuskemikaaleja, ks. luku 4.1.1.
Dibutyyliftalaatti (DBP) ja bentsyylibutyyliftalaatti (BBP)	84-74-2, 85-68-7	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Teollisuuskemikaaleja, ks. luku 4.1.2.
Resorsinoli	108-46-3	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Teollisuuskemikaali, ks. luku 4.1.3.
TCMTB	21564-17-0	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Teollisuuskemikaali, ks. luku 4.1.4.
Bronopoli	52-51-7	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Teollisuuskemikaali, ks. luku 4.1.6.
Dimetolaatti	60-51-5	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Kasvinsuojeluaine, ks. luku 4.2.1.
Mankotsebi ja sen hajoamistuote etyleenitiourea	8018-01-7 ja 96-45-7	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Kasvinsuojeluaine, ks. luku 4.2.2.
Prokloratsi	67747-09-5	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Kasvinsuojeluaine, ks. luku 4.2.3.
Tribenuroni-metyyli	101200-48-0	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Kasvinsuojeluaine, ks. luku 4.2.5
Metamitroni	41394-05-2	Poistetaan asetuksen 1022/2006 liitteestä 1D.	Kasvinsuojeluaine, ks. luku 4.2.6.

5 Kandidaatit uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi

Yli 20 000 kemikaalia on rekisteröity EU-alueella REACH-asetuksen mukaisesti ja kemikaalien lukumäärä vain kasvaa (EEA 2020). Lisäksi Euroopan markkinoilla on yli 3 000 vaikuttavaa lääkeainetta (EC 2019b) ja maataloudessa käytetään noin 450 kasvinsuojeluainetta (Wolfram ym. 2021). Kaikki kemikaalit eivät kuitenkaan aiheuta riskiä ympäristölle tai ihmisterveydelle. Siksi kemikaaleja on systemaattisesti priorisoitava ja pyrittävä tunnistamaan riskiä aiheuttavat aineet (Sobek ym. 2016).

Haitallisimpien aineiden tunnistaminen edellyttää mitattua seurantatietoa mahdollisen mallinnukseen perustuvan priorisoinnin lisäksi. Aineiden käyttömääriin (Äystö ym. 2020a, Syke 2020a & van Gils ym. 2020) tai aktiviteettiarvoihin ja päästökertoimiin (Andersson ym. 2012a ja b, Mehtonen ym. 2012b) tai päästöihin (Verta ym. 2009) pohjautuva ympäristöpitoisuuksien mallintaminen on hyödyllinen priorisoitaessa erilaisia kemikaaleja esimerkiksi seurannan kohdistamiseksi ja riskiaineiden tunnistamisessa. Mallinnustulosten verifiointiin tarvitaan kuitenkin riittävästi mitattua ympäristöpitoisuustietoa. EU:n prioriteettiainelistan tarkistustyössä on käytetty mallinnustietoa ja mitattua seurantatietoa (Carvalho ym. 2016, EC 2014a, Lettieri ym. 2016). Ympäristömittausten vähyys tai puuttuminen ensimmäistä Suomen kansallisten haitallisten aineiden listaa muodostaessa vuosina 2000–2005 oli suuri puute (ks. luku 2.1). Sittemmin huomattiin, että aineita ei ole löydetty pintavesistä tai on löydetty ympäristönlaatu-normit reilusti alittavina pitoisuuksina.

Wolframin ym. (2021) mukaan haitallisten aineiden seurantaohjelmat ovat monessa Euroopan maassa parantuneet (WISE Water Quality database, WISE6-tietokanta: 352 haitta-ainetta ml. EU-prioriteettiaineita; > 8 300 000 mittausta vuosilta 2001–2015; 8213 havaintopaikkaa 31 Euroopan maassa). Myös Suomessa seuranta on monipuolistunut erityisesti, kun analysoitujen aineiden lukumäärä on lisääntynyt vuosina 2001–2015. Aineiden esiintymisfrekvenssit ovat nousseet ja niiden akuutit riskit kaloille ja vesiselkärangattomille näyttävät lisääntyneen Euroopassa, kun taas riskit vesikasveille eivät ole muuttuneet. Riskit ovat joko oikeasti lisääntyneet tai tehokkaampi ympäristöseuranta on tuonut riskit esiin.

Kasvinsuojeluaineet (erityisesti insektisidit ja herbisidit) aineryhmänä aiheuttaa suurimman akuutin riskin vesiympäristölle. Teollisuuskemikaalit ovat toiseksi merkittävin aineryhmä, joka aiheuttaa riskiä vesiekosysteemeille. Lääkeaineita havaittiin useammin pintavedestä (58 % näytteistä, tietoa vuodesta 2010 lähtien) kuin mitään muuta tutkittua aineryhmää. Eniten havaittiin ei-steroidisia tulehduskipulääkkeitä, karbamatsepiini-epilepsialääkettä ja antibiootteja. Aineiden havaitsemisfrekvenssillä ja niiden aiheuttamilla riskeillä ei kuitenkaan ole suoraa keskinäistä riippuvuutta, mistä esimerkkinä ovat mm. insektisidit. Lääkeaineiden ei todettu aiheuttavan akuuttia riskiä vesiympäristölle. On kuitenkin mahdollista, että teollisuuskemikaalit ja lääkeaineet aiheuttavat suurempaa riskiä kuin nykytietämys osoittaa tai kasvinsuojeluaineet aiheuttavat, jos niistä olisi yhtä laajasti ekotoksisuustietoa kuin kasvinsuojeluaineista nykyisin on (Wolfram ym. 2021). Lisäksi arvioinnin tulos voi olla toisenlainen, jos olisi parempaa tietoa aineiden kroonisista vaikutuksista ja riskeistä sekä hetkellisistä pitoisuushuipuista.

Globaalin ympäristöseurantatiedon perusteella (83 tutkimusta, vuodet 2010–2021, Weighted Average Risk Quotient eli WARQ-riskisuhdeluku) Yang ym. (2022) ovat listanneet aineita, jotka aiheuttavat suurinta riskiä pintavedelle. Suurimman WARQ-riskisuhteen omaavista 53 aineesta 36 on PPCP-aineita eli lääkkeiden tai hygieniatuotteiden sisältämiä aineita, seitsemän kasvinsuojeluaineita (mm.

heptakloori & diatsinoni) ja 10 teollisuuskemikaalia (mm. PFOA & nonyylifenoli). WARQ-suhdelukuihin perustuvalla TOP10-listalla on vain PPCP-aineita, joista lääkaineita on seitsemän:

- antibiootit sulfametoksatsoli, ofloksasiini, erytromysiini ja klaritromysiini
- kipulääkkeet diklofenaakki, parasetamoli ja ibuprofeeni
- epilepsialääke karbamatsepiini
- kofeiini ja antimikrobinen triklosaani.

WARQ-priorisoinnin tuloksia ei voi suoraan soveltaa säänneltävien aineiden tunnistamiseen, vaan pikemminkin ohjaamaan seurantaa ja tutkimusta (Yang ym. 2022).

EU-komissio on ehdottanut 26.10.2022 (EC 2022a) lisättäväksi pohjavesidirektiivin ympäristölaatuunormeihin (liite I) seuraavia yhdisteitä:

- 24 PFAS-yhdisteen (Σ PFAS₂₄) summa 4,4 ng/l
- karbamatsepiini 0,25 µg/l
- sulfametoksatsoli 0,1 µg/l
- lääketehoaineiden summa 0,25 µg/l
- kasvinsuojeluaineiden ei-relevantit hajoamistuotteet.

Nämä aineet sisältyivät tämän suunnitelman luvun 5 arviointeihin lukuun ottamatta kasvinsuojeluaineiden ei-relevantteja hajoamistuotteita.

Komission on antanut 26.10.2022 ehdotuksen uudeksi yhdyskuntajätevesidirektiiviksi (EC 2022b). Ehdotus sisältää velvoitteen mikroepäpuhtauksien poistamiseksi ja seuraamiseksi (mittaamiseksi) jätevesistä. Velvoite koskee kaikkia yli 100 000 asukasvastineluvun (AVL) laitoksia sekä yli 10 000 AVL:n laitoksia, jotka sijaitsevat herkeksi tunnistetuilla alueilla. Vaaditun poistotehon (vähintään 80 %) toteutumista arvioidaan direktiiviehdotuksen liitteessä 1 D esitettyjen indikaattoriaineiden perusteella. Indikaattoriaineet on lueteltu alla:

- 10 lääkainetta: amisulpridi, karbamatsepiini, sitalopraami, klaritromysiini, diklofenaakki, hydroklooritiatsidi, metoprololi, venlafaksiini, kandesartaani ja irbesartaani
- bentsotriatsoli ja bentsotriatsolijohdannaisien 4-metyylibentsotriatsoli ja 6-metyylibentsotriatsoli seos.

Nämä aineet sisältyivät tähän suunnitelmaan lukuun ottamatta bentsotriatsolia, 4-metyylibentsotriatsolia ja 6-metyylibentsotriatsolia. Nämä aineet tulee arvioida seuraavassa asetuksen 1022/2006 mukaisessa suunnitelmassa.

5.1 Teollisuuskemikaalit

Bisfenoliset yhdisteet (luku 5.1.1) valittiin arvioitaviksi mm. sen takia, että bisfenoli A (BPA) on ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (EC 2022a). Haluttiin myös arvioida vesiympäristölle aiheutuvia riskejä BPA:n lisäksi muidenkin bisfenolisten yhdisteiden käytöstä.

Per- ja polyfluorialkyyliyhdisteet (PFAS; luku 5.1.2) ja polyaromaattiset hiilivedyt (PAH; luku 5.1.9) valittiin ainearviointiin mm. sen takia, että ne ovat ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (EC 2022a).

Ksantaatit (luku 5.1.3) valittiin ainearvioon sen takia, että niitä käytetään laajasti kaivosteollisuudessa ja huoli ksantaattien ympäristöriskistä on herännyt uusien kaivoshankkeiden edetessä. Lisäksi Suomessa ympäristölaatumormeja ei ole asetettu eikä päästöraja-arvoja ole pääsääntöisesti sovellettu niille.

PMT- ja vPvM-yhdisteet (luku 5.1.4) valittiin arvioitavaksi siksi, että ne ovat saaneet EU-tasolla lisääntyvässä määrin huomiota erityisesti juomaveden kautta aiheutuvien terveysriskien vuoksi, mutta myös ympäristöriskit ovat mahdollisia.

REACH kandidaattilistan aineita (luku 5.1.5) valittiin ainearvioon siksi, että ne on tunnistettu EU-tasolla syöpää aiheuttaviksi, perimää vaurioittaviksi tai lisääntymiselle vaarallisiksi aineiksi (CMR), PBT - tai vPvB -aineiksi tai aineiksi, joilla on todettu olevan näitä kolmea aineryhmää vastaavia vakavia ja peruuttamattomia vaikutuksia ihmisiin ja ympäristöön.

Tukholman sopimuksen POP-kandidaattiaineita (luku 5.1.6) valittiin ainearviointiin siksi, että ne voivat olla kaukokulkeutuvia, erittäin pysyviä, myrkyllisiä ja kertyvät eliöihin. POP-yhdisteet ovat kaikkein haitallisimpia ympäristömyrkkyjä, sillä ne säilyvät ympäristössä pitkään ja voivat aiheuttaa alhaisina pitoisuuksina haittaa ihmiselle ja ympäristölle.

N-(1,3-dimetyyli-2-butyyli)-N'-fenyli-p-fenyleenidiamiini (6-PPD) ja sen muuntumistuote 6-PPD kinoni (luku 5.1.7) valittiin arvioitavaksi aineeksi niiden lohikaloille aiheuttaman riskin vuoksi. Heksa(metoksi-metyyli)melamiini (HMMM; luku 5.1.8) valittiin arvioitavaksi aineeksi, koska sitä on löydetty pintavesistä Saksasta ja Hollannista, Kanadasta, Yhdysvalloista ja Australiasta ja sen tai sen muuntumistuotteiden epäillään aiheuttavan riskiä vesiympäristölle.

5.1.1 Bisfenoliset aineet

Jukka Mehtonen ja Ville Junttila

Bisfenolit (BP) ovat aineryhmä, jonka kaikissa yhdisteissä on kaksi fenyyli-ryhmää.

Käyttö ja rajoitukset

Euroopan Unioni

Yleisimmin käytetty BP-yhdiste on bisfenoli A (BPA). Muiden bisfenolien, kuten bisfenoli S:n (BPS) ja bisfenoli F:n (BPF), käyttö on siihen verrattuna vähäistä, mutta kasvussa, koska niitä käytetään joissakin tuotteissa BPA:n korvaajina BPA:n käyttörajoitusten vuoksi (HBM4EU 2019). BPS ja BPF ovat hormonihäiriköitä ja hormonaalisesti yhtä aktiivisia kuin BPA (Rochester & Bolden 2015).

ECHA:n (2021b) selvityksen, joka kattoi 148 BP-yhdisteestä kuudesta BP-yhdisteluokasta, mukaan 34 BP-yhdistettä tulisi rajoittaa EU:ssa. Syynä on niiden potentiaalinen lisääntymismyrkyllisyys eli ne voivat vahingoittaa hedelmällisyyttä tai syntymätöntä lasta, haitalliset hormonaaliset vaikutukset ihmis-terveyteen ja ympäristöön tai niiden PBT / vPvB – ominaisuuksista aiheutuvat haitalliset vaikutukset ympäristöön. Lisäksi bisfenoli AF (BPAF) on OECD:n kriteerien perusteella PFAS-yhdiste eli se kuuluu valmisteilla olevan EU:n PFAS-yhdisteiden käytön laajan rajoittamisaloitteen (kaikki ei-välttämättömät käyttökohteet) piiriin. Tässä raportissa arvioitiin tarkemmin kahdeksan BP-yhdisteen osajoukko ECHA:n (2021b) tunnistamista 34 BP-yhdisteestä (taulukko 9).

Taulukko 9. Arvioidut bisfenoliset yhdisteet. R = lisääntymismyrkyllinen (REACH artiklan 57c mukainen aine), ED = hormonitoimintaa häiritsevä aine (REACH artikla 57f aine).

Yhdiste	CAS-numero	Lisä tietoa
Bisfenoli A (BPA)	80-05-7	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa, SVHC-aine R- ja ED- ympäristö ja terveys ominaisuuksien vuoksi (ECHA 2021b)
Bisfenoli B (BPB)	77-40-7	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa, SVHC-aine ED- ympäristö ja terveys ominaisuuden vuoksi (ECHA 2021b)
4,4'-isobutyryyliidenidifenoli (2,2-bis(4'-hydroksifenyyli)-4-metyylipentaani)	6807-17-6	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa, SVHC-aine R-ominaisuuden vuoksi (ECHA 2021b)
Bisfenoli S (BPS)	80-09-1	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b), ehdotettu SVHC-aineeksi R- ja ED ympäristö ja terveys - ominaisuuksien vuoksi (Belgium 2022, Pickstone 2022a)
Bisfenoli F (BPF)	620-92-8	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b)
Bisfenoli AF (BPAF)	1478-61-1	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b)
Bisfenoli C (BPC)	79-97-0	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b)
D8 (4-(4-isopropoksifenyyli-sulfonyyli)fenoli)	95235-30-6	käyttöä tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b)

Bisfenolisia yhdisteitä käytetään EU-alueella pääasiassa välituotteena polymeerien, polymeerihartsien kuten polykarbonaattimuovin valmistuksessa sekä epoksihartseissa ja kovettimissa. Lisäksi niitä käytetään lämpöpaperissa, musteissa, pinnoitteissa, liimoissa, tekstiileissä, papereissa ja kartongeissa (ECHA 2021b).

BPA:ta käytetään EU:ssa polykarbonaattimuovin valmistuksessa. Sitä sisältävä muovi on kirkasta ja kovaa, ja sitä käytetään monien kulutushyödykkeiden valmistuksessa. Niitä ovat muun muassa urheiluvälineet, CD- ja DVD-levyt, iskunkestävät turvavarusteet ja autosat. BPA:ta sisältävää muovia käytetään myös elintarvikeastioissa, kuten uudelleenkäytettävissä juomapulloissa ja uudelleenkäytettävissä muovisissa ruokailuvälineissä. BPA:n toinen pääasiallinen käyttökohde on epoksihartsien valmistus. Näitä hartseja käytetään elintarvike- ja juomatölkkiin sisäpinnoitteissa, jotta metalli ei ruostu ja jotta tietyt metallit eivät siirry tölkkiin sisältöön. Niitä käytetään myös vesiputkien sisäpinnoitteissa ja lämpöpaperin valmistuksessa. Lämpöpapereita ovat muun muassa kauppakuitit, pankkiautomaatin kuitit, julkisen liikenteen matkaliput, pysäköintiliput ja lentoyhtiöiden tarkastuskortit. BPA:ta käytetään myös hampaiden täyteaineena (HBM4EU 2019).

BPA luokitellaan EU lisääntymismyrkylliseksi aineeksi eli se voi vahingoittaa hedelmällisyyttä tai syntymätöntä lasta. Se luokitellaan myös hormonaaliseksi haitta-aineeksi eli se voi häiritä hormonijärjestelmän toimintaa. Altistuminen BPA:lle voi liittyä ylipainon ja diabeteksen kehittymiseen, ja se voi vaikuttaa haitallisesti immuunijärjestelmään. BPA on kandidaattilistalla erityistä huolta aiheuttavien aineiden lupamenettelyyn (REACH-asetus EY 1907/2006, liite XIV). Syynä lisääntymisvaarallisuus (57c) ja hormonitoimintaan vaikuttavat ominaisuudet sekä ihmisen terveydelle että ympäristössä (57f).

BPA:n käyttöä on rajoitettu EU:ssa REACH-asetuksella, leludirektiivin 2009/48/EY ja elintarvikekontaktimateriaaleja koskevalla kehysasetuksella 1935/2004 ja BPA-asetuksella (EU) 213/2018 avulla. BPA:n käyttö on ollut kielletty tuttipulloissa 1.6.2011 alkaen. REACH-asetus määrittelee BPA:n erityistä huolta aiheuttavaksi aineeksi, eikä sitä sen vuoksi saa olla kuluttajatuotteissa enempää kuin 0,1 painoprosenttia. Vaikka BPA:ta voidaan EU:ssa käyttää materiaaleissa, jotka ovat kosketuksessa

elintarvikkeisiin, materiaalista elintarvikkeeseen vapautuvaa määrää rajoitetaan. Lisäksi BPA:n käyttöä rajoitettiin EU:ssa vuoden 2020 alusta REACH-asetuksen liitteen XVII mukaisesti seuraavasti: lämpöherkkää paperia, jonka bisfenoli A:n pitoisuus on suurempi kuin 0,02 paino-% ei saa saattaa markkinoille 2.1.2020 alkaen (Komission asetus (EU) 2016/2235).

EU:n uusi juomavesidirektiivi (2020/2184) tuli voimaan 12.1.2021. Direktiivin mukaan BPA:n enimmäispitoisuus ihmisen käyttöön tarkoitettussa talousvedessä on 2,5 µg/l. Direktiivin edellyttämät kansalliset lainsäädäntömuutokset toteutetaan kahden vuoden kuluessa direktiivin voimaantulosta. Lisätietoa BPA:n haitoista ja riskeistä ihmisterveydelle löytyy THL:n BPA – sivustolta (THL 2022).

Muista bisfenoleista BPS:ää ja BPF:ää käytetään muovin valmistuksessa. Etenkin BPS:ää käytetään myös koko ajan enemmän lämpöpapereiden tuotannossa. BPS:llä epäillään olevan monia samoja haitallisia terveysvaikutuksia kuin BPA:lla (HBM4EU 2019). ECHA:n (2020) mukaan BPS-pohjaisen lämpöpapereiden valmistuksen osuus kokonaisvalmistuksesta nousee 61 % vuoteen 2022 mennessä. Belgia arvioi parhaillaan RMOA-työssä (Regulatory Management Options Analysis) BPS:n riskejä ihmisterveydelle ja ympäristölle sekä sääntelyn ja -rajoitusten tarvetta (ECHA 2020 & 2021b). Saksa on valmistellut bisfenolisten yhdisteiden EU-tason rajoitusehdotusta (Pickstone 2022b ja c, echa.europa.eu/fi/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e1853413ea).

Bisfenoli B (BPB) ja 4,4'-isobutylylietyliideenidifenoli ovat REACH:in erityistä huolta aiheuttavien aineiden ehdokasluettelossa.

Lisätietoa bisfenolisten aineista kuten käytöstä ja vaaraluokitteluista löytyy ECHA:n (2021b) raportista.

Suomi

Bisfenoli A:ta sisältävien kemikaalituotteiden vuosittainen valmistus- ja maahantuontimäärä Suomessa on noussut aina vuoteen 2010 asti (1 082 tonnia/a), minkä jälkeen se on merkittävästi vähentynyt olleen 4–7 tonnia/a vuosina 2020–2021. BPA:n käyttö romahti merkittävästi vuoden 2019 jälkeen. Myös markkinoilla myynnissä olevien BPA:ta sisältävien kemikaalituotteiden määrä on laskenut vuodesta 2015 lähtien. Samanaikaisesti BPS:n käyttö on merkittävästi noussut (taulukko 10, kuva 18), koska sillä on korvattu BPA:n käyttöä (ESAVI 2018). BPA:ta on aikaisemmin käytetty Suomessa pääasiassa lämpöherkän paperin pinnoituksessa (Syke 2014).

On huomattava, että ECHA:n C&L sivustolla ([C&L-luettelon tietokanta \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu)) BPS:lle on annettu luokitus joidenkin ilmoittajien mukaan, mutta ei kaikkien. Saamiemme yrityskohtaisten käyttötietojen perusteella päättelemme, että aiempien vuosien (ainakin ennen vuotta 2020) osalta tämä on syy miksi BPS:lle ei löydy kemikaalituotteita eikä määrätietoja KETU-rekisteristä.

Bisfenoli B:tä (BPB; CAS 77-40-7), 4,4'-isobutylylietyliideenidifenolia (CAS 6807-17-6), bisfenoli F:aa (BPF; CAS 620-92-8) ja bisfenoli C:tä (BPC; CAS 79-97-0) sisältäviä kemikaalituotteita ei löydy KETU-rekisteristä. 4-(4-isopropoksifenyyli)sulfonyyli)fenolia (D8; CAS 95235-30-6) sisältäviä kemikaalituotteita löytyy yhdeltä vuodelta (yksi tuote 2018, määrätieto salassapidettävä) ja Bisphenol AF (BPAF; CAS 1478-61-1) sisältäviä kemikaalituotteita kolmelta vuodelta (1–2 tuotetta 2016–2018, määrätieto salassa pidettävä). On kuitenkin mahdollista, että em. bisfenolisia yhdisteitä käytetään Suomessa, vaikka KETU-rekisterin mukaan käyttöä ei ole (vrt. BPS yllä).

Taulukko 10. BPA:n ja BPS:n käyttö EU:ssa ja Suomessa

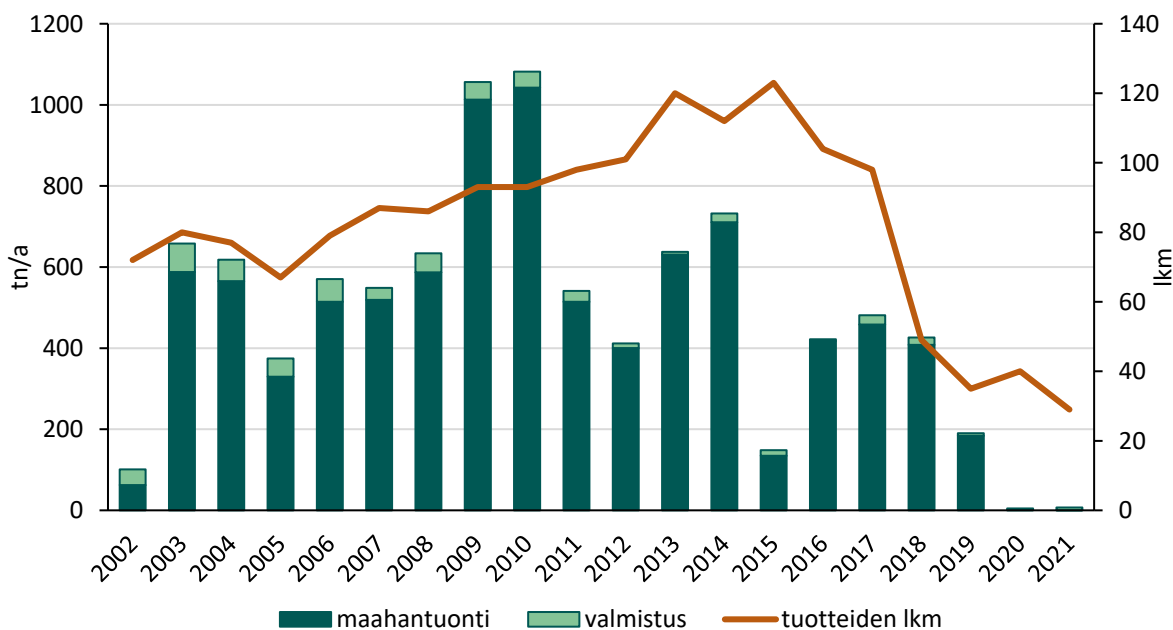
Yhdiste	CAS-numero	REACH rekisteröity määrä (tn/a), EU	Pääkäyttökohteet, EU ²⁾	Maahantuonti ja valmistus, Suomi (tn/a) ³⁾
Bisfenoli A (BPA)	80-05-7	> 1 000 000 ⁴⁾	• polykarbonaattimuovit • lämpöpaperin valmistus • välituote polymeerien, polymeeri- & epoksihartsien valmistuksessa • epoksihartsin kovettimet • hapettumisestoaine PVC:n valmistuksessa	2020–21: maahantuonti 0,3–0,7 ja valmistus 4–7
Bisfenoli S (BPS)	80-09-1	> 10 000–100 000 ⁴⁾	• lämpöpaperin valmistus, • välituote polymeerien, polymeeri- & epoksihartsien valmistuksessa, • tekstiilit, nahka, paperi, kartonki	2021: valmistus 0 ja maahantuonti 393 2018–20: määrätieto luottamuksellista

¹ ECHA:n kemikaalitietokanta; echa.europa.eu/fi/substance-information/-/substanceinfo/100.001.133

² ECHA 2021b + BPS:n osalta

³ Ainetta sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti- ja valmistusmäärä; kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022

⁴ ECHA:n kemikaalitietokanta; echa.europa.eu/fi/brief-profile/-/briefprofile/100.001.137

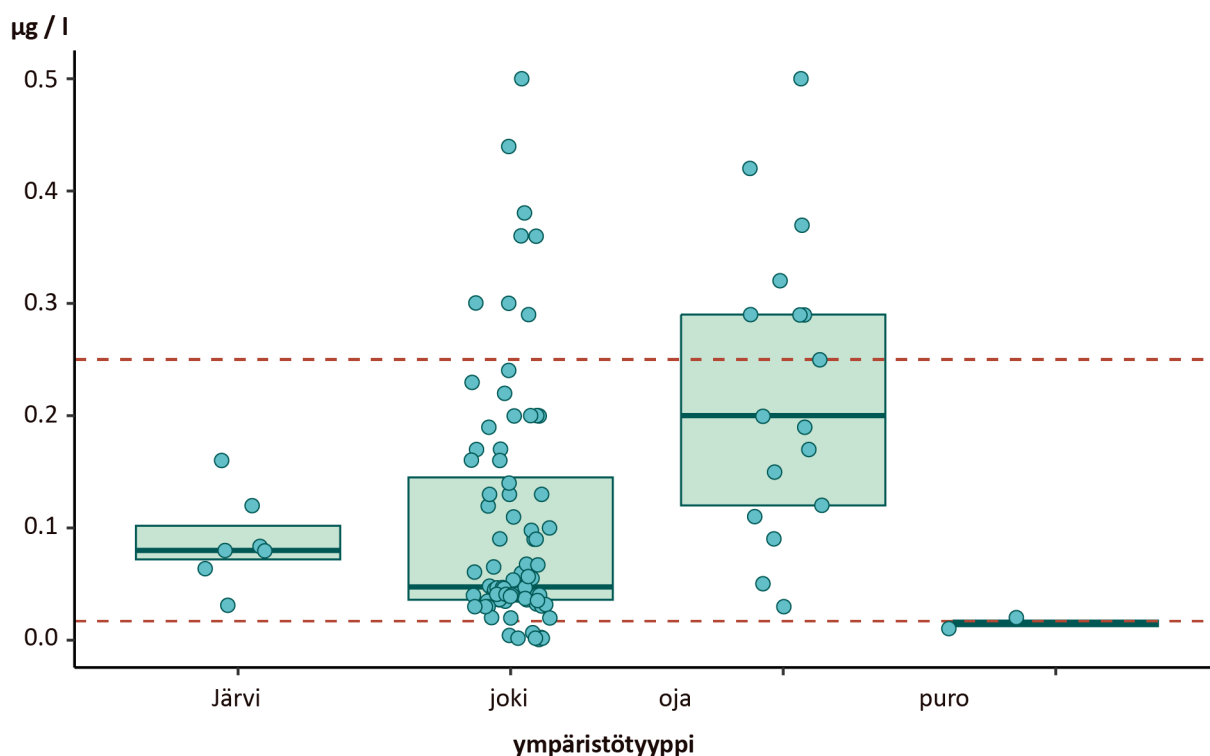


Kuva 18. Bisfenoli A:ta (CAS 80-05-7) sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus (tn/a) sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 9.5.2022).

Esiintyminen ja riskit pintavedessä sekä päästöt

VESLA-rekisteriin on tallennettu tietoa tässä raportissa arvioitujen bisfenolisten yhdisteiden osalta vain BPA:n ja BPF:n pintavesipitoisuuksista (taulukko 11). BPA:lle tuloksia on tallennettu vuosina 2007–2022 ja BPF:lle 2018–2022. BPA:n mittauksista 80 % on tehty joista ja loput ojista ja puroista. BPF:n mittauksista puolestaan 81 % on tehty ojista ja puroista ja 19 % joista. Vuosina 2007–2019 ja 2020–2020 molempien yhdisteiden mittaukset kohdistuivat suunnilleen samoissa suhteissa eri ympäristötyyppeihin, kuin mittauksen kokonaismäärän kohdalla.

BPA:n pitoisuudet ovat yleensä suurempia ojissa kuin muissa ympäristötyypeissä, mutta pitoisuuksissa esiintyy suurta vaihtelua (kuva 19). Ojista tehdyt mittaukset on yleensä tehty läheltä jätteenkäsittelylaitoksia, mikä selittää niistä havaitut korkeammat pitoisuudet.



Kuva 19. Bisfenoli-A:n määrittämissuunnan ylittävien pitoisuuksien jakauma järjissä, joissa, ojissa ja puroissa (1., 2., ja 3. kvartiili sekä yksittäiset mittaukset). Aineiston 95. prosenttipisteen ylittävät pitoisuudet (2 kpl) on karsittu kuvasta. Taulukossa 11 esitetyt kroonisen altistuksen PNEC arvot sisävesille on esitetty punaisilla katkoviivoilla.

BPA:n havaitsemistiheys (määrittämissuunnan ylittävien mittauksien osuus kokonaismäärästä) oli vuosina 2007–2019 selvästi korkeampi kuin vuosina 2020–2022 (taulukko 11). Aineen havaittujen pitoisuuksien mediaanit olivat kuitenkin lähes samansuuruiset näinä mittausjaksoina, mutta jakson 2007–2019 aikana havaitut huippupitoisuudet olivat selvästi suurempia. Tämä voi johtua osittain aineen käytön rajoituksista, mutta myös siitä, että vuonna 2019 tehtiin muita vuosia enemmän mittauksia jätteenkäsittelyalueiden läheisistä ojista ja puroista, jolloin myös korkeat pitoisuudet ovat tulleet havaituiksi. BPA:ta havaittiin pintavesistä harvemmin 2.1.2020 voimaan astuneen lämpöherkän paperikäytön rajoituksen jälkeen (2007–2019 vs. 2020–2022 data), mutta havaittujen pintavesipitoisuuksien mediaani on vuosina 2020–2022 edelleen suurempi kuin arvioitu haitaton pitoisuustaso (PNEC 0,017 $\mu\text{g/l}$; JRC 2022a) eli aineesta voi aiheutua riskiä vesiympäristölle, mikä puoltaa aineen lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D. Tosin riskitarkastelu vuosille 2020–2022 sisältää melko niukasti yli

määritysrajan olevia tuloksia (taulukko 11), ja tarkastelu sisältää ojia, joihin ei sovelleta asetuksen 1022/2006 6 §:ssä tarkoitettua ympäristölaatu normia koskevia säännöksiä. Aineen lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D ei puolla se asia, että markkinoilla myynnissä olevien BPA:ta sisältävien kemikaalituotteiden määrä on laskenut vuodesta 2015 lähtien ja käyttö romahtanut vuoden 2019 jälkeen. BPA:n käytöstä on siirrytty käyttämään muita yhdisteitä kuten BPS:ää ja BPF:ää, joiden käytöstä aiheutuvat riskit voivat tällä hetkellä olla suuremmat.

BPF:ää on havaittu määritysrajan ylittävänä pitoisuutena vain kahdessa näytteessä, jotka molemmat otettiin vuonna 2021. BPF:n pitoisuudet näissä näytteissä olivat 0,05 µg/l Palojoella ja 0,14 µg/l Terri-suonojalla Vantaanjoen valuma-alueella. BPF:lle ei löydetty luotettavaa pintavesien PNEC-arvoa, joten ei pystytty arvioimaan aineesta aiheutuvaa riskiä vesiympäristölle.

Taulukko 11. Bisfenolisten yhdisteiden esiintyminen pintavesissä Suomessa. Tiedot on haettu toukokuussa 2022 VESLA-rekisteristä. BPA:lle on tallennettu tietoja vuosille 2007–2022 ja BPF:lle 2018–2022. Mediaani, 95. prosenttipiste ja maksimi on laskettu määritysrajan ylittäneistä pitoisuuksista.

Yhdiste	PNEC krooninen µg/l	Määritysraja µg/l	Mittauksen lkm	Havaitsemistiheys %	Mediaani µg/l	95. %-piste µg/l	Maksimi µg/l
BPA	sisävedet: 0,017 ¹⁾ , 0,25 ²⁾ merivesi: 0,017 ¹⁾	0,001–3,0 moodi: 0,30	2007–2019: 699 2020–2022: 159	2007–2019: 19 2020–2022: 7	2007–2019: 0,12 2020–2022: 0,16	2007–2019: 5,5 2020–2022: 0,36	2007–2019: 460 2020–2022: 0,42
BPF	-	0,02–0,6 moodi: 0,02	2007–2019: 120 2020–2022: 40	2007–2019: 0 2020–2022: 5	2007–2019: - 2020–2022: 0,095	-	2007–2019: < 0,6 2020–2022: 0,14

¹⁾ JRC 2022a

²⁾ ECHA 2017

Päästöt pintavesiin

Arvioitujen bisfenolien päästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (YLVA-rekisteri, hakupvm 17.5.2022). Vienon ja Arjosen (2021) mukaan yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen BPA-päästöt pintavesiin Suomessa ovat 1 020 kg/a. BPA:ta löytyi melko yleisesti, BPS:ää harvoin ja BPF:ää ei lainkaan puhdistetusta jätevedestä eli effluentista (taulukko 12).

BPA:n riskiosamäärä effluentin suhteen (RQeffluentti eli maksimi-effluenttipitoisuus / PNEC) oli merivesi-PNECin (0,15 µg/l) suhteen 2,1, mutta < 1 sisävesi-PNECin (1,6 µg/l) suhteen. BPA kuului kolmannen riskiryhmän aineisiin (RQeffluentti > 1; Vieno & Arjonen 2021). BPS:lle ei löydetty luotettavaa pintavesien PNEC-arvoa, joten ei pystytty arvioimaan jätevedenpuhdistamoiden BPS-päästöistä aiheutuvaa riskiä vesiympäristölle. RQeffluentti ei suoraan kerro aineen ympäristöriskistä, koska ympäristöön purettava käsitelty jätevesi yleensä laimentuu vastaanottavaan vesimassaan pienentäen aineen pitoisuutta. RQeffluentti-arvoa voidaan pitää arviona laimentumiskertoimesta eli siitä, kuinka suureen vesimäärään ympäristöön päästettävän jäteveden on vähintään laimennuttava, jotta RQvesistö-arvo olisi < 1 ja riskiä ei katsota aiheutuvan (Vieno & Arjonen 2021).

Taulukko 12. BPA-, BPS- & BPF-pitoisuuksia yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen jätevedessä Suomessa. md = mediaani, ka = keskiarvo, mr = määräysraja.

Selvitys	Tuleva jätevesi µg/l	Puhdistettu jätevesi µg/l
17 isoa puhdistamoa, 2020 (Vieno & Arjonen 2021)	BPA < 0,5–17, md 0,87 (16 puhdistamolla pit. > mr) BPS < 1,0–37, md 2,0 (16 puhdistamolla pit. > mr) BPF < mr	BPA < 0,05–0,32, md < 0,05 (7 puhdistamolla pit. > mr) BPS < 0,1–1,2, md < 0,1 (2 puhdistamolla pit. > mr) BPF < mr
1 pieni puhdistamo, 2020 (Vieno & Arjonen 2021)	BPA < 0,5 BPS < 1,0 BPF < mr	BPA 0,3 BPS 0,9 BPF < mr
PNEC krooninen pintavesi, µg/l	-	BPA sisävesi 0,017 (JRC 2022a); 0,25 (ECHA 2017) BPA merivesi 0,017 (JRC 2022a)

Mallinnustulosten perusteella jätevedenpuhdistamolla BPA pääosin hajoaa (82 %), päätyy jossain määrin pintavesiin (12 %), sitoutuu vähäisesti puhdistamolietteeseen eikä haihdu (taulukko 13). Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen BPA-poistumaksi Suomessa on arvioitu 94 % (17 ison puhdistamon keskiarvo; Vieno & Arjonen 2021) ja 93 % (1 puhdistamo; ESAVI 2018), mitkä ovat hyvin linjassa mallinnuksen kanssa.

Taulukko 13. BPA:n jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla (EC 2003a)

Yhdiste	Ilmaan	Jäteveden mukana pintavesiin	Aktiivilietteeseen	Hajoaa
BPA	Mitätön	12 %	6 %	82 %

Ehdotus

BPA:sta voi aiheutua riskiä vesiympäristölle. Emme kuitenkaan ehdota BPA:n lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D, koska markkinoilla myynnissä olleiden BPA:ta sisältävien kemikaalituotteiden määrä käyttö on romahtanut vuoden 2019 jälkeen ja käyttö on nykyisin vähäistä. BPA:n käytöstä on siirrytty käyttämään muita yhdisteitä kuten BPS:ää ja BPF:ää, joiden käytöstä aiheutuvat riskit voivat tällä hetkellä olla suuremmat kuin BPA:n.

Sen sijaan ehdotamme ympäristökartoitusta, jolla bisfenolisten yhdisteiden pitoisuuksia ympäristössä ja jätevedessä tulee kartoittaa, jotta voidaan luotettavammin arvioida niiden riskejä pintavesille Suomessa ja niiden lisäämistä vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 1D aineiksi. Kartoitus tulee sisältää laajasti bisfenolisia yhdisteitä, mutta erityisesti BPA:ta korvanneita bisfenolisia yhdisteitä kuten BPS ja BPF. Kartoituksen kohteina ovat ainakin yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä teollisuuden (jonka tiedetään käyttävän aineita) jätevesiä ja niiden kuormittamia pintavesiä sekä näiden kuormittajien tausta- tai referenssialueita. Bisfenolisten yhdisteiden kaikki käyttökohteet Suomessa on selvitettävä.

Lisäksi riskinarvion tueksi tulee kartoitettaville aineille etsiä luotettavia PNEC-arvoja pintavedelle. Bisfenoliset yhdisteet ovat hormonitoimintaa häiritseviä yhdisteitä, jotka osaltaan aiheuttavat vastetta luvussa 8.1 ehdotettuun hormonihäiritsijätestiin.

5.1.2 PFAS-yhdisteet

Ville Junttila ja Jukka Mehtonen

Per- ja polyfluorialkyyliyhdisteet (PFAS) on aineryhmä, joka koostuu yli 4 700 rakenteeltaan ja ominaisuuksiltaan vaihtelevasta kemikaalista. PFOS:n ja PFOA:n teollinen tuotanto alkoi 1940–1950-lukujen taitteessa, mistä lähtien niitä on käytetty laajasti teollisuudessa ja kuluttajatuotteissa. 1990-luvun lopupuolella selvisi, että PFAS-yhdisteitä on maailmanlaajuisesti levinnyt ympäristöön ja kertynyt eliöihin. PFAS-yhdisteet ovat ympäristössä hyvin pysyviä ja niitä löydetään käytännössä kaikkialta ympäristöstä, ihmisistä ja eläimistä, myös kaukana päästölähteistä. Osa niistä kertyy kudoksiin ja rikastuu ravintoketjussa, ja ne voivat aiheuttaa haittaa ihmisten terveydelle ja eläimille. Yli 1 400 PFAS-yhdisteelle on löydetty jopa yli 200 erilaista käyttöluokkaa tai alaluokkaa melkein kaikilta teollisuuden sektoreilta ja monista kuluttajatuotteista (Gluge ym. 2020). PFAS-yhdisteiden tuotannosta, käytöstä (yhdistekohtaiset käyttömäärät ja -kohteet), myrkyllisyydestä ja biologisista vaikutuksista on niukasti tietoa (EC 2020b). Tietyistä PFAS-yhdisteistä on esitetty tietoa Perfluoratut yhdisteet ympäristössä – tietopakettissa (Perkola ym. 2023).

PFAS-yhdisteet ovat ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (EC 2022a). Alla esitetään vaihtoehtoja kansallisiksi laatunormeiksi, mikäli PFAS-yhdisteitä ei lisätä EU:n prioriteettiainelistalle.

Laatunormiesitys EFSA:n arvioiman neljän PFAS-yhdisteen summalle

Tausta

Laatunormi voidaan johtaa EFSA:n arvioimille (EFSA 2020) neljälle PFAS-yhdisteelle (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, jäljempänä PFAS₄), jolloin kalan sallittu pitoisuus lasketaan kehonpainon, neljän PFAS-yhdisteen siedettävän viikkosaannin ja kalansyönnin perusteella.

Näiden neljän yhdisteen osuus aikuisten altistumisesta EFSA:n arvioimalle PFAS-yhdisteille (17 yhdistettä) oli Euroopan tasolla 46 %. Muita yhdisteitä, joiden osuus altistuksesta oli yli 5 %, olivat PFHxA ja PFBA, jotka poistuvat nopeasti ihmisen elimistöstä.

PFAS₄:n toksikokineettiset ominaisuudet, kertyminen, vaikutukset ja puoliintumisaajat ovat ihmisessä samankaltaisia. EFSA:n mukaan PFOA:n muita suuremmasta vaikutuksesta vasta-ainepitoisuuksiin ei ole ristiriidatonta todistetta, joten PFAS₄-yhdisteiden vaikutukset katsottiin samansuuruisiksi. EFSA:n arvion jälkeen on kuitenkin julkaistu uutta tietoa eri PFAS-yhdisteiden suhteellisesta vaikutuspotentiaalista (Bil ym. 2021).

Arvio PFAS₄-yhdisteiden siedettävälle viikkosaannille taustalla perustuu Saksassa tehtyyn tutkimukseen (Abraham ym. 2020), jossa yksivuotiaiden lasten seerumin vasta-aineiden määrä oli kääntäen verrannollinen seerumin PFAS-pitoisuuteen. Tutkimuksessa BMDL₁₀-arvoksi (haitta-aineannoksen luottamusvälin alaraja, jolla havaitaan 10 % muutos perustasosta) PFAS₄-pitoisuudelle yksivuotiaan lapsen seerumissa johdettiin 17,5 ng/ml. Tämä arvo tarkoittaa, että 10 % rokotusvasteen pieneneminen vaatii ilmentyäkseen 95 % varmuudella suuremman seerumipitoisuuden kuin 17,5 ng/ml. BMDL₁₀-arvon perusteella mallinnettiin vauvan saaman äidinmaidon PFAS₄-pitoisuudeksi 0,13 ng/l, imettävän äidin seerumin pitoisuudeksi 6,9 ng/l ja äidin ravinnon kautta saamaksi PFAS₄-altistukseksi 0,631 ng/kg ruumiinpainoa (rp) kohti/pv eli 4,4 ng/kg rp/vko.

EQS-johtamisohjeen (EC 2018a) mukaisesti käytetään oletusarvona arviointikerrointa 0,2, kun laatunormin perustana on kalansyönnistä ihmiselle aiheutuva terveysriski. Kerroin kuvaa kalansyönnin

osuutta ihmisen kokonaisaltistumisesta haitta-aineryhmälle ravinnon välityksellä, ja ohjeistus kehottaa käyttämään todellista aineistoa altistumisesta eri elintarvikeryhmien kautta, mikäli sellaista on arvion kohteena olevalla yhdisteellä olemassa. EFSA:n tekemässä riskinarviossa on esitetty arviot suomalais-ten aikuisten ja lasten altistumisesta PFAS-yhdisteille eri elintarvikeryhmien kautta (EFSA 2020, liite A). Arvion mukaan kalan osuus kokonaisaltistuksesta PFAS₄-yhdisteille on aikuisten kohdalla 44 % (taulukko 14 a, b). Tämän takia on perustelua käyttää laadunormin laskemisessa kerrointa 0,44 oletusarvon 0,2 sijasta.

Taulukko 14 a. Suomalaisen aikuisten keskimääräinen altistus (ng/kg rp/pv) PFAS₄-yhdisteille eri elintarvikeryhmien kautta (EFSA 2020, liite A)

Elintarvikeryhmä	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	Summa
Alkoholijuomat	0,0084	0	0,015	0	0,024
Juomavesi	0,022	0,0010	0,016	0,0073	0,046
Munat ja munatuotteet	0,000021	0	0,016	0,040	0,056
Kala ja muu vedenelävä	0,00036	0,0039	0,043	0,32	0,37
Hedelmät ja hedelmätuotteet	0,049	0,024	0,019	0,058	0,15
Liha ja lihatuotteet	0,0011	0,0015	0,039	0,11	0,15
Maito ja maitotuotteet	0,000000000024	0,00026	0,0047	0,0046	0,0095
Muu ruoka	0,00011	0	0,0023	0,0019	0,0043
Juurekset	0	0,00016	0,0039	0,0035	0,0075
Vihannekset, sienet ja vihannestuotteet	0,00020	0,0010	0,013	0,0063	0,020
Summa	0,080	0,032	0,17	0,55	0,84

Taulukko 14 b. Elintarvikeryhmien osuus (%) suomalaisen aikuisten PFAS₄-kokonaisaltistuksesta (EFSA 2020, liite A)

Elintarvikeryhmä	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	Summa
Alkoholijuomat	11 %	0 %	9 %	0 %	3 %
Juomavesi	27 %	3 %	9 %	1 %	5 %
Munat ja munatuotteet	0 %	0 %	9 %	7 %	7 %
Kala ja muu vedenelävä	0 %	12 %	25 %	59 %	44 %
Hedelmät ja hedelmätuotteet	60 %	75 %	11 %	10 %	18 %
Liha ja lihatuotteet	1 %	5 %	23 %	19 %	18 %
Maito ja maitotuotteet	0 %	1 %	3 %	1 %	1 %
Muu ruoka	0 %	0 %	1 %	0 %	1 %
Juurekset	0 %	1 %	2 %	1 %	1 %
Vihannekset, sienet ja vihannestuotteet	0 %	3 %	8 %	1 %	2 %

EQS-johtamisohjeessa on annettu kalan kokonaiskulutukselle oletusarvo 115 g/hlö/päivä. Arvo voidaan käyttää, mikäli ei ole tietoa kalan todellisesta kulutuksesta. Luonnonvarakeskuksen kalankäytön tilastojen perusteella kotimaisen luonnon kalan kulutus oli vuonna 2021, noin 81 g/hlö/viikko. Tällöin-ravinnoksi käytettävän kalan raja-arvoksi PFAS₄ -yhdisteiden pitoisuudelle voidaan kotimaisia kalan-syöntitilastoja käyttäen laskea:

$$\text{PFAS}_4 \text{ QS}_{\text{kala, ihmisterveys}} = 70 \text{ kg} * 0,44 * 4,4 \text{ ng PFAS}_4/\text{kg rp/vko} / 81 \text{ g tp kalaa/vko} = 1\,673 \text{ ng/kg tp} = 1,67 \mu\text{g/kg tp}$$

Samaan tapaan laatumnormi voidaan johtaa myös juomavetenä käytettävälle pintavedelle käyttämällä kalansyönnin tilalla arviota juomaveden kulutuksesta 2 l/vrk.

Tällöin PFAS₄:n raja-arvoksi QS_{pintavesi, ihmisterveys} voidaan esittää:

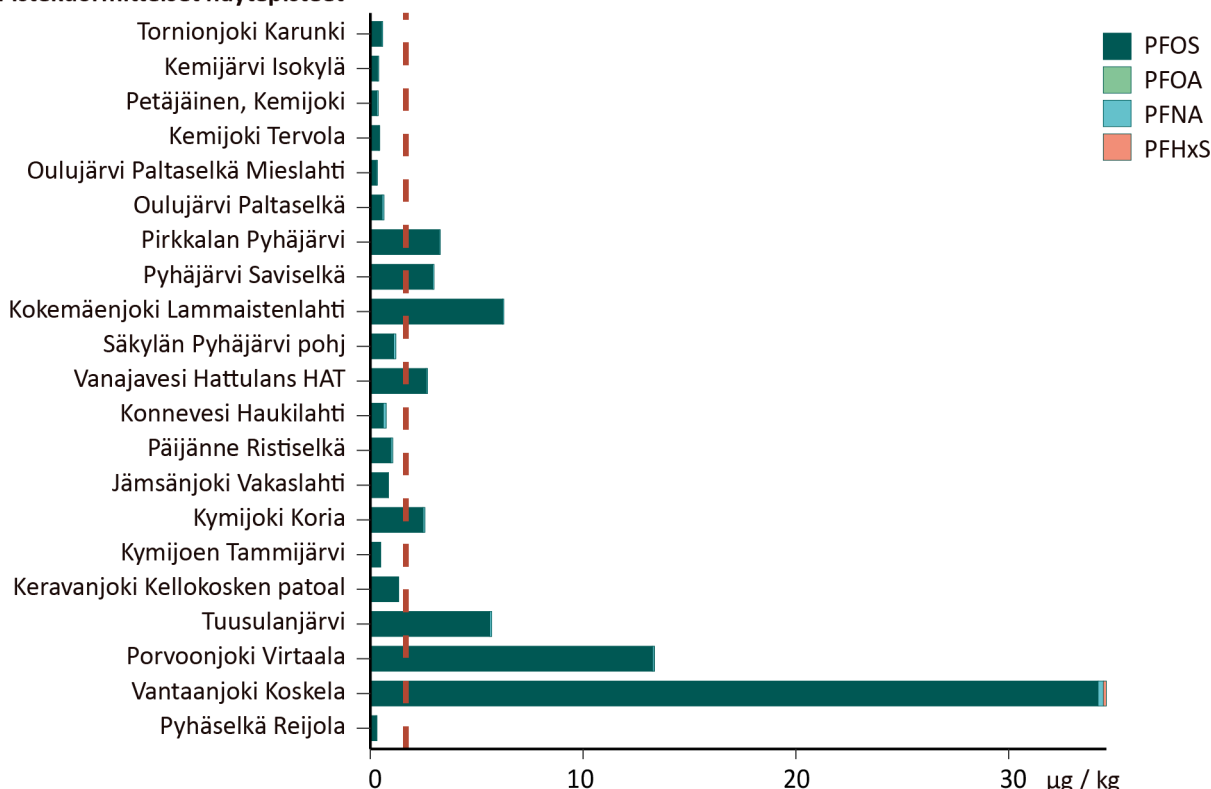
$$\text{PFAS}_4 \text{ QS}_{\text{pintavesi, ihmisterveys}} = 70 \text{ kg} * 4,4 \text{ ng/PFAS}_4/\text{kg rp/vko} / 14 \text{ l/vko} = 22 \text{ ng/l.}$$

Raja-arvot siis tarkoittavat, että jos 35-vuotias imettävä nainen syö raja-arvopitoisuuden sisältävää kalaa 81 g viikossa, tai vastaavasti juo raja-arvopitoisuuden sisältävää vettä 14 l viikossa, riski sille, että hänen imeväisikäisen lapsensa veren vasta-aineiden määrä pienenesi äidinmaidosta saatavan PFAS-altistuksen seurauksena on mitätön. Raja-arvo suojaa myös muilta PFAS-yhdisteiden haittavaikutuksilta, joita voi aiheutua myös muille väestöryhmille.

4 PFAS-yhdisteen ympäristöpitoisuudet suhteessa esitettyihin raja-arvoihin

PFAS₄-yhdisteille laskettu QS_{kala, ihmisterveys}-raja-arvo (1,67 µg/kg tp) ylittyy noin puolella KERTY-rekisteriin tallennetuista pistekuormitteisista kalanäytepisteistä (kuva 20). Pistekuormitteisiksi katsotaan PFAS-yhdisteiden kohdalla ne näytepisteet, joiden läheisyyteen johdetaan yhdyskuntajätevesiä tai joiden valuma-alueella sijaitsee muita potentiaalisia PFAS-yhdisteiden päästölähteitä (esim. lentokenttiä).

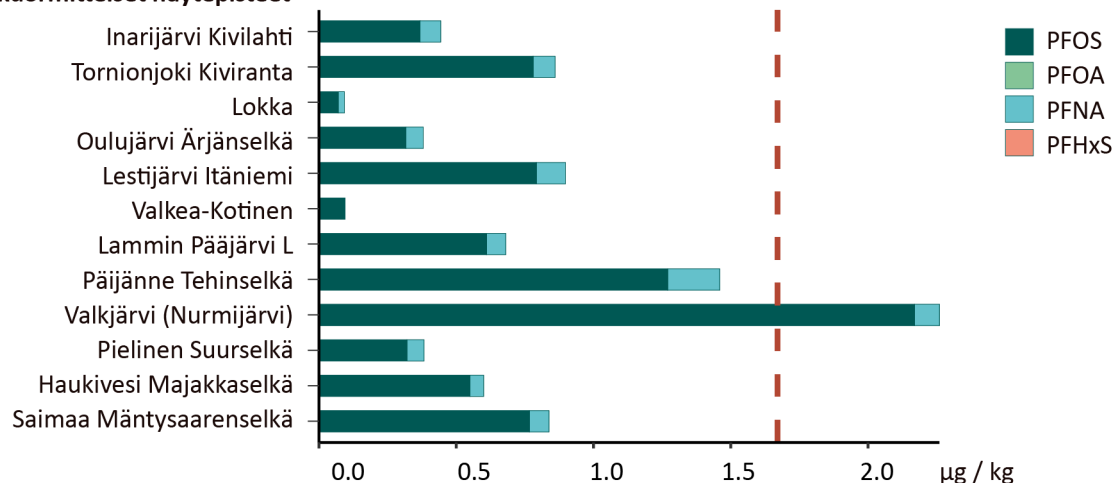
Pistekuormitteiset näytepisteet



Kuva 20. PFHxS:n, PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet ahvenen lihas- ja nahkanäytteissä pistekuormitetuilla sisävesipisteillä. PFHxS:a havaittiin pienenä pitoisuutena Vantaanjoen ja Porvoonjoen näytepisteellä. PFOA:a ei havaittu näytepisteillä. PFAS₄:lle laskettu raja-arvo 1,67 µg/kg on esitetty punaisella katkoviivalla.

Hajakuormitteisten näytepisteiden osalta raja-arvo ylittyy Nurmijärven Valkjärvessä (kuva 21).

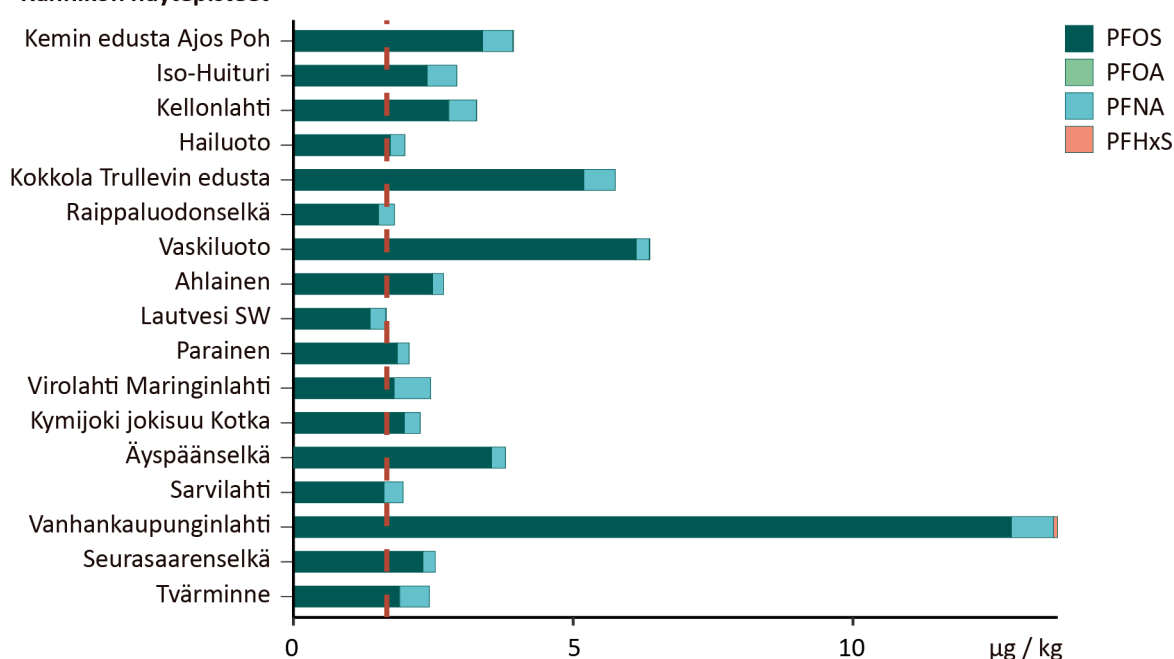
Hajakuormitteiset näytepisteet



Kuva 21. PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet ahvenen lihas- ja nahkänäytteissä hajakuormitetuilla sisävesipisteillä. PFHxS:a ja PFOA:a ei havaittu näytepisteillä. PFAS₄:lle laskettu raja-arvo 1,67 µg/kg on esitetty punaisella katkoviivalla.

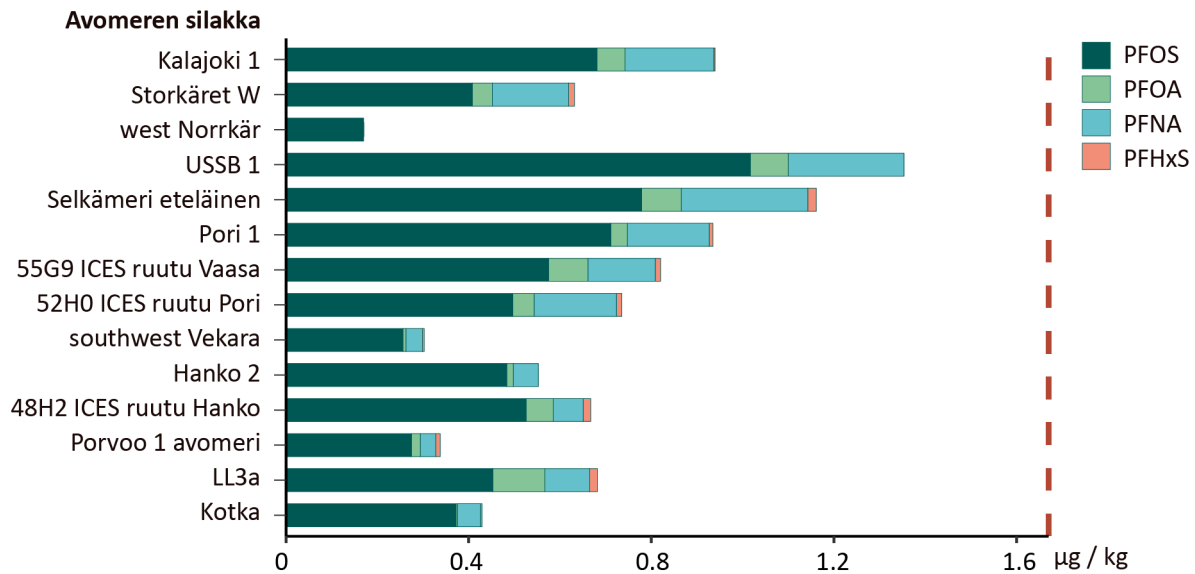
Rannikon osalta raja-arvo ylittyy kaikilla muilla paitsi Lautveden näytepisteellä (kuva 22).

Rannikon näytepisteet



Kuva 22. PFHxS:n, PFOA:n, PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet ahvenen lihas- ja nahkänäytteissä rannikonnäytepisteillä. PFHxS:n ja PFOA:n pitoisuudet olivat hyvin pieniä verrattuna kahteen muuhun yhdisteeseen. PFAS₄:lle laskettu raja-arvo 1,67 µg/kg on esitetty punaisella katkoviivalla.

Avomeren silakassa raja-arvo ei ylity millään näytepaikalla (kuva 23).



Kuva 23. PFHxS:n, PFOA:n, PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet silakan lihasnäytteissä avomeren näytepisteillä. PFAS₄:lle laskettu raja-arvo 1,67 µg/kg on esitetty punaisella katkoviivalla.

Komission laatunormiehdotus 24 PFAS-yhdisteen summalle

Tausta

EU:n prioriteettiainelistan tarkistuksen yhteydessä Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (JRC) on valmistellut asiakirja-aineiston luonnokseksi 24 PFAS-yhdisteen (Σ PFAS₂₄) summan ympäristölaatu- normeista (EQS) (JRC 2021a). JRC:n laatima EQS-luonnos perustuu VPD:n EQS-johtamisohjeeseen (EC 2018a), yhdisteiden suhteelliseen toksisuuteen (Bil ym. 2021), EFSA:n riskinarviotutkimukseen (EFSA 2020) ja ympäristölaatuunormiin sisällyttävien PFAS-yhdisteiden valintakriteereihin.

EFSA:n tekemässä PFAS-yhdisteiden riskinarviotutkimuksessa (EFSA 2020) arvioitiin neljälle PFAS-yhdisteelle (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) altistumisen vaikutusta ihmisen rokotevasteeseen (kts. luku 5.1.2.1). PFAS-yhdisteiden vaikutuksia immuunijärjestelmään tarkastelleiden tutkimusten tulosten pohjalta EFSA johti neljän PFAS-yhdisteen siedettävän viikkosaannin (TWI) raja-arvoksi ruumiinpainoa kohti (rp) 4,4 ng/kg rp/viikko, eli 0,63 ng/kg rp/päivä.

Kun käytetään EQS-johtamisohjeessa (EC 2018a) suositeltuja arvoja päivittäisestä kalansyönnistä (115 g) ja kehonpainosta (70 kg), saadaan kalansyönniksi kehonpainon suhteen 1,63 g kalaa /kg rp. Tämä arvo kuvaa koko Euroopan tasolla runsaasti kalaa syövää väestönosaa.

EQS-johtamisohjeen (EC 2018a) mukaisesti JRC:n laatunormiehdotuksessa on käytetty oletusarvoa 0,2 eli 20 % ihmisten altistuksesta ruuan välityksellä PFAS-yhdisteille oletetaan aiheutuvan kalansyönnistä.

$QS_{\text{biota, hh, food}}$ -arvoksi saadaan kaavaa $0,2 \cdot 0,63 \text{ ng PFAS/kg rp/päivä} / 0,00163 \text{ kg kalaa/päivä}$ käyttämällä 77 ng PFAS/kg kalaa.

Koska vain PFOA:n on havaittu yksin vaikuttavan immuunijärjestelmään, katsotaan JRC:n EQS-luonnoksessa raja-arvon (77 ng/kg) koskevan PFOA:n pitoisuutta kalassa. Myös muiden kolmen yhdisteen on havaittu heikentävän immuunijärjestelmää, mutta vain esiintyessään seoksena toistensa kanssa.

Koska ympäristölaatuunormin on tarkoitus sisältää 24 eri yhdistettä, hyödynnetään EQS-luonnoksessa suhteellisen vaikutustehon kertoimia (RPF, relative potency factor), joilla muiden yhdisteiden pitoisuudet muunnetaan vastaamaan PFOA:n pitoisuutta (ns. PFOA-ekvivalentteja). Arvot on kerätty julkaisusta Bil ym. 2021 (taulukko 15).

Taulukko 15. JRC:n luonnostelevaan kalan ja juomavedenä käytettävän pintaveden EQS-raja-arvoon sisältyvät 24 PFAS-yhdistettä ja niiden suhteellisen vaikutustehon kertoimet (RPF) (Bil ym. 2021)

Yhdiste	CAS-numero	RPF
PFBA	375-22-4	0,05
PFPeA	2706-90-3	$0,01 \leq RPF \leq 0,05$
PFHxA	307-24-4	0,01
PFHpA	375-85-9	$0,01 \leq RPF \leq 1$
PFOA	335-67-1	1
PFNA	375-95-1	10
PFDA	335-76-2	$4 \leq RPF \leq 10$
PFUnA tai PFUnDA	2058-94-8	4
PFDoDA tai PFDoA	307-55-1	3
PFTTrDA	72629-94-8	$0,3 \leq RPF \leq 3$
PFTeDA	376-06-7	0,3
PFHxDA	67905-19-5	0,02
PFODA	16517-11-6	0,02
PFBS	375-73-5	0,001
PFPeS	2706-91-4	$0,001 \leq RPF \leq 0,6$
PFHxS	355-46-4	0,6
PFHpS	375-92-8	$0,6 \leq RPF \leq 2$
PFOS	1763-23-1	2
PFDS	335-77-3	2
6:2 FTOH	647-42-7	0,02
8:2 FTOH	678-39-7	0,04
HFPO-DA (Gen X)	62037-80-3	0,06
ADONA	958445-44-8	0,03
C6O4	1190931-41-9	0,06

On hyvä huomata, että EFSA:n raja-arvon perustana on PFAS-yhdisteiden vaikutus ihmisen immuunijärjestelmään, kun taas Bil ym. (2021) johtamat RPF-arvot perustuvat rotilla tehtyjen maksatoksi-suuskokeiden tuloksiin. EQS-luonnoksessa oletetaan, että PFAS-yhdisteet ovat haitallisia ihmisen immuunijärjestelmälle samassa suhteessa kuin ne ovat maksatoksia rotalle.

$QS_{biota,hh, food}$ -arvon ohella JRC:n EQS-luonnoksessa (JRC 2021a) on esitetty ihmisterveyteen perustuva laatuunormi PFAS-yhdisteiden summalle juomavedenä käytettävälle pintavedelle ($QS_{dw,hh}$). $QS_{dw,hh}$ -normi on laskettu samalla tavoin kuin $QS_{biota, hh, food}$, mutta juomaveden kulutuksena on käytetty määrää 2 l/päivä, jolloin $QS_{dw,hh}$ arvoksi 24 PFAS-yhdisteen summalle saadaan 4,41 ng/l PFOA-ekvivalenttina.

24 PFAS-yhdisteen ympäristöpitoisuudet suhteessa esitettyihin raja-arvoihin

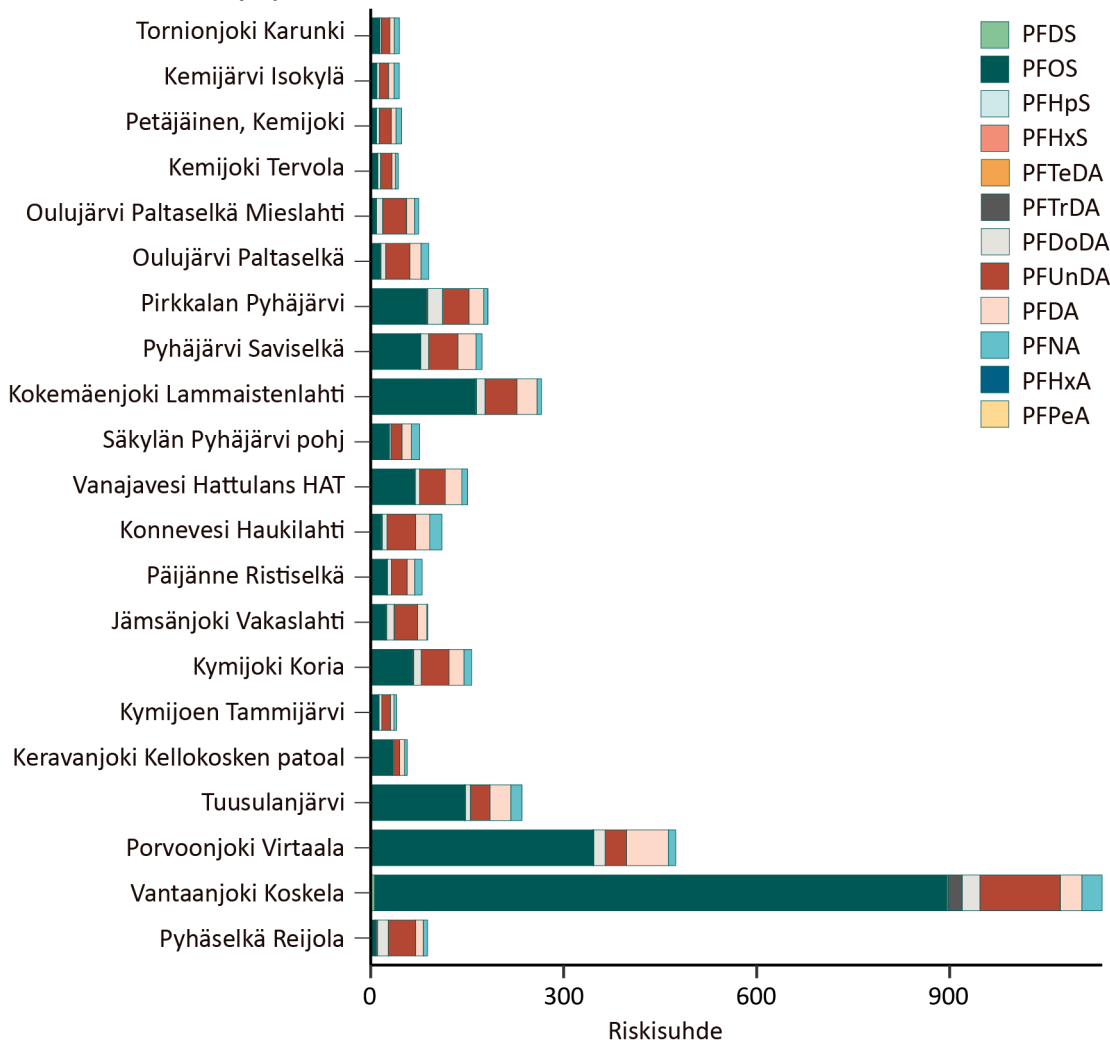
Suomessa on säännöllisesti mitattu 18 JRC:n EQS-ehdotukseen (JRC 2021a) sisältyvän PFAS-yhdisteen pitoisuutta ahvenessa. Näytteissä on havaittu 14 yhdistettä, tosin PFPeA:a ja PFHxA:a kumpaakin vain yhdessä näytteessä.

Ahvennäytteiden PFOA-ekvivalenteiksi muunnetut summapitoisuudet ylittävät JRC:n ehdottaman $QS_{biota, hh, food}$ -raja-arvon (0,077 µg/kg tp, PFOA-ekvivalenttina) kaikilla näytteenottoaikoilla Suomessa: pistekuormitteisilla näytepisteillä 40–1 100-kertaisesti (kuva 24), hajakuormitteisilla näytepisteillä 16–150-kertaisesti (kuva 25) ja rannikonäytepisteillä 96–830-kertaisesti (kuva 26). Koska summapitoisuudet ovat suuria suhteessa raja-arvoon, on kuvissa pitoisuudet esitetty riskisuhteina, joka on mitattu keskipitoisuus jaettuna raja-arvolla.

Suomessa on mitattu haitallisten aineiden seurantajokien PFAS-yhdisteiden pintavesipitoisuuksia vuosina 2016–2017 ja 2019.

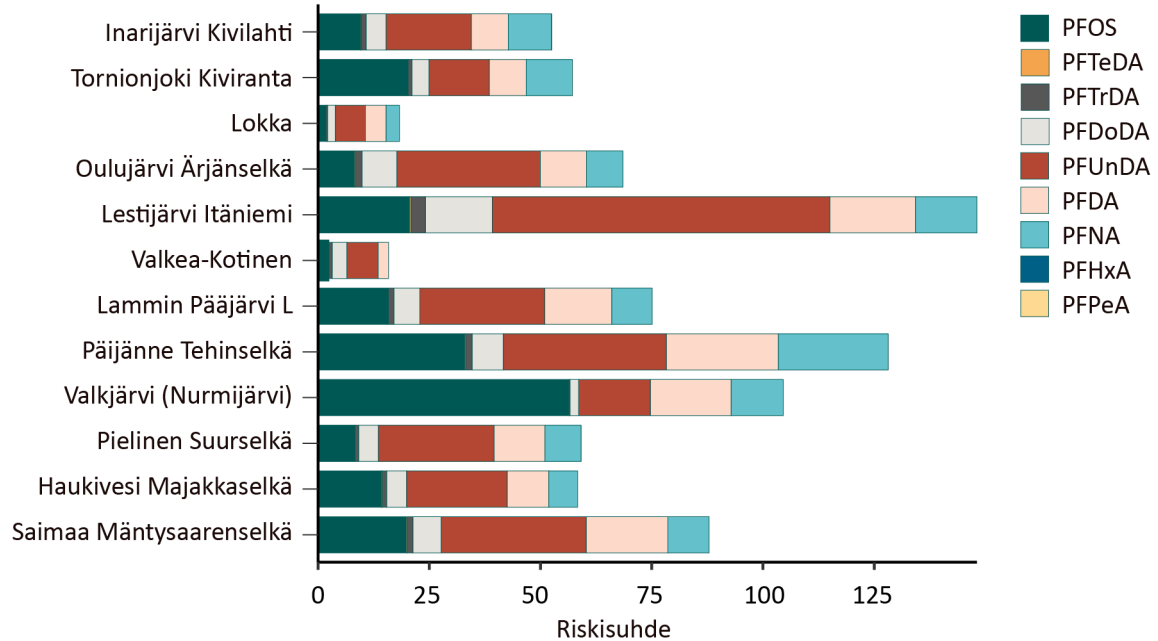
Seurantajoista Vantaanjoen, Karjaanjoen, Kokemäenjoen, Kymijoen ja Porvoonjoen PFAS-yhdisteiden PFOA-ekvivalentiksi muunnettujen summapitoisuuksien mediaani ylittää JRC:n ehdottaman $QS_{dw, hh}$ -raja-arvon (4,41 ng/l, JRC 2021a) (taulukko 16). Myös muissa seurantajoissa, lukuun ottamatta Kemi-jokea, Tornionjokea ja Vuoksea, ehdotettu $QS_{dw, hh}$ ylittyy aika ajoin.

Pistekuormitetut näytepisteet



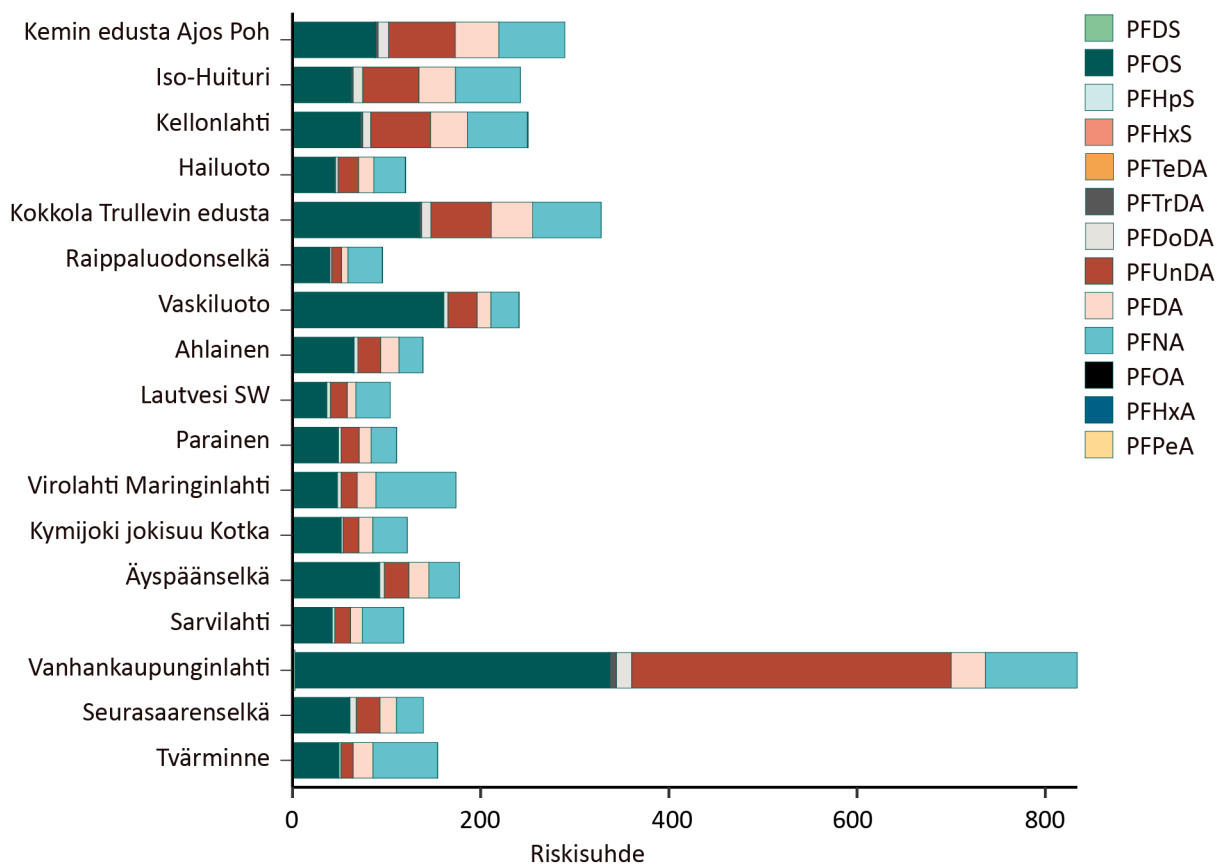
Kuva 24. PFAS-yhdisteiden keskimääräisten PFOA-ekvivalenteiksi muutettujen summapitoisuuksien riskisuhde pistekuormitetuilla näytepisteillä ahventen lihas ja nahka -näytteissä.

Hajakuormitteiset näytepisteet



Kuva 25. PFAS-yhdisteiden keskimääräisten PFOA-ekvivalenteiksi muutettujen summapitoisuuksien riskisuhde hajakuormitteisten näytepisteiden ahventen lihas ja nahka -näytteissä.

Rannikon näytepisteet



Kuva 26. PFAS-yhdisteiden keskimääräisten PFOA-ekvivalenteiksi muutettujen summapitoisuuksien riskisuhde rannikonnäytepisteiden ahventen lihas ja nahka -näytteissä.

Taulukko 16. Haitallisten aineiden valtakunnallisen seurannan jokinäytepisteiden PFOA-ekvivalenteiksi muunnetut PFAS-summapitoisuudet pintavedessä ja ehdotetun QS_{dw,hh} -raja-arvon (4,41 ng/l) ylitykset

Joki	Mittauksien lkm	Mediaani ng/l	90. prosenttipiste ng/l	QS _{dw,hh} -raja-arvon ylittävien mittaustulosten osuus
Vantaanjoki	24	52	230	100 %
Karjaanjoki	12	7,2	8,5	92 %
Kokemäenjoki	19	5,3	7,3	84 %
Kymijoki	18	4,7	6,1	61 %
Porvoonjoki	22	4,9	11	59 %
Aurajoki	20	3,6	6,5	40 %
Oulujoki	20	3,1	4,7	10 %
Paimionjoki	10	2,9	4,7	10 %
Kyrönjoki	17	3,0	4,3	6 %
Kemijoki	16	1,9	2,9	0 %
Tornionjoki	16	1,0	1,6	0 %
Vuoksi	9	2,8	3,6	0 %

24 PFAS-yhdisteen analytiikka

Syken laboratorioanalytiikkavalmiuksien perusteella Σ PFAS₂₄-yhdisteiden analyysimenetelmät kala-näytteille eivät kaikkien yksittäisten yhdisteiden kohdalla täytä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle JRC:n ehdottamalla EQS_{kala}-pitoisuustasolla. Vesinäytteiden osalta määritysrajalle asetetut vaatimukset täyttävää analytiikkaa on saatavilla edellä mainitulla pitoisuustasolla, mutta mittausepävarmuudelle asetetut vaatimukset eivät kaikkien aineiden kohdalla täyty. Lisäksi seuraavat PFAS-yhdisteet eivät kuulu Syken laboratorion vesi- ja kala-analyysipaketteihin: 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, HFPO-DA, ADONA ja C6O4. Mahdollisesti on olemassa laboratorioita, joilla jo on vaatimukset täyttävää PFAS-yhdisteiden analytiikkaa.

Raja-arvot juomavesi- ja pohjavesidirektiivissä sekä asetuksessa PFAS-yhdisteiden enimmäismääristä elintarvikkeissa

Tarkistettuun EU:n juomavesidirektiiviin (2020/2184) lisätyillä muuttujilla puututaan huolta aiheuttaviin pilaaviin aineisiin kuten PFAS-yhdisteisiin. Juomavesidirektiivi saatettiin osaksi kansallista lainsäädäntöä 12.1.2023 muuttamalla muun muassa sosiaali- ja terveysministeriön asetusta talousveden laadusta ja valvonnasta sekä rakennusten vesilaitteistojen riskienhallinnasta (1352/2015). Säädöksen mukaan tyypillisimpien 20 PFAS-aineen summapitoisuus ei saa olla suurempi kuin 0,10 µg/l. Raja-arvo on selvästi suurempi kuin toksikologisiin tutkimuksiin perustuva JRC:n juomavetenä käytettävälle pintavedelle johtama raja-arvo ja EU-komission ehdottama EQS-arvo pintavedelle (24 PFAS-yhdisteen summa 4,4 ng/l PFOA-ekvivalenttina). Juomavesidirektiivin raja-arvot, jotka yleensä perustuvat WHO:n arvioihin, eivät sovellu asetuksen 1022/2006 mukaisiksi ympäristölaatuormeiksi, koska lähtökohtana niissä on juomaveden terveysturvallisuus ympäristönsuojelun sijasta. PFAS-yhdisteille asetettavan laatu normin tulisi suojella myös muita eliöitä kuin ihmisiä.

EU-komissio on ehdottanut (EC 2022a) PFAS-yhdisteitä lisättäväksi myös pohjavesidirektiivin liitteen I (pohjaveden laatu­normit) 24 PFAS-yhdisteen summapitoisuudella 4,4 ng/l. Kyseessä on samat PFAS-yhdisteet ja sama arvo ja kuin mitä komissio on ehdottanut pintavesille.

EU:n komissio on joulukuussa 2022 asettanut raja-arvoja PFAS-yhdisteiden (PFOS:lle, PFOA:lle, PFNA:lle ja PFHxS:lle erikseen sekä niiden summalle) enimmäismäärälle elintarvikkeissa (Komission asetus (EU) 2022/2388, EC 2022c). Kaloille on asetettu kolme kalalajista riippuvaa raja-arvoa sekä eri raja-arvot riippuen siitä, onko kalojen liha tarkoitettu imeväisille ja pikkulapsille vai ei. PFOS:n, PFOA:n PFNA:n ja PFHxS:n sallittu enimmäismäärä on 45 µg/kg tp ahvenen ja 8 µg/kg tp silakan lihassa, joka ei ole tarkoitettu imeväisille ja pikkulapsille. Molemmat raja-arvot alittuvat mittausten perusteella Suomessa kaikilla näytepaikoilla. Lisäksi asetuksessa on em. neljälle PFAS-yhdisteelle sallittu enimmäismäärä 2,0 µg/kg tp ahvenen ja silakan lihassa, joka on tarkoitettu imeväisille ja pikkulapsille. Silakan raja-arvo alittuu mittausten perusteella Suomessa kaikilla näytepaikoilla, mutta ahvenen raja-arvo ylittyy melko yleisesti kuormitetuilla alueilla. Komission suosituksen 2022/1431 mukaan PFAS-yhdisteille asetettavan enimmäismäärän taso ei saa vaikuttaa mahdollisuuteen saattaa elintarvikkeita markkinoille, mutta tutkimuksia olisi suoritettava, kun PFAS-aineiden pitoisuus elintarvikkeessa ylittää kyseiset tasot. Elintarvikkeiden raja-arvot eivät siis perustu PFAS-yhdisteiden ympäristö- tai terveysvaikutuksiin. Tämän takia emme ehdota elintarvikkeille asetettujen enimmäismääriä kansallisina ympäristölaatu­normeina.

JRC:n laatu­normiluonnos viidelle PFAS-yhdisteelle

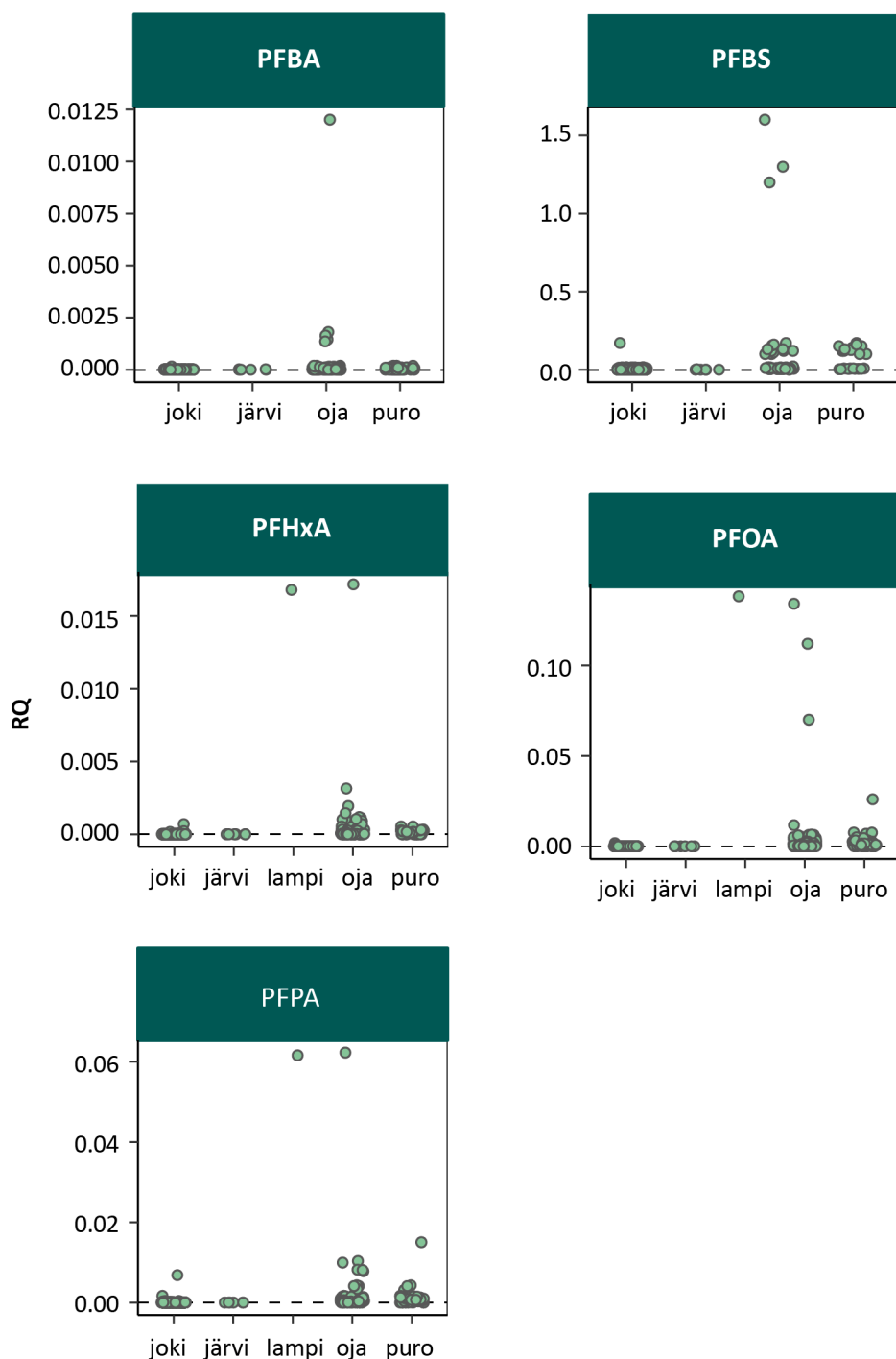
24 PFAS-yhdisteelle tehty luonnos ympäristölaatu­normista (JRC 2021a) sisältää koosteen viidelle PFAS-yhdisteelle johdetuista ympäristölaatu­normiehdotuksista (taulukko 17). Näitä viittä yhdistettä, PFHxA:a lukuun ottamatta, käytetään EU-alueella (Perkola ym. 2023).

Laatu­normiehdotukset on johdettu vesieliöillä tehtyjen ekotoksisuustutkimusten tulosten perusteella joko deterministisellä tai SSD-metodilla. Yhdistekohtaiset ehdotukset laatu­normeiksi on esitetty taulukossa 17.

Taulukko 17. JRC:n ympäristölaatu­normiluonnoksia viidelle PFAS-yhdisteelle (JRC 2021a)

Yhdiste	MAC-EQS sisävedet µg/l	MAC-EQS merivesi µg/l	AA-EQS sisävedet µg/l	AA-EQS merivesi µg/l
PFOA	2 700	280	30	3
PFBA	1 100	110	110	11
PFBS	3 700	370	0,1	0,01
PFHxA	860	86	200	20
PFPeA	3 200	320	32	3,2

Kaikille viidelle PFAS-yhdisteelle on olemassa analytiikkaa, joka täyttää vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimukset mittausepävarmuudelle ja määrittämisrajalle ehdotetulla EQS-pitoisuustasolla. VESLA-rekisteriin tallennetut (19.12.2022) viiden PFAS-yhdisteen mittaustulokset pintavesissä on esitetty riskisuhteiksi muunnettuna kuvassa 27. Tulosten perusteella aineiden pitoisuudet eivät lähes koskaan ylitä sisävesille esitettyä AA-EQS-arvoa.



Kuva 27. PFBA:n, PFBS:n, PFHxA:n, PFOA:n ja PFPA:n pitoisuudet riskisuhteeksi (RQ) muunnettuna erityyppisissä pintavesissä. Riskisuhteen laskennassa on käytetty JRC:n ehdottamia sisävesien AA-EQS-arvoja (taulukko 17). 95. prosenttipisteen ylittävät mittaustulokset on karsittu kuvasta. Mittaustulosten lukumäärä aineittain: PFBA 473, PFBS 456, PFHxA 541, PFOA 582, PFPA 534.

Ehdotus

PFAS-yhdisteet ovat ehdolla EU:n vesipuitelidirektiivin prioriteettiaineiksi ja EU-komissio on 26.10.2022 ehdottanut niitä uusiksi prioriteettiaineiksi (EC 2022a). Mikäli JRC:n johtamaa 24 PFAS-yhdisteen ympäristölaatunormia ei vahvisteta EU-tason prioriteettiainelistalle, ehdotamme asetettavaksi asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D pintavedelle ympäristölaatunormit viidelle PFAS-yhdisteelle (taulukko

18). Näille yhdisteille esitetyt ympäristölaatunormit perustuvat vesieliöillä tehtyihin ekotoksisuusko-keiden tuloksiin ja niiden katsotaan riittävän luotettavasti suojelevan vesieliöitä PFAS-yhdisteiden hait- tavaikutuksilta. Laatunormit ovat tärkeää asettaa, vaikka näiden yhdisteiden pitoisuudet ympäristössä eivät nykytietämyksen perusteella ylitä ehdotettuja laatunormeja, eikä tältä osin täytä ympäristöpitoi- suuden riskisuhde-kriteeriä (ympäristöpitoisuuden 95. prosenttipisteen RQ-suhde pintavesissä > 0,5, ks. luku 3.2) aineiden lisäämiseksi liitteeseen 1D.

PFAS-yhdisteiden yhteisvaikutukset kaloja syöviin eliöihin tunnetaan vielä heikosti, ja PFAS-yhdis- teitä ryhmänä käsittelevien raja-arvojen laadinta on vasta aluillaan, eli PFAS-yhdisteiden aiheuttamaa ympäristöriskiä ei tunneta riittävän hyvin. Tämän takia on tärkeää seurata muidenkin PFAS-yhdisteiden kuin PFOS:n ympäristöpitoisuuksia ja pyrkiä laatimaan tieteellisesti perusteltuja laadukkaita PNEC-ar- voja ja niihin perustuvia ympäristölaatunormeja joko PFAS-yhdisteille ryhmänä tai yksittäisille PFAS- yhdisteille. Ehdotetut viisi PFAS-yhdistettä ja niiden pintaveden ympäristölaatunormit ovat siten vain välivaihe PFAS-yhdisteiden riskinarvioinnissa, ja on mahdollista, että tulevaisuudessa ekotoksisuusai- neiston karttuessa ja riippuen riskinarvioinnin tuloksista, voidaan uusia PFAS-yhdisteitä lisätä asetuk- sen 1022/2006 liitteeseen 1D.

Tämän ehdotuksen laatimisen yhteydessä käytiin keskusteluja THL:n asiantuntijoiden kanssa 24 PFAS-yhdisteelle esitetyn ihmisterveyspohjaisen ympäristölaatunormin tason luotettavuudesta. THL myös antoi lausunnon ehdotusluonnoksesta. Keskusteluissa ja THL:n lausunnossa nostettiin esille laa- tunormin johtamiseen liittyvät epävarmuudet, jotka koskevat erityisesti PFAS-yhdisteiden maksatoksi- suuteen perustuvien RPF-arvojen soveltamista immuunijärjestelmävaikutuksiin. PFAS-yhdisteiden RPF- arvojen johtamista ja soveltamista on kritisoitu myös muissa yhteyksissä (Colnot & Dekant 2021, Goodrum ym. 2021). Tämän takia emme ehdota asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D JRC:n johtamaa 24 PFAS- yhdistettä kattavaa ihmisterveyteen perustuvaa ympäristölaatunormia kalalle ja pintavedelle.

Taulukko 18. Syken ehdotus viiden PFAS-yhdisteen pintaveden ympäristölaatunormeiksi

Yhdiste	MAC-EQS sisävedet µg/l	MAC-EQS merivesi µg/l	AA-EQS sisävedet µg/l	AA-EQS merivesi µg/l
PFOA	2 700	280	30	3
PFBA	1 100	110	110	11
PFBS	3 700	370	0,1	0,01
PFHxA	860	86	200	20
PFPeA	3 200	320	32	3,2

Arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristölaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin

- Nykyisen mittaustiedon perusteella taulukossa 18 ehdotetut pintaveden ympäristölaatunormit eivät ylitä Suomen vesimuodostumissa.
- Ehdotuksen johdosta VPD:stä aiheutuvat päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet voivat lisääntyä, koska tarkkailun tarvetta pitää arvioida viidelle PFAS-yhdisteelle nykyisin velvoitetun yhden PFAS-yhdisteen (PFOS) sijaan. Toisaalta ehdotetut PFAS-yhdisteet pystytään analysoimaan samalla analyysipaketilla kuin PFOS, ja taulukon 18 yhdisteiden päästölähteet ovat osittain samat kuin PFOS:n.
- Ympäristöseurannoissa käytetään nykyisin PFAS-yhdisteen analyysipakettia, joka sisältää PFOS:in ja 17 muuta PFAS-yhdistettä. Analyysipaketti sisältää kaikki ehdotetut viisi PFAS-yhdistettä ja analytiikka täyttää vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimukset mittausepävarmuudelle ja määrittäysrajalle ehdotetulla EQS-pitoisuustasolla.

5.1.3 Ksantaatit

Matti Leppänen, Jukka Mehtonen ja Ville Junttila

Ksantaatit ovat synteettisiä orgaanisia rikkiyhdisteitä, joita käytetään teollisuudessa laajasti maailmalla ja Suomessa.

Käyttö ja rajoitukset

Euroopan Unioni

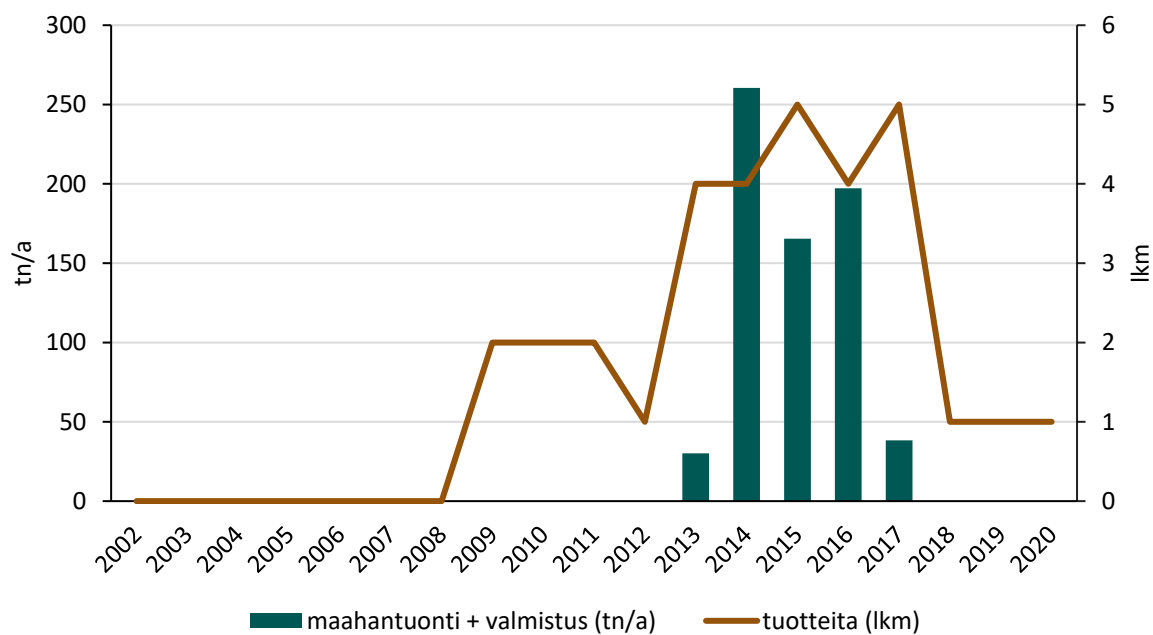
Ksantaatteja käytetään laajasti kaivosteollisuudessa maailmalla. Enimmäkseen käytetään natriumia ja kaliumia sisältäviä ksantaatteja. Ksantaatit ovat kokoajakemikaaleja, joita hyödynnetään vaahdotusprosessissa metallien erotuksessa. ECHA on arvioinut ksantaatti-aineryhmän sääntelytarpeen arviointiraportissaan (ECHA 2019) 13 ksantaattiyhdistettä, joita pääasiassa käytetään metallimalmien rikastuksessa (11 yhdistettä, suurin käyttökohde EU:ssa), orgaanisten synteettien välituotteina (10 yhdistettä), kumin vulkanoinnissa (4 yhdistettä) sekä sellofaanin ja muiden selluloosapohjaisten polymeerien valmistukseen (5 yhdistettä). Ksantaatteja käytetään pääasiassa teollisuudessa, mutta niitä sisältäviä kumi-, paperi- ja polymeerituotteita, kuten lateksihansikkaita, on laajalti kuluttajien käytössä (ECHA 2019).

Ksantaattien käyttöä ei tällä hetkellä säännellä EU-tasolla. ECHA on vuonna 2019 (ECHA 2019) arvioinut ksantaatit silloisen tiedon perusteella riskinhallintatarpeiden suhteen matalan prioriteetin aineiksi. Monet ECHA:n arvioimista ksantaateista jäivät kuitenkin myöhemmin ECHA:n seulaan ja marraskuussa 2021 niistä pyydettiin aineiden REACH-rekisteröijiltä lisätietoja, jotta aineilta edellytetyt tietovaatimukset täyttyisivät. Rekisteröijien tulisi toimittaa em. tietoja elokuuhun 2024 mennessä. Lisätiedot voivat johtaa riskinhallintatoimenpiteisiin EU-tasolla, mutta prosessi on kesken (Kärkkäinen 2022).

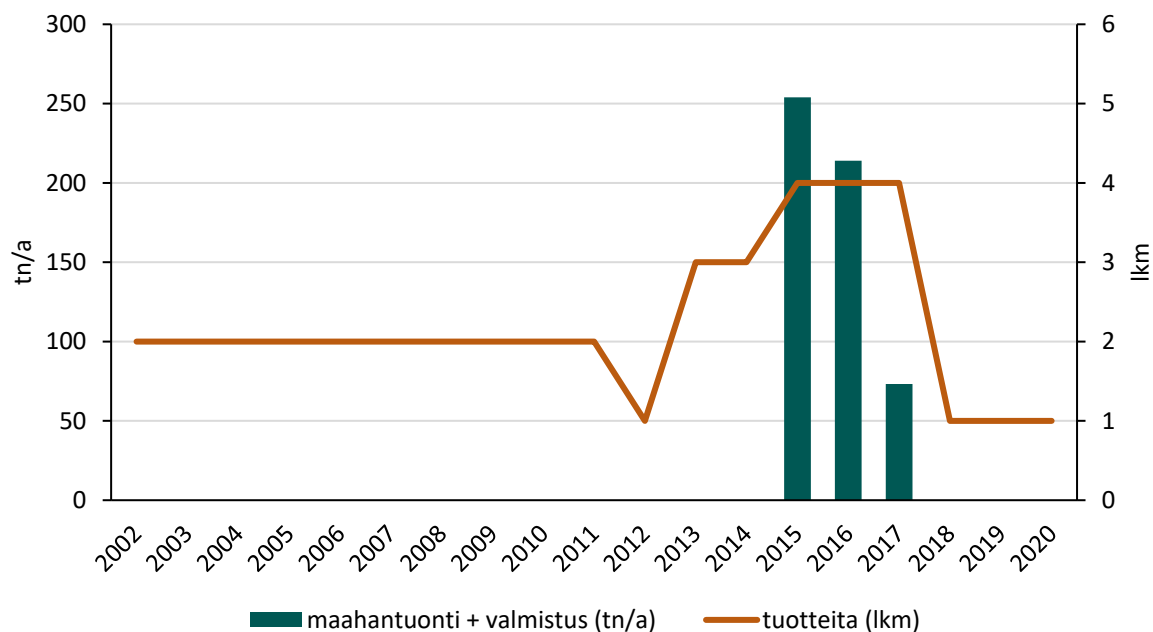
Suomi

Tyypillisimmät kaivostoiminnassa käytettävät ksantaatit ovat kaliumisopentyyli-, kaliumamyyli-, natriumetyyli- ja natriumisopropyyliksantaatti (mm. ECHA 2019), joita käytetään Suomessa suurina määrinä ainakin kaivostoiminnassa (taulukko 19, kuvat 28–30) ja nikkelin ja kuparin tuotannossa vaahdotuskemikaalina kuonarikastamolla (Salonen 2020). Ksantaatit ovat vesiensuojelun kannalta merkityksellisiä lähinnä metallimalmikaivoskohteissa ja siten pääosin Itä- ja Pohjois-Suomessa (VHA 4–6), mutta myös Lounais-Suomessa ja Hämeessä.

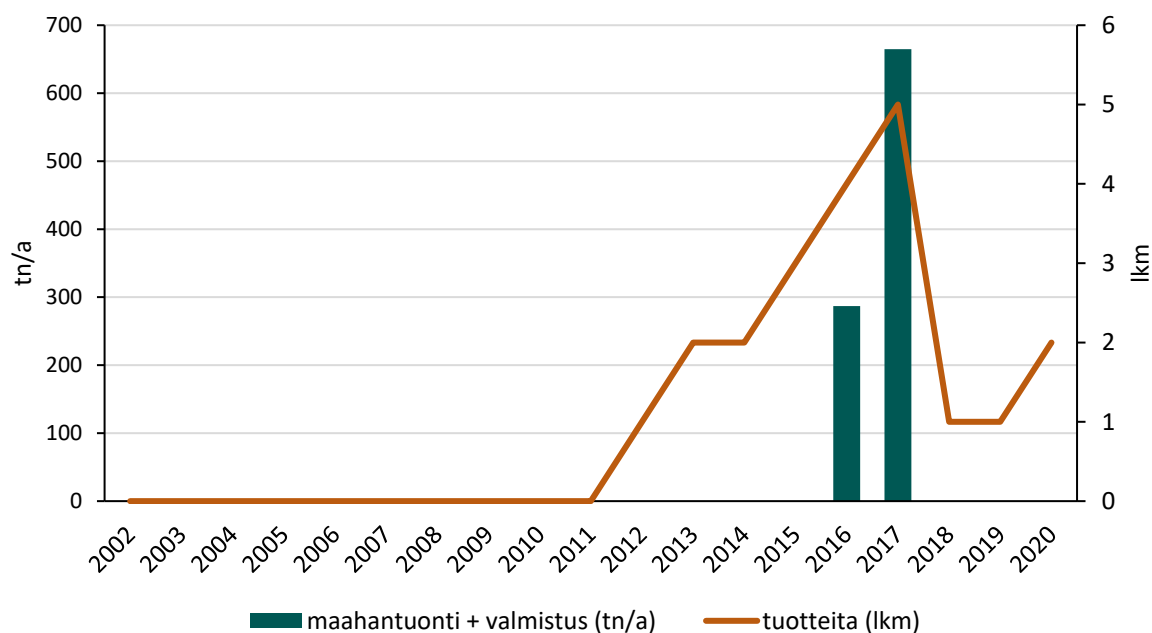
Hannukainen Mining Oy on hakenut Kolarin kaivoshankkeen ympäristöluvassa lupaa käyttää 3 705 tonnia ksantaatteja vuodessa. Yhtiö on suunnitellut käyttävänsä kolmea vesistölle myrkyllistä ksantaattia. Niistä erittäin myrkylliseksi vesieliöstölle luokiteltua natriumetyyliksantaattia (SEX) tulisi käyttää arviolta 39 tonnia vuodessa (Leisti 2018). Ksantaattien käyttömäärät olisivat kaivoksessa suuria, kun niitä vertaa aineiden nykyiseen kokonaiskäyttöön Suomessa (taulukko 19).



Kuva 28. Kaliumamyyliksantaattia (PAX) sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).



Kuva 29. Natriumetyyliksantaattia (SEX) sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).



Kuva 30. Natriumisopropyliksantaattia (SIPX) sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

Taulukko 19. Tavalliset vaahdottajakemikaalit eli ksantaatit ja niiden arvioidut haitattomat pitoisuudet (PNEC), käytetyt arviointikertoimet (AF), rekisteröintimäärät EU:ssa sekä maahantuonti ja valmistusmäärät Suomessa

Aine	CAS-numero	PNEC µg/l	AF	REACH rekisteröity määrä (tn/a) ¹⁾ / pääkäyttökohteet, EU	Maahantuonti ja valmistus, Suomi (tn/a) ²⁾
Kaliumisoamyyliksantaatti (PIAX)	928-70-1	3,67 ³⁾	1000	1 000–10 000 / metallimalmien rikastus	suurina määrinä käytössä, tieto luottamuksellista
Kaliumamyyliksantaatti (PAX)	2720-73-2	360 ⁴⁾	10	1 000–10 000 / metallimalmien rikastus, orgaanisten synteisien välituote, kumin vulkanointi	2015–2017: valmistus 0 / maahantuonti 38–197 2018–2021: melko suurina määrinä käytössä, tieto luottamuksellista
Natriumetyyliksantaatti (SEX)	140-90-9	0,47 ⁵⁾	100	1 000–10 000 / metallimalmien rikastus, orgaanisten synteisien välituote, selluloosapohjaisten polymeerien valmistus	2015–2017: valmistus 0 / maahantuonti 73–254 2018–2020: melko suurina määrinä käytössä, tieto luottamuksellista 2021: ei käytössä
Natriumisopropyliksantaatti (SIPX)	140-93-2	10 ⁶⁾	10	1 000–10 000 / metallimalmien rikastus, orgaanisten synteisien välituote, selluloosapohjaisten polymeerien valmistus	2016–2017: valmistus 0 / maahantuonti 287–665 2018–2021: suurina määrinä käytössä, tieto luottamuksellista

¹⁾ ECHA:n kemikaalitietokanta; echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals

²⁾ Ainetta sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti- ja valmistusmäärä; kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022

ECHA:n kemikaalitietokanta;

³⁾ echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/5726/6/2/3

⁴⁾ echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/14568/6/1

⁵⁾ echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/13120/6/1

⁶⁾ echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/13542/6/1

Esiintyminen pintavedessä ja päästöt

Ksantaattien mahdollisiin ympäristöriskeihin ei juuri ole kiinnitetty huomiota, koska ne hajoavat helposti ja jäämien ei ole oletettu aiheuttavan vaaraa vastaanottavissa vesistöissä. Hajoamiseen vaikuttavat liuoksen pH, lämpötila ja metallisuolojen määrä. Alhaiset lämpötilat hidastavat hajoamista huomattavasti (Turunen ym. 2019). Metallit edesauttavat hajoamista, mutta toisaalta tekevät seoksesta haitallisemman. Ksantaattien päästöistä ja ympäristöpitoisuuksista on vähän tietoa ja niiden määriä ei seurata vastaanottavissa vesissä. Tämä johtuu niiden oletetusta hajoamisesta ja toisaalta analytiikan kehittymättömyydestä, minkä takia pieniä pitoisuuksia (ppb) ei pystytä analysoimaan. Riittävän tarkan kemiallisen analytiikan puuttuminen Suomesta vaikeuttaa ksantaattien päästöjen ja vaikutusten tarkailua. Kaivosteollisuus ja ympäristölupia myöntävät aluehallintovirastot (AVIt) pitävät analytiikan puutteita ongelmallisina. Myös ympäristölaatumormien puuttuminen on ongelma ja niiden asettaminen tukisi ympäristöluvittajien työtä (Laatikainen 2022).

Myös laboratoriotestaukseen perustuva tieto niiden haitallisuudesta vesieliöille on hyvin puutteellista, ja ECHA:n rekisteröintidokumenteissa haitattomat arvot (PNEC) perustuvatkin deterministiseen arvioon, eli arviointikerrointen käyttöön (taulukko 19). Aineisto on myös varsin vanhaa ja jopa laskennallisiin altituspitoisuuksiin perustuvaa.

Huoli ksantaattien ympäristöriskistä on herännyt uusien kaivoshankkeiden edetessä. Esimerkiksi Tornionjoen vesistöön kuuluvaa Muonionjokeen johdettavien jätevesien haitalliset vaikutukset lohikalojen lisääntymiselle on noussut esille Hannukainen Mining Oy:n Kolariin ja Kaunis Iron AB:n Pajalaan Ruotsiin suunniteltujen kaivoshankkeiden kohdalla, sillä alkion kehitys ajoittuu talvikuukausille, jolloin ksantaattien hajoaminen on hitaimmillaan.

Ksantaattien pintavesipitoisuuksista tai päästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (pintavedet -VESLA-rekisteri, hakupvm 4.5.2022; päästöt - YLVA-rekisteri, hakupvm 4.5.2022).

Ehdotus

Lappiin on suunnitteilla useita kaivoksia, joiden arvioidut ksantaattien käyttömäärät ovat suuria. Lisää tutkimustietoa ksantaattien ympäristövaikutuksista pohjoisissa olosuhteissa tarvitaan nopealla aikataululla. Ehdotamme ksantaattien nostamista kansalliseen kartoitukseen (ks. luku 8.2). Ympäristökartoituksen tulee sisältää kaivosteollisuutta, metallinjalostusta ja mahdollista muuta teollisuutta, joka käyttää ksantaatteja. Kartoituksessa tulee selvittää ksantaatteja jätevesistä, kuormitetuista vesistöistä ja niiden tausta- tai referenssialueilta. Erityisesti talviaikaisia pitoisuuksia vastaanottavissa pintavesissä, niiden tausta- tai referenssialueilla ja jätevedessä on tarpeen selvittää ensi tilassa.

Laadukkaan ja tarpeeksi alhaisen määrittäysrajan omaavan ksantaattianalytiikan kehittäminen on ykkösprioriteetti. Määrittäytarkkuudessa olisi päästävä µg/l-tasolle ja siihen kykenevä laboratorio olisi joko etsittävä ulkomailta tai mieluummin tehtävä kehitystyötä Suomessa. Itä-Suomen yliopistossa päästään nyt mg/l-tasolle.

PNEC-arvot pintavesille eivät ole tällä hetkellä luotettavia. Tarpeen olisi myös tuottaa toksisuustestiaineistoa suomalaisilla testielioilla ja paikallisissa olosuhteissa, jotta saadaan tarkempia ja luotettavampia arviota haitattomista pitoisuuksista (PNEC) riskinarvion tueksi. Erityisesti syyskutuisten lohikalojen alkion ja poikasvaiheen testit ovat oleellisia.

Lisäksi on tarpeen selvittää ksantaattien kaikki käyttökohteet ja niistä aiheutuvia päästöjä ja riskejä pintavesille Suomessa.

5.1.4 PMT- ja vPvM-yhdisteet

Jukka Mehtonen, Matti Leppänen ja Emmi Vähä

Hitaasti hajoavat, kulkeutuvat ja myrkylliset aineet (PMT-aineet) sekä erittäin hitaasti hajoavat ja erittäin kulkeutuvat aineet (vPvM-aineet) ovat kemialliselta rakenteeltaan heterogeeninen aineryhmä. Aineita yhdistää se, että ne kulkeutuvat helposti vedessä ja maaperässä, niitä löytyy yleisesti pintavesistä ja pohjavesistä ja ne ovat erittäin pysyviä eli eivät hajoa (Hale ym. 2020a). Näihin ryhmiin kuuluu jo pitkään käytössä olleita aineita, joihin on alettu kiinnittää huomiota vasta viime vuosina. Kulkeutuvien aineiden poistaminen jätevedestä on vaikeaa nykyisillä jätevedenpuhdistustekniikoilla, koska aineet eivät hajoa puhdistamalla tai kiinnity puhdistamolietteeseen. Kulkeutuvat aineet ovat saaneet EU-tasolla lisääntyvässä määrin huomiota erityisesti juomaveden kautta aiheutuvien terveysriskien vuoksi (EEA 2019b & 2020, Hale ym. 2020a & b).

Käyttö ja rajoitukset

Melamiinia käytetään lähtömateriaalina erilaisissa polymerointiprosesseissa kuten formaldehydipohjaisten hartsien valmistukseen. Hartseja käytetään pääasiassa puupohjaisten paneelien ja laminaattien (mm. lattialaminaattien) valmistukseen. Lisäksi melamiinia käytetään mm. pesupulverien ja muovisten ruokailuvälineiden valmistuksessa. Pienempi melamiinin käyttökohde on käyttö välituotteena melamiinijohdannaisien kuten melamiinifosfaatin, -polyfosfaatin, -syanuraatin, -polysinkkifosfaatin ja -boraa-tin valmistuksessa. Näitä käytetään paloturvallisuutta edistävissä kohteissa (ChemSec 2020, Germany 2022). Lisäksi melamiini on biosidinä käytettävän syromatsiini-hyönteismyrkyn hajoamistuote. 1,4-dioksaania käytetään pääasiassa liuottimena valmistettaessa selluloosaestereitä, öljyjä ja vahoja sekä kloorattujen liuottimien stabilisaattorina (Neumann & Schliebner 2019, Wikipedia 2020). Surfynol 104 on pinta-aktiivinen aine, jota käytetään mm. painomusteissa, flexo-musteissa, syväpainoväreissä, kostutusvesissä ja pinnoitteissa (ACME 2018, Neumann & Schliebner 2019).

Kemikaaleja ei tällä hetkellä säännellä PMT- ja vPvM-ominaisuuksien perusteella EU:n kemikaalilainsäädännössä (REACH- sekä luokitusta, merkintöjä ja pakkaamista koskeva CLP-asetus) lukuun ottamatta kahta PFAS-yhdistettä (PFBS ja HFPO-DA/GenX) ja 1,4-dioksaania, jotka on tunnistettu REACH-asetuksen mukaisiksi erityistä huolta aiheuttaviksi SVHC-aineiksi (Saarela ym. 2022). EU:n kemikaalistrategian (EC 2020a) mukaisesti tällä hetkellä valmistellaan kulkeutuvuutta ja pysyvyyttä koskevia uusia vaaraluokkia (vPvM, PMT) CLP:hen (Delpero 2021) ja sitä kautta myös selkeämpiä SVHC-aineiden nimeämiskriteerejä REACH-asetukseen (Saarela ym. 2022). Epäviralliset tieteelliset kriteerit PMT- ja vPvM-yhdisteiden tunnistamiseksi julkaistiin vuonna 2019 (Neumann & Schliebner 2019). PMT-/vPvM-konsepti on vaaraperustainen ja keskittyy pohja- ja juomaveden suojeluun (Neumann & Schliebner 2019, Hale ym. 2020b). Esimerkkejä pysyvistä ja kulkeutuvista aineista ovat metyyli-tert-butyylieetteri (MTBE), etyleenidiamiinitetraetikkahappo (EDTA), tris(2-kloorietyyli)fosfaatti (TCEP; Reemtsma ym. 2016) ja 1,4-dioksaani (Hale ym. 2020b).

PMT-/vPvM -yhdisteiden on arvioitu aiheuttavan vastaavaa huolta kuin PBT- /vPvB -yhdisteet. Erona on, että PMT-/vPvM -yhdisteet päätyvät kauas päästölähteeltä juomavesilähteisiin ja muihin vesiympäristöihin, kun taas PBT- /vPvB -yhdisteet ja kertyvät ravintoketjussa ihmisiin ja muihin eliöihin (Hale ym. 2020a & b). REACH-rekisteröidyistä aineista harvemmat aineet täyttävät PMT-/vPvM -kriteerit kuin PBT- /vPvB – kriteerit (Neumann & Schliebner 2019). Alustavien tarkastelujen perusteella tunnistettuja PMT- ja vPvM-aineita olisi kuitenkin hyvin rajattu määrä (122 kpl; Arp & Hale 2019, Neumann & Schliebner 2019).

Taulukossa 20 on listattu Neumannin & Schliebnerin (2019) tunnistamat kahdeksan PMT- ja vPvM-ainetta. Taulukosta on karsittu pois ne seitsemän PMT- ja vPvM-ainetta, jotka ovat listattu asetuksessa 1022/2006 (tetrakloorieteeni, diuroni, tetraetyyliammonium heptadekafluorooktaanisulfonaatti eli PFOS:n tetraetyyliammoniumsuola, 1,2-diklooribentseeni, trikloorieteeni, 1,2-dikloorietaani ja ant-raseeni). Taulukon 20 aineista käytetään Suomessa nykyisin vain melamiinia, 1,4-dioksaania ja Surfynol 104:aa. Melamiini on ehdotettu SVHC-aineeksi (Germany 2022, Pickstone 2022a)

Tietoa PMT- ja vPvM-aineiden kriteereistä on esitetty Arpin & Halen (2019) sekä Neumannin & Schliebnerin (2019) julkaisuissa. Tietoa PMT- ja vPvM-aineiden sääntelystä ja sen mahdollisesta kehittymisestä suomeksi löytyy Saarelan ym. (2022) selvityksestä.

Esiintyminen pintavedessä ja päästöt

Taulukon 20 listattujen kahdeksan pysyvän ja kulkeutuvan aineen pintavesipitoisuuksista Suomessa ei löytynyt tietoa lukuun ottamatta 1,4-dioksaania (VESLA-rekisteri, hakupvm 8.6.2022). Minkään taulukon 20 aineen päästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (YLVA-rekisteri, hakupvm 17.5.2022).

Ehdotus

Melamiinin (vPvM & PMT), 1,4-dioksaanin (PMT) ja Surfynol 104:n (PMT) pitoisuuksia ympäristössä ja jätevedessä tulee kartoittaa, jotta voidaan luotettavammin arvioida niiden riskejä pintavesille Suomessa ja niiden lisäämistä vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 1D aineiksi. Ennen ympäristömittauksia tulee selvittää näiden aineiden käyttökohteita Suomessa, jotta mittaukset voidaan kohdistaa tehokkaammin. Lisäksi tulee etsiä kirjallisuudesta luotettavia pintavesien PNEC-tasoja näille aineille.

5.1.5 SVHC-aineet

Jukka Mehtonen ja Emmi Vähä

REACH kandidaattilistan aineet ovat erityistä huolta aiheuttavia eli SVHC-aineita, joita tällä hetkellä (10.6.2022) on 224 (Candidate List of Substances of Very High Concern for Authorisation, <http://echa.europa.eu/fi/candidate-list-table>). Lista päivittyy jatkuvasti. Jo aineen siirtyminen kandidaattilistalle tuo velvollisuuksia, sillä niiden osalta KTT:n laatiminen on pakollista. Muutoin kandidaattilistalle päätyminen ei sinänsä rajoita aineen käyttöä. Näihin aineisiin kuuluvat CMR- , PBT - ja vPvB -aineita sekä aineita, joilla on todettu olevan näitä kolmea aineryhmää vastaavia vakavia ja peruuttamattomia vaikutuksia ihmisiin ja ympäristöön. SVHC-listalle päätyminen tarkoittaa sitä, että jollain aikajänteellä ko. aine joko säädetään luvanvaraiseksi (lisätään REACH-asetuksen liitteeseen 14) tai sen käyttöä rajoitetaan (liitteeseen 17).

Taulukko 20. Neumannin & Schliebnerin (2019) tunnistamia PMT- ja vPvM-aineita. Taulukosta on karsittu pois ne tunnistetut seitsemän PMT- ja vPvM-ainetta, jotka on listattu jossakin asetuksen 1022/2006 liitteessä. Asteriskilla (*) on merkitty aineet, joita ehdotetaan lisättäväksi kansalliseen kartoitukseen. Suomen maahantuonti- ja valmistusmäärät on esitetty vuodesta 2012 lähtien niiden vuosien osalta, joiden tieto ei ole luottamuksellista. mr = määräysraja.

Aine	CAS-numero	PM-status	REACH rekisteröity määrä, EU tn/a ¹⁾	Maahantuonti ja valmistus, Suomi tn/a ²⁾	Pintavesi- & päästölieto, Suomi ³⁾	Lisätietoa
melamiini (1,3,5-triatsiini-2,4,6-tri-amiini)	108-78-1*	vPvM & PMT	100 000–1 000 000	2015–17: 0,1–0,2 2020–21: 5,6–17 käyttö suurta vuonna 2021 (17 tn/a); käyttömäärät lisääntyneet Suomessa	VESLA: ei YLVA: ei	hartsin valmistus, jota käytetään pääasiassa puupaneelien ja -laminaattien valmistukseen. Muita käyttökohteita mm. melamiinijohdannaisten valmistus, keittiötarvikkeet (Germany 2022).
1,4-dioksaani	123-91-1*	PMT	1 000–10 000	2012–2013: ei käyttöä 2021: 4,8 käyttömäärä lisääntynyt Suomessa	VESLA: n=86 VHA1 ja 2, kaikki alle mr (5 µg/l) YLVA: ei	liuotin valmistettaessa selluloosaestereitä, öljyjä ja vahoja (Neumann & Schliebner 2019, Wikipedia 2020)
Surfynol 104 (2,4,7,9-tetrametyyli-5-dekyyni-4,7-dioli)	126-86-3*	PMT	1000 +	2012–19: 2,2–53 2020–21: 17–18 (alustava arvio) käyttömäärä vaihdellut voimakkaasti 2002–2021, käyttö ollut välillä suurta (53 tn/a v. 2019)	VESLA: ei YLVA: ei	pinta-aktiivinen aine, erilaisissa musteissa, painoväreissä, kostutusvesissä ja pinnoitteissa (ACME 2018, Neumann & Schliebner 2019)
dapsoni (diamino-difenyylisulfonyli)	80-08-0	vPvM & PMT	100–1 000	2012–14: 2,4–2,9 2018–2019: ei käyttöä käyttömäärä vähentynyt ja nykyisin pieni Suomessa	VESLA: ei YLVA: ei	lääkkeissä vaikuttava aine (mm. antibiootti) (Neumann & Schliebner 2019)
ammonium 2,3,3,3-tetrafluoro-2 (HFPO-DA:n ammonium-suola, GenX)	62037-80-3, 13252-13-6	vPvM & PMT	10–100	ei käyttöä	VESLA: ei YLVA: ei	SVHC-aine
n-butyylibentseeni-sulfoniamidi	3622-84-2	PMT	1 000–10 000	2019–2021: ei enää käyttöä	VESLA: ei YLVA: ei	käytetty Suomessa aikaisemmin merkittäviä määriä ²⁾
1,2,4-triatsoli	288-88-0	PMT	1 000–10 000	2012–2017: ei käyttöä	VESLA: ei YLVA: ei	nykyiset käyttömäärät Suomessa erittäin pieniä ²⁾
Ametryyli (4-N-etyyli-6-metyylisulfanyyli-2-N-propaani-2-yyli-1,3,5-triatsiini-2,4-diamiini)	834-12-8	PMT	1 000–10 000	ei käyttöä	VESLA: ei YLVA: ei	ainetta ei ole käytetty Suomessa ²⁾

¹⁾ Neumann & Schliebner 2019

²⁾ Ainetta sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti- ja valmistusmäärä, Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 25.5.2022

³⁾ pintavedet -VESLA-rekisteri, hakupvm 1.6.2022; päästöt pintavesiin- YLVA-rekisteri, hakupvm 8.6.2022

Syynä nykyisten ympäristölle haitallisten SVHC-aineiden nimitykseen on useimmiten PBT/vPvB -ominaisuudet, mutta todella pooliset kulkeutuvat yhdisteet eivät ole päätyneet SVHC-aineiksi kolmea yhdistettä lukuun ottamatta (PFBS, HFPO-DA/GenX ja 1,4-dioksaani; Hale ym. 2020b, [Ehdokasluettelo erityistä huolta aiheuttavista aineista lupamenettelyä varten - ECHA \(europa.eu\)](#)). PMT-/vPvM -yhdisteiden (ks. luku 5.1.4) on kuitenkin arvioitu aiheuttavan REACH-määritelmän mukaisesti vastaavaa huolta kuin PBT- /vPvB -yhdisteet.

Käyttö ja esiintyminen pintavedessä

HAZBREF-projektissa koottiin Excel-tiedostoon tietoa joidenkin SVHC-aineiden käyttömääristä – ja kohteista teollisuudessa (HAZBREF 2020). Taulukkoon 21 on koottu SVHC-aineet, joiden käyttömäärä EU:n alueella on yli 100 tonnia vuodessa ja jotka ovat pysyviä, kertyviä ja myrkyllisiä (PBT), erittäin pysyviä ja biokertyviä (vPvB), lisääntymisriskille vaarallisia, perimää vaurioittavia tai hormonihäiritsijöitä (yhteensä 27 ainetta). Syöpävaaralliset rajattiin pois aineiden lukumäärän rajoittamiseksi. Taulukosta on karsittu pois ne tunnistetut pysyvät ja kulkeutuvat aineet, jotka ovat listattu asetuksen 1022/2006 liitteessä 1C2 tai 1D. Bisfenoli A on arvioitu luvussa 5.1.1 ja tietoa dekloraani plussasta sekä UV-328:sta on esitetty myös luvussa 5.1.6. Ympäristöpitoisuustietoa löytyy dinosebista, bisfenoli A:sta, disykloheksyyliptaalaatista ja siloksaaneista (taulukko 21).

Taulukko 21. SVHC-aineet, joiden käyttömäärä tai maahantuontimäärä EU-alueella on yli 100 tonnia vuodessa ja jotka ovat pysyviä, kertyviä ja myrkyllisiä (PBT), erittäin pysyviä ja biokertyviä (vPvB), lisääntymisriskille vaarallisia (R), perimää vaurioittavia (M) tai hormonitoimintaa häiritseviä aineita (ED). Asteriskilla (*) on merkitty aineet, jotka ehdotetaan lisättäväksi kansalliseen kartoitukseen. NA = käyttö- ja maahantuontimäärätietoa ei löytynyt, Conf.= käyttö- ja maahantuontimäärätieto luottamuksellista, mr = määritysraja. PM = pohjoismainen kartoitus (Schlabach ym. 2021b, ks. luku 5.1.6).

Aine	CAS-numero	Käyttö / maahantuonti, EU tn/a	Syy listaukseen	Valmistus- & maahantuonti, Suomi tn/a ¹⁾	Pintavesi-tieto, Suomi ²⁾	Lisätietoa
Dimetoksietaani eli etyleeniglykolidimetyylieetteri (EGDME)*	110-71-4	100–1 000	R	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
1,3,5-tris(oksiranyylimetyyli)-1,3,5-triatsiini-2,4,6(1H,3H,5H)-trioni (TGIC)*	2451-62-9	100–1 000	M	0	Ei	
1-metyyli-2-pyrrolidoni (NMP)*	872-50-4	10 000–100 000	R	2021: 4,0 2020: 25 2019: 27 2018: 400	Ei	

Aine	CAS-numero	Käyttö / maahantuonti, EU tn/a	Syy- listauk- seen	Valmistus- & maahan- tuonti, Suomi tn/a ¹⁾	Pintavesi- tieto, Suomi ²⁾	Lisätietoa
4-tert-butyylifenoli*	98-54-4	10 000–100 000	R, ED (ympäristö)	2021: 8,6 2020: 7,4 2019: 7,4 2018: 12	Ei	
Dinosebi eli 6-sec-butyli-2,4- dinitrofenoli*	88-85-7	1 000–10 000	R	NA	n=505, maks. 0,036 µg/l	ks. luku 5.4
Boorihappo*	10043-35-3	10 000–100 000	R	2021: 490 2020: 396 2019: 3000 2018: 116	Ei	
Dekametyylisyklopen- tasiloksaani (D5)*	541-02-6	10 000–100 000	PBT	2021: 7,0 2020: 3,3 2019: 1,0 2018: 0,1	kaikki (n = 85) alle mr (5 µg/l)	
Dibootitrioksidi*	1303-86-2	1 000–10 000	R	2021: 51 2020: 63 2019: 68 2018: 91	Ei	
Dinatriumtetra- boraatti, anhydrinen*	12179-04-3, 1303-96-4, 1330-43-4	100 000–1 000 000	R	2021: 592 2020: 534 2019: 11 000 2018: 15	Ei	
N,N-dimetyyli- formamidi*	68-12-2	10 000–100 000	R	2021: 71 2020: 101 2019: 151 2018: conf.	Ei	
Natriumperboraatti*	15120-21-5, 11138-47-9	10 000–100 000	R	NA	Ei	
Terfenyyli, hydratoitu*	61788-32-7	10 000–100 000	PBT	2021: 0,8 2020: 2,5 2019: 3,7 2018: 3,9	Ei	
Dekloraani plus	13560-89-9	100–1 000	PBT	NA	Ei	PM: ei havaittu Suo- mesta
Bromipropaani eli propyylibromidi	106-94-5	1 000–10 000	R	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
2-(2H-bentsotriatsol- 2-yyli)-4,6-ditert- pentyylifenoli (UV-328)	25973-55-1	100–1 000	PBT	2021: 0,6 2020: 0,4 2019: 4,5 2018: 1,0	Ei	PM: ei havaittu Suo- mesta

Aine	CAS-numero	Käyttö / maahantuonti, EU tn/a	Syy listaukseen	Valmistus- & maahantuonti, Suomi tn/a 1)	Pintavesi-tieto, Suomi 2)	Lisätietoa
2-etyyliheksyyli-10-etyyli-4,4-dioctyyli-7-okso-8-oksa-3,5-ditia-4-tinatetradekanoaatti (DOTE)	15571-58-1	1 000–10 000	R	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
2-metoksietanoli (EGME)	109-86-4	1 000–10 000	R	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
2-metyyli-1-(4-metyyllitiofenyyli)-2-morfoliinipropaan-1-oni	71868-10-5	1 000+	R, ED	2021: conf. 2020: 0,2 2019: conf. 2018: 0,2	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
Bisfenoli A	80-05-7	100 000–1 000 000	R, ED		n = 710, maks. 1200	ks. luku 5.1.1
4-(1,1-dimetyyli-propyyli)fenoli	80-46-6	100–1 000	ED	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
Diglyymi eli dietyleeniglykolidi-metyylieetteri tai bis(2-metoksietyylietteri)	111-96-6	100–1 000	R	NA	Ei	
Dodeka-metyylisykloheksa-siloksaani (D6)	540-97-6	10 000–100 000	PBT, vPvB	2021: 0,6 2020: 0,3 2019: 0,2 2018: conf.	kaikki (n = 85) alle mr (5 µg/l)	
Oktametyylisyklo-tetrasiloksaani (D4)	556-67-2	100 000–1 000 00	PBT	2021: 0,4 2020: 0,5 2019: 1,3 2018: 0,6	kaikki (n=85) alle mr (1 µg/l)	
Disykloheksyyli-ftaatti (DCHP)	84-61-7	100–1 000	R, ED	2021: 3,7 2020: 4,7 2019: 4,5 2018: 3,3	kaikki (n=127) alle mr (0,01µg/l)	
Dinatrium-oktabo-raatti-tetrahydraatti	12008-41-2	1 000–10 000	R	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
N,N-dimetyyliasetamidi (DMAC)	127-19-5	1 000+	R	Conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni
Triksylyylifosfaatti	25155-23-1	100+	R	2021: conf, 2020: 0 2018–2019: conf.	Ei	käyttömäärä Suomessa pieni

¹⁾ Ainetta sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti- ja valmistusmäärä; Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 30.5.2022.

²⁾ pintavedet -VESLA-rekisteri, hakupvm 11.4.2022.

Ehdotus

Harkitaan kartoitusta aineista, joita käytetään yhä merkittävästi Suomessa ja jotka ovat ympäristössä pysyviä ja/tai biokertyviä ja joista ei ole vielä ympäristöpitoisuustietoa Suomesta, ja joille on saatavilla luotettavia analyysimenetelmiä. Tällaisia aineita ovat esimerkiksi booriyhdisteet, N,N-dimetyyliformamidi, terfenyyli, 1-metyyli-2-pyrrolidoni (NMP), 4-tert-butyylifenoli ja dekametyyliykyklopentasiloksaani eli D5. Kaikki kartoitukseen ehdotetut aineet ovat listattu taulukossa 21. Ensimmäisessä vaiheessa on arvioitava, että mitkä aineista voitaisiin analysoida samalla kemiallisella analyysillä (analyysikartoitus). Ennen ympäristömittauksia tulee myös selvittää näiden aineiden käyttökohteita Suomessa, jotta kartoitus pystytään kohdistamaan mahdollisille riskipaikoille. Kartoituksen kohteet riippuvat aineiden käyttökohteista eli mahdollisesti yhdyskunta- ja teollisuusjätevesi sekä niiden kuormittamat vesistöt ja referenssialueet. Lisäksi tulee etsiä kirjallisuudesta luotettavia pintavesien PNEC-tasoja näille aineille.

5.1.6 POP-sopimuksen kandidaattiaineet

Emmi Vähä ja Jukka Mehtonen

Tukholman POP-sopimuksen kandidaattiaineita ovat seuraavat yhdisteet ([Chemicals proposed for listing under the Convention \(pops.int\)](#)):

- Perfluoriheksaanisulfonihappo (PFHxS) ja C9–C14 PFCA-yhdisteet
- Metoksikloori ja klorpyrifossi
- Keskipitkäketjuiset klooriparafiinit (MCCP)
- Dekloraani plus
- 2-(2H-bentsotriatsol-2-yyli)-4,6-ditertpentyylifenoli (UV-328).

Käyttö ja rajoitukset sekä esiintyminen vesiympäristössä

Perfluoriheksaanisulfonihappo (PFHxS) lisättiin keväällä 2022 Tukholman POP-sopimukseen. Sitä ei käytetä niin laajasti kuin PFOS:a ja PFOA:a, mutta sitä löydetään yleisesti ympäristöstä ja ihmisistä. Norjan tekemällä PFHxS:n rajoitusehdotuksella pyritään estämään PFOA:n käytön korvaaminen PFHxS:llä sekä vähentämään sen päättymistä EU-alueelle tuotavien esineiden ja seosten mukana. Rajoitusehdotuksen hyväksyntä EU:n komiteamenettelyssä on kesken, mutta rajoitus pohjautunee Tukholman POP-sopimuksen rajoituksiin.

Komissio päätti, Ruotsin ja Saksan tekemän rajoitusehdotuksen (ECHA 2018) pohjalta, elokuussa 2021 noin 200 C9–C14 PFCA-yhdisteen käytön rajoittamisesta 25.2.2023 lähtien EU:n alueella. Yhdisteitä ei nykyisin juurikaan käytetä tarkoituksella, vaan ne esiintyvät pääasiassa epäpuhtauksina lyhyt-ketjuisten PFAS:ien valmistuksessa (ECHA 2018). Edellä mainitut PFAS-yhdisteet ovat käsitelty luvussa 5.1.2.

Metoksikloori on aromaattinen organoklooriyhdiste, jota on käytetty kasvinsuojelussa DDT:tä korvaavana hyönteismyrkkinä. Aineen käyttö Euroopan unionin alueella kiellettiin vuonna 2002 (UNEP POPRC 2019). Klorpyrifossi on VPD:n prioriteettiaine ja kasvinsuojeluaine, jonka käyttö on ollut pitkään kielletty. Vesienhoidon näkökulmasta se ei ole merkityksellinen aine millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b). Edellä mainituista syistä johtuen metoksikloori ja klorpyrifossi karsittiin pois arvioinnista.

Keskipitkäketjuisia kloorialkaaneita (C14–17, MCCP) käytetään pehmittimenä ja palonsuoja-aineena mm. PVC-muoveissa, tiivisteissä ja liimoissa. Ainetta käytetään edelleen EU-alueella, mutta se lisättiin vuonna 2021 kandidaattilistalle erityistä huolta aiheuttavien aineiden lupamenettelyyn (REACH-asetus, liite XIV) (UNEP POPRC 2022a). MCCP:tä käytetään runsaasti Suomessa, sillä ainetta (CAS 85535-85-9) sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus on ollut vuosina 2016–2020 88–176 tn/a (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 20.6.2022). Lyhytketjuisten kloorialkaanien (C10–13, SCCP) käyttöä on korvattu keskipitkillä MCCP-yhdisteillä, mikä näkyy korkeampina MCCP:n pitoisuuksina vesistöjen pintasedimentissä.

Pohjoismainen yhteistyöryhmä kartoitti vuonna 2019 UV-aineita, lyhytketjuisia (SCCP), keskipituisia (MCCP) ja pitkäketjuisia (LCCP) klooriparafiineja ja dekloraaneja eri matriiseista (Schlabach ym 2021b). Näytteitä otettiin kalasta, linnun munankuorista, hylkeistä, hirvistä, poroista, männyn neulasista sekä ilmasta. Suomen näytteet vesiympäristöstä olivat ahvenia Helsingistä ja Inarista ja taimen Inarista. Kartoituksessa (Schlabach ym. 2021b) yleisimmin havaittu aineryhmä olivat klooriparafiinit, joita havaittiin lähes kaikista näytteistä. Klooriparafiinien pitoisuudet kalassa olivat korkeampia urbaanien alueiden näytteissä kuin tausta-alueiden näytteissä. Suurimmat pitoisuudet havaittiin keskipitkäketjuisia klooriparafiineja (MCCP). Taimenessa (n=1) SCCP:n pitoisuus oli 9,04, MCCP:n 17 ja LCCP: 7,81 ng/g ja ahvenissa (n=5) pitoisuudet vaihtelivat alle määrittäysrajan pitoisuuksien ja 16,9 (SCCP), 48,5 (MCCP) ja 37,8 ng/g (LCCP) välillä. MCCP:n (ja SCCP:n) ympäristöpitoisuustiedolle ja -kartoitukselle on suuri tarve, koska niille ei ole aiempaa luotettavaa tietoa (Siimes ym. 2019), etenkin päästöistä ja pintavesipitoisuuksista.

Dekloraani plus on organoklooriyhdiste, jota käytetään palonsuoja-aineena erilaisissa polymeereissä. Alun perin sillä korvattiin dekloraanin (Mirex) ja myös dekaBDE:n käyttöä. Ainetta käytetään edelleen EU-alueella, mutta se lisättiin vuonna 2019 ennakkoluvanvaraisten aineiden listalle (REACH-asetuksen liite XIV) ja sille valmistellaan EU:n tasoista rajoitusta (UNEP POPRC 2022b). Ainetta ei käytetä Suomessa (taulukko 21). Aineesta löytyy lisätietoa luvussa 5.1.5.

UV-328 on fenolinen bentsotriatsoliyhdiste, jota käytetään UV-suoja-aineena estämään erilaisten pintojen hajoamista ja värien haalentumista. Sitä käytetään monissa käyttökohteissa, mutta sen pääkäyttökohteet ovat autoteollisuuden maalit, pinnoitteet, tiivisteet, liimat, muovi- ja kumiosat, jäähdytys- ja hydraulineesteet ja moottoriöljyjen voiteluaineet. Lisäksi aineen käyttökohteita ovat ulkokäyttöön tarkoitetut huonekalut, rakennusmateriaalit, nahka- ja tekstiilituotteet ja kosmetiikka. Ainetta käytetään edelleen EU-alueella mutta se lisättiin vuonna 2020 yhdessä kolmen muun UV-suoja-aineen (UV-327, UV-350 & UV-320) kanssa ennakkoluvanvaraisten aineiden listalle (REACH-asetuksen liite XIV; UNEP POPRC 2021, UNEP POPRC 2022c). Ainetta käytetään melko vähäisessä määrin myös Suomessa (taulukko 21). Aineesta löytyy tietoa myös luvussa 5.1.5.

Ahvenen maksasta (Norjan Mjøsa-järvi) havaittiin klooriparafiinien lisäksi määrittäysrajan ylittäviä pitoisuuksia dekloraani-602, dekloraani Plus sekä UV-320, UV-327, UV-328 aineita. Suomen näytteistä taimenen lihaksesta havaittiin klooriparafiinien lisäksi vain dekloraani-602:ta (0,019 ng/g). Suomen näytteistä ei havaittu UV-aineita yli määrittäysrajan pitoisuuksina (Schlabach ym. 2021b). Näiden tulosten perusteella olisi syytä tutkia kloorattujen parafiinien pitoisuuksia tarkemmin, vaikka niiden analytiikka onkin haastavaa. Analytiikkaa kehitetään ja olisikin toivottavaa, että jatkossa analyyseissä päästään yhä pienempiin epävarmuuksiin.

Ehdotus

Kehitetään kloorattujen parafiinien analyysimenetelmiä. Kartoitetaan kloorattujen parafiinien pitoisuuksia vesiympäristöstä sitten, kun luotettavampia analyysimenetelmiä on tarjolla. Kartoituksen tulee

sisältää MCCP-yhdisteiden lisäksi ainakin SCCP-yhdisteet, jotka analysoidaan samalla määrittämenetelmällä kuin MCCP. Kartoituksen kohteina ovat ainakin yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä teollisuuden (jonka tiedetään käyttävän aineita) jätevedet, niiden kuormittavat pintavedet ja niiden taustat tai referenssialueet. Kartoitustulosten perusteella voidaan luotettavammin arvioida aineiden riskejä pintavesille Suomessa ja tarvetta niiden lisäämiseksi vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 1D ainelistalle. Lisäksi riskinarvion tueksi tulee MCCP:lle etsiä luotettavia pintaveden PNEC-arvoja.

5.1.7 6-PPD ja 6-PPD kinoni

Jukka Mehtonen

6-PPD on synteettinen orgaaninen kemikaali ja yksi useista p-fenyleenidiamiineista (PPD), joita käytetään suojaamaan erilaisia kumimateriaaleja.

Käyttö ja rajoitukset

6-PPD on orgaaninen kemikaali, jota käytetään laajasti hapettumisenestoaineena erilaisissa kumituotteissa kuten ajoneuvojen renkaissa (PubChem; [N-\(1,3-Dimethylbutyl\)-N'-phenyl-p-phenylenediamine | C18H24N2 - PubChem \(nih.gov\)](#)), ECHA:n julkinen kemikaalitietokanta; [echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals](#). 6-PPD:tä lisätään tarkoituksella kumiin suojaamaan sitä hajoamiselta ja sään aiheuttamalta turmeltumiselta (Schlabach ym. 2021a). 6-PPD:n pitoisuus henkilö- ja kuorma-autojen renkaissa on korkea 0,4–2,0 massa-% (Tian ym. 2021). PPD-yhdisteitä käytetään myös yleisesti hiusväreissä (Poulsen & Strandesen 2013). 6-PPD:tä käytetään Suomessa suurina määrinä (taulukko 22, kuva 31).

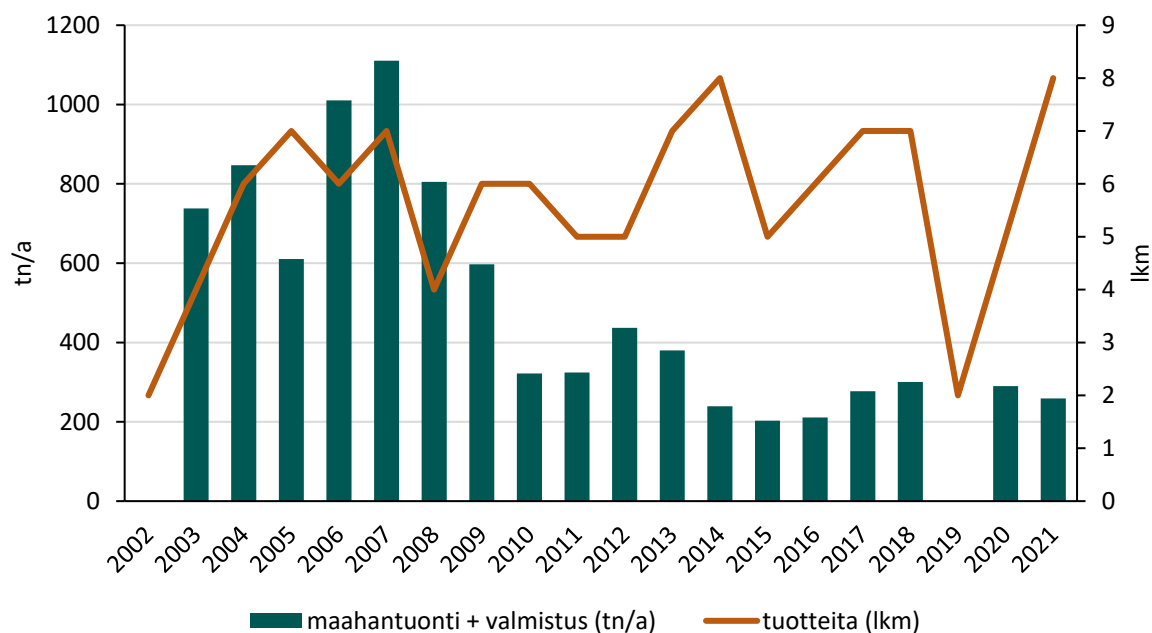
Aineella ei ole CLP:n mukaista harmonisoitua luokitusta, mutta Itävalta valmistelee luokitusehdotusta. Teollisuuden itseluokitusten perusteella näyttää alustavasti siltä, että se on lisääntymiselle vaarallinen (Repr. 1B) ja PBT-aine. Luokituksen jälkeen se tunnistettaneen mahdollisesti ensin erityistä huolta aiheuttavaksi SVHC-aineeksi ja sen jälkeen siitä voi tulla jonkinlaisella aikavälillä luvanvarainen, koska sitä käytetään laajasti suurina tonnimäärinä käytettynä ja se on terveydelle ja ympäristölle vaarallinen. Toinen mahdollisuus on, että sen käyttöä rajoitetaan (Kärkkäinen 2022).

Taulukko 22. 6-PPD:n käyttö EU:ssa ja Suomessa

Aine	CAS-numero	REACH rekisteröity määrä, EU ¹ tn/a	Maahantuonti ja valmistus 2015–2020, Suomi ² tn/a	Lisätietoa
6-PPD (N-(1,3-dimetyyliibutyli)-N'-fenyli-p-fenyleenidiamiini tai 1,4-bentseenidiamiini, N1-(1,3-dimetyyliibutyli)-N4-fenyli)	793-24-8	10 000–100 000	valmistus 0, maahantuonti 203–301	6-PPD:n muuntumistuote 6-PPD kinoni on myrkyllistä, ei niinkään 6-PPD

¹ ECHA:n kemikaalitietokanta; [echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals](#)

² Ainetta sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti- ja valmistusmäärä, KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022



Kuva 31. 6-PPD:tä sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

Esiintyminen pintavedessä ja päästöt

VESLA- rekisteristä ei löytynyt tietoa 6-PPD:n ja 6-PPD kinonin pintavesipitoisuuksista. 6-PPD:n reagoissa otsonin kanssa se muuntuu 6-PPD kinoniksi, jota on todettu esiintyvän laajasti vesiympäristölle riskiä aiheuttavan korkeina pitoisuuksina ($< 0,3\text{--}19\text{ }\mu\text{g/l}$) Yhdysvaltojen länsirannikon kaupunkihuoleivesissa ja -puroissa, jotka sijaitsevat lähellä teitä. 6-PPD kinonin on todistettu lisäävän merkittävästi puroihin kudulle saapuneiden hopealohien (*Oncorhynchus kisutch*) kuolleisuutta (40–90 % kuolleisuus) ennen kuin ne ehtivät kutea. Aineen merkittävät negatiiviset ympäristövaikutukset johtuvat rengaskäytöstä aiheutuvasta aineen leviämisestä (Tian ym. 2021). 6-PPD kinonin vaikutuksia pohjoismaisiin kalalajeihin kuten Atlantin loheen (*Salmo salar*) tulee testata ekotoksikologisesti, jotta voidaan selvittää aineesta aiheutuvat riskit pohjoismaissa (Schlabach ym. 2021a).

YLVA-rekisteristä ei löytynyt tietoa 6-PPD:n ja 6-PPD kinonin päästöistä pintavesiin Suomessa. 6-PPD kinonin päästöjä ympäristöön aiheutuu renkaiden käytön aikana, mutta myös jäteväihteessä ja aineen uusiokäytössä. Vanhoista renkaista suotautuvan veden on todettu olevan merkittävästi myrkyllisempää kuin veden, joka on ollut kosketuksissa uudempiin renkaisiin (Tian ym. 2021), mikä tulee ottaa huomioon harkittaessa renkaiden uusiokäyttöä mm. virtavesien kunnostuksessa kuten patoamisissa. Renkaiden uusiokäyttökohteita ovat mm. kumirouhe, jota käytetään täyteaineena jalkapallokentillä (tekonurmikentillä). Kumirouhetta päätyy kahdelta tutkitulta jalkapallokentältä lähiympäristöön keskimäärin 536 kg/a ja 1869 kg/a (Setälä ym. 2022). 6-PPD kinonia on löytynyt kaikkien tutkittujen urheilukenttien tekonurmen kumirakeista ($n=5$) ja pienempinä pitoisuuksina leikkikentän kumipäällysteestä Norjassa ($n=3$; Schlabach ym. 2021a). Valtaosa renkaista hyödynnetään Suomessa kokonaisina, leikkeenä tai rouheena tie- ja maanrakennustarpeisiin. Kumigranulaattia käytetään joustoa vaativien alustojen kuten keinonurmien sekä urheilu- ja leikkikenttien pintarakenteissa. Hienojakoista kumiaineista käytetään asfaltin sideaineena vähentämään rengasmelua ja lisäämään kulutuksen kestoa (Suomen rengaskierrätys 2022).

6-PPD kinonia on Norjasta löytynyt korkeina pitoisuuksina maantietunneleiden pesuvesistä (2 500–18 000 ng/l) ja puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (< 50–160 ng/l), mutta ei puhdistamolietteestä (< 1,0 µg/kg kp; Schlabach ym. 2021a).

Ehdotus

6-PPD kinonin pitoisuuksia urbaaneissa pienvesissä (korkean riskin alueilla) ja niiden tausta- tai referenssialueilta tulee kartoittaa, jotta voidaan arvioida sen riskejä pintavesille Suomessa ja sen lisäämistä vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 1D aineiksi. Samalla tulee selvittää aineen kaikki käyttökohteet Suomessa. Kartoituksen alkuvaiheessa tulee etsiä 6-PPD kinonille luotettavia pintaveden PNEC-arvoja. Lisäksi on tarpeen tehdä kirjallisuusselvitys renkaiden lisäaineista, ja niiden käytöstä tai uusiokäytöstä aiheutuvaa riskiä vesiympäristölle.

5.1.8 Heksa(metoksimetyyli)melamiini (HMMM)

Jukka Mehtonen

Heksa(metoksimetyyli)melamiini (HMMM) on orgaaninen hemiamiinieetteriyhdiste.

Käyttö ja rajoitukset

HMMM käytetään yleisesti silloitteena pinnoitteiden ja renkaiden valmistuksessa. Silloittuminen on polymeerien ketjumaisten molekyylien yhdistymistä toisiinsa poikittaisia sidoksia eli siltoja muodostamalla. HMMM on välituote / monomeeri melamiinihartsin valmistuksessa (Alhelou ym. 2019).

Teollisuuden Yhdysvalloissa käyttämä kaupallinen HMMM-tuote koostuu polymeeriseoksesta, jossa HMMM on monomeerina (heksa(metoksimetyyli)melamiini CAS 3089-11-0) tai alhaisen molekyyllipainon polymeerinä (metyloitu melamiini-formaldehydiartsin CAS 68002-20-0) (Dsikowitzky & Schwarzbauer 2015).

HMMM-hartsia käytetään pinnoitteissa ja muoveissa ja Euroopassa teollisuuden käyttökohteita ovat pinnoitteet tölkeissä, käämeissä ja autoissa. Lisäksi sitä käytetään melamiini-nanopartikkelien ja valosten valmistukseen (Dsikowitzky & Schwarzbauer 2015).

HMMM-monomeeri (CAS 3089-11-0) löytyy kemikaalina KETU-rekisteristä, mutta sitä sisältäviä kemikaalituotteita ei löydy. Metyloitua melamiini-formaldehydiartsia (CAS 68002-20-0) käytetään Suomessa suurina määrinä ja ainetta sisältäviä kemikaalituotteita on paljon (taulukko 23, kuva 32).

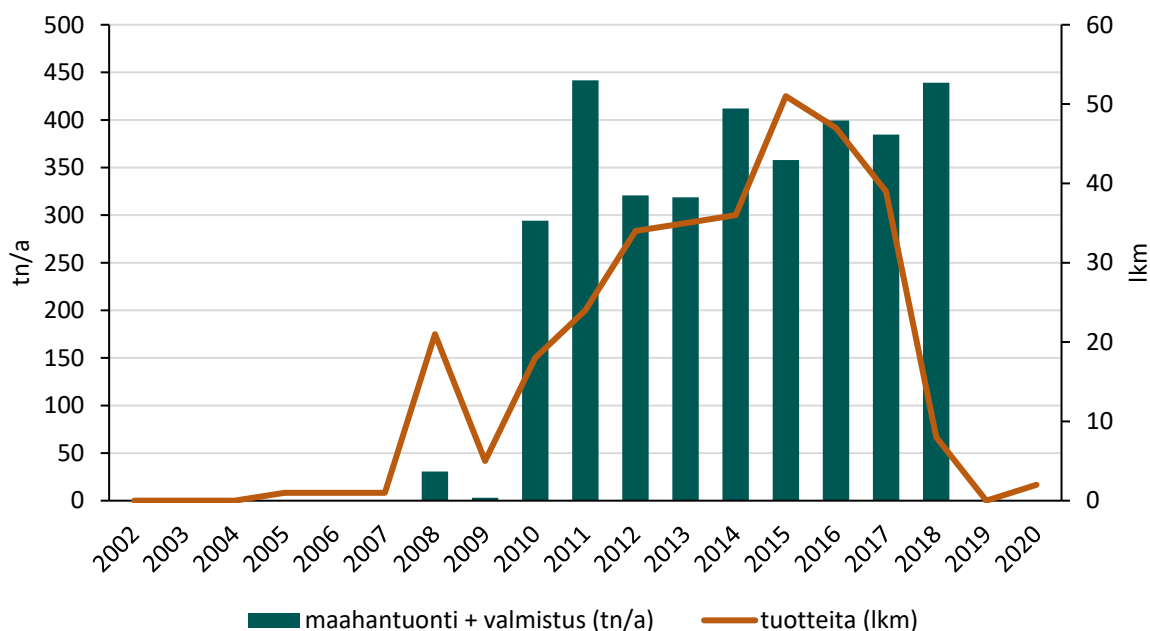
HMMM-monomeeri (CAS 3089-11-0) ja -polymeeri (CAS 68002-20-0) ovat REACH:in puitteissa vain esirekisteröity ja siksi aineista on EU-tasolla huonosti tietoja saatavilla. Se, että aineita ei ole rekisteröity voi johtua siitä, että polymeerit eivät tällä hetkellä kuulu REACH-säätelyn piiriin (Alhelou ym. 2019). Aineilla ei ole CLP:n mukaista harmonisoitua luokitusta. HMMM:n nykyiset itseluokitukset (echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/50601) eivät ole laukaisseet CLP- tai REACH-asetuksen riskinhallintatoimenpiteitä. Aine ei ole tällä hetkellä päätymässä hallinnollisen kemikaalisäätelyn (CLP & REACH) piiriin (Kärkkäinen 2022).

Taulukko 23. HMMM:n käyttö EU:ssa ja Suomessa

Yhdiste	CAS-numero	REACH rekisteröity määrä, EU ¹ tn/a	Maahantuonti ja valmistus, Suomi ² tn/a	Lisä tietoa
1,3,5-Triazine-2,4,6-triamine, polymer with formaldehyde, methylated (KETU-nimi)	68002-20-0	ei tietoa (vain esirekisteröity aine)	2015–18: maahantuonti 0–11, valmistus 347–439 2019: 0 2020: luottamuksellista tietoa	HMMM-polymeeri
Heksa(metoksime-tyyli)melamiini	3089-11-0	ei tietoa (vain esirekisteröity aine)	aine löytyy KETU-rekisteristä, mutta ei sitä sisältäviä kemikaalituotteita	HMMM-monomeeri

¹ ECHA:n julkinen kemikaalitietokanta; echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals

² Ainetta sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti- ja valmistusmäärä, kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022



Kuva 32. HMMM-kemikaalia (CAS 68002-20-0) sisältävien kemikaalituotteiden maahantuonti ja valmistus sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

Esiintyminen pintavedessä ja päästöt

Ainetta on löytynyt pintavesistä Saksasta ja Hollannista (Dsikowitzky & Schwarzbauer 2015) sekä Kanadasta, Yhdysvalloista ja Australiasta (Johannessen ym. 2022). Autoteollisuuden jätevesien on todettu olevan syynä HMMM:n esiintymiseen pintavesissä Saksassa (Dsikowitzky & Schwarzbauer 2015). Aine irtoaa helposti rengasmateriaalista. Maantiehulevesien on epäilty olevan merkittävin HMMM:n hajoamislähde Kanadassa (Johannessen ym. 2022).

Aktiivilietetyyppisen jätevedenpuhdistamon aerobisissa olosuhteissa HMMM muuntuu, mutta ei mineralisoidu. Aineen muuntumistuotteet voivat olla ongelmallisempia kuin HMMM itse, koska osa niistä on kulkeutuvia ja pysyviä yhdisteitä. HMMM:n ja sen muuntumistuotteiden myrkyllisyydestä vesieliöille ei ole tietoa. HMMM sisältää melamiinirakenteen, mutta HMMM:n hajoamista melamiiniksi (ks. luku 5.1.4) ei ole todettu (Alhelou ym. 2019).

YLVA-rekisteristä ei löytynyt tietoa HMMM:n päästöistä pintavesiin Suomessa. HMMM:n pitoisuustietoa ympäristössä (pintavedet, pohjavedet, eliöstö, sedimentit) ei ole myöskään ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä (tarkistettu 19.10.2022, ei suurekoodia HERTTA-järjestelmässä).

Ehdotus

Heksa(metoksimetyyli)melamiinia (HMMM) ei ehdoteta vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineidenasetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D, koska sen käyttö Suomessa on vähentynyt merkittävästi. Lisäksi HMMM:n ja sen muuntumistuotteiden myrkyllisyydestä vesieliöille ei ole tietoa. On kuitenkin syytä seurata, miten aineen käyttö kehittyy EU:ssa ja Suomessa ja yrittää edistää HMMM:n ja sen muuntumistuotteiden vesieliömyrkyllisyyden tutkimista.

5.1.9 PAH-yhdisteet

Emmi Vähä ja Jukka Mehtonen

PAH-yhdisteet eli polysykliset aromaattiset hiilivedyt ovat aineita, joita syntyy orgaanisen aineen epätäydellisessä palamisessa, käytännössä kaikissa polttoprosesseissa. Lisäksi niitä on mm. kivihiilessä, terassa, kreosootissa, raakaöljyissä, bensiinissä sekä dieselissä.

Esiintyminen pintavedessä ja nykyiset ympäristölaatunormit

PAH-yhdisteille on nykyisin asetettu (1022/2006 liite 1C2) ympäristölaatunormi antraseenille (0,1 µg/l) ja naftaleenille (2 µg/l) veteen ja fluoranteenille (30 µg/kg) sekä bentso(a)pyreenille (5 µg/kg) nilviäiseen. Bentso(a)pyreenin (BaP) pitoisuuksien tulisi indikoida myös muiden raskaiden, monirenkaisten PAH-yhdisteiden pitoisuuksia (indeno(1,2,3-cd)pyreeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni ja bentso(b)fluoranteeni).

PAH-yhdisteiden ympäristölaatunormi on asetettu nilviäisten syönnistä aiheutuvan ihmisaltistuksen perusteella (European Food Safety Authority, EFSA 2008), ja bentso(a)pyreeni on EQS-tausta-asiakirjan perusteella myrkyllisin raskaista PAH-yhdisteistä. Suomessa kasvaneiden simpukoiden syönti ei kuitenkaan ole yleistä, joten simpukoiden syönnistä aiheutuva PAH-altistus ei ole merkittävää terveyden kannalta.

Sisävesien simpukkakartoituksessa BaP:ä ei havaittu kuin yhdeltä paikalta, vaikka muita raskaita PAH-yhdisteitä havaittiin useita (Siimes ym. 2019). Samoin BaP:ä ei havaittu lainkaan sisävesien simpukoissa Archambault ym. (2018) tutkimuksessa, vaikka lähes kaikkia muita PAH-yhdisteitä havaittiin (tutkimuksessa analysoitiin 42 PAH-yhdistettä). Myöskään laboratoriokokeissa BaP:n pitoisuudet simpukoissa eivät ylittäneet määritysrajaa, vaikka simpukoita yhdisteelle altistettiin (Gewurtz ym. 2002). Syyksi tähän on esitetty simpukoiden kykyä metaboloida BaP elimistöössään (Gewurtz ym. 2002, Magnusson ym. 2000). Simpukkalajien välillä on tosin eroja BaP:n metabolian nopeudessa (Gewurtz ym. 2002). Näin ollen pelkän BaP:n pitoisuuksia käyttämällä nilviäisten PAH-yhdisteiden pitoisuuksien arviointi on epävarmaa.

Laatunormiesityksiä

Edellisessä kappaleessa esitettyjen epäkohtien vuoksi voisi olla järkevämpää käyttää EQS-arvona useiden PAH-yhdisteiden summapitoisuutta, varsinkin, kun ne saadaan usein analysoitua yhdellä

analyysimenetelmällä. Raskaiden PAH-yhdisteiden osalta voitaisiin käyttää esimerkiksi (indeno(1,2,3-cd)pyreeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(b)fluoranteeni ja BaP:n summapitoisuutta BaP:n sijaan. Usean yhdisteen summalle asetettu laatu­normi parantaisi ympäristön tila-arvion luotettavuutta nykyisestä, vaikkakin ehdotettu laatu­normi on pienempi kuin nykyanalytiikan mää­ritysra­jat (taulukko 24 ja 25).

Toinen vaihtoehto olisi hyödyntää eliöiden lisäksi mittauksia vedestä. Nykyisin on saatavilla menetelmiä, joilla pystytään mittaamaan jo riittävän pieniä pitoisuuksia vedestäkin.

EU:n tasolla PAH-yhdisteiden ympäristölaatu­normin uudelleen arviointi on käynnistynyt ke­väällä 2022. JRC on EQS-luonnoksessaan (JRC 2022b) esittänyt useita vaihtoehtoja laatu­normiksi PAH-sum­malle eliössä. Ehdotuksessa esitetään ensimmäisenä vaihtoehtona ympäristölaatu­normin asettamista kahdeksan PAH-yhdisteen summalle BaP-ekvivalenteiksi muutettuna. Ehdotetut yhdisteet ovat BaP, kryseeni, bentso[a]antraseeni, bentso[b]fluoranteeni, bentso[k]fluoranteeni, dibentso[a,h]antraseeni, bentso[ghi]peryleeni, indeno[1,2,3-cd]pyreeni. Aineiden pitoisuus kerrotaisiin suhteellisen vaikutustehon kertoimella (RPF, relative potency factor), joka suhteuttaa aineen myrkyllisyyden bentso(a)pyreeniin. Ehdotettu EQS kahdeksan yhdisteen summapitoisuudelle on 0,61 µg/kg (tp.) BaP ekvivalenteina. Lisäksi neljälle PAH-yhdisteelle on ehdotettu pintavesiin MAC-EQS-arvoja, mutta niiden luotettavuus on todettu kyseenalaiseksi JRC:n vetämässä PAH-EQS-dossieria valmistelevassa työryhmässä, eikä SCHEER suositellut niiden käyttöönottoa (SCHEER 2023a). Sen sijaan SCHEER suosittelee AA-EQS-arvoja BaP:lle, bentso(b)- ja bentso(k)fluoranteenille ja bentso(g,h,i)peryleenille. Neljälle muulle ΣPAH8-yhdisteelle ei EQS-luonnoksessa ole esitetty pintaveden EQS-arvoja (taulukko 24).

Pintaveden AA-EQS-arvoja tulisi olla asetuksessa 1022/2006 eliöstö EQS-arvon ohella, koska

- pintavesipitoisuuksia voisi käyttää vesien tilan arviointiin siinä tapauksessa, jos eliöstönäy­tteitä ei ole mahdollista saada tai jos pitoisuustuloksia eliöistä ei ole
- ne tukisivat toiminnanharjoittajien riskinarviointia siinä tilanteessa, kun käytettävissä on pitoisuustietoa vain vedestä (esimerkiksi puhdistetusta jätevedestä).

Taulukko 24. ΣPAH8-yhdisteille EU-tasolla johdetut laatu­normiehdotukset (SCHEER 2023a)

Ympäristölaatu­normityyppi	EU-tasolla ehdotettuja normeja
EQS nilviäinen	Ihmisterveyteen perustuen kahdeksan yhdisteen summa BaP-ekvivalenteina: 0,61 µg/kg tp • (BaP, kryseeni, bentso[a]antraseeni, bentso[b]fluoranteeni, bentso[k]fluoranteeni, dibentso[a,h]antraseeni, bentso[ghi]peryleeni, indeno[1,2,3-cd]pyreeni)
AA-EQS sisämaan pintavesi	b[a]p: 0,022 µg/l bentso(b)fluoranteeni: 0,017 µg/l bentso(k)fluoranteeni: 0,017 µg/l bentso(g,h,i)peryleeni: 0,0082 µg/l
AA-EQS merivesi	b[a]p: 0,022 µg/l bentso(b)fluoranteeni: 0,017 µg/l bentso(k)fluoranteeni: 0,017 µg/l bentso(g,h,i)peryleeni: 0,00082 µg/l

Taulukko 25. PAH-yhdisteiden määrittämisraajat (mr) ja mittausepävarmuudet (U) eliöstä ja vedestä (NA = ei analysoida) Syken laboratoriossa (tilanne maaliskuussa 2022)

Yhdiste	CAS-numero	mr eliö µg/kg	U eliö %	mr vesi µg/l	U vesi %
Naftaleeni	91-20-3	2 000	30	0,005	20
2-Metyyli-naftaleeni	91-57-6	2	30	0,005	30
1-Metyyli-naftaleeni	90-12-0	2	30	0,005	30
Asenaftyleeni	208-96-8	2	30	0,005	30
Asenafteneeni	83-32-9	2	30	0,005	20
Fluoreeni	86-73-7	2	30	0,005	20
Fenantreeni	85-01-8	2	30	0,005	30
Antraseeni	120-12-7	2	30	0,01	35
Fluoranteeni	206-44-0	2	30	0,005	30
Pyreeni	129-00-0	5	30	0,005	30
Bentso[a]antraseeni	56-55-3	5	30	0,01	30
Trifenyleeni	217-59-4	5	40	0,01	40
Kryseeni	218-01-9	5	40	0,01	40
Bentso[b]fluoranteeni	205-99-2	5	30	0,01	30
Bentso[k]fluoranteeni	207-08-9	5	30	0,01	30
Bentso[e]pyreeni	192-97-2	5	30	0,01	30
Bentso[a]pyreeni (BaP)	50-32-8	5	30	0,01	30
Peryleeni	198-55-0	5	30	0,01	30
Indeno[1,2,3-cd]pyreeni	193-39-5	5	30	0,01	30
Dibentso[a,h]antraseeni	53-70-3	5	30	0,01	30
Bentso[ghi]peryleeni	191-24-2	5	30	0,01	30
Dibentsotiofeeni	132-65-0	2	30	NA	NA
4-Metyylidibentsotiofeeni	7372-88-5	2	30	NA	NA
3-Metyylifenantreeni	832-71-3	2	30	NA	NA
1-Metyylidibentsotiofeeni	31317-07-4	2	30	NA	NA
9-Metyylifenantreeni	883-20-5	2	30	NA	NA

ΣPAH8 -yhdisteiden ympäristöanalytiikka – mittausepävarmuus ja määrittämisraja

Suomessa markkinoilla olevat PAH8:n eliöstö- ja pintavesianalyysimenetelmät eivät täytä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määrittämisrajalle suhteessa ehdotettuihin EQS-arvoihin.

Ehdotus

EU-tasolla prioriteettiaineiden tarkistustyössä on johdettu ΣPAH8:lle eliöstö summanormi (JRC 2022b) ja joillekin yhdisteistä myös AA-EQS-arvoja veteen. EQS-johtamistyö on kuitenkin kesken EU-tasolla ja sitä tulee seurata ja siihen osallistua. Emme siis ehdota kansallisesti PAH-yhdisteitä lisättäväksi asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D. Sen sijaan sisävesien simpukkakartoitus uusitaan vuosina 2022–2023, jolloin mitataan myös taulukossa 25 esitettyjen PAH-yhdisteiden pitoisuuksia eliöstössä ja

pintavedessä, jotta saataisiin tietoa miten erilaisia tuloksia pintavesien tilan suhteen eliöstö- ja pintavesipitoisuudet antavat. Lisäksi taulukossa 24 esitettyjä PNEC pintavesiarvoja suositellaan käytettäväksi riskinarvioinnin tueksi vesipäästöjen ja -pitoisuuksien osalta.

5.2 Lääkeaineet ja hormonit

Lauri Äystö, Katri Siimes ja Ville Junttila

Lääkeaineet valittiin arvioitavaksi aineryhmäksi, koska niiden aiheuttamiin ympäristöriskeihin on havahduttu laajemmin vasta 2010-luvulla, mutta toistaiseksi EU:n prioriteettiainelistalla tai Suomen kansallisella haitallisten aineiden listalla ei ole eikä ole ollut lääkkeitä. Lääkeaineita on ehdolla EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi (EC 2022a). Lääkeaineiden aiheuttamat ympäristöriskit on tunnistettu myös Euroopan lääkestrategiassa (EC 2020c), jonka kohdassa 4.2 on käsitelty ekologista kestävyyttä. Lääkeaineiden ensisijainen kulkeutumisreitti pintavesiin on yhdyskuntajäteveden puhdistamot (esim. EC 2019b; Äystö ym. 2020a). Lääkeaineita on viime vuosina kartoitettu monissa hankkeissa jätevesissä (esim. Vieno 2014, Lindholm-Lehto ym. 2015, Äystö ym. 2020b, Ek Henning ym. 2020 ja Vieno & Arjonen 2021) ja pintavesissä (esim. Lindholm-Lehto ym. 2016a ja Ek Henning ym. 2020). Lääkeaineiden esiintymisestä pintavesissä on saatu tietoa myös vuodesta 2015 vuosittain tehdyistä EU:n pintavesien tarkkailulistan aineiden (Watch list) kartoituksissa.

5.2.1 Riskiä aiheuttavien lääkeaineiden tunnistaminen

Aiemmissa selvityksissä riskiä aiheuttaviksi aineiksi on tunnistettu käsitellyissä jätevesissä mm. trimeptopriimi, kofeiini, diklofenaakki, siprofloksasiini ja sitalopraami (Äystö ym. 2020b). Toisaalta Vantaanjoen vesistössä mm. diklofenaakin, klaritromysiinin, estronin ja noretisteronin on havaittu ylittävän PNEC-tasot (Äystö ym. 2020c).

Tässä selvityksessä riskiaineiden tunnistamiseksi koostettiin olemassa olevaa tietoa käsitellyissä jätevesissä ja pintavesissä esiintyvistä lääkeaineista. Pitoisuusaineistoa koottiin pintavesien osalta ympäristöhallinnon pintaveden vedenlaaturekisteristä (VESLA), täydentäen tätä aineistoa kirjallisuudessa esitetyillä arvoilla. Näissä lähteissä useimmat näytteet on otettu vesistöistä, joihin lasketaan käsiteltyä jätevettä. Käsitellyssä jätevedessä esiintyvät pitoisuudet koottiin kirjallisuudesta. Lääkeaineiden pitoisuuksia verrattiin kirjallisuudessa esitettyihin PNEC arvoihin. Tarkasteluun ei sisällytetty aineita, joista mittaustuloksia tai PNEC-arvoja ei ole saatavilla. Tällaisiin aineisiin lukeutuvat esimerkiksi monet eläinten lääkinnässä käytetyt aineet.

Kun käsitellyn jäteveden pitoisuustulosten perusteella johdetaan RQ-arvoja, voi sen tulkita kertovan laimenemiskertoimen, joka vaaditaan, jotta PNEC ei ylitä jätevedet vastaanottavassa vesistössä. Tässä tarkastelussa oletettiin, että käsitellyt jätevedet laimenevat kymmenkertaiseen vesimassaan, ja siten oleellisia riskiaineita ovat ne, joiden RQ-arvo käsitellyssä jätevedessä on yli 10. Samaa arvoa on suositeltu käytettävän lääkeaineiden ympäristöriskinarvioinnissa (EMA 2006). Todellisuudessa laimenemisolosuhteet voivat vaihdella laitosten ja vuodenaikojen välillä huomattavasti. Laimenemisolosuhteet voivat myös olla heikommalla tasolla, joihin lasketaan käsiteltyä jätevettä useilta jätevedenpuhdistamoilta. Link ym. (2017) arvioivat, että Saksassa laimenemiskertoimen oletusarvo 10 yliarvioi paikalliset laimenemisolosuhteet 60 %:ssa tapauksista vähäisen virtauksen aikaan. Suomessa vastaavaa arviota jätevedenpuhdistamoiden laimenemiskertoimista ei ole tehty, mutta sellainen olisi syytä tehdä ainakin suurimmille puhdistamoille.

Taulukossa 26 on esitetty ne aineet, joille kirjallisuudessa esitettyjen pitoisuuksien keskiarvo tai 95-prosenttipiste saavuttaa RQ-arvon 0,5 käsitellyissä jätevesissä. Taulukossa 27 on esitetty vastaavat tiedot pintavesien osalta. Vertailuissa käytettiin kirjallisuudessa Suomesta v. 2010 jälkeen julkaistua pitoisuusaineistoa. PNEC-arvot koottiin eri lähteistä, painottaen VPD:n puitteissa johdettuja EQS-ehdotuksia. Aina kun mahdollista, vertailussa käytettiin PNEC-arvona SCHEERin näkemyksen mukaista EQS-arvoa. Jos VPD:n EQS-ehdotuksia ei ollut saatavilla, käytettiin VPD:n taustaraporteissa tai muualla kirjallisuudessa esitettyjä arvoja.

EU-komission ehdotus direktiiviksi yhdyskuntajätevesien käsittelystä (EC 2022b) esittää yhdyskuntajätevesistä seurattaviksi 10 lääkeainetta (amisulpridi, karbamatsepiini, sitalopraami, klaritromysiini, diklofenaakki, hydroklooritiatsidi, metoprololi, venlafaksiini, kandesartaani ja irbesartaani). Nämä yhdisteet sisältyivät tässä toteutettuun tarkasteluun amisulpridia lukuunottamatta. Amisulpridia ei ole markkinoilla Suomessa.

Klaritromysiiniä on havaittu 37/38 raportoidusta effluenttinäytteestä. Pitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 8–450 ng/l (ka 140 ng/l), kun SCHEERin (2022f) puoltama EQS-ehdotus on 130 ng/l. Karbamatsepiinia puolestaan on havaittu 81/83 effluenttinäytteestä (9,1–3 700 ng/l, ka 320 ng/l). SCHEERin puoltama EQS-esitys (2 500 ng/l) on ylittynyt vain yhdessä näytteessä. Hydroklooritiatsidia on havaittu 29/30 effluenttinäytteestä. Pitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 53–14 000 ng/l, kun kirjallisuudessa esitetty PNEC-arvo on 34 000 ng/l (Söregård ym. 2021). Effluenteissa havaitut pitoisuudet eivät ole ylittäneet PNEC-tasoa. Kandesartaania ja irbesartaania on määritetty ja havaittu vain harvoin. Yhdisteet eivät ole ylittäneet Ek Henningin ym. (2020) ilmoittamia PNEC-tasoja 421 ng/l (kandesartaani) ja 100 000 ng/l (irbesartaani).

Pintavesi- ja jätevesinäytteissä nousevat pääasiassa samat lääkeaineet korkeimman riskin aineiksi. Huomioita korkeimman riskin aineista ja ehdotus niiden jatkokäsittelylle on esitetty seuraavassa luvussa 5.2.2.

Taulukko 26. Yhdisteet, joiden 95. prosenttipisteen pitoisuus käsitellyssä jätevedessä saavuttaa RQ-arvon 0,5. Yhdisteet on järjestetty laskevaan RQ-järjestykseen ja ne yhdisteet, joiden keskimääräinen ja/tai 95. prosenttipisteen RQ-arvo on yli 10 on tummennettu. Pelkistä määritysrajan ylittäneistä tuloksista lasketut tunnusluvut on esitetty suluissa. hav./n = havaittujen/kaikkien näytteiden lkm, PNEC = haitaton pitoisuus, AF = käytetty arviointikerroin, RQ=riskisuhde.

Yhdiste	hav./n	Pitoisuus ka. µg/l	Pitoisuus vaihteluväli µg/l	Pitoisuus 95. %-piste µg/l	PNEC µg/l	AF	RQ ka.	95. %-pis- teen RQ	RQ > 1 osuus näytteistä
Ivermektiini	1/1	0,29 (0,29)	0,29–0,29 (0,29–0,29)	0,29 (0,29)	0,000030 ^b	1 000	9 500 (9 500)	9 500 (9 500)	100 % (100 %)
Norfloksasiini	4/21	2,8 (6,7)	0,098–13 (0,098–13)	13 (13)	0,0016 ^c	1 000	1 800 (4 200)	8 300 (8 400)	100 % (100 %)
Oksatsepaami	4/4	1,5 (1,5)	0,60–2,7 (0,60–2,7)	2,6 (2,6)	0,0019 ^c	1 000	780 (780)	1 300 (1 300)	100 % (100 %)
Diklofenaakki	77/79	1,7 (1,7)	0,010–12 (0,010–12)	4,0 (4,1)	0,0054 ^d	x ¹⁾	310 (320)	740 (760)	100 % (100 %)
Kofeiini	19/26	0,21 (0,15)	0,033–0,44 (0,033–0,31)	0,44 (0,31)	0,0010 ^e	10	210 (150)	440 (310)	100 % (100 %)
Venlafaksiini	33/33	0,67 (0,67)	0,10–1,3 (0,10–1,3)	1,1 (1,1)	0,0061 ^f	50	110 (110)	180 (180)	100 % (100 %)
Estrioli (E3)	12/56	0,48 (0,12)	0,00017–4,2 (0,00017–0,28)	4,2 (0,23)	0,0075 ^c	100	64 (15)	560 (30)	42,9 % (75,0 %)
Testosteroni	9/55	0,0090 (0,045)	0,000050–0,15 (0,00036–0,15)	0,060 (0,13)	0,00026 ^g	100	35 (170)	230 (490)	81,8 % (100,0 %)
Estroni (E1)	40/53	0,011 (0,013)	0,00020–0,055 (0,00033–0,055)	0,050 (0,052)	0,00036 ^h	5 ²⁾	31 (35)	140 (140)	96,2 % (97,5 %)
Sitalopraami	34/35	0,17 (0,18)	0,00055–0,41 (0,046–0,41)	0,27 (0,27)	0,0064 ^c	100	28 (28)	43 (43)	97,1 % (100 %)
17a-etinyyliestra- dioli (EE2)	11/49	0,00044 (0,00018)	0,000018–0,0025 (0,000070–0,00040)	0,0025 (0,00036)	0,000017 ^h	5	26 (10)	150 (21)	100 % (100 %)

Yhdiste	hav./n	Pitoisuus ka. µg/l	Pitoisuus vaihteluväli µg/l	Pitoisuus 95. %-piste µg/l	PNEC µg/l	AF	RQ ka.	95. %-pis- teen RQ	RQ > 1 osuus näytteistä
Ibuprofeeni	34/64	0,89 (1,6)	0,0060–30 (0,020–30)	0,63 (6,7)	0,064 ⁱ	x ¹⁾	14 (25)	9,8 (110)	59,4 % (79,4 %)
Kodeiini	4/7	0,64 (0,84)	0,0055–2,4 (0,094–2,4)	1,9 (2,1)	0,060 ^c	1 000	11 (14)	31 (35)	85,7 % (100 %)
Metoprololi	43/43	0,82 (0,82)	0,35–2,2 (0,35–2,2)	1,5 (1,5)	0,10 ^c	10	8,2 (8,2)	15 (15)	100 % (100 %)
Fluoksetiini	3/20	0,021 (0,044)	0,0050–0,063 (0,024–0,063)	0,051 (0,061)	0,0029 ^c	10	7,1 (15)	17 (21)	100 % (100 %)
Atorvastatiini	9/24	1,3 (0,082)	0,010–5,2 (0,024–0,21)	5,2 (0,20)	0,19 ^c	100	7,0 (0,43)	27 (1,0)	29,2 % (11,1 %)
17b-estradioli (E2)	10/49	0,0012 (0,00074)	0,000060–0,0031 (0,000060–0,0031)	0,0025 (0,0024)	0,00018 ^h	5	6,4 (4,1)	14 (13)	87,8 % (70,0 %)
Emamektiinibent- soaatti	4/18	0,0044 (0,0068)	0,0023–0,0076 2512 (0,0063–0,0076)	0,0071 (0,0075)	0,0010 ^b	1 000	4,4 (6,8)	7,1 (7,5)	100 % (100 %)
Atsitromysiini	18/18	0,081 (0,081)	0,027–0,14 (0,027–0,14)	0,12 (0,12)	0,019 ^j	10	4,3 (4,3)	6,5 (6,5)	100 % (100 %)
Tolratsuriili	0/18	1,6 (ND)	0,097–4,5 (ND)	4,5 (ND)	0,44 ^b	1 000	3,5 (ND)	10 (ND)	33,3 % (ND)
Siprofloksasiini	2/42	0,27 (0,12)	0,025–0,78 (0,077–0,16)	0,78 (0,16)	0,089 ^k	50	3,1 (1,4)	8,8 (1,8)	66,7 % (50,0 %)
Ofloksasiini	1/10	0,065 (0,010)	0,0050–0,10 (0,010–0,010)	0,10 (0,010)	0,022 ^c	50	3,0 (0,45)	4,7 (0,45)	60,0 % (0,0 %)
Amoksisilliini	0/18	0,18 (ND)	0,050–0,50 (ND)	0,50 (ND)	0,078 ^k	1 000	2,2 (ND)	6,4 (ND)	94,4 % (ND)
Tylosiini	2/10	0,062 (0,20)	0,0025–0,25 (0,16–0,25)	0,21 (0,24)	0,034 ^b	1 000	1,8 (5,9)	6,1 (7,1)	60,0 % (100 %)
Propranololi	19/20	0,082 (0,085)	0,025–0,15 (0,025–0,15)	0,13 (0,13)	0,050 ^c	10	1,6 (1,7)	2,6 (2,6)	70,0 % (73,7 %)

Yhdiste	hav./n	Pitoisuus ka. µg/l	Pitoisuus vaihteluväli µg/l	Pitoisuus 95. %-piste µg/l	PNEC µg/l	AF	RQ ka.	95. %-pis- teen RQ	RQ > 1 osuus näytteistä
Flukonatsoli	36/38	0,30 (0,32)	0,031–1,6 (0,038–1,6)	1,0 (1,1)	0,25 ^f	- ³⁾	1,2 (1,3)	4,1 (4,3)	26,3 % (27,8 %)
Klaritromysiini	37/38	0,14 (0,15)	0,0080–0,45 (0,0080–0,45)	0,36 (0,36)	0,13 ⁱ	20	1,1 (1,1)	2,8 (2,8)	39,5 % (40,5 %)
Tematsepaami	5/5	0,95 (0,95)	0,38–1,8 (0,38–1,8)	1,7 (1,7)	0,93 ^b	100	1,0 (1,0)	1,8 (1,8)	60,0 % (60,0 %)
Mometasoni	0/6	0,014 (ND)	0,014–0,014 (ND)	0,014 (ND)	0,014 ^c	100	0,96 (ND)	0,96 (ND)	0,0 % (ND)
Noretisteroni	4/50	0,014 (0,013)	0,00040–0,10 (0,0082–0,022)	0,050 (0,021)	0,015 ^f	50	0,95 (0,86)	3,4 (1,4)	36,0 % (25,0 %)
Sulfametoksatsoli	24/36	0,083 (0,11)	0,0044–0,28 (0,035–0,28)	0,22 (0,26)	0,10 ^f	100	0,83 (1,1)	2,2 (2,6)	27,8 % (41,7 %)
Trimetopriimi	33/34	0,31 (0,32)	0,0055–0,58 (0,092–0,58)	0,54 (0,54)	0,50 ^f	- ³⁾	0,62 (0,64)	1,1 (1,1)	8,8 % (9,1 %)
Felodipiini	1/22	0,029 (0,096)	0,0050–0,096 (0,096–0,096)	0,050 (0,096)	0,050 ^m	1 000	0,58 (1,9)	1,0 (1,9)	4,5 % (100 %)
Klotrimatsoli	0/18	0,011 (ND)	0,0025–0,050 (ND)	0,029 (ND)	0,020 ^f	100	0,53 (ND)	1,4 (ND)	11,1 % (ND)
Amlodipiini	14/20	0,049 (0,046)	0,0027–0,10 (0,0027–0,10)	0,093 (0,096)	0,10 ^b	- ³⁾	0,49 (0,46)	0,93 (0,97)	5,0 % (7,1 %)
Metronidatsoli	10/24	0,061 (0,11)	0,0050–0,15 (0,043–0,15)	0,15 (0,15)	0,12 ⁿ	10	0,49 (0,86)	1,2 (1,2)	16,7 % (40,0 %)
Erytromysiini	22/29	0,24 (0,31)	0,00050–3,9 (0,0020–3,9)	1,2 (1,3)	0,50 ^o	10	0,49 (0,62)	2,4 (2,6)	10,3 % (13,6 %)
Sulfadiatsiini	5/24	0,055 (0,039)	0,010–0,15 (0,026–0,062)	0,15 (0,057)	0,14 ^b	1 000	0,41 (0,29)	1,1 (0,42)	25,0 % (0,0 %)
Ketoprofeeni	62/69	0,70 (0,78)	0,0026–22 (0,015–22)	1,2 (1,3)	2,0 ^c	1 000	0,35 (0,39)	0,62 (0,63)	2,9 % (3,2 %)

Yhdiste	hav./n	Pitoisuus ka. µg/l	Pitoisuus vaihteluväli µg/l	Pitoisuus 95. %-piste µg/l	PNEC µg/l	AF	RQ ka.	95. %-pis- teen RQ	RQ > 1 osuus näytteistä
Fenbendatsoli	7/38	0,0050 (0,0015)	0,00026–0,025 (0,00063–0,0025)	0,012 (0,0025)	0,015 ^b	100	0,33 (0,10)	0,83 (0,17)	2,6 % (0,0 %)
Ketokonatsoli	0/18	0,016 (ND)	0,0050–0,050 (ND)	0,029 (ND)	0,050 ^p	10	0,32 (ND)	0,57 (ND)	0,0 % (ND)
Parasetamoli	5/28	0,32 (1,5)	0,0050–5,4 (0,24–5,4)	0,90 (4,5)	1,0 ^q	1 000	0,32 (1,5)	0,90 (4,5)	7,1 % (40,0 %)
Furosemidi	9/20	0,28 (0,51)	0,050–1,8 (0,12–1,8)	0,86 (1,4)	1,0 ^c	10	0,28 (0,51)	0,86 (1,4)	5,0 % (11,1 %)
Naprokseeni	54/61	0,47 (0,53)	0,0046–4,8 (0,031–4,8)	1,7 (1,7)	2,6 ^r	1 000	0,18 (0,20)	0,65 (0,66)	3,3 % (3,7 %)

^a Pitoisuusaineiston lähteet: Ek Henning ym. 2020; Lindholm-Lehto ym. 2015; Lindholm-Lehto ym. 2016

^b Ngumba ym. 2016; Vieno & Arjonen 2021; Vieno 2014; Vieno 2019; Viidanoja 2022; Äystö & Juntila 2022; Äystö ym. 2014b; Ek Henning ym. 2020

^c Orias & Perrodin 2013

^d SCHEER 2022

^e Di Lorenzo ym. 2019

^f Gomez Cortes ym. 2020

^g Örn ym.2003

^h SCHEER 2022a

ⁱ SCHEER 2022e

^j SCHEER 2022b

^k Loos ym.2018

^l SCHEER 2022f

^m Fass.se

ⁿ Bengtsson-Palme & Larsson 2016

^o SCHEER 2022d

^p Vestel ym. 2016

^q Bergmann ym. 2011

^r Martín ym. 2012

¹⁾ Ei voida ilmoittaa yksittäistä AF-kerrointa. PNEC on johdettu sekundäärimyrkytyksestä, jolloin laskenta sisältää korjaus- ja epävarmuuskertoimia.

²⁾ Johdettu E2:n arvosta.

³⁾ AF-arvoa ei ole ilmoitettu.

Taulukko 27. Yhdisteet, joiden 95. prosenttipisteen pitoisuus pintavesissä saavuttaa RQ-arvon 0,5. Aineet on järjestetty laskevaan RQ-järjestykseen ja ne aineet, joiden keskimääräinen ja/tai 95. prosenttipisteen RQ-arvo on yli 1 on tummennettu. Pelkistä määritysrajan ylittäneistä tuloksista lasketut tunnusluvut on esitetty suluissa. hav./n=havaittujen/kaikkien näytteiden lkm, PNEC = haitaton pitoisuus, AF=käytetty arviointikerroin, RQ=riskisuhde.

Aine	hav./n	Pitoisuus ka. µg/l	Pitoisuus vaihteluväli µg/l	Pitoisuus 95. %-piste µg/l	PNEC µg/l	AF	RQ ka.	95. %-pis- teen RQ	RQ > 1 osuus näytteistä
O-desmetyy- livenlafaksiini	22/32	0,15 (0,22)	0,0010–2,5 (0,0050–2,5)	0,82 (1,6)	0,0061 ^b	50	25 (36)	130 (270)	62,5 % (90,9 %)
Norfloksasiini	2/2	0,038 (0,038)	0,022–0,054 (0,022–0,054)	0,052 (0,052)	0,0016 ^c	1 000	24 (24)	33 (33)	100 % (100 %)
17a-etinyy- liestradioli (EE2)	8/114	0,00032 (0,00029)	0,000020–0,0025 (0,000060–0,00076)	0,0025 (0,00075)	0,000017 ^d	5	19 (17)	150 (44)	100 % (100 %)
Oksat- sepaami	24/49	0,034 (0,065)	0,00010–0,29 (0,00010–0,29)	0,23 (0,25)	0,0019 ^c	1 000	18 (34)	120 (130)	51,0 % (62,5 %)
Kofeiini	44/58	0,018 (0,022)	0,00010–0,19 (0,00030–0,19)	0,081 (0,085)	0,0010 ^e	10	18 (22)	81 (85)	82,8 % (86,4 %)
Diklofenaakki	228/285	0,047 (0,057)	0,0010–0,64 (0,0010–0,64)	0,19 (0,22)	0,0054 ^f	x ¹⁾	8,6 (11)	34 (41)	73,7 % (89,9 %)
Testosteroni	6/24	0,0014 (0,0013)	0,00050–0,0025 (0,0010–0,0020)	0,0025 (0,0020)	0,00026 ^g	100	5,3 (5,1)	9,6 (7,7)	100 % (100 %)
17b-estradioli (E2)	0/114	0,00040 (ND)	0,000050–0,0025 (ND)	0,0025 (ND)	0,00018 ^d	5	2,2 (ND)	14 (ND)	79,8 % (ND)
Venlafaksiini	83/110	0,013 (0,017)	0,000050–0,21 (0,00010–0,21)	0,061 (0,068)	0,0061 ^h	50	2,2 (2,8)	10 (11)	31,8 % (42,2 %)
Estroni (E1)	51/145	0,00076 (0,0015)	0,000050–0,010 (0,00010–0,010)	0,0042 (0,0068)	0,00036 ^d	5 ²⁾	2,1 (4,2)	12 (19)	32,4 % (76,5 %)
Fluoksetiini	0/18	0,0047 (ND)	0,0035–0,0062 (ND)	0,0062 (ND)	0,0029 ^c	10	1,6 (ND)	2,2 (ND)	100 % (ND)

Aine	hav./n	Pitoisuus ka. µg/l	Pitoisuus vaihteluväli µg/l	Pitoisuus 95. %-piste µg/l	PNEC µg/l	AF	RQ ka.	95. %-pis- teen RQ	RQ > 1 osuus näytteistä
Ibuprofeeni	94/136	0,098 (0,14)	0,0025–0,86 (0,0052–0,86)	0,40 (0,44)	0,064 ⁱ	x ¹⁾	1,5 (2,2)	6,2 (6,8)	36,8 % (53,2 %)
Metoprololi	62/70	0,070 (0,079)	0,00010–1,3 (0,00010–1,3)	0,35 (0,35)	0,10 ^c	10	0,70 (0,79)	3,5 (3,5)	15,7 % (17,7 %)
Atorvastatiini	9/33	0,11 (0,41)	0,0010–1,5 (0,035–1,5)	0,67 (1,3)	0,19 ^c	100	0,60 (2,2)	3,5 (6,7)	15,2 % (55,6 %)
Sitalopraami	30/57	0,0034 (0,0062)	0,000050–0,059 (0,00010–0,059)	0,020 (0,024)	0,0064 ^c	100	0,53 (0,98)	3,1 (3,8)	10,5 % (20,0 %)
Estrioli (E3)	5/56	0,0038 (0,00012)	0,000050–0,025 (0,00010–0,00020)	0,025 (0,00018)	0,0075 ^c	100	0,51 (0,016)	3,3 (0,024)	14,3 % (0,0 %)
Sulfadiatsiini	0/23	0,041 (ND)	0,0085–0,13 (ND)	0,13 (ND)	0,14 ^j	1 000	0,30 (ND)	0,95 (ND)	0,0 % (ND)
Emamektiini- bentsoaatti	21/29	0,00023 (0,00030)	0,000050–0,00070 (0,00010–0,00070)	0,00056 (0,00060)	0,0010 ^j	1 000	0,23 (0,30)	0,56 (0,60)	0,0 % (0,0 %)
Sulfametok- satsoli	4/53	0,012 (0,017)	0,00088–0,050 (0,010–0,026)	0,050 (0,025)	0,10 ^h	100	0,12 (0,17)	0,50 (0,25)	0,0 % (0,0 %)

^a Pitoisuusaineiston lähteet: Brozinski ym. 2013; Lindholm-Lehto ym. 2015; Lindholm-Lehto ym. 2016a; Lindholm-Lehto ym. 2016b; Ngumba ym. 2016; Perkola ym. 2015; VESLA; Wilkinson ym. 2022; Äystö ym. 2014.

^b Gomez Cortes ym 2020

^c Orias & Perrodin 2013

^d SCHEER 2022a

^e Di Lorenzo ym. 2019

^f SCHEER 2022c

^g Örn ym. 2003

^h GomezCortes ym. 2020

ⁱ SCHEER 2022e

^j Ek Henning ym. 2020

¹⁾ Ei voida ilmoittaa yksittäistä AF-kerrointa. PNEC on johdettu sekundäärimyrkytyksestä, jolloin laskenta sisältää korjaus- ja epävarmuuskertoimia.

²⁾ Johdettu E2:n arvosta.

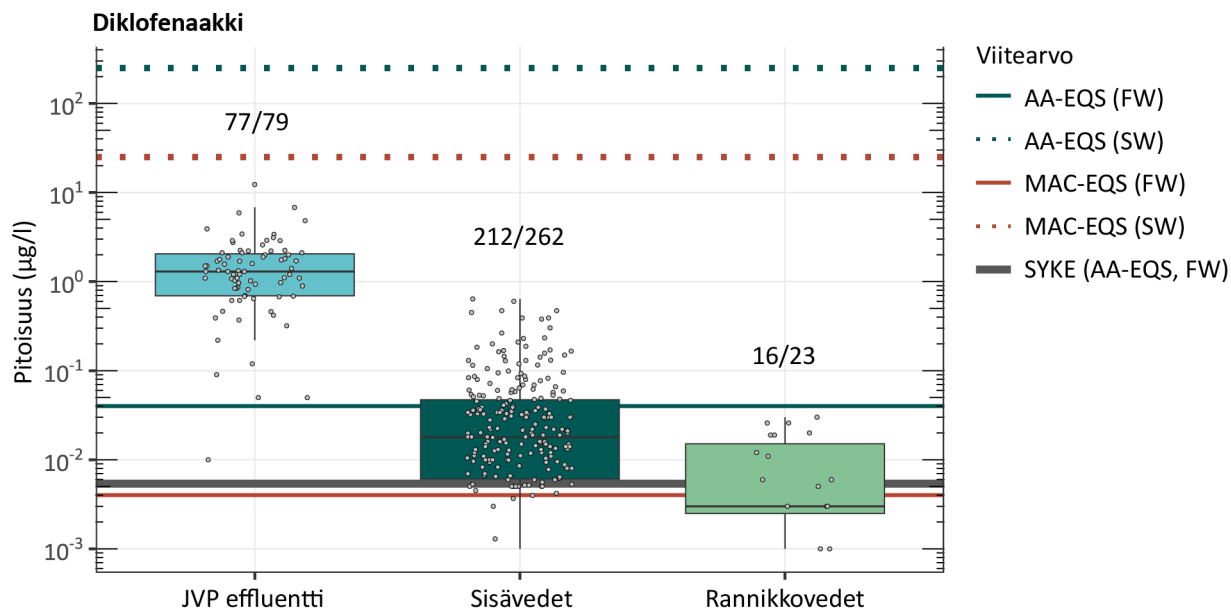
5.2.2 Diklofenaakki

Diklofenaakkia (CAS 15307-86-5) käytetään mm. kipugeeleissä. Diklofenaakkia sisältävien reseptivalmisteiden myynti annosmäärissä tarkasteltuna on laskenut ainakin vuodesta 2012 alkaen. Diklofenaakkia sisältävien kipugeelivalmisteiden myynnistä ei kuitenkaan ole saatavilla ajantasaisia tilastoja. Ek Henningin ym. (2020) ja Äystön ym. (2020a) mukaan diklofenaakkia myytiin Suomessa vuosina 2015–2017 n. 2 500 kg/v, josta n. 65 % myytiin kipugeeleissä. Esimerkiksi Tanskassa on havaittavissa samankaltainen lasku meillä reseptinvaraisten diklofenaakkivalmisteiden myynnissä, mutta samaan aikaan yhdisteen myynti kipugeeleissä on moninkertaistunut (HELCOM 2023).

Diklofenaakkia on havaittu lähes kaikissa analysoiduissa effluentti- ja sisävesinäytteissä sekä useimmissa rannikkovesinäytteissä. Rannikkovesistä aineistoa on saatavilla huomattavasti effluentteja ja sisävesiä vähemmän.

EU-komissio on ehdottanut diklofenaakkia uudeksi EU:n prioriteettiaineeksi (EC 2022a). JRC:n ehdottamasta ympäristölaatu normiehdotuksesta (JRC 2021b) on käyty EU-tasolla vilkasta keskustelua (katso esim. Maack ym. 2022). JRC:n ehdotuksessa on johdettu EQS-arvoja muun muassa vesieliöiden ja niitä syövien petojen suojelun lähtökohdista. Vesieliöissä odotettavien vaikutusten perusteella sisävesien ympäristölaatu normiksi ehdotettiin mesokosmostutkimuksen (Joachim ym. 2021) tuloksista johdettua arvoa 0,040 µg/l. Vastaavasti sekundaaritoksisuuden, eli ravintoketjun kautta petoeläimiin aiheutuvien vaikutusten perusteella johdettiin arvo 0,0054 µg/l. Ympäristölaatu normien johtamista koskevan ohjeen (EC 2018a) mukaisesti johdetuista arvoista tulee valita kriittisin (pienin) EQS-arvon asettamista varten. SCHEER (2022c) tunnisti diklofenaakille sisävesissä kriittiseksi laatu normiksi sekundaaritoksisuuden perusteella johdetun pintaveden ympäristölaatu normin 0,0054 µg/l. Syke ehdottaa tätä arvoa sovellettavaksi kansallisena ympäristölaatu normina, ellei EU-tasolla toisin säädetä. VPD:n kemikaalit -asiantuntijaryhmän (Working Group Chemicals) kokouksissa EU-komissio on useasti todennut, että komission ehdotusta tullaan muuttamaan, jos SCHEER ei ole samaa mieltä jostakin EU-komission ehdotuksen (EC 2022a) EQS-arvosta. On siten todennäköistä, että EU-komissio muuttaa EQS-ehdotuksensa samoiksi kuin SCHEER on esittänyt, myös diklofenaakin osalta.

Kuvassa 33 on esitetty Suomessa erilaisille vesille raportoidut pitoisuudet. Sekundaaritoksisuuden perusteella johdettu arvo (0,0054 µg/l) ylittyy kaikissa jätevesinäytteissä ja 76 %:ssa sisävesinäytteistä. JRC:n (2021b) ehdottaman ja SCHEERin (2022c) puoltaman AA-EQS_{fw,eco}-arvon 0,040 µg/l diklofenaakin pitoisuudet ylittävät vastaavasti 96 %:ssa jätevesinäytteistä ja 28 %:ssa sisävesinäytteistä. Merivedelle esitetty ympäristölaatu normi (0,004 µg/l) ylittyy 48 %:ssa rannikkovesinäytteistä. Saatavilla olevan aineiston perusteella diklofenaakki aiheuttaa riskiä suomalaisissa pintaveissä.



Kuva 33. Diklofenaakin pitoisuudet suomalaisissa vesissä ja JRC:n (AA- / MAC-EQS FW ja SW) sekä Syken (SYKE (AA-EQS, FW)) yhdisteelle ehdottamat ympäristölaatunormit. FW = sisävedet, SW = merivedet. Laatikkokaavio esittää raportoidut pintavesipitoisuustulokset, käyttäen määrittäjärajaa alittaneille näytteille arvona määrittäjärajan puolikasta. Pisteet kuvaavat näytteitä, joissa pitoisuus on ylittänyt määrittäjärajan. Numerot laatikkokaavion yläpuolella esittävät näytteiden lukumäärää ("havaittujen pitoisuuksien lukumäärä"/"näytteiden lukumäärä").

Ehdotus

Diklofenaakki ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Val-tioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, jos sitä ei ole vahvistettu EU:n prioriteettiaineeksi eli asetuksen liitteen 1C aineeksi. Diklofenaakille ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 28 esitettyjä SCHEERin (2022c) suosittelemia ympäristölaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 28. Diklofenaakille ehdotetut ympäristölaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristölaatunormit (EC 2022a).

Ympäristölaatunormi (suluissa suojelunkohde)	Syken ehdotus, joka perustuu SCHEERin (2022c) suositukseen	Komission ehdotus
AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt)	0,0054 µg/l	0,04 µg/l
AA-EQS merivesi (vesieliöt)	0,004 µg/l	0,004 µg/l*
MAC-EQS sisämaan pintavesi	250 µg/l	250 µg/l
MAC-EQS merivesi	29 µg/l	25 µg/l

* AA-QS sisävedet -arvoon sovellettu AF 10

Olemassa olevilla analyysimenetelmillä on mahdollista saavuttaa ehdotetut ympäristölaatunormit. Vertailussa käytetyn aineiston mukaan 65 %:ssa määrittäjärajan alittaneista tuloksista määrittäjäraja on ollut alempi kuin esitetty AA-QS-arvo. Vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 mukaan määrittäjäraja saa olla enintään 30 % ympäristölaatunormin arvosta ja mittausepävarmuus enintään 50 % ympäristölaatunormin pitoisuustasolla. Diklofenaakin osalta määrittäjäraja saisi olla sisävesissä enintään 0,0016 µg/l ja rannikkovesissä 0,0012 µg/l. Näin tarkkaa analytiikkaa eivät laboratoriot vielä

kovin yleisesti tarjoa, mutta esimerkiksi Syken omassa laboratoriossa tämä saavutetaan jo nyt. Lisäksi ehdotetaan kartoitettavan diklofenaakin pitoisuutta kalassa.

5.2.3 Venlafaksiini ja O-desmetyylivenlafaksiini

Masennuslääkkeenä käytettyä venlafaksiinia (CAS 93413-69-5) havaitaan yleisesti jätevedestä. Venlafaksiinia on lisäksi havaittu n. 80 %:ssa analysoiduista pintavesinäytteistä. Gomez Cortesin ym. (2020) esittämä PNEC-arvo 0,0061 µg/l ylittynyt kolmanneksessa pintavesinäytteistä, enimmillään yli 30-kertaisesti. Jätevesissä korkeimmat raportoidut pitoisuudet ovat n. kuusinkertaisia korkeimpiin pintavesipitoisuuksiin nähden.

Gomez Cortesin mukaan venlafaksiinille on raportoitu vaihtelevia PNEC-arvoja, joista korkeimmat ovat tasolla 0,88 µg/l. Tämä arvo on alittunut kaikissa pintavesinäytteissä, mutta ylittynyt viidessä jätevesinäytteessä. JRC on arvioinut PNEC-arvon 0,0061 µg/l luotettavaksi (Gomez Cortes ym. 2020), mutta arvon alkuperän jäljittäminen on vaikeaa.

O-desmetyylivenlafaksiinia (CAS 93413-62-8) (venlafaksiinin aktiivinen metaboliitti) on määritetty Suomessa pintavesistä, mutta ei jätevesistä. Gomez Cortes ym. (2020) ovat käyttäneet yhdisteelle samaa PNEC-arvoa kuin sen lähtöaineelle, 0,0061 µg/l. Yhdiste on ylittänyt tämän PNEC-tason enimmillään yli 400-kertaisesti. Pintavesissä n. 60 % näytteistä on ylittänyt PNEC-tason.

Fimean & Kelan (2021) raportoimien annosmäärien ja WHO:n ilmoittaman DDD-arvon (0,1 g) perusteella arvioituna venlafaksiinin käyttömäärä Suomessa oli vuonna 2020 n. 2 400 kg. Käyttömäärä on kasvanut vuodesta 2012 n. 30 %. Jos käyttömäärä jatkaa kasvuaan, voidaan venlafaksiiniin ja sen muuntumistuotteisiin liittyvien ympäristöriskien olettaa kasvavan, ellei päästöjä pyritä vähentämään.

Ehdotus

Venlafaksiinia ja sen metaboliittia O-desmetyylivenlafaksiinia ehdotetaan jatkokartoituksiin. Ensisijaisesti on tehtävä jatkoselvityksiä luotettavasta PNEC-tasosta.

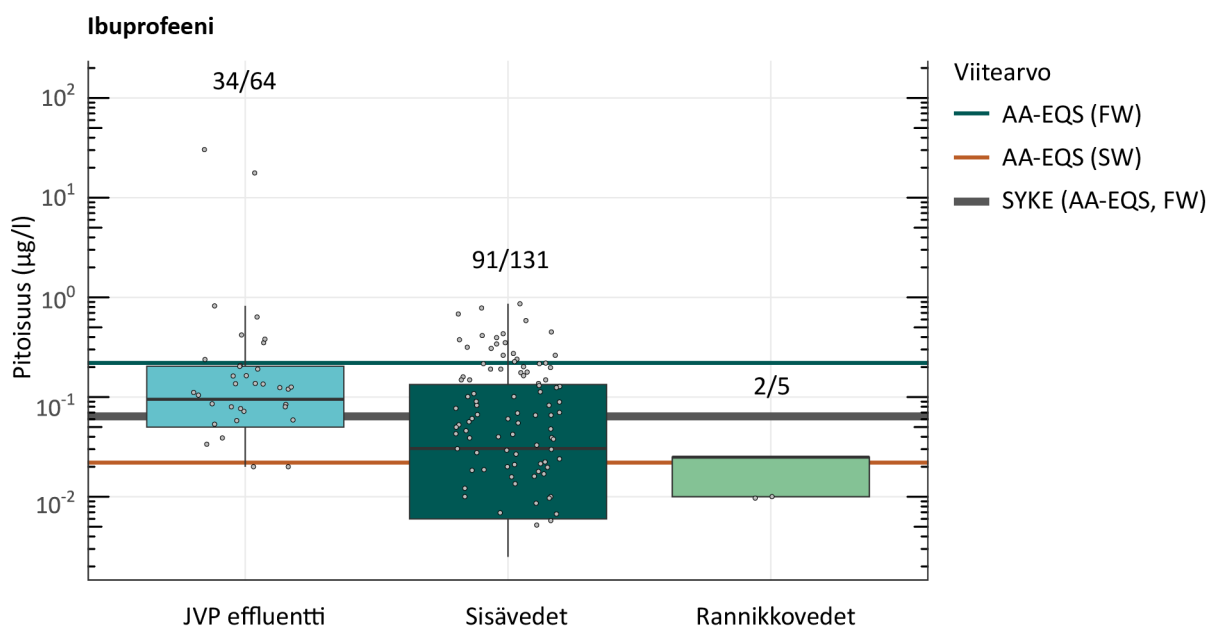
5.2.4 Ibuprofeeni

Ibuprofeeni (CAS 15687-27-1) on Suomessa laajasti käytetty tulehduskipulääke. Sitä käytetään vuosittain n. 120 000 kg (Ek Henning ym. 2020). Käyttömäärä on pysynyt samalla tasolla ainakin vuodesta 2012 alkaen. Ibuprofeenin tiedetään poistuvan jätevedenkäsittelyssä hyvin tehokkaasti. Siitä huolimatta sitä on havaittu Suomessa n. 70 %:ssa analysoiduista pintavesinäytteistä.

EU-komissio on ehdottanut ibuprofeenia uudeksi VPD:n prioriteettiaineeksi (EC 2022a). JRC (2022c) johti ibuprofeenille EQS-arvoja muun muassa vesieliöiden ja niitä syövien petojen suojelun lähtökohdista. Vesieliöissä odotettavien vaikutusten perusteella sisävesien ympäristölaatunormiksi ehdotettiin kaloilla johdetusta NOEC-arvosta (55 µg/l, Constantine ym. 2020) johdettua arvoa 0,138 µg/l. Vastavasti sekundaaritoksisuuden, eli ravintoketjun kautta petoeläimiin aiheutuvien vaikutusten perusteella johdettiin arvo 0,38 µg/l. SCHEER (2022e) esitti samasta aineistosta johdettuja tarkistettuja arvoja 0,14 µg/l ja 0,064 µg/l. EQS-johtamista koskevan ohjeistuksen (EC 2018a) mukaisesti SCHEER tunnisti ibuprofeenille kriittiseksi laatunormiksi sisävesissä sekundaaritoksisuuden perustella johdetun pintaveden ympäristölaatunormin 0,064 µg/l. Rannikkovesissä kriittiseksi ympäristölaatunormiksi tunnistettiin makean veden eliöillä johdetusta arvosta 0,14 µg/l arviointikertoimella 10 johdettu arvo 0,014 µg/l. Syke ehdottaa SCHEERin johtamia ja esittämiä arvoja sovellettavaksi kansallisena

ympäristölaatu normina, ellei EU-tasolla toisin säädetä. VPD:n kemikaalit -asiantuntijaryhmän (Working Group Chemicals) kokouksissa EU-komissio on useasti todennut, että komission ehdotusta tullaan muuttamaan, jos SCHEER ei ole samaa mieltä jostakin EU-komission ehdotuksen (EC 2022a) EQS-arvosta. On siten todennäköistä, että EU-komissio muuttaa EQS-ehdotuksensa samoiksi kuin SCHEER on esittänyt, myös ibuprofeenin osalta.

Kuvassa 34 on esitetty Suomessa erilaisille vesille raportoidut ibuprofeenipitoisuudet suhteessa yhdisteelle ehdotettuihin ympäristölaatu normeihin. Sekundaaritoksisuuden perusteella johdettu arvo (0,064 µg/l) ylittyy n. 60 %:ssa jätevesinäytteistä, kun määritysrajan alittaneet arvot käsitellään määritysrajan puolikkaina. Sisävesissä ylityksiä on 38 % näytteistä. Lisäksi SCHEERin (2022e) esittämä AA-EQS_{fw,eco}-arvo 0,14 µg/l ylittyy vastaavasti 31 %:ssa jätevesinäytteistä ja 24 %:ssa sisvesinäytteistä. Merivedelle ehdotettu ympäristölaatu normi (0,014 µg/l) ylittyy näennäisesti 60 %:ssa näytteistä, koska määritysrajat ovat kartoituksissa olleet ehdotettua ympäristölaatu normia korkeampia. Rannikkovesissä havaitut pitoisuudet ovat alittaneet esitetyn laatu normin. Pitoisuusaineiston vähäisyys kuitenkin estää kattavan arvioinnin rannikkovesille.



Kuva 34. Ibuprofeenin pitoisuudet suomalaisissa vesissä ja JRC:n (AA-EQS FW ja SW) sekä Syken (SYKE (AA-EQS, FW)) yhdisteelle ehdottamat ympäristölaatu normit. FW = sisävedet, SW = merivedet. Laatikkokaavio esittää raportoidut tulokset, käyttäen määritysrajan alittaneille näytteille arvona määritysrajan puolikasta. Pisteet kuvaavat näytteitä, joissa pitoisuus on ylittänyt määritysrajan. Numerot laatikkokaavion yläpuolella esittävät näytteiden lukumäärää ("havaittujen pitoisuuksien lukumäärä"/"näytteiden lukumäärä").

Ehdotus

Ibuprofeeni ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Val-tioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, jos sitä ei ole vahvistettu EU:n prioriteettiaineeksi eli asetuksen liitteen 1C aineeksi. Ibuprofeenille ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 29 esitettyjä SCHEERin (2022e) suosittelemaa ympäristölaatu normeja pintavedelle.

Taulukko 29. Ibuprofeenille ehdotetut ympäristölaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristölaatunormit (EC 2022a).

Ympäristölaatunormi (suluissa suojelunkohde)	Syken ehdotus, joka perustuu SCHEERin (2022e) suositukseen	Komission ehdotus
AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt)	0,064 µg/l	0,22 µg/l
AA-EQS merivesi (vesieliöt)	0,014 µg/l	0,022 µg/l*
MAC-EQS sisävedet ja merivesi	ei ehdotettu	ei ehdotettu

* AA-QS sisävedet -arvoon 0,22 µg/l on sovellettu AF 10

Vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 mukaan määrittäjä saa olla enintään 30 % ympäristölaatunormin arvosta. Ibuprofeenin osalta määrittäjä saisi olla enintään 0,019 µg/l sisävesissä ja 0,0042 µg/l merivesissä. Tässä tarkastellussa aineistossa määrittäjän alittaneiden tulosten määrittäjä täyttävät sisävesien vaatimuksen 86 %:ssa tapauksista. Markkinoilla on ibuprofeenin analyysimenetelmiä, jotka täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimukset mittaustietämykselle ja määrittäjälle ehdotettujen ympäristölaatunormien pitoisuustasolla ainakin sisävesissä. Riittävän alhaisiin määrittäjärajoihin pääsevän analytiikan kaupallista saatavuutta täytyisi kuitenkin kartoittaa.

Lisäksi ehdotetaan kartoitettavaksi ibuprofeenin pitoisuutta kalassa.

5.2.5 Atorvastatiini

Atorvastatiinia käytetään kolesterolitasojen alentamiseen. Sitä on havaittu suomalaisissa pinta- ja jätevesissä satunnaisesti (n. 30 %:ssa näytteistä). Havaitut pitoisuustasot ovat olleet korkeampia pintavesissä kuin jätevesissä. Jätevesissä määrittäjärajat ovat kuitenkin olleet esim. Ek Henningin ym. (2020) kartoituksessa hyvin korkeat, yli 10 µg/l. Atorvastatiinille ilmoitetut PNEC-arvot vaihtelevat Oriaksen & Perrodinin (2013) ilmoittamasta arvosta 0,19 µg/l Ek Henningin ym. (2020) käyttämään 2,1 µg/l. Suomessa havaitut pitoisuudet ovat aina alittaneet jälkimmäisen arvon.

Saatavilla olevan aineiston perusteella atorvastatiini saattaa aiheuttaa riskin suomalaisissa vesistöissä. PNEC-arvoon liittyy kuitenkin epävarmuutta.

Fimean ja Kelan (2021) raportoimien annosmäärien ja WHO:n ilmoittaman DDD-arvon (20 mg) arvioituna atorvastatiinin käyttömäärä vuonna 2020 oli n. 2 500 kg. Atorvastatiinin käyttömäärä (DDD) on ollut kasvussa ainakin vuodesta 2012 alkaen. Jos käyttömäärän kasvu jatkuu, voidaan yhdisteen aiheuttamien ympäristöriskien olettaa kasvavan, ellei päästöjä pyritä vähentämään.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettavasta PNEC-tasosta.

5.2.6 Kodeiini

Kodeiini on mm. kipulääkkeenä käytetty opioidi. Kodeiinia on havaittu Suomessa useimmista pintavesinäytteistä, joista se on määritetty. Harvalukuisissa jätevesinäytteissä Oriaksen & Perrodinin (2013) esittämä PNEC-taso on ylittynyt enimmillään 40-kertaisesti. Pintavesiaineistossa määrittäjäraja on

alittanut aina PNEC-tason. Toistaiseksi ei ole näyttöä, että kodeiini aiheuttaisi riskiä suomalaisissa pintavesissä.

Kodeiinin käyttömäärä on annosmäärissä tarkasteltuna ollut laskussa vuodesta 2012 alkaen. Ek Henningin ym. (2020) mukaan kodeiinia käytetään Suomessa vuosittain n. 1 600 kg.

Ehdotus

Laskevan käyttömäärätrendin huomioiden, kodeiini ei nykyisen aineiston valossa vaikuta Suomen vesiympäristön kannalta kriittiseltä lääkeaineelta. Yhdisteelle ei ehdoteta jatkotoimenpiteitä.

5.2.7 Kofeiini

Kofeiinia käytetään vähäisessä määrin lääkinnällisesti. Valtaosa kofeiinin kuormasta tulee yhdisteen piristekäytöstä.

Kofeiinin tiedetään poistuvan jätevesienkäsittelyssä hyvin tehokkaasti. Yhdistettä kuitenkin havaitaan yleisesti myös pintavesissä. Kofeiinille esitetyt PNEC-arvot vaihtelevat huomattavasti aina Di Lorenzon ym. (2019) esittämästä arvosta 0,001 µg/l Martínin ym. (2012) ja Ek Henningin ym. (2020) esittämään arvoon 87 µg/l. Toisaalta Di Lorenzo ym. (2019) on myös esittänyt SSD-menetelmällä johdettua PNEC-arvoa 0,1 µg/l. Suomessa jätevesistä ja pintavesistä havaitut pitoisuudet ovat aina olleet selvästi alle 1 µg/l. Di Lorenzon ym. (2019) SSD-menetelmällä johdettu PNEC-arvo on ylittynyt pintavesissä vain kahdella näytteellä, kun samojen kirjoittajien esittämä alempi PNEC-arvo 0,001 µg/l on ylittynyt yli 80 %:ssa näytteistä. Saatavilla olevan aineiston perusteella on mahdollista, että kofeiini aiheuttaa riskin Suomen pintavesissä, mutta PNEC-tason epävarmuudesta johtuen on ennen aikaista asettaa ainetta kansalliseksi prioriteettiaineeksi.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.8 Metoprololi

Metoprololi on betasalpaaja, jota käytetään mm. korkean verenpaineen hoidossa. Metoprololia on havaittu suomalaisissa pintavesissä lähes 90 %:ssa näytteistä. Oriaksen & Perrodinin (2013) ilmoittama PNEC-arvo 0,1 µg/l on ylittynyt 17 %:ssa näytteistä. Metoprololille on ilmoitettu myös PNEC-arvot 2,1 µg/l (Ek Henning ym. 2020) ja 7,3 µg/l (Di Lorenzo ym. 2019). Nämä arvot ovat alittuneet pintavesissä aina ja jätevesissäkin yksittäisiä poikkeuksia lukuun ottamatta.

Metoprolia käytettiin Kelan ja Fimean (2020) raportoimien annosmäärien ja WHO:n ilmoittaman DDD-arvon (0,15 g) perusteella vuonna 2020 n. 2 900 kg. Metoprololin käyttömäärä on ollut laskussa ainakin vuodesta 2012 alkaen.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.9 Oksatsepaami

Oksatsepaami on bentsodiatsepiini, jota käytetään mm. ahdistuksen ja unettomuuden hoitoon. Oksatsepaamia on määritetty Suomessa vain harvoista jätevesinäytteistä. Pintavesistä kartoituksia on tehty laajemmin, ja oksatsepaamia on havaittu n. 50 % näytteistä. Määritysrajan ylittäneistä näytteistä n. kaksi kolmannelta ylittää Oriaksen & Perrodinin (2013) esittämän PNEC-arvon 0,0019 µg/l. Ek Henning ym. (2020) ovat puolestaan esittäneet PNEC-arvoksi 0.81 µg/l, joka on alittunut kaikissa pintavesinäytteissä ja ylittynyt vain kahdessa jätevesinäytteessä. Oksatsepaamin käyttömäärä on ollut laskussa vuodesta 2012 alkaen. Vuonna 2020 oksatsepaamin käyttömäärä oli arviolta n. 470 kg. Oksatsepaami on yksi diatsepaamin metaboliiteista, joten myös diatsepaamin käyttömäärät vaikuttavat jossain määrin oksatsepaamin pitoisuuksiin pintavesissä. Oksatsepaami voi aiheuttaa riskin Suomen pintavesissä, mutta PNEC-tason epävarmuudesta johtuen on ennen aikaista asettaa ainetta kansalliseksi prioriteettiaineeksi.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.10 Sitalopraami

Sitalopraami on mielialalääke, jota on markkinoilla raseemisena seoksena (sitalopraami) ja enantiopuhtaana muotona (essitalopraami). Näiden muotojen erottaminen toisistaan on usein mahdotonta ympäristökartoituksissa käytetyillä menetelmillä.

Sitalopraamia on havaittu n. 50 %:ssa määritetyistä pintavesinäytteistä ja lähes kaikista jätevesinäytteistä. Pitoisuudet pintavesissä ovat ylittäneet Oriaksen & Perrodinin (2013) esittämän PNEC-arvon 0,00635 µg/l enimmillään 9-kertaisesti. PNEC-tason ylittäviä pitoisuuksia on pintavesissä raportoitu n. 10 % kaikista määritetyistä näytteistä. Jätevesissä PNEC-taso on ylittynyt kaikissa määritysrajan ylittäneissä näytteissä. Toisaalta Ek Henning ym. (2020) ovat esittäneet sitalopraamille PNEC-arvoa 15,4 µg/l. Tämä arvo on alittunut selkeästi kaikissa suomalaisista vesistä tehdyissä määrityksissä. Saatavilla olevan aineiston perusteella on epätodennäköistä, että sitalopraami aiheuttaisi riskiä suomalaisissa pintavesissä.

Sitalopraamia ja essitalopraamia käytettiin Fimean ja Kelan (2020) raportoimien annosmäärien ja WHO:n ilmoittamien DDD-arvojen (sitalopraami: 20 mg, essitalopraami: 10 mg) perusteella arvioituna n. 700 kg vuonna 2020. Yhteenlasketut annosmäärät ovat pysyneet samansuuruisina vuodesta 2012 alkaen, mutta käyttö on painottunut viime vuosina essitalopraamiin.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.11 Ivermektiini

Ivermektiini (CAS 70288-86-7) on pääosin eläinlääkinnässä käytetty loislääke. Yhdistettä käytetään ihmislääkinnässä mm. syyhyn hoitoon. Ek Henningin ym. (2020) mukaan ivermektiiniä käytettiin vuosina 2015–2017 keskimäärin 1,7 kg/v.

Ivermektiinipitoisuuksia suomalaisissa vesissä on saatavilla ainoastaan yhdelle effluenttinäytteelle. Tuo pitoisuus ylittää Ek Henningin ym. (2020) esittämän PNEC-arvon monituhatkertaisesti.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.12 Norfloksasiini

Norfloksasiini on fluorikinoloneihin luettava antibiootti. Norfloksasiinin myyntimäärä annosmäärissä laskettuna laski vuodesta 2012 vuoteen 2015, jolloin sitä myytiin Ek Henningin ym. (2020) mukaan 5,4 kg/v. Vuoden 2015 jälkeen yhdisteelle ei ole raportoitu myyntiä, eikä yhdistettä ole Suomessa markkinoilla tätä raporttia kirjoitettaessa.

Yhdisteelle on esitetty PNEC-arvoksi 0,0016 µg/l (Orias & Perrodin 2013). Tuo arvo on ylittynyt kaikissa suomesta raportoiduissa näytteissä. Norfloksasiinia on havaittu ainoastaan kolmessa effluentti- ja kahdessa pintavesinäytteessä. Vaikka aineisto ylittää PNEC-tason, sitä on niin vähän, että yhdisteestä tarvitaan jatkokartoituksia.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.13 Fluoksetiini

Fluoksetiini (CAS 54910-89-3) on mielialalääke. Sitä käytetään pääasiassa ihmisten lääkinnässä mutta myös eläinlääkinnässä eroahdistuksen hoitoon. Fluoksetiinia myytiin Suomessa vuosina 2019–2021 n. 190 kg/v.

Yhdisteelle on esitetty PNEC-tasoksi 0,0029 µg/l (Orias & Perrodin 2013). PNEC-taso on alhaisempi kuin kartoituksissa toteutuneet määritysrajat. Yhdistettä on havaittu Suomessa ainoastaan kolmessa effluenttinäytteessä.

Ehdotus

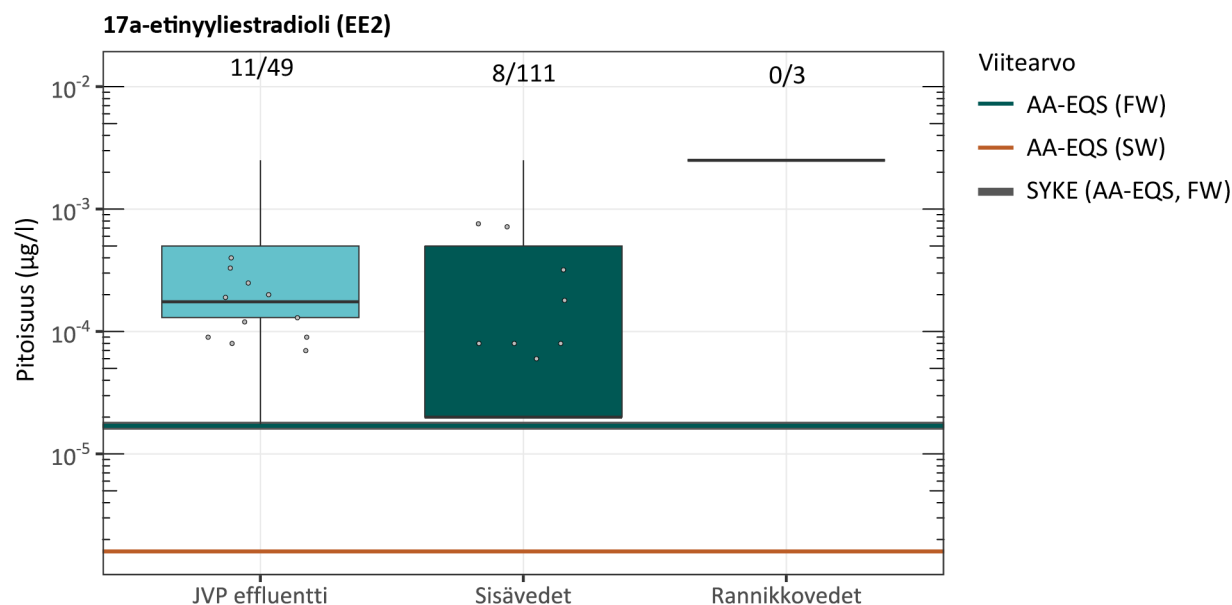
Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Pitoisuuskartoitusten yhteydessä tehtävä jatkoselvityksiä luotettava PNEC-tasosta.

5.2.14 17a-etinyyliestradioli (EE2)

EE2 (CAS 57-63-6) on syntetttinen hormoni, jota käytetään ehkäisyvalmisteissa. Yhdisteen havaitsemistiheys on ollut hyvin alhainen sekä pinta- että jätevesissä. Yhdisteen alin määräysraja (0,035 ng/l) on n. 2-kertainen SCHEERin (SCHEER 2022a) ehdottamaan EQS-arvoon (0,017 ng/l) nähden. Saatavilla olevan aineiston mukaan EE2 aiheuttaa riskin suomalaisissa pintavesissä. Toistaiseksi ei kuitenkaan ole saatavilla riittävän tarkkaa analyttistä menetelmää sen osoittamiseksi, että pitoisuus alittaa PNEC-tason.

EU-komissio on ehdottanut yhdistettä vesipuitedirektiivin uudeksi prioriteettiaineeksi (EC 2022a). JRC:n (2021c) ja SCHEERin (2022a) näkemyksen mukaan MAC-EQS-arvojen johtaminen ei ole mielekästä hormonaalisesti vaikuttaville aineille.

Effluentti- ja sisävesinäytteissä havaitut pitoisuudet ylittävät sisävesille ehdotetun ympäristölaatunormin (0,017 ng/l). Yhdiste on havaittu kaikkien kymmenen Suomessa vuonna 2022 tutkitun puhdistamon puhdistetussa jätevedessä (HYVE-projekti, Viidanoja 2022). Pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,08–0,33 ng/l. Yhdistettä ei ole havaittu rannikkovesissä, mutta aineistoa on niin vähän, ettei se salli luotettavaa arviointia yhdisteen esiintymisestä rannikkovesissä (kuva 35).



Kuva 35. 17a-etinyyliestradiolin pitoisuudet suomalaisissa vesissä ja JRC:n (AA-EQS FW ja SW) sekä Syken (SYKE (AA-EQS, FW)) yhdisteelle ehdottamat ympäristölaatunormit. FW = sisävedet, SW = merivedet. Laatikkokaavio esittää raportoidut tulokset, käyttäen määräysrajan alittaneille näytteille arvona määräysrajan puolikasta. Pisteet kuvaavat näytteitä, joissa pitoisuus on ylittänyt määräysrajan. Numerot laatikkokaavion yläpuolella esittävät näytteiden lukumäärää ("havaittujen pitoisuuksien lukumäärä"/"näytteiden lukumäärä").

Ehdotus

EE2 ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, jos sitä ei ole vahvistettu EU:n prioriteettiaineeksi eli asetuksen liitteen 1C aineeksi. EE2:lle ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 30 esitettyjä SCHEERin (2022a) suosittelema ympäristölaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 30. EE2:lle ehdotetut ympäristölaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristölaatunormit (EC 2022a).

Ympäristölaatunormi (suluissa suojelunkohde)	Syken ehdotus, joka perustuu SCHEERin (2022a) suositukseen	Komission ehdotus
AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt)	0,017 ng/l	0,017 ng/l
AA-EQS merivesi (vesieliöt)	0,0016 ng/l	0,0016 ng/l
MAC-EQS sisävedet ja merivesi	ei ehdotettu	ei ehdotettu

Markkinoilla olevat EE2:n analyysimenetelmät eivät täytä tällä hetkellä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia määrittämisrajalle ja mittausepävarmuudelle ehdotettujen ympäristölaatunormien pitoisuustasolla. Arvio perustuu Syken laboratorion analytiikkavalmiuksiin lokakuussa 2022 ja tässä tarkastelussa käytettyyn aineistoon.

Edellä mainitut puutteet eivät kuitenkaan estä EE2:n ja sille ehdotetun EQS-arvon lisäämistä asetukseen (ks. lisätietoa luku 5.5). Mahdollisesti on olemassa laboratorioita, joilla jo on vaatimukset täyttävää EE2-analytiikkaa.

5.2.15 17β-estradioli (E2)

E2 on luontaisesti esiintyvä hormoni, jota käytetään erilaisissa hormonivalmisteissa. Yhdistettä havaittiin useimmissa vuonna 2022 HYVE-projektissa tutkituista puhdistetuista jätevesistä (Viidanoja 2022). Pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,1–1,5 ng/l. SCHEERin (2022a) esittämä ympäristölaatunormi (0,18 ng/l) ylittyi puolessa tutkituista näytteistä. Pintavesissä yhdistettä ei ole havaittu. Pintavesissä määrittämisraja on alittanut EQS-tason n. 30 näytteessä. Toistaiseksi ei ole saatavilla riittävän tarkkaa menetelmää sen arvioimiseksi, aiheuttaako E2 riskiä suomalaisissa pintavesissä. Syken uuden menetelmän määrittämisraja (0,05–0,08 ng/l) on 30 % ehdotetusta EQS-arvosta tai lähellä sitä, riippuen näytteestä.

E2 on ehdolla EU:n vesipuitteidirektiivin prioriteettiaineeksi, ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (EC 2022a).

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Edustavan pitoisuustason arvioimisen rinnalla tavoitteena tulee olla riittävän tarkan analyysimenetelmän kehittäminen.

5.2.16 Estrioli (E3)

E3 on luontainen hormoni, jota käytetään hormonihoitoissa. Jätevesissä PNEC on ylittynyt n. kahdessa kolmasosassa näytteistä, enimmillään 37-kertaisesti. Estriolia on havaittu Suomessa pintavesissä vain harvoin ja havaitut pitoisuudet ovat alittaneet Oriaksen & Perrodinin (2013) esittämän PNEC-arvon 0,0075 µg/l. E3:n määrittämisrajat ovat vaihdelleet pintavesissä välillä 0,0001–0,05 µg/l. Valtaosassa saatavilla olevasta aineistosta määrittämisraja alittaa PNEC-arvon. Pintavesien osalta ei ole näyttöä E3:n aiheuttamista riskeistä Suomen pintavesissä.

Ehdotus

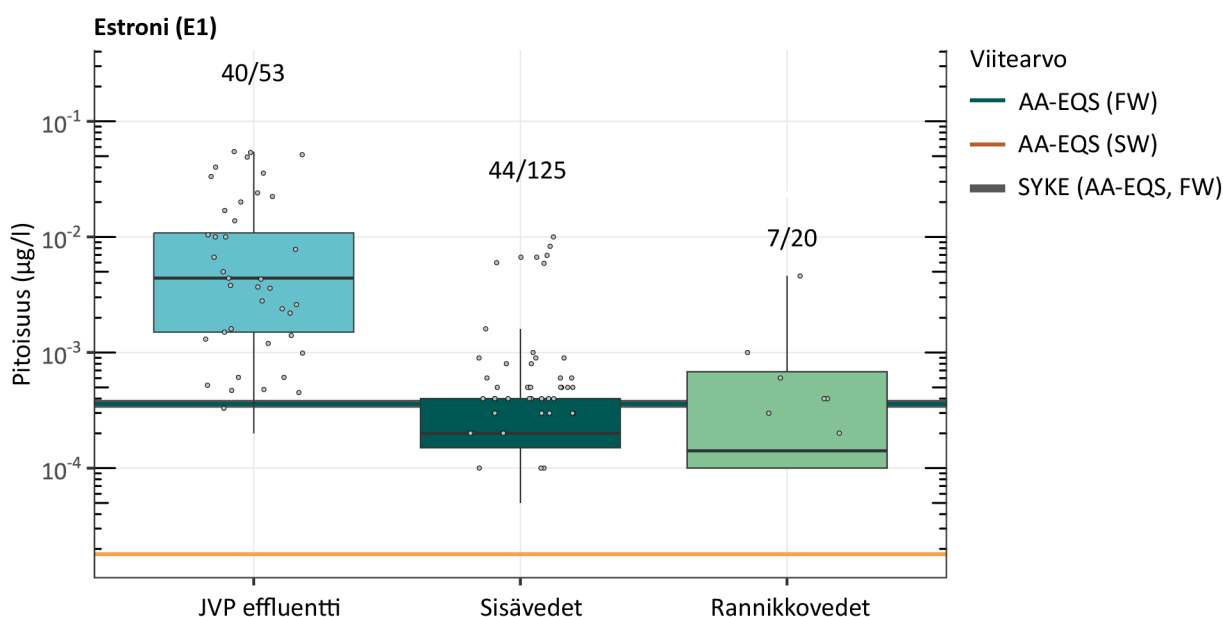
Ei jatkotoimenpiteitä.

5.2.17 Estroni (E1)

Estroni (E1, CAS 53-16-7) on luontainen hormoni, jota ei tiettävästi käytetä lääkinnallisesti Suomessa. Sitä havaitaan Suomessa yleisesti pinta- ja jätevesistä. Estronin esiintymisen jäte- ja pintavesissä on arveltu kuvaavan yhdisteen luontaista erittymistä. Aineen päästölähteitä pintavesiin ovat mm. yhdyskuntajätevedenpuhdistamot ja todennäköisesti myös karjatalous. Useimmat kvantifioidut näytteet ylittävät JRC:n ja SCHEERin (SCHEER 2022a) ehdottaman EQS-arvon (0,36 ng/l). Noin 50 % pintavesien mitauksista määräysraja on alittanut tämän tason. Saatavilla olevan aineiston perusteella estroni aiheuttaa riskin suomalaisissa pintavesissä.

E1 on ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineeksi, ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (EC 2022a). JRC (2021d) ehdotti estronille johdettavan ympäristölaatunormi 17b-estradiolin (E2) perusteella, koska luotettavaa aineistoa estronin vaikutuksista ympäristössä on saatavilla liian vähän. JRC ehdotti sisävesien ympäristölaatunormiksi 0,66 ng/l. SCHEER (2022a) puolsi tätä lähestymistapaa, mutta ehdotti saman E2-aineiston perusteella johdettua tarkistettua ympäristölaatunormia 0,36 ng/l.

Estronille esitetty sisävesien ympäristölaatunormi (0,36 ng/l) ylittyy 96 %:ssa effluenttijätevesinäytteistä ja 31 %:ssa sisävesinäytteistä. Merivesille esitetty laatunormi (0,018 ng/l) ylittyy kaikissa rannikkovesinäytteissä (kuva 36).



Kuva 36. Estronin pitoisuudet suomalaisissa vesissä ja JRC:n (AA-EQS FW ja SW) sekä Syken (SYKE (AA-EQS, FW)) yhdisteelle ehdottamat ympäristölaatunormit. FW = sisävedet, SW = merivedet. Laatikkokaavio esittää raportoidut tulokset, käyttäen määräysrajan alittaneille näytteille arvona määräysrajan puolikasta. Pisteet kuvaavat näytteitä, joissa pitoisuus on ylittänyt määräysrajan. Numerot laatikkokaavion yläpuolella esittävät näytteiden lukumäärää ("havaittujen pitoisuuksien lukumäärä"/"näytteiden lukumäärä").

Ehdotus

E1 ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, jos sitä ei ole vahvistettu EU:n prioriteettiaineeksi eli asetuksen liitteen 1C aineeksi. E1:n käyttöä ei pystytä vähentämään, mutta sen päästöjä voidaan vähentää

mm. tehostamalla yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen toimintaa ja vähentämällä kuormitusta karjataloudesta (virtsa ja lanta).

E1:lle ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 31 esitettyjä SCHEERin (2022a) suosittelemia ympäristölaatuunormeja pintavedelle.

Taulukko 31. E1:lle ehdotetut ympäristölaatuunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristölaatuunormit (EC 2022a).

Ympäristölaatuunormi (suluissa suojelunkohde)	Syken ehdotus, joka perustuu SCHEERin (2022a) suositukseen	Komission ehdotus
AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt)	0,36 ng/l	0,36 ng/l
AA-EQS merivesi (vesieliöt)	0,018 ng/l	0,018 ng/l
MAC-EQS sisävedet ja merivesi	ei ehdotettu	ei ehdotettu

Markkinoilla olevat E1:n analyysimenetelmät eivät täytä tällä hetkellä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määrittämisrajalle ehdotettujen ympäristölaatuunormien pitoisuustasolla. Arvio perustuu Syken laboratorion analytiikkavalmiuksiin lokakuussa 2022 ja tässä tarkastelussa käytettyyn aineistoon.

Edellä mainitut puutteet eivät kuitenkaan estä E1:n ja sille ehdotetun EQS-arvon lisäämistä asetukseen (ks. lisätietoa luku 5.5). Mahdollisesti on olemassa laboratorioita, joilla jo on vaatimukset täyttävää E1-analytiikkaa.

5.2.18 Testosteroni

Testosteroni on luontainen sukupuolihormoni, jota käytetään myös lääkevalmisteissa. Testosteronia on määritetty ja havaittu suomalaisissa vesissä satunnaisesti. Määrittämisrajan ylittäneet pitoisuudet ovat enimmillään ylittäneet Örnin ym. (2003) esittämän PNEC-tason (0,00026 µg/l) n. 8-kertaisesti. Kartoituksissa toteutuneet määrittämisrajat ovat ylittäneet tämän PNEC-tason. Saatavilla olevan aineiston perusteella ei ole menetelmää, jolla voitaisiin havaita PNEC-tasoa alhaisempia pitoisuuksia.

Ehdotus

Sisällytetään aine jatkokartoituksiin. Edustavan pitoisuustason arvioimisen rinnalla tavoitteena tulee olla riittävän tarkan analyysimenetelmän kehittäminen.

5.2.19 Lääkeaineita ja hormoneja koskeva ehdotus

Luvun 5.2 arviointien perusteella ehdotetaan lisättäväksi kaksi lääkeainetta (diklofenaakki ja ibuprofeeni) ja kaksi hormonia (EE2 ja E1) asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D. Nämä aineet ovat ehdolla myös uudelle EU:n prioriteettiainelistalle ja sikäli kun niitä sinne vahvistetaan, ei niitä pidä asettaa kansalliselle ainelistalle.

Asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1 D ehdotetut lääkeaineet ja hormonit pääsevät pintavesiin olettaen ensisijaisesti yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden kautta. Yhdyskuntajäteveden puhdistamoille tulisi siksi lisätä lääkeaineiden ja hormonien päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoite, kuitenkin huomioiden vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohje tarkkailuja koskien (Kangas 2018).

Olemassa oleva lääke- ja hormonipitoisuusaineisto on pääosin peräisin yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen kuormittamista vesistä. Niissä ehdotetut laatu­normit tulevat todennäköisesti yleisesti ylittymään, kunnes keksitään keinoja päästöjen vähennyksiin. Karjalouden estronipäästöistä pintavesiin ei ole tietoa. On todennäköistä, että samoilla menetelmillä, joilla vähennetään karjalouden ravinne­päästöjä, voidaan vähentää myös estronipäästöjä.

Kirjallisuudessa ja VESLA-tietokannassa saatavilla olevan aineiston perusteella ehdotettu laatu­normi ylittyy diklofenaakille 74 %:ssa, ibuprofeenille 37 %:ssa, EE2:lle 100 % ja E1:lle 32 %:ssa näytteistä. Yli­tykset ovat käsitellyissä jätevesissä tätäkin yleisempiä. Suomessa on 6 876 vesimuodostumaa ja näistä yhdyskuntajätevesien puhdistamot on tunnistettu merkittäväksi paineeksi 236:ssa vesimuodostu­massa. Osassa näistä lääkeaineet ja hormonit esiintyvät sellaisina pitoisuuksina, joita ei voi pitää tur­vallisena vesieliöstön kannalta. Ekologinen tila on todennäköisesti heikentynyt näissä vesimuodostu­missa muistakin syistä (esim. ravinteet) ja niistä vain neljännes on luokiteltu hyvään tai erinomaiseen tilaan.

Toisaalta niissä 6 640 vesimuodostumassa, joihin ei kohdistu merkittävää painetta yhdyskuntajäte­vedenpuhdistamoilta, diklofenaakin, ibuprofeenin ja EE2:n laatu­normien voidaan olettaa ylittävän erit­täin harvoin tai ei ollenkaan. Koska E1:n esiintyminen ympäristössä kuvastaa aineen luontaista eritty­mistä, voivat sen pitoisuudet olla koholla myös karjalousvaltaisilla alueilla.

Ekologinen tila on todennäköisesti heikentynyt näissä vesimuodostumissa jo muistakin syistä (esim. ravinteet). Esimerkiksi noista 236 vesimuodostumasta vain neljännes on luokiteltu hyvään tai erin­omaiseen tilaan.

Ympäristöhallinnon kartoituksissa ja seurannoissa sekä toiminnanharjoittajien veloitettarkkailuissa tulee huomioida, että määritettäessä asetuksen liitteeseen 1D ehdotettuja aineita saadaan samalla ke­miallisella analyysillä monien muiden lääkeaineiden ja hormonien pitoisuustietoa. Olisi suotavaa, että kaikkien samalla analyysillä saatavien lääkeaineiden ja hormonien pitoisuustiedot myös raportoitaisiin ympäristöhallinnon tietojärjestelmiin.

5.3 Epäorgaaniset aineet

Hopea valittiin ainearviointiin sen takia, että se on ehdolla EU:n pintaveden prioriteettiaineeksi par­haillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (EC 2022a). Lisäksi hopeaa on havaittu yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden puhdistetuissa jätevesissä sellaisina pitoisuuksina, että siitä voi aiheutua mahdollisesti riskiä vesistöissä (Vieno & Arjonen 2021).

Sinkki ja kupari valittiin arvioitaviksi metalleiksi mm. sillä perusteella, että laivojen pohjissa kasvilli­suuden kiinnittymisen estoon käytettyjen valmisteiden (antifouling) käyttö ei nykyisin ole ympäristön kannalta kestävää Suomessa. Etenkin valmisteiden sisältämien metallien, kuten kuparin ja sinkin käyttö maaleissa on johtanut sedimentin ja maaperän pilaantumiseen useissa huvivenesatamissa. Al­vistumisskenaarioiden mukaan suurin osa antifouling-valmisteista aiheuttaa riskiä eliöille pienvenesa­tamissa (Hanninen 2018). Lisäksi happamien sulfaattimaiden joki- ja suisto­ympäristössä esiintyy sinkkiä ja kuparia kohonneina pitoisuuksina (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022).

Alumiini valittiin arvioitavaksi aineeksi lausuntokierroksen yhteydessä saadun palautteen perus­teella (EPOELY, PPOELY, Luke, VARELY) happamien sulfaattimaiden alumiinihuuhtoumien ja alhaisen pH:n vesieliöille aiheuttamien haitallisten yhteisvaikutusten johdosta.

Seleeni valittiin arviointiin sen takia, että se oli ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineeksi (esim. Carvalho ym. 2016; WGChem- kokoukset vuonna 2016), vaikka se jätettiin myöhemmin pois kandi­daattiaineiden listalta.

Sulfaatti valittiin arvioitavaksi aineeksi korkeiden teollisuuden sulfaattipäästöjen takia ja koska Suomessa ei ole ympäristöviranomaisten puolesta ohjattu millaisia haitattomia sulfaattipitoisuuksia suomalaisen makeanveden ekosysteemit sietäisivät.

5.3.1 Metallien ympäristölaatunormit

Matti Leppänen

Euroopassa krooninen metallialtistus on nähty tärkeimmäksi riskiksi ja ainoastaan vuosikeskiarvoon perustuvia biosaatavia ympäristölaatunormeja on muodostettu metalleille. Akuuteille vasteille ei ole kehitetty eurooppalaisia bioligandimalleja, joten biosaatavia hetkellisiä raja-arvoja ei ole Euroopassa olemassa.

Ympäristölaatunormit ovat yleensä liukoisiin tai kokonaispitoisuuksiin perustuvia. Myös metalleille on riskinarviointiraporteissa muodostettu liukoisia PNEC-ehdotuksia, joten niiden soveltaminen uusien metallien kohdalla Suomessa on täysin mahdollista. Kunkin ehdotuksen kohdalla pitää vain miettiä aineiston laajuutta, arviointikertoimesta paljastuvaa luotettavuutta sekä metallin merkitystä vesistössämme. Vesistöissämme luonnostaankin esiintyvinä aineina metallien taustapitoisuudet voidaan ottaa huomioon mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatunormit (EU:n tekninen ohje no. 38, EC 2019c).

Lähtökohtana metallien uusille laatunormeille, erityisesti vuosikeskiarvoon perustuvalle laatunormille (AA-EQS), pitäisi olla biosaatavaan osuuteen perustuva pitoisuus. Turvalliset liukoiset pitoisuudet ovat hyvin paikkasidonnaisia, koska metallien haitallisuus ilmenee lähinnä vapaan metalli-ionin ja muiden kationien sekä itse bioligandin (eliö) välisten vuorovaikutusten kautta. Siten metallin haitallisuuden vaikuttavat vahvasti veden ominaisuudet.

Biosaatavia pitoisuuksia määritetään bioligandimallien (BLM) avulla, jotka laskevat vapaan metalli-ionin pitoisuuden, joka on vielä haitaton vesieliöille. BLM-mallien kehitystyö vaatii laajaa, erilaisissa vedenlaatuolosuhteissa tehtyä toksisuustestiaineistoa eri lajeilla. Lisäksi BLM-mallien rakentaminen vaatii erityistä asiantuntijuutta. Niinpä harvalle metallille on valmiina BLM-mallia, joka on riittävän kattava vedenlaadun suhteen ja siten käyttökelpoinen biosaatavan ympäristölaatunormin määrittämiseksi.

5.3.2 Hopea

Matti Leppänen, Katri Siimes, Jukka Mehtonen, Juha Karjalainen ja Xiaoxuan Hu

Hopea (CAS 7440-22-4) on jalometalli, jota esiintyy luonnossa erilaisina yhdisteinä. Hopeaa käytetään useissa erilaisissa käyttökohteissa mm. biosidinä.

Käyttö ja päästöt

Hopean REACH:n mukainen rekisteröity määrä EU-alueella on 10 000–100 000 tn/a (ECHA 2023b). Hopeaa ja hopeayhdisteitä arvioidaan parhaillaan biosidiasetuksen (EU) No 528/2012 mukaisesti. Hopeaa sisältäviä biosidituotteita ovat mm. tietyt hygieniatuotteet, juomaveden desinfiointiaineet, desinfiointiaineet elintarvike- ja rehuteollisuudessa ja patogeenien torjumiseen tarkoitetut veden säilytysaineet jäähdytysjärjestelmissä (JRC 2021e). Hopeaa sisältäviä kemikaalituotteita kuuluu useaan biosidivalmisteryhmään (ks. luku 5.6.4).

Hopeaa käytetään joissakin uusiutuvan energian tuotantoon ja käyttöön liittyvissä sovelluksissa kuten aurinkokennoissa ja sähköautoissa (Gregoir & van Acker 2022). Hopeatuotteita ovat mm. korut, aterimet, kolikot, koriste-esineet ja peilit. Hopeaa hyödynnetään laajasti myös mm. pinnoitteissa, sähköjohtimena elektroniikassa, juottamiseen, kemianteollisuudessa katalyyttinä, moottoreissa, palkintomitaleissa ja valokuvaamisessa ([Hopea – Valmistajat.fi](https://www.hopea-valmistajat.fi)).

Hopeaa käytetään lisääntyvässä määrin kuluttajatuotteissa sen antimikrobisen ominaisuutensa vuoksi. Näissä tuotteissa hopea on usein nanomuotoisena. Hopeaa sisältäviä kuluttajatuotteita ovat mm. tekstiilit, puhdistusaineet, maalit, kosmetiikka ja hygieniatuotteet (Vieno & Arjonen 2021). Hopeavettä on markkinoitu kuluttajille virheellisesti terveystuotteena. Tarkkoja käyttömääriä ei tiedetä ja suoraan ympäristöön päätynee vain pieni osa.

Hopeayhdisteillä on seuraavia biosidikäyttökohteita Suomessa: erilaisten materiaalien, pintojen ja käsien desinfiointiaineet sekä veden säilöntä ja puhdistus. Lisäksi hopeayhdisteillä on myös muita käyttökohteita Suomessa, kuten pintakäsittely sekä metallien liitos- ja juotossovellukset (KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 23.9.2022). Biosidivalmisteiden lisäksi hopeaa käytetään myös käsitellyissä esineissä, kuten vaatteissa. Hopeaa sisältävien kemikaalituotteiden valmistus- ja maahantuontimääriä ja niiden jakautumista biosidi- ja muihin käyttöihin ei pystytä tällä hetkellä arvioimaan. Hopealla käsiteltyjen esineiden määrätietoja ei myöskään ole saatavilla (Penttinen 2022b).

Teollisuuden hopean päästöistä pintavesiin Suomessa löytyi hyvin niukasti tietoa muutamilta vuosilta (v. 2012–16 & 2021 päästöt 0–0,05 kg/a; kaksi jätteenkäsittelylaitosta ja yksi kemianteollisuuden laitos) (YLVA-rekisteri, hakupvm 8.6.2022). Euroopan päästö- ja siirtorekisteristä (E-PRTR-rekisteri) ei löytynyt tietoa hopean päästöistä pintavesiin. Tietorekistereiden perusteella emme pystyneet arvioimaan hopean päästötilannetta Suomessa.

Yhdyskuntajätevedeen voi päätyä hopeaa ihmisten virtsan ja ulosteen välityksellä (peräisin mm. juomavedestä, kosmetiikasta, ja amalgaamipaikoista) sekä koruista ja hopeaesineistä. Toimintoja, joista hopeaa voi päätyä viemäriin ovat mm. autopesula, terveyspalvelut, hammashoitolat ja pesulat. Hopeaa voi päätyä yhdyskuntajätevedenpuhdistamolle myös huleveden mukana. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamolla alkuaine hopea ei hajoa tai haihdu, joten sen pitoisuuden pienentyminen (49–71 %) johtuu sitoutumisesta puhdistamolietteeneseen (Vieno & Arjonen 2021).

Vienon ja Arjosen (2021) selvityksen mukaan yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen hopeapäästöt pintavesiin Suomessa ovat 0,8 kg/a. Hopeaa löytyi harvoin puhdistetusta jätevedestä, mutta analyysin määrittämisraja on korkea verrattuna arvioituun PNEC-tasoon (taulukko 32). Hopean riskiosamäärä effluentin suhteen (RQeffluentti eli maksimi-effluenttipitoisuus / PNEC) oli maksimissaan 140 (sovelletut PNECit sisävesi 0,04 µg/l / merivesi 0,86 µg/l), mutta vain tällä yhdellä puhdistamolla ainetta löytyi effluentista. Hopea luokiteltiin ensimmäisen riskiryhmän aineisiin (RQeffluentti > 140). RQeffluentti ei suoraan kerro aineen ympäristöriskistä, koska ympäristöön purettava käsitelty jätevesi yleensä laimentuu vastaanottavaan vesimassaan pienentäen aineen pitoisuutta. RQeffluentti-arvoa voidaan pitää arviona laimentumiskertoimesta eli siitä, kuinka suureen vesimäärään ympäristöön päästettävän jäteveden on vähintään laimennuttava, jotta RQvesistö-arvo olisi < 1 ja riskiä ei katsota aiheutuvan (Vieno & Arjonen 2021). On huomattava, että riskinarvioinnin tulokset riippuvat voimakkaasti siitä, mitä PNEC-arvoa käyttää.

Hopea on monilla kaivoksilla sivutuote, mutta määrät ovat olleet pieniä. Varsinaisia hopeakaivoksia ei Suomessa ole muita kuin Sotkamon vuonna 2019 perustettu Sotkamo Silver Oy:n hopeakaivos, josta tuli Suomen merkittävin hopeantuottaja. Vuonna 2020 hopean kaivostuotanto Suomessa oli suurempaa kuin koskaan aiemmin (55 tn/a), yli nelinkertainen verrattuna vuoteen 2018 (13 tn/a). Suomalaisien metallisulattamojen tuottamaksi hopeamääräksi on vuonna 2020 arvioitu 82 tn/a. Suuri osa hopeasta on peräisin ulkomaisista kaivoksista (Korhonen 2019, Vasara 2021). Kaivosteollisuus ja

metallisulattamat lienevät yhdyskuntajätevedenpuhdistamoja merkittävämpi hopean päästölähde vesistöihin Suomessa, mutta tästä ei löydy mitattua tietoa.

Taulukko 32. Hopean kokonaispitoisuuksia yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen jätevedessä Suomessa (Vieno & Arjonen 2021)

Selvitys	Tuleva jätevesi µg/l	Puhdistettu jätevesi µg/l
17 isoa puhdistamoa	< 2	< 2
1 pieni puhdistamo	11	5,6
PNEC pintavesi	-	sisävedet 0,01 ¹⁾ / 0,022 ²⁾ / 0,04 ³⁾

¹⁾ JRC 2021e: AA-EQS sisävesi & merivesi -ehdotus, HUOM! liukoinen pitoisuus

²⁾ JRC 2021e: MAC-EQS sisävesi -ehdotus, HUOM! liukoinen pitoisuus

³⁾ Vieno & Arjonen 2021

Haitaton pitoisuustaso pintavedessä

Hopea on ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (EC 2022a). EU:n prioriteettiainelistan tarkistuksen yhteydessä Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (JRC) valmisti luonnoksen hopean ympäristölaatunormeiksi ((JRC 2021e), josta terveys- ja ympäristöriskejä sekä kehittymässä olevia riskejä käsittelevä tiedekomitea SCHEER arvioi ja antoi tieteellisen mielipiteensä (SCHEER 2021).

JRC:n laatiman liuenneeseen hopeaan perustuvat EQS-ehdotukset (JRC 2021e) perustuvat VPD:n EQS-johtamisohjeeseen (EC 2018a), minkä myös SCHEER on todennut (SCHEER 2021). SCHEER:n (2021) mukaan JRC:n (JRC 2021e) murtovedelle (saliniteetti 10 ‰) johtama AA-EQS-ehdotus 0,006 µg/l ei ole oikealla tavoin johdettu. Sen sijaan JRC:n meriveden saliniteetille 30 ‰ johtama AA-EQS-ehdotus 0,17 µg/l on validi. Kumpikin suolaisen veden normi perustuu vain muutamaaan testitulokseen, joiden pienimmistä NOEC-arvoista on arviointikertoimen avulla johdettu AA-EQS-ehdotus. Aineistoa ei ole riittävästi, jotta Suomen rannikolle voisi soveltaa JRC:n ehdotuksia. Ehdotusta MAC-EQS-arvoksi merivedelle ei ole voitu johtaa (JRC 2021e, SCHEER 2021).

Tällä hetkellä ei ole menetelmiä määrittää biosaatavan hopean ympäristölaatunormeja sisävesissä, joten laatunormiehdotukset perustuvat liuenneeseen hopeaan. JRC:n sisävesiin tarkoitettu MAC-EQS-ehdotus (0,022 µg/l) perustuu deterministiseen aineiston laskentaan eli joukosta testejä on poimittu luotettava pienin vaikuttava pitoisuus, joka on jaettu arviointikertoimella (AF). Akuuttia toksisuusaineistoa ei ollut riittävästi SSD-laskentaan perustuvaa MAC-EQS-arviota varten (JRC 2021e). Aineistoa ei ole riittävästi arvioimaan luotettavasti hopean lyhytaikaisen altistuksen raja-arvoa (MAC-EQS) sisävesille.

JRC määrittä AA-EQS-arvon sisävesissä (taulukko 33) sekä deterministisellä menetelmällä että SSD-laskennalla. Deterministisessä tavassa viherlevätestin EC10 -arvo (0,1 µg/l) on jaettu arviointikertoimella 10 ja siten saatu PNEC-arvoksi 0,01 µg/l ja SSD-laskennassa HC5-tulos on jaettu viidellä antaen PNEC-tulokseksi 0,012 µg/l.

Arijs ym. (2021) laskivat vain vähän JRC:n aineistosta eroavalla kroonisten toksisuustestien aineistolla HC5- ja PNEC-arvot useammalla eri regressiomallin jakaumalla ja eri AF-kertoimella. Useaa eri jakaumaa testaamalla Arijs ym. saivat JRC:n versiota paremmin aineistoon sovitettua SSD-mallin. Parempaa sovitusta kuvaa se, että mallin HC5-arvon luottamusvälit olivat pienemmät kuin JRC:n käyttämässä ETX-mallissa (JRC 2021e). Toisaalta Arijs ym. (2021) valitsivat AF-kertoimeksi 3, jonka avulla johdettu PNEC (0,039 µg/l), oli hieman suurempi kuin JRC:n ehdotuksessa. Tämä arvio on valittu hopean rekisteröintidokumentissa pyöristetyksi REACH rekisteröintiaineistossa PNEC arvoksi (0,04 µg/l; ECHA 2023b).

Arijs ym. (2021) eivät ilmoittaneet kaikkien jakaumamalliensa tilastollisia tunnuslukuja ja AF-arviointikertoimen valinnassa voitaisiin helposti päätyä toisenlaiseen numeroon. AA-EQS-valinta on siis käytöksissä käytettyyn aineistoon, malliin ja AF-kertoimeen, minkä takia Syke pyysi Jyväskylän yliopiston tutkijoita laskemaan sekä JRC:n että Arijs ym. tutkijaryhmän aineistoilla uudet HC5 -arvot. Aineistojen SSD-mallinnukseen käytettiin R-ohjelmiston ssdtools-työkalua (Thorley & Schwarz 2021) ja sen mallivaihtoehtoista valittiin parhaiten aineistoon sopivimmat mallit (Inlogis, Inorm, Igumbel). Sopivuutta arvioitiin sovituksen hyvyyttä kuvaavien AIC_c -arvojen avulla. Mallien keskinäiseen sopivuuteen perustuvien painotettujen kertoimien avulla laskettiin keskiarvoistetut HC5-arvot ja niiden 95 % luottamusvälit (taulukko 33). Painotettujen mallien keskiarvoa suositellaan SSD-mallituksessa (Fox ym. 2021). Turvakertoimen (AF) valinnassa pyrittiin löytämään tilastotieteeseen ja EU-ohjeistukseen perustuva tapa, jossa tavoitteena on suojella vähintään 95 % lajeista. Lasketut HC-arvot jaettiin eri turvakerronvaihtoehtoilla ja laskettiin se lajien prosenttiosuus, jossa täten saatu hopeapitoisuus voi aiheuttaa haittavaikutuksia. Koska tavoitteena on suojella vähintään 95 % lajeista, turvakertoimen avulla laskettu lajiprosentti ei saa ylittää 5 prosenttia. Tämä varmistetaan valitsemalla turvakerron-lajiprosenttiyhdistelmä, jonka lajiprosentti lisättynä 95 % luottamusvälillä ei yllä 5 % vaikutustasolle. Tämä valinta toteutui AF-kertoimella 3, pienemmällä kertoimella todennäköisyys 5 % vaikutustason ylitykseen olisi olemassa. Menetelmällä pyritään hallitsemaan toksisuustestiaineistossa olevaa epävarmuutta sekä varmistamaan 95 % suojelusäännön toteutuminen. Aineistot eivät eroa merkitsevästi toisistaan ja krooniseksi PNEC-arvoksi ehdotetaan AF-kertoimella 3 sovitettu liukoisen hopean pitoisuus 0,04 µg/l (pyöristetty arvo).

Taulukko 33. JRC:n (2021e) ja Arijs ym. (2021) ehdotukset hopean krooniseksi PNEC-arvoksi sisävesissä sekä Jyväskylän yliopiston (JY) uudelleenlaskemat krooniset HC5- ja PNEC-arvot edellä mainittujen lähteiden ekotoksisuusaineistojen perusteella

Aineisto	HC5 µg/l	HC5:n 95 %:n luottamusväli µg/l	AF	PNEC, krooninen µg/l	Lajien %-osuus, joita PNEC ei suojele (95 %:n luottamus- väli)
JRC:n deterministinen ehdotus (JRC 2021e)	herkin testi: EC10 = 0,1 µg/l		10	0,01	
JRC SSD-ehdotus (JRC 2021e)	0,06		5	0,012	
Arijs ym. 2021	0,117		3	0,039	
JY:n arvio –JRC 2021e datalla	0,108	0,054–0,278	3	0,036	0,64 % (0,016–3,140 %)
JY:n arvio – Arijs ym. 2021 datalla	0,112	0,057–0,269	3	0,037	0,60 % (0,022–2,930 %)

Esiintyminen pintavedessä

Ympäristöhallinnon VESLA-tietojärjestelmässä on liukoisen (suodatettu 0,45 µm kalvosuodattimella ennen analyysijä) hopean analyysituloksia yhteensä 656 kpl vuosilta 2010–2022. Näistä kuitenkin noin puolet on sellaisia, joissa hopeaa ei havaittu. Nämä tulokset eivät indikoi laatunormin ylittymistä tai alittumista, koska määrittäysraja oli suurempi kuin aineen krooninen PNEC-arvo sisävesille (0,04 µg/l). Näitä tuloksia ei otettu huomioon riskitarkastelussa (taulukko 34).

Kaikki järvinäytteet, joista liukoista hopeaa oli havaittu, olivat kaivosten vaikutuspiirissä (Kainuussa ja Lapissa). Puronäytteistä liukoista hopeaa havaittiin 2/70 näytteestä (suurin 0,045 µg/l, määrittäysrajat

0,01–5 µg/l) ja havainnot ovat kaivosten alapuoliselta alueelta Lapista ja kaatopaikan alapuolisesta ojasta.

Jokivesissä ja lammissa liukoista hopeaa ei ole havaittu yhdestäkään näytteestä (2010–2021 VESLA-aineisto). Määrittäysrajaa (0,01–1,0 µg/l) oli riittävän pieni vain osassa näytteitä.

Pintavesien hopeapitoisuus on ylittänyt vuosikeskiarvolle ehdotetun ympäristölaatunormin muutamalla paikalla ainakin hetkellisesti, mutta valintakriteerinä käytettyä RQ95 > 0,5 ei ole täyttynyt, kun ojiksi luokiteltuja paikkoja ei oteta huomioon (EQS-arvoa ei sovelleta niihin).

FOREGS (Forum of European Geological Surveys) -aineiston mukaan alhaiset (keskiarvo 0,0019 µg/l, vaihteluväli 0,001–0,014 µg/l ja mediaani 0,001 µg/l, n = 65) (esim. Salminen 2005). VESLA-tietokannan vuosina 2010–2022 mitatut pitoisuudet ovat olleet suurempia kuin taustapitoisuuksia kuvaavassa FOREGS-puroaineistossa.

Taulukko 34. Mitatut hopean liukoiset pitoisuudet ja risksuhteet (RQ) pintavesissä vuosina 2010–2022 (VESLA-tietokanta). Tarkasteluun otettiin vain suodatetut näytteet. Jos hopean pitoisuus oli määrittäysrajaa pienempi, käytettiin 95. prosenttipisteen määrittäyksessä määrittäysrajan puolikasta, jos määrittäysraja oli pienempi kuin luotettavaksi arvioitu krooninen 0,04 µg/l – ja jos määrittäysraja oli sitä suurempi, jätettiin tulos huomioimatta.

Ympäristötyyppi	hav./n	pitoisuus vaihteluväli µg/l	pitoisuus 95. %-piste µg/l	pitoisuus 95. %-pisteen RQ	valintakriteeri RQ95 > 0,5 (ks. luku 3.2)
joet ja puot	2 / 224	< 0,01–0,045	0,01	0,25	ei täyty
järvet ja lammet	9 / 81	< 0,01–0,29	0,01	0,25	ei täyty, mutta aineisto pieni; yksittäisillä paikoilla RQ > 1
ojat ja norot	5 / 18	< 0,02–1,8	ei voi laskea, koska n < 20, joten käytetty maksimiarvoa 1,8	45	kriteeri täyttyisi, mutta EQS-arvoa ei sovelleta ojiin ja noroihin

Ehdotus

Hopean pitoisuuksia mahdollisilla riskialueilla kuten kaivosten ja yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden jätevesistä ja erityisesti niiden kuormittamista pintavesistä ja sekä tausta- tai referenssialueilta tulee kartoittaa, jotta voidaan arvioida hopean riskejä pintavesille Suomessa ja mahdollista tarvetta sen lisäämiseksi vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen 1022/2006 liitteen 1D. Ehdotamme myös hopean vesistöjen riskinarvioinnin ja tila-arvion tueksi luvussa 5.3.2.2 luotettavaksi arvioitua kroonisen altistuksen liukoisen pitoisuuden PNEC-arvoa 0,04 µg/l sisävesille. Tällä hetkellä ei ole mahdollista esittää hopealle kroonista tai akuuttia PNEC-arvoa Itämeren murtovesiolosuhteisiin.

Kartoituksessa tulee käyttää laadukasta hopea-analytiikkaa, jolla pystytään mittaamaan kroonisen PNEC-arvon alittavia pitoisuuksia ja joka mielellään vastaa asetuksen 1022/2006 liitteen 3 vaatimuksia. Tällä hetkellä liukoisen pitoisuuden PNEC-tasolla 0,04 µg/l asetuksen 1022/2006 mukainen määrittäysrajavaatimus olisi 30 % ympäristölaatunormista eli 0,012 µg/l ja laajennettu mittaasepävarmuus laatunormin tasolla saisi olla enintään 50 %. Ainakin Syken laboratorioanalytiikka täyttää tällä hetkellä nämä vaatimukset.

Hopean akuuttien ja kroonisen vaikutusten ympäristölaatuunormeja merivedelle ja akuuttien vaikutusten ympäristölaatuunormia sisävesille tulee kehittää ja tähän tarvittavaa ekotoksisuustestiaineistoa tulee hankkia esimerkiksi Syken ja Jyväskylän yliopiston yhteistyönä kuten on tehty tässä suunnitelmassa.

5.3.3 Alumiini

Katri Siimes, Matti Leppänen, Jukka Mehtonen, Peter Österholm ja Miriam Nystrand

Alumiini on hapen ja piin jälkeen kolmanneksi yleisin maankuoressa esiintyvä alkuaine. Alumiinin haitallisuuteen ja esiintymismuotoon vaikuttaa erityisesti veden happamuus. Suomessa alumiini on tunnistettu ongelmaksi erityisesti happamien sulfaattimaiden alueilla. Lisäksi korkeita pitoisuuksia on mitattu kaivosten alapuolisista vesistä.

Käyttö

Alumiinin malmipohjaista valmistusta ei ole Suomessa, vaan kaikki tuodaan suoraan tai välillisesti valmiina alumiinituotteina sekä muokkaamattomana alumiinina tai romuna. Alumiinia ja alumiiniseoksia valmistetaan Suomessa romuraaka-aineesta harkoiksi, joita käytetään mm. raaka-aineina alumiini- ja seosvalimoissa (Seppälä ym. 2000). Alumiini on kevyttä, mutta vahvaa ja jäykkää, minkä takia sitä käytetään kuljetusvälineissä kuten laivoissa, junissa, lentokoneissa ja autoissa sekä taloissa ja silloissa. Alumiinin tärkeimmät käyttöalueet Suomessa ovat rakennus-, ajoneuvo- ja muu kuljetusvälineteollisuus, koneenrakennus-, pakkaus- sekä sähkö- ja elektroniikkateollisuus (Janhunen 2004). Polyalumiinikloridia ja alumiinisulfaattia käytetään pintaveden puhdistamiseksi juomavedeksi sekä erilaisten jätevesien puhdistamisessa (Vilpanen ym. 2022). Rehevöityneen järven sisäistä kuormitusta voidaan vähentää saostamalla fosforia kemiallisilla yhdisteillä kuten alumiinikloridilla (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010).

Huuhtoumat happamilta sulfaattimailta

Suomessa on Euroopan suurimmat happamien sulfaattimaiden alueet (esim. Yli-Halla 2022). Hapettomassa tilassa pohjaveden pinnan alapuolella happamat sulfaattimaat eivät aiheuta haittaa ympäristölle, mutta maan kuivumisen yhteydessä maaperän sulfidiyhdisteet hapettuvat ja muodostuu voimakasta rikkihappoa, jonka vuoksi maan pH-arvo laskee alle 4 (Nordmyr ym. 2006, Österholm & Åström 2004, Yli-Halla 2022). Happamuuden johdosta alumiini ja monet muut metallit kuten sinkki ja kupari liukenevat maan huokosveteen ja huuhtoutuvat sieltä edelleen pintavesiin valuntaa aiheuttavien sateiden ja lumensulamisvesien yhteydessä.

Happamat sulfaattimaat ovat pintavesien suuri alumiinikuormittaja. Maanviljelysmaan pinta-alakohdaiset metallihuuhtoumat tiedetään melko tarkkaan. Alumiinille huuhtouma on suuruusluokkaa 5 tn/km²/a (4,5–5,4 tn/km²/a; Österholm & Åström 2004). GTK:n koordinoiman kartoituksen perusteella sulfaattimaiden pinta-alan arvioidaan olevan noin 10 000 km² (Edén ym. 2022). Tähän pinta-alaan sisältyy myös alueita, jotka ovat karkearakeisia sulfaattimaita ja vähemmän ojitettuja sulfaattimaita, joista huuhtoutuminen on merkittävästi pienempää. Siksi on realistisempaa käyttää sulfaattimaiden pinta-alana 5 000 km². Jos käyttää alumiinin pinta-alaspesifisenä huuhtoumana 5 tn/km²/a ja happamien sulfaattimaiden pinta-alana 5 000 km², olisi alumiinihuuhtoutuma sulfaattimailta pintavesiin noin 25 000 tonnia vuodessa. Aiemmin Sundström ym. (2002) arvioivat huuhtoutuvaksi määräksi noin 10 000 tn Al/a, mutta tällöin pinta-alaksi oli oletettu vain 2 100 km².

Happamien sulfaattimaiden huuhtoumat voivat nousta tulevaisuudessa erityisesti talviaikaan lisääntyneestä sadannasta johtuen (Saarinen ym. 2010). Toisaalta happamien sulfaattimaiden happamien valuntojen ja metallipäästöjen on arvioitu jollakin aikavälillä vähentyvän (aikaisempia arvioita nopeammin), koska maaperän happamuus vähentyy. Mutta siihen, että happamuus ja metallipitoisuudet eivät enää aiheuta haittoja vesiympäristölle, vie paljon aikaa, jos ei ympäristöystävällisempiä maan kuivatus menetelmiä oteta tarpeeksi laajasti käyttöön (Österholm & Åström 2004). Viimeisen kymmenen vuoden aikana on ollut viitteitä, että metallipitoisuudet olisivat laskemassa Pohjanmaalla, mutta on vielä liian aikaista vetää johtopäätöstä, onko tämä pidempi trendi (Österholm 2023). Lisätietoa happamista sulfaattimaista on esitetty luvussa 5.6.3.

Pistemäiset päästöt

Teollisuuden alumiinipäästöt pintavesiin Suomessa ovat olleet vuosina 2005–2020 39–101 tn/a (YLVA-rekisteri, hakupvm 19.12.2022). Metsäteollisuuden osuus teollisuuden kokonaispäästöistä pintavesiin on vuosina 2017–2020 ollut 78–93 % ja päästöt ovat aiheutuneet lähes täysin yhdeltä kemiallisen puunjalostusteollisuuden laitokselta (taulukko 35). Kyseisen kemiallisen metsäteollisuuden laitoksen päästöt aiheutuvat pääosin jätevedenpuhdistamon kemiallisessa saostuksessa käytetystä alumiinisulfaattista. Osa alumiinista sitoutuu puhdistamolietteen ja osa päätyy puhdistetun jäteveden kautta pintavesiin (Monto 2023).

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden alumiinipäästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (YLVA-rekisteri, hakupvm 19.12.2022). On selvää, että alumiiniyhdisteitä käytetään suurina määrinä jätevedenpuhdistamoilla kemiallisessa saostuksessa, ja osa päätyy puhdistetun jäteveden kautta pintavesiin. Teollisuus on merkittävästi pienempi alumiinin päästölähde kuin happamien sulfaattimaiden huuhtouma. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden ja osin teollisuuden alumiinipäästöt lienevät pääsääntöisesti olevan vähemmän myrkyllisessä muodossa kuin sulfaattimailta huuhtoutuva hapan alumiinikuormitus.

Taulukko 35. Teollisuusalaakohtaiset alumiinin päästöt pintavesiin Suomessa vuosina 2017–2020 ja päästöjä raportoineiden laitosten lukumäärä (YLVA-rekisteri, hakupvm 19.12.2022)

Teollisuusala	päästöt tn a ⁻¹ / laitosten lkm			
	2017	2018	2019	2020
Energiantuotanto	0,4 / 4	0,4 / 4	3,3 / 4	3,7 / 4
Jätteenkäsittely	0,2 / 6	0,2 / 6	0,3 / 6	0,4 / 7
Kaivosteollisuus	1,5 / 8	0,8 / 8	0,9 / 8	2,3 / 8
Kemianteollisuus	12,8 / 4	5,1 / 3	4,8 / 3	4,2 / 3
Metsäteollisuus	53,7* / 2	87,0* / 2	91,4* / 2	78,0* / 2
Metalliteollisuus	0,1 / 6	0,3 / 8	0,3 / 7	0,1 / 7
Nahkateollisuus	0,03 / 1	0 / 0	0,04 / 1	0,02 / 1
Yhteensä	69 / 31	94 / 31	101 / 31	89 / 32

* Stora Enso Oyj, Imatran tehtaat vastaa lähes kaikesta metsäteollisuuden päästöistä, tietoja muiden kemiallisen puunjalostuslaitosten Al-päästöistä ei löytynyt, mutta johtunee siitä, että jätevedestä ei ole mitattu alumiinia.

Haitaton pitoisuustaso pintavedessä

Alumiini (Al) on eliöille tarpeeton metalli eli sillä ei ole hivenaineen roolia tai muutakaan biologista merkitystä. Luonnontautaa suurempina määrinä se voi olla huomattavan haitallinen. Tunnetuin kohde on kalojen kidukset, joihin Al voi sitoutua ja haitata nestetasapainon säätelyä ja hengitystä. Samat oireet on havaittu myös selkärangattomilla eli erilaiset hengitysepiteelin ioninvaihtomekanismit häiriintyvät. Toisin kuin muilla metalleilla myös muu kuin vapaa, ionimuodossa oleva alumiini on haitallista; liuenneet hydroksi-muodotkin ovat myrkyllisiä.

Alumiinia ja sen haitallisuutta on tutkittu runsaasti muutama vuosikymmen sitten kun ympäristön happamoituminen oli ongelma ns. happosateiden takia (katso esim. Gensemer ja Playle 1999). Alumiinin eri esiintymismuotojen kemia luonnonvesissä on varsin monimutkaista ja alumiini muodostaa erilaisia epäorgaanisia ja orgaanisia yhdisteitä muiden ionien ja liunneen orgaanisen hiilen kanssa. Veden laatu vaikuttaa ratkaisevasti alumiinin haitallisuuteen ja sen on todettu olevan haitallisimmillaan happamissa ja emäksisissä olosuhteissa. Neutraalissa vedessä alumiini on vähiten haitallinen.

Tärkeimmät alumiinin jakautumiseen vaikuttavat vedenlaatutekijät ovat samat kuin muillakin metalleilla eli pH, kovuus ja liennut orgaaninen hiili (DOC). Alumiinimuotojen liukenevuuteen vaikuttaa pH ja hiileen sitoutumiseen fulvo- ja humushapot. Veden kovuutta ilmentävät ionit (kalsium, magnesium, karbonaatit) kilpailevat sitoutumisesta eliöön ja vähentävät haitallisuutta. Alumiininkin ympäristöriskin arvioinnissa on huomioitava veden laatu ja siten yksittäistä kokonaispitoisuuteen tai liunneeseen pitoisuuteen perustuvaa laatunormia, joka olisi pätevä kaikissa olosuhteissa, ei voida antaa.

Toistaiseksi EU alueelle ei ole luotu alumiinille ympäristölaatunormia, mutta Yhdysvalloissa alumiinin haitallisuuteen on kiinnitetty huomiota jo 1980-luvulla, jolloin annettiin ensimmäinen veden laatua kuvaava alumiinikriteeri. Veden laadun vaikutuksen huomioiva bioligandimalli julkaistiin 2018 (Santore ym. 2018) sekä monimuuttujaregressioon (MLR-mallit) perustuvat haitattomia pitoisuuksia ennustavat mallit samana vuonna (DeForest ym. 2018). Yhdysvaltain ympäristönsuojelutoimisto (US EPA) on julkaissut DeForest ym. (2018) työhön perustuvat uudet alumiinin veden laadun kriteerit (Ambient Water Quality Criteria) (US EPA 2018) akuutille ja krooniselle altistukselle, joissa hyödynnetään regressiomalleja. MLR-regressiomallit ovat hieman yksinkertaisempia kuin BLM-mallit mutta ennustavat riittävän tarkasti alumiinin biosaatavuutta ja siten haitallisuutta eri olosuhteissa.

Mallien taustalla on laaja akuutti ja krooninen toksisuustestiaineisto, joka vastaa EU EQS-johtamisohjeen (EC 2018a) vaatimuksia ja siten EU-alueella asetettuja ympäristölaatuormeja. Aineistoa ei ollut riittävästi meri- ja jokisuistojen eliöstöstä ja niille ei suojelevia pitoisuuksia voitu arvioida. Yhdysvaltalaisen kriteerien muodostaminen poikkeaa hieman EU tyylistä. Akuutin kriteerin (Criterion Maximum Concentration, CMC) laskemisessa on regressioaineistossa käytetty EC50 tai LC50 arvoja ja neljän herkkimmän eliösuvun vasteita, jotta kriteeri olisi lähempänä aineiston 5. prosenttipistettä (HC5 eurooppalaisessa aineistossa). Laskettu arvo (Final Acute Value, FAV) on jaettu kahdella, jotta se suojelisi paremmin kaikkia sukujen lajeja (AF turvakerroin eurooppalaisessa aineistossa). Kroonisen kriteerin (Criterion Continuous Concentration, CCC) muodostaminen oli akuutin kaltainen paitsi regressiotulosta ei jaettu kahdella. Kroonisesta aineistosta on valittu EC20 vastetaso, joka eroaa useimmiten kontrollista, toisin kuin EC5 (HC5). Se poikkeaa eurooppalaisesta käytännöstä, jossa PNEC arvo on joko HC5-arvo suoraan tai se jaettuna turvakertoimella (AF). US EPA:n tulkinta on kuitenkin se, että laskettu kriteeri (CCC) suojelee 95 % populaatioista pitkäaikaisessa altistuksessa (US EPA 2018).

Alumiinin toksisuustestejä on tehty pääasiassa vesityypeissä, jotka eivät vastaa kovin hyvin suomalaisia vesiä ja mallien validaatorajat ovat muotoutuneet sen mukaisesti. Mallien suomalaisittain hieman rajoittuneen toiminta-alueen (pH 6–8,7, CaCO₃ kovuus 9,8–428 mg/l, DOC 0,08–12,3 mg/l) avulla

saa kuitenkin hyvän käsityksen miten veden ominaisuudet vaikuttavat alumiinin haitallisuuteen ja millaisia ovat turvalliset pitoisuudet. US EPA (2018) on julkaissut excel-perusteisen mallin, jolla voi laskea sekä akuutit ja krooniset haitattomat pitoisuudet erilaisissa veden laatuolosuhteissa ([Aquatic Life Criteria - Aluminum | US EPA](#)). Esimerkiksi, mallin mukaan turvallinen krooninen kriteeri olisi 440 µg/l olosuhteissa, joissa pH on 6, CaCO₃ kovuus 40 mg/l ja DOC 10 mg/l. Käyttäjä voi laskea pitoisuuksia myös pH ja kovuusalueilla, jotka ovat alle mallin validaatioarvojen, mutta tällöin tulokset ovat epävarmempia. Liuenneen hiilen suhteen voidaan myös käyttää 12,3 mg/l ylittäviä havaintoja mutta sillä ei ole vaikutusta mallin laskentaan ja tuloksiin vaikka kasvava hiilenmäärä sitoo alumiinia, jolloin suuremmat alumiinin kokonaispitoisuudet ovat haitattomia.

Muista metalleista poiketen kaikki toksisuustestit on tehty kokonaispitoisuuksina ja mallien tulokset ovat siten myös kokonaispitoisuuksia. Joissakin riskinarviointitapauksissa tämä voi aiheuttaa epävarmuutta veden savi- ja muiden hiukkasten sisältämän sitoutuneen alumiinin merkityksestä ja silloin on oltava selvillä paikkakohtaisesta vedenlaadusta (savisameat joet ja happamien sulfaattimaiden joet) ja sen vaikutuksesta alumiinin käyttäytymiseen.

Veden happamuus (pH) on merkittävin tekijä alumiinin haitallisuudessa ja alle pH kuudessa haitallisuus lisääntyy voimakkaasti alumiinin liukoisuuden lisääntyessä. Suomalaiset pehmeät vedet tarjoavat myös vähän biokertyvyydestä kilpailevia kationeja, joka edesauttaa alumiinin haitallisuutta. Olosuhteet ovat tyypillisiä happamien sulfaattimaiden aiheuttamille lyhytaikaisille happamille pulseille ja vedenlaadultaan kattavampi malli olisi tarpeen.

Australiassa on myös muodostettu vedenlaadun arviointiin alumiinipitoisuudet olosuhteisiin, joissa pH on joko yli 6,5 tai alle 6,5 (ANZECC & ARMCANZ 2000). He käyttävät ns. kynnysarvoja ja alumiinin osalta ne kuuluvat joko ”kohtalaisen luotettavan” (moderate reliability) (> pH 6,5) tai ”heikon luotettavuuden” (low reliability) (< pH 6,5) arvojen ryhmään koska laskemiseen on käytetty akuuttien, lyhytaikaisten toksisuustestien arvoja sekä akuutti-krooninen suhdelukua (ACR) tai turvakeroa (AF). Yli pH 6,5 kynnysarvo on 55 µg/l ja alle pH 6,5 0,8 µg/l. Toksisuustestiaineistoa on ollut saatavilla melko vähän ja isoja kertoimia on käytetty arvojen muodostamiseen. Aineiston puutteiden lisäksi se ei huomio vedenlaatua mikä on nykyaikaisen ja luotettavan metallien riskinarvioinnin lähtökohta.

Nykytila luokittelussa – veden happamuus ekologisen tilan luokittelutekijä eräillä pintavesityypeillä

Maaperästä tuleva happamuus ja metallihuuhtouma vaikuttavat sekä jokivesien ekologiseen että kemialliseen tilaan. Happamilta sulfaattimailta pääsevät happamuus- ja metallipulssit huomioidaan nykyisessä vesien ekologisessa ja kemiallisessa luokittelussa, mutta ei tyypittelyssä.

Ekologisen tilan luokittelussa happamuuden minimiarvolle on määritetty luokkarajat jokivesille saarialueiden jokia lukuun ottamatta. Ekologisen luokittelun hyvän ja tyydyttävän tilan välinen raja vaihtelee pH 5,4 ja pH 5,6 välillä pintavesityypistä riippuen (taulukko 36, Aroviita ym. 2019). Happamimmat vedet ovat pieniä turvealueiden jokivesiä, joihin päätyy suoalueilta happamia vesiä, mutta ei vastaavia metallipulsseja kuin sulfaattimailta.

Kemiallisen tilan puolella happamien sulfaattimaiden vaikutukset pintavesiin tulevat näkyviin kadmiumin ja nikkelin laatunormien ylityksinä. Koska alumiini mielletään happamien sulfaattimaiden vesisä muita metalleja suuremmaksi ongelmaksi, olisi mielekäästä määrittää biosaatavalle alumiinille oma ympäristölaatunorminsa.

Taulukko 36. Jokivesien ekologisen tilan luokittelussa käytettävät luokkarajat pH-minimille (Aroviita ym. 2019)

Pintavesityyppi*	Vertailuolot	Erinomainen/ Hyvä	Hyvä/ Tyydyttävä	Tyydyttävä/ Välttävä	Välttävä/ Huono
Pt	> 5,6	5,6	5,4	5	4,8
St, Est, Sk, Esk	> 5,7	5,7	5,5	5	4,8
Kk & Pk	> 5,8	5,8	5,6	5,1	4,9
Muut pintavesityypit	pH:ta ei huomioida				

* Pt, St, Est eli pienet, suuret ja erittäin suuret turvealueiden joet; Pk, Kk, Sk ja Esk eli pienet, keskiuuret, suuret ja erittäin suuret kangasmaiden joet.

Esiintyminen pintavedessä

Alumiinia esiintyy kaikissa luonnonvesissä, mutta pitoisuustasot ja esiintymismuodot vaihtelevat merkittävästi. Alumiinia on mitattu lukuisista vesimuodostumista, mutta vain harvoilta paikoilta on tiheitä aikasarjoja. Harva näytteenotto ei välttämättä osu esimerkiksi happamilta sulfaattimailta lähtevien pulssimaisten päästöjen ajankohtaan. Taulukoissa 37a–c on esitetty yhteenvetoa alumiinipitoisuuksista suomalaisissa pintavesissä vuosina 2010–2020.

Alumiinin vesiliukoisuuteen ja haitallisuuteen vaikuttaa happamuus (esim. Gensemer & Playle 1999). Haitallisuus kasvaa neutraalilta pH-alueelta sekä happamaan että emäksiseen suuntaan. Alumiinin haitallisuus Suomen luonnonvesissä kytkeytyy happamiin olosuhteisiin. Happamissa oloissa alumiinin ioniset muodot yleistyvät, liukoisuus kasvaa ja myrkyllisyys kasvaa merkittävästi. Kun pH laskee, alumiinista yhä suurempi osuus esiintyy vedessä erittäin myrkyllisessä Al^{3+} muodossa. Lisäksi myös suomalaisista pintavesistä mitattu alumiinin kokonaispitoisuus vaikuttaa korreloivan negatiivisesti happamuuden kanssa (kuva 37).

Taulukko 37a. Alumiinipitoisuus joki- ja purovedessä 2010–2020 (VESLA-järjestelmä). Alumiini on määritetty eri menetelmillä, joita ei ole taulukossa eroteltu. Alustavasti on arvioitu, että haitaton pitoisuus olisi 440 µg/l, kun pH on 6, $CaCO_3$ kovuus 40 mg/l ja DOC 10 mg/l, ja tätä happamammassa haitaton pitoisuus olisi alempi (US-EPA malli).

VHA	pH					Al-suodatettu µg/l					Al-suodattamaton µg/l				
	n	min.	5.%	maks.	md	n	min.	maks.	95.%	md	n	min.	maks.	95.%	md
1	2 964	3,9	4,4	8,0	6,2	352	21	16 000	817	210	1 664	7	17 400	690	190
2	4 727	5,1	6,2	8,8	7,1	162	3	1 500	162	120	2 359	8	9 100	2 000	270
3	5 137	3,8	4,7	8,5	6,7	131	19	22 900	8 600	747	3 097	13	23 000	3 900	740
4	3 088	3,4	5,5	12,0	6,5	565	10	40 700	494	180	2 357	16	135 000	961	250
5	3 939	3,3	6,3	8,9	7,2	8	13	60	-	19	2 539	2	420	150	26
6	379	5,7	6,6	7,9	7,1	1	64	64	-	64	284	8	1 500	180	39
7	1 130	4,0	6,8	8,2	7,2	294	5	101	67	17	962	5	1 150	95	20
yht.	21 364	3,3	5,2	12,0	6,9	1 513	3	40 700	1 019	160	13 262	2	135 000	1 938	186

Taulukko 37b. Alumiinipitoisuus järvivedessä 2010–2020 (VESLA-järjestelmä). Alumiini on määritetty eri menetelmillä, joita ei ole taulukossa eroteltu. Alustavasti on arvioitu, että haitaton pitoisuus olisi 440 µg/l, kun pH on 6, CaCO₃ kovuus 40 mg/l ja DOC 10 mg/l, ja tätä happamammassa haitaton pitoisuus olisi alempi (US-EPA malli).

VHA	pH				Al-suodatettu µg/l					Al-suodattamaton µg/l				
	n	min.	maks.	md	n	min	maks.	95.%.	md	n	min	maks.	95.%.	md
1	4 355	3,5	9,3	6,4	926	11	1 800	320	160	2 186	5	72 500	330	130
2	2 945	4,9	8,9	6,8	24	4	81	81	15	1 271	8	2 500	294	72
3	6 300	4,3	10,2	6,7	464	20	5 400	2 475	300	3 092	6	8 400	1 500	250
4	3 786	3,4	8,6	6,5	1 097	11	260 000	140 000	130	2 359	5	380 000	970	110
5	586	4,7	8,1	6,7				-		340	5	210	86	15
6	110	6,2	7,2	6,9				-		32	23	96	92	69
7	428	4,6	7,4	6,9				-		147	6	31	29	19
yht.	18 510	3,4	10,2	6,6	2 511	4	260 000		160	9 427	5	380 000	756	120

Taulukko 37c. Alumiinipitoisuus sisäsaariston merivedessä 2010–2020 (VESLA-järjestelmä).

Alumiini on määritetty eri menetelmillä, joita ei ole taulukossa eroteltu.

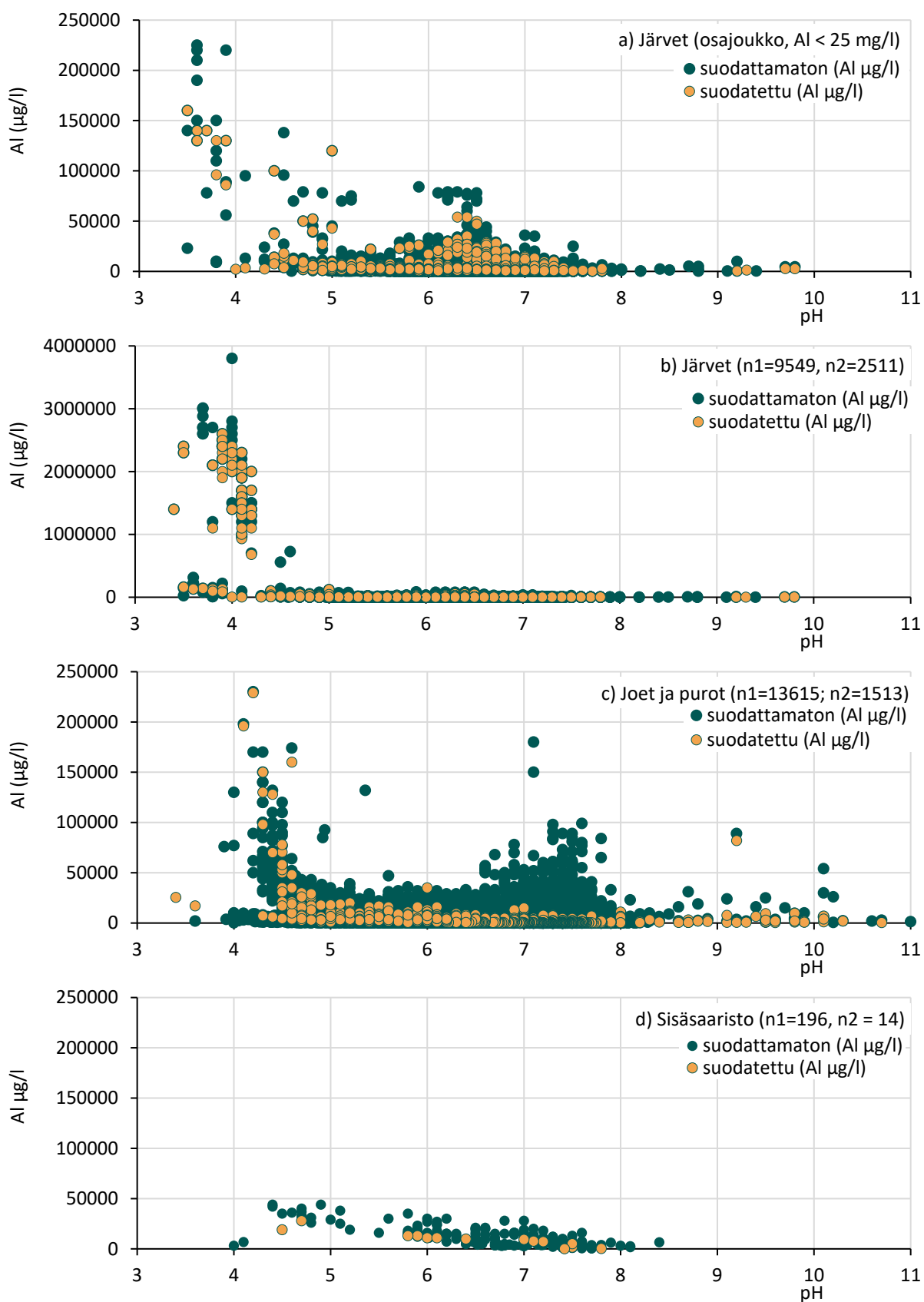
VHA	pH				Al-suodatettu µg/l					Al-suodattamaton µg/l				
	n	min.	maks.	md	n	min.	maks.	95.%.	md	n	min.	maks.	95.%.	md
2	12	7,3	7,8	7,5	2	11	29	-	20	2	1 300	1 600	-	1 450
3	868	4,0	8,4	6,8	12	160	2 800	-	1 045	194	38	4 400	3 350	930
yht.	880	4,0	8,4	6,8	14	11	2 800	-	965	196	38	4 400		935

Korkeimpia alumiinipitoisuuksia on mitattu kaivosten alapuolisissa vesissä olevilta näytepaikoilta, joita ei ole tunnistettu vesimuodostumiksi kuten Tuhkajoen ja Kivijoen valuma-alueella Kainuussa (taulukko 38). Vesimuodostumista suurimmat Al-pitoisuudet on mitattu happamien sulfaattimaiden jokivesistä. Lisäksi muutamia korkeita pitoisuuksia on mitattu savialueiden jokivesistä, mutta tällöin alumiini ei luultavasti ole ollut niin haitallisessa muodossa ja vain pieni osa siitä on ollut liukoisessa muodossa (taulukko 38).

Taulukko 38. Näytteenottopaikat, joissa joko liukoisen tai suodattamattoman alumiinin pitoisuus on ainakin hetkellisesti ollut hyvin suuri.

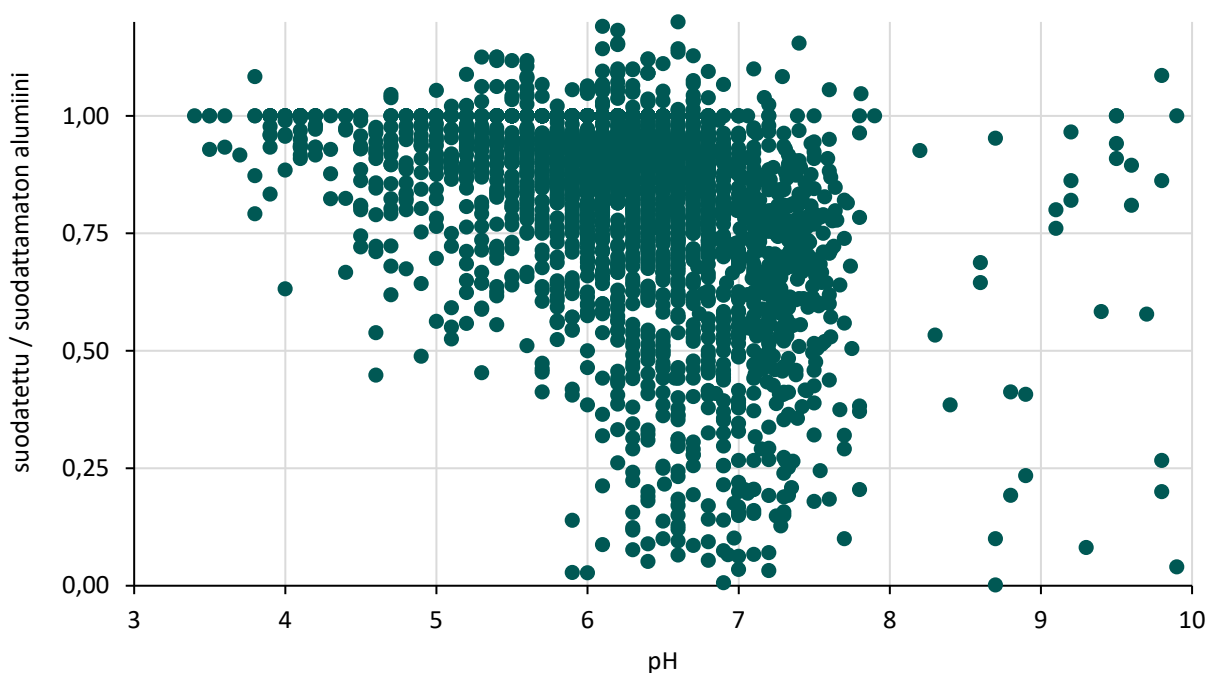
Huom. pitoisuudet mg/l -yksikössä. VHA=vesienhoitoalue, Paine; K=kaivosvaikutteiset, HS=happamat sulfaattimaat, S=savimaat.

VHA	Vesistöalue	Paikka	Paine	Al-suodatettu mg/l				Al-suodattamaton mg/l				pH			TOC mg/l
				n	min.	maks.	md	n	min.	maks.	md	n	min.	md	
4	Tuhkajoen va	Härkäpuro 1	K	28	0,03	8,2	0,2	38	0,1	18	0,5	38	4,9	9,2	5
4	Tuhkajoen va	Kalliojärvi	K	144	0,01	16	0,3	158	0	21	0,3	211	3,5	5,9	17
4	Tuhkajoen va	Salminen	K	119	0,03	260	130	123	0,2	380	140	193	3,4	4,9	18
4	Tuhkajoen va	Salmisenpuro 1	K	43	0,09	41	0,3	45	0,2	135	0,4	45	4,1	6,0	15
1	Kivijoen va	Lumijoki 4	K	99	0,03	16	0,2	104	0	17	0,2	136	4,6	6,5	21
1	Kivijoen va	Lumijärvi	K	23	0,06	0,4	0,2	39	0,1	31	0,3	40	3,5	5,5	29
1	Kivijoen va	Ylä-Lumijärvi	K	37	0,03	1,8	0,2	55	0,1	72	0,5	75	3,7	6,5	11
3	Kimo ån a	Vt 8 silta Oravainen	HS	3	0,1	1,9	1,9	22	0,3	4,1	1,9	25	4,4	5,3	21
3	Kälviänjoen	Kälviänjoki	HS	3	1,5	1,8	1,6	18	0,2	5,0	1,6	20	4,2	4,9	24
3	Laihianjoen	Vaasa-Pori mts	HS	3	1,0	1,3	1,1	20	1,0	6,2	2,7	70	4,4	5,5	18
3	Lehmäjoen a.	Lehmäjoki Isokyrö	HS	2	2,1	2,4	2,3	52	0,4	6,9	2,5	61	4,4	5,1	21
3	Maalahden suisto	Kasfors bro	HS	2	3,1	3,5	3,3	32	1,1	5,1	3,4	40	4,4	4,8	34
3	Munakan a	Tieksin pumpppaamo	HS	20	0,7	15	3,5	35	0,3	15	3,5	126	4,2	4,8	
3	Murtojoen a	Långå Sågkvarnsfors	HS	2	1,6	1,6	1,6	49	0,4	2,5	1,5	64	4,6	6,1	36
3	Petalaxån va	Petolahdenjoki	HS	3	0,7	2,0	1,3	12	0,7	3,5	2,1	13	4,9	5,8	
3	Päkinluoman va	Päkinluoma	HS					20	0,3	13	4,2	20	3,9	4,4	10
3	Sulvanjoen va	Sulvanjoki 4A	HS	4	5,3	23	16,2	30	0,6	23	5,8	35	4,1	4,5	11
3	Såkabäckenin	Hongabäcken 8-t	HS	3	1,0	1,6	1,0	21	0,4	6,2	1,4	23	4,2	5,1	22
3	Vöyrinjoen va	Peth	HS	3	1,4	1,9	1,7	14	1,4	2,9	2,0	14	4,4	4,8	
3	Vöyrinjoen va	Vöyrinjoki Karvsor	HS					29	0,2	9,4	3,5	47	4,3	4,7	18
3	Kauhavanjoen a	Kauhavanjoki, VT	HS	3	0,9	1,7	1,1	23	0,2	3,0	1,5	26	4,7	5,8	25
3	Vaavunjoen va	Ala-Jalkajärvi	HS	92	0,1	5,4	1,9	168	0,4	8,4	1,9	310	4,9	6,5	5
3	Bergöfjärdenin	Stenskärslinjen 2	HS	2	0,7	1,9	1,3	28	0,1	4,4	2,6	36	4,1	6,0	27
3	Aurajoen a	Aura 54 ohikulku	S	5	0,2	0,4	0,3	106	0,1	15	1,5	300		6,8	7,4
3	Paimion a	Pajo 44 Isosilta	S	3	0,2	0,4	0,2	100	0,4	8,9	2,2	221		6,6	7,5
3	Uskelanjoen a	Uske 16 Salon yp	S	5	0,1	0,4	0,1	114	0,3	9,9	1,7	186		6,8	7,6



Kuva 37. Alumiinipitoisuudet (suodatetut ja suodattamattomat) veden happamuuden (pH) funktiona järvissä, virtavesissä ja sisäsaaristossa 2010–2020 (Vesla-tietokanta). Pitoisuusakseli on muissa kuvissa 0–25 000 µg/l paitsi osakuvassa b, jossa mukana myös kaivosten alapuolisten pienten järvien (ei vesimuodostumiksi tunnistettuja) erittäin korkeita alumiinipitoisuuksia ja akseli jatkuu 400 000 µg/l asti.

Suodattamatonta alumiinia on toistaiseksi mitattu enemmän kuin suodatettua. Samoista virtavesinäytteistä niitä oli mitattu 3 554 kertaa 2010–2020 (kuva 38). Näistä on voitu laskea suodatetun ja suodattamattoman alumiinin suhde. Suhteen mediaani on ollut jokivesissä 0,8 ja järvivesissä 0,9. Tarkemmin vesimuodostumakohtaisesti tarkasteltaessa vaihtelu on kuitenkin suurta. Vesimuodostumat, joissa suhde on hyvin pieni, alumiini on yleensä sitoutunut savimineraaleihin tai orgaaniseen ainekseen, joka vähentää sen haitallisuutta. Toisaalta happamissa vesissä suodatetun ja suodattamattoman alumiinin pitoisuudet lähentyvät toisiaan (kuva 38).



Kuva 38. Suodatetun ja suodattamattoman alumiinin suhde pH:n funktiona. Suhde voitiin laskea VESLA tietokannan vuosien 2011–2020 sisävesien alumiinituloksista 3554 näytteelle. Kuva-alueen ulkopuolelle jää 13 mittausta, joissa pH > 10 tai suhde > 1,25. Analyysimenetelmistä johtuen suhde on joskus ollut suurempi kuin 1.

Alumiinin tunnettuja haittoja happamien sulfaattimaiden vesissä

Nystrand ym. (2012) ja Nystrand & Österholm (2013) ovat selvittäneet erityisesti Suomessa esiintyvien jokivesien alumiinin muotoja ja haitallisuutta. Happamien sulfaattimaiden jokivesissä ja suistoalueella esiintyy alumiinia kohonneina pitoisuuksina (Roos & Åström 2005, Wallin ym. 2015, Nystrand ym. 2016). Haitoista näkyvimpiä ovat kalakuolemat, jotka aiheutuvat, kun alumiini kertyy kalojen kidusten pinnalle ja vaikeuttaa näiden hengitystä. Lisäksi mätimunien hedelmöittyminen ja poikasten kuoriutuminen häiriytyvät jo ennen näkyviä kuolemia (esim. Hudd & Kjellman 2002, Toivonen ym. 2020). Alumiini on kaloille myrkyllistä jokivesissä ja järvissä erityisesti silloin, kun happamuus on suurimmillaan (Sutela ym. 2012, Sutela & Vehanen 2017, Vehanen ym. 2022).

Happamuus- ja metallipulssien esiintyminen happamien sulfaattimaiden alueilla riippuu sääolosuhteista eikä pahimpia haittoja esiinny vuosittain vaan epäsäännöllisin välein. Esimerkiksi talvi 2006–2007 on ollut 2000-luvun toistaiseksi pahin aika, vaikka kuivia jaksoja ja niitä seuranneita sateita on toki ollut myöhemminkin. Voimakkaasti happamoituneessa Vöyrinjoessa tavataan säännöllisesti kaloille akuutisti tappavia alumiinipitoisuuksia, joten joki on täysin kalaton. Vöyrinjoen suistoalueella tehtyjen sedimenttimittausten perusteella on arvioitu, että happamia sulfaattivesiä on tullut merkittävästi

1960-luvulta lähtien. Happamien sulfaattimaiden kalakuolemista on historiallistakin tietoa ja niitä on raportoitu jo 1800-luvulla eli ennen nykyisenkaltaista salaojitusta.

Ehdotus

Alumiini yhdistettynä happamiin olosuhteisiin aiheuttaa riskiä vesiympäristölle Suomessa etenkin happamilla sulfaattimailla ja eräiden kaivosten alapuolisissa vesissä. Syke ehdottaa alumiinin lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D, mutta biosaatavuuteen perustuva laatunormi tarkennetaan myöhemmin. Normin määrittämiseen tarvitaan lisätietoa ja sen hankkimiseksi ehdotetaan erillisselvitystä. Syke ehdottaa ekotoksisuustestiaineiston täydentämistä happamissa ja pehmeissä vedenlaadun olosuhteissa sekä US EPA:n biosaatavuusmallin sovittamista suomalaisiin olosuhteisiin.

Mahdollisesti voidaan myös tarkastella olemassa olevan tiedon pohjalta esimerkiksi kalaston, alumiinin ja pH:n tarkempaa yhteyttä ja mahdollisuutta arvioida alumiinin haitallisuutta myös välillisesti pH:n avulla (vrt. nykyinen ekologisen tilan luokitus). Lisätiedon perusteella alumiinille voidaan muodostaa sekä akuutilta, lyhytaikaiselta että krooniselta, pitkäaikaiselta altistumiselta suojelevat biosaatavuuden huomioon ottavat ympäristölaatunormit.

Ehdotuksen johdosta alumiinin ympäristölaatunormi tulee todennäköisesti ylittymään samoissa happamien sulfaattimaiden vesimuodostumisissa, missä pH:n nykyinen ekologisen tilan hyvän ja tyydyttävän välinen raja ylittyy. Ympäristölaatunormien ylitysten yleisyys riippuu lähitulevaisuudessa ehdotettavasta laatunormin arvosta. Alumiinin normi kytkee vedenlaatumittaukset paremmin haittoja aiheuttaviin happamuuspulseihin kuin muiden metallien (esim. Ni & Cd), sillä sen haitallisuus kytkeytyy voimakkaammin happamuuteen.

Alumiiniin liittyvät laitosten päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet voivat jossain määrin lisääntyä. Alumiinin tarkkailua edellytetään alumiinin tuotannossa (NFM BREF; EC 2016).

Happamien sulfaattimaiden metalli- ja happamuuskuormitukseen, niiden arviointiin sekä niistä aiheutuvien riskien vähentämiseen tullaan todennäköisesti kiinnittämään entistä enemmän huomiota. Siitä voi aiheutua jonkinlaisia velvoitteita liittyen mm. huuhtoumien arviointiin tai kustannuksia maankäyttömuodoille kuten ojituksille. Tietopohja happamien sulfaattimaiden aiheuttamista ongelmista ja suuruusluokasta lisääntyi.

5.3.4 Sinkki

Matti Leppänen, Katri Siimes ja Jukka Mehtonen

Sinkki (Zn, CAS 7440-66-6) on hivenaine ja luonnostaan vesissä esiintyvä metalli. Sinkkiyhdisteitä ovat mm. sinkkisulfaatti (CAS 7733-02-0), sinkkioksidi (CAS 1314-13-2) ja sinkkikloridi (CAS 7646-85-7). Kaliooperän sinkkimineraaleista yleisin on sinkkivälke.

Käyttö ja päästöt

Sinkkiyhdisteitä käytetään mm. puunsuoja-aineena, metallien pintakäsittelyssä ja jalostuksessa sekä erilaisten metallituotteiden (mm. koneiden ja laitteiden), peruskemikaalien, maalien, ja elektroniikkaosien valmistuksessa, paristoissa sekä lannoitteissa (YM 2005).

Sinkkivälkkeestä valmistetaan teollisesti sinkkiä, jota käytetään moneen tarkoitukseen. Yksi tärkeimmistä käyttökohteista on teräksen pinnoittaminen sinkillä korroosion estämiseksi. Sinkki on tavallinen aine myös kuluttajatuotteissa kuten lisäravinteena (Vieno & Arjonen 2021) ja kosmetiikassa (esim.

sinkkivoide; YM 2005). Sinkkioksidia käytetään myös antibiootteja korvaavana eläinlääkkeenä (Tukes 2022).

Sinkkiyhdisteitä sisältäviä kemikaalituotteita kuuluu useaan biosidivalmisteryhmään: desinfiointiaineisiin (valmisteryhmät 2, 4), säilytysaineisiin (valmisteryhmät 6, 7, 9,10) sekä antifouling-aineisiin (valmisteryhmä 21). Sinkkiipyritioni on yksi yleisimpiä alusten antifouling-maaleissa käytettyjä tehoaineita Suomessa. Lisäksi antifouling-valmisteet sisältävät yleensä varsinaisen tehoaineen lisäksi ympäristölle vaarallista sinkkioksidia, mikä on huolenaihe Itämeren herkälle ekosysteemille. Sinkin myrkyllisyys eliöstölle on lähes samaa luokkaa kuin kuparin myrkyllisyys (Hanninen 2018). Lisätietoa sinkin biosidikäytöstä löytyy luvusta 5.6.4.

Happamien sulfaattimaiden joissa ja suistoalueella esiintyy sinkkiä kohonneina pitoisuuksina (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022). Happamien sulfaattimaiden sinkkihuuhtoumat pintavesiin ovat suuret. Maanviljelysmaan pinta-alakohtainen Zn-huuhtouma pintavesiin on suuruusluokkaa 120 kg/km²/a (78–170 kg/km²/a; Österholm & Åström 2004). Jos käyttää sinkin pinta-alaspesifisenä huuhtoumana 120 kg/km²/a ja happamien sulfaattimaiden pinta-alana 5 000 km², olisi Zn-huuhtoutuma sulfaattimailta pintavesiin noin 600 tonnia vuodessa. Aiemmin huuhtoutuvaksi määräksi on arvioitu noin 160 tn Zn/a, mutta tällöin pinta-alaksi oli oletettu vain 2 100 km² (Sundström ym. 2002). Lisätietoa happamista sulfaattimaista on esitetty luvuissa 5.3.3 ja 5.6.3.

Teollisuuden sinkkipäästöt Suomessa vuosina 2019–2021 ovat olleet 11–12 tn/a merivesiin ja 24–25 tn/a sisävesiin. Teollisuuden sektoreista suurin päästölähde on ollut massa- paperiteollisuus, ja sen jälkeen suurimmat metalliteollisuus ja kaivos- ja louhostoiminta (YLVA-rekisteri, taulukko 39).

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden sinkkipäästöt ovat 2010-luvulla olleet rannikkovesiin noin 7–9 tn/a ja sisävesiin noin 2–4 tn/a (YLVA-rekisteri). YLVA-rekisterin sinkin päästötiedot ovat kuitenkin puutteelliset. Vieno & Arjonen (2021) ovat tehneet kattavamman arvion puhdistamoiden sinkkipäästöistä. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sinkkipäästöt pintavesiin Suomessa olivat vuonna 2020 noin 19 tn/a eli huomattavasti enemmän kuin YLVA-rekisterin tietojen perusteella (taulukko 39).

Jäteveteen sinkkiä päätyy ihmisistä, sinkintuotannon ja pinnoitusteollisuuden jätevesien mukana, hulevesien mukana erilaisilta pinnoilta (maanpinta, tiet, katot, teräspinnat) sekä kaatopaikkojen suoto-vesien mukana. (Vieno & Arjonen 2021). Käyttökohteiden perusteella sinkin kuluttajakäytöstä aiheutuva kuormitus vesihuoltolaitosten viemäriin lienee vähäistä. Teollisuuden osalta sinkkiä voi päätyä vesihuoltolaitosten viemäriin mm. maalien, lakan ja painovärien valmistuksesta, metallituotteiden valmistuksesta ja metallien jalostuksesta (YM 2005).

Sinkin on havaittu olevan kuparin ohella hulevesien merkittävimpiä ympäristöä kuormittava metalli (Taka ym. 2021). Rakennusmateriaaleista kuten maalaamattomilta galvanoiduilta peltikatoilta, valopylväistä, kaiteista ja sadevesiränneistä liukenee korroosion seurauksena sinkkiä taajama-alueiden hulevesiin ja edelleen kaupunkivesiin. Lisäksi sinkkiä päätyy kaupunkivesiin liikenteestä mm. ajoneuvojen korroosiosta ja pesemisestä, autojen renkaiden kulumisesta (sinkkiä käytetty kumin vulkanoinnissa), nastarenkaiden nastoista (Kuusisto-Hjort 2009, Airola ym. 2014).

Sinkkiä on havaittu yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden puhdistetuissa jätevesissä. Esimerkiksi Vienon (2014) ja Vienon ja Arjosen (2021) selvityksissä keskiarvopitoisuudet olivat 45 ja 47 µg/l. Tulevissa jätevesissä pitoisuudet olivat korkeammat, keskimäärin 175 µg/l (Vieno ja Arjonen 2021). Sinkkiä päätyy siis jätevesipuhdistamoiden lietteeseen. Keskiarvosta laskettuna riskisuhde (effluenttipitoisuus/PNEC) ylittää yhden ja on 2,2 (Vieno ja Arjonen 2021), jolloin paikallisista laimenemisolosuhteista riippuu se, että aiheutuuko sinkistä mahdollisesti riskiä vastaanottavassa vesistössä. Riski on siis mahdollinen. Arviossa käytetty sinkin liukoinen PNEC (20,6 µg/l) perustuu ECHAN vanhaan rekisteröintiaineistoon ja on eri kuin tässä suunnitelmassa käytetty PNEC.

Sinkin kokonaiskuormituksen Itämereen arvioidaan olevan 3 932 tn/a, josta jokien ainevirtaaman osuus oli 79 % (3 132 tn/a), laskeuman noin 13 % (509 tn/a), laivojen ja huviveneiden 4,2 % (166 tn/a) sekä teollisuuden ja yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden noin 4,0 % (156 tn/a). Laivojen ja huviveneiden Zn-päästöistä 84 % (140 tn/a) aiheutuu alusten pohjien antifouling-maaleista ja noin 12 % (20 tn/a) alusten rikkipesurien pesuvesistä. Laivat ja huviveneet ovat merkittävä sinkin kuormittaja Itämerellä (Ytreberg 2022). Sinkin luontaista huuhtoumaa pintavesiin ei ole arvioitu. Sinkki ei ole erityisen kaukokulkeutuva aine.

Taulukko 39. Sinkin päästöt ja kulkeutuminen pintavesiin

Kuormituslähde	Kuormitus pintavesiin tn Zn/a, Suomi	Kuormitus pintavesiin tn Zn/a, Itämeren valtiot
Teollisuus	2019–21 sisä- ja merivesiin: 36–37 ¹⁾ • massa & paperi: 32 • metalli: 2,1–3,1 • kaivos & louhos: 1,1–1,3 2019–21 merivesiin: 11–12 ¹⁾ 2019–21 sisävesiin: 24–25 ¹⁾	59–205 ⁴⁾
Yhdyskuntajätevedenpuhdistamot	2020 sisä- ja merivesiin 19 ²⁾ 2019 merivesiin: 9,1 (aliarvio) ¹⁾ 2019–21 sisävesiin: 3,7–4,9 (aliarvio) ¹⁾	
Happamat sulfaattimaat	600 ³⁾	ei relevantti, paitsi Suomessa ja Ruotsissa
Jokien ainevirtaama Itämereen	402–819 ⁴⁾	1 167–5 116 ⁴⁾

¹⁾ YLVA-rekisteri, hakupvm 1.6.2023: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen päästöarviot ovat aliarvioita, koska päästöt raportointeiden laitosten lukumäärä oli pieni

²⁾ Vieno & Arjonen 2021.

³⁾ Huuhtouma-arvio laskettu yllä Päästöt ja huuhtoumat pintavesiin -alaluvussa.

⁴⁾ Sonesten ym. 2021: vuodet 2014–18.

Haitaton pitoisuustaso ja esiintyminen pintavedessä

Sisämaan pintavedet

Taustapitoisuudet Suomessa ovat FOREGS-purovesiaineiston (Salminen 2005) perusteella alhaiset (liukoinen Zn; 6,5 µg/l, n=65) mutta vaihteluväli on suurta (0,9–141 µg/l).

Sinkin EU:n riskinarviointiraportissa (EC 2010) laatu normi on laskettu liuenneena pitoisuutena (7,8 µg/l, AF=2), jota ei ole syytä käyttää, jos perusteltuja biosaatavia normeja on käytettävissä. Uudemmassa sinkin EU RAR -luonnoksessa (EC 2015a) HC5- arvo on sama ja sen kuvataan johdetun vedenlaatuolosuhteissa, joiden katsotaan vastaavan ja suojelevan 95 % Euroopan vesimuodostumista. Toksisuusaineisto on kuitenkin laajentunut viime vuosina, ja yhtä lailla, ei ole varmuutta, miten hyvin silloin valitut vedenlaatuparametrit vastaavat suomalaisia vesityyppejä.

Sinkillä on viime vuosina tehty riittävästi toksisuustestiaineistoa, joka mahdollistaa sekä biosaatuuden huomioimisen että SSD laskentatavan haitattoman pitoisuuden (HC5) määrittämiseksi. Sinkille on luotu biosaatava AA-EQS-laatu normi Isossa-Britanniassa (10,9 µg/l, WFD-UKTAG 2012). Tämä normi

vastaa turvallista pitoisuutta (HC5) Luoteis-Iso-Britannian vedenlaatuolosuhteissa (0,52 mg/l DOC, Ca 1,6 mg/l, pH 6,29), joissa sinkin biosaatavuus on suurimmillaan.

Sinkin EU RAR raporttiluonnoksessa (EC 2015a) on esitelty myös Iso-Britannian aineisto ja EQS-arvon johtaminen. Yhteenvedossa on myös sovellettu Iso-Britannian normiin arviointikerrointa (AF) 2, ja saatu biosaatavaksi HC5 -arvoksi 5,5 µg/l. Raportin mukaan sitä pidetään kuitenkin aineiston tarkkuuteen verrattuna liian konservatiivisena ja väärin positiivisten määrä kasvaa. Ruotsissa on kuitenkin valittu tämä alempi normi lainsäädäntöön.

Eräiden maiden vedenlaadun seuranta-aineistojen avulla on laskettu turvallisia biosaatavia sinkkipitoisuuksia (EC 2015a, taulukko 40) osoittaen veden laadun selvän merkityksen.

Taulukko 40. Arvioitujen sinkin HC5-arvojen prosenttipisteet esimerkkimaissa (EC 2015a).

HC5 on sama kuin PNEC ilman arviointikerrointa.

Aineisto	5. prosenttipiste µg/l	10. prosenttipiste µg/l
Itävalta (n=1779)	9,29	10,55
Ruotsi (n=3 997)	15,34	18,24
Pohjois-Ranska (n=144)	16,68	17,29
Luoteis-Iso-Britannia	8,56	9,05

Ranskan laajan seuranta-aineiston avulla on muodostettu kansallinen biosaatava AA-EQS-laatonormi sinkille samalla periaatteella kuin Iso-Britanniassa (Merrington ym. 2021). Ranskassa herkimmän alueen pintavesissä keskimääräiset kalsiumin ja orgaanisen hiilen pitoisuudet sekä pH ovat 13,7 mg/l, 2,9 mg/l ja 7,4 ja BLM-mallin avulla laskettu PNEC/HC5 on 11,3 µg Zn/l. Uusimpaan toksisuustestiaineistoon perustuva sinkin PNEC (14,4 µg/l) on esitetty ECHA:n rekisteröintidokumentissa (ECHA 2022b). Se perustuu FOREGS-vedenlaatuaineiston havainnoista (n=546) tehtyihin HC5 biosaatavuusnormalisointeihin, joista on laskettu 10. prosenttipiste (14,4 µg/l). Tämä arvio on tällä hetkellä luotettavin valinta myös suomalaiseksi AA-EQS-normiksi, erityisesti koska se sisältää myös 65 suomalaista havaintoa. Sinkille on olemassa käyttäjäystävällinen Excel-pohjainen bioligandimalli. Valittavana on kaksi mallia (Bio-met v5 ja PNEC Pro v6), joiden käyttöä ja eroja opastetaan EU teknisessä ohjeessa (EC 2019c). Siten, biosaatavan pitoisuuden määrittämisessä ei pitäisi olla ongelmaa, jos tiedossa on tarvittavat vedenlaatu-tiedot.

Suomalaisessa FOREGS -purovesiaineistossa (n=65; Salminen 2005) on yksi havainto, jonka vedenlaadun olosuhteissa biosaatavapitoisuus ylittää ehdotetun sinkin biosaatavan AA-EQS-normin.

VESLA-vedenlaatuaineistossa (n=72) vuosilta 2019–2021 ei löydy laatonormiehdotuksen ylittäviä havaintoja ja havaintojen vaihtelu on suurta (0,5–24 µg/l, keskiarvo 6,1 µg/l). Havainnot sisältävät arvot järvistä, lammista, puroista ja joista. Aineisto ei sisällä noroja ja ojia, joihin ei sovelleta asetuksen 1022/2006 6 §:ssä tarkoitettua ympäristölaatonormia koskevia säännöksiä. Tässä aineistossa pitoisuuksien 95. prosenttipisteen ja laatonormiehdotuksen suhde on 0,7 (> kriteeri 0,5, ks. luku 3.2), mikä puoltaa sinkin lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D. Sinkin, kuten muidenkin metallien, aineistossa ei välttämättä ole kattavasti havaintoja pistekuormituskohteista ja toisaalta, kaivos- ja metalliteollisuuden metallipäästöjen riskinarviointiin tarvitaan virallisia laatonormeja. Biosaatavan sinkin prosenttiosuus tyypillisissä suomalaisissa vedenlaatuolosuhteissa (pH 6–7,5, DOC 5–20 mg/l) vaihtelee välillä 10–60 % liukoisesta pitoisuudesta. Sinkki on biosaatavimmillaan happamissa ja kirkkaissa vesissä.

Rannikkovedet

Sinkistä on olemassa myös runsaasti suolaisen veden toksisuustestiaineistoa ja tuoreimpia lähteitä on käytetty REACH rekisteröintidokumentissa (ECHA 2022b). AA-EQS-arvoksi on esitetty 7,2 µg/l liuenneena sinkkinä. Syken asiantuntijat ovat käyneet neuvotteluja sinkkiaineistoa keräävän tahon (IZA; International Zinc Organization) kanssa ja johtopäätös oli, että mereinen laatunormi olisi sopiva myös Suomen rannikolla ajatuksella, että toksisuustestiaineistossa on mukana myös jokisuistojen lajeja, jotka elävät vähäsuolaisessa ympäristössä (vrt. murtovesi).

Luotettavaa hetkellistä maksimipitoisuutta (MAC-EQS) sisävesille ja rannikkovesille ei tällä hetkellä ole tarjolla. Sinkin riskinarviointiraportin luonnoksessa (EC 2015a) MAC-EQS on yksinkertaisesti laskettu akuutti:krooninen suhteella 3, mikä ei ole riittävä lähestymistapa lainsäädännöllisen normin luomiseen.

Rannikkovesissä sinkin liukoiset pitoisuudet ylittivät ehdotetun rannikkovesien AA-EQS-arvon 7,2 µg/l useilla paikoilla sisäsaaristossa, mutta ei ulkosaaristossa. VHA2-5:n sisäsaariston veden pitoisuuden 95. prosenttipisteelle laskettu riskisuhde RQ oli 0,53–5,5 eli kriteerinä käytetty 0,5 ylittyi (ks. kriteerit luvussa 3.2). VHA2-4:n ulkosaariston veden pitoisuuden 95. prosenttipisteelle laskettu riskisuhde RQ oli 0,7–1,9 eli myös ulkosaaristossa kriteerinä käytetty 0,5 ylittyi (taulukko 41).

Taulukko 41. Sinkin liukoiset pitoisuudet ja riskisuhteet (RQ) rannikkovesissä 2010–2021

(VESLA-tietokanta). Tarkasteluun otettiin vain suodatetut näytteet. Jos sinkkiä ei ollut kvantifioitu, käytettiin prosenttipisteiden määrittämisessä määrittämissä puolikasta, jos määrittämissä oli pienempi kuin ehdotettu AA-EQS 7,2 µg/l. Jos määrittämissä oli tätä suurempi, jätettiin tulos huomioimatta.

Vesialue	hav./n	mr mg/l	maks. µg/l	50. %- piste	75. %- piste	95. %- piste	95. %- pisteen RQ	Valintakriteeri RQ95 > 0.5
Sisäsaaristo VHA2	392 / 781	0,5–10	101	5,0	6,5	21,5	3,0	täyttyy
Sisäsaaristo VHA3	417 / 436	0,5–2	180	4,1	11,0	39,8	5,5	täyttyy
Sisäsaaristo VHA4	35 / 37	1	45	3,2	7,4	27,6	3,8	täyttyy
Sisäsaaristo VHA5	33 / 33		5,5	1,9	2,7	3,8	0,5	täyttyy
Ulkosaaristo VHA2	2 / 15	0,5–10	0,8	2,5	5,0	5,0	0,7	täyttyy
Ulkosaaristo VHA3	138 / 143	0,5–1	37	1,8	3,5	13,8	1,9	täyttyy
Ulkosaaristo VHA4	3 / 3		6,5	2,0	4,3	6,1	0,8	täyttyy

Ehdotus

Sinkki ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D. Ehdotamme sinkin vuosikeskiarvoon perustuvaksi sisävesien ympäristölaatu normiksi (AA-EQS) 14,4 µg/l, joka on ECHA:n krooninen biosaatava PNEC-arvo.

Lisäksi ehdotamme sinkin liukoisen pitoisuuden vuosikeskiarvoon perustuvaksi meriveden ympäristölaatunormiksi (AA-EQS) 7,2 µg/l, joka on myös peräisin sinkin REACH-arviosta. Taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU ohjeen (EC 2019c) mukaisesti (ks. myös luku 5.3.8) vasta, jos havaitut pitoisuuskeskiarvot ylittävät ympäristölaatunormin.

Hetkellistä maksimipitoisuutta (MAC-EQS) sisä- tai merivedelle ei tällä hetkellä pystytä ehdottamaan sinkille (taulukko 42).

Markkinoilla olevat sinkin analyysimenetelmät täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimukset mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle ehdotettujen ympäristölaatunormien pitoisuustasolla sekä sisä- että rannikkovesissä. Arvio perustuu Syken laboratorion analytiikkavalmiuksiin elokuussa 2022.

Taulukko 42. Sinkille ehdotetut ympäristölaatunormit. Taustatietona on Viron ja Ruotsin ympäristölaatunormit.

Ympäristölaatunormi (suluissa suojelunkohde)	Syken ehdotus	Viro	Ruotsi
AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt)	14,4 µg/l biosaatava pitoisuus*	10,9 µg/l liukoinen pitoisuus#	5,5 µg/l biosaatava pitoisuus**
AA-EQS merivesi (vesieliöt)	7,2 µg/l liukoinen pitoisuus*	10,9 µg/l liukoinen pitoisuus#	1,1 µg/l liukoinen pitoisuus***
MAC-EQS sisämaan pintavesi	ei ehdoteta	ei ole	ei ole
MAC-EQS merivesi	ei ehdoteta	ei ole	ei ole

Taustapitoisuutta ei oteta huomioon.

* Tausta voidaan ottaa huomioon EU ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatunormit.

** Taustapitoisuus otetaan huomioon vain, jos se ylittää ympäristölaatunormin.

*** Taustapitoisuus otetaan huomioon vähentämällä sen mitatusta ympäristöpitoisuudesta, jota sitten verrataan ympäristölaatunormiin.

Ehdotuksen johdosta

- On vaikea arvioida tarkasti, kuinka yleisesti ehdotetut ympäristölaatunormit ylittyisivät Suomen vesimuodostumissa, koska asiaan vaikuttaa sinkkipitoisuuden lisäksi paikkakohtainen pH sekä kalsiumin ja orgaanisen hiilen pitoisuus. Ylitysten lukumäärä selviää paikkakohtaisten arviointien valmistuttua. Tosin tässä luvussa tarkasteltujen vuosien 2019–2022 biosaatavan (liunneen) sinkin mittaustulosten perusteella pintavesien ympäristölaatunormien ylityksiä ei olisi merkittävästi. Happamien sulfaattimaiden jokivedessä ja suistoalueella esiintyy sinkkiä kohonneina pitoisuuksina. On huomattava, että kansallisessa vesienhoitotyössä on pohdittu ja suunniteltu, että happamien sulfaattimaiden pintavesistä tehtäisiin oma pintavesityyppiluokkansa, jossa mitattujen pitoisuuksien vertailu EQS-arvoihin olisi erilainen kuin muissa pintavesissä Suomessa.
- Päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet lisääntyvät, sillä sinkki ei sisälly yleisesti sitä päästävien suurten ja keskikokoisten laitosten tarkkailuohjelmiin, puhumattakaan pienemmistä laitoksista. Sinkkipäästöjen tarkkailua edellytetään useiden metallien tuotannossa (mm. rautametallit, kupari, sinkki, nikkeli, koboltti) ja sinkin päästöille veteen on myös asetettu BAT (paras käytökelpoinen tekniikka) -päästötasoja (FMP BREF; EC 2022d ja NFM BREF; EC 2016). Myös massa- ja paperiteollisuuden BAT-vertailuasiakirjassa edellytetään tiettyjen metallien, kuten sinkin, vesipäästöjen tarkkailua (PP BREF; EC 2014b). Näin ollen tarkkailuvelvoitteet tietyille aloille ovat viime vuosina lisääntyneet.

- Ympäristöseurantoihin ei sisävesien osalta ole luultavasti odotettavissa suuria muutoksia, koska sinkki sisältyy jo nykyisin ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn alkuaineanalyysipakettiin. Rannikkovesissä sinkin seurannan lisääminen voi olla tarpeen riskien arvioimiseksi. Sisävesien metalliseurantojen ja -tarkkailujen yhteydessä tulee mitata myös biosaatavuuden arvioinnissa tarvittavat suureet: liuennut orgaaninen hiili, kalsium ja pH.

5.3.5 Kupari

Matti Leppänen, Jukka Mehtonen ja Katri Siimes

Kupari (Cu, CAS 7440-50-8) on hivenaine. Kupari on erittäin myrkyllistä ja aiheuttaa pitkäaikaisia haittavaikutuksia vesieliöille. Kuparia esiintyy monissa malmeissa, joista tärkeimmät ovat sulfideja, oksideja ja karbonaatteja.

Käyttö ja päästöt

Kupari-yhdisteitä käytetään mm. puunsuoja- ja antifouling-aineina, uima-altaiden desinfiointiaineena, metallien pintakäsittelyssä sekä erilaisten metallituotteiden (mm. koneiden), maalien, muovien ja elektroniikkaosien valmistuksessa, lasintuotannossa, moottoriajoneuvojen huollossa voiteluaineissa, lääkeaineissa, lannoitteissa, eläinrehuissa lisäravinteena ja kiinteistöjen vesijohtoputkissa (YM 2005).

Kuparilla on antimikrobisia ominaisuuksia, ja sitä käytetään esimerkiksi kosketuspinoilla, jotta bakteerit ja virukset elävät siinä lyhyemmän ajan. Kuparia tai kupariyhdisteitä sisältäviä kemikaalituotteita kuuluu useaan biosidivalmisteryhmään (ks. luku 5.6.4); desinfiointiaineisiin (valmisteryhmät 2, 3, 4, 5), puunsuojavalmisteisiin (valmisteryhmä 8), säilöntäaineisiin (valmisteryhmät 7, 9, 11), sekä antifouling-valmisteisiin (valmisteryhmä 21). Lähes kaikki antifouling-valmisteet sisältävät tehoaineena kuparia. Yleisin alusten antifouling-maaleissa käytetty tehoaine on dikuparioksidi. Sen osuus tehoaineiden kokonaismyynnistä oli 92 %. Antifouling -valmisteita myydään veneiden pohjien maalaamisen lisäksi kalankasvatusverkkojen käsittelyyn (Hanninen 2018). Lisätietoa asiasta löytyy luvusta 5.6.4.

Suomen ja EU27 – alueen päästöt ja huuhtoumat pintavesiin

Tietoa kuparipäästöistä pintavesiin on koottu taulukkoon 43. Veneiden pohjien myrkkymaaleista aiheutuvat kuparipäästöt rannikkovesiin vuonna 2014 olivat Suomessa noin 17 tn/a (Tukes 2019), mikä on huomattavasti enemmän kuin samana vuonna massa- ja paperiteollisuudesta (1,4 tn/a), metalliteollisuudesta (0,3 tn/a) tai yhdyskuntajätevesistä (1,5 tn/a) aiheutuneet päästöt rannikkovesiin (YLVA-rekisteri, hakupvm 1.6.2023). Kuparia päätyy mereen myrkkymaaleilla maalattujen veneiden pohjasta liukenemalla, mutta myös silloin, kun veneiden pohjia pestään satamissa tai vanhoja maaleja poistetaan veneen pohjasta, eikä maalijätettä ja pesuvesiä kerätä asianmukaisesti talteen (Hanninen 2018).

Teollisuuden kuparipäästöt sisä- ja rannikkovesiin Suomessa ovat vuosina 2019–2021 olleet noin 7–8 tn/a. Teollisuuden sektoreista suurin päästölähde on ollut massa- paperiteollisuus (noin 6 tn/a) ja metalliteollisuus (1,3–1,6 tn/a). Kaivosteollisuuden (aktiiviset kaivokset) päästöt ovat olleet pienet (0,1–0,2 tn/a; YLVA-rekisteri, taulukko 43).

Happamien sulfaattimaiden joki- ja suistoymäristössä esiintyy kuparia kohonneina pitoisuuksina (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022). Happamien sulfaattimaiden kuparihuuhtoumat pintavesiin ovat suuret. Maanviljelysmaan pinta-alakohtainen Cu-huuhtouma pintavesiin on suuruusluokkaa 6 kg/km²/a (5–7 kg/km²/a; Österholm & Åström 2004). Jos käyttää kuparin pinta-alaspesifisenä

huuhtoumana 6 kg/km²/a ja happamien sulfaattimaiden pinta-alana 5 000 km², olisi Cu-huuhtoutuma sulfaattimailta pintavesiin noin 30 tonnia vuodessa. Aiemmin huuhtoutuvaksi määräksi on arvioitu noin 10 tn Cu/a, mutta tällöin pinta-alaksi oli oletettu 2 100 km² (Sundström ym. 2002). Happamien sulfaattimaiden kuparihuuhtoumat pintavesiin ovat suuremmat kuin teollisuuden kuparipäästöt. Lisätietoa happamista sulfaattimaista on esitetty luvuissa 5.3.2 ja 5.6.3.

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden kuparipäästöt ovat nykyisin rannikkovesiin noin 2,0 tn/a ja sisävesiin noin 0,5 tn/a (YLVA-rekisteri, taulukko 43). On huomattava, että YLVA-rekisterin kuparin päästötiedot voivat olla aliarvioita kuten sinkillä on havaittu (luku 5.3.4).

Käyttökohteiden perusteella kuparin kuluttajakäytöstä aiheutuva kuormitus viemäriin lienee vähäistä. Kuparia voi päästä vesihuoltolaitosten viemäriin mm. maalien, lakan ja painovärien valmistuksesta, metallituotteiden valmistuksesta, metallien jalostuksesta sekä metallin työstöstä ja päällystämisestä (YM 2005).

Vedensiirto- ja jakelujärjestelmän rakenteista liukenee veteen kuparia. Kiinteistöjen kuparisista vesijohdoista liukenee kuparia veteen ja edelleen yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille johdettaviin jätevesiin. Tästä kuparikuormituksesta osa päättyy puhdistetun jäteveden mukana vesistöihin ja osa puhdistamolietteen kautta maaympäristöön (Laitinen & Malila 2020). Syken selvityksessä (Laitinen & Malila 2020) haastateltujen suomalaisten asiantuntijoiden näkemyksenä on ollut, että kupari ei olisi haitallinen vesi- ja maaympäristölle niissä pitoisuuksissa ja olomuodoissa, joita kupariputkista liukenee. Joillakin ruotsalaisilla asiantuntijoilla sen sijaan on keskenään erilaisia näkemyksiä kuormituksen suuruudesta ja haitallisuudesta (Laitinen & Malila 2020). On huomattava, että Syken selvityksessä (Laitinen & Malila 2020) oli PNEC-arvona käytetty 8 µg/l liukoisena pitoisuutena, joka oli eri kuin tässä arvioissa käytetty arvo (sisävesille biosaatava pitoisuus 1,1 µg/l), ja kuparia päättyy jätevedenpuhdistamolle ja vesistöihin myös muista päästölähteistä kuin kupariputkista.

Kuparin on havaittu olevan hulevesien merkittävimpiä ympäristöä kuormittavia metalleja (Taka ym. 2021). Rakennuksista ja rakenteista kuten kuparisilta peltikatoilta liukenee korroosion seurauksena kuparia taajama-alueiden hulevesiin. Muita kuparin päästölähteitä kaupunkivesiin ovat laskeuma ja liikenne kuten ajoneuvojen jarrujen kuluminen (Kuusisto-Hjort 2009, Airola ym. 2014).

Kuparin kokonaiskuormituksen Itämereen arvioidaan olevan 1 560 tn/a, josta jokien ainevirtaaman osuus oli 54 % (850 tn/a), laivojen ja huviveneiden 37 % (575 tn/a), laskeuman noin 7 % (116 tn/a) sekä teollisuuden ja yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden noin 1 % (19 tn/a). Kuparin jokien ainevirtaaman muodostaman ihmisperäisen kuormituksen ja luonnonhuuhtouman suuruuksia Itämeren tasolla ei tiedetä. Laivojen ja huviveneiden Cu-päästöistä 98 % (566 tn/a) aiheutuu alusten pohjien antifouling-maaleista ja noin 1 % (7 tn/a) alusten rikkipesurien pesuvesistä. Laivat ja huviveneet ovat erittäin merkittävä kuparin kuormittaja Itämerellä (Ytreberg 2022).

Kuparin ilmalaskeuma Itämereen on vuosina 2015–2019 ollut 85–104 tn/a. Laskeuma on vähentynyt 42 % vuosina 1990–2019 ja vähentyminen on ollut suurinta tarkastelujakson alkuvaiheessa vuosina 1990–1996 (Ilyin ym. 2021). Kupari ei ole erityisen kaukokulkeutuva aine.

Teollisuuden oman tutkimuksen (Comber ym. 2022) mukaan teollisuuden kuparipäästöt pintavesiin ovat 93 tn/a ja viisi suurinta sisämaan pintavesien kuparilähdettä EU27 -alueella ovat:

- Luonnonprosessit (maaperästä, laskeumana ilmasta ja pohjavedestä): 3 459 tn/a.
- Maaseudun pintavalunta: 1 388 tn/a.
- Lannanlevitys: 908 tn/a.
- Torjunta-ainekäyttö: 725 tn/a.
- Kaupunkihulevedet: 347 tn/a.

Vastaavasti suurimmat rannikkovesien kuparilähteet EU27-alueella (Comber ym. 2022) ovat:

- Alusten pohjien antifouling-maalit: 3 184 tn/a.
- Vesiviljelyn antifouling-maalit: 288 tn/a.
- Suljetut kaivokset: 280 tn/a (arvio sisältää suuria epävarmuuksia).

Suuria kuparin päästölähteitä Suomessa ovat alusten pohjien antifouling-maalit (meriveden osalta), happamat sulfaattimaat sekä massa- ja paperiteollisuus. Suljetut kaivokset voivat olla suuria kuparin päästölähteitä, mutta niiden päästöarvio sisältää suuria epävarmuustekijöitä (Comber ym. 2022).

Taulukko 43. Kuparin päästöt ja kulkeutuminen pintavesiin

Kuormituslähde	Kuormitus tn Cu/a, Suomi	Kuormitus tn Cu/a, Itämeren valtiot	Kuormitus tn Cu/a, EU27
Alusten antifouling-maalit	merivesiin 17 ¹⁾	merivesiin 423 ²⁾	merivesiin 3 184 ³⁾
Teollisuus	2019–21: sisä- ja merivesiin 7,4–8,2 ⁴⁾ • massa & paperi 5,8–6,4 • metalli 1,3–1,6 2019–21: merivesiin 2,3–2,54) sisävesiin 5,1–6,04)	-	sisävesiin 93 ³⁾ • mineraali 23 • metalli 11 • muu 59
Yhdyskuntajätevedenpuhdistamot	2019–2021 merivesiin 2,0–2,1 ⁴⁾ 2020 ja 2021 sisävesiin 0,5 ⁴⁾	-	sisävesiin 280 ³⁾
Happamat sulfaattimaat	30 ⁵⁾	ei relevantti, paitsi Suomessa ja Ruotsissa	ei relevantti
Jokien ainevirtaama	merivesiin 116–215 ⁶⁾	merivesiin 411–964 ⁶⁾	-
Laskeuma	-	merivesiin 85–104 ⁷⁾	sisävesiin 91 ³⁾

¹⁾ Tukes 2019: vuoden 2014 myyntimääriin perustuva arvio

²⁾ Lagerström & Ytreberg 2019: vuonna 2014 ja 2018: laivat 366 tn/a ja huviveneet 57 tn/a

³⁾ Comber ym. 2022

⁴⁾ YLVA-rekisteri, hakupvm 1.6.2023: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen päästöarviot ovat aliarvioita, koska päästöt raportointeiden laitosten lukumäärä oli pieni

⁵⁾ Huuhtouma-arvio laskettu yllä Suomen ja EU27 – alueen päästöt ja huuhtoumat pintavesiin -alaluvussa

⁶⁾ Sonesten ym. 2021: vuodet 2014–18

⁷⁾ Ilyin ym. 2021: vuodet 2015–19

Tukholman alueen päästöt pintavesiin

Amneklev ym. (2016) mukaan Tukholmassa vuonna 2016 suurin osa kuparin hajapäästöistä tuli ajoneuvojen jarrujen kulumisesta (5 800 kg/a pintavesiin ja maahan) ja sen osuus päästölähteenä on kasvanut vuodesta 1995 johtuen lisääntyneestä ajoneuvoliikenteestä. Vesijohtoputkistosta, lämmönvaihtimista, lämmivesivaraajista yms. aiheutuva kuparikuormitus yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille on vähentynyt vuosina 1995–2013 (4 300 kg/a → 3500 kg/a). Samanaikaisesti kuparin hajakuormitus Tukholman kaupunkialueella on kokonaisuudessaan lisääntynyt (12 000 → 16 000 kg/a). Vesijohtoputkistosta liukenevan kuparin osuus jätevedenpuhdistamon puhdistamolietteen päätyvästä kuparin määrästä on vähentynyt 75 %:sta 55 %:iin vuosina 1995–2013. Kuparikatot ovat merkittävä kuparin päästölähde pintavesiin ja niistä aiheutuva kuormitus on pysynyt samana

v. 1995–2013 Tukholmassa. Sen sijaan kuparin antifouling-maalikäytöstä aiheutuva kuormitus ympäristöön arvioidaan nousseen. Puunsuoja-ainekäytöstä aiheutuvia päästöjä ei tutkimuksessa pystytty kvantifioimaan (Amneklev ym. 2016).

Katoilta liukeneva kupari on kuitenkin harvinaista suurimmassa osassa Suomea, koska kuparikattoja on lähinnä kirkoissa ja muissa merkkirakennuksissa, enimmäkseen Helsingissä ja jonkin verran muissa suuremmissa kaupungeissa. Tosin kuparikattojen pinta-alaa Helsingissä tai laajemmin Suomessa ei ole laskettu. Suomessa ei ole niin suuria kuparikattojen keskittymiä kuin Tukholmassa, joten on mahdollista, että niiden merkitys päästölähteenä ei ole niin suuri Suomessa (Voutilainen 2022).

Haitaton pitoisuustaso ja esiintyminen pintavedessä

Kupari on myös yksi metalleista, joiden ympäristöriskinarviointi on nähty monessa maassa tärkeäksi. Esimerkiksi Suomessa metallikaivosten ympäristövaikutusten arviointimenettely (YVA)-selvityksissä ja ympäristölupaprosesseissa olisi tarpeellista tietää, miten arvioidut päästöt vertautuvat haitattomiin ympäristöpitoisuuksiin.

Sisämaan pintavedet

Aineistoa kuparin ympäristöriskinarvioimiseksi on olemassa ja ympäristölaatonormiehdotuksia on muodostettu. Erityisesti makeassa vedessä tehtyjä kroonisia toksisuustestejä löytyy runsaasti ja jo vuonna 2008 julkaistussa kuparin EU riskinarviointidokumentissa (ECI 2008) oli mukana 139 testihavaintoa 27 lajilla. Vasteiden on tiedetty riippuvan vedenlaadusta eli biosaatavuudesta ja siten myös testiolosuhteiden dokumentointi on hyvällä tasolla. Sen takia jo vuonna 2008 on ollut mahdollista kehittää bioligandimalli kuparille ja laskea SSD-menetelmällä HC5-arvot erilaisissa vedenlaatuolosuhteissa. Raportissa mukana olleista vesityypeistä brittiläisessä Otter-joessa kuparin biosaatavuus oli suurimmillaan ja tapaus on luokiteltu kuparin suhteen herkimmäksi. Joen pH on 8,1, CaCO₃ kovuus 165 mg/l ja orgaaninen liuennut hiili 3,2 mg/l. Vesityyppi ei siis muistuta kovinkaan hyvin suomalaisia vesiä. HC5 -arvoksi saatiin 7,8 µg/l ja sitä ehdotettiin PNEC arvoksi. Aineiston laajuuden takia korjauskerointia ei käytetty (AF=1).

Kuparin suhteen toksisuustestiaineistoa on tullut ECI:n (2008) raportin jälkeen lisää ja erityisesti uusien vesityyppien sisällyttäminen bioligandimallinnukseen on antanut tarkemman kuvan kuparin HC5- arvoista Euroopassa. Samalla tavalla kuin sinkille (WFD-UKTAG 2012), Iso-Britanniassa on muodostettu uusi biosaatava EQS-arvo kuparille (1 µg/l, Peters 2022). Vedenlaatuaineistoa on myöhemmin täydennetty muilla eurooppalaisilla vesityypeillä, jolloin, samoin kuin nikkelille, herkimmät vesityypit ovat löytyneet Itävallasta. Peters ym. (2019) raportoi biosaatavaksi EQS-arvoksi 1,1 µg/l, joka suojelisi 95 % vesistä kaikkein herkimmällä alueella Euroopassa. Samaisessa julkaisussa on laskettu muitakin alueellisia raja-arvoja, jotka suojelisivat 95 % pintavesistä eri valtioissa (taulukko 44). Esimerkiksi Ruotsissa, jonka vesityyppejä suomalaiset vedet muistuttavat, EQS kuparille voisi olla 7,0 µg/l. Siten on varsin todennäköistä, että yleiseurooppalainen EQS-ehdotus (1,1 µg/l) olisi Suomessakin pintavesiä suojeleva raja-arvo (Peters 2022) ja tätä AA-EQS-arvoa ehdotamme Suomen sisämaan pintavesille. Ruotsissa on valittu vieläkin alhaisempi biosaatavan kuparin ympäristölaatonormi sisämaan pintavesille (vuosikeskiarvo AA-EQS 0,5 µg/l; Havs- och vattenmyndigheten 2019).

Taulukko 44. Pintavesien vedenlaatuaineisto eri maissa Euroopassa ja vedenlaatuun perustuva biosaatava raja-arvo, joka suojelisi 95 % lajeista kyseisissä vesityypeissä (Peters ym. 2019)

Maa	Paikat, lkm	Näytteet, lkm	Raja-arvo, µg/l
Itävalta	85	6 592	1,1
Tanska	41	379	15,3
Ranska	526	32 791	2,1
Saksa	81	214	2,3
Alankomaat	28	1587	4,6
Ruotsi	184	1 092	7,0

Liian alhainen AA-EQS voi periaatteessa aiheuttaa virheellisiä laatu normin ylityksiä (väärä positiivisia havaintoja) seuranta-aineistossa, mutta ainakin suomalaisessa FOREGS purovesiaineistossa (n = 66), joka kuvastaa taustapitoisuuksia, ei ole yhtään biosaatavaa pitoisuutta, joka ylittäisi ehdotetun AA-EQS-arvon 1,1 µg/l (Bio-met v5).

VESLA-tietokannan sisävesidatassa on vuosilta 2019-2021 kuparihavaintoja (n=65), joiden yhteydessä on mitattu bioligandimalliin vaadittavat vedenlaatu parametrit. Havaintoihin on valittu vain järvet, lammet, purot ja joet. Aineisto ei sisällä noroja ja ojia, joihin ei sovelleta asetuksen 1022/2006 6 §:ssä tarkoitettua ympäristölaatu normia koskevia säännöksiä. Tässä aineistossa on kuitenkin vain yksi havainto, jossa biosaatava pitoisuus on yli 1,1 µg/l (1,5 %) ja havaintojen vaihtelu on suurta (0,004–1,9 µg/l ja keskiarvo 0,08 µg/l). Väärien positiivisten havaintojen määrä on siis todennäköisesti pieni sovellettaessa Bio-met v5 -mallia kuparin 1,1 µg/l biosaatavalla haitattomalla pitoisuus raja-arvolla. Biosaatavan kuparin osuus tyypillisissä suomalaisissa sisävesien vedenlaatuolosuhteissa (pH 6–7,5, DOC 5-20 mg/l) vaihtelee välillä 1–20 % ollen pääsääntöisesti alle 10 % liukoisesta pitoisuudesta. Kupari on biosaatavimmillaan happamissa ja kirkkaissa vesissä.

VESLA-sisävesiaineiston pitoisuuksien 95. prosenttipisteen ja laatu normiehdotuksen suhde 0,37 on alle kriteerin 0,5. Kuparin, kuten muidenkin metallien, aineistossa ei välttämättä ole kattavasti havaintoja pistekuormituskohteista ja toisaalta, kaivos- ja metalliteollisuuden metallipäästöjen arviointi tarvitsee virallisia ympäristölaatu normeja.

Kuparin ehdotettu AA-EQS (1,1 µg/l) kattaa koko EU alueen ja siten on todennäköisesti sopiva myös Suomessa. Se on arvioitu samoin perustein ja menetelmin kuin nikkelin EU direktiivissä voimassa oleva AA-EQS. Tuoreen seuranta-aineiston analyysi osoittaa, että vuosikeskiarvon ylityksiä voi löytyä kuparille ja kohteet olisikin syytä tutkia tarkemmin. Kuparin laatu normille olisi Suomessa tarvetta ottaen huomioon laaja kaivos- että metalliteollisuus sekä sen tulevaisuuden näkymät. Käyttäjystävällinen, excel-ohjelmassa toimiva bioligandimalli on kehitetty myös kuparille ja valittavana on kaksi mallia (Bio-met v5 ja PNEC Pro v6), joiden käyttöä ja eroja opastetaan EU teknisessä ohjeessa (EC 2019c).

Rannikkovedet

Kuparia sisältävät antifouling-valmisteet on luokiteltu ympäristövaaran mukaan erittäin myrkyllisiksi vesieliöille ja aiheuttavat pitkäaikaisia haittavaikutuksia. Lisäksi kupari kertyy vähitellen sedimenttiin. Itämeri on herkkä ekosysteemi, jossa parin avainlajin taantuminen voi vaikuttaa ravintoverkkoihin (Hanninen 2018).

Teollisuuden kuparin riskinarviointiraportissa (ECI 2008) ehdotetaan liukoisen kuparin AA-EQS-arvoksi rannikkovesille 2,6 µg/l, joka on laskettu tyypillisellä valtamerten rannikkoveden DOC-arvolla 2 mg/l. Toksisuustestiaineiston perusteella laskettu HC5 -arvo on 5,2 µg/l mutta luotettavan

mesokosmos-aineiston puuttuessa, arviointikertoimeksi (AF) on valittu 2. TCNES:n (Technical Committee on New and Existing Substances) arvion mukaan AF -kerrointa 1 voitaisiin käyttää johtamaan PNEC jos laskettua HC5 -arvoa tukisi luotettava mesokosmos-koe. Myös SCHER (2009) tukee tätä arviota. Aineisto onkin myöhemmin täydennetty mesokosmoskokeella (Foekema ym. 2015), joka tukee alkupe-
räistä HC5:n SSD-analyysiä. Siten, HC5-arvo 5,2 µg/l on valittu myös REACH rekisteriaineistossa kuparin krooniseksi PNEC arvoksi meriympäristössä.

Kuparin merilajeilla tehty toksisuustestiaineisto on varsin laaja ja SSD:n johtamista voidaan pitää luotettavana. Itämeressä DOC-pitoisuudet ovat kuitenkin valtameriä hieman korkeampia. Esimerkiksi Etelä-Itämerellä liuenneen hiilen mediaani on n. 5 mg/l (ECI 2008) ja Suomen rannikolla liuenneen hii-
len mediaani on VESLA-aineiston mukaan 5,2 mg/l (n = 292, 2020–2022), joten Itämeressä jää vähem-
män kuparia eliöiden saataville. Siten, 5,2 µg/l on suojelevampi Itämeren olosuhteissa varsinaisiin me-
riin verrattuna ja sitä ehdotetaan kuparin liukoiseksi ympäristölaatu normiksi rannikkovesissä.

Valitettavasti biosaatavuuteen perustuvat haitattomat merivesipitoisuudet ovat vasta tutkimuksen kohteena ja suolapitoisen veden vaikutus on ensin selvittettävä. Murtovesi voi myös aiheuttaa epävar-
muutta bioligandimallien sopivuudesta Itämerellä. Ruotsissa on kuitenkin luotu myös Itämerelle
”biosaatava” kuparin AA-EQS (0,87 µg/l), joka perustuu ECI (2008) HC5 -pitoisuuteen (5,2 µg/l, kun
DOC on 2,0 mg/l), arviointikertoimiin (HAV 2019) sekä DOC-korjauksen käyttöön. Toisin sanoen 0,87
µg/l -arvo ei perustu BLM-malliin. Korkeaa, erillistä arviointikerrointa (AF = 6) perustellaan Itämeren
lajiston omalaatuisuudella ja mahdollisella herkkyydellä.

Teollisuuden kuparin riskinarviointiraportin (ECI 2008) esittelemää DOC korjausta voitaisiin käyttää
myös Suomessa, mutta ehdotettu PNEC perustuu AF 1 kertoimeen sekä yleiseen näkemykseen, jossa
Itämeren ekosysteemejä ja lajistoa pidetään erikoislaatuisen ympäristön takia herkkinä häiriöille. Siten,
ottaen huomioon Itämeren korkeamman hiilipitoisuuden ja PNEC arvon ilman AF muunnosta, pi-
dämme AA-EQS-ehdotusta 5,2 µg/l tämänhetkisen tiedon valossa ympäristöä suojelevana. Hetkellistä
pintaveden maksimipitoisuuden ympäristölaatu normia (MAC-EQS) sisä- tai rannikkovesille ei ole saa-
tavilla.

Rannikkovesissä liukoiset pitoisuudet ylittivät ehdotetun rannikkovesien AA-EQS-arvon 5,2 µg/l
useilla paikoilla sisäsaaristossa, mutta ei ulkosaaristossa. Rannikkovesien pitoisuuden 95. prosenttipi-
teen pitoisuus on 3,9 µg/l ja sille laskettu riskisuhde RQ on 0,75 eli kriteerinä käytetty 0,5 ylittyi (tau-
lukko 45).

HELCOM on asettanut kuparille Itämeren tilan arvioinnin avuksi kynnysarvon (threshold value) me-
risedimentissä 30 mg Cu /kg kp 5 % orgaanisen hiilen pitoisuuteen normalisoituna (SWaM 2020). Raja-
arvo johdettiin SSD-menetelmällä, johon sisällytettiin 12 lajia yhdeksästä taksonomisesta ryhmästä, eli
lajimäärä täyttää EU:n EQS-johtamisohjeen (EC 2018a) laatu normien johtamiselle asettamat vaatimuk-
set. Lajivalikoima sisälsi sekä makean veden että meriveden lajeja, koska näiden eri elinympäristöjen
lajien välillä ei havaittu merkitsevää eroa herkkyydessä kuparille. SSD-menetelmän tuottamaan HC5-
arvoon 61 mg/kg kp (normalisoituna 5 % OC) päätettiin HELCOMin asiantuntijakeskustelujen pohjalta
soveltaa arviointikerrointa 2, jonka katsottiin johtavan raja-arvoon, joka on riittävän suojeleva eliöstön
kannalta, mutta ei johda luonnon taustapitoisuuksia pienempään raja-arvoon. Ruotsin merensuojeluvir-
anomaisen SWaM (Swedish Agency for Marine and Water Management) johtama 30 mg Cu /kg kp
raja-arvo sedimenteille on tällä hetkellä laajimpaan ekotoksikologiseen tutkimusaineistoon perustuva
raja-arvo kuparille Itämeren alueella.

Taulukko 45. Mitatut kuparin liukoiset pitoisuudet ja riskisuhteet (RQ) rannikkovesissä 2010–2021 (VESLA-tietokanta). Tarkasteluun otettiin vain suodatetut näytteet, joissa pitoisuus oli kvantifioitu (> mr) tai, joissa määritysraja oli pienempi kuin meriveden liukoiselle pitoisuudelle ehdotettu AA-EQS 5,2 µg/l. Pitoisuusjakauman määrittämisessä määritysrajaa pienemmät pitoisuudet oli asetettu määritysrajan puolikkaiksi.

Alue	Näytteiden lkm*	25. %-piste µg/l	50. %-piste µg/l	75. %-piste µg/l	95. %-piste µg/l	95. %-pisteen RQ
Sisäsaaristo	766	0,73	1.1	2,0	3,9	0,75
Ulkosaaristo	67	0,60	0.90	1,1	1,9	0,37
Rannikko yhteensä	833	0,71	1,00	1,90	3,74	0,72

* Ei sisällä näytteitä, joissa määritysraja on korkeampi kuin 2,6 µg/l.

Ehdotus

Kupari ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D. Kuparipitoisuuksien ympäristöriskiä on tarpeen seurata ja hallita. Vuosikeskiarvoon perustuvaksi ympäristölaatu normiksi (AA-EQS) ehdotetaan sisävesille biosaatavaa pitoisuutta 1,1 µg/l ja merivedelle 5,2 µg/l liukoisena pitoisuutena. Taustapitoisuudet voidaan ottaa arvioitavaksi EU:n teknisen ohjeen (EC 2019c) mukaisesti (ks. myös luku 5.3.8) vasta, jos havaitut pitoisuuskeskiarvot ylittävät ympäristölaatu normin.

Kuparin hetkellistä maksimipitoisuutta (MAC-EQS) sisä- tai merivedelle ei tällä hetkellä pystytä ehdottamaan (taulukko 46).

Taulukko 46. Kuparille ehdotetut ympäristölaatu normit. Taustatietona on Viron ja Ruotsin ympäristölaatu normit.

Ympäristölaatu normi (suluissa suojelunkohde)	Syken ehdotus	Viro	Ruotsi
AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt)	1,1 µg/l biosaatava pitoisuus*	7,8 µg/l liukoinen pitoisuus*	0,5 µg/l biosaatava pitoisuus*
AA-EQS merivesi (vesieliöt)	5,2 µg/l liukoinen pitoisuus*	7,8 µg/l liukoinen pitoisuus*	0,87 µg/l biosaatava pitoisuus*
MAC-EQS sisämaan pintavesi	ei ehdoteta	ei ole	ei ole
MAC-EQS merivesi	ei ehdoteta	ei ole	ei ole

* Taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatu normit.

Lisäksi ehdotamme otettavaksi käyttöön Itämeren riskinarvioinnin tueksi sedimentin PNEC-arvoa 30 mg Cu /kg kp 5 % orgaanisen hiilen pitoisuuteen normalisoituna.

Markkinoilla olevat kuparin vesianalyysimenetelmät täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle ehdotettujen ympäristölaatu normien pitoisuustasolla sisä- että rannikkovesissä. Arvio perustuu Syken laboratorion analytiikkavalmiuksiin elokuussa 2022.

Ehdotuksen johdosta:

- On vaikea arvioida tarkasti, kuinka yleisesti ehdotetut ympäristölaatunormit ylittyisivät Suomen vesimuodostumissa, koska asiaan vaikuttaa kuparipitoisuuden lisäksi paikkakohtainen pH sekä kalsiumin ja orgaanisen hiilen pitoisuus. Ylitysten lukumäärä selviää vasta paikkakohtaisten arviointien valmistuttua. Tosin tässä luvussa tarkasteltujen vuosien 2019–2022 biosaatavan kuparin havaintojen perusteella pintavesien ympäristölaatunormien ylityksiä ei olisi merkittävästi. Happamien sulfaattimaiden jokivedessä ja suistoalueella esiintyy kuparia kohonneina pitoisuuksina. On huomattava, että kansallisessa vesienhoitotyössä on pohdittu ja suunniteltu, että happamien sulfaattimaiden pintavesistä tehtäisiin oma pintavesityyppiluokkansa, jossa mitattujen pitoisuuksien vertailu EQS-arvoihin olisi erilainen kuin muissa pintavesissä Suomessa.
- Päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet lisääntyvät, sillä kupari ei sisälly yleisesti sitä päästävien suurten ja keskikokoisten laitosten tarkkailuohjelmiin, puhumattakaan pienemmistä laitoksista. Kuparipäästöjen tarkkailua edellytetään useiden metallien (mm. kupari, sinkki, nikkeli, koboltti) tuotannossa (NFM BREF; EC 2016) sekä puun kyllästyksessä (STS BREF; EC 2020d) ja kuparin päästöille veteen on myös asetettu BAT-päästötasoja (NFM BREF; EC 2016). Myös massa- ja paperiteollisuuden BAT-vertailuasiakirjassa edellytetään tiettyjen metallien, kuten kuparin, vesipäästöjen tarkkailua (PP BREF; EC 2014b). Näin ollen tarkkailuvelvoitteet tietyille aloille ovat viime vuosina lisääntyneet.
- Ympäristöseurantoihin ei sisävesien osalta ole luultavasti odotettavissa muutoksia, koska kupari sisältyy jo nykyisin ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn alkuaineanalyysipakettiin. Rannikkovesissä kuparin seurannan lisääminen voi olla tarpeen riskien arvioimiseksi. Sisävesien metalliseurantojen ja -tarkkailujen yhteydessä tulee mitata myös biosaatavuuden arvioinnissa tarvittavat suuret: liuennut orgaaninen hiili, kalsium ja pH.

5.3.6 Seleen

Katri Siimes

Seleenä esiintyy luonnossa etupäässä sulfidimalmeissa kuten rikki- ja kuparikiisussa (rautadisulfidi ja rautakuparisulfidi). Suomessa maaperän rauta-, alumiini- ja magnesiumoksidit pidättävät seleeniä ja vain pieni osa maaperän seleenistä on kasveille käyttökelpoisessa tai helposti vesistöihin huuhtoutuvassa muodossa.

Käyttö ja päästöt

Seleenä käytetään raaka-aineena väriaineiden valmistuksessa, lasi- ja pigmenttiteollisuudessa värjäys- ja värinpoistoaineena, elektroniikkateollisuudessa mm. valokennoissa ja tasasuuntaajissa ja lannoitteissa. Seleenä käytetään myös suoran ihmisten lisäravinteena.

Laskettujen jokikuormien (Eurola ym. 2022), teollisuuden velvoitetarkkailutulosten ja jäteveden seleenipitoisuuksien (Vieno ja Arjonen 2021) perusteella tiedetään, että seleenin pistemäiset päästöt pintavesiin ovat pieniä hajakuormituksen seleenipäästöihin verrattuna.

Suomen maaperän seleeni on vaikeasti kasvien hyödynnettävissä ja ruuan ja rehun seleenipitoisuuksia on nostettu lisäämällä seleeniä lannoitteisiin vuodesta 1985 lähtien. Näin on pyritty estämään ihmisten ja karjan seleeninpuutoksista johtuvia tauteja. Lannoitteiden seleenimäärät ovat vaihdelleet 6–

25 mg/kg lannoitevalmistetta. Vuodesta 2013 lähtien määrä on ollut 15 mg/kg lannoitetta. Lannoitus ei ole nostanut peltomaiden kuumavesiuuttoisen seleenin määrää, joka on noin 0,013 mg maalitraa eli noin 25 g seleeniä hehtaarilla kyntökerroksessa, vaikka sadon mukana poistunut seleenimäärä on ollut pienempi kuin lannoitteissa lisätty. Tämä selittyy sillä, että kuumavesiuutto irrottaa maaperän seleenistä vain osan. Maaperässä olevan kokonaisseleenin pitoisuus on kuitenkin noussut lannoitetuilla alueilla.

Haitaton pitoisuustaso ja esiintyminen pintavedessä

Seleeni on pieninä määrinä tarpeellinen hivenaine, mutta suuret pitoisuudet ovat myrkyllisiä. Seleenin turvallisen tason pitoisuusalue onkin melko pieni moneen muuhun aineeseen verrattuna. Seleenin biosaatavuus vaihtelee sen muodon mukaan. Seleniitti (SeO_3^{2-}) on suoraan käyttökelpoisessa muodossa esimerkiksi kasviplanktonille, seleniitin saatavuus ei ole niin suuri. Käytännössä kuitenkin usein mitataan vain kokonaisseleeniä (liukoista tai suodattamatonta).

Alhaisen trofiatason eliöt kestävät seleeniä hyvin. Seleeni kuitenkin kertyy ja rikastuu ravintoketjussa ja voi haitata kalojen ja vesilintujen lisääntymistä (esim. US EPA 2021, Environment and Climate Change Canada 2022). Yhdysvallat ja Kanada ovatkin asettaneet ympäristöpitoisuuksille raja-arvot herkimpään eliöstöön. Yhdysvalloissa kalan seleenipitoisuus ei saa ylittää seuraavia arvoja: kokonainen kala 8,5 mg/kg kp; lihas 11,3 mg/kg kp ja mätä & maiti 15,1 mg/kg kp. Lisäksi pitoisuudelle vedessä on kuukausikeskiarvon raja-arvo: 3,1 µg/l jokivesissä ja 1,5 µg/l järvissä. Tätä veden raja-arvoa ei kuitenkaan ole tarkoitus soveltaa kuin poikkeusoloissa eli silloin kun kaloja ei ole saatavilla tai mikäli vesistöön on tullut uusi päästölähde, joka ei ole vielä ehtinyt vaikuttaa eliöstön seleenipitoisuuteen.

Seleeni on ollut alustavasti ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineeksi (esim. Carvalho ym. 2016), mutta sen EQS-ehdotus ei ole valmistunut, eikä se ollut mukana komission 2022 ehdotuksessa uusista prioriteettiaineista. Usealla EU maalla on omia ympäristölaatuunormeja seleenille. Esimerkiksi Saksan ja Belgian AA-EQS-arvo on 2,0 µg/l, mutta sekä suurempia että pienempiä arvoja on eri mailla. Kanadalainen juomaveden raja-arvo on 0,05 µg/l ja juomavesidirektiivissä on rajana 20 µg/l (EU 2020/2184).

Seleenipitoisuutta ravinnossa ja maaperässä seurataan – ja vuodesta 2009 lähtien kokonaisseleenin pitoisuutta on mitattu myös jokivesissä raskasmetalliseurannan yhteydessä (Eurola ym. 2022). Seleenin määräysraja on ollut aluksi liian korkea, mutta se on laskenut seurannan aikana – ja menetelmää kehitetään edelleen.

Peltomaiden seleenimäärät ovat lannoitusten myötä ilmeisesti nousseet, sillä sadon mukana poistunut seleenimäärä on vain pieni osa peltoon lisäystä seleenistä. Peltomaiden kuumavesiuuttoinen seleenipitoisuus ei kuitenkaan ole noussut, joten seleeni on ilmeisesti sitoutunut maahan vahvasti. Seleenipitoisuuksien nousu maaperässä voi johtaa myös vesien seleenipitoisuuksien kasvuun, jos maaperän pidätysolosuhteet muuttuvat esimerkiksi sääolojen, kuten tulvien myötä. Toisaalta ennusteiden mukaan pohjoisten leveysasteiden seleenipitoisuudet tulevat laskemaan, sillä seleenin laskeuma on vähentynyt. Tämä on jo havaittu Pohjois-Amerikan jokivesissä. Myös Suomessa on aiemmin havaittu sadoveden ja järvivesien seleenipitoisuuksien olevan samaa luokkaa (Wang ym. 1995). Monissa maissa on harkittu seleenilannoitusta Suomen mallin mukaan, kun ravinnosta luonnostaan saatava seleenimäärä on vähentynyt.

Suomessa vesien seleenipitoisuus riippuu seleenin laskeumasta ja maaperän seleenipidätyskyvystä, joka on toistaiseksi ollut hivenaineen saannin kannalta liiankin suuri. Seleenilannoituksella säädetään kotieläinten rehujen ja ihmisten ravinnon seleenin saantia. Seleenilisäyksen määrää arvioidaan

säännöllisesti ja sitä muutetaan tarvittaessa. Jatkossa tähän tarkasteluun voidaan ottaa entistä paremmin mukaan myös ympäristöasiat.

Mikäli seleenipitoisuus vesissä nousee, haittavaikutukset tulevat näkyviin ensin rehevöitymisenä, sillä seleeni on myös vesikasvien kasvua rajoittava tekijä Suomessa. Korkean trofiatason lisääntymisongelmien ennalta ehkäisyksi on hyvä seurata seleenipitoisuuden muutoksia eliöstössä erityisesti sellaisissa vesistöissä, joiden valuma-alueella käytetään paljon lannoitteita. Mikäli seleeni myöhemmin otettaisiin kansallisten aineiden listalle, tulisi sen laatumnormi asettaa korkean trofiatason vesieliöön.

Ehdotus

Seleeniä ei ole tarve nostaa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, mutta sen pitoisuutta on hyvä seurata vesiympäristössä. Kokonaisseleeni on jo mukana ympäristöhallinnon laboratorion alkuainepaketissa ja siitä kertyy tietoa raskasmetalliseurannan sivutuotteena. Seleenin määrittämisrajaa pyritään laskemaan aiemmasta 0,1 µg/l arvosta noin kolmannekseen. Tällöin pitoisuudet todennäköisesti olisivat enimmäkseen kvantifioitavissa ja mahdolliset pitoisuustrendit puoleen tai toiseen helpommin huomattavissa.

Lisäksi olisi hyvä ajoittain mitata seleeniä mahdollisimman korkean trofiatason eliöstöstä. Ehdotamme seleenin kartoitusta hauesta, vesilintujen munista tai hylkeestä ennen vuotta 2030.

5.3.7 Sulfaatti

Matti Leppänen, Katri Siimes, Juha Karjalainen ja Xiaoxuan Hu

Sulfaatti (SO_4^{2-}) on tavallinen luonnonvesien anioni, joka vaikuttaa vesien geokemiaan muodostamalla epäorgaanisia yhdisteitä ja ohjaamalla siten muiden ionisoituvien yhdisteiden käyttäytymistä.

Haitaton pitoisuustaso ja esiintyminen pintavedessä sekä päästöt

Suomessa ei ole ympäristöviranomaisten puolesta ohjattu tai edes mietitty millaisia haitattomia sulfaattipitoisuuksia makeanveden ekosysteemit sietäisivät. Aine ei ole haitallisimpien aineiden joukossa, haitallisuus ilmenee kuitenkin mg/l -tasolla ja mekanismina on usein eliöiden ionitasapainon säätelyn häirintä. Suurina pitoisuuksina sulfaatti vaikuttaa myös järvien kerrostuneisuuteen estämällä normaalia sekoittumista ja sillä on selvä epäsuora haittavaikutus järviöekosysteemiin rehevöittävän fosforin vapautumisen kautta.

Maailmalla on asetettu vain muutamia lainsäädännöllisiä laatumormeja sulfaatille, vaikka jonkun verran on olemassa tieteellistä kirjallisuutta sekä arvioita haitattomista eliöpitoisuuksista pintavesissä. Ionisoituvana yhdisteenä sulfaattia koskevat samat laatumormien asetusongelmat kuin metalleja koska vedenlaatu vaikuttaa haitallisuuteen. Kovissa vesissä muut ionit kilpailevat solukalvoläpäisevyydestä ja vähentävät siten sulfaatti-ionien biokertymistä. Valtaosa sulfaatilla tehdyistä toksisuustesteistä on tehty suomalaisittain kovissa vesissä ja aineistoa on riittämättömästi, jotta voisimme luotettavasti johtaa laatumormin pohjoismaisille pehmeille vesille. Sahlin ja Åkerstrand (2018) ovat arvioineet, että 13–26 mg/l voisi olla vuosikeskiarvoon perustuva ympäristölaatumormi ruotsalaisille pintavesille.

Syke on tehnyt Jyväskylän yliopiston kanssa toksisuustestejä, joiden tarkoituksena oli määrittää sulfaatille HC5 -pitoisuus suomalaisissa vedenlaatuolosuhteissa. Kokeiden tuloksista on valmistunut tieteellinen artikkeli (Karjalainen ym. 2023). Aineisto koostuu Suomessa esiintyvistä lajeista, joilla on tehty sekä akuutteja että kroonisia eli pitkäaikaisia sulfaattikokeita sekä Kokemäenjoen että

Konneveden vesillä. Testivedet on suodatettu ja niihin on lisätty liukenevaa natriumsulfaattisuolaa, joten laatu normiehdotukset koskevat liuennutta sulfaattia.

Krooniseen aineistoon yhdistettiin kirjallisuudesta löytyneet riittävän pehmeillä vesillä tehdyt krooniset koetulokset ja eliöiden herkkyyssjakaumaan sovitettuna regressiomallin avulla on laskettu HC5-arvo (117 mg/l) noudattaen EU-komission opasta (EC 2018a). PNEC on johdettu samalla tavalla kuin hopean kohdalla (luku 5.3.2) eli turvakertoimen (AF) valinnassa pyrittiin löytämään tilastotieteeseen ja EU-ohjeistukseen perustuva tapa, jossa tavoitteena on suojella vähintään 95 % lajeista. Laskettu HC-arvo jaettiin eri turvakerroinvaihtoehtoilla ja laskettiin se lajien prosenttiosuus, jossa täten saatu sulfaattipitoisuus voi aiheuttaa haittavaikutuksia. Koska tavoitteena on suojella vähintään 95 % lajeista, turvakertoimen avulla laskettu lajiprosentti ei saa ylittää 5 prosenttia. Tämä varmistetaan valitsemalla turvakerron-lajiprosenttiyhdistelmä, jonka lajiprosentti lisättynä 95 % luottamusvälillä ei yllä 5 % vaikutustasolle. Tämä valinta toteutui AF-kertoimella 3, pienemmällä kertoimella todennäköisyys 5 % vaikutustason ylitykseen olisi olemassa. Siten, PNEC-arvoksi muodostui 39 mg/l liukoisena pitoisuutena. Tämä kroonisten vaikutusten PNEC-arvo 39 mg/l pätee sisävesille, joiden kovuus on < 40 mg CaCO₃/l (< 0,8 mmol/l). PNEC-arvojen johtaminen kovemmille pintavesille edellyttää vielä lisätyötä ja ne tulee tarkentaa. Tämä on tärkeä asia esimerkiksi niillä valuma-alueilla, joilla peltoja käsitellään kipsillä. Kipsi lisää paitsi pintaveden sulfaattipitoisuutta, myös kalsiumin pitoisuutta eli kovuutta. Kovissa vesissä, kuten kipsillä käsiteltyjen peltöjen alapuolisissa pintavesissä, kroonisten vaikutusten PNEC-arvo ja ehdotus AA-EQS -arvoksi voi tulla olemaan suurempi kuin 39 mg/l.

Samaisessa Jyväskylän yliopiston ja Syken sulfaattiprojektissa arvioitiin myös suurin sallittu hetkellinen pitoisuus akuuttien toksisuustestitulosten avulla. Aineistosta laskettiin lajiherkkyyssjakauman ja regressiomallin kautta HC5 -arvoksi 557 mg/l (368–878 mg/l, 95 % luottamusvälit). Aineisto on hieman pienempi kuin kroonisista testeistä saatu mutta se täyttää kuitenkin EU-ohjeen minimivaatimukset (EC 2018a). Turvakertoimen (AF) määrittämisessä noudatettiin samaa tapaa kuin sulfaatin AA-EQS-ehdotuksen kanssa eli tavoitteena oli löytää turvakerron, jonka avulla laskettu pitoisuus suojelee 95 % lajeista luottamusvälit huomioiden. Tämä toteutui AF-luvulla 2, joten akuutiksi PNEC-arvoksi saatiin 279 mg/l (557 mg/l / 2) liukoisena pitoisuutena. Ehdotamme tätä arvoa sulfaatin MAC-EQS-arvoksi sisävesille. Tämä akuuttien vaikutusten PNEC-arvo pätee sisävesille, joiden kovuus on < 40 mg CaCO₃/l (< 0,8 mmol/l). PNEC-arvojen johtaminen kovemmille pintavesille edellyttää vielä lisätyötä ja ne tulee tarkentaa myöhemmin. Kovien vesien, kuten kipsillä käsiteltyjen peltöjen alapuolisten pintavesien, akuuttien vaikutusten PNEC-arvo ja ehdotus MAC-EQS -laatu normiksi voi olla suurempi kuin 279 mg/l.

VESLA-tietokannassa on 27348 sulfaattihavaintoa vuosilta 2019–2022 (järvet, lammet, joet, purot), ja pitoisuusvaihtelu on suurta (minimi 0,05 ja maksimi 9300 mg/l). Suuret pitoisuudet johtuvat mukana olevista pistekuormituskohteista kuten Talvivaaran kaivoksen vaikutusalueen pienistä järvistä. Sulfaattipitoisuuksien keskiarvo on 61 mg/l, mutta mediaani vain 9,8 mg/l. Noin 10 % yksittäisistä havainnoista ylittää HC5-arvon eli 117 mg/l (ilman luonnon taustapitoisuuden huomioimista), joka siis on toksisuuskokeiden ja mallin mukainen HC5-arvo suomalaisissa vesissä. Taustapitoisuuksia kuvastava FOREGS-puroaineiston keskiarvo on 5,8 mg/l ja vaihteluväli 0,6–31 mg/l. VESLA-aineiston mukaan Suomessa on todennäköisesti kohteita, joiden sulfaattipitoisuus voi aiheuttaa haittaa eliöstölle ja kroonisen altistuksen arviointi olisi tarpeen.

Sulfaatile ehdotetut EQS-arvot (AA-EQS tai MAC-EQS) ylittyivät 67 vesimuodostumassa, kun mukana oli kaikki 704 vesimuodostumaa, joista oli vähintään 4 mittaustulosta VESLassa 2010–2022. Kun näistä huomioitiin vain viimeisen kuuden vuoden liukoisen sulfaatin tulokset (2017–2022) ja laskettiin niistä vesimuodostumakohtaiset keskiarvot, ylittyi AA-EQS-ehdotus 39/562 sisävesien vesimuodostumassa. Lisäksi verrattiin kunkin vesimuodostuman suurinta pitoisuutta ehdotettuun MAC-EQS-arvoon.

Näitä MAC-EQS-ylityksiä oli 17, ja suurin osa niistä (13) oli samoissa vesimuodostumissa, joissa ylittyi myös ehdotettu AA-EQS-arvo.

Sulfaatin haitallisuutta ei ole tutkittu Itämeren olosuhteissa, joten vielä rannikkoalueille ei ole ympäristölaatunormia johdettavissa. Syke ja Jyväskylän yliopisto ovat kuitenkin aloittaneet toksisuustestit murtovesilajeilla, ja tavoitteena on muodostaa lajien herkkyyssjakaumaan perustuva krooninen HC5- ja PNEC-arvo vuoden 2023 loppuun mennessä.

Sulfaatin suurimmat päästölähteet Suomessa ovat hajapäästöt Pohjanmaan happamilta sulfaattimailta, metsämailta ja maataloudesta sekä pistemäiset päästöt metsä- ja kaivosteollisuudesta sekä yhdyskuntajäteveden puhdistamoista (Ekholm ym. 2020). Pistelähteet voivat aiheuttaa paikallisesti korkeita pitoisuuksia ja viime aikoina onkin nostettu esiin kaivos- ja metalliteollisuuteen liittyvät päästöt. Metallien tarve kasvaa kiertotalouden uusien sovellusten takia ja uusien tehdas- ja kaivoshankkeiden ympäristövaikutusten arvioinneissa ja ympäristöluvuissa pohditaan jätevesipäästöissä sallittavia sulfaattipitoisuuksia.

Ehdotus

Sulfaatti ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D. Ehdotus AA-EQS-arvoksi sisävesille on 39 mg/l liukoisena pitoisuutena ja MAC-EQS-arvoksi sisävesille 279 mg/l liukoisena pitoisuutena. Luonnon taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatunormit. Ympäristölaatunormiehdotukset perustuvat riittävän laajaan ja poikkeuksellisen hyvin suomalaisen vesityyppeihin sopivaan aineistoon ja EU ohjeistuksen mukaisiin menetelmiin. Edellä ehdotetut sulfaatin AA-EQS -arvo 39 mg/l ja MAC-EQS -arvo 279 mg/l koskevat sisävesiä, joissa kovuus on < 40 mg CaCO₃/l (< 0,8 mmol/l). Kroonisten ja akuuttien vaikutusten PNEC-arvojen johtaminen kovemmille pintavesille edellyttää vielä lisätyötä, ja ne tulee tarkentaa mahdollisimman pian. Kovien pintavesien kroonisten ja akuuttien vaikutusten PNEC-arvot ja ehdotukset AA-EQS - ja MAC-EQS -arvoiksi voivat olla edellä mainittuja EQS-ehdotuksia (39 mg/l ja 279 mg/l) suurempia.

Sulfaatin haitallisuutta ei ole tutkittu Itämeren olosuhteissa, mutta suomalainen murtovesiaineisto HC5- ja PNEC-arvojen arvioimiseksi on saatavilla viimeistään vuoden 2024 lopussa. Lähitulevaisuudessa määritettävät ehdotukset sulfaatin ympäristölaatunormeiksi koville pintavesille ja rannikkovesille tulee käsitellä lisäysehdotuksena asetuksen liitteeseen 1D, vaikka ne eivät sisälly tähän julkaisuun.

Markkinoilla olevat sulfaatin analyysimenetelmät täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määrittämisrajalle 39 mg/l -pitoisuustasolla. Arvio perustuu Syken laboratorion analytiikkavalmiuksiin elokuussa 2022.

Ehdotuksen johdosta

- Sulfaatin AA-EQS-ehdotus ylittyy 39/562 sisävesien vesimuodostumassa (VESLA-data 20172022, vähintään 4 mittaustulosta/paikka). Vastaavasti ehdotetun MAC-EQS-arvon ylityksiä oli 17, ja suurin osa niistä (13) oli samoissa vesimuodostumissa, joissa ylittyi myös ehdotettu AA-EQS-arvo. Edellä mainituissa arvioissa ei ole otettu huomioon luonnon taustapitoisuutta.
- päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet voivat jonkin verran lisääntyä, vaikka sulfaatti sisältynee jo nykyisin usein ympäristönluvanvaraisten laitosten tarkkailuohjelmiin.
- ympäristöseurantoihin ei ole odotettavissa muutoksia koska sulfaatti sisältyy jo nykyisin ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn analyysipakettiin.

5.3.8 Taustapitoisuuksien ottaminen huomioon ympäristölaatunormien soveltamisessa – luonnossa esiintyvät yhdisteet

Vesistöissä luonnollisesti esiintyvien aineiden, kuten tässä raportissa käsiteltyjen epäorgaanisten aineiden, pitoisuudet vaihtelevat alueittain johtuen maaperän geokemiallisista ominaisuuksista. Esimerkiksi mustaliuskealueilla metallien pitoisuudet voivat olla tavanomaista korkeampia, ja tällöin se voi olla yksi lajien esiintymiseen vaikuttava seikka. Voimme olettaa, että silloin eliöt ovat sopeutuneet korkeampiin pitoisuuksiin. Toinen tavanomainen oletus on, että eliöt eivät kykene omassa metaboliassaan tekemään eroa ihmisperäisen ja luonnollisen päästölähteen välillä, jolloin kokonaiskudospitoisuus tai pitoisuus vaikuttavissa kudiskohteissa on ratkaisevaa vasteen ilmenemisen kannalta.

Metallien ympäristölaatunormit pintavesissä ovat olleet kehityksen kohteena viime vuosina ja niiden soveltamisen yhtenäistämiseksi EU komissio on julkaissut avuksi teknisen oppaan (EC 2019c). Nykyaikaisin näkemys on esitetty oppaassa, jonka mukaan metallien luonnolliset taustapitoisuudet voivat vaikuttaa mahdolliseen haitallisuuteen yhdessä ihmisperäisen metallikuormituksen kanssa. Toksisuustestit, joihin laatunormit perustuvat, on yleisesti toteutettu tällä periaatteella, ja siten testivesien kokonaismetallipitoisuudet on otettu huomioon normin muodostamisessa. Tällöin toteutetaan ns. ”Total Risk Approach” lähestymistapaa.

Sekä vuosikeskiarvoon että hetkelliseen pitoisuuteen perustuvia laatunormeja sovellettaessa luonnollinen tausta voidaan kuitenkin tietyissä tapauksissa vähentää mitatusta kokonaispitoisuudesta, jos havaittu pitoisuus on niin korkea, että ympäristölaatunormi ylittyy. Tällöin on syytä tutkia, ovatko eliöt mahdollisesti sopeutuneet tavanomaista korkeampaan metallipitoisuuteen ja paikallisen taustapitoisuuden selvittäminen on tarpeen. Logiikka koskee sekä metallien biosaattavia pitoisuuksien että liukoisten pitoisuuksien vertailua EQS-arvoihin sekä kaikkia vesistöissä luonnollisesti esiintyviä aineita. Tärkeää onkin osata määrittää paikallinen vastaava alue, jotta luonnollisen taustapitoisuuden arviointi on luotettava. Käytännössä tämä koskee alueita, joissa pitoisuudet ovat tavanomaista korkeammat geologisista syistä. Menetelmä ei ole eliölajien suojelun kannalta aukoton, koska testaamatta ei voida tietää, millaisia kohonneita pitoisuuksia paikallisesti sopeutuneet lajit oikeasti sietävät. Se kuitenkin estää selvät aiheettomat ympäristölaatunormien ylitykset.

EU:n oppaan (EC 2019c) mukaan vaihettumisvyöhykkeille kuten jokisuistoille metalleille on mahdollista määrittää luonnon taustapitoisuus, mutta se on vaikeaa. Siksi asiaa tulisi selvittää Suomessa (ks. luku 7.5 ja 8.2).

Mikäli paikallista tietoa taustapitoisuuksista ei ole, voi alueellisten taustapitoisuuksien määrittämisessä käyttää hyväksi valuma-alueiden latvavesillä tehtyjä kartoituksia. Niitä on julkaistu esimerkiksi Geologian tutkimuskeskuksen ylläpitämässä Geochemical Atlas of Finland -tietokannassa (GTK 2015). Siinä on mukana vuonna 1990 tehty latvavesien purokartoitus, joissa näytepaikkojen yläpuolinen valuma-alue on ollut enintään 30 km² ja paikkojen on katsottu edustavan tausta-alueita. Kartoitus on toistettu joka neljännellä pisteellä vuosina 1995, 2000 ja 2006. Pääosin samoja tuloksia on käytetty myös Geochemical Atlas of Europe -selvityksessä (Salminen 2005) ja erillisissä julkaisuissa (esim. Lahermo ym. 1995).

5.4 Torjunta-aineseurannasta nousseet aineet

Katri Siimes

Asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D haluttiin vain sellaisia aineita, jotka aiheuttavat tai potentiaalisesti aiheuttavat riskiä Suomen pintavesissä (ks. luku 3.2). Tämä suoraviivaistaa esimerkiksi EU-raportointeja. Siksi ainevalinta tehtiin aineistopohjaisen analyysin avulla. Seuranta-aineiston ainevalikoimaa on kuvattu tarkemmin luvussa 5.4.1.1. Seurannan kattavuuden (ks. luku 5.4.1.2) ongelmista johtuen torjunta-aineiden valinnassa käytettiin muista aineista poikkeavaa ja riskisuhdekriteerin osalta löysemää valintakriteeristöä kuin muille aineille (ks. luku 3.2).

Kasvinsuojeluaineet ja biosidit käyvät läpi ennakkohyväksyntämenettelyn ennen markkinoille pääsyä. Siihen sisältyy myös ympäristöriskinarviointi. Kasvinsuojeluaineita ohjeiden mukaan käyttäville viljelijöille ei ole sen vuoksi haluttu säilyttää tarkkailuvetoja, vaan seuranta on viranomaisen vastuulla. Tämä eroaa useimpien muiden aineiden kohdalla olevasta käytännöstä.

Vesienhoitoon nostettavien aineiden lukumäärä on pieni, mutta muitakin kasvinsuojeluaineita tulee seurata pintavesistä ja muista relevanteista ympäristömatriiseista kansallisen kasvinsuojeluaineiden kestävän käytön toimintaohjelman mukaan (MMM 2011, Tukes 2018b). Kolmatta toimintaohjelmaa valmistellaan parhaillaan. Toimintaohjelma perustuu Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiiviin 2009/128/EY, annettu 21.10.2009, yhteisön politiikan puitteista torjunta-aineiden kestävän käytön aikaansaamiseksi, myöhemmin kasvinsuojeluaineiden puitedirektiivi. Torjunta-aineiden ympäristöseurantoja tulee kehittää niin, että mahdollisesti haitallisina esiintyvät pitoisuudet voitaisiin nykyistä paremmin havaita. Lisäksi seurantatulosten saatavuutta pitää parantaa. Näin havaitut haitat voitaisiin huomioida valmistekohtaisessa hyväksyntäprosessissa, jossa voidaan asettaa valmisteen käytölle tarvittavia rajoituksia riskien vähentämiseksi.

5.4.1 Käytetty seuranta-aineisto ja PNEC-arvot

Aineistoperusteisessa riskinarvioinnissa saadaan tietoa vain niistä aineista, joita on jo valmiiksi mitattu riittävällä mittaustarkkuudella ja aineen esiintymisen kannalta oikeista paikoista oikeaan aikaan. Tulosten tulkinnassa vaikuttaa merkittävästi käytetty haitattoman pitoisuuden arvo.

5.4.1.1 Tarkastellut aineet

Torjunta-aineseurannassa käytettävillä analyysimenetelmillä on Suomessa mitattu ympäristöpitoisuustietoa lähes 300 orgaanisesta yhdisteestä. Mukana on entisiä ja nykyisiä kasvinsuojeluaineita, biosideja ja näiden hajoamistuotteita. Osa aikanaan kasvinsuojeluainekäytössä olevista aineista on myöhemmin otettu käyttöön biosidinä tai eläinlääkkeenä. Vaikka analysoituja aineiden lista on pitkä, ei se kata silti kaikkia hyväksyttyjä ja käytössä olevia torjunta-aineita. Noin kolmenkymmenen Suomessa kasvinsuojeluaineeksi hyväksyttyä ja edelleen sallitun kasvinsuojeluainevalmisteen tehoaineet ovat jääneet analyysilistan ulkopuolelle. Mukana ovat kuitenkin ne kasvinsuojeluaineet, joiden myyntimäärät ovat suurimpia. Lisäksi vesinäytteistä analysoitiin useita biosidinä käytettäviä tehoaineita. Toisaalta analyysissä on mukana, ja myös havaittu, sellaisiakin aineita, joilla ei ole Suomessa tunnettua tai hyväksyttyä käyttöä.

Seurannassa on käytetty laajoja monijäämäanalyysipaketteja (kaasu- ja nestekromatografia) sekä erillismenetelmiä glyfosaatin ja sen hajoamistuotteen (AMPA), tribenuroni-metyylin, etyleenitioureaan ja vuodesta 2019 lähtien pyretroidien erillismenetelmää. Lisäksi EU:n tarkkailuainelistan kartoitusten

yhteydessä on analysoitu eräitä aineita monijäämämenetelmää tarkemmilla menetelmillä muutamista näytteistä.

Vuosilta 2010–2021 koottiin VESLA:sta 293 yhdisteen pitoisuustiedot. Näistä 124 ainetta esiintyi yli toteamisrajan olevana pitoisuutena vähintään yhdestä näytteestä. Jatkotarkasteluun otettiin näistä aineista ne, joille löydettiin priorisointiin riittävän luotettavaksi arvioitu PNEC-arvo (liite 2). Ei-havaittujen aineiden joukossa oli myös sellaisia aineita, joiden määritysrajat eivät olleet riittäviä haitattomaan pitoisuustasoon nähden ja havaitsematta jääminen on johtunut korkeasta määritysrajasta (esim. pyretroidit).

5.4.1.2 Seurannan kattavuus

Vuosien 2010–2021 torjunta-aineiden seuranta-aineisto on pääosin maatalousvaltaisten alueiden virtavesistä. Mukana on lisäksi myös taustapaikkoja ja muutamia järvi- ja lampinäytteitä. Monijäämäanalyysimenetelmässä alusta asti mukana olleille aineille löytyi tuloksia yli 830 näytteestä. Vuoden 2010 jälkeen monijäämäanalyysiin lisätyille aineilla tulosten määrä riippuu siitä, milloin aine on siihen lisätty. Erillisanalyysijä on käytetty vain osalle näytteistä ja siksi niillä saatuja tuloksia on vähemmän kuin monijäämäanalyysiin sisältyvillä aineilla. Toisaalta muutamia aineita ovat olleet pintavesien torjunta-aine-seurannan lisäksi mukana erillisselvityksissä kuten EU:n tarkkailuainelistan neonikotinoidit ja siksi niille on tuloksia enemmän kuin 830 (esim. tiaklopridi n=880).

Vaikka kokonaisnäytemäärä voi kuulostaa joihinkin muihin aineryhmiin verrattuna suurelta, aineiston edustavuutta suhteessa aineiden käyttöalueisiin ei tiedetä. Kasvinsuojeluaineiden ja biosidien valuma-aluekohtaista käyttöä ei tiedetä. **On mahdollista, että yksittäisillä aineilla ei ole ollut yhtään näytteenottoaikkaa, joiden yläpuolisella valuma-alueella olisi kyseistä ainetta käytetty.**

Kasvinsuojeluaineiden osalta tulokset ovat edustavimpia niiden aineiden osalta, joita käytetään laajasti. Näitä ovat esimerkiksi tyypillisimmät viljojen rikkakasvien torjunta-aineet. Sen sijaan aineiston edustavuus on huonompi erikoiskasvien viljelyssä käytettävien aineiden osalta, vaikka niillä kasvinsuojeluaineiden käyttömäärät viljelyalaa kohti ovat usein suurempia. Tuholaisten torjunta-aineita käytetään vain torjuntakynnyksen ylittyessä, eikä niitä yleensä tarvita vuosittain paitsi eräiden öljykasvien viljelyssä.

Pitoisuudet esiintyvät usein pulssimaisina piikkeinä ja pitoisuuksien vaihtelu voi olla yli 10 000-kertainen kasvukauden aikana. Weisner ym. (2022) osoittivat useita syitä sille, miksi kasvinsuojeluaineiden haitallisten vaikutusten havaitseminen ei ole onnistunut VPD:n mukaisin menetelmin. Pitoisuuksien vaihteluun verrattuna harvalla (usein vain kerran kuussa) vesinäytteenotolla saadaan ani harvoin kiinni pitoisuuspiikkejä, jotka kuitenkin voivat vesieliöstön kannalta olla merkittäviä. Vesinäytteenottojen välisen ajan altistetuissa passiivikeräimissä havaittu ainekirjo on Suomessakin huomattavasti suurempi kuin kertavesinäytteissä (esim. Ahkola & Siimes 2019).

Osa biosidien vesistö päästöistä tulee jätevedenpuhdistamojen kautta ja osa huuhtoutuu suoraan pintavaluntana ulkokäytöstä. Tietoa biosidien käytöstä valuma-alueilla ei ole.

Torjunta-aineiden ehdottamisessa asetuksen 1022/2006 ainelistalle 1D käytettiin yllä mainituista syistä osin löysempiä kriteereitä kuin muille tässä suunnitelmassa arvioiduille aineille (ks. luku 3.2).

5.4.1.3 PNEC-arvot

Arvioitujen haitattoman pitoisuuden (PNEC) arvot samalle aineelle vaihtelevat eri lähteissä merkittävästi. Vesienhoidon ympäristölaatunormi ei suoraan vastaa kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden hyväksyntäprosessissa käytettyä pintavesien vertailuarvoa, sillä esimerkiksi kroonisen altistuksen tarkastelujakso on näissä erilainen. Arviointia tehdessä kävi ilmi, että kasvinsuojeluaineiden hyväksynnässä käytettyjen ”end-point”-ien ja pintaveden raja-arvojen löytyminen Euroopan ruokaviraston (EFSA)

sivuilla oli odotettua työläämpää. Selvittämättä jäi vielä myös biosidien ja kasvinsuojeluaineiden hyväksyntäprosesseissa käytettyjen raja-arvojen yhteneväisyys.

Aineiden riskitarkastelua ja valintaa varten PNEC-arvo valittiin seuraavassa ensisijaisuusjärjestyksessä:

- a) EU:n komission ehdotus (EC 2022a)
- b) voimassa oleva EQS-arvoa (Vesiympärisölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetus) tai tässä raportissa ehdotettu päivitetty EQS-arvo (katso luku 4.2, MCPA)
- c) ruotsalaisten kansallinen EQS-arvo (HAV 2019)
- d) suomalainen ympäristölaatuohjelmiehdotus (Konttiokari & Matsoff 2011), joka on valmisteltu kaikille Suomessa vuonna 2009 kasvinsuojeluainerekisteissä olleille aineille käyttäen ekotoksisuusaineistona tehoaineiden hyväksynnässä käytettyjä aineistoja. Jos g-kohdan saksalaisten RAC on tätä tiukempi, harkinnan mukaan g, e tai f.
- e) saksalainen AA-EQS (lähteenä Weisner ym. 2022, supporting information)
- f) ruotsalaisten pintaveden tavoitearvoa (riktvärde) tai ehdotusta sellaiseksi (Boström & Gönczi 2021 tai Boström 2020). Jos g-kohdan saksalaisten RAC on tätä tiukempi, harkinnan mukaan g, e tai f.
- g) saksalainen kasvinsuojeluaineiden riskinarvioinnissa käytetty RAC (regulatory acceptable concentration). Saksalaiset RAC-arvot otettiin tuoreesta julkaisusta (Weisner ym. 2022, supporting information). RAC viittaa noin kolmen viikon altistusta vastaavaan pitoisuuteen ja sen arvot olivat useimmilla aineilla AA-EQS:n ja MAC-EQS:n välistä. Weisner ym. vertasivat RAC-arvoja EU:n ja Saksan EQS-arvoihin, ja saksalaisissa kenttäoloissa määritettyihin selkärangattomille haitattomiin pitoisuuksiin, jotka olivat 20/22 aineen kohdalla edellisiä tiukempia. Näitä kenttäarvoja ei tässä käytetty tässä työssä, koska niiden määrittäminen oli erilainen. Jatkossa tulee kuitenkin muistaa, että laboratoriokokeissa määritetyt arvot eivät välttämättä kuvaa todellisuutta kenttäoloissa.
- h) Muutaman aineen kohdalla tietoa ei yllä mainituista lähteistä löytynyt. Näille etsittiin kirjallisuudesta muita arvoja tai määritettiin arvo itse tietokannoista löytyvien ekotoksisuustietojen ja aineiston laajuudesta riippuvan AF-kertoimen avulla. Tärkeä tietokanta oli PesticidePropertyDataBase (Lewis ym. 2016), jonne päivitetään mm. EU:n tehoaineiden hyväksyntäprosessissa olleet ekotoksisuustestitulokset.

Valitut PNEC-arvot 253 yhdisteelle ovat liitteessä 2.

5.4.2 Riskinarviointi

Kappaleissa 5.4.2.1–5.4.2.6 on esitetty vaiheittain aineiden priorisointi ja riskinarviointi ja valinta luvussa 3.2 esitettyjen kriteerien mukaisesti. Luvussa 5.4.2.7 on esitetty vertailu kasvinsuojeluaineiden puitedirektiivin mukaisesti valittuihin erityisesti seurattaviin kasvinsuojeluaineiden tehoaineisiin.

5.4.2.1 Seurantatuloksista nousseet ehdokasaineet

Vuosien 2010–2021 pintavesinäytteistä havaittiin määrittämissä ylittävänä pitoisuutena 110 eri torjunta-ainetta ja lisäksi todettiin merkkejä 13 aineesta, joiden pitoisuus ei ylittänyt määrittämissä PNEC

arvo löydettiin 101 torjunta-aineelle kaikkiaan 123 todetusta aineesta. Monia näistä aineista todettiin vain yksittäisistä näytteistä, mutta 67 torjunta-aineanalyysissä saatavaa yhdistettä todettiin vähintään 1 % analysoiduista näytteistä.

Kaikkein yleisimmin havaitut aineet ovat taulukossa 47. Niistä vain harvan pitoisuus täytti riskisuhdetta koskevan valintakriteerin ($RQ95 \geq 0,1$). Riskikriteerin täyttävät aineet ovat taulukossa 48 ja niistä puolestaan vain harvaa oli havaittu niin usein, että havaitsemisen yleisyyden valintakriteeri (havaittu ≥ 1 % näytteitä) täyttyi. Taulukoissa on näille aineille (ja liitteessä 2 kaikille havaituille aineille) annettu havaittuja pitoisuuksia kuvaavia tunnuslukuja, valittu PNEC ja aineen käyttöön liittyvää taustatietoa.

Viisi rikkakasvien torjunta-ainetta (glyfosaatti, florasulaami, MCPA, fluroksipyyri ja tritosulfuroni) ja kaksi tuholaisten torjunta-ainetta (neonikotinoidit: klotiadiiniini ja tiametoksaami) täyttivät kaikki kolme valintakriteeriä ($RQ95 \geq 0,1$; $t\text{-}\% \geq 1$ %; sallittua käyttöä 2023). Dinoterbin käyttötarkoitusta ei tiedetä, joten sille ehdotetaan jatkoselvitystä. Fluroksipyyrin PNEC-arvoon liittyy epävarmuutta ja neonikotinoidien käyttö tulee oletettavasti merkittävästi vähenemään, joten näitä ei ehdoteta tässä vaiheessa vesienhoitoon liittyvän asetuksen ainelistalle. Luvuissa 5.4.2.2–5.4.2.6 on tarkasteltu lähemmin taulukon 48 aineita.

Taulukko 47. Yleisimmin havaitut torjunta-aineet toteamisprosentin (t-%) mukaisessa alenevassa järjestyksessä. Havaitsemisen yleisyys on annettu sekä määritysrajan ylittäneiden näytteiden ja kaikkien analysoitujen näytteiden suhteena (k/n) että toteamisrajan ylittäneiden aineiden prosentiosuutena (t-%). Mukana ovat aineet, joita on havaittu vähintään 50 näytteestä.

Aine	CAS-numero	Pitoisuus, min.-maks. µg/l	95 %	PNEC µg/l	RQ95	k/n	t-%	Käyttö
AMPA	1066-51-9	< 0,02–1,6	0,24	400 ^d	0,001	269/315	87	M
Glyfosaatti	1071-83-6	< 0,02–9,1	0,53	0,1 ^a & 87 ^a	5,3 & 0,05	219/313	75	H
DEET	134-62-3	< 0,005–0,42	0,074	50 ^h	0,001	316/573	71	B
MCPA	94-74-6	< 0,01–2,4	0,32	1,0 ^{b,c}	0,32	404/864	55	H
Bentatsoni	25057-89-0	< 0,006–1,4	0,10	27 ^c	0,004	229/839	35	H
Tritosulfuroni	142469-14-5	< 0,01–1,9	0,07	0,75 ^d	0,10	192/829	30	H
Mekopropi + mekopropi-P	16484-77-8	< 0,01–0,41	0,05	20 ^c	0,003	142/836	24	H
Dikloropropi + dikloropropi-P	15165-67-0	< 0,01–1,1	0,08	10 ^c	0,008	170/834	23	H
Atsoksistrobiini	131860-33-8	< 0,002–0,64	0,01	0,55 ^{f,e}	0,02	108/834	20	F
Metamitroni-desamino	36993-94-9	< 0,01–2,7	0,0025	< 32 ^b	< 0,001	101/835	17	M
Fluroksipyyri	69377-81-7	< 0,01–1,5	0,06	0,46 ^d	0,12	110/824	14	H
Propikonatsoli	60207-90-1	< 0,008–0,28	0,01	1,8 ^d	0,006	51/833	13	B, (F)
Propoksikarbatsoni	181274-15-7	< 0,01–0,17	0,017	0,88 ^d	0,02	59/702	13	H
Klopyralidi	1702-17-6	< 0,01–0,63	0,10	720 ^d	0,0001	78/831	12	H
Metamitroni	41394-05-2	< 0,01–6,1	0,016	32 ^b	0,001	59/841	10	H
Kvinmerakki	90717-03-6	< 0,01–0,42	0,016	34 ^f	0,0005	60/831	9	H
Triadimenoli	55219-65-3	< 0,01–0,06	0,017	3,4 ^g	0,005	55/825	8	(F)
Metatsakloori	67129-08-2	< 0,01–58	0,011	0,4 ^{d,e}	0,03	54/844	8	H

Käyttötarkoitus on ilman sulkua, kun hyväksytty 2022 ja suluissa, jos ei ole enää hyväksytty: **B**=biosidi, **F**=kasvitautilien torjunta-aine, **H**=herbisidi, **I**=tuholaisten torjunta-aine, **L**=lääkeaine (esim. eläinten ulkoloisten torjunta), **M**=hajoamistuote

PNEC-arvojen lähteet (a-h) valintajärjestyksessä:

^a komission ehdotettava AA-EQS (glyfosaatille ehdotettu kahta eri arvoa), EC 2022a;

^b voimassa oleva AA-EQS tai tässä raportissa ehdotettu päivitys siihen (MCPA), metatritoni-desaminolle metatritonin arvo;

^c Ruotsin voimassa oleva AA-EQS, HAV 2019;

^d Ehdotettu AA-EQS Kontiokari & Mattsoff 2011;

^e Saksalainen AA-EQS, arvo otettu Weisner ym. 2022 lisätiedoista;

^f Ruotsalainen pintaveden tavoitearvo (riktvärde), Boström & Gönczi 2021 tai Boström 2020;

^g saksalainen kasvinsuojeluainepitoisuuden viranomaisarvo (RAC), Weisner ym. 2022;

^h Muu; tässä Siimes ym. 2019 sivu

Taulukko 48. Suurimman riskisuhteen (RQ95) torjunta-aineet RQ95 mukaisessa alenevassa

järjestyksessä. Mukana ovat aineet, joiden RQ95 on ollut vähintään 0,1. Pitoisuuden 95.%.n

laskennassa on käytetty määritysrajaa pienemmille pitoisuuksille määritysrajan puolikasta.

Havaitsemisen yleisyys kohdassa k/n kertoo kvantifioitujen näytteiden osuuden kaikista

analysoiduista näytteistä ja t-% näytteiden osuuden, joista ainetta todettu. Tummennettuna on

merkitty aineet, joiden valintakriteerit täyttyivät (t-% >1 näytteistä; RQ95 ≥ 0,1 ja aineella

hyväksyttyä käyttöä Suomessa 2022).

Aine	CAS-nu- mero	Pitoisuus, min.- maks. µg/l	95 %	PNEC µg/l	RQ95	k/n	t-%	Käyttö	Lisä- tieto
Permetriini	52645-53-1	< 0,005	-	0,00027 ^a	93	0/649	0,2	B(I)L	PS?
Glyfosaatti	1071-83-6	< 0,02–9,1	0,53	0,1 & 87^a	5,3 & 0,05	219/313	75	H	PS?
Imidaklopridi	138261-41-3	< 0,005–0,1	-	0,0068 ^a	3,68	3/599	0,5	B(I)L	PS?
Dinoterbi	1420-07-1	< 0,01–0,1	0,010	0,0034^g	2,94	7/473	1,9	?	
Triasulfuroni	82097-50-5	< 0,001–0,1		0,0018 ^d	2,78	13/834	2,4	(H)	
Florasulaami	145701-23-1	< 0,01–0,1	0,005	0,005^d	1,00	6/825	1,6	H	
Klotianidiini	210880-92-5	< 0,002–0,1	0,005	0,01^a	0,50	26/597	8,2	B, (I)	PS?
Tiaklopridi	111988-49-9	< 0,002–0,1	0,005	0,01 ^a	0,50	7/880	1,4	(I)	PS?
Kresoksimmi-metyyli	143390-89-0	< 0,01–0,28	0,05	0,1 ^e	0,50	2/827	0,4	F	
Metsulfuroni-metyyli	74223-64-6	< 0,01–0,1	0,010	0,02 ^c	0,50	1/825	0,6	H	
Prokloratsi	67747-09-5	< 0,05–6	0,50	1 ^b	0,50	1/833	0,1	(F)	(RBSP)
Terbutryyni	886-50-0	< 0,005–0,34	0,03	0,065 ^b	0,38	32/839	6,6	(B,H)	PS
MCPA	94-74-6	< 0,01–2,4	0,32	1,0^c	0,32	404/864	55	H	RBSP
Tiametoksaami	153719-23-4	< 0,002–0,1	0,010	0,04^a	0,25	46/878	7,4	B, (I)	PS?
Diflufenikaani	83164-33-4	< 0,01–0,99	0,005	0,025 ^f	0,20	3/829	0,6	H	
Trifluraliini	1582-09-8	< 0,005–0,05	0,005	0,03 ^b	0,17	2/830	0,8	(H)	PS
Asetamipridi	135410-20-7	< 0,002–0,11	0,005	0,037 ^a	0,14	2/598	0,3	I, B	PS?
Syprodiniili	121552-61-2	< 0,005–0,1	0,03	0,18 ^d	0,14	4 /825	0,7	F	
Jodosulfuroni-metyyli	144550-36-7	< 0,01–0,1	0,005	0,04 ^f	0,13	1/821	0,1	H	
Triklosaani	3380-34-5	< 0,005–0,05	0,003	0,02 ^a	0,13	5/551	0,9	(B)	PS?
Fluroksipyyri	69377-81-7	< 0,01–1,5	0,06	0,46^d	0,12	110/824	14	H	
Sulfosulfuroni	141776-32-1	< 0,1	0,005	0,05 ^d	0,10	0/823	0,2	H	
Tifensulfuroni-metyyli	79277-27-3	< 0,01–0,1	0,005	0,05 ^d	0,10	3/824	0,7	H	
Tritosulfuroni	142469-14-5	< 0,01–1,9	0,07	0,75^d	0,10	192/829	30	H	

Käyttötarkoitus on ilman sulkuja, kun hyväksytty 2022 ja suluissa, jos ei ole enää hyväksytty: **B**=biosidi, **F**=kasvitautilien torjunta-aine, **H**=herbisidi, **I**=tuholaisten torjunta-aine, **L**=lääkeaine (esim. eläinten ulkoloisten torjunta), **M**=hajoamistuote ja **?**=päästölähdettä/käyttöä ei tunneta.

Lisätieto: **PS**=EU:n prioriteettiaine, **PS?**=ehdolla prioriteettiaineeksi, **RBSP**= asetuksen liitteen 1D eli kansallinen haitallinen aine, (**RBSP**)=ehdotetaan poistettavaksi asetuksen liitteestä 1D.

PNEC-arvojen lähteet: ks. selite taulukko 47.

5.4.2.2 Harvoin havaitut riskisuhdekriteerin ($RQ95 \geq 0,1$) täyttävät aineet

Usean aineen RQ95 arvo täytti torjunta-aineiden valinnassa käytetyn RQ95 -kriteerin (taulukko 48), mutta ei havaitsemisen yleisyyden kriteeriä (havaittu yli 1 % näytteistä).

Suurimmat riskisuhteet laskettiin permetriinille ($RQ95 = 93$) ja imidaklopridille ($RQ95 = 3,7$). Näiden kohdalla kyse on kuitenkin vain laskennallisesta määritysrajasta riippuvasta arvosta, sillä todellista 95.- % pitoisuutta ei aineiston perusteella voitu määrittää. Permetriiniä ja imidaklopridiä on käytetty sekä kasvinsuojeluaineina (tuholaisten torjuntaan) että eläinten ulkoloislääkkeinä. Kumpakaan ei saa käyttää enää kasvinsuojeluaineina, mutta molempia voi edelleen käyttää eläinten ulkoloislääkkeenä, esimerkiksi koirien punkkipannoissa.

Permetriiniä sekä erikseen analysoituja permetriinin cis- ja trans-muotoja on todettu Aurajoen (2016–2017) ja Loimijoen (2021) vesistöistä, mutta pitoisuudet ovat olleet tuolloin pienempiä kuin silloinen määritysraja (5 ng/l). Komission ehdotti (EC 2022a) permetriinin ympäristölaatu normiksi sisävesille AA-EQS-arvoa 0,27 ng/l ja MAC-EQS-arvoa 2,5 ng/l. Vuonna 2019 Suomessa otettiin käyttöön pyretroidien erillismenetelmä, jossa pyretroidin määritysraja on 0,2 ng/l (sama määritysraja myös permetriinin cis- ja trans-muodoille). Uudella herkällä menetelmällä analysoiduista näytteistä ei ole havaittu permetriiniä, mutta tuloksia on toistaiseksi vähän.

Imidaklopridi kuuluu neonikotinoideihin, joiden kasvinsuojeluainekäyttö kiellettiin EU:ssa vuonna 2018. Sitä on kuitenkin saanut käyttää poikkeusluvalla ja kasvihuoneissa vielä vuonna 2021. Sitä saa edelleen käyttää esimerkiksi koirien punkkipannoissa. Imidaklopridiä on havaittu kahdesta joesta, vaikka yleisimmin käytetyssä monijäämäanalyysissä sen määritysraja on ollut 10 ng/l eli korkeampi kuin EU-komission ehdottama AA-EQS (EC 2022a: AA-EQS 6,8 ng/l; MAC-EQS 57 ng/l). Imidaklopridi on ollut mukana EU:n pintavesien tarkkailulistalla (Watch list). Näissä kartoituksissa on käytetty imidaklopridin määrittämisessä monijäämäanalyysiä tarkempaa erillismenetelmää.

Permetriiniä ja imidaklopridiä ei tässä vaiheessa ehdoteta asetuksen 1022/2006 listalle 1D, vaan niille ehdotetaan pitoisuuksien kartoittamista riittävän tarkkoilla analyysimenetelmillä – ja tarvittaessa menetelmien edelleen kehittämistä. Molemmat aineista ovat ehdolla myös EU:n prioriteettiaineiksi.

Asetamipridi ($RQ95 = 0,14$) kuuluu neonikotinoideihin, joilla torjutaan tuhohyönteisiä. Sitä saa käyttää Suomessa sekä kasvinsuojeluaineena että biosidinä mm. tukkimiehen tain torjunnassa. Koska sitä on havaittu harvoin vesinäytteistä, ei sitä ehdoteta asetuksen liitteeseen 1D. Se on ollut mukana myös EU:n laajuisissa pintavesien tarkkailulistan aineiden kartoituksissa ja se on ehdolla EU:n prioriteettiaineeksi (EC 2022a).

Kasvitautilien torjunta-aineena käytettyä **kresoksimmi-metyyliä** on löydetty kolmesta puutarhan alapuolelta otetusta pintavesinäytteestä otetusta näytteestä. Laskennallinen riskisuhde ($RQ95 = 0,5$) osoittaa, että aine saattaa esiintyä haitallisina pitoisuuksina pintavesissä. Muilta paikoilta sitä ei kuitenkaan ole havaittu, joten sitä ei tässä vaiheessa ehdoteta asetuksen liitteen 1D ainelistalle. Seuranta suositellaan kuitenkin tarkistettavan niin, että kresoksimmi-metyylin mahdolliset käyttöalueet tulisivat jatkossa varmasti huomioitua. Tämä tarkoittaisi esimerkiksi hedelmä- ja herukkatarhojen alapuolisten vesistöjen mukaan ottoa kartoituksiin tai seurantaan. Mikäli ainetta havaitaan jatkossakin, tulisi myös sen PNEC-arvo tarkastaa.

Syprodiiniiliä sisältäviä kasvitautilien torjunta-ainevalmisteita on Suomessa hyväksyttyinä kaksi. Toinen on suunnattu viljapelloille ja toinen puutarhakasveille ja kasvihuonekäyttöön. Ainetta on havaittu

alle yhdessä prosentissa pintavesinäytteitä. Suurinkin havaittu pitoisuus on ollut vuosikeskiarvolle ehdotettua laatunormia pienempi. Ainetta ei ehdoteta asetuksen liitteen 1D ainelistalle.

Lisäksi edelleen käytössä olevista rikkakasvien torjuntaan käytettävistä aineista **diflufenikaanin ja neljän pien’annosherbisidin** (metsulfuroni-metyyli, jodosulfuroni-metyyli, sulfosulfuroni ja tifensulfuroni) riskisuhteet ylittivät yksittäisissä näytteissä RQ95 -kriteerin. Niitä on havaittu niin harvoin, että niitä ei ehdoteta asetuksen liitteen 1D ainelistalle.

5.4.2.3 Käytöstä poistuneet tai poistumassa olevat aineet, jotka täyttävät muut valintakriteerit

Pien’annosherbisidinä käytettävää **triasulfuronia** havaittiin 2010-luvulla usealta maatalousvaltaisten alueiden virtavesipaikalta (VHA3), vaikka määrittäjäraja oli aluksi PNEC-arvoa suurempi. Aine poistettiin kuitenkin EU:n sallittujen kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden listalta 2017 eikä PNEC-ylityksiä ole havaittu sen jälkeen.

Klotianidiini, tiaklopridi ja tiametoksaami ovat neonikotinoideja (kuten ylempänä esiin tulleet imidaklopridi ja asetamipridi). Niiden kasvinsuojeluainekäyttöä rajoitettiin merkittävästi EU:ssa jo 2013 ja vuonna 2018 kiellettiin muu kuin kasvihuonekäyttö. Suomessa on kuitenkin ollut poikkeuslupia vuosittain neonikotinoideilla peitatus siemenen käyttöön. Jatkossa poikkeuslupia ei voi EU:n tuomioistuimen antaman ennakkoratkaisun (19.1.2023) mukaan näille ei voi enää jatkossa myöntää poikkeuslupia edes kasvinsuojelun hätätilanteisiin.

Riskinarvioinnissa tarkasteltavana oli sellainen pitoisuusaineiston ajanjakso, jonka aikana neonikotinoideja on käytetty Suomessa kasvinsuojeluaineina. Neonikotinoideja on löytynyt vesistä melko yleisesti ja passiivikeräimillä niitä on havaittu vielä useammin kuin vesinäytteistä. Neonikotinoidit hajoavat ympäristössä hitaasti, mutta käytön päättymisen jälkeen ympäristöpitoisuudet vähenevät. Tästä on jo saatu viitteitä. Vuonna 2022 ja 2023 (elokuun loppuun mennessä) on viittä neonikotinoidia (asetamipridi, imidaklopridi, klotianidiini, tiaklopridi ja tiametoksaami) analysoitu 185 virtavesinäytteestä. Kahdessa näytteessä oli todettu klotiadiniina määrittäjärajaa pienempi pitoisuus, mutta yhdessäkään näytteessä ei havaittu määritettävissä olevaa pitoisuutta mistään näistä aineista.

Klotiadiiniä ja tiametoksaamia saa edelleen käyttää tietyissä biosideissa. Niiden päästöt pintavesiin tulevat todennäköisesti jatkossa edelleen vähenemään kun kasvinsuojeluainekäytöstä ympäristöön päätyneet aineet hajoavat ja uutta laajamittaista käyttöä ei ole. Siksi niitä ei ehdoteta asetuksen 1022/2006 liitteen 1D listalle. Seurantaa pintavesissä tulee kuitenkin jatkaa. Viisi neonikotinoidia ovat ehdolla myös EU:n prioriteettiaineiksi (EC 2022a).

Terbutryyni ja trifluraliini ovat jo prioriteettiainelistalla, joten niitä ei ehdoteta asetuksen 1022/2006 kansallisten aineiden listalle. Ne ovat aikanaan olleet rikkakasvien torjunta-aineita ja myöhemmin biosideja, mutta vuonna 2022 kumpaakaan ei ollut kasvinsuojeluaineluettelossa eikä biosidireksiterissä.

Myöskään satunnaisesti havaittua **triklosaania** ei ehdoteta asetuksen ainelistalle, sillä vaikka sillä on ollut aiemmin ollut useita hyväksytyjä biosidisia käyttötarkoituksia, ei se enää ole hyväksytyjen biosidien listalla. Triklosaani on kuitenkin ehdolla EU:n prioriteettiaineeksi (EC 2022a).

Yksittäinen havainto nosti **prokloratsin** taulukkoon 48. Prokloratsia ehdotetaan poistettavaksi asetuksen listalta 1D, koska sitä ei enää saa käyttää kasvinsuojeluaineena (ks. luku 4.2.3).

5.4.2.4 Aineet, joiden käyttöä ei tunneta, mutta RQ95 kriteeri täyttyy

Dinoterbiä ja dinosebiä on analysoitu torjunta-aineseurannassa vuodesta 2016 lähtien. Aineilla ei tiedetä olevan torjunta-ainekäyttöä Suomessa, mutta niitä on havaittu pintavesistä.

Dinosebi ja dinoterbi ovat myrkyllisiä, lisääntymiseen ja alkion kehitykseen vaikuttavia dinitrofenoli-johdannaisia. Dinitrofenolia käytetään teollisuudessa väriaineiden, lahonsuoja-aineiden ja räjähteiden lähtöaineena sekä rikkakasvien ja hyönteisten torjunta-aineina. Lisäksi sitä on käytetty laihdutuslääkkeenä, mutta tämä käyttö kiellettiin Yhdysvalloissa jo vuonna 1938 sen aiheuttaman suuren kuolleisuuden vuoksi. Eräitä dinitrofenoli-johdannaisia käytetään doping-aineina. Suomen Antidopingtoimikunnan mukaan aine on siitä poikkeuksellinen, että käyttäjä voi sietää ainetta kuukausia ilman selviä haittavaikutuksia ja kuolla sitten yhtäkkiä myrkytykseen.

Kanadassa dinosebille on johdettu haitattomaksi pitoisuudeksi (PNEC) 0,17 µg/l. PNEC-arvon AF-kerroin oli vain 10, sillä saatavilla olevaa ekotoksisuusaineistoa pidettiin melko hyvänä. Dinoterbille on vähemmän ekotoksisuustietoja, mutta se on dinosebiä myrkyllisempää kaloille ja selkärangattomille. Uu-Pri-hankkeessa (Siimes ym. 2019) dinoterbille määritetty PNEC oli 0,0034 µg/l. Se perustui akuuttiin myrkyllisyyteen kaloille ja suureen arviointikertoimeen.

Dinosebiä on käytetty Suomessa rikkakasvien torjunta-aineena Suomessa 1960-luvulta 1980-luvun loppupuolelle ja sen käyttö on erikseen kielletty 1996. Dinoseb on tunnistettu SVHC-aineeksi (ks. luku 5.1.5). Se sekä sen suolat ja dinosebasetaatti kuuluvat Rotterdamin sopimuksen PIC-menettelyn piiriin. Sen mukaan näiden kiellettyjen tai voimakkaasti rajoitettujen kemikaalien vienti on sallittua vain sellaisiin maihin, jotka antavat siihen etukäteen luvan.

Teollisuuskemikaalina dinosebista käytetään lyhennettä DNBP. Sitä voidaan käyttää esimerkiksi styreenin ja vinyylitolueenin valmistuksessa. Myös dinosebasetettaattia (CAS 2813-95-8) käytetään polymeeriteollisuudessa ainakin styreenin, vinyylitolueenin, p-metyylistyreenin ja divinyylibentseenin tuotannossa. Sitä on tuotu Suomeen tuhansia kiloja ainakin 2017–2018, mutta on todennäköistä, että kaikesta tuonnista ei ole tietoa.

Dinoterb puolestaan on ollut mukana eräissä rikkakasviaineiden peltokokeissa 1960-luvun lopulla, mutta sitä ei ole milloinkaan hyväksytty Suomessa kasvinsuojeluaineeksi. Dinoterbin kasvinsuojeluainekäyttö kiellettiin EU:ssa 2006 eikä sitä saa käyttää myöskään biosidinä. WHO on listannut sen vaaralliseksi ja EU:ssa se on ehdolla SVHC-listalle. Dinoterbasetaattia (CAS 3204-27-1) on tuotu eChem.com-sivuston mukaan Kiinasta Suomeen yli 675 tonnia 11/2018–11/2019, muulta ajalta tietoa ei ole löytynyt. Kiina vei dinoterbiasetaattia erittäin suuria määriä maailmalle, erityisesti Vietnamiin. Tässä vaiheessa ei ole tietoa, mihin ainetta on Suomessa käytetty – ja onko kyse ollut poikkeuksellisesta vuodesta vai tuodaanko ainetta jatkuvasti.

Mikäli dinosebin ja dinoterbin asetaattimuotoja päätyy vesiin, voivat ne näkyä vesinäytteissä dinosebinä ja dinoterbinä.

Dinoterbiä havaittiin vuonna 2017 neljästä suuresta joesta: Kokemäenjoesta, Perhojoesta, Kemi-joesta ja Tornionjoesta. Suurin havaittu pitoisuus oli noin kymmenkertainen ja määrittäjä kolminkertainen PNEC-arvoon verrattuna. Samoilta paikoilta ei ole otettu vuoden 2017 jälkeen vesinäytteitä. Dinoterbiä havaittiin Aurajoesta ja sen sivujoesta Savijoesta myös huhtikuussa 2023, jolloin muilta paikoilta ei otettu vesinäytteitä torjunta-aineanalyysiin. Lisäksi dinoterbiä on havaittu Turun seudun talousveden raakavedessä vuosina 2017 ja 2019, mutta talousveden raja-arvo (0,1 µg/l) ei ole ylittynyt. Dinosebiä puolestaan havaittiin maatalousvaltaisten alueiden pintavesissä vuonna 2021.

Koska päästölähteet ovat epäselvät ja PNEC-arvo on epävarma, ei dinoterbiä eikä dinosebiä ehdoteta asetuksen 1022/2006 liitteen 1D ainelistalle. Sen sijaan ehdotetaan, että dinoterbin ja dinosebin

sekä niiden eri muotojen käyttöä ja päästöreittejä vesiin selvitetäisiin. Lisäksi aineiden PNEC-arvot tulisi tarkistaa uusimman tutkimustiedon mukaisesti.

5.4.2.5 Kaikki valintakriteerit täyttänyt aine – glyfosaatti

Glyfosaatti on Suomen eniten myyty rikkakasvien torjunta-aine. Glyfosaatin analyysimenetelmän määritysraja laski 2018. Sen jälkeen sitä on havaittu lähes kaikista maatalousvaltaisten alueiden virtavesinäytteistä (> 90 %). Tukes on valinnut glyfosaatin yhdeksi kansallisesti seurattavaksi kasvinsuojeluaineid

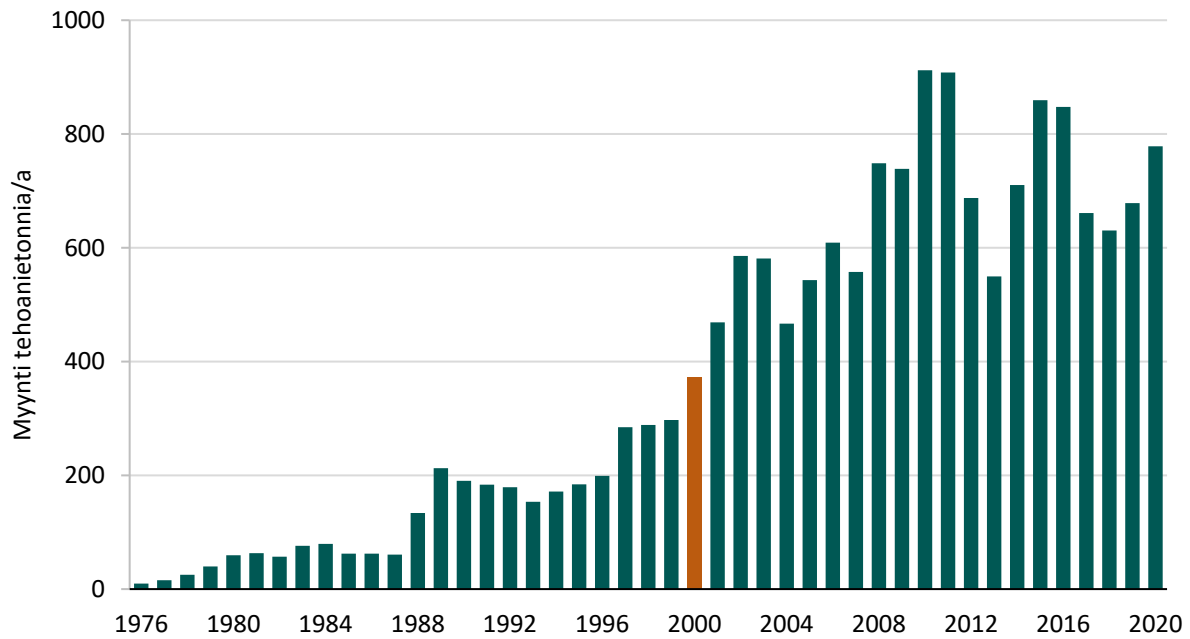
den tehoaineeksi ([Harmonisoidut riski-indikaattorit | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto \(Tukes\)](#)). Glyfosaatti on myös ehdokkaana EU:n prioriteettiaineeksi ja sille on ehdotettu erikseen ympäristölaatu

tunormia juomaveden raakavedeksi käytettäviin pintavesiin ja muihin pintavesiin (EC 2022a). Glyfosaatti tuli kasvinsuojeluainemarkkinoille 1970-luvulla ja se on sekä Suomen että koko maailman eniten käytetty kasvinsuojeluaine. Glyfosaatin nousu maailman eniten myydyksi kasvinsuojeluaineeksi ajoittuu samaan aikaan kun glyfosaattikestäviksi jalostettujen maissi- ja soijapapulajikkeiden viljely yleistyi. Suomessa glyfosaatin myyntimäärät lähtivät nousuun samoihin aikoihin, kun viljely ilman kyntöä on yleistynyt (eroosion torjuntaa), sillä kyntäminen on aiemmin vähentänyt monivuotisten rikkakasvien yleistymistä ja ilman kyntöä näiden torjunta on pitänyt tehdä kemiallisesti (kuva 39).

Glyfosaatin jatko EU:n kasvinsuojeluaineen tehoaineeksi on arvioitavana. Päätös on saanut lisäaikaa ja sitä odotetaan lokakuussa 2023.

Glyfosaatti ruiskutetaan torjuttavan kasvin lehvästään, josta se kulkeutuu kasvin johtojänteitä pitkin kaikkialle kasviin, myös sen kasvupisteisiin. Siellä se kiinnittyy EPSPS-entsyymiin, joka katalysoi erästä kasveille välttämättömän aromaattisen aminohapon muodostumista, ja estää tämän toiminnan aiheuttaen kasvin kuoleman. Glyfosaatti tehoaa vaikutusmekanisminsa vuoksi myös monivuotisiin juuririkkakasveihin kuten juolavehnään. Glyfosaattia on pidetty turvallisena eläimille, sillä eläinsoluissa EPSPS-entsyymiä tarvita. Kasvisolujen lisäksi glyfosaatti voi kuitenkin vaikuttaa myös eräisiin mikrobeihin ja sieniin. Välillisesti tällä voi olla vaikutusta myös eläimiin. On esimerkiksi havaittu, että glyfosaatti voi tuhota eräitä mehiläisen suolistobakteereita ja altistaa siten mehiläiset tätä kautta infektiolle. On melko todennäköistä, että glyfosaatti voi häiritä vastaavilla epäsuorilla vaikutusmekanismeilla myös muita eläimiä.

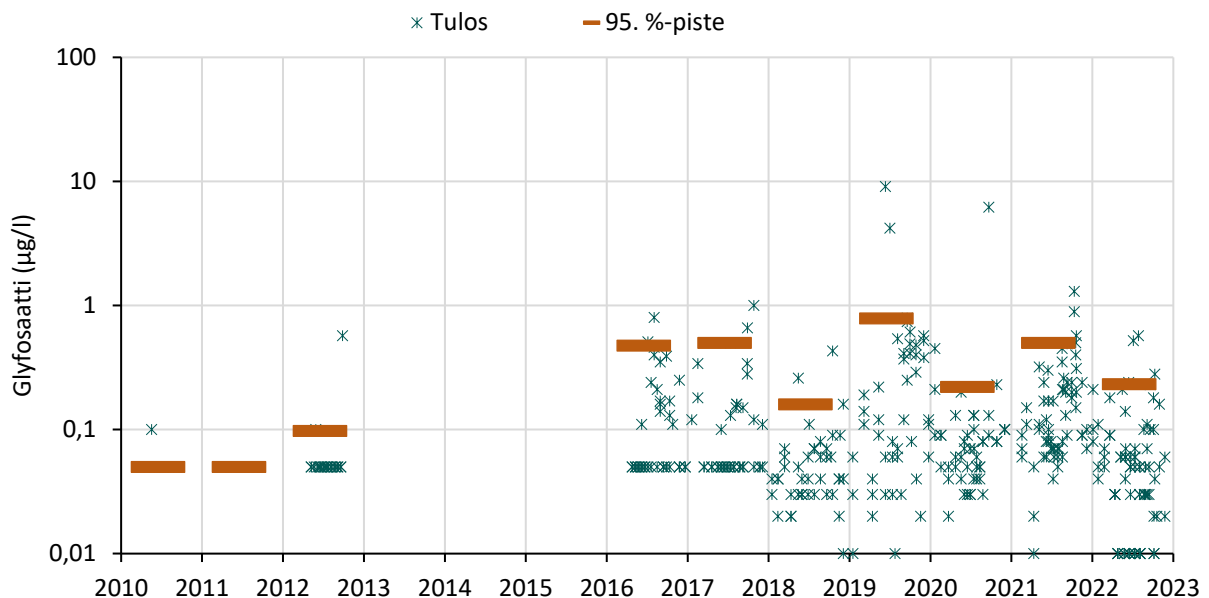
Glyfosaatin syöpävaarallisuusepäilyyn liittyi kohu 2010-luvulla, kun Maailman terveysjärjestö WHO luokitteli glyfosaattivalmisteen mahdollisesti syöpävaaralliseksi, mutta Euroopan ruokavirasto (EFSA) ei pitänyt tehoainetta syöpävaarallisena. Sitten Euroopan kemikaalivirasto (ECHA) arvioi glyfosaatin (pelkän tehoaineen), eikä sitä luokiteltu syöpävaaralliseksi. Eräät aiemmin glyfosaattivalmisteissa käytetyt lisäaineet ovat nykyään kiellettyjä EU:ssa.



Kuva 39. Glyfosaatin myynti tehoainetonna Suomessa 1976–2020 (aineisto: Tukes). Vuoden 2000 myyntimäärä on merkitty oranssilla, koska sitä käytettiin aikanaan apuna aineiden valinnassa ensimmäiselle ainelistalle (Londesborough 2003).

Glyfosaatin esiintyminen pintavesissä

Glyfosaattia havaittiin aiemmin vain pienestä osasta vesinäytteistä, mutta määrittämisraja laski vuonna 2018 ja sen jälkeen sitä on havaittu lähes kaikista maatalousvaltaisten alueiden vesinäytteistä. Pitoisuudet on esitetty kuvassa 40 ja taulukossa 49.



Kuva 40. Glyfosaatin pitoisuushavainnot pintavesissä. Määrittämisraja alentui vuonna 2018 ja sen jälkeen glyfosaattia on havaittu lähes kaikista maatalousvaltaisten alueiden vesinäytteistä.

Taulukko 49. Glyfosaatin pitoisuuden tunnuslukuja 2018–2021. Aineistoa ei ole eritelty paikkakohtaisesti, sillä pitoisuuksien vaihtelu samalla paikalla ajan suhteen oli suurempaa kuin paikkojen välillä. Paikat pääosin maatalousvaltaisilla valuma-alueilla.

Aikajakso	Paikkojen lkm	N/n lkm	Vaihteluväli ja keskiarvo	Jakaumaa kuvaavia tunnuslukuja
2018–2021	VHA2: 2 VHA3: 6	186 / 194	< 0,02–9,1 µg/l ka 0,25 µg/l	50. prosenttipiste (md): 0,08 µg/l 95. prosenttipiste: 0,55 µg/l 99. prosenttipiste: 4,34 µg/l

Glyfosaatin haitallisuus

Glyfosaatille herkimpiä eliöitä ovat levät ja vesikasvit. Laatonormit ja muut raja-arvot vaihtelevat merkittävästi lähteestä riippuen. Tulokset eri lähteitä käyttäville ympäristölaatonormeille vaihtelevat (taulukko 50).

Taulukko 50. Ehdotettuja ja voimassa olevia glyfosaatin ympäristölaatonormeja pintavesissä

Laatonormityyppi	Komission ehdotus (EC 2022a)	JRC luonnos EQS (JRC 2022d)	SCHEER 2022g	Ehdotus (Konttinen & Mattsson 2011)	Muut
AA-EQS sisävedet	juomaveden raakavesi: 0,1 µg/l muut vedet: 86,7 µg/l	34 µg/l	juomaveden raakavesi: 0,1 µg/l muut vedet: ei kannattanut JRC:n ehdotusta	100 µg/l (levä NOEC, AF=10)	100 µg/l Ruotsi (HAV 2019) 0,1 µg/l Viro
AA-EQS merivesi		8,7 µg/l	ei kannattanut JRC:n ehdotusta	10 µg/l	Ei
MAC-EQS sisävedet	398,6 µg/l	84,4 µg/l (AF=10, vesikasvi LC50)	ei kannattanut JRC:n ehdotusta	450 µg/l (AF=10, levä EC50)	Ei
MAC-EQS merivesi	39,9 µg/l			45 µg/l	Ei

Vaikka glyfosaatti ei ole ekotoksisuustesteissä ollut vesiympäristössä akuutisti kovin myrkyllinen aine, on sillä havaittu olevan vaikutuksia kasviplankton populaatioiden lajiston runsaussuhteisiin jo ehdotettuja laatonormeja pienemmillä pitoisuuksilla (Smedbol ym. 2018). Kanadalaisessa tutkimuksessa päälevälajit muuttuivat, kun glyfosaatin pitoisuus oli 50–1000 µg/l ja pienempiä muutoksia havaittiin jo 1–10 µg/l pitoisuuksissa.

Komission ehdotuksessa (EC 2022a) glyfosaatin AA-EQS oli 87 µg/l sisävesillä ja kymmenen kertaa tätä pienempi rannikkovesillä. Erikseen oli annettu juomaveden raakavedeksi käytettävälle pintavedelle 0,1 µg/l. Syken mielestä EU-komission ehdotus glyfosaatin AA-EQS-arvoiksi ei ole kaikilta osin perusteltu. Mielekäs vuosikeskiarvon ympäristölaatonormi olisi varmaankin välillä 1–5 µg/l.

Ainetta ei ehdoteta kansalliseksi aineeksi, jos se vahvistetaan EU-tasolla prioriteettiaineeksi. Jos glyfosaattia ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi, ehdotetaan sille kansallisen AA-EQS:n tarkempaa määrittelyä. Tässä voidaan käyttää apuna sekä EU-tason riskinarvioinnin ja lopullisen EQS-ehdotuksen valmistumista että kesällä 2023 valmistuvaa tehoaineen rekisteröintiarviota kasvinsuojeluaineen jatkorekisteröinnin yhteydessä.

5.4.2.6 Muut valintakriteerit täyttäneet rikkakasvien torjunta-aineet florasulaami, fluroksipyyri, MCPA ja tritosulfuroni

Florasulaami, fluroksipyyri, tritosulfuroni ja MCPA täyttivät asetetut kriteerit aineen valinnalle (ks. taulukko 48, kappale 5.4.2.1). Aineita voidaan käyttää osin samoihin tarkoituksiin eli leveälehtisten rikkakasvien torjuntaan. Näistä MCPA on jo asetuksen ainelistalla (ks. kappale 4.2.4). Fluroksipyyrin PNEC-arvo vaihtelee merkittävästi eri lähteiden välillä. Kontiokari ja Mattsoff (2011) ehdottivat sen AA-EQS arvoksi 0,46 µg/l kun taas Boström ja Göntzi (2022) ehdottivat ruotsalaisten pintavesien tavoitearvoksi 143 µg/l. Vaikka arvot eivät suoraan vastaa toisiaan, ei sitä ehdoteta tässä vaiheessa asetuksen ainelistalle. Sen seuranta tulee kuitenkin jatkaa. Florasulaamia ja tritosulfuronia käytetään leveälehtisten rikkakasvien torjuntaan. Kumpaakaan ei ollut Suomessa myynnissä vielä 2000, jonka tietoja käytettiin aineiden valinnassa (Londesborough 2003). Tritosulfuronia on myyty Suomessa 2010 lähtien ja florasulaamia vuodesta 2002 lähtien. Molempia on myyty vuosittain ja myyntimäärät ovat kasvaneet markkinoille tulon jälkeen. Kontiokari ja Mattsoff (2011) tunnistivat kasvinsuojeluaineiden rekisteröintiaineistojen perusteella florasulaamille herkkimmäksi eliöryhmäksi levät ja tritosulfuronille vesikasvit. Näiden aineiden ympäristölaatu normiehdotukset ovat suoraan Kontiokarin ja Mattsoffin (2011) raportista (ja ne on esitetty luvussa 5.4.3).

Tritosulfuroni on yksi yleisimmin pintavesistä havaituista aineista. Sen havainnot ovat yleistyneet samaa tahtia kuin MCPA:n havainnot harvinaistuneet. florasulaami puolestaan on ylittänyt ehdotetun ympäristölaatu normin joka kerta, kun sitä on havaittu, sillä määrittäysraja on suurempi kuin AA-EQS. Pitoisuusjakaumat on esitetty taulukoissa 51 a ja b.

Taulukko 51 a. Florasulaamin havaitut pitoisuudet ympäristössä. Alle määrittäysrajan tulokset asetettu määrittäysrajan puolikkaiksi, < mr = määrittäysrajaa pienempi. Florasulaamin PNEC = 0,005 µg/l.

Alue ja vuodet	hav./n	Vaihteluväli µg/l	Keskiarvo µg/l	95. & 99. prosenttipisteet µg/l	RQ95 & RQmaks.
<u>VHA2–VHA3</u>					
2011–2016	3/384	< 0,01–0,012	(< mr)	(< mr) & 0,012	(< 20) & 24
2017–2021	10/397	< 0,01–0,040	(< mr)	(< mr) & 0,040	(< 20) & 80
<u>VHA4–VHA6</u>					
2011–2017	0/18	< 0,01	-	-	-
2017–2021	0/26	< 0,01	-	-	-

Taulukko 51 b. Tritosulfuronin havaitut pitoisuudet ympäristössä. Alle määrittäysrajan tulokset asetettu määrittäysrajan puolikkaiksi, < mr = määrittäysrajaa pienempi. Tritosulfuronin PNEC = 0,75 µg/l.

Alue ja vuodet	hav./n	Vaihteluväli µg/l	Keskiarvo µg/l	95. & 99. prosenttipisteet µg/l	RQ95 & RQmaks.
<u>VHA2–VHA3</u>					
2011–2016	102/385	< 0,01–0,41	0,014	0,05 & 0,12	0,07 & 0,55
2017–2021	146/400	< 0,01–1,90	0,024	0,09 & 0,19	0,12 & 2,53
<u>VHA4–VHA6</u>					
2011–2017	0/18	< mr (0,01)	-	-	-
2017–2021	0/26	< mr (0,01)	-	-	-

Florasulaamia on havaittu kasvukaudella 2021 PNEC-arvon ylittävänä pitoisuutena Loimijoen vesistöissä. Florasulaamia sisältäviä hyväksyttyjä kasvinsuojeluainevalmisteita on Suomessa hyväksyttyinä neljä ja niistä kolmessa toinen vaikuttava tehoaine on tritosulfuroni.

5.4.2.7 Vertailu kasvinsuojeluaineiden puitedirektiivin mukaisesti valittuihin erityisesti seurattaviin kasvinsuojeluaineiden tehoaineisiin

Kasvinsuojeluaineiden puitedirektiivin vaatimusten mukaan Suomi on valinnut viisi erityisesti tarkkailtavaa kasvinsuojeluaineen tehoainetta (Tukes 2020). Niiden kohdalla tarkastellaan erityisesti aineiden myyntiä, käyttöä ja harmonisoidun indikaattorin kehitystä, mutta lisäksi myös ympäristöpitoisuuksia ja jäämiä ruuassa /rehussa. Erityisesti seurattavat tehoaineet ovat: glyfosaatti, atsoksistrobiini, deltametriini, esfenvaleraatti ja indoksakarbi. Erilaisesta tarpeesta lähteneet valintakriteerit johtivat siihen, että näistä aineista vain glyfosaattia ehdotetaan tässä vaiheessa myös vesienhoidon piiriin.

Vaikka atsoksistrobiini esiintyy yleisenä vesissä, olivat sen havaitut pitoisuudet pieniä suhteessa PNEC-arvoon eikä se siksi täyttänyt riskisuhteelle annettua valintakriteeriä. Se pidetään kuitenkin mukana seurannassa. Deltametriini ja esfenvaleraatti ovat olleet mukana seurannassa, mutta niiden määritysrajat ovat olleet aivan liian korkeita. Indoksakarbi ei ole toistaiseksi ollut seurannassa mukana. Se pyritään jatkossa saamaan analysoitujen aineiden listalle. Näille kolmelle aineelle ehdotetaan analytiikan kehitystä ja päästölähteiden parempaa tunnistusta, jotta seurantapaikat saataisiin valittua paremmin suhteessa näiden aineiden käyttöön.

Komissio ehdottaa näistä glyfosaattia, deltametriiniä ja esfenvaleraattia myös EU:n prioriteettaineiksi (EC 2022a).

5.4.2.8 Torjunta-aineita koskeva ehdotus

Asetuksen ainelistalle ehdotetaan nykyisin listalla olevan MCPA:n lisäksi kolmea rikkakasvien torjuntaainetta: florasulaami, tritosulfuroni ja glyfosaatti. Ehdotetut ympäristölaatu normit ovat taulukossa 52. Glyfosaatin normia ehdotetaan kuitenkin vielä tarkistettavaksi ja tarkistuksessa voidaan käyttää apuna meneillään olevaa EU-arviointia.

Taulukko 52. Asetuksen ainelistalle ehdotettavat uudet kasvinsuojeluaineet ja niiden ympäristölaatu normiehdotukset

Aine	AA-EQS sisämaan pintavedet	AA-EQS merivesi	MAC-EQS sisämaan pintavedet	MAC-EQS merivesi
Florasulaami (vesieliöt, levät)	5 ng/l	0,5 ng/l	118 ng/l	24 ng/l
Tritosulfuroni (vesieliöt, vesikasvit)	750 ng/l	75 ng/l	4 760 ng/l	476 ng/l
Glyfosaatti (vesieliöt)	Ehdotetaan vielä tarkistettavaksi kansallisesti (pohjautuen 2023 valmistuviin EU-arviointeihin)			

Ehdotamme seuraavia muita toimia torjunta-aineisiin liittyen

- Analyysimenetelmien parantamista ehdotetaan seuraaville aineryhmille
 - pyretroidit (mm. pyretriini, deltametriini ja sypermetriini)
 - imidaklopridi ja muut neonikotinoidit

- dinoterb
- indoksakarbi, joka ei toistaiseksi ole ollut lainkaan mukana pintavesiseurannassa.
- Torjunta-aineseurantaan ehdotetaan mukaan puutarhojen alapuolisia näytepisteitä. Tämän voisi tehdä kartoituksena myös passiivikeräimien avulla. Tulosten perusteella voisi jatkossa harkita, tulisiko puutarhoille säilyttää nykyistä enemmän tarkkailuvelvoitteita – ja ainakin sen, tulisiko seurantaa jatkaa.
- Dinoterbin ja dinosebin sekä niiden suolojen ja asetaattimuotojen käytön ja päästöjen selvittämistä sekä PNEC-arvon tarkistamista.
- Pintavesien EQS-ehdotukset tulisi päivittää / määrittää kaikille markkinoilla oleville torjunta-aineiden tehoaineille (kasvinsuojeluaineet ja biosidit) ja niiden tärkeimmille hajoamistuotteille samalla kun ekotoksisuusaineistoa käydään läpi aineiden hyväksyntäprosessissa. Arvot tulisi asettaa helposti saatavaan muotoon esimerkiksi Euroopan kemikaaliviraston (ECHA) tai kansallisesti Turvallisuus ja kemikaaliviraston (Tukes) nettisivuille. Tähän aihepiiriin muotoillaan tarkempi ehdotus myös kansalliseen kasvinsuojeluaineiden toimintaohjelmaan, jota työstetään 2023 Tukesissa. Vastaavat tiedot olisivat tarpeellisia myös lääkeaineille (sisältäen eläinlääkkeit).

Ehdotuksen vaikutukset

Ehdotetut asetukseen lisättävät uudet torjunta-aineet olisivat vesienhoidossa merkittäviä ainakin Etelä-Suomen vilja-alueilla (VHA1-3) ja Ahvenanmaalla (VHA8). Laatumormin ylitykset olisivat mahdollisia, mutta eivät yleisiä.

5.5 Ehdotus asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D lisättävistä aineista

Lukujen 5.1–5.4 arviointien perusteella vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D ehdotetaan lisättäväksi 12 yhdistettä / aineryhmää ja niille ympäristölaatumormeja. Ehdotetut aineet ovat PFAS-yhdisteet, lääkeaineet diklofenaakki ja ibuprofeeni, hormonit 17a-etinyyliestradioli (EE2) ja estroni (E1), metallit sinkki (Zn), kupari (Cu) ja alumiini (Al), sulfaatti sekä torjunta-aineet glyfosaatti, florasulaami ja tritosulfuron. AA-EQS-arvo sisävedelle on ehdotettu kaikille aineille alumiinia ja glyfosaattia lukuun ottamatta. Sulfaatin AA-EQS ja MAC-EQS-arvojen johtaminen koviin sisämaan pintavesille (kovuus > 40 mg CaCO₃/l tai > 0,8 mmol/l) edellyttää vielä lisätyötä ja ne tulee tarkentaa mahdollisimman pian. Suomalainen murtovesiaineisto sulfaatin HC5- ja PNEC-arvojen arvioimiseksi merivedelle on saatavilla viimeistään vuoden 2024 loppuun mennessä. Lähitulevaisuudessa määritettävät ehdotukset sulfaatin ympäristölaatumormeiksi koviin pintavesille ja rannikkovesille tulee käsitellä lisäehdotuksena asetuksen liitteeseen 1D, vaikka ne eivät sisälly tähän julkaisuun. AA-EQS- ja MAC-EQS-arvoa merivedelle sekä MAC-EQS-arvoa sisävedelle ei ollut mahdollista ehdottaa kaikille yhdisteille. Ehdotetut ympäristölaatumormit perustuvat vesieliöstön suojeluun. Sinkin, kuparin ja sulfaatin osalta paikallinen taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU-ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatumormit (taulukko 53).

On huomattava, että luvun 5 kroonisen altistuksen riskisuhdetarkastelut on tehty ilman vesimuo-
dostumakohtaista tarkastelua (poikkeuksena sulfaatti). Toisin sanoen tässä arviossa ei ole tehty VPD:n kemiallisen ja ekologisen tilan luokittelun mukaista riskitarkastelua, jossa tietyn näytteenottoaikan tai

vesimuodostuman mittaustuloksista on laskettu paikkakohtainen pitoisuuden vuosikeskiarvo, jota on verrattu krooniseen PNEC-arvoon. Tuloksia ei myöskään ole systemaattisesti kaikkien aineiden kohdalla verrattu akuutin altistuksen PNEC-arvoon.

Osalla asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D ehdotetuista yhdisteistä markkinoilla nykyisin tarjolla olevat analyysimenetelmät eivät välttämättä täytä tällä hetkellä kaikkia asetuksen 1022/2006 liitteen 3 vaatimuksia määrittämisrajalle ja mittausepävarmuudelle ehdotettujen ympäristölaatu normien pitoisuustasolla. Tämä ei kuitenkaan estä näiden yhdisteiden lisäämistä asetukseen. Myös joillakin asetuksen EU:n prioriteettiaineilla (mm. sypermetriini, TBT, DEHP) on AA-EQS-arvoja, joiden osalta analyysimenetelmät eivät täytä vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määrittämisrajalle. Analytiikan arvioidaan paranevan laboratoriodien kehitystyön johdosta sen jälkeen, kun em. ympäristölaatu normit ovat vahvistettu ja kysyntä ko. analyysejä kohtaan lisääntyy. Näiden yhdisteiden osalta mittaustuloksesta ei tule vähentää mittausepävarmuutta eikä tätä mittausepävarmuudella vähennettyä arvoa tule verrata ympäristölaatu normiin.

Komission on antanut 26.10.2022 ehdotuksen uusiksi EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi (EC 2022a). Se sisältää joitakin samoja aineita kuin tässä Syken kansallisten aineiden listan tarkistusehdotuksessa. Kyseessä on kuitenkin vasta komission ehdotus, eli se voi muuttua ennen lopullista hyväksyntää EU-tasolla. Lopullinen vahvistettu EU:n prioriteettiainelista tulee ottaa huomioon siinä vaiheessa, kun päätetään Suomen kansallisten haitallisten aineiden listan tarkistamisesta. EU:n prioriteettiainelistan ja kansallisten haitallisten aineiden listan ei tulisi sisältää samoja aineita. Mikäli näitä yhdisteitä lisätään prioriteettiainelista, on paras vaihtoehto ottaa käyttöön niille EU-tasolla asetettu ympäristölaatu normi.

Ympäristölaatu normit ehdotetaan annettavaksi valtakunnallisesti eli kaikkia Suomen vesienhoitoalueita koskeviksi (mukaan lukien Ahvenanmaa). Seurantavelvoite tulee olla vain niillä vesienhoitoalueilla, joilla ainetta käytetään tai päätyy pintavesiin.

Taulukko 53. Aineet, joita ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D. EQS-ehdotusten suojelukohde, johon EQS-arvo perustuu, on vesieliöt. Pitoisuudet ovat kokonaispitoisuuksia, jos ei toisin ole ilmoitettu.

Aine	CAS-numero	Ehdotetut EQS-arvot
PFOA*	335-67-1	AA-EQS sisävedet 30 µg/l ja merivesi 3,0 µg/l, MAC-EQS sisävedet 2700 µg/l ja merivesi 280 µg/l.
PFBA*	375-22-4	AA-EQS sisävedet 110 µg/l ja merivesi 11 µg/l, MAC-EQS sisävedet 1100 µg/l ja merivesi 110 µg/l.
PFBS*	375-73-5	AA-EQS sisävedet 0,1 µg/l ja merivesi 0,01 µg/l, MAC-EQS sisävedet 3700 µg/l ja merivesi 370 µg/l.
PFHxA*	307-24-4	AA-EQS sisävedet 200 µg/l ja merivesi 20 µg/l, MAC-EQS sisävedet 860 µg/l ja merivesi 86 µg/l.
PFPeA*	2706-90-3	AA-EQS sisävedet 32 µg/l ja merivesi 3,2 µg/l, MAC-EQS sisävedet 3200 µg/l ja merivesi 320 µg/l.
Diklofenaakki*	15307-86-5	AA-EQS sisävedet 0,0054 µg/l ja merivesi 0,004 µg/l, MAC-EQS sisävedet 250 µg/l ja merivesi 29 µg/l.
Ibuprofeeni*	15687-27-1	AA-EQS sisävedet 0,064 µg/l ja merivesi 0,022 µg/l, MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta
17a-etinyyliestradioli (EE2)*	57-63-6	AA-EQS sisävedet 0,017 ng/l ja merivesi 0,0016 ng/l, MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.
Estroni (E1)*	53-16-7	AA-EQS sisävedet 0,36 ng/l ja merivesi 0,018 ng/l,

Aine	CAS-numero	Ehdotetut EQS-arvot
		MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.
Alumiini (Al) / alkuainealumiini, lisäksi muita alumiiniyhdisteitä	7429-90-5	Ehdotetaan liitteeseen 1D, mutta biosaatavuuteen perustuva laatu-normi tarkennetaan myöhemmin. Normin määrittämiseen tarvitaan lisätietoa ja sen hankkimiseksi ehdotetaan selvitystä (ks. luku 8.2).
Sinkki (Zn) / alkuainesinkki, lisäksi muita sinkkiyhdisteitä	7440-66-6	AA-EQS sisävedet 14,4 µg/l biosaatava pitoisuus**, AA-EQS merivedet 7,2 µg/l, liukoinen pitoisuus**, MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.
Kupari (Cu) / alkuainekupari, lisäksi muita kupariyhdisteitä	7440-50-8	AA-EQS sisävedet 1,1 µg/l biosaatava pitoisuus**, AA-EQS merivedet 5,2 µg/l, liukoinen pitoisuus**, MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.
Sulfaatti		AA-EQS sisävedet, joiden kovuus < 40 mg CaCO ₃ /l (< 0,8 mmol/l) 39 mg/l liukoinen pitoisuus**, MAC-EQS sisävedet, joiden kovuus < 40 mg CaCO ₃ /l (< 0,8 mmol/l) 279 mg/l liukoinen pitoisuus** AA-EQS ja MAC-EQS-arvoa merivedelle ei ehdoteta. AA-EQS ja MAC-EQS -arvojen johtaminen kovalle sisämaan pintavesille (kovuus > 40 mg CaCO ₃ /l) edellyttää vielä lisätyötä ja ne tulee tarkentaa mahdollisimman pian. Suomalainen murtovesiaineisto HC5- ja PNEC-arvojen arvioimiseksi merivedelle on saatavilla vuoden 2024 loppuun mennessä.
Glyfosaatti*	1071-83-6	Ehdotetaan liitteeseen 1D, mutta EQS-arvoja tulee tarkastella uudestaan sen jälkeen, kun sen osalta kasvinsuojeluaine-rekisteröinti-prosessi ja EU:n prioriteettiaineiston tarkistus ja riskinarviointi ovat valmistuneet. Normien määrittämiseksi ehdotetaan erillisselvitystä (ks. luku 8.2).
Florasulaami (ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä nimellä florasulami)	145701-23-1	AA-EQS sisävedet 0,005 µg/l ja merivesi 0,0005 µg/l, MAC-EQS sisävedet 0,12 µg/l ja merivesi 0,024 µg/l.
Tritosulfuroni	142469-14-5	AA-EQS sisävedet 0,75 µg/l ja merivesi 0,075 µg/l, MAC-EQS sisävedet 4,8 µg/l ja merivesi 0,48 µg/l.

* Ehdotetaan liitteeseen 1D, jos yhdistettä / yhdisteryhmää ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineiksi

**Paikallinen taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU-ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatu-normit (ks. luku 5.3.8)

5.6 Ehdotettujen uusien kansallisten haitallisten aineiden kuormituksen vähentäminen

Jukka Mehtonen ja Katri Siimes

Asetuksen 1022/2006 pykälän 12 mukaisessa suunnitelmassa tulee esittää myös päästöjen ja huuhtoumien rajoittamistoimia. Luvussa 5.6 on esitetty joitakin toimia, mutta lista ei ole kaiken kattava.

5.6.1 Ympäristölupamenettely ja tarkkailu

Ympäristölupamenettely ja tarkkailu koskee teollisuuskemikaaleja, lääkeaineita, metalleja ja sulfaattia eli kaikkia muita luvussa 5 ehdotettuja uusia kansallisia haitallisia aineita paitsi kasvinsuojeluaineita. Ympäristönsuojelulain (YSL, 527/2014) ja -asetuksen (YSA, 713/2014) mukaan haitallisten ja vaarallisten aineiden päästöille on asetettava tarpeelliset lupamääräykset johdettaessa niitä vesiin tai vesihuoltolaitoksen viemäriin, jos näistä aineista voi aiheutua ympäristön pilaantumisen vaaraa tai haittaa vesihuoltolaitoksen toiminnalle. Toiminnanharjoittajan tulee tehdä ympäristölupamenettelyyn liittyvä selvitys siitä, onko jätevesissä ja päätyykö pintavesiin mahdollisesti näitä aineita ja missä määrin. Tämä koskee kaikkia ympäristöluvan varaisia toimialoja, jotka käyttävät tai päästävät näitä aineita pintavesiin tai vesihuoltolaitoksen viemäriin. Lupaviranomainen ratkaisee tapauskohtaisesti päästöjen hallintatoimien tarpeen ja tarkkailun veloitteet.

Näitä aineita päästävä toiminnanharjoittaja voi olla liittynyt vesihuoltolaitoksen viemäriin ja siten voi kuormittaa merkittävästi yhdyskuntajätevedenpuhdistamoa. Vesihuoltolaitoksen tulee valvoa, että teollisuusjätevesisopimusten ehtoja noudatetaan. Jos vesihuoltolaitosten verkkoon jätevetensä johtavalla yrityksellä on ympäristölupa, lupamääräysten noudattamista valvoo ympäristönsuojelulain määräysten nojalla joko kunnan ympäristönsuojeluviranomainen tai paikallinen ELY-keskus.

Jos EU-tasolla päädytään jossain vaiheessa rajoittamaan (lisää) näiden aineiden käyttöä, se tulee täydentämään Suomen kansallisia vesipuitteidirektiivin mukaisia riskinhallintatoimia. Ristiriitoja kansallisen ja EU-lainsäädännön välillä ei siten asiasta synny.

Tässä raportissa ehdotetut kansalliset haitalliset aineet (eli asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D ehdotetut aineet) tulisi erityisesti ottaa huomioon ympäristölupaprosessissa sekä tarkkailuissa. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohje (Kangas 2018) kuvaa asetuksen 1022/2006 aineiden osalta hyviä menettelytapoja ja avaa niitä koskevia säädöksiä koskien mm. lupamenettelyjä sekä päästöjen ja vaikutusten tarkkailuja. Ympäristölupavelvollisten toimintojen päästöjen tarkkailuissa on huomioitava kyseiselle toiminnolle relevantit vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) mukaiset aineet.

5.6.2 Ympäristömerkinnät

Ympäristömerkinnät koskevat periaatteessa teollisuus- ja kuluttajakemikaaleja. Ympäristömerkit, joista Suomessa tunnetuimmat ovat pohjoismainen Joutsenmerkki ja Euroopan ympäristömerkki kertovat tuotteen tai palvelun ympäristömyönteisyydestä ja opastavat ympäristön kannalta parempiin ostopäätöksiin. Ympäristömerkkien kautta voidaan vaikuttaa niin kuluttajien, teollisuuden, yritysten kuin julkisen sektorin ostopäätöksiin ja toimintaan.

Vain ympäristön kannalta parhaat ja laadukkaat tuotteet tai palvelut voivat saada oikeuden käyttää pohjoismaista Joutsenmerkkiä. Joutsenmerkin voi löytää esimerkiksi wc- ja talouspapereista, puhdistusaineista, ajoneuvojen polttoaineista, siivousvälineistä, huonekaluista, vaatteista ja maaleista. Joutsenmerkitty rakentaminen ja sijoitusrahastot ovat kovassa kasvussa. Myös monet palvelut, kuten hotellit, painolaitokset, siivouspalvelut ja autopesulat, voivat saada merkin. Yritykset voivat hakea Joutsenmerkkiä tuotteilleen tai palveluilleen, jotka täyttävät niille asetetut kriteerit. Kriteerit on laadittu yli 50 eri tuote- ja palveluryhmälle, ja ne ottavat huomioon kunkin ryhmän kannalta merkittävimmät ympäristövaikutukset koko elinkaaren ajalta. Joutsenmerkin kriteerejä tiukennetaan noin viiden vuoden välein, muun muassa uuden ympäristötiedon, tekniikan kehityksen sekä markkinatilanteen mukaisesti. Lisätietoa pohjoismaisesta Joutsenmerkistä: [Tietoa Joutsenmerkistä – Joutsenmerkki](#)

Tässä raportissa ehdotetut kansalliset haitalliset aineet eli asetuksen 1022/2006 liitteen 1D aineet ja siihen ehdotetut aineet (kuten myös vahvistetut EU:n prioriteettiaineet eli asetuksen liitteen 1C2 aineet) tulisi ottaa huomioon pohjoismaisen ympäristömerkin kriteerien valmistelussa niiden tuoteryhmien osalta, joita ne koskevat. Esimerkiksi ympäristöjoutsenmerkitty tuote ei saisi sisältää lainkaan tai tuote sisältäisi mahdollisimman vähän liitteen 1D ja 1C2) aineita. Sitä mukaa, kun kriteerejä laaditaan uusille tuoteryhmille ja kun uudistetaan nykyisiä tuoteryhmien kriteerejä, otetaan huomioon ja arvioidaan näiden aineiden mahdollinen käyttö tai esiintyminen kyseisessä valmisteryhmässä.

5.6.3 Maankäytön sääntely happamilla sulfaattimailla

Sulfaattimaiden hapan valuma sisältää mm. alumiinia, sinkkiä ja kuparia. Happamat sulfaattimaat ovat muinaisen Litorinameren sulfidipitoisia pohjasedimenttejä, jotka aiheuttavat kuivuessaan maaperän ja valumavesien happamoitumista sekä metallien liukenemista. Happamien sulfaattimaiden pintavesissä esiintyy mm. alumiinia, kuparia ja sinkkiä kohonneina pitoisuuksina ja niiden liukoisuus sekä myrkyllisyys eliöille lisääntyvät veden pH:n alentuessa. Korkeat metallipitoisuudet yhdistettynä happamiin olosuhteisiin aiheuttavat riskiä niin jokivedessä kuin suistoalueilla, joihin happamien sulfaattimaiden valunta vaikuttaa. Happamien sulfaattimaiden valumat vaikuttavat negatiivisesti ainakin kaloihin ja selkärangattomiin eläimiin (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022).

Ongelmat vesistössä kärjistyvät sateiden jälkeen maasta liuenneiden haitallisten aineiden kulkeutuksen seurauksena. Hapan ja metallipitoinen valunta heikentää Suomen länsirannikon jokien kemiallista ja ekologista tilaa (Syke 2020b, Vehanen ym. 2022, Högmander ym. 2022). Näkyvimpänä haittana ovat ajoittain toistuvat kalakuolemat (ks. luku 5.3.3). Ilmastonmuutoksen myötä happamien sulfaattimaiden aiheuttamien happamuushaittojen ennakoidaan lisääntyvän, kun kuivat kesät ja niiden jälkeiset sateiset syksyt lisääntyvät.

Maaperästä aiheutuva hapan valuma ja metallien huuhtouma vesiin on suurinta Pohjanlahden rannikolla, jossa happamien sulfaattimaiden osuus valuma-alueen pinta-alasta on suuri. Uusimpien tutkimusten mukaan ongelmamaita on kuitenkin enemmän ja laajemmalla alueella kuin on luultu, jopa Kaakkois-Suomessa asti. Ongelma-alueita voi olla Suomessa jopa 10 000 km², mutta niiden kartoitus on vielä kesken. Huonoiten happamien sulfaattimaiden riskialueet tunnetaan etelärannikolla. Alumiinin, sinkin ja kuparin huuhtouma-arvioissa (luvut 5.3.3–5.3.5) on käytetty happamien sulfaattimaiden pinta-alana 5 000 km² johtuen siitä, että kaikilta sulfaattimailta ei huuhtoudu yhtä paljon metalleja, koska voivat olla huonosti ojitettuja tai turvepeiton alla.

Sulfaattimaat ovat hyviä viljelysmaita. Happamien sulfaattimaiden kuivattaminen maatalouskäyttöön on lisääntynyt merkittävästi 1970-luvulta lähtien (Saarinen ym. 2010). Happamien sulfaattimaiden ongelma on pitkäaikainen. Osin se johtuu maan luonnollisesta kohoamisesta, joka on erityisesti Pohjanmaalla merkittävää. Lisäksi maanviljelyyn, metsätalouteen, turvetuotantoon sekä rakentamiseen liittyvät ojitukset ovat lisänneet happamista sulfaattimaista aiheutuvia vesistöriskejä. Happamien sulfaattimaiden kuivatusvesistä aiheutuvat riskit ovat suurimmat maatalousvaltaisilla alueilla. Metsätalous- ja turvetuotantoalueilla riski on erilaisesta kuivatustarpeesta ja tekniikasta johtuen pienempi, mutta myös näiltä alueilta saattaa aiheutua happamoittavaa kuormitusta (MMM & YM 2011).

Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön strategian (MMM & YM 2011) tavoitteena happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämiseksi vuoteen 2020 mennessä on, että happamat sulfaattimaat otetaan huomioon kaikessa maankäytössä, ja että maankäytön suunnittelu perustuu riittävään tietoon happamien sulfaattimaiden sijainnista ja laadusta sekä niiden aiheuttamasta riskistä ympäristölle. Happamoitumishaittojen vähentämisen pääpainon tulee olla

kustannustehokkaissa ennalta ehkäisevissä toimissa. Kuitenkin myös happamoitumishaittojen torjuntamenetelmiä on tarpeen edelleen kehittää. Keskeistä on pitää pohjaveden pinta niin korkealla, että sulfidipitoiset maakerrokset pysyvät mahdollisimman suuren osan ajasta vedellä kyllästettyinä. Yleensä tämä voidaan ja tulee toteuttaa niin, ettei viljelylle ja kasvustolle aiheudu haittaa eikä esimerkiksi kasvihuonekaasupäästöjen määrä lisäännä. Kalkitus, säätösalaoitus, säätökastelu ja kuivatusvesien kierrätys ovat oikein toteutettuna tehokkaita happamuuden hallintakeinoja pääosalla happamien sulfaattimaiden pelloista. Happamuuden hallinnan kannalta avo-ojituksen säilyttäminen on kannatettava ratkaisu, eikä tällaisten peltojen saattaminen säätösalaoituksen piiriin ole siten happamoitumishaittojen vähentämiseksi yleensä tarpeen. Nykyaikainen viljelytekniikka tosin yleensä edellyttää salaojitusta (MMM & YM 2011).

Strategian väliarviossa (Keskisarja ym. 2018) esitettiin myös jatkotoimenpiteitä sektorikohtaisesti (maatalous, metsätalous, turvetuotanto, kaavoitus). Lisäksi nostettiin esiin, että happamien sulfaattimaiden kaltaisia ongelmia esiintyy myös erällä mustaliuskealueilla ja riskinvähennystoimia on kohdentettava myös niille. Väliarvion valmistumisen jälkeen GTK on saanut valmiiksi Suomen happamien sulfaattimaiden kartoituksen (kartat saatavilla: gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html), joten toimien oikea kohdentaminen on nykyään aiempaa helpompaa. Edelleen tarvitaan tutkimusta erityisesti viljelyalueiden haittojen minimoinnissa. Samat toimenpiteet vaikuttavat sekä alumiinin, kuparin ja sinkin että muiden kuten EU:n prioriteettiainelistalla olevien metallien huuhtoutumiseen ja pintavesien ekologiseen ja kemialliseen tilaan.

Metallien ympäristölaatu normien ylitykset ovat todennäköisiä monissa happamien sulfaattimaiden vesimuodostumissa tulevaisuudessakin, vaikka happamien sulfaattimaiden strategian väliarvioinnissa ehdotettuja toimenpiteitä riskien vähentämiseksi tehdäänkin. Vesienhoidossa on pohdittu, kannattaisiko luoda erikseen pintavesityyppi sellaisille jokivesille, jotka virtaavat happamien sulfaattimaiden läpi (esim. Aaltonen 2008). Aroviidan ym. (2023) pintavesien tyypittelyn tarkastuksessa ei tähän kuitenkaan päädytty ekologisen tilan luokittelussa käytettyjen biologisten mittareiden perusteella. Sen perusteella vesien- ja merenhoidon pintavesien koordinaatioryhmä päätti 13.3.2023, ettei uutta happamien sulfaattimaiden tyyppiä oteta käyttöön. Jatkossa kannattaa pohtia, tarvittaisiinko osassa happamien sulfaattimaiden vesimuodostumia ottaa käyttöön alennettujen tilatavoitteita metalleille.

5.6.4 Biosidivalmisteiden ennakohyväksymismenettely ja riskinhallintakeinot

Hopea, sinkki ja kupari ovat tässä raportissa uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ehdotettuja aineita, joille ehdotetaan ympäristölaatu normia ja jotka kuuluvat biosidilainsäädännön piiriin.

Biosidivalmisteiden ennakohyväksymismenettely

Biosidivalmisteita käytetään ihmisten, eläinten, materiaalien tai esineiden suojaamiseen haitallisilta eliöiltä, kuten tuhoeläimiltä tai mikrobeilta biosidivalmisteiden sisältämien tehoaineiden avulla. Suomessa voi myydä ja käyttää vain sellaisia biosidivalmisteita, jotka ovat biosidiasetuksen (EU) N:o 528/2012 vaatimusten mukaisia. Biosidiasetuksen siirtymäaikana kaikki valmisteet eivät vielä kuulu lupamenettelyjen piiriin. Kemikaalilakiin (599/2013) sisältyy biosidiasetusta täydentäviä säädöksiä, joissa säädetään eräiden biosidivalmisteryhmien kansallisesta lupamenettelystä asetuksen siirtymäaikana.

Biosidiasetuksen mukaan tehoaine arvioidaan ja se hyväksytään/kielletään EU-tasolla valmisteryhmäkohtaisesti. Komissio tekee päätökset tehoaineista riskinarvioinnin, Euroopan kemikaaliviraston biosidivalmistekomitean (BPC) lausunnon ja EU:n biosidivalmisteiden pysyvän komitean (SC) äänestyksen perusteella. Tehoaineen riskinarviointiprosessin aikana aineet ja niitä sisältävät valmisteet/käsitellyt esineet saavat olla markkinoilla, koska ne kuuluvat biosidiasetuksen siirtymäaikasäädösten piiriin. Kun tehoainetta ei hyväksytä, tulee sitä sisältävät biosidivalmisteet ja biosiditarkoituksessa käsitellyt esineet poistua markkinoilta määräajassa. Kun tehoaine on hyväksytty määriteltyihin valmisteryhmiin, on ko. valmisteille haettava lupaa noin kahden vuoden kuluessa ja valmisteet saavat olla markkinoilla lupakäsittelyn ajan, joka voi kestää vuosia. Lupa voi olla Tukesin myöntämä kansallinen lupa tai EU:n laajuinen unionin lupa.

Hopeaa, sinkkiä ja kuparia sisältäviä kemikaalituotteita ja niillä käsiteltyjä esineitä kuuluu useisiin biosidivalmisteryhmiin (taulukossa 54). Lisätietoa biosidivalmisteryhmistä löytyy Tukesin [www-sivuilta; tukes.fi/kemikaalit/biosidit](http://www.tukes.fi/kemikaalit/biosidit).

Taulukko 54. Biosidilainsäädännön piiriin kuuluvat uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ehdotetut aineet ja niitä koskevat biosidivalmisteryhmät

Aine	Biosidivalmisteryhmä											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	21
Hopea ja sen yhdisteet	x	x	x	x	x	x	x		x		x	
Sinkki ja sen yhdisteet		x		x		x	x		x	x		x
Kupari ja sen yhdisteet		x	x	x	x			x	x		x	x

Biosidivalmisteryhmät:

Pääryhmä 1 – Desinfiointiaineet:

1. Ihmisen hygienia
2. Desinfiointiaineet ja levämyrkyt, joita ei ole tarkoitettu käytettäväksi suoraan ihmisillä tai eläimillä
3. Eläinten hygienia
4. Desinfiointiaineet tiloihin, joissa on elintarvikkeita tai rehuja
5. Juomavesi

Pääryhmä 2 – Säilytysaineet:

6. Tuotteiden varastoinnissa käytettävät säilytysaineet
7. Kalvojen säilytysaineet
8. Puunsuoja-aineet
9. Kuitujen, nahan, kumin ja polymeeristen materiaalien säilytysaineet
10. Rakennusmateriaalien säilytysaineet
11. Nestejäähdytyksessä ja prosessijärjestelmissä käytettävät säilytysaineet

Pääryhmä 4 – Muut biosidivalmisteet:

21. Antifouling-valmisteet

Hopea

Hopean ja hopeayhdisteiden arviointi on kesken 37 tehoaine/valmisteryhmä -yhdistelmässä biosiditehoaineiden arviointiohjelmassa. Toistaiseksi EU-komissio on antanut kielteiset täytäntöönpanopäätökset kolmen hopeayhdisteen (hopeazeoliitti, hopeakuparizeoliitti, hopeanatriumvetyzirkoniumfosfaatti) käytölle tehoaineena valmisteryhmässä 2 (desinfiointiaineet ja levämyrkyt, joita ei ole tarkoitettu käytettäväksi suoraan ihmisillä tai eläimillä) ja 7 (kalvojen säilytysaineet). Haetut käytöt ovat olleet käsitellyissä esineissä. Muita rajoituksia tai riskinhallintatoimia ei ole asetettu toistaiseksi, koska tähän

mennessä on annettu vain kieltopäätöksiä. Kielteiset päätökset perustuvat siihen, ettei tehokkuutta ole osoitettu ja terveyspuolella jotkut esineet aiheuttavat ei hyväksyttävän riskin (Penttinen 2022b).

Sinkki

Sinkki on mukana tehoaineiden arviointiohjelmassa 11 erilaisessa tehoaine/valmistryhmä -yhdistelmässä, joista kaikkien muiden paitsi zinebin arviointi on vielä kesken. EU-arvioinnissa olevat sinkkiyhdisteet ja valmistryhmät ovat: sinkkipyritioni (2, 6, 7, 9, 10 ja 21) ja hopeasinkkizeoliitti (2, 4, 7, 9). Antifouling-tehoaineeksi (21) on hyväksytty zinebi.

Kupari

Kupari on mukana tehoaineiden arviointiohjelmassa 22 erilaisessa tehoaine/valmistryhmä -yhdistelmässä, joista puolen arviointi on vielä kesken. EU-arvioinnissa olevat kupariyhdisteet ja valmistryhmät ovat seuraavat: dikuparioksidi (21), kuparitiosyanaatti (21), kupariipyritioni (21) ja kupari (2, 5, 11, 21), kuparikarbonaatti (8), kupari(III)oksidi (8), kuparihydroksidi (8), kupari-HDO (8), rakeinen kupari (8), hopeakuparizeoliitti (4, 9), kuparisulfaattipentahydraatti (2) ja lisäksi symclosene (reaction mass of copper and aluminium sulfate and boric acid) (2, 3, 4, 5, 11).

Lähes kaikki antifouling-valmisteet sisältävät tehoaineena kuparia. Yleisin alusten antifouling-maaleissa käytetty tehoaine on dikuparioksidi. Sen osuus tehoaineiden kokonaismyynnistä oli 92 %. Huvi-venevalmisteissa (kuluttaja- ja ammattikäyttö) on nykyisin käytössä kolme tehoainetta dikuparioksidi, sinkkipyritioni ja kuparitiosyanaatti. Vain ammattikäyttöön tarkoitetuissa valmisteissa on lisäksi käytössä mm. kupariipyritioni. Antifouling -valmisteita myydään veneiden pohjien maalaamisen lisäksi kalankasvatusverkkojen käsittelyyn. Antifouling-tehoainekuparin kokonaismyynnistä on huvivenevalmisteiden (kuluttajakäyttö) osuus oli vuosina 2013–2015 33–56 %, ammattikäytön 25–48 % ja kalankasvatusverkkojen 13–25 % (Hanninen 2018).

Antifouling-valmisteiden nykyinen käyttö ei ole ympäristön kannalta kestävää Suomessa. Etenkin valmisteiden sisältämien kuparin ja sinkin käyttö maaleissa on aiheuttanut sedimentin ja maaperän pilaantumista useissa huvivenesatamissa. Altistumisskenaarioiden mukaan suurin osa antifouling-valmisteista aiheuttaa riskiä eliölle pienvenesatamissa (Hanninen 2018).

Tukes on rajoittanut valmisteiden lupapäätöksissä antifouling-valmisteiden käytön vain merialueille. Valmisteiden käyttö makean veden alueella on kielletty. Antifouling-valmisteiden käyttöä voisi kuitenkin perustellusti rajoittaa myös joillakin merialueilla merirokon levinneisyyden mukaan. Tällä hetkellä merirokko on levinnyt ainakin Vaasaan asti, jossa biofouling eli biologinen likaantuminen eli mikro-organismien, kasvien, levien tai pieneläinten kerääntymistä pinnoille on melko voimakasta. Ruotsissa antifouling-valmisteiden käyttö on kielletty Perämeren alueella (Hanninen 2018).

Nykyisin markkinoilla on valmisteita, jotka sisältävät huomattavan määrän kuparia (> 30 %). Antifouling-maalin kulumisen on käytännössä voimakkaampaa kuin mitä valmistaja on ilmoittanut. Siten valmisteista vapautuu enemmän tehoainetta ympäristöön, kuin mitä riskinarvioinnissa on arvioitu. Korkean kuparipitoisuuden valmisteiden todelliset riskit voivat olla siis arvioitua suuremmat. Valmisteiden Cu-pitoisuutta tulisikin rajoittaa ja näin vähentää ympäristöön kohdistuvaa riskiä (Hanninen 2018).

Myrkkymaalauksen kieltäminen pienissä huviveneissä on eräs keino vähentää antifouling-käytöstä aiheutuvaa haitta-ainekuormitusta mereen. Pienten veneiden kohdalla vaihtoehtoisten menetelmiä on jo olemassa ja niiden käyttö on helpompaa kuin suurilla veneillä (Hanninen 2018).

Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma vuosille 2022–2027 sisältää antifouling-aineiden (mm. Cu ja Zn) riskinhallintaa koskevan toimenpidekokonaisuuden: TPO2022-HAITALLISET1 – Veneiden myrkkymaalien sääntely ja käsittely (Laamanen ym. 2021).

Muita keinoja vähentää biosidivalmisteiden käytöstä aiheutuvaa kuormitusta

Yksinkertainen keino vähentää kuormitusta on se, että biosidivalmisteen loppukäyttäjät lukevat huolellisesti valmisteen myyntipäällyksestä ja valmisteyhteenvedosta valmisteen hyväksytyt käyttökohteet, käytön rajoitukset ja ohjeet turvallista käyttöä varten sekä myös toimivat niiden mukaisesti. Erilaiset informaatiokampanjat ja muu valistus edistävät tätä valmisteiden turvallista, tarkoituksenmukaista ja ohjeiden mukaista käyttöä. Suomen kansallinen kemikaaliohjelmassa (YM 2022) kemikaalien turvallinen ja ohjeiden mukainen käyttö on huomioitu: ”Kuluttajille ja yrityksille annetaan ajankohtaista tietoa turvallisista ja ympäristöystävällisistä vaihtoehdoista. Kuluttajia herätetään pohtimaan omien valintojen merkitystä ja hankintojen tarpeellisuutta sekä korostetaan käyttöohjeiden noudattamisen tärkeyttä.”

Veneiden pohjissa käytettävät myrkkymaalit eli antifouling-valmisteet ovat hyvin myrkyllisiä muillekin eliöille kuin vain veneiden pohjiin kiinnittyville leville, merirokoille, leväruvelle ja sinisimpukoille. Suuri osa veneen pohjaan sivellyistä aineista liukenee vesistöön ja haittaa kalojen sekä muiden vesieläinten lisääntymistä. Myrkkymaalien sisältämä kupari ja sinkki ovat pysyviä aineita, jotka kertyvät sedimenttiin ja satamien maaperään pilaten ne. Siksi myrkkymaaliensaajien kannattaa käyttää muita menetelmiä pitää veneen pohja puhtaana. Antifouling-maalien käyttö on kiellettyä sisävesillä, koska veneiden pohjaan kiinnittyviä lajeja ei esiinny järvissä, joten myrkkymaalausta ei siellä tarvita.

Lisätietoa veneiden myrkkymaaleista löytyy Tukesin www-sivulta; tukes.fi/koti-ja-vapaa-aika/harrastukset-ja-aktiviteetit/veneenpohjamaali.

5.6.5 Kasvinsuojeluaineiden riskinhallintakeinot

Kasvinsuojeluaineet on kehitetty myrkyllisiksi torjuttaville eliöille ja niitä levitetään tarkoituksella viljelyksille. Ne aiheuttavat potentiaalisen vaaran myös pintavesiin. Tämä riski on tunnistettu jo vuosikymmeniä sitten – ja riskiä on pyritty vähentämään monin keinoin.

Euroopan parlamentin ja neuvoston kestävän kasvinsuojeluaineiden käytön puitedirektiivillä 2009/128/EY pyrittiin vähentämään torjunta-aineiden käytöstä aiheutuvia vaikutuksia ja riskejä ympäristölle ja ihmisten terveydelle. Sen johdosta päivitettiin kansallista lainsäädäntöä ja luotiin kansallinen toimenpideohjelma kasvinsuojeluaineiden kestävästä käytöstä (MMM 2011).

Laki kasvinsuojeluaineista (29.12.2011/1563) pyrkii varmistamaan kasvinsuojeluaineiden asianmukaisen ja kestävän käytön ja vähentämään käytöstä aiheutuvia riskejä. Sen mukaan kasvinsuojeluaineita käytetään vain havaitun tarpeen mukaan ja vuodesta 2014 lähtien on ammattikäyttäjiltä vaadittu integroitujen kasvinsuojelumenetelmien käyttöä eli kasvinsuojelussa on käytettävä myös kemikaalittomia menetelmiä.

Vain erikseen kasvinsuojeluaineiksi hyväksytyjä aineita saa käyttää – ja niitäkin vain hyväksytyihin tarkoituksiin, todettuun tarpeeseen ja valmisteen ohjeita noudattaen (Laki kasvinsuojeluaineista 2011/1563). Kasvinsuojeluaineiden markkinoilla pääsy vaatii sekä tehoaineen EU-tason ennakorekisteröinnin että valmisteen kansallisen rekisteröinnin. Hyväksyntä on aina määräaikainen ja tiettyyn tarkoitukseen. Rekisteröintiprosessi sisältää myös ympäristövaikutusten arvioinnin. Hyväksynnän yhteydessä voidaan valmisteille vaatia erillisiä riskinvähennystoimia, jotka tulee painattaa valmisteen pakkaukseen. Näitä ovat esimerkiksi kulkeutuvien aineiden käyttökielto pohjavesialueilla, käsittelemättömän alueen jättäminen ojien ja vesistöjen rannoille (vesistörajoitus), pysyvien yhdisteiden toistuvan käytön rajoitus ja pölyttäjien suojaksi annetut rajoitukset ruiskutusajankohtaan.

Kansallisessa toimenpideohjelmassa (NAP, National Action Plan) on esitetty toimenpiteitä, joilla kasvinsuojeluaineista aiheutuvia riskejä pyritään vähentämään ja toisaalta keinoja, joilla seurataan riskitason kehitystä. Toimenpiteille on asetettu vastuutahot ja aikataulut. Esimerkiksi vuodesta 2013 lähtien on ollut kasvinsuojeluaineiden käyttäjille suunnattu koulutusjärjestelmä ja vuodesta 2015 lähtien on vaadittu voimassa oleva kasvinsuojelututkinto ammattikäyttöön rekisteröityjen kasvinsuojeluainevalmisteiden ostoon ja käyttöön. Vuodesta 2016 lähtien on kasvinsuojeluaineiden levityskalusto pitänyt testauttaa määrääjoin. Koulutukseen ja välineisiin panostaminen on tärkeää, sillä niiden avulla on voitu vähentää riskejä jopa silloin, kun käyttömäärät pysyvät samoina. Tästä hyvä esimerkki on eteläruotsalaisen Vemmelhögin intensiivisesti tutkittu valuma-alue, jolla saatiin 1990-luvulla vähennettyä pintavesien kasvinsuojeluainepäästöjä 90 % tilakohtaisen opastuksen avulla vähentämättä kasvinsuojeluaineiden käyttöä viljelyksillä (esim. Persson 2009).

NAP-ohjelman väliarviointi ja päivitetty toimintaohjelma vuosille 2018–2022 julkaistiin vuonna 2018 (Tukes 2018a, Tukes 2018b). Uusi NAP-ohjelma vuosille 2023–2027 valmistuu syksyllä 2023. Sekä kasvinsuojeluaineiden turvallisesta käytöstä että yksittäisistä riskinhallintamenetelmistä on hyvät tietopaketit Turvallisuus- ja kemikaaliviraston sivuilla: tukes.fi/kemikaalit/kasvinsuojeluaineet.

EU-tasolla kasvinsuojeluaineiden kestävä käytön direktiivillä (2009/128/EY) ei kuitenkaan ole saatu toivottuja tuloksia. Euroopan tilintarkastustuomioistuimen vuoden 2020 raportin (ECA 2020) perusteella direktiivin vaatimuksista oli toimeenpantu 30–90 % valtiosta riippuen. Suomessa vaadituista toimituksista oli toimeenpantu 80 % eli toteutus on parempi kuin EU:ssa keskimäärin ja vain Saksassa ja Tanskassa toteutuksen on arvioitu olevan Suomea parempi (ECA 2020).

Epätasaisen ja puutteellisen toteutuksen takia komissio julkaisi 22.6.2022 ehdotuksen Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukseksi kasvinsuojeluaineiden kestävästä käytöstä (EC 2022e). Se yhenäistäisi eri EU-maissa käytettyjä vaatimuksia ja siinä on esitetty myös biodiversiteettistrategian mukainen tavoite vähentää kasvinsuojeluaineiden käyttöä 50 %:lla. Mikäli komission asetus ehdotus hyväksytään, kemiallisten kasvinsuojeluaineiden käyttöä tullaan vähentämään ja valvomaan nykyistä tarkemmin. Lisäksi olisi luotava viljelykasvikohtaiset kasvinsuojeluohjeet ja ohjeistusta suurempi kasvinsuojeluaineiden käyttö tulisi erikseen perustella.

6 Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatunormien uudeksi kansalliseksi tulkinnaksi

Tässä luvussa käsitellään vaarallisten aineiden asetuksen pintavesien EU:n prioriteettiaineisiin liittyviä huomioita tai epäkohtia, joita on tullut asetuksen kansallisessa toimeenpanossa esiin eri toimijoilta kuten ELY-keskuksilta ja tarkkailuja tekeville konsulteille tai Syken tutkijoilta esimerkiksi vesien kemiallisen ja ekologisen luokittelutyön johdosta. Muutosehdotukset koskevat vaarallisten aineiden asetusta 1022/2006.

6.1 Elohopean kala-EQS:n taustapitoisuuksista luopuminen

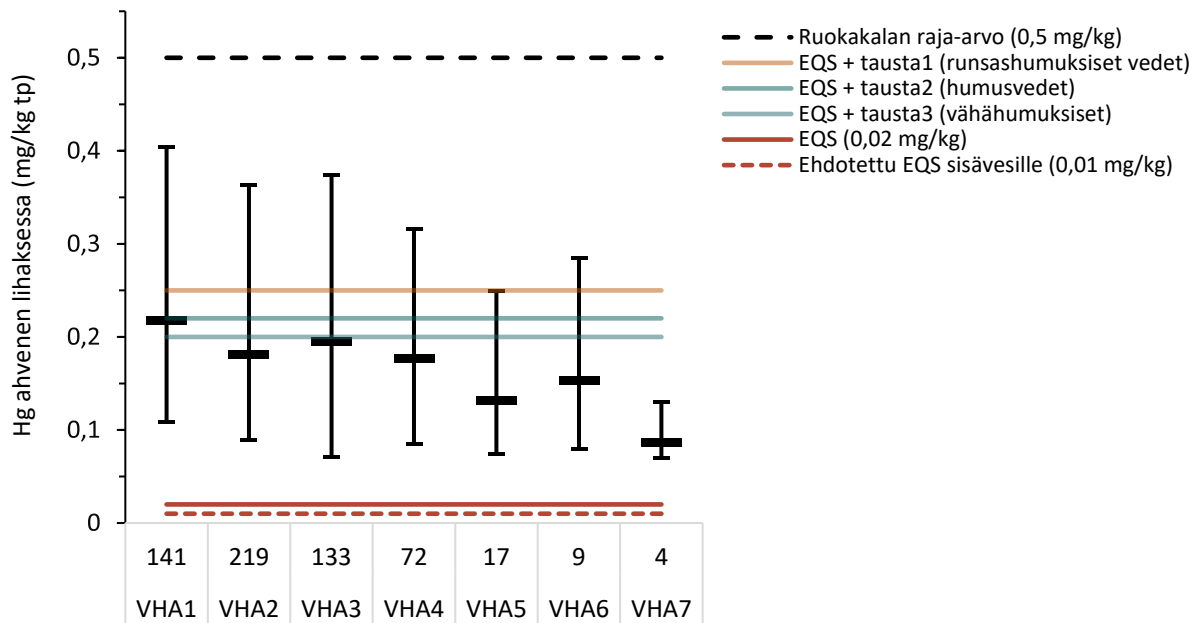
Katri Siimes ja Jukka Mehtonen

Elohopea on vaarallinen ja kaukokulkeutuva alkuaine. Suomen maaperässä ja vesistöissä oleva elohopea on pääosin peräisin laskeumasta. Tämä elohopea on päätynyt ilmakehään teollisen ajan ihmistönnästä ja tulivuorenpurkauksista. Elohopean käyttöä ja päästöjä säädellään kansainvälisin sopimuksin, mutta vaikka sen kaikki päästöt ja laskeuma lopetettaisiin, nykyinen valuma-alueilla oleva elohopeamäärä pitäisi kalojen elohopeapitoisuuksia korkealla vielä pitkään (AMAP/UN Environment 2019).

Elohopea on EU:n vaarallinen prioriteettiaine ja sen ympäristölaatunormi on määritetty pitoisuutena kalassa. Suomessa elohopean laatunormitarkastelussa on käytetty ympäristölaatunormin ja arvioidun taustapitoisuuden summaa. Taustapitoisuuden ohjeelliset arvot, erikseen kolmelle eri humustasolle, on annettu vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen liitteessä 1C. Taustapitoisuudet perustuvat Verta ym. (2010) johtamaan oletettuun ahventen pitoisuuteen luonnonolosuhteissa. Kuvassa 41 on esitetty 2010-luvun keskimääräiset pienten ahventen elohopeapitoisuudet vesienhoitoalueittain.

Vesien kemiallisen tilan luokittelussa noin puolessa vesimuodostumista arvioitiin elohopean laatunormin ylitys vuonna 2020 (kuva 42). Toisaalta suuri osa luokittelusta oli tehty asiantuntija-arviona yksinkertaiseen järven tyyppiin perustuvan mallin avulla. Uudellamaalla tehty kartoitus (Malinen & Marttila 2018) osoittaa, että pintavesityyppiin perustuva luokittelu ei ole kovin luotettava.

Käytetty menetelmä eliöstön taustapitoisuuden huomioimisessa on poikkeuksellinen (ks. tietolaa-
tikko 1). Se ei varsinaisesti ole EU:n ohjeistuksen vastainen (katso kappale 4.7.1 EC Guidance Document No 27 – EC 2018a), mutta menettely ei myöskään huomioi sitä, että ympäristölaatunormin tarkoituksena on suojella eliöstöä (vesieliöstöä tai vesieliöitä syöviä petoja ml. ihminen). Elohopean haittavaikutuksista on raportoitu myös Suomessa (katso esim. Verta ym. 2010). Kalojen elohopeapitoisuus on ympäristöuhka. Erittäin harvat ihmiset syövät kalaa niin paljon, että elohopeasta olisi vaaraa. Väestötasolla ihmisiä suojellaan muun muassa antamalla kalansyöntisuosituksia (kalaa kahdesti viikossa) ja rajoituksia (esim. raskaana olevien tulisi välttää sisävesien suuria petokaloja). Vastaavia syöntisuosituksia ei voida antaa luonnossa eläville kalaa syöville eläimille.



Kuva 41. Vesimuodostumien ahventen lihasten keskimääräinen elohopeapitoisuus (KERTY 1.1.2010–31.7.2020). Mukana ovat vain ne vesimuodostumat, joista keskiarvon laskentaan on ollut käytössä vähintään seitsemän 14,5–21 cm:n pituisen ahvenen mittaustulokset. Mediaanipitoisuuden lisäksi on esitetty elohopeapitoisuuden 10. ja 90. prosenttipistepitoisuudet. X-akselilla on arvioissa olleiden vesimuodostumien lukumäärä vesienhoitoalueittain (VHA). Lisäksi kuvassa on kalan elohopearaja-arvoja nykyisestä raja-arvosta 0,02 mg/kg tp (2013/39/EU) EU:n ruokakalan raja-arvoon 0,5 mg/kg tp. EU-komission ehdotuksessa (EC 2022a) kalojen EQS laskisi puoleen nykyisestä (0,01 mg/kg tp).

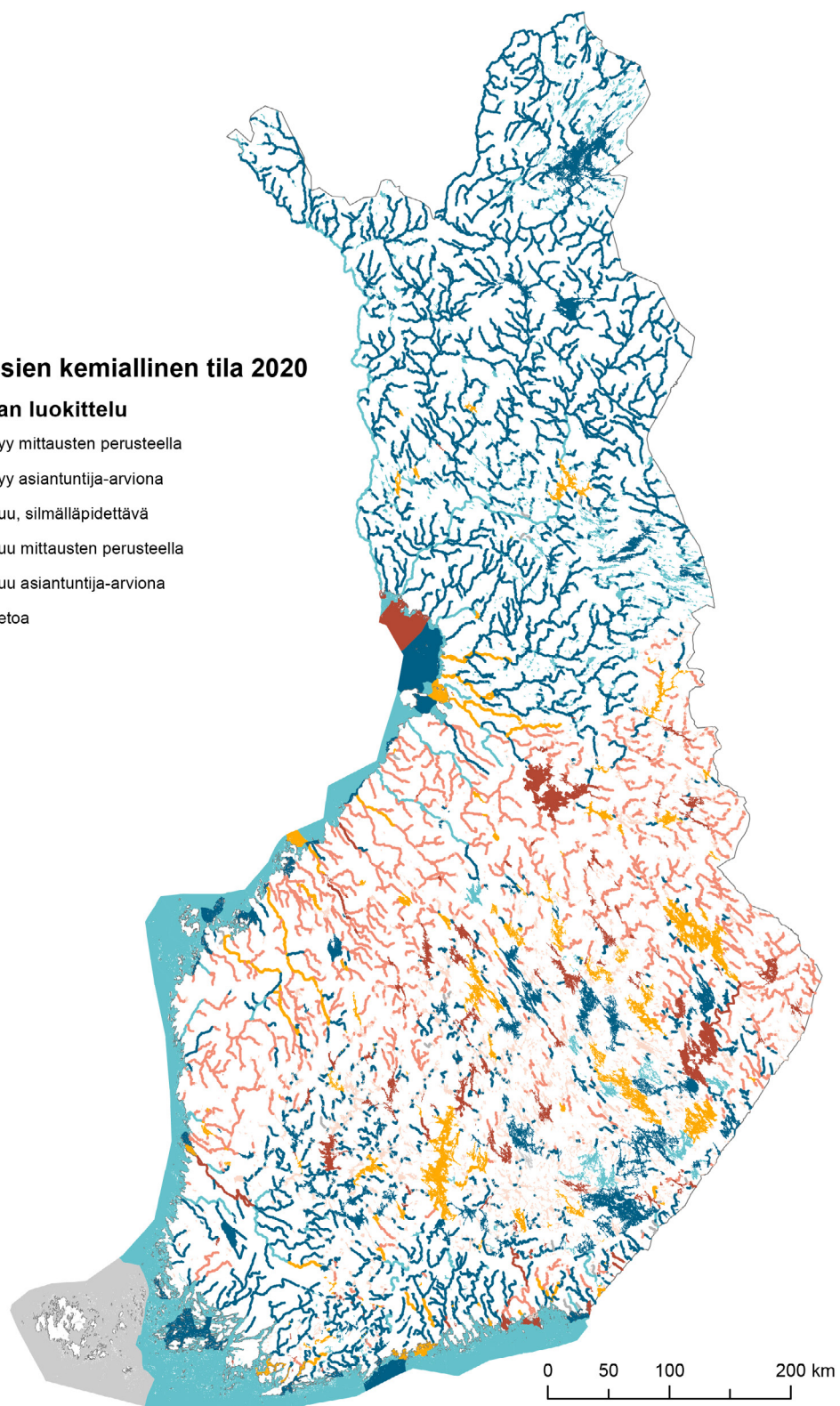
Tietolaatikko 1. Kalan elohopeapitoisuuden taustapitoisuuden arviointi

Verta ym. (2010) johtivat taustapitoisuuden sedimentin elohopean ja orgaanisen hiilen pitoisuuksista ja ahventen 2000-luvun alkupuolta kuvaavista elohopeapitoisuuksista käyttäen päättelyä ja oletuksia. Arviointi perustui Munthe ym. (2007) havaintoon, että orgaaniseen hiileen suhteutettu elohopeapitoisuus oli neljä kertaa suurempi pintasedimentissä, joka ajoittui 2000-luvun alkuun, kuin 30–35 cm syvyydessä, joka oli ajoitettu 1700–1800-luvulle eli ennen teollistumisen alkua. Verta ym. (2010) päättelivät vastaavan muutoksen tapahtuneen myös kaloissa (sama pitoisuusmuutoksen kulmakerroin). He olettivat, että Lapin humusjärvissä pitoisuus olisi noussut enintään kaksinkertaiseksi esiteollisesta ajasta. Lisäksi he olettivat, että esiteollisen ajan pitoisuuksien 80. prosenttipiste vastaa nykyisten Lapin humusjärvien mediaanipitoisuutta. Verta ym. (2010) arvoivat kalan pitoisuusmuutoksia erikseen kolmen eri humustason vesiin. Vaikka käytössä oli yhteispohjoismainen aineisto, ruotsalaiset eivät ole ottaneet taustapitoisuutta käyttöön.

Pintavesien kemiallinen tila 2020

Elohopean luokittelu

- Ylittyy mittausten perusteella
- Ylittyy asiantuntija-arviona
- Alittuu, silmälläpidettävä
- Alittuu mittausten perusteella
- Alittuu asiantuntija-arviona
- Ei tietoa



Arvio perustuu vuosien 2012-2018 aineistoihin
© SYKE, ELY-keskukset

Kuva 42. Pintavesien kemiallinen tila elohopean suhteen luokiteltuna kolmannella vesienhoitokaudella (Syke 2020b).

Seuraavista kolmesta syystä tulisi luopua elohopean taustapitoisuudesta suomalaisessa kalassa:

- Ei ole tieteellistä perustetta sille, miksi eliöstön taustapitoisuus tulisi ottaa huomioon minkään aineen laatunormin ylittymistä arvioitaessa, kun normi perustuu näitä eliöitä ruokanaan käyttävien petojen herkkyydelle. Poikkeus voisi olla tietyn alueen paikallisten petojen sopeutuminen vallitsevaan taustaan. Sopeutuminen tarkoittaisi tällöin sellaisia fysiologisia muutoksia, joiden ansiosta kyseinen aine ei ole yhtä haitallista tämän alueen pedoille. Minkään eliön ei ole raportoitu sopeutuneen korkeisiin elohopeapitoisuuksiin. Taustan mielekäs käyttö tarkoittaisi, että tällainen sopeuma olisi kaikilla vesimuodostuman kaloja syöville pedoilla.
- Useiden erilaisten taustapitoisuuksien käsittely on teknisesti hankalaa elohopean kalalaatunormin ylittymistä arvioitaessa.
- Elohopean kalalaatunormin harmonisointi naapurimaiden kanssa on vaikeaa, jos Suomi ottaa huomioon taustapitoisuuden, mutta naapurinmaat eivät.

Yleensä taustapitoisuuden huomioiminen liittyy tilanteeseen, jossa vesieliöstö on sopeutunut tiettyyn, vedessä tai maaperässä luonnostaan (geologisista syistä) esiintyvään pitoisuuteen eikä tällä taustapitoisuudella ole enää haitallisia vaikutuksia tähän paikalliseen eliöstöön. Eliöstön sopeutumisessa on saattanut kulua satojen tai tuhansia sukupolvia. Yleensä geneettistä sopeutumista varten tarvitaan vähintään parikymmentä sukupolvea.

Elohopean laatunormi on asetettu kalalle ja sen tarkoitus on suojella kalaa syöviä eliöitä elohopea-altistukselta. EU:ssa on prioriteettiainelistan tarkastuksen yhteydessä pohdittu elohopean laatunormin tarkistamista. Ehdolla on ollut kalaa syövien eläinten suojelemiseksi asetettua laatunormia (sisä- ja rannikkovesille 0,011 ja 0,005 mg/kg tp; JRC 2021f). Komission ehdotus (EC 2022a) on hyvin lähellä tätä.

Taustapitoisuuden käyttöä eliöstönormien yhteydessä ei ole käytetty Suomen naapurimaissa tai muualla EU:ssa. Ekotoksisuustesteissä on huomioitu testattava pitoisuus, josta ei ole erikseen eroteltavissa taustapitoisuutta. Siten kirjallisuushaussa ei löytynyt koko maailmasta yhtään toista tapausta, jossa eliöstön pitoisuudelle olisi asetettu hyväksyttävä taustapitoisuus.

Luokitustulosten maantieteellisen harmonisoinnin kannalta olisi siksi mielekästä luopua elohopean taustapitoisuudesta kalassa myös Suomessa.

Taustapitoisuudesta luopuminen yksinkertaistaisi laatunormitarkastelua. Nykytilanteessa taustapitoisuus on asetettu erikseen kolmen eri humustason vesiin. Yleensä elohopeapitoisuus on suurempi runsashumuksissa vesissä. Tähän on kuitenkin tullut tarkennuksia uusissa tieteellisissä artikkeleissa (esim. Rask ym. 2021). Niissä on todettu, että kalan kasvunopeus, johon vaikuttavat humuksen lisäksi muutkin tekijät, on tärkein selittävä tekijä.

Kolmesta erilaisesta taustapitoisuudesta luopuminen helpottaisi tietojärjestelmien käyttöä ja vähentäisi viranomaisten työmäärää. Nykyisessä ympäristöhallinnon vesienhoidossa käytettävässä luokittelujärjestelmässä on eri vertailuarvot tuotu teknisesti erillisinä aineina eli elohopea löytyy järjestelmästä kolmena eri aineena. Tämä on tuonut ongelmia, joissa elohopea on vahingossa luokiteltu eräissä vesimuodostumissa usean eri humusluokan mukaisesti. Lisäksi tietojen yhteenveto on vaikeaa, kun puuttuva tieto voi tarkoittaa joko sitä, että kyseisen humustyyppin vertailuarvo ei sovellu vesimuodostumaan tai sitä, että luokittelutieto puuttuu.

Ehdotus

- Poistetaan asetuksesta elohopean taustapitoisuus kalassa. Muutos tehdään poistamalla asetuksen 1022/2006 liitteen 1C2 toinen taulukko metallien taustapitoisuuksista, sillä muidenkin metallien taustapitoisuudet ehdotetaan poistettaviksi (ks. luku 6.2). Elohopealle jää näin vain direktiivin 2013/39/EU mukainen eliöstölaatunormi ja veteen asetetut enimmäispitoisuuden laatunormit.
- Kemiallisen tilan luokittelussa elohopean pitoisuus kaloissa ylittää nykyisen laatunormin, kun taustapitoisuutta ei huomioida, lähes kaikissa vesissä. Jos EU-komission ehdotus eliöstön laatunormin kiristymisestä (0,01 mg/kg tp; EC 2022a) tulee voimaan, ylittyy laatunormi kaikkialla. Tällöin Suomen tilanne vastaisi Ruotsin luokittelutulosta.
- Tämä ehdotus helpottaisi luokittelua merkittävästi. Seurannassa voidaan keskittyä elohopean pitoisuustrendien tuottamiseen – ja toisaalta vesimuodostumiin, joissa ruokakalan elohopeapitoisuusraja-arvo ylittyy tai uhkaa ylittyä. Seurannassa voidaan vähentää samasta vesimuodostumasta tarvittavien kalojen lukumäärää, sillä tilastollisesti luotettava keskiarvo sekä ympäristölaatunormin että ruokakalan raja-arvon osalta saavutetaan nykyistä pienemmällä kalamäärällä.
- Tämä ehdotus pienentäisi ympäristöhallinnon seurantakustannuksia. Nykyinen kalojen Hg-pitoisuustaso on erittäin lähellä taustapitoisuuden ja ympäristölaatunormin summaa. Kalayksilöiden pitoisuudet vaihtelevat samassa vesimuodostumassa tämän vertailuarvon molemmiin puolin ja esimerkiksi luokittelussa käytetään yksilöistä mitattujen elohopeapitoisuuksien keskiarvoa. Suomessa on käytetty aritmeettista keskiarvoa myös eliöstömittauksille, vaikka EU-ohjeissa suositellaan käyttämään geometrista keskiarvoa. Jotta keskiarvo asettuisi tilastollisesti merkittävällä tavalla vertailuarvon jommallekummalle puolen, tarvitaan erittäin paljon mittauksia. Jos vertailuarvona olisikin vain ympäristölaatunormi, tilastollisesti luotettava tieto saataisiin pienemmällä analyysimäärällä.
- Ehdotus ei vaikuta elohopeaa pintavesiin päästävien laitosten tarkkailuihin.

6.2 Vedestä mitattavien metallien taustapitoisuudet

Matti Leppänen ja Katri Siimes

6.2.1 Biosaatavat metallit: nikkeli ja lyijy

Valtioneuvoksen asetuksessa 1022/2006 vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksessa ohjeistetaan ”arvioitaessa seurantatuloksia suhteessa ympäristölaatunormeihin voidaan ottaa huomioon a) metallien ja metalliyhdisteiden luonnolliset taustapitoisuudet, lisäämällä ympäristölaatunormiin arvio luontaisesta taustapitoisuudesta”. Käytäntöä ohjaa taulukko, jossa nikkelin ja lyijyn kohdalla sisävesien ympäristölaatunormit ovat ns. biosaatavia pitoisuuksia ja nikkelin AA-EQS-normiin lisätään 1 µg/l sekä lyijyn AA-EQS-normiin lisätään 0,1–0,7 µg/l riippuen humuspitoisuudesta.

Biosaatavat ympäristölaatunormit perustuvat bioligandimallin käyttöön, jolla kuvataan mm. metallin sitoutuminen erilaisiin ligandeihin ja vapaaksi jäävien metalli-ionien osuus. Tärkein metalleja sitova tekijä on orgaaninen aines eli esimerkiksi humus. Tämä otetaan huomioon liuenneena orgaanisena hiilenä laskettaessa sitoutumista. Vapaat metalli-ionit ovat pääasiassa se osuus kokonaismetallista, joka

on biosaatavaa eli sillä on mahdollisuus läpäistä solukalvot ja aiheuttaa haittavaikutuksia. Vapaiden metalli-ionien osuus kokonaispitoisuudesta voi olla vain muutamia prosentteja. Nikkelin ja lyijyn nykyisessä asetuksessa mainitut taustapitoisuudet perustuvat liukoisiin eli todennäköisesti suodatettuihin pitoisuuksiin, jotka muodostavat suurimman osan kokonaispitoisuudesta. Tällöin nämä taustapitoisuudet sisältävät myös ligandeihin sitoutuneet metalli-ionit.

Kohteiden kroonista metallialtistusta arvioitaessa nykyisiin nikkelin (4 µg/l) ja lyijyn (1,2 µg/l) ympäristölaatunormeihin (AA-EQS) ei kuitenkaan ole syytä lisätä taustapitoisuuksia ja asetuksen 1022/2006 liitteen 1C2 toinen taulukko olisi poistettava. Mikäli tutkittavan kohteen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatunormin, paikallinen tausta on syytä selvittää ohjeiden mukaisesti (luku 5.3.8, Kangas 2018, Siimes ym. 2019, EC 2019c). Mitään kansallista, yleistä taustaa ei voi käyttää biosaatavien ympäristölaatunormien kanssa koska sitoutuminen ja toisaalta biosaatavuus vaihtelevat paikallisen vedenlaadun mukaan.

Ehdotus

- Mitään kansallista, yleistä taustaa ei tule käyttää biosaatavien ympäristölaatunormien kanssa. Mikäli tutkittavan kohteen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatunormin, paikallinen taustapitoisuus on syytä selvittää. Ehdotamme poistettavaksi asetuksen taulukosta nikkelin ja lyijyn yleiset kansalliset taustapitoisuudet biosaatavien ympäristölaatunormien osalta kuten yllä on esitetty. Jäljelle jää vain direktiivin 2013/39/EU mukaiset nikkelin ja lyijyn AA-EQS-laatunormit.
- Ehdotettu muutos voi vaikuttaa tarkkailutarpeeseen. Päästöpitoisuuksia verrataan tarkkailutarvetta arvioitaessa laatunormeihin ja muutokset laatunormeissa voivat muuttaa arvioita päästö- tai vaikutustarkkailun tarpeesta. Mikäli tutkittavan kohteen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatunormin, paikallinen tausta on syytä selvittää ohjeiden mukaisesti (luku 5.3.8, Kangas 2018, Siimes ym. 2019, EC 2019c).

EU-komission ehdotuksessa (EC 2022a) nikkelille ehdotettiin merkittävästi nykyistä pienempää biosaatavaa AA-EQS-laatunormia sisävesille (2,0 µg/l, aikaisemmin 4,0 µg/l). Mikäli ehdotus etenee, tämän vaikutus tulee olemaan monin verroin suurempi normin kiristys kuin tässä suunnitelmassa ehdotettu taustapitoisuudesta luopuminen.

6.2.2 Metallien liukoisten pitoisuuksien laatunormit ja luonnon taustapitoisuudet

Metallien ympäristölaatunormit ovat olleet kehityksen kohteena viimevuosina myös liukoisten pitoisuuksien osalta, ja soveltamisen yhtenäistämiseksi EU komissio on julkaissut avuksi teknisen oppaan (EC 2019c). Nykyaikaisin näkemys on esitetty oppaassa, jonka mukaan luonnolliset taustametallipitoisuudet voivat vaikuttaa mahdolliseen haitallisuuteen yhdessä ihmisperäisen metallikuormituksen kanssa. Toksisuustestit, joihin laatunormit perustuvat, on yleisesti johdettu tällä periaatteella, ja siten testivesien kokonaismetallipitoisuudet on otettu huomioon normin muodostamisessa. Luonnollinen tausta voidaan kuitenkin tietyissä tapauksissa vähentää havaitusta liuenneesta pitoisuudesta silloin kun havaittu liuenne pitoisuus on niin korkea, että ympäristölaatunormi ylittyy. Tällöin on syytä tutkia, ovatko eliöt mahdollisesti sopeutuneet tavanomaista korkeampaan metallipitoisuuteen ja paikallisen taustapitoisuuden selvittäminen on tarpeen. Tärkeää onkin osata määrittää paikallinen vastaava alue, jotta luonnollisen kuormituksen arviointi on luotettava. Käytännössä tämä koskee alueita, joissa metallipitoisuudet ovat tavanomaista korkeammat geologisista syistä (ks. myös luku 5.3.8).

Ehdotus

Asetuksen 1022/2006 Liitteen 1C2 taulukon alaviitteen 3 ”yleiset taustapitoisuudet -taulukko” ehdote-taan lukujen 6.2.1 ja 6.2.2 arvioiden perusteella poistettavan tarpeettomana. Mikäli tutkittavan koh-teen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatunormin, paikallinen taustapitoisuus on syytä selvittää. Lisäksi liitteen 1C2 taulukon alaviite 3:n tekstiä tulee muuttaa seuraavaan muotoon:

(³) Kadmiumia, lyijyä, elohopeaa ja nikkeliä (jäljempänä ”metalleja”) lukuun ottamatta tässä liitteessä määritetyt ympäristölaatunormit ilmaistaan kokonaispitoisuuksina koko vesinäytteessä. Metallien ympäristölaatunormi viittaa joko biosaatavaan tai liukoiseen pitoisuuteen eli liuosfaasiin vesinäyt-teessä, joka on saatu suodattamalla 0,45 µm:n suodattimella tai jonkin muun vastaavan esikäsittelyn avulla. Tilanteissa, joissa havaittu biosaatava tai liuennut seurantatulos ylittää ympäristölaatunormin voidaan ottaa huomioon:

a) metallien ja metalliyhdisteiden luonnolliset taustapitoisuudet, vähentämällä paikallinen taustapitoi-suus havaitusta seurantatuloksesta, mikäli taustapitoisuus viittaa geologisesti poikkeavaan kohteeseen.

b) veden kovuus, pH tai muut veden laadun parametrit, jotka vaikuttavat metallien biosaatavuuteen.

Ehdotettu muutos voi vaikuttaa tarkkailutarpeeseen. Päästöpitoisuuksia verrataan tarkkailutarvetta arvioitaessa laatunormeihin ja muutokset laatunormeissa voivat muuttaa arvioita päästö- tai vaikutus-tarkkailun tarpeesta.

6.3 Kadmiumin laatunormit – kalsiumkarbonaattikovuus-luokkien vaihtoehdoksi alkaliniteetti

Matti Leppänen

Euroopan Unionin direktiivissä (2013/39/EU) ja suomalaisessa asetuksessa (1022/2006; Valtioneuvosto 2015) kadmiumin ympäristölaatunormit vaihtelevat veden kovuuden mukaan ja kovuusyksikkönä käytetään kalsiumkarbonaattipitoisuutta. Tätä kovuusyksikköä pidetään kuitenkin epäkäytännöllisenä Suomessa koska CaCO₃ -pitoisuudet ovat luonnostaan alhaiset ja se harvoin kuulu mitattaviin veden-laaturapareetreihin. Kadmiumin haitallisuuteen vaikuttavat itseasiassa muidenkin kationisten ionien pitoisuudet, ei ainoastaan kalsiumin. Veden happamoitumista puskuroivilla karbonaatti- ja bikarbo-naatti-ioneilla on vähemmän merkitystä. On myös muita tapoja kuvata veden kovuutta ja niitäkin voi käyttää yhtä lailla kalsiumkarbonaatin kanssa. Esimerkiksi kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet voi-daan muuttaa CaCO₃ pitoisuudeksi kaavalla

$$\text{mg CaCO}_3/\text{l} = 2,5 \times \text{mg Ca/l} + 4,1 \times \text{mg Mg/l}$$

Alkaliniteetti saattaa olla suomalaisissa vedenlaatuaineistoissa tavallisin puskurikyvystä ja kovuudesta kertova parametri. Kalsiumkarbonaatti voidaan muuntaa alkaliniteetiksi olettamalla, että koko puskuri-kyky johtuu CaCO₃:sta ja että yksi CaCO₃ molekyyli neutraloi 2 moolia happoa (Wetzel 1983). Tällöin 50 mg CaCO₃ vastaa 1 mmol happoa. Eli kerroin on 50, jolloin

$$\begin{aligned} 50 \text{ mg CaCO}_3/\text{l} &= 1 \text{ mmol/l alkaliniteettina tai} \\ 1 \text{ mg CaCO}_3/\text{l} &= 0,02 \text{ mmol/l} \end{aligned}$$

Taulukossa 55 on esitetty direktiivissä 2013/39/EU ja asetuksessa 1022/2006 olevia kalsiumkarbonaattiluokkia vastaavat alkaliniteettipitoisuudet.

Taulukko 55. Direktiivissä 2013/39/EU ja asetuksessa 1022/2006 olevia kalsiumkarbonaattiluokkia vastaavat alkaliniteettipitoisuudet

Asetuksessa oleva luokka*	CaCO ₃ mg/l	Alkaliniteetti, mmol/l
luokka 1	< 40	< 0,8
luokka 2	40 – < 50	0,8–1
luokka 3	50 – < 100	1 – < 2
luokka 4	100 – < 200	2 – < 4
luokka 5	≥ 200	≥ 4

* Luokka 1 on pehmeää vettä, ja luokka 5 erittäin kovaa vettä.

Kalsiumin ja magnesiumin avulla ei voida etukäteen laskea tiettyä, vastaavaa kalsiumkarbonaattipitoisuutta, koska kaksi muuttujaa antaa lähes loputtomasti vaihtoehtoja. Toki jos vesinäytteen kalsium- ja magnesium- pitoisuudet tiedetään, kalsiumkarbonaattikovuus voidaan laskea ylläesitetyllä kaavalla. Sen sijaan alkaliniteetti vesilaboratorioiden rutiininomaisena analyysinä ja muunnoskertoimella antaa yksiselitteisen vastinluvun kalsiumkarbonaattipitoisuudelle ja arvioi samalla tavalla epäsuorasti veden kovuutta.

Ehdotus

Lisätään asetuksen Liitteen 1 kohdan C2 kadmiumin alaviitteeseen 6 alkaliniteettiysikkö (mmol/l) toiseksi vaihtoehdoksi kuvaamaan viittä kovuusluokkaa. Alaviite 6:n uudeksi tekstimuotoiluksi ehdotetaan seuraavaa:

*(6) Kadmiumin ja kadmiumyhdisteiden (N:o 6) osalta ympäristölaatunormit vaihtelevat riippuen veden kovuudesta eriteltynä viiteen luokkaan joko kalsiumkarbonaattina (mg CaCO₃/l) **tai alkaliniteettina, (mmol/l):** luokka 1 < 40 mg CaCO₃/l **tai < 0,8 mmol/l**, luokka 2: 40 – <50 mg CaCO₃/l **tai 0,8-1 mmol/l**, luokka 3: 50 – < 100 mg CaCO₃/l **tai 1-< 2 mmol/l**, luokka 4: 100 – <200 mg CaCO₃/l **tai 2-< 4 mmol/l** ja luokka 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l **tai ≥ 4 mmol/l**.*

6.4 Tributyyliitinayhdisteet (TBT) sedimentissä

Ville Junttila, Katri Siimes ja Jukka Mehtonen

Tributyyliitinaa (TBT) ja muita organotinoja on aikanaan käytetty mm. laivojen ja alusten pohjamaalien antifouling-aineina ja tehtaissa limantorjunta-aineina. TBT:n käyttö kiellettiin asteittain vuosina 1991–2008 siten, että sen käyttö antifouling-aineena kiellettiin täysin vuoden 2008 loppuun mennessä. TBT ja muut orgaaniset tinayhdisteet hajoavat biologisesti, joskin melko hitaasti. Vesistöissä TBT sitoutuu herkästi kiintoainekseen ja kulkeutuu sen mukana sedimentteihin.

6.4.1 Tausta

TBT:tä on käytetty biosidien tehoaineena, koska se tehokas torjumaan leviä, gram-positiivisia bakteereja, sieniä ja tiettyjä merieliöitä. TBT:tä (ja trifenyylitinaa) ryhdyttiin käyttämään laivojen ja veneiden eliöiden kiinnittymistä estävissä pohjamaaleissa eli antifouling-maaleissa tehoaineina 1960-luvulla. Niiden käyttö yleistyi 1970- ja 1980-luvuilla. Maalien lisäksi TBT:tä on käytetty mm. massa- ja paperiteollisuuden liman- ja homeentorjuntaan, puutavaran suojaukseen, kalankasvattamoilla verkkokassien desinfiointiin sekä maataloudessa kasvinsuojeluaineena. On arvioitu, että TBT:n käytöstä noin 95 % on ollut antifouling-maalien valmistusta, kun taas loput 5 % on käytetty puunsuojakemikaalina. Ympäristövaikutuksiltaan merkittävimmät TBT-päästöt ovat peräisin antifouling-maalikäytöstä (BUA 2003, YM 2007).

Alusten pohjien maalaamiseen on käytetty Suomessa orgaanisia tinayhdisteitä sisältäviä antifouling-maaleja 1970–80-luvuilla vuosittain noin 10–15 tonnia tehoaineena laskettuna. Suomessa orgaanisten tinayhdisteiden käyttöä on rajoitettu vuonna 1991, jolloin kiellettiin niiden käyttö alle 25 metriä pitkien alusten pohjamaalaukseen, kalankasvatuksen verkkokassien desinfiointiin, muihin kokonaan tai osittain veteen sijoitettaviin laitteisiin tai välineisiin sekä teollisuuden jäähdytys-, prosessi- ja jätevesien käsittelyyn. Vuoden 2003 alusta orgaanisten tinayhdisteiden käyttö antifouling-aineena kiellettiin täysin Suomessa. Vuoden 2007 loppuun mennessä TBT-pitoiset maalipinnoitteet oli joko poistettava tai maalattava yli (YM 2007).

Orgaanisia tinayhdisteitä on käytetty 2,1 tonnia vuodessa massa- ja paperiteollisuudessa homeen- ja limantorjuntaan vuosina 1968–1970. Mahdollisesti TBT:tä on käytetty homeen ja limantorjuntaan myös muussa teollisuudessa kuin massa- ja paperiteollisuudessa. Orgaanisia tinayhdisteitä on todennäköisesti käytetty teollisuudessa homeentorjunta-aineena vuoteen 1991 asti kun taas limantorjuntakäyttö on loppunut vuoteen 1985 mennessä (Tulonen ym. 1987, Ylä-Mononen 1989, YM 2007). Tributyyliitinaoksidia on käytetty puunsuojajalmisteissa puutavaran suojaamiseen sinistymistä, hometta ja lahoa sekä vaneri- ja lastulevyjen suojaamiseen termiittejä ja lahoa vastaan. Myös tributyyliitinaafтенаatilla on suojattu puuta sinistymiseltä, homeelta ja levän kasvulta. TBT:n käyttö puunsuojakemikaalina Suomessa loppui vuonna 1999 ja sen käyttö biosidinä kaikissa käyttökohteissa EU-alueella loppui 1.9.2006 (YM 2007).

6.4.2 Ympäristölaatu normiehdotuksia ja muita kynnysarvoja

TBT:n ympäristölaatu normi EU:ssa on asetettu veteen (AA-EQS 0,2 ng/l, MAC-EQS 1,5 ng/l). TBT:n EQS:n tausta-asiakirjassa (EC 2005) pienimmät akuutit vaikutuspitoisuudet on todettu makean veden äyriäisille. Nykyisin käytössä oleva analytiikka on riittävän tarkkaa MAC-EQS:n ylittävien pitoisuuksien havaitsemiseen. Nykyanalytiikalla on mahdollista määrittää vesinäytteistä parhaimmillaan AA-EQS-ympäristölaatu normin tasolla olevia pitoisuuksia, mutta ei normin alittavia pitoisuuksia.

Ensimmäisen VPD:n prioriteettiainelistan TBT-ympäristölaatu normin tausta-asiakirjassa (EC 2005) aineen taipumus sitoutua sedimenttiin on huomioitu, mutta koska tuolloin ei ollut olemassa riittävästi aineistoa TBT:n ekotoksisuudesta sedimenteissä, ei sedimentille pystytty johtamaan laatu normia. Tämän jälkeen Tanskan ympäristönsuojeluvirasto (MST 2021) on kerännyt tutkimusaineistoa TBT:n haitallisuudesta sedimenttieliöille. Kymmenen lajia kuudesta eri eliöryhmästä kattavasta aineistosta MST on johtanut lajien herkkyysjakaumaan perustuvan (SSD-menetelmä) TBT:lle haitattoman pitoisuuden kynnysarvoksi 1,1 µg/kg kp (5 % orgaanista hiiltä, OC) eli 22 µg/kg OC. Tilastollisessa tarkastelussa

merellisten ja makean veden lajien herkkyyksissä TBT:lle ei ollut eroa. MST:n johtamaa arvoa on esitetty otettavaksi käyttöön HELCOMin kynnysarvoksi.

EU:n prioriteettiainelistan tarkistuksen yhteydessä Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (Joint Research Centre, JRC) on valmistellut luonnoksen TBT:n ympäristölaatu normista sedimentissä (JRC 2022e). Toisin kuin MST:n johtama kynnysarvo, JRC:n johtama laatu normiesitys noudattaa Euroopan komission ohjeistusta ympäristölaatu normien johtamisesta (EC 2018a). Laatu normiesitys perustuu deterministiseen johtamistapaan, eli pienin luotettava toksisuusarvo kerrottiin arviointikertoimilla. JRC:n EQS-ehdotus sedimenteille perustuu 8 viikon kroonisen altistuksen EC10-arvoon 15,5 µg/kg 5 % OC vaeltajakotilolle, josta on arviointikertoimilla 50 ja 10 johdettu normit 0,3 µg/kg sisävesien sedimenteille ja 1,6 µg/kg merisedimenteille normalisoituna 5 % OC.

JRC ei käyttänyt SSD-menetelmää, koska toksisuustestiaineisto ei kattanut komission ohjeistuksen menetelmän käytölle asettamia vaatimuksia. SCHEER:in tarkistuksen (SCHEER 2023b) jälkeen laatu normiesitys sekä sisävesille että merivesille on 1,6 µg/kg kp (5 % OC).

Sekä pintavedelle että sedimentille johdetut laatu normiesitykset perustuvat kattavaan ekotoksikologiseen tutkimusaineistoon. Sedimenttien osalta saatavilla olevan analytiikan määritystarkkuus suhteessa vaatimukseen on riittävämpi kuin pintaveden kohdalla, minkä lisäksi sedimentin nilviäiset ovat TBT:lle herkin eliöryhmä. JRC:n laatu normiesitys on komission ohjeistuksen (EC 2018a) mukainen ja samalla tasolla MST:n eri menetelmällä johtaman kynnysarvon kanssa. EU-komissio on kuitenkin tuntemattomasta syystä ehdottanut alustavaksi TBT:n EQS-arvoksi sedimentissä 1,3 µg/kg kp (EC 2022a).

Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa (YM 2015) ruoppausmassojen sisältämä TBT otetaan huomioon niiden läjityskelpoisuutta arvioitaessa sisävesillä ja merialueilla. Ohjeessa esitetään viisi pitoisuustasoa, joita käytetään mm. ruoppausmassan läjityskelpoisuuden arviointiin. TBT:n 10 % OC normalisoidut pitoisuustasot ovat seuraavat: 1 (< 5 µg/kg kp, puhdas), 1A (5–30 µg/kg kp), 1B (30–100 µg/kg kp), 1C (100–150 µg/kg kp) ja 2 (> 150 µg/kg kp). Pitoisuustaso 1 määräytyy yhdisteen määritysrajan perusteella.

Pitoisuustasolla 1A ei arvioida olevan merkittäviä vaikutuksia herkimpiinkään lajeihin läjitysalueella. Ruoppaus- ja läjitysohjeen raja-arvo TBT:lle perustuu sen sinisimpukalle haitattomaan pitoisuuteen 6 ng/l, josta on jakautumiskertoimella 5000 l/kg johdettu sedimentin raja-arvoksi 30 µg/kg 10 % OC. Tämän raja-arvon johtamisessa ei ole käytetty arviointikertoimia. TBT:n pitoisuustasot 1B, 1C ja 2 ovat asetettu hallinnollisilla perusteilla. Pitoisuustasoja ei ole tarkoitettu käytettäväksi normiluonteisesti, vaan paikalliset olosuhteet otetaan huomioon (YM 2015).

VPD:n TBT:n ympäristölaatu normien ja sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen pitoisuustasojen erilaisuus johtuu eroista raja-arvojen johtamiseen käytetyissä menetelmissä sekä siitä, että niitä sovelletaan eri tilanteissa. Läjitysohjeen lainsäädännöllisesti ei-sitovat pitoisuustasot ohjeistavat ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arviointia ja siihen liittyvää näytteenottoa. VPD:n sitovat EQS-arvot ovat raja-arvoja, joiden avulla arvioidaan vesistön kemiallista tilaa.

6.4.3 Esiintyminen pohjasedimenteissä

TBT ja muut orgaaniset tinayhdisteet ovat biohajoavia, joten päästöjen lakattua sedimentteihin kertyneet varastot pienentyvät vähitellen. TBT hajoaa sekä mikrobiologisesti että valokemiallisesti ja sen hajoamisväliuotteiden (dibutyyli- ja monobutyyliä) toksisuus vähenee asteittain niin merkittävästi, ettei niille ole annettu laatu kriteerejä. Hajoaminen on nopeinta mikrobiologisesti aktiivisimmassa pintakerroksessa ja hapellisissa olosuhteissa, jolloin puoliintumisaikat vaihtelevat muutamista viikoista useisiin kuukausiin kylmissäkin olosuhteissa. Yhdisteen voimakas sitoutuminen sedimentin hieno- ja

orgaaniseen ainekseen hidastaa sedimentteihin päätyneen TBT:n hajoamista. Luontainen biohajoaminen kohdistuu sedimentistä vapautuvaan organotinafraktioon ja puskuroi sedimentissä olevan TBT:n ympäristövaikutuksia (YM 2015).

Mahdollisia TBT:n riskialueita ovat satamat, telakat, vilkkaasti liikennöidyt väylät ja niiden ruoppaus sekä vanhojen tehtaiden lähivedet, jos tehtailla on käytetty TBT:tä limantorjuntaan.

Kemiallisen tilan luokittelun yhteydessä TBT:n laatu normin ylitys arvioitiin kuuteen vesimuodostumaan, arvioitiin silmällä pidettäväksi (normin alitus) viidessä vesimuodostumassa ja paineiden perusteella tunnistettiin mahdollinen ylitysriski yhdeksään rannikkovesimuodostumaan, joista ei tietojärjestelmistä löytynyt tietoa TBT-pitoisuuksista.

TBT-pitoisuudet vedessä ovat käyttökieltojen myötä laskeneet varsin nopeasti alueilla, joilla on ollut TBT-kuormitusta. Korkeampia TBT-pitoisuuksia esiintyy silti yhä vedessä erityisesti paikoissa, joilla TBT:n sedimenttipitoisuudet ovat olleet korkeita (YM 2015).

TBT-pitoisuudet ovat laskeneet Airiston sedimenteissä yli 80 % vuosina 2005–2018. Vuonna 2005 TBT-pitoisuuden keskiarvo sedimenttien pintakerroksessa oli 66 µg/kg, vuonna 2012 37 µg/kg ja vuonna 2018 enää 11 µg/kg. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen (YM 2015) mukaisen arvion mukaan Airiston sedimenttien TBT-pitoisuudet arvioitiin olevan pääasiassa haitattomalla tasolla. Naantalimerialueella Turun korjaustelakan edustalla sedimenteissä vielä 2012 mitattiin TBT-pitoisuuksia, jotka olivat keskimäärin yli 1000 µg/kg. Vuonna 2008 maksimipitoisuudet siellä olivat tasolla 20 000 µg/kg. Vuodelta 2018 ei ole kattavaa vertailutietoa, mutta uivan telakan vierestä mitatut maksimipitoisuudet olivat tasolla 2000 µg/kg (VARELY 2019).

6.4.4 TBT:n ympäristöanalytiikka

Markkinoilla olevat TBT:n sedimenttianalyysimenetelmät täyttävät osittain vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimukset mittaasepävarmuudelle ja määrittämisrajalle suhteessa sedimentin PNEC-arvoon 1,6 µg/kg kp. Mikäli sedimenttinäytteen OC-pitoisuus on pieni, ei TBT:n pitoisuutta välttämättä voida nykyisillä määrittämenetelmillä mitata riittävän tarkasti. Koska analyysimenetelmät kehittyvät jatkuvasti ja ovat jo nykyään riittävän tarkkoja tai lähellä sitä, voidaan tulevaisuudessa olettaa säännöllisesti saavutettavan riittävän tarkkoja mittaustuloksia.

Passiivikeräimien avulla voidaan havaita liukoissa muodossa esiintyviä organotinayhdisteitä huomattavasti vesinäytteitä pienempinä pitoisuuksina (Siimes ym. 2019, Ahkola ym. 2022, Ahkola & Siimes 2022) ja tulokset voidaan laskennallisella menetelmällä muuttaa veden liukoisen pitoisuuden altistusarvoksi keskiarvoksi. Keräinten pitoisuudet korreloivat melko hyvin simpukoiden pitoisuuksien kanssa, kuten UuPri-hankkeessa havaittiin (Siimes ym. 2019). Passiivikeräimillä saadut tulokset koskevat liukoista pitoisuutta, kun taas ympäristölaatu normit on asetettu kokonaispitoisuudelle, joten tuloksia ei voida suoraan hyödyntää kemiallisen tilan luokittelussa. Passiivikeräimillä voidaan kuitenkin kartoittaa TBT:n esiintymistä riskikohteiksi arvioituissa vesimuodostumissa.

6.4.5 Ehdotus

Ehdotamme TBT:lle otettavaksi käyttöön vesistöjen riskinarvioinnin ja tila-arvion tueksi JRC:n ympäristölaatu normiesityksen mukaista sedimentin PNEC-arvoa 1,6 µg/kg kp (normalisoituna 5 % OC) sisä- ja merivesiin. PNEC on validi sedimentin biologisesti aktiivisessa pintakerroksessa, joka vaihtelee paikka-kohtaisesti. Tarkempi ohjeistus näytteenotosta on tehtävä erikseen ja mielellään EU-tasolla perusperiaatteiltaan harmonisoituna. Riskinarviointia tukevat sedimentin PNEC-arvot täydentävät asetuksen

nykyistä veden AA-EQS-arvoa. TBT:lle ei ehdoteta sedimentti-EQS-arvoa asetukseen 1022/2006, koska ainetta ei enää käytetä eikä päästetä ympäristöön (ks. luku 3.2 kriteerit). TBT:n laskeva sedimenttipitoisuus -trendi on ensisijainen tavoite.

Suomessa on vain harvoin mitattu TBT:n ja orgaanisen aineksen määrää samoista näytteistä – tai ainakaan tietoja ei ole tallennettu KERTY-rekisteriin kuin muutamista näytteistä, joista on samalla mitattu TBT. On tärkeää, että jo tehdyt sekä tulevaisuudessa tehtävät sedimentin orgaanisen aineen tai hehketushäviön mittaustiedot tallennetaan KERTY-rekisteriin.

Esitämme toteutettavaksi TBT-pitoisuuksia selvittävän kartoituksen. Pitoisuuksia tulisi selvittää viipaloituista ja ajoitetuista sedimenttiprofiileista, jotta saadaan tietoa siitä, miten TBT:n pitoisuudet ovat muuttuneet niille asetettujen rajoitusten myötä ja minkä suuruisia pintasedimenttien TBT-pitoisuudet nykyään ovat. Samalla analytiikalla saadaan tietoa myös muista organotinoista, joten myös niiden pitoisuuksia sedimentistä tulee analysoida ja raportoida. TBT-kartoitukset voidaan rajoittaa sellaisiin vesimuodostumiin, joissa voidaan olettaa alueen esiintyvän riskiä TBT:n kohonneista pitoisuuksia. Tämä pienentää kartoituksen kustannuksia, jotka yhtä vesimuodostumaa kohden ovat vaatimansa työmäärän ja erityisosaamisen takia perinteistä pintavesinäytteenottoa suurempia. Kemiallisen tilan luokittelun yhteydessä todettiin 20 vesimuodostumaa, joissa arvioitiin TBT:n laatu normin ylitys tai mahdollinen ylitys tai arvioitiin silmällä pidettäväksi. Näistä vesimuodostumista tulisi valita joitakin kohteita sedimenttiprofiilikartoitukseen. Samoilla paikoilla tulee vertailun vuoksi käyttää passiivikeräimiä pintavesipitoisuuksien selvittämiseksi, koska nykyisin ei Suomessa ole analyysimenetelmää, jolla veden AA-EQS-arvon alittavia pitoisuuksia pystyttäisiin havaitsemaan vesinäytteistä.

Tällä ehdotuksella ei katsota olevan suoria muutoksia TBT:n ympäristölaatu normin ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin.

6.5 Perfluorioktaanisulfonihapon (PFOS) pintaveden laatu normi

Ville Junttila ja Jukka Mehtonen

Asetuksessa 1022/2006 perfluorioktaanisulfonihapon (PFOS) laatu normi on asetettu kalalle (9,1 µg/kg tp.). Yhdisteelle on direktiivissä 2013/39/EU myös asetettu sisämaan pintaveden AA-EQS 0,65 ng/l ja rannikkoveden AA-EQS 0,13 ng/l, jotka on otettu käyttöön joissakin EU:n jäsenvaltioissa, mutta joita ei ole viety kansalliseen lainsäädäntöön Suomessa. Toisin sanoen AA-EQS-arvoja ei ole vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksessa 1022/2006.

PFOS:n AA-EQS:n tarkoituksena on kalalle asetetun normin tapaan suojata kalaa syövää ihmistä PFOS:n haittavaikutuksilta. AA-EQS:n tarkoituksena on ehkäistä PFOS:n kertyminen kaloihin pitoisuustasolle, jotka ylittävät PFOS:n kalalle asetetun EQS-tason. Molemmat laatu normit (kala-EQS ja pintaveden AA-EQS) perustuvat samoihin toksikologisiin tutkimuksiin.

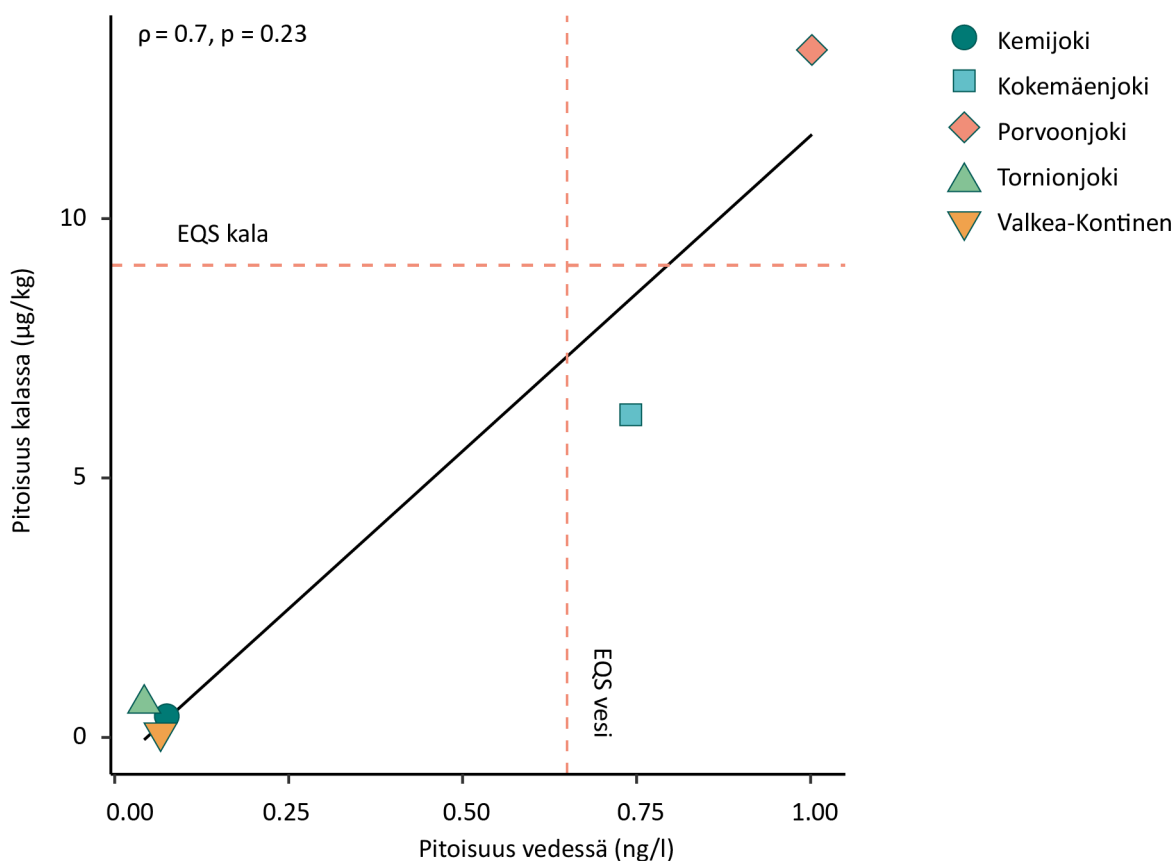
Pintaveden ja kalan PFOS-pitoisuuksia on mitattu harvoin samoilta alueilta. Muutamasta vesimuodostumasta on kuitenkin olemassa mittaustietoa molemmista matriiseista, ja tulosten perusteella PFOS-pitoisuudet kalassa ja pintavedessä korreloivat kohtalaisen hyvin (kuva 43) Näin ollen pintavedestä analysoitujen mittaustulosten voidaan olettaa kuvaavan myös pitoisuuksia kaloissa ja niiden perusteella voidaan tehdä yhtäläinen arvio ympäristön tilasta, kuin mitä kalanäytteiden perusteella voitaisiin tehdä.

Koska kaikista vesimuodostumista ei ole mahdollista saada riittävää määrää oikean ikäisiä kalanäytteitä, mutta pintavesinäytteiden ottaminen on yleensä mahdollista, olisi vesimuodostumien

kattavamman mittauksiin perustuvan luokittelun kannalta hyödyllistä ottaa käyttöön PFOS:lle sisämaan pintaveden vuosikeskiarvon ympäristölaatumnormi (AA-EQS), joka on EU-tasolla johdettu ja lisätty direktiivissä 2013/39/EU (0,65 ng/l).

Lisäksi PFOS:n AA-EQS tukisi toiminnanharjoittajien riskinarviointia siinä tilanteessa, kun vain aineen vesipitoisuustuloksia (pintavesi ja / tai effluentti/muu jätevesi) on käytettävissä. Esimerkiksi, jos Vienon ja Arjosen (2021) selvityksessä PFOS:n RQ-arvon (riskisuhde effluenttipitoisuus/PNEC) laskennassa olisi käytetty MAC-EQS-arvojen (sisävedet 34 µg/l; muut pintavedet 7,2 µg/l, RQmax 0,003) sijaan direktiivin 2013/39/EU mukaista AA-EQS-arvoa 0,65 ng/l, olisi keskiarvopitoisuudesta laskettu RQ-arvo ollut 45. Laitoskohtaiset jäteveden laimenemisosuhteet määrittävät lopulta sen, aiheutuuko PFOS:sta riskiä vastaanottavassa pintavedessä.

Suomessa PFOS:n mediaani- ja keskipitoisuus pintavedessä on AA-EQS-arvoa suurempi Vantaanjoessa, Porvoonjoessa, ja Kokemäenjoessa. Uusimmassa kemiallisen tilan luokittelussa PFOS:n kala-EQS ylittyy mittausten perusteella Porvoonjoella, ja Tuusulanjärvessä, ja Kruunuvuorenselällä ja asiantuntija-arvion perusteella Vantaanjoen sekä Keravanjoen alaosissa sekä Emäsalossa. Pintavesimittausten perusteella ehdotetun AA-EQS-arvon ylittäviä pitoisuuksia havaitaan myös Kokemäenjoessa, Karjaanjoessa, Aurajoessa, Kyrönjoessa, Oulujoessa ja Kemijoessa (taulukko 56).



Kuva 43. PFOS:n keskimääräiset pitoisuudet kalassa (lihas ja nahka, µg/kg tp.) ja vedessä (ng/l) niissä vesimuodostumissa, joista on saatavilla pitoisuustietoa molemmista matriiseista.

Taulukko 56. PFOS-mittausten lukumäärä ja PFOS-pitoisuuden tunnusluvut pintavesien seurantapisteillä. EQS = AA-EQS sisävedet 0,65 ng/l

Joki	Mittausten lkm	Mediaani ng/l	Vuosikes- kiarvo ng/l	95. prosenttipiste ng/l	Maksimi ng/l	% tuloksista > EQS
Vantaanjoki	26	7,7	7,2–11	15	26	100 %
Porvoonjoki	22	0,73	0,86–1,3	1,7	3,4	59 %
Kokemäenjoki	19	0,66	0,69–0,80	1,3	1,4	53 %
Karjaanjoki	12	0,58	0,55	0,64	0,67	8 %
Aurajoki	20	0,47	0,52–0,64	1,8	1,9	20 %
Paimionjoki	10	0,25	0,32	0,56	0,57	0 %
Kymijoki	18	0,21	0,20–0,25	0,35	0,43	0 %
Kyrönjoki	17	0,18	0,20–0,48	1,0	1,4	18 %
Vuoksi	9	0,15	0,14	0,24	0,26	0 %
Oulujoki	20	< 0,10	0,06–0,45	0,33	2,8	5 %
Kemijoki	16	< 0,10	0,06–0,17	0,30	0,72	6 %
Tornionjoki	16	< 0,10	< 0,10–0,12	0,26	0,35	0 %

Pintavedestä tehtävillä mittauksilla voidaan, kuten kalamittauksilla, osoittaa tarve päästöjen seurannalle ja rajoittamiselle, sekä toisaalta voidaan arvioida päästöjen ja päästövähennystoimenpiteiden vaikutusta nopeammin kuin eliöstä tehtävillä mittauksilla.

Koska PFOS on eliöön kertyvä aine ja koska sen korkeat pitoisuudet voivat aiheuttaa kalaa syöväälle eliölle haittavaikutuksia, tulee PFOS:n (ja muiden PFAS-yhdisteiden) seurantaa jatkaa myös kaloissa. Kaloista tehtäviä pitoisuusmittauksia tarvitaan myös pitkän aikavälin pitoisuustrendien seurantaan.

6.5.1 Ehdotus

Asetetaan direktiivin 2013/39/EU mukaisesti PFOS:n sisämaan pintaveden ympäristölaatuunormiksi vuosikeskiarvopitoisuudelle 0,65 ng/l vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen liitteessä 1C2. Sen sijaan direktiivin 2013/39/EU rannikkoveden AA-EQS-arvoa 0,13 ng/l ei ehdoteta lisättäväksi asetukseen, koska PFOS:n kala-EQS suojelee riittävästi rannikkovesiä, joissa aineen pitoisuudet oletusarvoisesti ovat pienempiä kuin kuormitetuissa sisävesissä. Komissio on ehdottanut PFOS:n vesi-EQS-arvojen poistoa, koska ehdotetun Σ PFAS₂₄-EQS-arvojen oletetaan olevan tarpeeksi suojeleva ja PFOS:in ympäristölaatuunormeja ei enää tarvita (EC 2022a). PFOS:n ympäristölaatuunormeja on harkittava uudestaan sen mukaan mitä parhaillaan käynnissä olevassa EU-prioriteettiaineiden tarkistustyössä lopulta käy PFAS-yhdisteille ja PFOS:lle.

Markkinoilla olevat PFOS:n pintavesianalyysimenetelmät täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määrittämisrajalle suhteessa ehdotettuun pintaveden EQS-arvoon.

Arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristölaatuunormin ylittymiseen ja tarkkailuvälvoitteisiin:

- Vesistöjen kemiallisen tilan arvioiminen suhteessa PFOS:n ympäristöpitoisuuksiin tulee helpommaksi, mikäli kalaraja-arvon rinnalle asetettaisiin pintaveden ympäristölaatuunormi (AA-EQS). Jokien osalta ympäristölaatuunormit ylittävien vesimuodostumien lukumäärä voi lisääntyä (esim. Kokemäenjoessa PFOSin AA-EQS ylittyy, Karjaanjoessa keskipitoisuudet ovat AA-EQS:n

tuntumassa). Toisaalta, jos PFOS:n päästöt pienenevät, niin nyt huonoon tilaan luokiteltavien vesimuodostumien tilan oletettava paraneminen olisi myös helpommin todettavissa kuin pelkkiä kalanäytteitä käytettäessä.

- Ehdotuksen johdosta VPD:stä aiheutuvat PFOS:n päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet voivat lisääntyä, koska päästötarkkailujen jätevesipitoisuuksien tulkinta helpottuu ja vaikutustarkkailun kriteerit voivat useammin täyttyä. Toisaalta vesinäytteenotto ja näytteiden käsittely ovat edullisempia kuin kalanäytteiden.

7 Muita muutosehdotuksia säädöksiin

Tässä luvussa käsitellään huomioita tai epäkohtia, joita on tullut vaarallisten aineiden asetuksen kansallisessa toimeenpanossa esiin. Ne liittyvät joko kansallisiin haitallisiin aineisiin ja/tai EU:n prioriteettiaineisiin pintavesissä tai niiden kuormitukseen. Muutosehdotukset koskevat vesienhoitoasetusta 1040/2006 tai vaarallisten aineiden asetusta 1022/2006.

7.1 Ekologisen tilan luokittelukriteerien muuttaminen liitteen 1D -aineiden osalta

Katri Siimes

Nykyisen vesienhoitoasetuksen (1040/2006) mukaan on mahdollista luokitella pintavesien ekologinen tila Liitteen 1D -aineiden osalta vain joko tyydyttäväksi tai hyväksi. Näiden kahden tilan välinen raja-arvo on asetuksen AA-EQS-arvo. Lisäksi tarvitaan hyvän ja erinomaisen tilan välille määritelmä, jotta vesiä voidaan luokitella ekologisesti erinomaiseen tilaan. Kansallisesti on asiantuntija-arviona näin ympäristöviranomaisten toimesta jo tehtykin, mutta kun Suomen ekologisen tilan luokittelua verrattiin EEA:n automatisoituun luokitteluun edellisellä kaudella, saatiin kansallisesta luokittelusta poikkeava tulos eikä yhtään ekologisesti erinomaiseen luokkaan kuuluvaa vesimuodostumaa. Ero johtui siitä, että oletuksena oli kansallisten aineiden esiintymisen perusteella arvioitu hyvä eikä erinomainen tila.

Uusimmassa vesienhoidon EU-raportoinnissa (2022) tämä erottelu tehtiin asiantuntija-arviona vasta luokittelun jälkeen käyttäen direktiivin luokitteluojetta. Raja-arvo pitäisi saada selvemmin näkyviin myös asetukseen.

Ehdotus

Ehdotamme, että vesienhoitoasetukseen (1040/2006) lisättäisiin kohta, jossa määritellään kansallisten aineiden erinomaisen tilan raja-arvo direktiivin mukaisesti eli alkuaineille luonnon taustapitoisuus ja muille aineille nykyistä tai tavoiteltavaa määrittäjärajaa vastaava arvo. Täten on mahdollista luokitella pintavesiä myös ekologisesti erinomaiseen tilaan.

Ehdotus ei vaikuta mitenkään asetuksen 1022/2006 aineisiin tai nykyisten aineiden ympäristölaatuunormeihin tai kemialliseen luokitteluun Suomen vesimuodostumissa eikä toiminnanharjoittajien tarkkailuvelvoitteisiin.

7.2 MAC-EQS luokittelukriteeriksi asetukseen 1040/2006 sekä uusimpien mittaustulosten painotus

Katri Siimes ja Jukka Mehtonen

Nykyisellään vesienhoitoasetuksessa (1040/2006) ei ole selvästi kirjattu luokitteluun enimmäispitoisuuden laatuunormin (MAC-EQS) huomioimista, mistä johtuen tulokset eri puolella Suomea ovat eronneet toisistaan uusimmassa luokittelussa. MAC-EQS-ylityksen pitäisi direktiivin mukaan johtaa

laatumormin ylitysarvioon, tosin arviossa voidaan suurimman pitoisuuden sijaan tarkastella esimerkiksi 95. prosenttipisteen pitoisuutta.

Luokitteluaineistoksi hyväksytään mittaustuloksia yleensä 6–7 vuoden aikajaksolta. Jos enimmäispitoisuuden laatumormi on ylittynyt kauden alkupuolella, mutta sen jälkeen olevassa aineistossa ei ylitystä ole havaittu, on eri puolilla maata ollut toisistaan eroavia käytäntöjä luokittelun suhteen. Toisilla alueilla on painotettu uusia tuloksia ja toisilla taas jätetty näkyviin yksittäisetkin ylitykset kauden alkupuolelta. Aiheeseen tarvittaisiin kansallinen linjaus.

Linjauksessa tulisi ottaa kantaa siihen, että halutaanko luokittelussa näkyviin merkittävät onnettomuustilanteet koko luokittelujaksolta vai hyväksytäänkö uudemman aineiston perusteella tehty luokittelu. Tämä koskee sekä pintaveden enimmäispitoisuuden (MAC-EQS) ja vuosikeskiarvon (AA-EQS) että eliöstön ympäristölaatumormien ylitystä. Lisäksi linjauksessa pitäisi ottaa kantaa siihen, että pitääkö luokitteluarviossa hyödyntää pitoisuustietojen lisäksi myös sitä, että selvisikö alkuperäinen päästölähde ja tehtiinkö jotain toimenpiteitä ongelman toistumisen ehkäisemiseksi.

Ehdotus

Ehdotamme enimmäispitoisuuden raja-arvon (MAC-EQS) lisäämistä luokittelukriteeriksi vesienhoitoasetukseen (1040/2006). Lisäksi luokittelukriteeristön soveltamisesta tulisi keskustella ja linjata selkeästi siitä, painotetaanko uusimpia mittaustuloksia.

Ehdotus ei vaikuta aineiden ympäristölaatumormeihin, mutta voi vaikuttaa ympäristöviranomaisten tekemään kemialliseen ja ekologiseen luokitteluun. Ehdotus ei vaikuta toiminnanharjoittajien päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteisiin.

7.3 Muita muutosehdotuksia asetukseen 1022/2006

Jukka Mehtonen

Tässä luvussa esitetään kaksi teknistä muutosehdotusta vaarallisten aineiden asetuksen 1022/2006.

7.3.1 Liite 1B – Suurimmat sallitut päästöraja-arvot pitoisuus- ja ominaiskuormitusraja-arvoina

Asetuksen 1022/2006 liitteen 1 kohta B:n kadmiumin ja elohopean päästöraja-arvo ja ominaiskuormitus-raja ovat asetettu liukoisena pitoisuutena, mutta päästöraja-arvot vesiin tulisi antaa kokonaispitoisuutena. Nämä aineet mitataan yleisesti kokonaispitoisuutena päästöissä vesiin. Tämä ristiriitainen ja virheellinen viittaus liukoiseen pitoisuuteen perustuu vanhoihin 1980-luvun EY-säädöksiin, jotka ku-mottiin asetuksella 1022/2006. Asia on kuitenkin helposti korjattu pienellä teknisellä muutoksella asetuksen liitteen 1 B -kohtaan. Lisäksi asia tulee selkeämmin esittää Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisoppaassa (nykyinen versio Kangas 2018), kun se seuraavan kerran päivitetään.

Ehdotus

Asetuksen 1022/2006 liitteen 1 kohta B:n taulukon alaviite 1 on virheellinen ja tulee korjata seuraavaan muotoon: *”kokonaispitoisuuden kuukausikeskiarvona laskettuna”*.

7.3.2 9 b § - Eräiden aineiden tarkkailun järjestäminen

Pykälän voi helposti sekoittaa toiminnanharjoittajien tekemään veloitettarkkailuun, vaikka siinä on kyse viranomaisten tekemästä lyhytkestoisesta pintavesien seurannasta (kartoituksesta), jota kaikkien EU-maiden viranomaisten tulee tiettyjen sääntöjen mukaan tehdä.

EU:n pintavesien tarkkailulistan aineiden kartoitukset (Watch list) on tutkimustyökalu, jonka avulla kartoitetaan haitallisten aineiden pitoisuuksia ja vesiympäristölle aiheuttamaa riskiä unionin tasolla. Tarkkailuainelistalle otettavien aineiden epäillään olevan haitallisia, mutta ympäristöpitoisuustiedon määrä tai laatu ei riitä riskin arviointiin. EU:n ensimmäinen tarkkailuainelista julkaistiin vuonna 2015 (EC 2015b) ja sen tarkistukset vuonna 2018 (EC 2018b), vuonna 2020 (EC 2020e) ja 2022 (EC 2022f). Niiden myötä saatua uutta ympäristöpitoisuustietoa hyödynnetään EU:n prioriteettiainelistan tarkistustyössä.

Ehdotus

Asiaa tulee selkeyttää asetuksessa 1022/2006. Asetuksessa voidaan asia esittää esimerkiksi pykäläotsikolla ”Eräiden EU-tasolla mahdollisesti riskiä aiheuttavien aineiden kartoituksen järjestäminen”.

Edellä mainituilla kahdella ehdotuksella ei ole vaikutuksia ympäristölaatusuunnan ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin.

7.4 1022/2006 asetuksen mukainen suunnitelma – uusi työnjako

Jukka Mehtonen ja Katri Siimes

Tätä suunnitelmaa tehdessä on tullut selväksi, että suunnitelmasta tulisi laadukkaampi, jos Tukes olisi selkeästi, Syken lisäksi, asetuksen 1022/2006 pykälän 12 mukainen suunnitelman valmistelija. Erityisesti Tukesin torjunta-aine- ja biosidiasiantuntijoiden kontribuutio olisi tärkeää jo suunnitelman valmisteluvaiheessa. Kuitenkin asetuksessa 1022/2006 vain Syke on mainittu suunnitelman tekijänä. Asetuksessa ei mainita Tukesia siksi, että vuonna 2006, kun asetus 1022/2006 vahvistettiin, torjunta-aineiden ja biosidien ympäristöarvointitiimi sijaitsi Sykessä osana silloista Kemikaaliyksikköä. Suurin osa kemikaaliyksikön torjunta-aine- ja biosidiasiantuntijoista siirtyi vuonna 2011 Tukeisiin osana valtion kemikaalihallinnon viranomaistöiden uudelleen järjestelyä.

On huomattava, että Syken ja Tukesin yhteistyö tässä asiassa on toiminut hyvin. Tukesilla on mahdollisuus vaikuttaa suunnitelman sisältöön viimeistään kuulemisvaiheessa. Mutta lopputulos (suunnitelma) voisi olla vielä parempi, jos Tukes osallistuisi suunnitelman valmisteluun alusta lähtien virallisena toimijana.

Ehdotus

Ehdotamme, että tehtävän hoitamisesta ja resursoinnista keskusteltaisiin ympäristöministeriön, työ- ja elinkeinoministeriön, Syken ja Tukesin kesken. Sen jälkeen voisi harkita Tukesin lisäämistä asetukseen 1022 / 2006 pykälään 12 suunnitelman toiseksi tekijäksi. Suunnitelman tekemiseen on varmistettava riittävät resurssit.

7.5 Vaihettumisvyöhykkeet ja laatunormien soveltaminen vähäsuolaisessa suisto- ja rannikkovedessä

Jukka Mehtonen, Katri Siimes ja Matti Leppänen

Itämeren vähäsuolaisilla alueilla, kuten jokisuistoissa, sisäsaaristossa sekä Perämerellä ja itäisellä Suomenlahdella, saattaa olla joidenkin aineiden osalta mielekkäämpää tarkastella mitattuja ympäristöpi-toisuuksia sisämaan ympäristönlautunormeihin kuin suolaisen meriveden laatunormeihin nähden. Nykyisin näillä alueilla sovelletaan meriveden ympäristönlautunormeja. Tämä voi koskea ainakin me-talleja. Asia tuli esiin erityisesti tässä suunnitelmassa ehdotettujen hopean, sinkin ja kuparin merive-den laatunormien kohdalla, mutta periaatteessa asia koskee myös muita aineita sen mukaan, onko alueen eliöstö enemmän järvi- vai merieliöstöön rinnastettavaa. Kuulemispalautteessa todettiin epä-kohdaksi se, että jokisuistojen vesi on käytännössä makeaa jokivettä, mutta siellä pitää kuitenkin nykyi-sin soveltaa meriveden ympäristönlautunormia.

Vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY) mahdollistaa vaihettumisvyöhykkeiden käytön. Näitä ei ole Suomessa toistaiseksi otettu käyttöön. Vesipuitedirektiivin artikkelissa 2 on määritelty jokisuiden vai-hettumisalue seuraavasti: ”Jokisuiden vaihettumisalueilla” tarkoitetaan pintavesimuodostumia, jotka jokisuiden lähistöllä ovat osittain suolaisia johtuen niiden läheisyydestä rannikkovesiin, mutta joihin merkittävästi vaikuttavat suolattoman veden virtaukset.” Vaihettumisvyöhykkeistä on olemassa alus-tava EU-ohje (EC 2003b).

Suomessa tulisi selvittää, kannattaisiko vaihettumisvyöhykkeet ottaa käyttöön tai olisiko joillekin rannikkovesille mielekäästä käyttää sisävesien ympäristönlautunormeja. Selvityksen tulisi sisältää aluei-den tunnistus, sisävesien ja rannikon ympäristönlautunormien soveltuvuuden arviointi esimerkialuei-den ja -aineiden avulla. Lisäksi voisi selvittää, että tarvitaanko sisävesien ja rannikon laatunormien yh-distelmää vaihettumisvyöhykkeille.

Haitallisten aineiden ympäristönlautunormien kannattaa tietojärjestelmien takia olla samat koko vesimuodostumassa. Siksi kannattaisi selvittää, onko olemassa jo valmiiksi sellaisia rannikkovesimuo-dostumia (esim. Pohjanlahden sisäsaaristo), joissa olosuhteet ovat sisävesien kaltaiset. Tarvittaessa vesimuodostumien rajoja voisi muuttaa niin että luotaisiin uusia vaihettumisvyöhykevesimuodostumia tai yhdistettäisiin jokisuistoalueita yläpuolisiin jokivesimuodostumiin.

VPD:n EQS-johtamisohjeessa (EC 2019c) ohjeistetaan käyttämään 5‰ veden suolapitoisuutta sisä-maan pintaveden ja meriveden raja-arvona (cut-off value). Viiden promillen raja-arvon käyttäminen voi kuitenkin olla liiallinen yksinkertaistus monimutkaisesta tilanteesta. Siksi tulisi selvittää asiaa erilli-sessä selvityksessä ja kerätä kokemuksia muista maista siitä, että miten ovat soveltaneet pintaveden ympäristönlautunormeja tai muita raja-arvoja jokisuistoissa, vaihettumisvyöhykkeillä tai vähäsuolai-sissa murtovesissä.

Ehdotus

Ehdotamme tehtäväksi vesien- ja merenhoitoon liittyvää selvitystä, jossa tarkasteltaisiin muutamilla aineilla ja kohdetutkimusalueilla vaihettumisvyöhykkeiden käyttöönottoa sekä sisämaan ympäristön-lautunormien soveltuvuutta riskinarviointiin ja luokitteluun vähäsuolaisella alueilla kuten jokisuistoissa, sisäsaaristossa sekä Perämerellä ja itäisellä Suomenlahdella.

Suomessa tulisi selvittää, kannattaisiko vaihettumisvyöhykkeet ottaa käyttöön tai olisiko joillekin rannikkovesille mielekäästä käyttää sisävesien ympäristönlautunormeja. Selvityksen tulisi sisältää aluei-den tunnistus, sisävesien ja rannikon ympäristönlautunormien soveltuvuuden arviointi

esimerkkialueiden ja -aineiden avulla. Lisäksi voisi selvittää, että tarvitaanko sisävesien ja rannikon laatu-
normien yhdistelmää vaihettumisvyöhykkeille.

EU:n oppaan (EC 2019c) mukaan vaihettumisvyöhykkeillä kuten jokisuistoissa metalleille on mahdollista määrittää luonnon taustapitoisuus, mutta se on vaikeaa. Siksi em. kohdetutkimusalueilla tulisi selvittää, onko näillä alueilla mahdollista määrittää luonnossa esiintyvien yhdisteiden taustapitoisuuksia.

Selvityksessä voisi kerätä kokemuksia muista maista siitä, että miten ovat soveltaneet pintaveden ympäristölaatu-
normeja tai muita raja-arvoja jokisuistoissa, vaihettumisvyöhykkeillä tai vähäsuolaisissa murtovesissä.

8 Muita kehitysehdotuksia

Tässä luvussa käsitellään sekalaisia huomioita tai epäkohtia, joita on tullut vaarallisten aineiden asetuksen kansallisessa toimeenpanossa esiin, ja joita ei ole listattu aikaisemmissa luvuissa tai joihin liittyviä asioita emme suoraan ehdota asetukseen, koska ne pitäisi ensin viedä EU-tason säädöksiin.

8.1 Kemikaalien yhteisvaikutukset osaksi ympäristöriskinarviointia

Matti Leppänen

Pistemäisten lähteiden, hajakuormituksen ja niiden kemikaalikuorman merkityksen arviointi perustuu nykyisin yksittäisten kemikaalien pitoisuuksiin. Tosiasiassa päästöissä ja hajakuormituksessa on monenlaisia aineita eli kemikaalit hyvin harvoin esiintyvät yksittäin ja siten ympäristön sekä ihmisen altistuminen on lähes aina useiden kemikaalien yhteisvaikutuksen summa. Käsitys, jonka mukaan seokset eivät olisi haitallisia niin kauan kuin niiden sisältämien yksittäisten kemikaalien pitoisuudet olisivat turvallisella tasolla (EC 2011, Martin ym. 2013), on vanhentunut. Monet tutkimukset ovat jo osoittaneet, että seoksilla voi olla haitallisia vaikutuksia, vaikka yksittäisten kemikaalien annoksina tai pitoisuuksina määrät ovat olleet haitattomia (Carvalho ym. 2014). Yhteisvaikutus on tunnistettu ilmiö mutta lainsäädäntöä ei ole suunniteltu sen arvioimiseen, etenkin tahattomasti ympäristöön päätyvien sekoitteiden kohdalla. Tuntemattomien aineiden esiintyminen tuo myös suurta epävarmuutta sekä altistuksen vakavuuden tunnistamiseen että tunnistamisen menetelmiin.

Yhteisvaikutusten mahdollisuus ja sen hallitsemisen lainsäädännölliset ongelmat on kuitenkin huomattu varsin korkealla tasolla EU:ssa. Vuonna 2009 Ympäristöneuvosto kehotti Komissiota tarkastelemaan miten voimassa oleva lainsäädäntö ottaa sekoitteet huomioon ja miten säädäntöä voitaisiin muokata vastaamaan paremmin altistuksen riskinarviointiin (Environment Council 2009). Yhteisvaikutukset on nostettu esille mm. EU:n seitsemännessä ympäristöohjelmassa (EP 2013), Euroopan parlamentin päätöslauselmissa (EP 2019, 2020) ja Ympäristöneuvoston johtopäätöksissä (Environment Council 2009) tavoitteena huomioida paremmin kemikaalisekoitteet ihmis- ja ympäristöterveyden suojelemisessa. Komissio on myös äskettäin nostanut yhteisvaikutukset esille kuvatessaan omia tavoitteitaan EU:n Vihreän kehityksen ohjelmassa (EC 2019d) sekä kemikaalistrategiassa (EC 2020a). EU:n ympäristöhallinnon aktiivisuus perustuu tieteellisiin artikkeleihin ja isojen, EU:n rahoittamien tutkimuskonsortiohankkeiden (esim. SOLUTIONS) tuloksiin. Tutkijat ovat tuoneet esille myös kemikaalien ympäristöriskinarviointiin ja erityisesti, vesipuitedirektiivin soveltamiseen liittyviä ongelmia ja niiden ratkaisuja. Yhtenä tärkeänä osana ovat menetelmät, joilla yhteisvaikutuksia voisi mitata ja hallita (esim. Brack ym. 2017, Faust ym. 2019).

Nykyisessä käytännössä kemikaalien vaaraa arvioidaan vertailemalla havaittuja tai ennustettuja ympäristöpitoisuuksia kemikaalin haitattomaan pitoisuuteen laskemalla riskisuhde (PEC/PNEC). Tästä on helposti johdettavissa menetelmä, jossa eri kemikaalien riskisuhteet lasketaan yhteen (Backhaus & Faust 2012). Tällöin oletetaan, että ne aiheuttavat saman reaktion eli haittavaikutuksen ja lisäävät toistensa haitallisuutta. Vaikka todellisuudessa on varmaa, että kemikaaleilla on erilaisia vaikutusmekanismeja ja kohteita elimissä ja soluissa, malli on osoittautunut lukuisissa kokeissa riittävän toimivaksi. Johtopäätös onkin että, ns. toksinen mekanismi voi olla kemikaaleilla erilainen ja silti malli toimii riittävän

hyvin (Kortenkamp 2022). Menetelmän haittapuolena on, että edelleen tarvitaan laajaa analytiikkaa tunnistamaan eri kemikaalit seoksessa sekä menetelmän perustuminen teoriaan.

Sekoitteiden aiheuttaman yhteisvaikutuksen arvioimiseksi vaikutusperusteiset biotestit (effect-based methods) ovat parempi keino, koska ne summaavat yhteen kaikkien saman reaktion aiheuttavien kemikaalien vaikutuksen, eli myös tunnistamattomien aineiden. Vaikutusperusteiset testit soveltuvat hyvin ”early-warning” menetelmäksi sekä erityisesti vedenlaadun arvioimiseen ja luokitteluun (Brack ym. 2019). Myös EU-tason ohjeita on ollut vuosia saatavilla (EC 2014c) ja tuoreimmassa raportissa kootaan uusin tieto ja ehdotetaan käytännön lähestymistapoja sekä biotestien soveltamiseen että kokonaisvaltaiseen ympäristön tilan kemikalisoitumisen arvioimiseen (EC 2021).

Vaikutusperusteiset biotestit voivat olla altistuneista eliöistä mitattuja biomarkkereita sekä *in vivo* ja *in vitro* -biotestejä. Testi tai testipatteri tulisi valita tapauskohtaisesti tunnistetun kuormituksen perusteella ja käyttäen tuntemattomille seoksille laajempaa testipatteria. Perustestipatterin suositellaan sisältävän sekä *in vivo* -testejä että *in vitro* -testejä (Brack ym. 2019, EC 2021). Peruseliötestilajit kattavat kolme trofiatasoa; vesikirppu-, levä- ja kalanalkiotestit. Näitä täydentävät tärkeimmät ja testatuimmat *in vitro* -testit; hormonihäiritsijä- sekä mutageenisuustestit. Tulosten perusteella voidaan myös kohdentaa kemian analytiikkaa potentiaalsiin haitta-aineisiin. Erityisesti *in vitro* -testit voivat tunnistaa tietyn toksisen vaikutusmekanismin omaavat kemikaalit, mikä ohjaa tunnistustyötä tehokkaasti. Biotesteille on kehitetty kynnyspitoisuuksia, joiden ylitys kasvattaa haittavaikutusten mahdollisuutta (Escher ym. 2018). Niitä voidaan käyttää samalla tavalla kuin ympäristölaatunormeja ja ne perustuvat referenssiainevertailuun eli tulokset ilmoitetaan referenssiaineen ekvivalentteina. Tunnetuin ja käytettyin ekvivalenttitestiryhmä ovat *in vitro* hormonihäiritsijätestit, joilla on jo useampi testimenetelmä-ohje ISO- ja OECD-standardeissa.

Vaikutusperusteisten testien käyttöönotto EU:n ympäristölainsäädännössä vaatii testien menetelmäohjeiden harmonisointia ja testaamista käytännössä eri jäsenmaissa. Testit voisivat tulla aluksi osaksi pintavesien tarkkailulistan aineiden kartoituksia, jolloin niiden merkitystä ja vasteiden esiintymistä sekä testien kykyä tunnistaa merkittäviä kuormituskohteita voitaisiin arvioida tarkemmin ja valita sopivat biotestit tukemaan kemiallisen ja ekologisen statuksen arvioimista.

Tunnistamattomien aineiden uhka ja kemikaalien mahdolliset yhteisvaikutukset haastavat ympäristönsuojelun menetelmät. Olisi kenties viisaampaa siirtää painopistettä sekoitteiden yhteisvaikutuksiin tai jopa päästöjen ehkäisyyn kokonaisuutena kuin yrittää pelkästään identifioida yksittäisiä haitta-aineita ja niiden vaikutuksia. Tulevaisuudessa päästökohtaisten indikaattoriaineiden nimeäminen tai yhteisvaikutuksista kertovien biotestien soveltaminen tehostaisi riskinarviointia täydentämällä kemikaalien analytiikkaa, jolloin hallintamenetelmien käynnistäminen ja kohdistaminen olisi luotettavammalla pohjalla.

EU-komissio on 26.10.2022 päivätyssä direktiiviehdotuksessa ehdottanut ensimmäisenä askeleena jäsenmaiden tehtäväksi estrogeenihormonien vaikutusperusteista seuranta pintavesissä. Toisena vaiheena olisi mahdollisten vaikutusperusteisten raja-arvojen käyttöönotto, mutta direktiiviehdotuksessa tämä vaihe jää vielä tulevaisuuteen (EC 2022a).

Ehdotus

Suomessa olisi syytä valmistautua vaikutusperusteisten biotestien käyttöön vesipuitedirektiivin toimeenpanossa ja valita meille sopivat biotestit ja koota niille mahdolliset kynnysarvot sekä suunnitella seurantaohjelma kansallisesti tärkeille kuormituskohteille. Ensijaiset kohdetasot ovat perustuottajat eli kasvit, vesiselkärangattomat ja kalat sekä toksisen mekanismin paljastavat ja

pitkäaikaisvaikutuksista kertovat hormonihäiritsijä- ja mutageenisuustestit. Ehdotamme tehtäväksi kansallista kartoitusta, joka koskee yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla (ks. luku 8.2, taulukko 57).

8.2 Kansallinen kartoitus ja seuraava asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma

Jukka Mehtonen, Katri Siimes, Matti Leppänen, Ville Junttila, Lauri Äystö ja Emmi Vähä

Ympäristölle haitallisten mutta vielä tunnistamattomien aineiden päästöjä tai ympäristöpitoisuuksia ja -vaikutuksia ei tiedetä, minkä takia ei pystytä arvioimaan niiden ympäristöriskkejä. Tällöin aineiden sääntely on hyvin vaikeaa. Tämä voi puolestaan johtaa siihen, että niitä ei seurata eikä tarkkailla eikä siten saada tietoa niiden ympäristöriskinarviointiin. Tätä ongelmaa kutsutaan uusien haitallisten aineiden tunnistamisen noidankehäksi, jonka katkaisemisen osaratkaisuna ovat ympäristökartoitukset (Mannio & Holm 2015) ja ekotoksisuustestauksen lisääminen, erityisesti Suomen olosuhteita hyvin kuvaavilla lajeilla.

Seuranta ja kartoitukset kohdistuvat usein harvalukuisiin ns. ”vanhoihin” jo säänneltyihin haitallisiin aineisiin, mikä vie rajallisia resursseja ns. nousevien aineiden mittauksilta. Nousevien aineiden joukossa voi olla riskiä aiheuttavia aineita, mutta emme sitä tiedä, koska niitä ei ole mitattu. Syitä tähän ovat muun muassa seuraavat (Harris ym. 2014, Sobek ym. 2016):

- uusien aineiden analyttisten määrittämenetelmien kehittäminen on kallista
- riski siitä, että uusia aineita ei löydy, jolloin pelätään rahoittajan (syystä tai ilman syytä) pitävän mittauksia epäonnistuneina
- tutkijat karsastavat uusien aineiden mittauksia, koska ”negatiivisen datan” eli alle määrittäsrajan olevien tulosten julkaisu nähdään vaikeana ja epämieluisena. Tämä siitäkin huolimatta, että myös alle määrittäsrajan olevat tulokset ovat riskinarvioinnin kannalta tärkeitä.

Tästä johtuen ne aineet, joita on mitattu aikaisemmin saavat todennäköisesti enemmän huomiota myös tulevaisuudessa. Tämä psykologinen ilmiö (Matthew effect) voi johtaa ympäristöriskinarviointia harhaan, mikä on todettu lääkeaineilla (Daughton 2014). Se on johtanut muun muassa seuraaviin virheellisiin päätelmiin tai puutteisiin:

- a) tieto, jota ei ole olemassa tulkitaan nollapitoisuustiedoksi
- b) kokonaisvaltainen näkemys kemikaalialtistumisesta puuttuu.

Nämä puutteet aiheuttavat riskien aliarvioinnin (Daughton 2014).

Olemme havainneet kiireellisen tietotarpeen kansalliselle ympäristökartoitukselle niille aineille / aineryhmille, joita epäillään kansallisiksi aineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa riskien arviointiin. Kartoituksen kohteena oleva matriisi voi olla jätevesi, pintavesi, eliö, sedimentti tai yhteisvaikutuksia kuvaava biotesti tai biologisia vaikutuksia kuvaava biomarkkeri kuormitetuilla hot spot -paikoilla eli alueilla, joilla pitoisuustasojen oletetaan olevan korkeampia kuin muilla vähemmän kuormitetuilla alueilla.

Kartoituksen tuloksia tulee käyttää hyväksi seuraavalla kerralla, kun Suomen ympäristökeskus laatii suunnitelman liitteen 1 D kohdassa mainitun aineen poistamiseksi luettelosta tai uuden aineen lisäämiseksi aineluetteloon (vähintään kuuden vuoden välein; asetus 1022/2006 12 §).

Suunnitelma on aikaisemmin tehty vuosina 2009 (Syke 2009) ja 2014 (Syke 2014), joten asetuksen mukaisessa aikataulussa liitteen 1D aineiden tarkistamiseksi ei ole pysytty. Vuoden 2006 jälkeen kansallisten aineiden lista ei ole muuttunut. Kartoitusten avulla on helpompi pysyä asetuksen 1022/2006 edellyttämässä liitteen 1D aineiden tarkistusaikataulussa, kun suunnitelman laatimiseen edellyttävää tietoa hankitaan tarkistusten välillä ja prosessi on enemmän jatkuvaluonteista. Kartoituksen avulla voitaisiin kerätä tietoa myös ehdotettujen (ja/tai hyväksytyjen) kansallisten aineiden seurannan suunnittelun avuksi.

Ehdotus

Haitallisimpien aineiden tunnistaminen ja riskinarviointi on ensiarvoisen tärkeää ja resursseja niihin tulisi lisätä merkittävästi. Oikein kohdistettujen kartoitusten avulla, yhdistettynä muuhun oleelliseen tietoon, voidaan kustannustehokkaasti tunnistaa vesiympäristölle haitallisimpia aineita ja säännellä niiden käyttöä ja päästöjä (Mannio & Holm 2015, Mehtonen ym. 2021a).

Ehdotamme järjestettäväksi vuosille 2024–2027 pintavesiä koskevaa kohdistettua kemikaaleihin liittyvää kansallista kartoitusta kuormitetuille hot spot -paikoille taulukossa 57 esitetyille aineille / aine-ryhmille, joita epäillään kansallisiksi aineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Lisäksi ehdotamme kemikaalien yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla ja joitakin muita kemikaaleihin liittyviä selvityksiä (taulukko 57). Kartoituksen (kemikaalianalyysit ja biotestit) tulisi sisältää hot spot -alueiden lisäksi referenssialueita ns. yläjuoksu-alajuoksu-periaatteella, jotta voidaan erottaa tutkitun laitoksen vaikutukset muiden kuormittajien ja muun taustakuormituksen vaikutuksista. Lisäksi muut aineet kuin tutkittavat aineet saattavat vaikuttaa vaikutusperusteisten biotestien tuloksiin, mikä tulee ottaa huomioon johtopäätöksissä.

Muut kemikaaliselvitykset liittyvät lisätietoon, jota tarvitaan mm. haitattomien ympäristöpitoisuuksien ja mahdollisten ympäristölaatu normien määrittämiseen, vaihtumisyöhykkeiden ja laatu normien soveltamiseen vähäsuolaisessa vedessä sekä kumirenkaiden lisäaineisiin. Erityisesti alumiinin osalta tarvitaan nopeasti tietoa, koska Syke ehdottaa alumiinin lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteen 1D, mutta biosaatavuuteen perustuva laatu normi tulee määrittää pikaisesti. Normin määrittämiseen tarvitaan lisätietoa ja sen hankkimiseksi ehdotetaan erillisselvitystä (taulukko 57).

Kemikaalikartoituksen ja muiden kemikaaliselvitysten tuloksia käytetään hyväksi muun muassa, kun Syke seuraavan kerran laatii suunnitelman liitteen 1 D kohdassa mainitun aineen poistamiseksi luettelosta tai uuden aineen lisäämiseksi aineluetteloon (asetus 1022/2006 12 §).

Ehdotettu kartoitus on samankaltainen kuin vuonna 2015 käyttöön otettu EU:n pintavesien tarkkailulistan aineiden kartoitusmenettely (Watch list; prioriteettiainedirektiivin 2013/39/EU artikla 8b) ja sen ainelistan (EC 2015b) ja sen tarkistusten (EC 2018b, EC 2020e ja EC 2022f) myötä saatu uusi ympäristöpitoisuustieto, jota hyödynnetään EU:n prioriteettiainelistan tarkistustyössä. EU:n tarkkailuainelistat ovat merkittävä edistysaskel haitallisten aineiden riskinarvioinnin ja -hallinnan kannalta, koska ne auttavat kohdistamaan päästöjä vähennystoimet niihin aineisiin, jotka aiheuttavat riskiä vesiympäristölle tai ihmisterveydelle (Saarela ym. 2022).

Osa taulukossa 57 esitetyistä tiedoista on mahdollista saada toiminnanharjoittajien tekemien tarkkailujen avulla. Haitallisten aineiden tarkkailuja ohjeistetaan ”yleisessä” haitallisten aineiden tarkkailuohjeessa (Vuoristo ym. 2010) sekä vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeessa (Kangas 2018). Ehdotuksia haitallisten aineiden tarkkailujen

tehostamiseksi on esitetty VPD:n kuormitusinventaarioraportissa (Mehtonen ym. 2021a). Yksi ehdotuksista on ”Velvoitetarkkailuihin on saatava laajemminkin haitallisten aineiden ympäristötarkkailua tai kartoituksia, joilla osoitetaan, ettei ongelmia ole. Tulokset tulee syöttää tietokantoihin, jotta ne löytyvät ja ovat hyödynnettävissä”. Lisäksi olisi tärkeää, että kaikkien samalla analyttisellä määrittymenelmällä mitattujen muuttujien analyysitiedot vietäisiin YLVA- VESLA- ja KERTY-tietokantoihin, vaikka ko. aineet eivät olisikaan varsinaisia tarkkailtavia aineita. Tietojen teknistä siirtämistä tietokantoihin tulee kehittää niin, että se ei olisi niin hidasta kuin nykyisin.

Taulukko 57. Aineet, tai aineryhmät sekä yhteisvaikutusten arviointiin liittyvät biotestit, joita ehdotetaan pintavesiä koskevaan kansalliseen kartoitukseen sekä muita selvityksiä, jotka edesauttavat seuraavan asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman laatimista. Ehdotamme kartoituksia ja selvityksiä tehtäväksi vuosina 2024–2027, jotta niiden tulokset ehditään arvioida seuraavassa asetuksen 1022/2006 mukaisessa suunnitelmassa.

Aine / selvitys	Kartoituksen tai muun selvityksen sisältö	Lisätietoa
Ksantaatit	Pikainen ksantaattien analyysimenetelmäkehitys on tarpeen. Tuotetaan toksisuusaineistoa suomalaisilla testieliöillä ja paikallisissa olosuhteissa jotta saadaan luotettavampia PNEC-arviota riskin-arvion tueksi. Erityisesti syyskutuisten lohikalojen alkion ja poikasvaiheen testit ovat oleellisia. Kartoitus: kaivosteollisuus ja metallinjalostus, joka käyttää ksantaatteja; jätevesi, kuormitetut vesistöt ja niiden tausta- tai referenssialueita. Ksantaattien kaikki käyttökohteet Suomessa on selvitettävä.	Lappiin on suunnitteilla useita kaivoksia, joiden arvioidut ksantaattien käyttömäärät ovat suuria. Lisää tutkimustietoa ksantaattien ympäristövaikutuksista pohjoisissa olosuhteissa ja talven aikana tarvitaan nopeasti. PNEC-arvot pintavesille eivät ole tällä hetkellä luotettavia. Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.3.
Alumiinin (Al) ympäristölaatu-normin johtaminen	Ekotoksisuusaineiston täydentäminen happamissa ja pehmeissä vedenlaadun olosuhteissa. US EPA:n biosaatavuusmallin sovittaminen suomalaisiin pintavesiolosuhteisiin.	Syke ehdottaa alumiinin lisäämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D, mutta ympäristölaatu-normia ei pystytty tässä arvioissa vielä ehdottamaan. Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.3.
Vaihtumis-vyöhykkeiden ja laatu-normien soveltaminen vähäsuolaisessa vedessä	Tutkitaan ympäristölaatu-normien soveltuvuutta sisävesien ja rannikon vaihtumisalueella kohdetutkimus-alueiden ja -aineiden avulla. Arvioidaan, että kannattaako vaihtumis-vyöhykkeet ottaa Suomessa käyttöön tai olisiko joillekin rannikkovesille mielekästä käyttää sisävesien ympäristölaatu-normeja. Selvitetään, onko vaihtumisvyöhykkeillä mahdollista määrittää luonnossa esiintyvien yhdisteiden taustapitoisuuksia.	Vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY) mahdollistaa vaihtumisvyöhykkeiden käytön. Näitä ei ole Suomessa toistaiseksi otettu käyttöön. Selvityksessä voisi kerätä kokemuksia muista maista siitä, että miten ovat soveltaneet pintaveden ympäristölaatu-normeja tai muita raja-arvoja mm. jokisuistoissa ja vaihtumisvyöhykkeillä. Lisätietoa löytyy luvusta 7.5.
Bisfenoliset yhdisteet	Kartoitus: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä aineita käyttävän teollisuuden jätevedet ja niiden kuormittamat pinta-vedet sekä niiden tausta- tai referenssialueita. Bisfenolisten yhdisteiden kaikki käyttökohteet Suomessa on selvitettävä. Bisfenolisten yhdisteiden pintavesien PNEC-arvojen etsiminen kirjallisuudesta	BPA:n käytöstä on Suomessa siirrytty lähes täysin sitä korvaavien bisfenolisten yhdisteiden kuten BPS:n ja BPF:n käyttöön, On mahdollista, että parhaillaan käynnissä olevassa EU-tason työssä BPA vahvistetaan EU:n prioriteettiaineeksi. Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.1.

Aine / selvitys	Kartoituksen tai muun selvityksen sisältö	Lisätietoa
Lääkeaineet ja hormonit	Kartoitus: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen jätevedet ja niiden kuormittamat pintavedet, sekä niiden taustakohteita ja hajakuormitettuja alueita. Yhdisteille tulee etsiä kirjallisuudesta luotettavia pintavesien PNEC-arvoja. Lääkeaineiden pitoisuuksia kalassa tulee kartoittaa erityisesti diklofenaakin ja ibuprofeenin osalta	Kartoitukseen tulee sisällyttää ensisijaisesti venlafaksiini, o-desmetyyli-venlafaksiini, atorvastatiini, kofeiini, metoprololi, oksatsepaami, sitalopraami, ivermektiini, norfloksasiini, fluoksetiini, 17 β -estradioli (E2), testosteroni. Tulee pyrkiä löytämään riittävän tarkka analyysimenetelmä E2:lle ja testosteronille Kartoituksissa on tarkoituksenmukaista tarkastella myös kaikkia muita samalla analyysillä saatavia yhdisteitä. Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.
Jäteveden-puhdistamoiden laimenemis-olosuhteet	Arvioidaan suomalaisten jäteveden-puhdistamoiden todellisia laimenemis-olosuhteita eri vuodenaikoina. Arvion tulisi sisältää ainakin suuria ja keskikokoisia puhdistamoita, joiden purkupaikat ovat erilaisia (mm. pieniä jokivesistöjä ja rannikkoalueita).	Tämän suunnitelman riskinarvioinnissa käytettiin kaikkien jäteveden-puhdistamoiden effluenttien laimenemiskertoimena arvoa 10, jota kemikaalien riskinarvioinneissa yleisesti sovelletaan. Todellisuudessa laimenemisolosuhteet vaihtelevat huomattavasti puhdistamoiden ja vuoden-aikojen välillä. Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.
Hopea	Kartoitus: mahdollisten riskialueiden kuten kaivosten ja yhdyskuntajäteveden-puhdistamoiden jätevesi ja niiden kuormittamat pintavedet sekä tausta- tai referenssialueita. PNEC-arvojen johtaminen tai etsiminen: akuutti PNEC sisävesille ja krooninen PNEC merivedelle.	Luotettava hopean kroonisen altistuksen PNEC-arvo sisävesille on 0,04 $\mu\text{g/l}$ liukoisena pitoisuutena. On mahdollista, että parhaillaan käynnissä olevassa EU-tason työssä hopea vahvistetaan EU:n prioriteettiaineeksi. Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.2.
6-PPD ja 6-PPD kinoni & muut renkaiden lisäaineet	6-PPD -kartoitus: urbaaneja purovesiä sekä niiden tausta- tai referenssialueita. Selvitetään aineen kaikki käyttökohteet Suomessa. Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen kirjallisuudesta 6-PPD kinonille. Kirjallisuusselvitys renkaihin lisätyistä kemikaaleista (ml. 6-PPD ja MBeT) ja niiden käytöstä tai uusiokäytöstä aiheutuvista riskeistä vesiympäristölle.	6-PPD:n muuntumistuote 6-PPD kinoni on myrkyllistä, ei niinkään 6-PPD. Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.7.
MCCP ja SCCP	Kehitetään kloorattujen parafiinien analyysimenetelmiä ja kartoitetaan niiden pitoisuuksia vesiympäristöstä sitten, kun luotettavia analyysimenetelmiä on saatavilla. Kartoitus: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä aineita käyttävän teollisuuden jätevesi ja niiden kuormittamat pintavedet sekä niiden tausta- tai referenssialueita.	Kartoitettavat aineet ovat ensisijaisesti MCCP- ja SCCP-yhdisteet, mutta myös muiden samalla analyttisellä määritysmenetelmällä saatujen kloorattujen parafiinien tulokset raportoidaan. Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.6.

Aine / selvitys	Kartoituksen tai muun selvityksen sisältö	Lisätietoa
	MCCP:lle etsitään kirjallisuudesta luotettavia pintaveden PNEC-arvoja.	
TBT	Kartoitus: TBT-kuormitettujen vesistöjen sedimentit. Samoilla paikoilla selvitetään passiivikeräimillä pintavesipitoisuuksia. Samalla analyyttisellä menetelmällä mitattavien muiden organotinojen kuten trifenyylitinan pitoisuuksia tulee arvioida.	TBT on EU:n prioriteettiaine, jonka ympäristöpitoisuustrendejä tulee selvittää ja raportoida EU:lle. Pitoisuuksia on selvitettävä viipaloituista ja ajoitetuista sedimenttiprofiileista, jotta saadaan tietoa, ovatko TBT:n pitoisuudet ympäristössä alentut niille asetettujen rajoitusten myötä ja minkä suuruisia pintasedimenttien TBT-pitoisuudet nykyään ovat. Lisätietoa löytyy luvusta 6.4.
Pintasedimentin näytteenoton-ohjeistus	Laaditaan pintasedimentin näytteenoton ohjeistus sedimenttipitoisuuden PNEC-tason alittumisen/ ylittymisen toteamiseksi ja mielellään EU-tasolla peruseriaatteiltaan harmonisoituna.	PNEC on validi sedimentin biologisesti aktiivisessa pintakerroksessa, joka vaihtelee paikkakohtaisesti. Lisätietoa löytyy luvusta 6.4.
Yhteisvaikutusten arviointi – biotestit	Kartoitus: biotestejä yhdyskunta- ja teollisuus jätevedellä ja niiden kuormittamissa vesistöissä sekä niiden tausta- tai referenssialueilla.	Ensimmäisessä vaiheessa valitaan sopivat biotestit mahdollisine raja-arvoineen sekä suunnitellaan kartoitus kansallisesti tärkeille kuormituskohteilla. Ensisijaiset kohteet tai biotestit ovat perustuottajat, vesiselkärangattomat ja kalat sekä toksisen mekanismin paljastavat ja pitkäaikaisvaikutuksista kertovat hormonihäiritsijä- ja mutageenisuustestit. Lisätietoa löytyy luvusta 8.1.
Bentsotiatsoli-2-tioli (2-MBT tai MBT; asetuksessa 1022/2006 MBET)	MBET:n pitoisuuksia vesiympäristössä tulee selvittää kartoituksilla ainetta sisältäviin jäte- ja hulevesistä sekä niiden kuormittamista vesistöistä ja niiden referenssialueilta.	MBTS voi jossain määrin hajota MBET:ksi. Lisätietoa löytyy luvusta 4.1.5.
Torjunta-aineet	Glyfosaatille tulee tehdä ympäristölaatu- ja riskinarvioinnin pohjalta. Torjunta-ainekartoitus puutarhojen alapuolisissa pintavesissä esim. passiivikeräimiä hyödyntäen. Dinoterbin ja dinosebin käytön ja päästöjen selvitys.	On mahdollista, että parhaillaan käynnissä olevassa EU-tason työssä glyfosaatti vahvistetaan EU:n prioriteettiaineeksi. Lisätietoa löytyy luvusta 5.4.
Torjunta-aineet	Suomessa käytettyjen kasvinsuojeluaineiden EQS-ehdotusraportin (Kontiokari & Mattsoff 2011) päivittäminen niin että kaikille markkinoilla oleville kasvinsuojeluaineille ja jatkossa myös biosideille olisi EQS-ehdotus.	Tiedot tulisi koota ja tarpeen tullen päivittää avoimille nettisivuille (esim. Tu-kes). Vastaavat tiedot tarvittaisiin myös hajoamistuotteille ja eläinlääkkeille. Lisätietoja löytyy luvusta 5.4.
Seleeni	Kartoitus: hauki (tai muu korkean trofiatason kala, kalaa syövän linnun muna tai hylje).	Pitoisuustietoa pintavedestä saadaan jo nykyisessä seurannassa alkuaineanalyysien yhteydessä, mutta mahdolliset haitat ilmenevät vasta ravintoketjun huipun eliöissä. Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.6.

Aine / selvitys	Kartoituksen tai muun selvityksen sisältö	Lisätietoa
PMT- ja vPvM-yhdisteet	Kartoitus: kohteet riippuvat aineiden käyttökohteista; yhdyskunta- ja/tai teollisuusjätevesi, niiden kuormittamia vesistöjä sekä niiden referenssialueita. Yhdisteiden käyttökohteita Suomessa tulee selvittää, jotta näytteenoton ja mittaukset voi kohdistaa järkevämmiin. Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen kirjallisuudesta.	Kartoitettavat aineet: melamiini, 1,4-dioksaani ja Surfynol 104. Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.4.
SVHC-aineet	Kartoitetaan menetelmiä, joilla voisi määrittää mahdollisimman monta SVHC-ainetta samalla analyysillä. Kartoitus: kohteet riippuvat aineiden käyttökohteista; yhdyskunta- ja/tai teollisuusjätevesi, kuormitettuja vesistöjä sekä niiden referenssialueita. Selvitetään aineiden käyttökohteita Suomessa, jotta näytteenoton ja mittaukset voi kohdistaa järkevästi. Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen kirjallisuudesta.	Analysoitavat aineet: booriyhdisteet, N.N-dimetyyliformamidi, terfenyyli, 1-metyyli-2-pyrrolidoni (NMP), 4-tert-butyylifenoli, dinosebi ja dekametyylisyklopentasiloksaani (D5). Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.5.

8.3 Toisen trofiatason lisääminen haitallisten aineiden seurantaan – pilottitutkimus

Ville Junttila

Erityyppiset haitalliset ja vaaralliset aineet kertyvät eriävissä määrin eri kalalajeihin, mikä pääasiassa johtuu eroista aineiden ominaisuuksissa sekä kalojen ravinnonhankinnassa, aineenvaihdunnassa ja elinympäristöissä. Tämän takia saman vesimuodostuman eri kalalajeissa voidaan havaita eri tasoisia haitta-ainepitoisuuksia sekä eri suuntaisia pitoisuustrendejä. Eroja pitoisuustasoissa saman alueen eri kalalajien välillä on todettu esimerkiksi elohopealla (Dušek ym. 2005, Mazzoni ym. 2020), PCB-yhdisteillä (Mazzoni ym. 2020), PBDE-yhdisteillä (Hajšlová ym. 2007) ja DDT:llä (Mazzoni ym. 2020).

Suomessa kertyvien prioriteettiaineiden seuranta on viime vuosina keskittynyt sisävesillä ja rannikoilla ahveneen ja avomerellä silakkaan. Muista kalalajeista on kerätty tietoa yksittäisissä hankkeissa. Näiden hankkeiden tavoitteena on ollut tuottaa yleiskuva ravintona käytettävien kalalajien haitta-ainepitoisuuksista. Näytteenottoa on suoritettu niissä suurissa vesistöissä, joissa harjoitetaan eniten amatillista kalastusta.

Tieto siitä, millaisia haitta-ainepitoisuuksia esiintyy saman vesimuodostuman eri kalalajeissa, on kuitenkin puutteellista. Tutkimukset ovat koskeneet pääasiassa elohopeaa. Erityisesti tietoa tarvittaisiin niistä vesimuodostumista, joissa jonkin prioriteettiaineen pitoisuuksien on havaittu joko ylittävän ympäristölaatu normin tai olevan lähellä sitä.

Tämän takia esitämme tutkimusta, jossa selvitetään haitta-aineiden pitoisuustasoja ahvenissa ja toisessa mahdollisimman korkean trofiatason kalalajissa, esimerkiksi hauissa. Tutkimuksen tulisi keskittyä vesimuodostumiin, joihin kohdistuu runsasta haitta-ainekuormitusta esim. yhdyskuntajätevesien ja huilavesien välityksellä.

Tutkimuksen avulla voitaisiin yhdistää vesien- ja/tai merenhoidon ja elintarviketurvallisuuden kanalta tehtävää seuranta. Jos aineistoa halutaan käyttää kemiallisen tilan luokittelun tukena, tulee näytekaloista määrittää typen ja hiilen isotoopit trofiatason ja ravintoketjun määrittämistä varten. Tähän tarvitaan myös näytteitä trofiatason 2 eliöistä, jotka voivat olla litoraalissa simpukoita ja pelagiaalissa eläinplanktonia. Tutkimus tulisi tehdä yhteistyössä Helsingin yliopiston ja Jyväskylän yliopiston kanssa, koska niillä on kokemusta tällaisten tutkimusten suorittamisesta.

Ehdotus

Esitämme tutkimusta, jossa selvitetään haitta-aineiden pitoisuustasoja eri kalalajeissa ja trofiatason vaikutusta havaittuihin pitoisuustasoihin. Tutkimuksen tulisi ensiksi keskittyä vesimuodostumiin, joihin kohdistuu runsasta haitta-ainekuormitusta.

8.4 Kansallisten haitallisten aineiden siirtäminen kemiallisen tilan kriteereihin

Jukka Mehtonen

Nykytilanne, jossa pintavesien tilan luokittelussa EU:n prioriteettiaineet määrittävät vesien kemiallista tilaa ja kansallisesti valitut vesiä pilaavat aineet vaikuttavat ekologiseen tilaan on vailla perustelua. Ekologiseen tilaan vaikuttavat muuttujat ovat enimmäkseen indikaattorieliöryhmien (mm. pohjaeläimet, kasviplankton, makrofytyt) lajisto, yksilömäärät ja lajien väliset keskinäiset esiintymissuhteet tai fysikaalis-kemiallisia muuttujia (mm. fosforin ja typen eri fraktiot), jotka vaikuttavat em. eliöryhmien esiintymiseen enemmän tai vähemmän tunnetulla tavalla. Olisi johdonmukaista, että kansallisia haitallisia kemikaaleja arvioitaisiin EU:n prioriteettiaineiden tapaan osana kemiallista tilaa (Backhaus 2023). Sen sijaan orgaanista ainesta (kemiallinen ja biologinen hapenkulutus) ja rehevöitymistä kuvaavien muuttujien tulee olla osana ekologisen tilan kriteerejä.

Parhaillaan käynnissä olevassa EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiden tarkistustyön sidosryhmäkeskustelujen taustapaperissa on tuotu esiin mahdollisuus siirtää kansalliset haitalliset aineet osaksi kemiallisen tilan arviota (Wood 2022) ja komissio on sitä myös ehdottanut 26.10.2022 antamassaan direktiiviehdotuksessa (EC 2022a).

Tämä muutos voisi selkeyttää kansallisten haitallisten aineiden asemaa vesienhoidossa osana kemiallisen tilan arviota. Tämä muutos kansallisten haitallisten aineiden asemassa vesien tilan arvioinnissa edellyttää muutoksia EU-tason lainsäädännössä, koska maat eivät voi sitä kansallisesti päättää.

Ehdotus

Ehdotamme keskustelua asiasta EU-tasolla siitä, voisiko kansalliset haitalliset aineet siirtää ekologisen tilan luokittelusta kemiallisen tilan kriteereihin. Komissio on ehdottanut tätä muutosta 26.10.2022 antamassaan direktiiviehdotuksessa (EC 2022a).

9 Yhteenveto ehdotuksista

Suomen ympäristökeskus on laatinut ehdotuksen (asetuksen 1022/2006 12§:n mukainen suunnitelma) tarkistaa asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet eli kansallisesti valittujen aineiden lista, joka on peräisin vuodelta 2006. Ehdotus perustuu riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta vesiympäristölle ja pintaveden välityksellä ihmisille. Arvioinnissa on hyödynnetty ympäristöhallinnon ja Tukesin rekistereiden kemikaalien käyttö-, päästö- ja ympäristöpitoisuustietoa sekä kartoituksista ja tutkimuksista saatua tietoa. Vesiympäristöön kohdistuvan riskin tunnistamisessa verrattiin ympäristöpitoisuustietoa aineen luotettavaan arvioituun krooniseen haitattomaan pitoisuuteen (PNEC). Aineiden valinnassa on käytetty ensisijaisesti kroonisen altistuksen PNEC-arvoja. Valituilla aineilla on riski PNEC-ylitykselle ainakin kuormitetuilla alueilla. Lähtökohtaisesti käytettiin samaa arviointikriteeristöä sekä aineiden valintaan asetuksen 1022/2006 liitteen 1D ainelistalle (luku 5) että nykyisten aineiden listalla pysymiseen tai sieltä poistamiseen (luku 4).

Lisäksi ehdotamme muutoksia EU:n direktiivien 2000/60/EY, 2008/105/EY ja 2013/39/EU kansallisiin tulkintoihin, kuten metallien (mukaan lukien elohopea) taustapitoisuuksien huomioimiseen. Esitämme myös kehitysehdotuksia, jotka ovat peräisin huomioista tai epäkohdista, joita on tullut esiin asetuksen 1022/2006 ja vesienhoitoasetuksen 1040/2006 kansallisessa toimeenpanossa.

Ehdotamme myös käytäntöjä, joiden avulla voidaan parantaa asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman laatua. Esimerkiksi ehdotamme järjestettäväksi kartoituksia ja muita selvityksiä tietyille aineille, joiden epäillään aiheuttavan riskiä vesiympäristölle, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Ideana on, että kartoituksen tuloksia käytettäisiin hyväksi, kun Syke seuraavan kerran laatii suunnitelman asetuksen 1022/2006 liitteen 1 D aineluettelon tarkistamiseksi.

Syke on asetuksen 1022/2006 12 § mukaisesti tarjonnut suunnitelman kannalta keskeisille viranomaisille ja niille tahoille, joiden etua tai oikeutta suunnitelma koskee, tilaisuuden tulla kuulluiksi ajalla 18.11.–14.12.2022 (liite 1). Yhteensä 22 tahoa antoi suunnitelmaluonnoksesta lausunnon ja niiden perusteella suunnitelmaa muutettiin.

Ehdotukset on tarkoitettu huomioitavaksi asetuksen 1022/2006 tarkastuksessa, kun se tulee ajankohtaiseksi ympäristöministeriössä direktiivimuutosten johdosta. Toteutuessaan ehdotuksista aiheutuu selkeä tarve päivittää Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisopas (Kangas 2018).

9.1 Muutosehdotukset asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D

Alla on esitetty yhteenveto luvuissa 4 ja 5 ehdotetuista muutoksista vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetukseen 1022/2006.

Asetuksen 1022/2006 liitteen 1D ainelistalle ehdotettiin aineita, jotka voivat aiheuttaa riskiä vesiekosysteemille tai ihmisterveydelle. Ainelistalle ehdotettiin pääsääntöisesti sellaisia aineita, joita nykyisin käytetään. Ympäristölaatumormeja on pyritty ehdottamaan kaikille aineille, joita ehdotetaan liitteeseen 1D ja laatumormiksi on ehdotettu PNEC-arvoista sitä, jonka arvo on alhaisin. Suunnitelman laadinnassa käytetyt kriteerit, menetelmät ja aineistot on kokonaisuudessaan kuvattu luvussa 3.

9.1.1 Nykyiset kansalliset haitalliset aineet – ehdotukset poistettaviksi ja jätettäväksi aineiksi

Nykyisistä kansallisista haitallisista aineista (asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet) ehdotetaan jätettäväksi bentsotiatsoli-2-tioli ja MCPA tarkistetuilla EQS-arvoilla ja lisäksi liitteestä 1D ehdotetaan poistettavaksi 13 yhdistettä (taulukko 58).

Poistettaviksi aineiksi ehdotettujen aineiden pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristölaatu normia Suomessa, niiden käyttö ja päästöt ovat vähentyneet merkittävästi ja vesienhoidon näkökulmasta aineet eivät ole merkityksellisiä aineita millään vesienhoitoalueella Suomessa. On huomattava, että poistettavia aineita saattaa kuitenkin esiintyä pintavesissä purkupisteiden yms. lähellä pienialaisesti tai lyhytaikaisesti, minkä vuoksi niiden esiintymistä voi olla tarpeen tarkkailla tai kartoittaa. Niiden ympäristölaatu normeja tulee käyttää tässä paikkakohtaisessa arvioinnissa. Tämä ei kuitenkaan edellytä aineiden sisällyttämistä asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D.

Taulukko 58. Aineet, jotka ehdotetaan jätettäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D sekä aineet, jotka ehdotetaan poistettavaksi liitteestä 1D. EQS-ehdotuksien suojelukohde, johon EQS-arvo perustuu, on vesieliöt. Pitoisuudet ovat kokonaispitoisuuksia.

Aine / CAS-numero	Lisätietoa
Liitteeseen 1D jätettävät aineet	
Bentsotiatsoli-2-tioli (2-MBT tai MBT; asetuksessa 1022/2006 MBET) / 149-30-4	Teollisuuskemikaali, ehdotetaan seuraavia EQS-arvoja: • vuosikeskiarvon ympäristölaatu normiksi (AA-EQS) sisävesille 0,8 µg/l ja merivedelle 0,08 µg/l • hetkellisen pitoisuuden ympäristölaatu normiksi (MAC-EQS) sisävesille 2,5 µg/l ja merivedelle 0,25 µg/l Lisätietoa luvussa 4.1.5.
MCPA / 94-74-6	Kasvinsuojeluaine, ehdotetaan seuraavia nykyistä tiukempia EQS-arvoja: • AA-EQS sisävesi 1,0 µg/l ja merivesi 0,1 µg/l, • MAC-EQS sisävesi 15 µg/l ja merivesi 1,5 µg/l. Lisätietoa luvussa 4.2.4.
Liitteestä 1D poistettavat aineet	
Klooribentseeni / 108-90-7, 1,2-diklooribentseeni / 95-50-1 ja 1,4-diklooribentseeni / 106-46-7	Teollisuuskemikaaleja, lisätietoa luvussa 4.1.1.
DBP / 84-74-2 ja BBP / 85-68-7	Teollisuuskemikaaleja, lisätietoa luvussa 4.1.2.
Resorsinoli / 108-46-3	Teollisuuskemikaali, lisätietoa luvussa 4.1.3.
TCMTB / 21564-17-0	Teollisuuskemikaali, lisätietoa luvussa 4.1.4.
Bronopoli / 52-51-7	Teollisuuskemikaali, lisätietoa luvussa 4.1.6.
Dimetooatti / 60-51-5	Kasvinsuojeluaine, lisätietoa luvussa 4.2.1.
Mankotsebi / 8018-01-7 (ja sen hajoamistuote etyleenitiourea)	Kasvinsuojeluaine, lisätietoa luvussa 4.2.2.
Prokloratsi / 67747-09-5	Kasvinsuojeluaine, lisätietoa luvussa 4.2.3.
Tribenuroni-metyyli / 101200-48-0	Kasvinsuojeluaine, lisätietoa luvussa 4.2.5.
Metamitroni / 41394-05-2	Kasvinsuojeluaine, lisätietoa luvussa 4.2.6.

9.1.2 Ehdotus uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi

Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D ehdotetaan lisättäväksi 12 yhdistettä / aineryhmää ja niille ympäristölaatunormit. Ehdotetut aineet ovat PFAS-yhdisteet (5 kpl), lääkeaineet diklofenaakki ja ibuprofeeni, hormonit 17a-etiynyliestradioli (EE2) ja estroni (E1), metallit sinkki (Zn), kupari (Cu) ja alumiini (Al), sulfaatti sekä torjunta-aineet glyfosaatti, florasulaami ja tritosulfuroni. AA-EQS-arvo sisävedelle on ehdotettu kaikille aineille alumiinia ja glyfosaattia lukuun ottamatta. Sulfaatin AA-EQS ja MAC-EQS-arvojen johtaminen koville sisämaan pintavesille (kovuus > 40 mg CaCO₃/l tai > 0,8 mmol/l) edellyttää vielä lisätyötä ja ne tulee tarkentaa mahdollisimman pian. Suomalainen murtovesiaineisto sulfaatin HC5- ja PNEC-arvojen arvioimiseksi merivedelle on saatavilla viimeistään vuoden 2024 loppuun mennessä. Lähitulevaisuudessa määritettävät EQS-ehdotukset sulfaatin ympäristölaatuormeiksi koville pintavesille ja rannikkovesille tulee käsitellä lisäysehdotuksena asetuksen liitteeseen 1D, vaikka ne eivät sisälly tähän julkaisuun. AA-EQS- ja MAC-EQS-arvoa merivedelle sekä MAC-EQS-arvoa sisävedelle ei ollut mahdollista ehdottaa kaikille yhdisteille. Ehdotetut ympäristölaatunormit perustuvat vesieliösten suojeluun (taulukko 59). Alumiinille ja glyfosaatille on pikaisesti johdettava ympäristölaatuormeja.

On huomattava, että kroonisen altistuksen riskisuhdetarkastelut on tehty ilman vesimuodostuma-kohtaista tarkastelua (poikkeuksena sulfaatti). Toisin sanoen tässä arvioissa ei ole tehty VPD:n kemiallisen ja ekologisen tilan luokittelun mukaista riskitarkastelua, jossa tietyn näytteenottoaikan tai vesimuodostuman mittaustuloksista on laskettu paikkakohtainen pitoisuuden vuosikeskiarvo, jota on verrattu krooniseen PNEC-arvoon. Tuloksia ei myöskään ole systemaattisesti kaikkien aineiden kohdalla verrattu akuutin altistuksen PNEC-arvoon.

Sinkin, kuparin ja alumiinin osalta paikallinen taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatunormit. Ympäristölaatunormit ehdotetaan annettavaksi valtakunnallisesti eli kaikkia Suomen vesienhoitoalueita koskeviksi (mukaan lukien Ahvenanmaa).

Komission on antanut 26.10.2022 ehdotuksen uusiksi EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi (EC 2022a). Se sisältää joitakin samoja aineita kuin tässä Syken kansallisten aineiden listan tarkistusehdotuksessa. Kyseessä on kuitenkin vasta komission ehdotus, eli se voi muuttua ennen lopullista hyväksyntää EU-tasolla. Lopullinen vahvistettu EU:n prioriteettiainelistasta tulee ottaa huomioon siinä vaiheessa, kun päätetään Suomen kansallisten haitallisten aineiden listan tarkistamisesta. EU:n prioriteettiainelistan ja kansallisten haitallisten aineiden listan ei tulisi sisältää samoja aineita. Mikäli näitä yhdisteitä lisätään prioriteettiainelistalle, on paras vaihtoehto ottaa käyttöön niille EU-tasolla asetettu ympäristölaatunormi. Ainetta ei siis ehdoteta kansalliseksi aineeksi, jos se vahvistetaan EU-tasolla prioriteettiaineeksi.

Toimenpiteitä tai ohjauskeinoja ehdotettujen uusien kansallisten haitallisten aineiden kuormituksen vähentämiseksi on esitetty luvussa 5.6.

Taulukko 59. Aineet, joita ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D. EQS-ehdotuksien suojelukohde, johon EQS-arvo perustuu, on vesieliöt. Pitoisuudet ovat kokonaispitoisuuksia, jos ei toisin ole ilmoitettu.

Aine / CAS-numero	Ehdotus (yksikkö ng/l, µg/l tai mg/l)
PFAS-yhdisteet*: PFOA / 335-67-1 PFBA / 375-22-4 PFBS / 375-73-5 PFHxA / 307-24-4 PFPeA / 2706-90-3	PFOA: - AA-EQS sisävedet 30 µg/l ja merivesi 3 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 2 700 µg/l ja merivesi 280 µg/l. PFBA: - AA-EQS sisävedet 110 µg/l ja merivesi 11 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 1 100 µg/l ja merivesi 110 µg/l. PFBS: - AA-EQS sisävedet 0,1 µg/l ja merivesi 0,01 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 3 700 µg/l ja merivesi 370 µg/l. PFHxA: - MAC-EQS sisävedet 860 µg/l ja merivesi 86 µg/l, - AA-EQS sisävedet 200 µg/l ja merivesi 20 µg/l. PFPeA: - AA-EQS sisävedet 32 µg/l ja merivesi 3,2 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 3 200 µg/l ja merivesi 320 µg/l. Lisätietoa luvussa 5.1.2.
Diklofenaakki* / 15307-86-5	- AA-EQS sisävedet 0,0054 µg/l ja merivesi 0,004 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 250 µg/l ja merivesi 29 µg/l. Lisätietoa luvussa 5.2.2.
Ibuprofeeni* / 15687-27-1	- AA-EQS sisävedet 0,064 µg/l ja merivesi 0,022 µg/l, - MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta Lisätietoa luvussa 5.2.4
17a-etinyyliestradioli (EE2)* / 57-63-6	- AA-EQS sisävedet 0,017 ng/l ja merivesi 0,0016 ng/l, - MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta. Lisätietoa luvussa 5.2.13.
Estroni (E1)* / 53-16-7	- AA-EQS sisävedet 0,36 ng/l ja merivesi 0,018 ng/l, - MAC-EQS-arvoa sisävesille ja merivedelle ei ehdoteta. Lisätietoa luvussa 5.2.16.
Alumiini (Al) / alkuainealumiini 7429-90-5 ja muita alumiiniyhdisteitä	Ehdotetaan liitteeseen 1D, mutta biosaatavuuteen perustuva laatunormi tarkennetaan myöhemmin. Normin määrittämiseen tarvitaan lisätietoa ja sen hankkimiseksi ehdotetaan erillisselvitystä. Lisätietoa luvussa 8.2.
Sinkki (Zn) / alkuainesinkki 7440-66-6 ja muita sinkkiyhdisteitä	- AA-EQS sisävedet 14,4 µg/l biosaatava pitoisuus**, - AA-EQS merivesi 7,2 µg/l liukoinen pitoisuus**, - MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta. Lisätietoa luvussa 5.3.4.
Kupari (Cu) / alkuainekupari 7440-50-8 ja muita kupariyhdisteitä	- AA-EQS sisävedet 1,1 µg/l biosaatava pitoisuus**, - AA-EQS merivesi 5,2 µg/l liukoinen pitoisuus**, - MAC-EQS-arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta. Lisätietoa luvussa 5.3.5.

Aine / CAS-numero	Ehdotus (yksikkö ng/l, µg/l tai mg/l)
Sulfaatti	- AA-EQS sisävedet, joiden kovuus < 40 mg CaCO₃/l (< 0,8 mmol/l) 39 mg/l liukoinen pitoisuus**, - MAC-EQS sisävedet, joiden kovuus < 40 mg CaCO₃/l (< 0,8 mmol/l) 279 mg/l liukoinen pitoisuus**, - AA-EQS- ja MAC-EQS-arvoa merivedelle ei ehdoteta. Suomalainen murtovesiaineisto HC5- ja PNEC-arvojen arvioimiseksi merivedelle on saatavilla vuoden 2024 loppuun mennessä. - AA-EQS - ja MAC-EQS-arvojen johtaminen koville sisämaan pintavesille (kovuus > 40 mg CaCO₃/l) edellyttää vielä lisätyötä ja ne tulee tarkentaa mahdollisimman pian. Lisätietoa luvussa 5.3.7.
Glyfosaatti* / 1071-83-6	Ehdotetaan liitteeseen 1D, mutta EQS-ehdotuksia tulee tarkastella uudestaan sen jälkeen, kun sen osalta kasvinsuojeluaine-rekisteröintiprosessi ja EU:n prioriteettiainelistan tarkistus ja riskinarviointi ovat valmistuneet. Lisätietoa luvussa 5.4.
Florasulaami (ympäristö-hallinnon tietojärjestelmissä nimellä florasulami) / 145701-23-1	- AA-EQS sisävedet 0,005 µg/l ja merivesi 0,0005 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 0,12 µg/l ja merivesi 0,024 µg/l. Lisätietoa luvussa 5.4.
Tritosulfuroni / 142469-14-5	- AA-EQS sisävedet 0,75 µg/l ja merivesi 0,075 µg/l, - MAC-EQS sisävedet 4,8 µg/l ja merivesi 0,48 µg/l. Lisätietoa luvussa 5.4.

* Ehdotetaan liitteeseen 1D, jos yhdistettä / yhdisteryhmää ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineiksi.

** paikallinen taustapitoisuus voidaan ottaa huomioon EU-ohjeen (EC 2019c) mukaisesti, mutta vasta arvioinnin siinä vaiheessa, jossa havaitut pitoisuudet ylittävät laatu normit (ks. luku 5.3.8).

9.2 Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatu normien uudeksi kansalliseksi tulkinnaksi

Alla on esitetty yhteenveto luvun 6 ehdotetuista muutoksista EU:n prioriteettiaineiden laatu normien kansalliseen tulkintaan.

9.2.1 Elohopean kala-EQS:n ja vedestä mitattavien metallien EQS:ien taustapitoisuuksista luopuminen

Poistetaan asetuksen taulukosta elohopean taustapitoisuudet kalassa. Jäljelle jää vain direktiivin mukainen kala-EQS.

Mitään kansallista, yleistä taustaa ei voi käyttää biosaatavien ympäristölaatu normien kanssa. Mikäli tutkittavan kohteen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatu normin, paikallinen taustapitoisuus on syytä selvittää. Poistetaan asetuksen taulukosta kadmiumin, nikkelin ja lyijyn yleiset taustapitoisuudet. Jäljelle jää vain niiden direktiivin 2013/39/EU mukaiset AA-EQS:t.

Edellä mainituista muutoksista johtuen asetuksen Liitteen 1C2 taulukon alaviitteen 3 ”yleiset luonnon taustapitoisuudet -taulukko” ehdotetaan poistettavan tarpeettomana.

Lisätietoa ehdotuksista löytyy luvusta 6.1 ja 6.2.

9.2.2 Kadmiumin laatunormit – kalsiumkarbonaattikovuusluokkien vaihtoehdoksi alkaliniteetti

Lisätään asetuksen Liitteen 1 kohdan C2 kadmiumin alaviitteeseen 6 alkaliniteettiyksikkö (mmol/l) toiseksi vaihtoehdoksi kuvaamaan viittä kovuusluokkaa, sillä nykyisin asetuksessa käytettyä vedenkovuusluokkaa ei Suomessa käytetä. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 6.3.

9.2.3 Tributyyliitinayhdisteet sedimentissä

Ehdotetaan TBT:lle otettavaksi käyttöön riskinarvioinnin tueksi JRC:n ympäristölaatunormiesityksen mukaiset sedimentin PNEC-arvoa 1,6 µg/kg kp (normalisoituna 5 % OC) sisä- ja merivesiin. PNEC on validi sedimentin biologisesti aktiivisessa pintakerroksessa, joka vaihtelee paikkakohtaisesti. Tarkempi ohjeistus näytteenotosta on tehtävä erikseen ja mielellään EU-tasolla perusperiaatteiltaan harmonisoituna.

Riskinarviointia tukevat sedimentin PNEC-arvot täydentävät asetuksen nykyistä veden AA-EQS-arvoa, koska nykyisin Suomessa ei ole analyysimenetelmää, jolla veden AA-EQS-arvon alittavia pitoisuuksia pystyttäisiin havaitsemaan. Ehdotusta tulee tarkastella uudelleen sen perusteella, mitä EU-tasolla aineesta päätetään. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 6.4.

9.2.4 Perfluorioktaanisulfonihapon (PFOS) pintaveden laatunormi

Ehdotetaan asetettavaksi direktiivin 2013/39/EU mukaisesti PFOS:n sisämaan pintaveden ympäristölaatunormi vuosikeskiarvopitoisuudelle 0,65 ng/l valtioneuvoston asetukseen 1022/2006 liitteeseen 1C2. Ehdotusta on harkittava uudestaan sen mukaan, mitä parhaillaan käynnissä olevassa EU-prioriteettiaineiden tarkistustyössä käy PFOS:lle ja muille PFAS-yhdisteille. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 6.5.

9.3 Muita muutosehdotuksia säädöksiin

Alla on esitetty tiivistelmä kehitysehdotuksista, jotka ovat peräisin erilaisista huomioista tai epäkohdista, joita on tullut asetuksen 1022/2006 kansallisessa toimeenpanossa esiin. Ne liittyvät joko kansallisiin haitallisiin aineisiin ja/tai EU:n prioriteettiaineisiin. Ehdotukset koskevat vesienhoitoasetusta 1040/2006 tai vaarallisten aineiden asetusta 1022/2006.

9.3.1 Ekologisen tilan luokittelukriteerien muuttaminen Liitteen 1D -aineiden osalta

Nykyisen vesienhoitoasetuksen (1040/2006) mukaan on mahdollista luokitella pintavesien ekologinen tila asetuksen 1022/2006 liitteen 1D aineiden osalta vain joko tyydyttäväksi tai hyväksi. Näiden kahden tilan välinen raja-arvo on asetuksen AA-EQS-arvo. Lisäksi tarvitaan hyvän ja erinomaisen tilan välille

nykyistä selkeämpi määritelmä, jotta vesiä voidaan luokitella ekologisesti erinomaiseen tilaan. Ehdotamme, että vesienhoitoasetukseen (1040/2006) lisättäisiin kohta, jossa määritellään kansallisten aineiden erinomaisen tilan raja-arvo direktiivin mukaisesti eli alkuaineille luonnon taustapitoisuus ja muille aineille nykyistä tai tavoiteltavaa määritysrajaa vastaava arvo. Täten on mahdollista luokitella pintavesiä myös ekologisesti erinomaiseen tilaan. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 7.1.

9.3.2 MAC-EQS luokittelukriteeriksi asetukseen 1040/2006 sekä uusimpien mittaustulosten painotus

Nykyisellään vesienhoitoasetuksessa (1040/2006) ei ole selvästi kirjattu luokitteluun enimmäispitoisuuden laatunormin huomioimista, mistä johtuen tulkinnat eri puolella Suomea ovat eronneet toisistaan uusimmassa luokittelussa. Ehdotamme enimmäispitoisuuden raja-arvon (MAC-EQS) lisäämistä luokittelukriteeriksi vesienhoitoasetukseen (1040/2006). Lisäksi luokittelukriteeristön soveltamisesta tulisi keskustella ja linjata selkeästi siitä, painotetaanko uusimpia mittaustuloksia. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 7.2.

9.3.3 Muita muutosehdotuksia asetukseen 1022/2006

Asetuksen 1022/2006 liitteen 1 kohta B:n taulukon alaviite 1, joka viittaa tiettyjen teollisuussektoreiden jätevesipäästöihin, on virheellinen ja tulee korjata seuraavaan muotoon: **”kokonaispitoisuuden kuukausikeskiarvona laskettuna”**.

Asetuksen 1022/2006 pykälän 9 b (eräiden aineiden tarkkailun järjestäminen) tekstin voi helposti sekoittaa toiminnanharjoittajien tekemään veloitettarkkailuun, vaikka siinä on kyse viranomaisten tekemästä lyhytkestoisesta pintavesien seurannasta. Asiaa tulee selkeyttää asetuksessa 1022/2006. Asetuksessa voidaan asia esittää esimerkiksi pykäläotsikolla ”Eräiden EU-tasolla mahdollisesti riskiä aiheuttavien aineiden kartoituksen järjestäminen”.

Lisätietoa ehdotuksista löytyy luvusta 7.3.

9.3.4 1022/2006 asetuksen mukainen suunnitelma – ehdotus uudeksi työnjaoksi

Tätä suunnitelmaa tehdessä on tullut selväksi se, että suunnitelmasta tulisi laadukkaampi, jos Syken lisäksi Tukes olisi suunnitelman valmistelija. Erityisesti Tukesin torjunta-aine- ja biosidiasiantuntijoiden kontribuutio olisi tärkeää jo suunnitelman valmisteluvaiheessa. Asetuksessa 1022/2006 vain Syke on mainittu suunnitelman tekijänä.

Ehdotamme tehtävän hoitamisesta ja resurssoinnista keskusteltaisiin ympäristöministeriön, työ- ja elinkeinoministeriön, Syken ja Tukesin kesken. Sen jälkeen voisi harkita Tukesin lisäämistä asetukseen 1022 / 2006 pykälään 12 suunnitelman toiseksi tekijäksi. Suunnitelman tekemiseen on varmistettava riittävät resurssit.

On huomattava, että Syken ja Tukesin yhteistyö tässä asiassa on toiminut hyvin. Tukesilla on mahdollisuus vaikuttaa suunnitelman sisältöön viimeistään kuulemisvaiheessa. Mutta lopputulos (suunnitelma) voisi olla vielä parempi, jos Tukes osallistuisi suunnitelman valmisteluun alusta lähtien virallisena toimijana. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 7.4.

9.3.5 Vaihettumisvyöhykkeet ja laatunormien soveltaminen vähäsuolaisessa suistovedessä ja rannikkovesissä

Vähäsuolaisella alueilla kuten jokisuistoissa, sisäsaaristossa sekä Perämerellä ja itäisellä Suomenlahdella saattaa olla joidenkin aineiden osalta mielekkäämpää tarkastella mitattuja ympäristöpitoisuuksia sisämaan ympäristönläatunormeihin kuin suolaisen meriveden laatunormeihin nähden. Nykyisin näillä alueilla sovelletaan meriveden ympäristönläatunormeja.

Ehdotamme tehtäväksi vesien- ja merenhoitoon liittyvää selvitystä, jossa tarkasteltaisiin muutamilla aineilla ja kohdetutkimus-alueilla vaihettumisvyöhykkeiden käyttöönottoa sekä sisämaan ympäristönläatunormien soveltuvuutta riskinarviointiin ja luokitteluun vähäsuolaisella alueilla kuten jokisuistoissa, sisäsaaristossa sekä Perämerellä ja itäisellä Suomenlahdella. Lisäksi tulisi selvittää, onko näillä alueilla mahdollista määrittää luonnossa esiintyvien yhdisteiden taustapitoisuuksia.

Suomessa tulisi selvittää, kannattaisiko vaihettumisvyöhykkeet ottaa käyttöön tai olisiko joillekin rannikkovesille mielekästä käyttää sisävesien ympäristönläatunormeja. Selvityksen tulisi sisältää alueiden tunnistus ja sisävesien sekä rannikon ympäristönläatunormien soveltuvuuden arviointi esimerkki-alueiden ja -aineiden avulla. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 7.5.

9.4 Muita kehitysehdotuksia

Alla on esitetty kehitysehdotuksia, jotka liittyvät käytäntöihin, joiden avulla on mahdollista parantaa asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman laatua tai jotka ovat luonteeltaan sellaisia, joita emme suoraan ehdota kansallisiin asetuksiin, koska ne pitäisi ensin viedä EU-tason säädöksiin.

9.4.1 Kemikaalien yhteisvaikutukset osaksi ympäristöriskinarviointia

Suomessa olisi syytä valmistautua vaikutusperusteisten biotestien käyttöön vesipuitedirektiivin toimeenpanoon valitsemalla meille sopivia biotestejä ja kokoamalla niille kynnysarvoja sekä suunnittelemalla seurantaohjelma kansallisesti tärkeille kuormituskohteilla. Ehdotamme tehtäväksi kansallista kartoitusta, joka koskee yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.1.

9.4.2 Kansallinen kartoitus ja seuraava asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma

Ehdotamme järjestettäväksi vuosille 2024–2027 pintavesiä koskevaa hyvin kohdistettua kansallista kartoitusta kuormitetuille hot spot -paikoille tietyille aineille / aineryhmille, joita epäillään kansallisiksi aineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Lisäksi kartoitukseen ehdotetaan kemikaalien yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla.

Kartoituksen (kemikaalianalyysit ja biotestit) tulisi sisältää hot spot -alueiden lisäksi referenssialueita, jotta voidaan erottaa tutkitun laitoksen vaikutukset muiden kuormittajien ja muun taustakuormituksen vaikutuksista.

Kartoituksen tuloksia käytetään hyväksi muun muassa, kun Syke seuraavan kerran laatii suunnitelman liitteen 1 D kohdassa mainitun aineen poistamiseksi luettelosta tai uuden aineen lisäämiseksi aineluetteloon (asetus 1022/2006 12 §). Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.2.

9.4.3 Toisen trofiatason lisääminen haitallisten aineiden seurantaan – pilottitutkimus

Esitämme toteutettavaksi tutkimuksen, jossa selvitetään haitta-aineiden pitoisuustasoja ahvenissa ja toisessa mahdollisimman korkean trofiatason kalalajissa, esimerkiksi hauissa. Tutkimuksen avulla voitaisiin yhdistää vesien- ja/tai merenhoidon ja elintarviketurvallisuuden kannalta tehtävää seuranta. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.3.

9.4.4 Kansallisten haitallisten aineiden siirtäminen kemiallisen tilan kriteereihin

Olisi loogisempaa, jos kansallisia haitallisia arvioitaisiin EU:n prioriteettiaineiden tapaan osana kemiallista tilaa. Tämä muutos selkeyttäisi kansallisten haitallisten aineiden asemaa vesienhoidossa osana kemiallisen tilan arviota. Tämä muutos kansallisten haitallisten aineiden asemassa vesien tilan arvioinnissa edellyttää muutoksia EU-tasolla VPD:hen, koska maat eivät voi sitä kansallisesti päättää. Ehdotamme keskustelua asiasta EU-tasolla siitä, että voisiko kansalliset haitalliset aineet siirtää ekologisen tilan luokittelusta kemiallisen tilan kriteereihin. Komission on ehdottanut tätä samaa siirtoa 26.10.2022 antamassaan direktiiviehdotuksessaan (EC 2022a). Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.4.

Lyhenteitä

6:2 FTOH	1H, 1H, 2H, 2H-perfluori-1-okatanoli
6-PPD	N-(1,3-dimetyylibutyyli)-N'-fenyyli-p-fenyleenidiamiini
8:2 FTOH	1H, 1H, 2H, 2H-perfluori-1-dekanoli
AA-EQS	vuoden keskiarvopitoisuuden ympäristönläätunormi
ADONA	4,8-dioksi-3H-perfluorononaanahappo
AF	riskinarvioinnissa käytetty arviointikerroin
Ag	hopea
Al	alumiini
AMPA	glyfosaatin hajoamistuote, aminometyylifosfonihappo
AVI	aluehallintovirasto
AVL	asukasvastineluku
BaP	bentso(a)pyreeni
BAT	paras käyttökelpoinen tekniikka
BBP	butyylibentsyylihtalaatti
BDE	bromatut difenyylietterit
BLM	biottinen ligandimalli
BMDL₁₀	haitta-aineannoksen luottamusvälin alaraja, jolla havaitaan 10 % muutos perustasosta
BPA	bisfenoli A
BPAF	bisfenoli AF
BPB	bisfenoli B
BPC	bisfenoli C
BPF	bisfenoli F
BPS	bisfenoli S
CAS-numero	kansainvälinen kemiallisten aineiden ja seosten rekisterinumero, chemical abstract services registry number
CMR-aineet	syöpää aiheuttavat, perimää vaurioittavat tai lisääntymiselle vaaralliset aineet

CLP	luokitusta, merkintöjä ja pakkaamista koskeva CLP-asetus (EY) N:o 1272/2008
Cu	kupari
D5	dekametyylisyklopentasiloksaani
D8	4-(4-isopropoksifenyylisulfonyyli)fenoli
DBP	dibutyyliftalaatti
DDD	lääkkeiden kulutuksen tilastoinnissa käytetty määritelty päiväannos, defined daily dose
DDT	dikloori-difenyyli-trikloorietaani
DEHP	di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti
dekaBDE	dekabromidifenyylieetteri
DOC	liukoinen orgaaninen hiili
E1	estroni
E2	17β-estradioli
E3	estrioli
EC10	pitoisuus, jossa 10 % koe-eliöistä esiintyy jokin vaikutus (mm. liikkumattomuus, kasvun estyminen)
EC50	pitoisuus, jossa puolella koe-eliöistä esiintyy jokin vaikutus (mm. liikkumattomuus, kasvun estyminen)
ECHA	Euroopan kemikaalivirasto
EDTA	etyleni-diamiinitetraetikkahappo
EE2	17a-etinyyliestradioli
EFSA	Euroopan ruokavirasto
EIPPCB	Euroopan IPPC-toimisto
ELY-keskus	elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
E-PRTR	Euroopan päästö- ja siirtorekisteri (EY) N:o 166/2006
ETU	etyleenitiourea
EQS	ympäristölaatumormi, environmental quality standard
FOREGS	Forum of European Geological Surveys
GenX	perfluori-2-metyyli-3-oksoheksaani-happo

GTK	Geologian tutkimuskeskus
HC5	pitoisuus, jossa viidellä prosentilla lajeista esiintyy jokin haitallinen vaikutus
HELCOM	Itämeren merellisen ympäristön suojelukomissio, Helsingin komissio
HERTTA	ympäristötiedon hallintajärjestelmä
HFPO-DA	perfluori-2,5-dimetyyli-3,6-ioksononaanihappo
HMMM	heksa(metoksimetyyli)melamiini
ISO	kansainvälinen standardisoimisjärjestö
JRC	Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus, Joint Research Centre
ka	keskiarvo
KemiDigi	järjestelmä, joka sisältää useita kemikaaleihin liittyviä rekistereitä
KERTY-rekisteri	kertymärekisteri, HERTTA-tietojärjestelmän osa, jossa tietoa sedimenttiin, eliöstöön ym. kertyvistä haitallisista aineista
KETU	Tukesin ylläpitämä kemikaalien kansallinen tuoterekisteri
Kow	oktanoli/vesi -jakautumiskerroin
kp	kuivapaino
KTT	kemikaalien käyttöturvallisuustiedote
LC50	pitoisuus, jossa puolet koe-eliöistä kuolee koeaikana
LCCP	pitkäketjuiset klooriparafiinit
LMS	biologisia vaikutuksia kuvaava menetelmä, joka mittaa lysosomikalvon stabiilisuutta
Luke	Luonnonvarakeskus
MaaMet	maa- ja metsätalouden hajakuormituksen seuranta (pinta- ja pohjavedet)
MAC-EQS	hetkellisen pitoisuuden ympäristölaatunormi, suurin sallittu hetkellinen pitoisuus
maks.	maksimiarvo
MBeT	bentsotiatsoli-2-tioli; merkaptobentsotiatsoli, myös lyhenteitä 2-MBT ja MBT käytetty
MBTS	di(bentsotiatsol-2-yyli)disulfidi; merkaptobentsotiatsoli-disulfidi
MCCP	keskipitkäketjuiset klooriparafiinit
MCPA	(4-kloori-metfenoksi)etikkahappo
md	mediaaniarvo

min.	minimiarvo
MMM	maa- ja metsätalousministeriö
mr	määritysraja
MST	Tanskan ympäristönsuojeluvirasto
MTBE	metyyli-tert-butyylieetteri
NMP	1-metyyli-2-pyrrolidoni
NOEC	suurin pitoisuus, jonka ei ole havaittu aiheuttavan eliöille haittavaikutuksia, no observed effect concentration
OC	orgaaninen hiili
OECD	taloudellisen yhteistyön ja kehityksen järjestö
PAH	polysykliset aromaattiset hiilivedyt
PAX	kaliumamyyliksantaatti
PBDE	polybromatut difenylieetterit
PBT-aineet	hitaasti hajoavat, eliöstöön kertyvät ja myrkylliset aineet
PFAS	per- ja polyfluoratut alkyylilyhdisteet
PFBA	perfluoributaanihappo
PFCA	perfluorikarboksylihapot
PFDA	perfluoridekaanihappo
PFDoDA	perfluoridodekaanihappo
PFDS	perfluoridekaanisulfonihappo
PFHpA	perfluoriheptaanihappo
PFHpS	perfluoriheptaanisulfonihappo
PFHxA	perfluoriheksaanihappo
PFHxDA	perfluoriheksadekaanihappo
PFHxS	perfluoriheksaanisulfonihappo
PFNA	perfluorinonaanihappo
PFOA	perfluorioktaanihappo
PFODA	perfluorioktadekaanihappo

PFOS	perfluorioktaanisulfonihappo
PFPeA	perfluoripentaanihappo
PFPeS	perfluoripentaanisulfonihappo
PFTeDA	perfluoritetradekaanihappo
PFTTrDA	perfluoritridekaanihappo
PFUnDA	perfluoriundekaanihappo
PIAX	kaliumisoamyliksantaatti
PMT-aineet	ympäristössä hitaasti hajoavat, kulkeutuvat ja myrkyllisten aineet
PNEC	ympäristössä haitattomaksi arvioitu pitoisuus, predicted no effect concentration
POP-yhdisteet	ympäristössä hitaasti hajoavia, biokertyviä orgaanisia yhdisteitä
PPCP-aineet	lääkkeiden tai hygieniatuotteiden sisältämiä aineita
PPD	p-fenyleenidiamiinit
PVC	polyvinyylikloridi
RAC	kasvinsuojeluaineiden riskinarvioinnissa raja-arvo Saksassa, regulatory acceptable concentration
RBSP-aineet	kansallisia vesiä pilaavia aineita, River Basin-Specific Pollutants
REACH	kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, rajoituksia ja lupamenettelyä koskeva asetus (EY) N:o 1907/2006
rp	ruumiinpaino
RPF	suhteellisen vaikutustehon kerroin
RQ	riskisuhde, Risk Quotient
SCCP	lyhytketjuiset klooratut parafiinit tai klooratut alkaanit C10–13
SCHEER	tiedekomitea, joka EU-komission toimeksiannosta arvioi mm. terveys- ja ympäristöriskejä
Se	seleeni
SIPX	natriumisopropyyliksantaatti
SSD	lajiherkkyyssjakaumamenetelmä, jota käytetään EQS-arvojen johtamisessa
STE	JRC:n EU:n prioriteettiaineiden valinnassa käyttämä indeksi
STM	sosiaali- ja terveysministeriö

SVHC-aineet	REACH-asetuksen mukaiset erityistä huolta aiheuttavat aineet
Syke	Suomen ympäristökeskus
TBT	tributyylitina
TCEP	tris(2-kloorietyyli)fosfaatti
TCMTB	(bentsotiatsol-2-yylitio)metyylisynaatti
tp	tuorepaino
Tukes	Turvallisuus- ja kemikaalivirasto
TWI	siedettävän viikkosaannin enimmäismäärä
U	analyttinen mittausepävarmuus
UNECE	YK:n Euroopan talouskomissio
UV-328	2-(2H-bentsotriatsol-2-yyli)-4,6-ditertpentyylifenoli
VESLA	pintavesien tilan tietojärjestelmän vedenlaatuosio, Syken ylläpitämä
VHA	vesienhoitoalue
VPD	vesipolitiikan puitedirektiivi 2000/60/EY
VOC	haihtuvat orgaaniset yhdisteet
vPvB-aineet	erittäin hitaasti hajoavat ja erittäin voimakkaasti eliöstöön kertyvät aineet
vPvM-aineet	erittäin hitaasti hajoavat ja erittäin kulkeutuvat aineet
WGChem	VPD:n toimeenpanoa tukeva EU-tason Kemikaalit -alaryhmä
WHO	Maailman terveysjärjestö
WISE	vesipuitedirektiivin vedenlaatatietokanta
YLVA	ympäristönsuojelun valvonnan sähköinen asiointijärjestelmä, korvannut VAHTI-rekisterin
YM	ympäristöministeriö
Zn	sinkki

Lähteet

- Aaltonen E.-K. 2008. Happamuus ja suuret metallipitoisuudet heikentävät Pohjanmaan jokien tilaa. *Aquarius* 2/2008: 18–19. Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto ry.
- Abraham K., Mielke H., Fromme H., Wolfgang V., Menzel J., Peiser M., Zepp F., Willich S.N. & Weikert C. 2020. Internal exposure to perfluoroalkyl substances (PFASs) and biological markers in 101 healthy 1-year-old children: associations between levels of perfluorooctanoic acid (PFOA) and vaccine response. *Archives of Toxicology* 94(6):2131–2147
- ACME 2018. Surfadol 541PG Surfactant - Technical Datasheet. 26.12.2018. ACME Tech. Co., Ltd.
- Ahkola H. & Siimes K. 2019. Torjunta-ainepitoisuuksien vertailu passiivikeräimien ja vesinäyttein tehdyssä seurannassa maatalousvaltaisilla alueilla. Julkaisussa Siimes, K., Vähä, E., Junttila, C., Lehtonen, K. ja Mannio, J. toim. Haitalliset aineet Suomen vesissä. Tilanne ja seurannan suuntaviivat. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 8/2019. s. 61–65 ja liitesivut 166–186.
- Ahkola H., Juntunen J., Krogerus K. & Huttula T. 2022. Monitoring and modelling of butyltin compounds in Finnish inland lake. *Frontiers in Environmental Chemistry* vol. 3. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2022.1063667>
- Ahkola H. & Siimes K. 2022. Passiivikeräimien käyttö vesien haitta-aineseurannassa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 46/2022. ISBN 978-952-11-5533-8 (PDF)
- Ahma 2015. Kiertokapula Oy, Kapulan pumpattavan jäteveden lisämääritykset 21.10.2015. Ahma Ympäristö Oy. 2 s + liitteet.
- Airola J., Nurmi P. & Pellikka K. 2014. Huleveden laatu Helsingissä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/2014.
- Alhelou R., Seiwert B. & Reemtsma T. 2019. Hexamethoxymethylmelamine: a precursor of persistent and mobile contaminants in municipal wastewater and the water cycle. *Water Res.* 165: 114973.
- AMAP/UN Environment 2019. Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland. viii + 426 pp including E-Annexes
- Amneklev J., Augustsson A., Sörme L. & Bergbäck B. 2016. Monitoring Urban Copper Flows in Stockholm, Sweden - Implications of Changes Over Time. *Journal of Industrial Ecology* Vol 21 Number 4: 903–912.
- Andersson H., Palm-Cousins A., Munthe J., Brorström-Lundén E., Wickman T., Pettersson M., Holmström K., Jamtrot A., Parkman H., Fischer S., Mehtonen J., Krupanek J., Zielonka U., Piasecka J., Pilch A., Nielsen U. & Menger-Krug E. 2012a. WP4 background paper - Identification of sources and estimation of inputs to the Baltic Sea. 16 s. + liitteet. <https://www.yumpu.com/en/document/view/38681796/wp4-background-paper-cohiba>
- Andersson H., Palm Cousins A., Brorström-Lundén E., Pettersson M., Wickman T., Jamtrot A., Parkman H., Krupanek J., Fridmanis J., Toropovs V., Verta M. & Nielsen U. 2012b: Major Sources and Flows of the Baltic Sea Action Plan Hazardous Substances. WP4 Final Report. 78 s. <https://www.yumpu.com/en/document/view/38681764/major-sources-and-flows-of-the-baltic-sea-action-plan-cohiba>
- ANZECC & ARMCANZ 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra. <http://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/aluminium-2000>
- Archambault J.M., Prochazka S.T., Cope W.G., Shea D. & Lazaro P.R. 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments, and unionid mussels: relation to road crossings and implications for chronic mussel exposure. *Hydrobiologia* 810, 465–476. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3101-y>
- Arijs K., Viaene K., Van Sprang P., Nys C. & Mertens J. 2023. European freshwater silver monitoring data do not suggest a potential European-wide risk (accepted 19.12.2022.). *Integr Environ Assess Manag* 2023;00:1–10. <https://doi.org/10.1002/ieam.4729>

- Aroviita J., Mitikka S. & Vienonen S. (toim.). 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. SYKE:n raportteja 37/2019.
- Aroviita J., Hoikkala, L., Huttunen, K., Mykrä, H., Visuri, M. ja Mitikka S. 2023. Jokien, järvien ja rannikkovesientyyppittelyn tarkistaminen ja ryhmittelyn käytön arviointi. VeMuTypes-hankkeen loppuraportti. 31.3.2023. Suomen ympäristökeskus.
- Arp H.P.H. & Hale S.E. 2019. UBA Texte 126/2019: REACH: Improvement of guidance methods for the identification and evaluation of PM/PMT substances. German Environment Agency (UBA).
- Atcheson K., Mellander P., Cassidy R., Cook S., Floyd S., McRoberts C., Morton P.A. & Jordan P. 2022. Quantifying MCPA load pathways at catchment scale using high temporal resolution data, *Water Res.* 220: 118654. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118654>
- Backhaus T. & Faust M., 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. *Environ. Sci. Technol.* 46, 2564–2573. <https://doi.org/10.1021/es2034125>
- Backhaus T. 2023. Commentary on the EU Commission's proposal for amending the Water Framework Directive, the Groundwater Directive, and the Directive on Environmental Quality Standards. *Environ. Sci. Eur.* 35, 22. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00726-3>
- Bengtsson-Palme, J & Larsson, D.G.J. 2016. Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation. *Environ. int.* 86: 140-149.
- Belgium 2022. 4,4'-sulphonyldiphenol (Bisphenol S; BPS), Annex XV report - Proposal for identification of a Substance of Very High Concern on the basis of the criteria set out in REACH article 57. Submitted by Belgian Federal Public Service Health, Food Chain Safety and Environment Risk Management service in cooperation with France. <https://echa.europa.eu/documents/10162/0d8d148e-bc4f-abc4-eb6a-f9337c210faf>
- Bergmann A., Fihrmann R. & Weber F.-A. 2011. Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Forschungskennzahl 360 14 013. UBA-FB 001525.
- Bil W., Zeilmaker M., Fragki S., Lijzen J., Verbruggen E. & Bokkers B. 2020. Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environ. Toxicol. Chem.* 40(3): 859–870.
- Boström, G. 2020. Julkaisematon koonti vertailuarvoista pintavedestä havaituille kasvinsuojeluaineille. Sisältää viittaukset arvojen alkuperäislähteisiin, jotka pääosin ruotsalaisia raportteja.
- Boström, G. & Göncz, M. 2021. Förslag till uppdatering av riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten: Underlagsrapport till Naturvårdsverket 2021. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Centrum för kemiska bekämpningsmedel i miljön (CKB), Uppsala. 15 s. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1696455/FULLTEXT01.pdf>
- Brack W., et al. 2017. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. *Sci. Total Environ.* 576: 720-737.
- Brack W., Aissa S.A., Backhaus T., Dulio V., Escher B.I., Faust M., Hilscherova K., Hollender J., Hollert H., Müller C., Munthe J., Posthuma L., Seiler T.-B., Slobodnik J., Teodorovic I., Tindall A.J., de Arag~ao Umbuzeiro G., Zhang X. & Altenburger R., 2019. Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. *Environ. Sci. Eur.* 31 (1). <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0192->
- Brozinski J.M., Lahti M., Meierjohann A., Oikari A. & Kronberg L. 2013. The anti-inflammatory drugs diclofenac, naproxen and ibuprofen are found in the bile of wild fish caught downstream of a wastewater treatment plant. *Environ. Sci. Technol.* 47(1), 342–348
- BUA. 2003. Tributyltin oxide. BUA Report 238 – supplementary report to BUA report 36. German Chemical Society. 108 s.
- Carvalho R.N., Arukwe A., Ait-Aissa S., Bado-Nilles A., Balzamo S., Baun A., Belkin S., Blaha L., Brion F., Conti D., Creusot N., Essig Y., ym. 2014. Mixtures of Chemical Pollutants at European Legislation Safety Concentrations: How Safe Are They? *Toxicol. Sci.* 141: 218–233, <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfu118>

- Carvalho R.N., Marinov D., Loos R. Napierska D., Chirico N. & Lettieri T. 2016. Monitoring-based Exercise: Second Review of the Priority Substances List under the Water Framework Directive. Final draft 25 Nov 2016, in preparation.
- ChemSec 2020. Investors should be wary: Persistent chemicals are more than just PFAS. ChemSec 1.10.2020. <https://chemsec.org/investors-should-be-wary-persistent-chemicals-are-more-than-just-pfas/>
- Colnot T. & Dekant W. 2021. Issues in the hazard and risk assessment of perfluoroalkyl substance mixtures, Toxicology Letters, 353: 79–82.
- Comber S., Deviller G., Wilson I., Peters A., Merrington G., Borrelli P. & Baken S. 2022. Sources of copper into the European aquatic environment (accepted 10.10.2022). Integr Environ Assess Manag 2022;00:1–17.
- Constantine L.A., Green J.W. & Schneider S.Z. 2020. Ibuprofen: Fish Short-Term Reproduction Assay with Zebrafish (*Danio rerio*) Based on an Extended OECD 229 Protocol. Environ. Toxicol. Chem 39 (8), 1534–1545.
- Daughton C. G. 2014. The Matthew Effect and widely prescribed pharmaceuticals lacking environmental monitoring: Case study of an exposure-assessment vulnerability. Sci. Total Environ 466–467, 315–325.
- DeForest D.K., Brix K.V., Tear L.M. & Adams W.J. 2018. Multiple linear regression models for predicting chronic aluminum toxicity to freshwater aquatic organisms and developing water quality guidelines. Environ. Toxicol. Chem. 37: 80–90.
- Delpero C. 2021. Commission moves ahead with plans for new hazardous chemicals classes. ENDS Europe News 10.8.2021.
- Di Lorenzo T., Cartano-Sánchez A., Darío Di Marzio W., García-Doncel P., Nozal Martínez L., Galassi D. M. P. & Lepure S. 2019. The role of freshwater copepods in the environmental risk assessment of caffeine and propranolol mixtures in the surface water bodies of Spain. Chemosphere. 220. 227–236.
- Dsikowitzky L. & Schwarzbauer J. 2015. Hexa(methoxymethyl)melamine: an emerging contaminant in German rivers. Water Environ. Res. 87 (5): 461–469.
- Dušek L., Svobodová Z., Janoušková D., Vykusová B., Jarkovský J., Smíd R. & Pavliš P. 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991–1996. Ecotoxicol. Environ. Saf. 61:256–267.
- Dye C., Schlabach M., Green J., Remberger M., Kaj L., Palm-Cousins A. & Brorström-Lundén E. 2007. Bronopol, Resorcinol, m-Cresol and Triclosan in the Nordic Environment. Nordic Council of Ministers, Denmark. TemaNord 2007:585. 81 s.
- EC 2003a. European Union Risk Assessment Report: 4,4'-Isopropylendiphenol (bisphenol-A). 3rd Priority List, Volume 37. Euroopan komissio.
- EC 2003b. Guidance Document No. 5. Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.4 – COAST. Euroopan komissio.
- EC 2005. Tributyltin compounds (TBT-ion), Priority Substance No. 30. Environmental Quality Standard (EQS): Substance Data Sheet. Final version of 15.1.2005. Euroopan komissio.
- EC 2010. Zn: European Risk Assessment Report. Zinc metal, CAS 7440-66-6, EINECS no. 231-175-3. JRC Scientific and Technical Reports, JRC 61245. Euroopan komissio.
- EC 2011. Guidance Document No. 27 Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Technical Report. Euroopan komissio.
- EC 2014a. Procedures for the identification and prioritization of priority substances: amended draft scoping report. Document for 2nd Meeting of WFD CIS Working Group Chemicals 17 - 18 March 2014. Brussels, 15 March 2014. Euroopan komissio.
- EC 2014b. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2014/687 Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisten parhaita käytettävissä olevia tekniikoita (BAT) koskevien päätelmien vahvistamisesta massan, paperin ja kartongin tuotantoa varten. Euroopan komissio.

- EC 2014c. Technical report on aquatic effect-based monitoring tools. Technical Report – 2014 – 077. Euroopan komissio.
- EC 2015a. Zinc-DRAFT-JRC-2015_v3_DM_RL2. 15/07/2015. Euroopan komissio.
- EC 2015b. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2015/495, annettu 20 päivänä maaliskuuta 2015, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/105/EY mukaisen unionin laajuista seuranta varten laadittavan tarkkailtavien aineiden luettelon hyväksymisestä. Euroopan komissio.
- EC 2016. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2016/1032 Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisten parhaita käytettävissä olevia tekniikoita (BAT) koskevien päätelmien vahvistamisesta muita kuin rautametalleja käyttävää metalliteollisuutta varten. Euroopan komissio.
- EC 2018a. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27. Updated version 2018. Euroopan komissio.
- EC 2018b. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2018/840, annettu 5 päivänä kesäkuuta 2018, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/105/EY mukaisen unionin laajuista seuranta varten laadittavan tarkkailtavien aineiden luettelon hyväksymisestä vesipolitiikan alalla ja komission täytäntöönpanopäätöksen (EU) 2015/495 kumoamisesta. Euroopan komissio.
- EC 2019a. SWD(2019) 439; Commission Staff Working Document. Fitness Check of WFD, Groundwater Directive, EQS Directive and Floods Directive. Euroopan komissio.
- EC 2019b. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle ja Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle: Euroopan unionin strateginen lähestymistapa ympäristössä oleviin lääkeaineisiin. 11.3.2019. COM (2019) 128. Euroopan komissio.
- EC 2019c. Technical Guidance for implementing Environmental Quality Standards (EQS) for metals. Consideration of metal bioavailability and natural background concentrations in assessing compliance. Guidance document No. 38. Euroopan komissio.
- EC 2019d. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, Eurooppa-neuvostolle, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle – Euroopan vihreän kehityksen ohjelma. Bryssel 11.12.2019. COM (2019) 640. Euroopan komissio.
- EC 2020a. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle: Kestävyyttä edistävä kemikaalistrategia - Kohti myrkyttöä ympäristöä. 14.10.2020. COM (2020) 667. Euroopan komissio.
- EC 2020b. SWD(2020) 249; Commission Staff Working Document. Poly-and perfluoroalkyl substances (PFAS). Accompanying the Chemicals Strategy for Sustainability. Euroopan komissio.
- EC 2020c. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle: Euroopan lääkestrategia. 25.11.2020. COM (2020) 761. Euroopan komissio.
- EC 2020d. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2020/2009 teollisuuden päästöistä annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisten parhaita käytettävissä olevia tekniikoita (BAT) koskevien päätelmien vahvistamisesta orgaanisia liuottimia käyttäviä pintakäsittelylaitoksia sekä kemikaaleilla tapahtuvaa puun ja puutuotteiden suojausta varten. Euroopan komissio.
- EC 2020e. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2020/1161, annettu 4 päivänä elokuuta 2020, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/105/EY mukaisen unionin laajuista seuranta varten laadittavan tarkkailtavien aineiden luettelon hyväksymisestä. Euroopan komissio.
- EC 2020f. SWD(2020) 250; Commission Staff Working Document. Progress report on the assessment and management of combined exposures to multiple chemicals (chemical mixtures) and associated risks. Accompanying the Chemicals Strategy for Sustainability. Euroopan komissio.
- EC 2021. Technical proposal for effect-based monitoring and assessment under the water framework directive. Report to the common implementation strategy (CIS) working group chemicals on the outcome of the work performed in the subgroup on effect-based methods (EBM). Mandate 2016–2018. October 2021. Euroopan komissio.
- EC 2022a. Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön vesipolitiikan puitteista annetun direktiivin 2000/60/EY, pohjaveden suojelusta pilaantumiselta ja huononemiselta annetun direktiivin

- 2006/118/EY ja ympäristölaatumormeista vesipolitiikan alalla annetun direktiivin 2008/105/EY muuttamisesta. 26.10.2022. COM (2022) 540. Euroopan komissio.
- EC 2022b. Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhdyskuntajätevesien käsittelystä (uudelleenlaadittu teksti). 26.10.2022. COM (2022) 541. Euroopan komissio.
- EC 2022c. Komission asetus (EU) 2022/2388 annettu 7 päivänä joulukuuta 2022, asetuksen (EY) N:o 181/2006 muuttamisesta siltä osin kuin on kyse perfluorattujen alkyylilyhdisteiden enimmäismääristä tietyissä elintarvikkeissa. Euroopan komissio.
- EC 2022d. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2022/2110 teollisuuden päästöistä annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisten parasta käytettävissä olevaa tekniikkaa (BAT) koskevien päätelmien vahvistamisesta rautametallien jalostusteollisuutta varten. Euroopan komissio.
- EC 2022e. Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus kasvinsuojeluaineiden kestävästä käytöstä ja asetuksen (EU) 2021/2115 muuttamisesta. 22.6.2022. KOM 2022 (305). Euroopan komissio.
- EC 2022f. Komission täytäntöönpanopäätös (EU) 2022/1307, annettu 22 päivänä heinäkuuta 2022, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/105/EY mukaisen unionin laajuista seuranta varten laadittavan tarkkailtavien aineiden luettelon hyväksymisestä. Euroopan komissio.
- ECA 2020. Erityiskertomus: Kasvinsuojeluaineiden kestävä käyttö: vaatimatonta edistystä riskien mittaamisessa ja vähentämisessä. Erityiskertomus 5/2020. Euroopan tilintarkastus tuomioistuin (European Court of Auditors, ECA). Euroopan unionin julkaisutoimisto. Luxemburg. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20_05/SR_Pesticides_FI.pdf [Viitattu 3.5.2023]
- ECI 2008. European Union risk assessment report on copper, copper II sulfate pentahydrate, copper I oxide, copper II oxide, dicopper chloride trihydroxide. Voluntary risk assessment, European Copper Institute. February 2008.
- ECHA 2016. Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. Chapter R.16: Environmental exposure assessment. Version 3.0, February 2016. European Chemicals Agency. Draft_R.16_V3.0 (europa.eu). https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r16_en.pdf/b9f0f406-ff5f-4315-908e-e5f83115d6af
- ECHA 2017. Member State Committee Support Document for Identification of 4,4'-Isopropylidenediphenol (Bisphenol A, BPA) as a Substance of Very High Concern. Adopted on 14 December 2017. <https://echa.europa.eu/documents/10162/769b2777-19cd-9fff-33c4-54fe6d8290d5>
- ECHA 2019. Group Regulatory Strategy report - Xanthates (dithiocarbonate O-esters). Version 2, June 2019. Tois- taiseksi rajattu vain viranomaiskäyttöön, mutta tullaan todennäköisesti julkaisemaan ECHAN sivuilla; <https://echa.europa.eu/fi/assessment-regulatory-needs>
- ECHA 2020. Bisphenol S has replaced bisphenol A in thermal paper. <https://echa.europa.eu/fi/-/bisphenol-s-has-replaced-bisphenol-a-in-thermal-paper>
- ECHA 2021a. - Transparent progress in addressing substances of concern - Integrated Regulatory Strategy Annual Report 2021. April 2021.
- ECHA 2021b. Group Regulatory Strategy report - Bisphenols. Version 1.0. 16 Dec 2021. https://echa.europa.eu/documents/10162/3448017/GMT_109_Bisphenols_Report_public_23502_en.pdf/1bd5525c-432c-495d-9dab-d7806bf34312?t=1647590013566
- ECHA 2022a. Faster action on groups of harmful chemicals - Integrated Regulatory Strategy Annual Report 2022. June 2022.
- ECHA 2022b. Zinc Registration Dossier. <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/16146> [Viitattu 18.8.2022]
- ECHA 2023a. Bronopol Registration Dossier. <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/11419/5/1> [Viitattu 2.5.2023]
- ECHA 2023b. Silver – Brief Profile. <https://echa.europa.eu/fi/brief-profile/-/briefprofile/100.028.301>. Päivitetty 24.4.2023. [Viitattu 27.4.2023]

- Edén P., Boman A., Mattbäck S., Auri J., Yli-Halla M. & Österholm P. 2023. (Accepted with moderate review). Mapping, characterization and area of acid sulfate soils in Finland. Bulletin of the Geological Society of Finland.
- EEA 2018. Chemicals in European waters - Knowledge developments. EEA report No 18/2018. EEA, Copenhagen.
- EEA 2019a. EEA:n Wise-tietokannan hakutaulu RBSP-aineiden EQS-arvoista. https://tableau.discomap.eea.europa.eu/t/Wateronline/views/WISE_SOW_SWMET_SWRBSP/SWMET_SWRBSP_Europe?%3AisGuestRedirectFromVizportal=y&%3Aembed=y [Viitattu 20.3.2023]
- EEA 2019b. The European environment – state and outlook 2020. EEA, Copenhagen.
- EEA 2020. EEA Signals 2020: Towards zero pollution in Europe. EEA, Copenhagen.
- EFSA 2008. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain (Question N° EFSA-Q-2007-136), Adopted on 9 June 2008, The EFSA Journal (2008) 724, 1–114.
- EFSA 2020. Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal 18(9):6223. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>
- Ek Henning H., Putna.Nimane I., Kalinowski R., Perkola N., Bogusz A., Kublina A., Haiba E., Barda I., Karkovska I., Schütz J., Mehtonen J., Siimes K., Nyhlén K., Dzintare L., Äystö L., Sinics L., Laht M., Lehtonen M., Stapf M., Stridh P., Poikāne R., Hoppe S., Lehtinen T., Kōrgma V., Juntila V. & Leisk Ü. 2020. Pharmaceuticals in the Baltic Sea Region – emissions, consumption and environmental risks. Report no. 2020:28, 341 p. Länsstyrelsen Östergötland. <http://www.lansstyrelsen.se/4.f2dbbcc175974692d268b9.html>
- Ekholm P., Lehtoranta J., Taka M., Sallantausta T. & Riihimäki J. 2020. Diffuse sources dominate the sulfate load into Finnish surface waters. Sci. Total Environ. 748, 141297.
- EMA 2006. Committee for medicinal products for human use (CHMP). Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. London, 01 June 2006. Doc. Ref. EMEA/CHMP/SWP/4447/00 corr 2.
- Environment and Climate Change Canada 2022. Canadian Environmental Protection Act, 1999, Federal Environmental Quality Guidelines, Selenium. 15 s. Federal Environmental Quality Guidelines provide benchmarks for the quality of the environment (canada.ca). <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/pded/fegg-selenium/Federal-environmental-quality-guidelines-selenium.pdf> [Viitattu 3.5.2023]
- Environment Council 2009. Council conclusions on combination effects of chemicals, 2988th Environment Council meeting Brussels, 22 December 2009. https://www.consilium.europa.eu/ue-docs/cms_data/docs/pressdata/en/envir/112043.pdf
- EP 2013. Decision No 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 ‘Living well, within the limits of our planet’.
- EP 2019. European Parliament resolution of 18 April 2019 on a comprehensive European Union framework on endocrine disruptors (2019/2683(RSP)).
- EP 2020. European Parliament resolution of 10 July 2020 on the Chemicals Strategy for Sustainability. [https://oeil.secure.europarl.europa.eu/oeil/popups/ficheprocedure.do?lang=en&reference=2020/2531\(RSP\)](https://oeil.secure.europarl.europa.eu/oeil/popups/ficheprocedure.do?lang=en&reference=2020/2531(RSP))
- ESAVI 2018. Päättös Nro 61/2018/1. Kauttuan paperitehtaan ympäristöluvan lupamääräyksen 2 mukainen suunnitelma, Eura. Etelä-Suomen aluehallintovirasto. Annettu julkipanin jälkeen 27.4.2018.
- Escher B.I., Ait-Aissa S., Behnisch P.A., Brack W., Brion F., Brouwer A., Buchinger S., Crawford S.E. et al. 2018. Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. Sci. Tot. Environ. 628–629:748–765.
- Euroala M., Alainen T., Berlin T., Ekholm P., Erlund I., Hietaniemi V., Mannio J., Mykkänen S., Pulkkinen M., Root T., Seppänen M., Siimes K., Venäläinen E-R & Ylivainio K. 2022. Report of the Selenium Working group 2022, Natural resources and bioeconomy studies 89/2022. Natural Resources Institute Finland.
- FASS-tieto. <https://www.fass.se/LIF/startpage> [Viitattu 20.12.2022]

- Faust M., Backhaus T., Altenburger R. *et al.* 2019. Prioritisation of water pollutants: the EU Project SOLUTIONS proposes a methodological framework for the integration of mixture risk assessments into prioritisation procedures under the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Eur.* 31, 66.
<https://doi.org/10.1186/s12302-019-0239-4>
- Fimea & Kela 2021. Suomen lääketilasto 2020. 288 s. ISSN 2490-0109
- Foekema E.M., Kaag N.H.B.M., Kramer K.J.M. & Long K. 2015. Mesocosm validation of the marine No Effect Concentration of dissolved copper derived from a species sensitivity distribution. *Sci. Tot. Environ.* 521–522: 173–182.
- Fox D.R., van Dam R.A., Fisher R., Batley G.E., Tillmanns A.R., Thorley J., Schwarz C.J., Spry D.J. & McTavish K. 2021. Recent developments in species sensitivity distribution. modelling. *Environ. Toxicol. Chem.* 40, 293–308.
- Gensemer R. W. & Playle R.C. 1999. The Bioavailability and Toxicity of Aluminium in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environ. Science Technol.* 29 (4):315–450.
- Germany 2022. Melamine; 1,3,5-triazine-2,4,6-triamine, Annex XV report – Proposal for identification of a Substance of Very High Concern on the basis of the criteria set out in REACH article 57. August 2022. Submitted by Germany. <https://echa.europa.eu/documents/10162/7e0e4a95-b942-350e-ba7d-7cf7aa652ab8>
- Gewurtz S., Drouillard K., Lazar R. & Haffner G.D. 2002. Quantitative Biomonitoring of PAHs Using the Barnes Mussel (*Elliptio complanata*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43, 0497–0504
<https://doi.org/10.1007/s00244-002-1153-z>
- Gluge J., Scheringer M., Cousins I. T., DeWitt J. C., Goldenman G. Herzke D. Lohmann R., Ng C. A., Trieri X. & Wang Z. 2020. An overview of the uses of per- and polyfluoro-alkyl substances (PFAS). *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 2020, 22, 2345–2373.
- Gomez Cortes L., Marinov D., Sanseverino I., Navarro Cuenca A., Niegowska M., Porcel Rodriguez E. & Lettieri T. 2020. Selection of substances for the 3rd Watch List under the Water Framework Directive, EUR 30297 EN, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020, ISBN 978-92-76-19426-2.
<https://doi.org/10.2760/194067>
- Goodrum P. E., Anderson J. K., Luz A. L. & Ansell G. K. 2021. Application of a framework for grouping and mixtures toxicity assessment of PFAS: A closer examination of dose-additivity approaches. *Toxicol. Sci.* 179: 262–78.
- Gregoir L. & van Acker K. 2022. Metals for Clean Energy: Pathways to solving Europe’s raw materials challenge. KU Leuven. Study commissioned by Eurometaux, Europe’s metals association.
- GTK 2015. Vuonna 2015 päivitetty versio. Geochemical atlas of Finland. Saatavilla: https://hakku.gtk.fi/en/locations/search?location_id=27 [Viitattu 12.4.2023]
- Hajšlová J., Pulkrabová J., Poustka J., Čajka T. & Randák T. 2007. Brominated flame retardants and related chlorinated persistent organic pollutants in fish from river Elbe and its main tributary Vltava. *Chemosphere* 69(8):1195–1203. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.030>
- Hale S. E., Arp H. P. H., Schliebner I. & Neumann M. 2020a. What’s in a Name: Per-sistent, Mobile, and Toxic (PMT) and Very Persistent and Very Mobile (vPvM) Substances. *Environ. Sci. Technol.* 2020, 54, 14790–14792.
- Hale S. E., Arp H. P. H., Schliebner I. & Neumann M. 2020b. Persistent, mobile and toxic (PMT) and very persistent and very mobile (vPvM) substances pose an equivalent level of concern to persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) and very persistent and very bioaccumulative (vPvB) substances under REACH. *Environ. Sci. Eur.* 32:155.
- Hanninen O. 2018. Antifoulingvalmisteiden ympäristöriskinhallinta ja kestävä käyttö. Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes). Raportti 2018.
- Harris C. A., Scott A. P., Johnson A. C., Panter G. H., Sheahan D., Roberts M. & Sumpter J. O. 2014. Principles of sound ecotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 48, 3100–3111.
- HAV 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25. Ruotsin meri- ja vesiviranomaisten päätös 10.12.2019.

<http://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klas-sificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html>

- HAZBREF 2020. Excel-tiedosto "The possible uses of SVHCs and WFD PSs in different BREF sectors". HAZBREF - projekti. https://www.syke.fi/en-US/Research_development/Research_and_development_projects/Projects/Hazardous_industrial_chemicals_in_the_IED_BREFs_HAZBREF/Work_packages/Target_chemicals_WP2
- HBM4EU 2019. Bisfenolit: Tietopaketti. HBM4EU-projekti. HORIZONTTI 2020 -ohjelma; sopimus nro 733032 HBM4EU. 2 s.
- Health Canada 2021; 4-Chloro-2-methylphenoxyacetic Acid (MCPA) in Drinking Water: Guideline Technical Document for Public Consultation – Canada.ca
- HELCOM 2023. Diclofenac. HELCOM Pre-Core indicator report. ISSN 11 2343-2543.
- Hudd R. & Kjellman J. 2002. Bad matching between hatching and acidification: A pitfall for the burbot, *Lota lota*, off the river Kyrönjoki, Baltic Sea. Fisheries Research. 2002;55:153–160
- Högmänder P., Siimes K., Sutela T., Teppo A. & Aroviita J. 2022. Metallit happamien sulfaattimaiden virtavesissä. Vesitalous 1/2022: 27–31.
- Ilyin I., Rozovskaya O., Shatalov V. & Gusev A. 2021. Atmospheric deposition of Copper on the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet (BSEFS), 2021. EMEP MSC-E. https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/12/D_BSEFS_Cu_dep_v2.pdf
- Janhunen K. 2004. Alkuaine nro 13 – alumiinia muodossa ja toisessa. Teknologiateollisuus ry. https://teknologia-teollisuus.fi/sites/default/files/file_attachments/jasenet_ryhmat_alumiinituotteet_allu_13.pdf
- Joachim S., Beaudouin R., Daniele G., Geffard A., Bado-Nilles A., Tebby C., Palluel O., Dedourge-Geffard O., Fieu M., Bonnard M., Palos-Ladeiro M., Turiès C., Vulliet E., David V., Baudoin P., James A., Andres S. & Porcher J.M. 2021. Effects of diclofenac on sentinel species and aquatic communities in semi-natural conditions. Ecotoxicol. Environ. Saf. 211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111812>
- Johannessen C., Helm P. & Metcalfe C. D. 2022. Runoff of the Tire-Wear Compound, Hexamethoxymethyl-Melamine into Urban Watersheds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology (2022) 82:162–170.
- JRC 2021a. Draft EQS dossier on PFAS. Luonnos 27.7.2021. Joint Research Centre.
- JRC 2021b. Diclofenac - Final Draft EQS DATASHEET. Draft-JRC-2021, prepared under revision of WFD priority substance list. Joint Research Centre. 89 s.
- JRC 2021c. EQS DATASHEET 17 Alpha Ethinylestradiol (EE2). EQS suggestion EE2—JRC-2021-DRAFT. 58 s.
- JRC 2021d. EQS DATASHEET Beta Estradiol (E2) and Estrone (E1). EQS suggestion E2 & E2-JRC-2021-DRAFT. 85 s.
- JRC 2021e. Silver and its compounds. Silver EQS Dossier_Final Draft for SCHEER July 2021, prepared under revision of WFD priority substance list. Joint Research Centre. 63 s.
- JRC 2021f. Environmental Quality Standards (EQS) Substance data sheet. Mercury and its Compounds. Draft December 2021. Joint Research Centre.
- JRC 2022a. Bisphenol A Draft EQS Dossier January 2022, prepared under revision of WFD priority substance list. Joint Research Centre. 71 s.
- JRC 2022b. 5-6 Rings Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) EQS Dossier, prepared under revision of WFD priority substance list. Draft 21.5.2022. Joint Research Centre. 73 s.
- JRC 2022c. Ibuprofen Draft EQS Dossier February 2022, prepared under revision of WFD priority substance list. German Environment Agency (UBA). 104 s.
- JRC 2022d. Glyphosate JRC draft dossier January 2022. Joint Research Centre. 92 s.
- JRC 2022e. Environmental Quality Standards (EQS) Substance data sheet. Tributyltin compounds (TBT-ion). Draft 23.5.2022. Joint Research Centre.
- Kangas A. (toim.) 2018. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen – Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018. 169 s.

- Karjalainen J., Hu X., Mäkinen M., Karjalainen A., Järvistö J., Järvenpää K., Sepponen M. & Leppänen M.T. 2023. Sulfate sensitivity of aquatic organism in soft freshwaters explored by toxicity tests and species sensitivity distribution. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 258 114984.
- Karvonen A., Taina T., Gustafsson J., Mannio J., Mehtonen J., Nystén T., Ruoppa M., Sainio P., Siimes K., Silvo K., Tuominen S., Verta M., Vuori K.-M. & Äystö L. 2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen – Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 15/2012. 149 s.
- Kemi 2007. Riktvärden för ytvatten. Kemikalieinspektionen. Ruotsin kemikaaliviraston tavoitearvot kasvinsuojeluaineiden pitoisuuksille pintavesissä. <https://www.kemi.se/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/andvanding-av-vaxtskyddsmedel/riktvarden-for-ytvatten>
- Kemikaalituoterekisteri (KETU-rekisteri), KemiDigi: <http://www.kemidigi.fi/kemikaalihaku>
- Keskisarja V., Salminen E. & Westberg V. 2018. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020: Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 1/2018. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-975-3>
- Kettunen R. & Laaksonen R. 2011. Rosk'n Roll – Lausunto Munkkaan jätekeskuksen suotovesien laadusta. 9 s. + liitteet. Ramboll 16.3.2011
- Koivisto S. 2001. Selection of hazardous substances for the risk management. Finnish Environment Institute, Helsinki. SYKEN moniste 239. 58 s.
- Konttiokari V. & Mattsoff L. 2011. Proposal of environmental quality standards for plant protection products. Finnish Environment 7/2011. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/37029>
- Korhonen T. 2019. Tällainen on Suomen ensimmäinen hopeakaivos – kolminkertaistaa koko maan hopeantuotannon. YLE uutinen 27.3.2019. <https://yle.fi/uutiset/3-10705710>
- Kortenkamp A. 2022. Invited perspective: How relevant are mode-of-action considerations for the assessment and prediction of mixture effects? *Environ. Health Perspect.* 130(4). 041302. <https://doi.org/10.1289/EHP11051>
- Koskinen S. Henkilökohtainen tiedonanto, Kiertokapula Oy. Tutkimustodistus, Ramboll Analytics, projekti 82135084/2.
- Kristiansson E., Coria J., Gunnarsson L. & Gustavsson M. 2021. Does the scientific knowledge reflect the chemical diversity of environmental pollution? – A twenty-year perspective. *Environ. Sci. Policy* 126: 90-98.
- Kuusisto-Hjort P. 2009. Controls on trace metals in urban stream sediments – implications for pollution monitoring using sediment chemistry data. Academic dissertation. 129 s.
- Kärkkäinen P. 2022. Henkilökohtainen tiedonanto 5.4.2022, Tukes.
- Laamanen M., Suomela J., Ekebohm J., Korpinen S., Paavilainen P., Lahtinen T., Nieminen S. & Hernberg A. (toimittajat). 2021. Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma vuosille 2022–2027. Ympäristöministeriön julkaisuja 2021:30.
- Laatikainen T. 2022. Kansanliike vaatii loppua kaivosten ksantaateille. *Tekniikka ja Talous* 26 / 2022. 26.8.2022.
- Lagerström M. & Ytreberg E. 2019. Copper – sources, environmental concentration and state assessments in the Baltic Sea. draft report. Meeting document 3-2, EN-HZ 13-2020, 23 September 2020. Report funded by Swedish Agency for Marine and Water Management (SWaM).
- Lahermo P., Salminen R., Tarvainen T. & Väänänen P. 1995. Geochemical mapping of stream waters and sediment in Finland: Selected results. *Geological Survey of Finland, Special Paper* 20: 155-166.
- Laitinen J. & Malila R. 2020. Rakennuksissa käytettävien putkimateriaalien arviointi – Hiilijalanjälki sekä haitallisten aineiden terveys- ja ympäristövaikutukset. SYKEN raportteja 41 / 2020. 31 s.
- Leisti T. 2018. Hannukaisen rautakaivos hakee lupaa käyttää 3 705 tonnia myrkyllisiä ksantaatteja – Kaivosyhtiö: myrkyjä ei pääse Tornionjoen vesistöön. Yle uutiset 7.9.2018 (päivitetty 10.9.2018). <https://yle.fi/uutiset/3-10392437>

- Lettieri T., Chirico N., Carvalho R.N., Napierska D., Loos R., Umlauf G., Ceriani L. & Marinov D. 2016. Modelling-based strategy for the Prioritisation Exercise under the Water Framework Directive. Final draft 28 Nov 2016, in preparation.
- Lewis K.A., Tzilivakis J., Warner D. & Green A. 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(4): 1050-1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- Lindholm-Lehto P.C., Ahkola H.S.J., Knuutinen J.S., Herve S.H., 2015. Occurrence of pharmaceuticals in municipal wastewater, in the recipient water, and sedimented particles of northern Lake Päijänne. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 17209–17223. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4908-6>
- Lindholm-Lehto P.C., Ahkola H.S.J., Knuutinen J.S., & Herve S.H. 2016a. Widespread occurrence and seasonal variation of pharmaceuticals in surface waters and municipal wastewater treatment plants in central Finland. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 7985–7997
- Lindholm-Lehto P.C., Ahkola H.S.J., Knuutinen J.S., Koistinen J., Lahti K., Vahtera H. & Herve S.H. 2016b. Suitability of passive sampling for the monitoring of pharmaceuticals in Finnish surface waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 18043–18054. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6778-y>
- Link M., von der Ohe P.C., Voß K. & Schäfer R.B. 2017. Comparison of dilution factors for German wastewater treatment plant effluents in receiving streams to the fixed dilution factor from chemical risk assessment. *Sci. Total Environ.* 598, 805–813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.180>
- Londesborough S. 2003. Proposal for a Selection of National Priority Substances. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 622. 80 s. <http://hdl.handle.net/10138/40661>
- Londesborough S. 2005. Proposal for Environmental Water Quality Standards in Finland. Finnish Environment Institute, Helsinki. *The Finnish Environment* 749. 177 s.
- Loos R., Marinov D., Sanseverino I., Napierska D. & Lettieri, T. 2018. Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List. JRC technical reports. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC111198>
- Maack G., Äystö L., Carere M., Clausen H., James A., Junghans M., Junttila V., et al. 2022. Comment on Environmental Quality Standards for Diclofenac Derived under the European Water Framework Directive: 1. Aquatic Organisms (Leverett et al. in *Environ. Sci. Eur.* 2021; 33: 133). *Environ. Sci. Eur.* 34, no. 1: 24. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00599-y>
- Magnusson K, Ekelund R, Ingebrigtsen K, Granmo A, Brandt I. 2000. Tissue disposition of benzo[a]pyrene in the blue mussel (*Mytilus edulis*) and effect of algal concentration on metabolism and depuration. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:2683–2690
- Malinen T. & Marttila J. 2018. Ahventen elohopeapitoisuus Uudenmaan järvillä 2016–2018. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus Raportteja 53 / 2018. Uudenmaan ELY-keskus. <https://www.doria.fi/handle/10024/165338>
- Mannio J., Mehtonen J., Londesborough S., Grönroos M., Paloheimo A., Köngäs P., Kalevi K., Erkomaa K., Huhtala S., Kiviranta H., Mäntykoski K., Nuutinen J., Pauku R., Piha H., Rantakokko P., Sainio P. & Welling L. 2011. Vesi- ja ympäristöön haitallisten teollisuus- ja kuluttaja-aineiden kartoitus vesiympäristössä. *Suomen ympäristö* 3/2011. 97 s.
- Mannio J. & Holm K. 2015. Ympäristöön haitallisten aineiden kartoitukset – sääntelyn kompassi. *Ympäristö ja Terveys* 3/2015: 26–31.
- Martín J., Camacho-Muñoz D., Santos J.L., Aparicio I. & Alonso E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *J. Hazard. Mater.* 239–240, 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.068>
- Martin O.V., Martin S. & Kortenkamp A. 2013. Dispelling urban myths about default uncertainty factors in chemical risk assessment – sufficient protection against mixture effects? *Environ. Health* 12, 53. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-53>

- Mazzoni M., Ferrario C., Bettinetti R., Piscia R., Cicala D., Volta P., Borgå K., Valsecchi S. & Polesello S. 2020. Trophic Magnification of Legacy (PCB, DDT and Hg) and Emerging Pollutants (PFAS) in the Fish Community of a Small Protected Southern Alpine Lake (Lake Mergozzo, Northern Italy). *Water* 2020, 12, 1591.
- Mehtonen J., Mannio J., Kalevi K., Huhtala S., Nuutinen J., Perkola N., Sainio P., Pihlajamäki J., Kasurinen V., Koponen J., Paukku R., & Rantakokko P. 2012a. Tiettyjen haitallisten orgaanisten yhdisteiden esiintyminen yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla ja kaatopaikoilla. SYKE:n raportteja 29/2012.
- Mehtonen J., Verta M. & Munne P. 2012b. WP4 Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. COHIBA report. 409 s. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/353700/WP4%20FINAL%20Report%20FI.pdf?sequence=11&isAllowed=y>
- Mehtonen J. & Suomela J. 2018. Luvitetun toiminnan päästöt ja kemikaalien käyttö - indikaattori. Merenhoitotyöhön liittyvä haitallisten aineiden kuormitusindikaattori: [Meren tilan indikaattorit \(ymparisto.fi\)](https://www.ymparisto.fi). 8.1.2018. 10 s.
- Mehtonen J., Junttila V., Siimes K. & Holmberg M. 2021a. Vaaralliset ja haitalliset aineet –kuormitusinventaarion tuloksia. *Ympäristö ja Terveys -lehti* 8/2021: 32–37.
- Mehtonen J., Siimes K., Junttila V., Holmberg M., Pyy O., Räike A. & Vuorenmaa J. 2021b. VPD:n vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden kuormitusinventaarion II - tietoa vesienhoidon suunnitteluun vuosille 2022–2027. [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesienhuolto/Vesienhoidon-suunnittelu-ja-yhteisty/Suunnitteluopas/Vesiymparistolle-vaarallisten-ja-haitall\(48680\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesienhuolto/Vesienhoidon-suunnittelu-ja-yhteisty/Suunnitteluopas/Vesiymparistolle-vaarallisten-ja-haitall(48680))
- Merrington G., Peters A., Wilson I., Cooper C., Van Assche F. & Ryan A. 2021. Deriving a bioavailability-based zinc environmental quality standard for France. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, 1789–1800 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10603-8>
- MMM 2011. Kasvinsuojeluaineiden kestävä käytön kansallinen toimintaohjelma. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 4/2011. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-648-6> [Viitattu 6.10.2022]
- MMM & YM 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2011. 26 s.
- Monto E. 2023. Henkilökohtainen tiedonanto 23.1.2023, Kaakkois-Suomen ELY-keskus.
- Morton P. A., Fennell C., Cassidy R., Doody D., Fenton O., Mellander P. & Jordan P. 2020. A review of the pesticide MCPA in the land-water environment and emerging research needs. *WIREs Water* 7: e1402. <https://doi.org/10.1002/wat2.1402>
- Morton P. A., Cassidy R., Floyd S., Doody D., McRoberts C. & Jordan P. 2021. Approaches to herbicide (MCPA) pollution mitigation in drinking water source catchments using enhanced space and time monitoring. *Sci. Total Environ.* 755 (1): 14282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020>
- MST 2021. Fastsettelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. TBT (Tributyltin-kation).
- Munthe J., Wängberg I., Rognerud S., Fjeld E., Verta M., Porvari P. & Meili M. 2007. Mercury in Nordic ecosystems. IVL Report B1761.
- Naturvårdsverket 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799. <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1631949/FULLTEXT01.pdf> [Viitattu 20.10.2022]
- Neumann M. & Schliebner I. 2019. UBA Texte 127/2019: Protecting the sources of our drinking water: The criteria for identifying Persistent, Mobile, and Toxic (PMT) substances and very Persistent, and very Mobile (vPvM) substances under the EU chemical legislation REACH. German Environmental Agency (UBA).
- Ngumba E., Kosunen P., Gachanja A. & Tuhkanen T. 2016. A multiresidue analytical method for trace level determination of antibiotics and antiretroviral drugs in wastewater and surface water using SPE-LC-MS/MS and matrix-matched standards. *Anal. Methods* 8, 6720–6729. <https://doi.org/10.1039/C6AY01695B>
- Nordmyr L., Boman A., Åström M. & Österholm P. 2006. Estimation of leakage of chemical elements from boreal acid sulphate soils. *Boreal Environ. Res.* 2006; 11: 261–73.

- Nystrand M., Österholm P., Nyberg M. & Gustafsson J. P. 2012. Metal speciation in rivers affected by enhanced soil erosion and acidity. *Applied Geochemistry*, 27: 906-16. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.01.009>
- Nystrand M. I. & Österholm P. 2013. Metal species in a Boreal river system affected by acid sulfate soils. *Appl. Geochem.* 31, 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.12.015>
- Nystrand M.I., Österholm P., Yu C. & Åström M.E. 2016. Distribution and speciation of metals, phosphorous, sulfate and organic material in brackish estuary water affected by acid sulfate soils. *Appl. Geochem.* 66:264–274.
- Orias F. & Perrodin Y. 2013. Characterisation of the ecotoxicity of hospital effluents: A review. *Sci. Total Environ.* 455, 250–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.064>
- Penttinen S. 2022a. Henkilökohtainen tiedonanto 15.5.2022, Tukes.
- Penttinen S. 2022b. Henkilökohtainen tiedonanto 23.9.2022, Tukes.
- Perkola N., Juntunen J., Tuominen S., Nysten T., Rosendahl K., Huttula T., Pitkänen T., Kauppinen A., Kusnetsov J., Hokajärvi A-M., Meriläinen P., Miettinen I. & Happonen M. 2015. Kuluttajakemikaalit ja mikrobi Kokemäenjoen vesistöissä. *Ympäristö ja terveys* 2015; 46(3): 50–55
- Perkola N., Mehtonen J., Junttila V., Reinikainen J., Ahkola H., Seppälä T., Fjäder P. & Juvonen J. 2023. Perfluoratu yhdisteet ympäristössä – tietopaketti. Luonnos 30.6.2023. 25 s. Julkaistaan ymparisto.fi – sivustolla.
- Persson I. 2009. Vemmenhögsprojektet - ett framgångsrikt sätt att minska läckage av bekämpningsmedel från odlad mark. Fakulteten för Landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap, SLU, Sveriges lantbruksuniversitet. https://stud.epsilon.slu.se/511/1/persson_i_090928.pdf [Viitattu 19.10.2022]
- Peters A. 2022. Henkilökohtainen tiedonanto 13.4.2022, WCA Environment Ltd.
- Peters A., Wilson I., Merrington G. et al. 2019. Assessing Compliance of European Fresh Waters for Copper: Accounting for Bioavailability. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 102, 153–159 (2019). <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2515-1>
- Pickstone S. 2022a. ECHA consults on adding nine new substances of very high concern. *ENDS Europe News* 7.9.2022.
- Pickstone S. 2022b. ECHA study recommends action against 30 more bisphenols. *ENDS Europe News* 7.4.2022.
- Pickstone S. 2022c. Germany proposes wide-ranging bisphenols clamp-down. *ENDS Europe News* 9.11.2022.
- Poulsen P. B. & Strandesen M. 2013. Kortlægning af forekomst af PPD, PTD samt andre allergifremkaldende hårfarvestoffer i hårfarver. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 121, 2013. Miljøstyrelsen. Denmark.
- Rask M., Malinen T., Olin M., Nyberg K., Ruuhijärvi J., Kahilainen K., Verta M., Vuorenmaa J., Blauberg T. & Arvola L. 2021. High Mercury Concentrations of European Perch (*Perca fluviatilis*) in Boreal Headwater Lakes with Variable History of Acidification and Recovery. *Water Air Soil Poll.* 232: 382. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05303-z>
- Reemtsma T., Berger U., Arp H. P. H., Gallard H., Knepper T. P., Neumann M., Quintana J. B. & de Voigt P. 2016. Mind the Gap: Persistent and Mobile Organic Compounds - Water Contaminants That Slip Through. *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50, 10308–1031
- Remberger M., Woldegiorgis A., Lennart K., Andersson J., Palm Cousins A., Dusan B., Ekheden Y. & Brorström-Lundén E. 2006. Results from the Swedish screening 2005. Subreport 2. Biocides. IVL Report 1700.
- Rochester J. R. & Bolden A. L. 2015. Bisphenol S and F: A Systematic Review and Comparison of the Hormonal Activity of Bisphenol A Substitutes. *Review. Environ. Health Perspect.* Vol. 123, 7: 643–650.
- Roos M. & Åström M. 2005. Hydrochemistry of rivers in an acid sulphate soil hotspot area in western Finland. *Agric. Food Sci.* 14: 24–33.
- Rudén C. 2020. Time for smarter and safer chemical management – grouping and mixture risk assessment in European chemicals legislation. Policy Brief 6/2020. Stockholm University Baltic Sea Centre.
- Saarela S-R, Turunen T., Tynkkynen O, Berninger K., Forsberg T., Forsius K., Haavisto T., Helminen M., Hildén M., Jouttijärvi T., Kautto P., Leppänen M., Mehtonen J., Toivanen R. & Vähä E. 2022. Kohti saasteetonta

- tulevaisuutta - Saasteettomuuspolitiikan ja -sääntelyn ennakointi. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 2022:32. 186 s. <https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/163971>
- Saarinen T., Vuori K.-M., Alasaarela E. & Kløve B. 2010. Long-term trends and variation of acidity, CODMn and colour in coastal rivers of Western Finland in relation to climate and hydrology. *Sci. Total Environ.* 2010; 408: 5019–27.
- Sahlin & Åkerstrand 2018. Sulfate. EQS data overview. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES) Stockholm University. ACES report number 14.
- Salminen R. (ed.) 2005. Geochemical Atlas of Europe. Part 1: Background Information, Methodology and Maps. Espoo: Geological Survey of Finland. <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>
- Salonen A. 2020. Boliden Harjavallan tehtaat - Ympäristötietojen vuosiraportti 2020. Boliden Harjavalta. 64 s + liitteet.
- Santore R.C., Ryan A.C., Kroglund F., Rodriguez P., Stubblefield W., Cardwell A., Adams W. & Nordheim E. 2018. Development and application of a biotic ligand model for predicting the chronic toxicity of dissolved and precipitated aluminum to aquatic organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 37: 70–79.
- Sarvilinna A. & Sammalkorpi I. 2010. Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito. Ympäristöopas 2010. 64 s.
- SCHEER 2021. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive", silver and its compounds, 7–8 October 2021.
- SCHEER 2022a. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive", 17-alpha-ethinylestradiol (EE2), Beta-Estradiol (E2) and Estrone (E1), 1st March 2022.
- SCHEER 2022b. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - Azithromycin, 6 May 2022.
- SCHEER 2022c. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - diclofenac, 2 August 2022.
- SCHEER 2022d. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - Erythromycin, 28 February 2022.
- SCHEER 2022e. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive – ibuprofen, 5 December 2022, CORRIGENDUM 26 January 2023.
- SCHEER 2022f. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - Clarithromycin, 6 May 2022.
- SCHEER 2022g. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - Glyphosate, 22 December 2022.
- SCHEER 2023a. Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" – PAHs. 9 March 2023.
- SCHEER 2023b. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive – Tributyltin Compounds".
- SCHER 2009. SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks), SCHER opinion on Voluntary Risk Assessment Report on Copper and its compounds. Environmental part 12 February 2009.

- Schlabach M., Bavel B. v., Bæk K., Dadkhah M.E., Eikenes H., Halse A.K., Nikiforov V., Nizzetto P.B., Reid M., Ros-tkowski P., Rundberget J.T., Baz Lomba J., Kringstad A., Rødland E.S., Schmidbauer N., Harju M., Beylich B. & Vogelsang C. 2021a. Screening Programme 2020, Part 1 and 2: Plastic Additives and REACH Compounds. NIVA report 7684/2021.
- Schlabach M., Bæk K. & Kringstad A. 2021b. Screening of Chlorinated Paraffins, Dechloranes and UV filters in Nordic Countries. NILU report 23/2021.
- Seppälä J., Koskela S., Palperi M. & Melanen M. 2000. Metallien jalostus ja ympäristö. Suomen ympäristö 438. Suomen ympäristökeskus. 155 s.
- Seppälä T. 2007. Addendum to ecotoxicological evaluation of 2-bromo-2-nitropropane-1,3-diol (bronopol). Memorandum 2.7.1997. Finnish Environment Institute. 19 s.
- Setälä O., Hakala O., Lehtiniemi M., Pankkonen P., Sainio E. & Tirroniemi J. 2022. Kumirouheen kulkeutuminen jalkapallokentiltä ympäristöön. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 24 / 2022.
- Siimes K., Vähä E., Junttila V., Lehtonen K.K. & Mannio J. (toimittajat) 2019. Haitalliset aineet Suomen vesissä. Tilanne ja seurannan suuntaviivat. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 8/2019. Haitalliset aineet Suo-men vesissä: tilanne ja seurannan suuntaviivat (helsinki.fi)
- Sillantie L. 2022. Kiertokapula Oy Metsä-Tuomelan jäteaseman vesientarkkailu 2021. MetropoliLab Oy raportti R0022022 55 s. + liitteet.
- Smedbol E., Gomes M., Paquet S., Labrecque M., Lepage L., Lucotte M. & Juneau P. 2018. Effects of low concen-trations of glyphosate-based herbicide factor 540® on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. Chemosphere 192: 133–141. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.128>
- Sobek A., Bejgarn S., Rudén C. & Breitholtz M. 2016. The dilemma in prioritizing chemicals for environmental analysis: known versus unknown hazards. Environ. Sci.: Process. Impacts, 2016, 18, 1042–1049.
- Sonesten L., Undeman E., Svendsen L.M., Frank-Kamenetsky D. & Haapaniemi J. 2021. Inputs of hazardous sub-stances to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 179. HELCOM 2021.
- Sundström R., Åström M. & Österholm P. 2002. Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. Environ. Sci. Technol. 2002;36:4269–72.
- Suomen rengaskierrätys 2022. Näin rengas kiertää – Hyötykäyttötavat. Suomen rengaskierrätys Oy. https://www.rengaskierratys.com/nain_rengas_kiertaa/hyotykayttotavat
- Sutela T., Vuori K.-M., Louhi P., Hovila K., Jokela S., Karjalainen S.M., Keinänen M., Rask M., Teppo A., Urho L., Vehanen T., Vuorinen P.J. & Österholm P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutuk-set ja kalakuolemat Suomessa. Suomen ympäristö 14. 61 s.
- Sutela T. & Vehanen T. 2017. The effects of acidity and aluminium leached from acid sulphate soils on riverine fish assemblages. Boreal Environ. Res. 22: 385-391.
- SWaM 2020. Copper as a HELCOM core indicator. Swedish Agency for Marine and Water Management.
- Syke 2009. Valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma. Pintavesiympäristölle haitallisten ja vaarallisten aineiden tunnistaminen, ympäristönlautunormit ja kuormituksen vähentäminen. Dnro SYKE-2009-P-94-P2. 9 s.
- Syke 2014. Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) 12 §:n mukainen suunni-telma. Dnro SYKE-2014-J-279. 43 s.
- Syke 2020a. CWPharma - Pharmaceutical emissions to the Baltic Sea. Web Map Application: <https://syke.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=85d441bdc8e04354bdd7c7257b211b9f> [Viitattu 13.7.2022]
- Syke 2020b. Vesistöjen kemiallinen tila on edelleen huono. Syken tiedote 28.8.2020. [https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_\(58390\)](https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_(58390))
- Söregård M., Campos-Pereira H., Ullberg M., Lai F., Golovko O. & Afrens L. 2019. Mass loads, source apportion-ment, and risk estimation of organic micropollutants from hospital and municipal wastewater in recipient catchments. Chemosphere 234: 931–941. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.041>

- Taka M., Sillanpää N. & Setälä H. 2021. Raskas maankäyttö tuottaa raskasmetalleja kaupunkivesiin? *Vesitalous* 2/2021: 28–32.
- THL 2022. Bisfenoli A. Terveystieteen ja hyvinvoinnin laitos. <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/ymparistomyrkyt/bisfenoli-a>. Päivitetty 4.5.2022. [Viitattu 20.5.2022]
- Thorley J. & Schwarz C. 2021. Package 'ssdtools'. URL <https://github.com/bcgov/ssdtools>.
- Tian Z., Zhao H., Peter K. T., Gonzalez M., Wetzel J., Wu C., Hu X., Prat J., Mudrock E., Hettinger R., Cortina A. E., Biswas R. G., Kock F. V. C., hopea, Soong R., Jenne A., Du B., Hou F., He H., Lundeen R., Gilbreath A., Sutton R., Scholz N. L., Davis J. W., Dodd M. C., Simpson A., McIntyre J. K. & Kolodziej E. P. 2021. A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science* 371(6525): 185–189.
- Toivikko S. 2011. HAVAVESI-raportti. Vesi- ja viemärilaitos. 5 s. + liitteet.
- Toivonen J., Hudd R., Nystrand M. & Österholm P. 2020. Climatic effects on water quality in areas with acid sulfate soils with commensurable consequences on the reproduction of burbot (*Lota lota* L.). *Environ. Geochem. Health* 42: 3141–3156.
- Tukes 2018a. Kasvinsuojeluaineiden kestävä käytön kansallinen toimintaohjelma. Väliraportti 2011–2017. Turvallisuus ja kemikaalivirasto. 28.2.2018. 51 s. Saatavilla Tukesin www-sivuilta: <https://tukes.fi/documents/5470659/6372801/Valiraportti.pdf/b3349d88-b8d3-4014-8e42-55ff89b357fe/Valiraportti.pdf?t=1597839927672> [Viitattu 6.10.2022]
- Tukes 2018b. Kasvinsuojeluaineiden kestävä käytön toimintaohjelma II 2018-2022. Turvallisuus- ja kemikaaliviraston diaarinumero: 3406/00.03.02/2018. 26 s. Saatavilla Tukesin www-sivuilta: <https://tukes.fi/documents/5470659/6372801/Kasvinsuojeluaineiden+kest%C3%A4v%C3%A4n+k%C3%A4yt%C3%B6n+toimintaohjelma+II/77219118-9fb2-482d-85de-a44ed022b1c6/Kasvinsuojeluaineiden+kest%C3%A4v%C3%A4n+k%C3%A4yt%C3%B6n+toimintaohjelma+II.pdf?t=1598963110636> [Viitattu 6.10.2022]
- Tukes 2019. Eroon näkistä ilman myrkkymaalia. <http://tukes.fi/documents/5470659/11781251/Eroon+n%C3%A4kist%C3%A4+ilman+myrkkymaalia/>
- Tukes 2020. Erityisesti tarkkailtavat tehoaineet. Harmonisoidut riski-indikaattorit | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes). <https://tukes.fi/kemikaalit/kasvinsuojeluaineet/kasvinsuojeluaineiden-turvallinen-kaytto/harmonisoidut-riski-indikaattorit#erityisesti-tarkkailtavat-tehoaineet> [Viitattu 3.5.2023]
- Tukes 2022. Tukesin lausunto Syken 17.11.2022 lausuntopyyntöön ”Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (VNa 1022/2006, 12 §) suunnitelmaluonnoksesta”.
- Tulonen T., Miettinen V. & Nikunen E. 1987. Liman- ja homeentorjunta-aineet sellu- ja paperiteollisuudessa. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja D/24/1987. 67 s.
- Turunen K. (Toim.), Antikainen E., Huotari-Halkosaari T., Ikonen J., Janhunen M., Lahtinen T., Lerssi J., Miettinen I., Meriläinen P., Niittynen M., Pullinen A., Reijonen T., Raatikainen M., Sonninen J., Torvinen O., Vauhkonen M. & Vepsäläinen J. 2019. Kohti kokonaisvaltaisempia kaivosvesiratkaisuja. Kaivos VV-hankkeen loppuraportti. Työraportti GTK 7/2019.
- Undeman E., Rasmusson K., Kokorite I., Leppänen M., Larsen M. M. & Pazdro K. 2021. Policy Brief: Call for better management of micropollutants in wastewater. February 2021. Baltic Sea Centre. <https://balticeye.org/en/policy-briefs/better-man-agement-of-micropollutants-in-wastewater/>
- UNEP POPRC 2019. Proposal to list methoxychlor in Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Persistent Organic Pollutants Review Committee, Fifteenth meeting, Rome, 1–4 October 2019. Meeting document Item 5 (b). UNEP/POPS/POPRC.15/4
- UNEP POPRC 2021. Proposal to list UV-328 in Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Note by the Secretariat. Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixteenth meeting, Geneva (online), 11–16 January 2021. Meeting document Item 4 (b) of the provisional agenda. UNEP/POPS/POPRC.16/4
- UNEP POPRC 2022a. Draft Risk Profile “Chlorinated paraffins with carbon chain lengths in the range C14-17 and chlorination levels at or exceeding 45% chlorine by weight” 95 s.

- UNEP POPRC 2022b. Dechlorane Plus. Second draft risk management evaluation. Prepared by the intersessional working group on Dechlorane Plus. Persistent Organic Pollutants Review Committee. May 2022
- UNEP POPRC 2022c. UV-328. Risk management evaluation. Prepared by the intersessional working group of the Persistent Organic Pollutants Review Committee. 2nd draft, May 2022.
- US EPA 2018. Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum 2018. United States Environmental Protection Agency. EPA-822-R-18-001, December 2018.
- US EPA 2021. 2021 Revisions to: Aquatic Life Ambient Water Quality Criterion for Selenium – Freshwater 2016. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington D.C. EPA 822-R-21-006. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-08/selenium-freshwater2016-2021-revision.pdf> (katsottu 3.5.2023)
- Valtioneuvoston kanslia 2015. Ratkaisujen Suomi - Pääministeri Juha Sipilän hallituksen strateginen ohjelma. Hallituksen julkaisusarja 10/2015.
- van Gils J., Posthuma L., Cousins I. T., Brack W., Altenburger R., Baveco H., Focks A., Greskowiak J., Kühne R., Kutsarova S., Lindim C., Markus A., van de Meent D., Munthe J., Schueder R., Schüürmann G., Slobodnik J., de Zwart D. & van Wezel A. 2020. Computational material flow analysis for thousands of chemicals of emerging concern in European waters. J. Hazard. Mater. 397: 122655. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122655>
- VARELY 2019. Aika on hoitanut myrkyllisten tinayhdisteiden ongelman Airistolla. VARELY tiedote 24.5.2019. Aika on hoitanut myrkyllisten tinayhdisteiden ongelman Airistolla (Varsinais-Suomi) - ely - ELY-keskus. https://www.ely-keskus.fi/tiedotteet-2019/-/asset_publisher/iCWWZEbHN7ZK/content/aika-on-hoitanut-myrkyllisten-tinayhdisteiden-ongelman-airistolla-varsinais-suomi-
- Vasara H. 2021. Kaivosteollisuuden toimialaraportti. TEM Toimialaraportit 2021:4. Työ- ja elinkeinoministeriö. 81 s.
- Vehanen T., Sutela T., Aroviita J., Karjalainen S.-M., Riihimäki J., Larsson A. & Vuori K.-M. 2022. Land use in acid sulphate soils degrades river water quality – Do the biological quality metrics respond? Ecol. Indic. 141: 109085.
- Vestel J., Caldwell D. J., Constantine L., D'Aco V. J., Davidson T., Dolan D.G., Millard S. P., Murray-Smith R., Parke N.J., Ryan J.J., Straub J.-O. & Wilson P. 2016. Use of acute and chronic ecotoxicity data in environmental risk assessment of pharmaceuticals. Environ. Toxicol. Chem. 35.5: 1201–1212. <https://doi.org/10.1002/etc.3260>
- Verta M., Mattila T., Mehtonen J., Silvo K., Mannio J., Londesborough S., Väisänen S. & Lahti K. 2009. Report on Vantaa River case study. EU project SOCOPSE; WP 5 Deliverable 5.2. 43 s.
- Verta M., Kauppila T., Londesborough S., Mannio J., Porvari P., Rask M., Vuori K.-M. & Vuorinen P.J. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä: ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/39683/SYKEra_12_2010.pdf?sequence=1
- Vieno N. 2014. Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla – Hankkeen loppuraportti. Vesihuoltolaitosten kehittämishasto. 208 s. + liitteet 1-13.
- Vieno N. 2019. Haitalliset aineet Nenäinniemen jätevedenpuhdistamolla vuonna 2018.
- Vieno N. & Arjonen M. 2021. Uudet haitalliset aineet suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 70. Suomen Vesilaitosyhdistys ry
- Viidanoja J. 2022. Henkilökohtainen tiedonanto 9.12.2022. HYVE-projekti julkaisematon aineisto, Syke.
- Vilpanen M., Herttuainen J., Sahlstedt K., Nieminen S., Nurmesniemi E.-T., Arvas J., Seppälä P. & Aurola A.-M. 2022. Suunnitteluohjeet kemiallisen saostuksen toimintavarmuuden parantamiseksi vesihuollossa. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 74. 56 s.
- Virolainen M. 2010. Vesiympäristölle vaaralliset ja haitalliset aineet sekä E-PRTR-raportointi. Itä-Uudenmaan Jätehuolto Oy. 8 s. + liitteet.

- Vorkamp K. & Sanderson H. 2016, European Environmental Quality Standards (EQS) Variability Study — analysis of the variability between national EQS values across Europe for selected Water Framework Directive river basin-specific pollutants. Scientific Report No 198, Danish Centre for Environment and Energy.
- Voutilainen P. 2022. Henkilökohtainen tiedonanto 9.12.2022, Scandinavian Copper Development Association.
- Vuoristo H., Gustafsson J., Helminen H., Jokela S., Londesborough S., Mannio J., Mehtonen J., Mononen P., Nakari T., Ojanen P., Ruoppa M., Silvo K. & Sainio P. 2010. Haitallisten aineiden tarkkailu – Päästöt ja vaikutukset vesiin. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2010. 158 s.
- Wallin J., Karjalainen A.K., Schultz E., Järvisjö J., Leppänen M. & Vuori K.-M. 2015. Weight-of-evidence approach in assessment of ecotoxicological risks of acid sulphate soils in the Baltic Sea river estuaries. *Sci. Total Environ.* 508, 452–461.
- Wang D., Alfthan G., Aro A., Mäkelä A., Knuutila S. & Hammar T. 1995. The impact of selenium supplemented fertilization on selenium in lake ecosystems in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 54(1–2): 137–148
- Weisner O., Arle J., Liebman L., Link M., Schäfer R.B., Schneeweiss A., Schreiner C., Vormeier P. & Liess M. 2021. Three Reasons Why the Water Framework Directive (WFD) Fails to Identify Pesticide Risks. *Water Res.* 208 (6): 117848. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117848>
- Wenzel A. & Shemotyuk L. 2014. Environmental quality standard, Omethoate. Fraunhofer Institute for Molecular Biology and Applied Ecology IME. Schmallingenberg. <http://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do;jsessionid=814016AB00C70F4AB81584DA8A5D5469?id=1>
- Wetzel R.G. 1983. Limnology. 2nd Ed. CBS Collage Publishing.
- WFD-UKTAG 2012. Proposed EQS for water framework directive Annex VIII substances: zinc (for consultation). Water Framework Directive - United Kingdom Technical Advisory Group, Edinburgh, Scotland.
- Wikipedia 2020. <https://fi.wikipedia.org/wiki/Dioksaani>. Päivitetty 13.3.2020. [viitattu 30.5.2022].
- Wilkinson J.L., Boxall A.B.A., Kolpin D.W., Leung K.M.Y., Lai R.W.S., Wong D., Ntchantcho R., Pizarro J., Mart J., Echeverr S., Garric J., Chaumot A., Gibba P., Kunchulia I., Seidensticker S., Lyberatos G., Morales-salda J.M. & Kang H. 2022. Pharmaceutical pollution of the world's rivers 119, 1–10.
- Wolfram J., Stehle S., Bub S., Petschick L. L. & Schulz R. 2021. Water quality and ecological risks in European surface waters – Monitoring improves while water quality decreases. *Environ. Int.* 152, 106479.
- Wood 2022. EQSD, GWD and WFD – assessing potential revision on the lists of pollutants and regulatory standards. 2nd stakeholder workshop 18.3.2022: Background document –EQSD, GWD and WFD – assessing potential revision on the lists of pollutants and regulatory standards.
- Yang Y., Zhang X., Jiang J., Han J., Li W., Li X., Mei Yee Leung K., Snyder S. A. & Alvarez Pedro J.J. 2022. Which Micropollutants in Water Environments Deserve More Attention Globally? *Environ. Sci. Technol.* 2022, 56, 1, 13–29.
- Yli-Halla M. 2022. Acid sulfate soils: A challenge for environmental sustainability. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae. Geologica-Geographica* 1: 124–141. <https://doi.org/10.57048/aasf.122859>
- Ylä-Mononen L. 1989. Orgaanisten tinayhdisteiden käyttö ja ympäristövaikutukset. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys 66/1989. 103 s.
- YM 2005. Vesiympäristölle haitalliset ja vaaralliset aineet pintavesissä – Ympäristöministeriön työryhmän mietintö”. Ympäristöministeriön monistesarja 159. 202 s.
- YM 2007. Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla – Ympäristöministeriön työryhmän mietintö. Ympäristöministeriön raportteja 11/2007. 85 s.
- YM 2015. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. 72 s. <https://julkaisut.valtio-neuvosto.fi/handle/10138/154833?show=full>
- YM 2018. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen – Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018 – julkaisun (Kangas 2018) erillinen liiteosa. <https://www.ymparisto.fi/sites/default/files/documents/Liite%20julkaisuun%20YMr%2019%202018.pdf>

- YM 2020. Suomen merenhoitosuunnitelman seurantaohjelmaan vuosille 2020–2026. 47 s.
- YM 2022. Kansallinen kemikaaliohjelma 2022–2035. <https://ym.fi/documents/1410903/42733297/Kansallinen+kemikaaliohjelma+2022-2035.pdf/c56d77c1-4f8e-fc4b-b372-3c781c65a2be/Kansallinen+kemikaaliohjelma+2022-2035.pdf?t=1650538447608>
- Ytreberg E., Hansson K., Hermansson A-L, Parsmo R., Lagerström M., Jalkanen J-P & Hassellöv I-M. 2022. Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull. 182 (2022) 113904.
- Äystö L., Mehtonen J. & Kalevi K. 2014. Kartoitus lääkeaineista yhdyskuntajätevedessä ja pintavedessä (In Finnish). Finnish environmental Institute. Final report 8.9.2014. <http://hdl.handle.net/10138/566292>
- Äystö L., Siimes K., Junttila V., Joukola M. & Liukko N. 2020a. Emissions and environmental levels of pharmaceuticals – Upscaling to the Baltic Sea Region. Project CWPharma activity 2.3 report. <http://hdl.handle.net/10138/321722><http://hdl.handle.net/10138/321722>
- Äystö L., Vieno N., Fjäder P., Mehtonen J. & Nystén T. 2020b. Lääkeaineiden kuorma jätevedenpuhdistamoille ja niiden primääripäästöt. Vesitalous 1/2020, s. 5–8.
- Äystö L., Junttila V., Siimes K. & Perkola N. 2020c. Lääkeaineiden esiintyminen ja riskit Vantaanjoen vesistössä. Dosis 3/2020: 242–258.
- Äystö L. & Junttila V. 2022. Screening of pharmaceutical emissions in Finnish municipal wastewater treatment plants. Raporttiluonnos 5.10.2022.
- Örn S., Holbeck H., Madsen T. H., Norrgren L. & Petersen G. I. 2003. Gonad development and vitellogenin production in zebrafish (*Danio rerio*) exposed to ethinylestradiol and methyltestosterone. Aquat. Toxicol. 65: 397–411.
- Österholm P. & Åström M. 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. Aust. J. Soil Res. 42: 547–551.
- Österholm P. 2023. Henkilökohtainen tiedonanto 4.1.2023, Åbo Akademi.

Liitteet

Liite 1. Tahot, joille kuulemispyyntö (Dnro SYKE/2022/2252) lähetettiin.

- Aluehallintovirastot: ESAVI, ISAVI, LSSAVI, PSAVI
- EK
- ELY-keskukset: EPOELY, ESAELY, HAMELY, KAIELY, KASELY, KESELY, LAPELY, PIRELY, POKELY, POPELY, POSELY, UUDELY, VARELY
- FIMEA
- GTK
- Kaivosteollisuus ry
- Kasvinsuojeluteollisuus ry
- Kemian teollisuus
- Luke
- Lääketeollisuus ry
- Metallin jalostajat ry
- Metsäteollisuus ry
- Ministeriöt: MMM, STM, YM
- MTK
- ProAgria
- SLC r.ff
- SLL
- Suomen apteekkariliitto
- Suomen Kiertovoima Ry
- THL
- Tukes
- VALVIRA
- WWF Suomi
- VVY
- Yliopistot: Helsingin yliopisto, Itä-Suomen yliopisto, Jyväskylän yliopisto, Åbo Akademi

Liite 2. Torjunta-aineseurannassa havaitut aineet ja niiden pitoisuuksiin liittyviä tunnuslukuja. Katso erillinen Excel-liite.

Haitalliset aineet pintavesissä

Muutosehdotuksia vesiympäristölle
vaarallisten aineiden asetukseen



Suomen ympäristökeskus
Finlands miljöcentral
Finnish Environment Institute

Teemme tiedolla toivoa.

2. painos

ISBN 978-952-11-5621-2 (PDF)
ISSN 1796-1726 (verkkokj.)