Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (VNa 1022/2006) 12 §:n mukainen suunnitelma – luonnos 15.11.2022

Jukka Mehtonen, erikoissuunnittelija\*

Katri Siimes, tutkija\*

Matti Leppänen, erikoistutkija\*\*

Ville Junttila, tutkija\*

Lauri Äystö, tutkija\*

Emmi Vähä, erityisasiantuntija\*

\* Suomen ympäristökeskus SYKE, Kulutuksen ja tuotannon keskus, Helsinki

\*\* Suomen ympäristökeskus SYKE, Laboratoriokeskus, Jyväskylä

Sisällys

[1. Johdanto 7](#_Toc119435716)

[2. Tausta 8](#_Toc119435717)

[2.1. Vuoden 2006 haitallisten aineiden lista 8](#_Toc119435718)

[2.2. Edellisen suunnitelman toteutuminen 9](#_Toc119435719)

[2.3. VPD:n toimivuustarkastelu – haitalliset aineet 9](#_Toc119435720)

[2.4. Muiden maiden kansallisesti valitut aineet (RBSP -ainelistat) 10](#_Toc119435721)

[3. Käytetyt kriteerit, menetelmät ja aineistot 11](#_Toc119435722)

[3.1. Mitä aineita valittu tarkasteluun 11](#_Toc119435723)

[3.2. Kriteerit aineen pysymiselle/nostamiselle asetuksen ainelistalle 11](#_Toc119435724)

[3.3. Arviossa käytetty käyttö- ja päästötieto 12](#_Toc119435725)

[3.4. PNEC-arvon ja laatunormiehdotusten määritys 13](#_Toc119435726)

[3.5. Arviossa käytetty ympäristöpitoisuustieto 14](#_Toc119435727)

[3.6. Kuormitusinventaarion mukainen nykyisten kansallisten haitallisten aineiden merkityksellisyyden arviointi 14](#_Toc119435728)

[3.7. Vesienhoitoaluekohtaiset vai kansalliset aineet 15](#_Toc119435729)

[4. Nykyiset kansalliset haitalliset aineet 16](#_Toc119435730)

[4.1. Teollisuuskemikaalit 16](#_Toc119435731)

[4.1.1. Klooribentseeni, 1,2- ja 1,4-diklooribentseeni 16](#_Toc119435732)

[4.1.2 Dibutyyliftalaatti (DBP) ja bentsyylibutyyliftalaatti (BBP) 19](#_Toc119435733)

[4.1.3 Resorsinoli 22](#_Toc119435734)

[4.1.4 (bentsotiatsoli-2-yylitio)metyylitiosyanaatti (TCMTB) 24](#_Toc119435735)

[4.1.5 Bentsotiatsoli-2-tioli (MBeT) 25](#_Toc119435736)

[4.1.6 Bronopoli (2-bromi-2-nitropropaani-1,3-dioli) 29](#_Toc119435737)

[4.2. Kasvinsuojeluaineet 31](#_Toc119435738)

[4.2.1. Dimetoaatti 31](#_Toc119435739)

[4.2.2. Mankotsebi ja sen hajoamistuote etyleenitiourea 32](#_Toc119435740)

[4.2.3. Prokloratsi 33](#_Toc119435741)

[4.2.4. MCPA 35](#_Toc119435742)

[4.2.5 Metamitroni 38](#_Toc119435743)

[4.2.6 Tribenuroni-metyyli 40](#_Toc119435744)

[4.3 Nykyiset kansalliset haitalliset aineet – ehdotetut muutokset 40](#_Toc119435745)

[5 Kandidaatit uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi 43](#_Toc119435746)

[5.1 Teollisuuskemikaalit 44](#_Toc119435747)

[5.1.1 Bisfenoliset aineet 45](#_Toc119435748)

[5.1.2 PFAS -yhdisteet 52](#_Toc119435749)

[5.1.3 Ksantaatit 63](#_Toc119435750)

[5.1.4 Pysyvät ja kulkeutuvat yhdisteet 67](#_Toc119435751)

[5.1.5 REACH SVHC-listan aineet 70](#_Toc119435752)

[5.1.6 Tukholman POP-sopimuksen kandidaattiaineita ja pohjoismaiset kemikaalikartoitukset 73](#_Toc119435753)

[5.1.7 6-PPD ja 6-PPD kinoni 75](#_Toc119435754)

[5.1.8 Heksa(metoksimetyyli)melamiini (HMMM) 78](#_Toc119435755)

[5.1.9 PAH-yhdisteet 80](#_Toc119435756)

[5.2 Lääkeaineet ja hormonit 84](#_Toc119435757)

[5.2.1 Riskiä aiheuttavien lääkeaineiden tunnistaminen 84](#_Toc119435758)

[5.2.2 Diklofenaakki 87](#_Toc119435759)

[5.2.3 Venlafaksiini ja O-desmetyylivenlafaksiini 88](#_Toc119435760)

[5.2.4 Ibuprofeeni 89](#_Toc119435761)

[5.2.5 Atorvastatiini 90](#_Toc119435762)

[5.2.6 Kodeiini 90](#_Toc119435763)

[5.2.7 Kofeiini 91](#_Toc119435764)

[5.2.7 Metoprololi 91](#_Toc119435765)

[5.2.8 Oksatsepaami 92](#_Toc119435766)

[5.2.9 Sitalopraami 92](#_Toc119435767)

[5.2.10 17a-etinyyliestradioli (EE2) 93](#_Toc119435768)

[5.2.11 17ß-estradioli (E2) 94](#_Toc119435769)

[5.2.12 Estrioli (E3) 94](#_Toc119435770)

[5.2.13 Estroni (E1) 94](#_Toc119435771)

[5.2.14 Testosteroni 96](#_Toc119435772)

[5.2.15 Yhteenveto ja arvio lääkeaineita koskevan ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuun 96](#_Toc119435773)

[5.3 Epäorgaaniset aineet 97](#_Toc119435774)

[5.3.1 Metallien ympäristölaatunormit 97](#_Toc119435775)

[5.3.2 Hopea 98](#_Toc119435776)

[5.3.3 Sinkki 104](#_Toc119435777)

[5.3.4 Kupari 109](#_Toc119435778)

[5.3.5 Seleeni 114](#_Toc119435779)

[5.3.6 Sulfaatti 116](#_Toc119435780)

[5.4 Torjunta-aineseurannasta nousseet aineet 118](#_Toc119435781)

[5.4.1 Käytetty aineisto 118](#_Toc119435782)

[5.4.2 Riskinarviointi ja aineiden valinta 120](#_Toc119435783)

[5.4.3 Yhteenveto ja arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen 128](#_Toc119435784)

[5.5 Ehdotus asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D lisättävistä aineista ja niiden alueellisista ympäristönlaatunormeista sekä seurannasta 130](#_Toc119435785)

[5.6 Toimenpiteet ehdotettujen uusien kansallisten haitallisten aineiden kuormituksen vähentämiseksi 133](#_Toc119435786)

[5.6.1 Ympäristölupamenettely ja tarkkailu - Teollisuuskemikaalit, lääkeaineet, metallit ja sulfaatti 133](#_Toc119435787)

[5.6.2 Ympäristömerkinnät – Teollisuus- ja kuluttajakemikaalit 134](#_Toc119435788)

[5.6.3 Maankäytön sääntely happamilla sulfaattimailla – hapan valuma ja metallit 134](#_Toc119435789)

[5.6.4 Biosidivalmisteet, joita käytetään teollisuudessa ja kotitalouksissa 135](#_Toc119435790)

[5.6.5 Kasvinsuojeluaineiden riskinhallintakeinot 137](#_Toc119435791)

[6. Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatunormien kansallisen tulkinnan tarkistamiseksi 139](#_Toc119435792)

[6.1 Elohopean kala-EQS:n taustapitoisuuksista luopuminen 139](#_Toc119435793)

[6.2 Vedestä mitattavien metallien taustapitoisuudet 142](#_Toc119435794)

[6.2.1 Biosaatavat metallit: nikkeli ja lyijy 142](#_Toc119435795)

[6.2.2 Metallien liukoisten pitoisuuksien laatunormit ja luonnon taustapitoisuudet 143](#_Toc119435796)

[6.3 Kadmiumin laatunormit – kalsiumkarbonaattikovuusluokkien vaihtoehdoksi alkaliniteetti 144](#_Toc119435797)

[6.4 Tributyylitinayhdisteet (TBT) - sedimentin EQS-arvon lisäys 145](#_Toc119435798)

[6.4.1 Tausta 145](#_Toc119435799)

[6.4.2 Ehdotus 146](#_Toc119435800)

[6.5 PFOSin sisämaan pintaveden AA-EQS ympäristönlaatunormin lisäys asetukseen (1022/2006) 147](#_Toc119435801)

[6.5.1 Tausta 148](#_Toc119435802)

[6.5.2 Ehdotus 150](#_Toc119435803)

[7 Muita muutosehdotuksia säädöksiin 151](#_Toc119435804)

[7.1 Ekologisen tilan luokittelukriteerien muuttaminen Liitteen 1D -aineiden osalta asetukseen 1040/2006 151](#_Toc119435805)

[7.1.1 Tausta 151](#_Toc119435806)

[7.1.2 Ehdotus 151](#_Toc119435807)

[7.2 Enimmäispitoisuuden laatunormin (MAC-EQS) lisääminen luokittelukriteeriksi asetukseen 1040/2006 sekä miten paljon painotetaan uusimpia mittaustuloksia 151](#_Toc119435808)

[7.2.1 Tausta 151](#_Toc119435809)

[7.2.2 Ehdotus 152](#_Toc119435810)

[7.3 Muita teknisiä muutosehdotuksia asetukseen 1022/2006 152](#_Toc119435811)

[7.4 1022/2006 asetuksen mukainen suunnitelma – ehdotus uudeksi työnjaoksi 153](#_Toc119435812)

[7.4.1 Tausta 153](#_Toc119435813)

[7.4.2 Ehdotus 153](#_Toc119435814)

[8 Muita kehitysehdotuksia 154](#_Toc119435815)

[8.1 Kemikaalien yhteisvaikutukset osaksi ympäristöriskinarviointia 154](#_Toc119435816)

[8.1.1 Tausta 154](#_Toc119435817)

[8.1.2 Ehdotus 155](#_Toc119435818)

[8.2 Kansallinen kartoitus ja seuraava asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma 156](#_Toc119435819)

[8.2.1 Tausta 156](#_Toc119435820)

[8.2.2 Ehdotus 157](#_Toc119435821)

[8.3 Toisen trofiatason lisääminen haitallisten aineiden seurantaan – pilottitutkimus 160](#_Toc119435822)

[8.3.1 Tausta 160](#_Toc119435823)

[8.3.2 Ehdotus 161](#_Toc119435824)

[8.4 Kansallisten haitallisten aineiden siirtäminen ekologisen tilan luokittelusta kemiallisen tilan kriteereihin 161](#_Toc119435825)

[8.4.1 Tausta 161](#_Toc119435826)

[8.4.2 Ehdotus 162](#_Toc119435827)

[9 Yhteenveto ehdotuksista 163](#_Toc119435828)

[9.1 Muutosehdotukset asetukseen (1022/2006) 163](#_Toc119435829)

[9.2 Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatunormien kansallisen tulkinnan tarkistamiseksi 167](#_Toc119435830)

[9.3 Muita muutosehdotuksia säädöksiin 168](#_Toc119435831)

[9.4 Muita kehitysehdotuksia 169](#_Toc119435832)

[10 Lyhenteitä 171](#_Toc119435833)

[11 Lähteet 173](#_Toc119435834)

TIIVISTELMÄ

**Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (VNa 1022/2006) 12 §:n mukainen suunnitelma**

Suomen ympäristökeskus (SYKE) on laatinut luonnoksen suunnitelmaksi päivittää kansallisesti valittujen aineiden lista (asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet), joka on peräisin vuodelta 2006. Ehdotusluonnos perustuu riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta pintavedelle ja pintaveden välityksellä ihmisille. Arvioinnissa on hyödynnetty ympäristöhallinnon ja Tukesin rekistereiden kemikaalien käyttö-, päästö- ja ympäristöpitoisuustietoa sekä erilaista kartoituksista ja tutkimuksista saatua tietoa.

Nykyisistä 15 kansallisesta haitallisesta aineesta ehdotamme jätettäväksi 2 yhdistettä tarkistetuilla ympäristönlaatunormeilla (MBeT ja MCPA) ja asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D poistettavaksi 13 yhdistettä. Samaan liitteeseen ehdotamme lisättäväksi 12 uutta yhdistettä / aineryhmää, joille on esitetty ympäristönlaatunormit sekä päästöjen rajoittamistoimia. Ehdotetut lisättävät aineet ovat PFAS-aineet (∑PFAS24), lääkeaineet diklofenaakki ja ibuprofeeni, hormonit 17a-etinyyliestradioli (EE2) ja estroni (E1), metallit hopea (Ag), sinkki (Zn) ja kupari (Cu), sulfaatti sekä torjunta-aineet glyfosaatti, florasulami ja tritosulfuroni-metyyli. Ehdotus sulfaatin AA-EQS arvoksi sisävesille on saatavilla vuoden 2022 loppuun mennessä, mutta se tullee olemaan 100 mg/l -pitoisuustason paikkeilla. AA-EQS -arvoa ja MAC-EQS -arvoa merivedelle sekä MAC-EQS -arvoa sisävedelle ei ole ollut mahdollista ehdottaa kaikille yhdisteille. Tätä ehdotusta tulee tarkastella uudelleen sen perusteella, että mitä EU-tasolla mahdollisesti näistä aineista päätetään.

Ainekohtaisten lisäys- ja poistoehdotusten lisäksi ehdotamme muutoksia EU:n direktiivien (2000/60/EY, 2008/105/EY ja 2013/39/EU) kansallisiin tulkintoihin, kuten metallien taustapitoisuuksien huomioimiseen. Lisäksi esitämme kehitysehdotuksia, jotka ovat peräisin huomioista tai epäkohdista, joita on tullut esiin asetuksen 1022/2006 kansallisessa toimeenpanossa. Ehdotukset koskevat vesienhoitoasetusta 1040/2006 tai vaarallisten aineiden asetusta 1022/2006.

Olemme myös esittäneet kehitysehdotuksia, jotka liittyvät käytäntöihin, joiden avulla on mahdollista parantaa asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman laatua. Esimerkiksi ehdotamme kemikaalien yhteisvaikutuksia kuvaavien vaikutusperusteisten biotestien ottamista käyttöön osana kemikaalien ympäristöriskinarviointia sekä järjestettäväksi pintavesien kansallinen kartoitus tietyille aineille / aineryhmille, joita epäillään kansallisiksi riskiaineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Kartoituksen tuloksia käytetään hyväksi, kun SYKE seuraavan kerran laatii suunnitelman liitteen 1 D aineluettelon tarkistamiseksi.

Asiasanat: Kansalliset haitalliset aineet, pintavesi, ympäristönlaatunormi, EQS, vesipuitedirektiivi, riskinarvio, teollisuuskemikaalit, kasvinsuojeluaineet, lääkeaineet ja hormonit, epäorgaaniset aineet, metallit, EU:n prioriteettiaineet

# 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 arviossa huomioidaan myös vesiympäristölle vaaralliset ja haitalliset aineet.

Vesien kemiallista tilaa määrittävät ns. EU:n prioriteettiaineet ja niiden ympäristönlaatunormit 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 ympäristönlaatunormit. 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 ympäristönlaatunormeja. Asetusta on päivitetty ensimmäisen kerran vuonna 2010 ns. ympäristönlaatunormidirektiivin (2008/105/EY) toimeenpanemiseksi ja vuonna 2015 vesipuitedirektiivin (2013/39/EU) toimeenpanemiseksi.

Asetuksen 1022/2006 pykälän 12 mukaan Suomen ympäristökeskus laatii vähintään kuuden vuoden välein suunnitelman kansallisessa menettelyssä valittujen aineiden luetteloiden päivittämiseksi. Suunnitelmassa voidaan ehdottaa aineita poistettavaksi ja lisättäväksi. Suunnitelmassa tulee lisäksi esittää tarpeelliset ympäristönlaatunormit sekä päästöjen ja huuhtoumien rajoittamistoimet. Ehdotusten tulee perustua riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta pintavedelle ja pintaveden välityksellä ihmisille sekä seurantatietoon. Suomen ympäristökeskuksen on laatiessaan suunnitelmaa varattava suunnitelman kannalta keskeisille viranomaisille ja niille tahoille, joiden etua tai oikeutta suunnitelma koskee, tilaisuus tulla kuulluiksi. Tämä julkaisu sisältää Suomen ympäristökeskuksen ehdotuksen ja sen tausta-aineiston valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukaiseksi suunnitelmaksi. Luvussa 9 on tiivistelmä ehdotuksista.

Komission on antanut 26.10.2022 ehdotuksen uusiksi EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi (COM (2022) 540). Se sisältää useita samoja aineita kuin tässä kuultavaksi laitetussa kansallisten aineiden ehdotuksessa. Ehdotus sisältää mm. kasvinsuojeluaineita (mm. pyretroideja, neonikotinoideja, glyfosaatti) ja lääkeaineita (mm. ibuprofeeni, diklofenaakki), PFAS-aineita sekä hopea. Kyseessä on ehdotus, eli se voi muuttua ennen lopullista hyväksyntää. Lopullinen 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.

Suunnitelma on aikaisemmin tehty vuosina 2009 (SYKE 2009) ja 2014 (SYKE 2014), mutta vuoden 2006 jälkeen kansallisten aineiden listaa ei ole tarkistettu.

# Tausta

**Jukka Mehtonen ja Katri Siimes**

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 vesihuoltolaitoksen viemäriin ovat ympäristöluvanvaraisia. Liitteet kattavat aineita, jotka voivat vaikuttaa haitallisesti vesiympäristöön tai vesiympäristön kautta ihmisen terveyteen tai muihin eliöihin.

EU-alueella on rekisteröity REACH-asetuksen mukaisesti yli 22 000 kemikaalia. Arvio ei sisällä kemikaaleja, joita on asetettu markkinoille alle tonni, polymeerejä tai 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 2019, 2020). Tuhansien haitallisten aineiden joukosta yritetään tässä suunnitelmassa tunnistaa sellaisia aineita, jotka voivat olla vesiympäristölle haitallisimpia tai vaarallisimpia.

## Vuoden 2006 haitallisten aineiden lista

Kansallisesti on tällä hetkellä Suomessa tunnistettu 15 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 valmistus- ja maahantuontimääriin perustuen, koska haitallisten aineiden pitoisuuksista ympäristössä oli pääsääntöisesti vähän tietoa (YM 2005). Samanaikaisesti käynnissä olleella VESKA-hankkeella (Mannio ym. 2011) pyrittiin lisätä tietopohjaa aineiden mitatuista pitoisuuksista ympäristössä, mutta tietoa saatiin vasta priorisointiprosessin loppuvaiheessa ja määrällisesti liian vähän. Tietopohja 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 valmistus- ja maahantuontimääriä. Kasvinsuojeluaineet valittiin asiantuntija-arviolla riskiperusteisesti siten, että ne edustivat kemiallisilta ominaisuuksiltaan erilaisia yleisesti käytössä olevia kasvinsuojeluaineita. Myös metalleja oli prosessissa mukana. Kromia, kuparia ja sinkkiä ehdotettiin kansallisiksi aineiksi (Londesborough 2003), mutta osa työryhmän jäsenistä vastusti tätä, 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 epäillään aiheuttavan haittoja nimenomaan pintavesissä. Pohjavesien suojeluun tähtäävässä aineiden priorisoinnissa tulee käyttää lähestymistapaa, joka ottaa huomioon pohjavesien erityispiirteet (Koivisto 2001, Londesborough 2003 & 2005).

## Edellisen suunnitelman toteutuminen

Vuonna 2014 laaditun valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukaisen suunnitelman (Dnro SYKE-2014-J-279) sisältö lyhyesti:

* Ehdotus bronopolin, ja tribenuroni-metyylin poistamiseksi: ei toteutettu,
* Ehdotus bisfenoli a:n, triasulfuronin ja atsoksistrobiinin lisäämisestä: ei toteutettu,
* Ehdotus ympäristönlaatunormien lisäämisestä kolmelle listan 1D aineelle (resorsinoli, TCMTB, bentsotiatsoli-2-tioli) ja metamitronin ympäristönlaatunormien muuttamisesta: ei toteutettu,
* Ehdotus hetkellisen pitoisuuden ympäristönlaatunormien (MAC-EQS) lisäämisestä listan 1D aineille: ei toteutettu,
* Ehdotus näytematriisin tarkentamisesta eli ehdotettu silakkaa seurantalajiksi johon laatunormeja verrataan avomerellä: toteutettu,
* Ehdotus uuden biologisia vaikutuksia mittaavan LMS-menetelmän käyttöönotosta: ei toteutettu asetuksessa 1022/2006, mutta näytteitä on otettu vuodesta 2015 lähtien ja asia on kirjattu Suomen merenhoitosuunnitelman seurantaohjelmaan 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.

## VPD:n toimivuustarkastelu – haitalliset aineet

Vesipuitedirektiivin (VPD) ja sen tytärdirektiivien, prioriteettiainedirektiivin (2013/39/EU) ja pohjavesidirektiivin (2014/80/EY) toimivuustarkastelun (EC 2019a) johtopäätös on, että direktiivit ovat pääpiirteittäin tarkoitukseensa hyvä ja käyttökelpoinen lainsäädäntökehikko, mutta toimeenpanoa on tehostettava. Yksi merkittävä haitallisiin aineisiin liittyvä VPD:n toimeenpanon pullonkaula on vanhentunut EU:n prioriteettiainelista, joka VPD:n mukaisesti tulisi tarkistaa säännöllisesti. Päivitystarve on pikainen, ja siinä olisi pidettävä huoli, että prioriteettiainelistalle lisättävät aineet ovat sellaisia, jotka aiheuttavat riskiä vesiympäristölle tai ihmisten terveydelle EU-tasolla ja joita edelleen käytetään EU-alueella (Saarela ym. 2022).

Vesipuitedirektiivin 16. artiklan mukaan EU-komission tulee tarkistaa Liitteen X mukainen EU:n prioriteettiaineluettelo neljän vuoden välein. Ensimmäinen aineluettelo julkaistiin vuonna 2001 (2455/2001/EY), mutta aineiden ympäristönlaatunormit julkaistiin vasta vuonna 2008 (ympäristönlaatudirektiivi, 2008/105/EY) ja toinen tarkistettu aineluettelo vuonna 2013 (prioriteettiainedirektiivi, 2013/39/EU). Kolmas ainelistan tarkistus on alkanut vuonna 2014. Ei siis olla päästy lähellekään neljän vuoden päivityssykliä.

EU:n prioriteettiainelistan uudistamisen hitauden lisäksi merkittäviä ongelmia ovat puutteellinen yhteisvaikutusten arviointi niin pintavesissä ja jäsenmaiden väliset erot pintavesien kansallisten haitallisten aineiden ympäristönlaatunormeissa. Ympäristönlaatunormien erot voivat johtua osittain perustelluista syistä kuten luonnossa esiintyvien aineiden taustapitoisuuksien vaihtelusta sekä eroista aineiden käyttöprofiileissa jäsenmaiden välillä. Mutta pääosin ongelma johtunee menetelmällisistä eroista ympäristönlaatunormien johtamisessa jäsenmaiden välillä, vaikka sille on olemassa EU-tason ohjeistusta (EC 2018). Myös erot ekotoksikologisessa tutkimusaineistossa aiheuttavat poikkeavuuksia ympäristönlaatunormeihin. Tässä asiassa komissio katsoo, että VPD:n joustavuus eli se, että annetaan jäsenmaiden tunnistaa omalla alueellaan merkittävät haitalliset aineet, ei ole toiminut (EC 2019a).

## Muiden maiden kansallisesti valitut aineet (RBSP -ainelistat)

Kansallisten haitallisten aineiden lukumäärä jäsenmaittain vaihtelee suuresti ollen toisella vesienhoitokauden EU-raportoinnin perusteella kahden ja yli sadan välillä (EC 2019). Lisäksi samojen aineiden kansalliset ainekohtaiset EQS-arvot jäsenmaiden välillä vaihtelivat 5 (CB-101) - 12 500 (vinyylikloridi) -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 2018). Merkittävin syy EQS-arvojen merkittävään vaihteluun lienee se, että EQS-arvojen derivointiin on käytetty pääasiassa deterministisiä menetelmiä, joiden tuloksena EQS-arvot vaihtelevat suuresti johtuen monista ekotoksisuustietojen ja arviointikertoimien (AF) -kombinaatiomahdollisuuksista kun taas vakaampaa ja vähemmän vaihtelua aiheuttavia SSD-menetelmiä 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 ympäristönlaatunormien ylityksiä ja riskissä olevien vesimuodostumien lukumäärä mutta myös niiden suhteellinen osuus kaikista vesimuodostumista kasvaa, kun seurantatieto lisääntyy (EEA 2018).

EEA on koonnut jäsenmaiden RBSP-aineiden kansallisista ympäristönlaatunormeista (vesi, eliöstö ja sedimentti) tietokannan toisen vesienhoitokauden raportointitietoihin perustuen ([Workbook: WISE\_SOW\_SWMET\_SWRBSP (europa.eu)](https://tableau.discomap.eea.europa.eu/t/Wateronline/views/WISE_SOW_SWMET_SWRBSP/SWMET_SWRBSP_Europe?:isGuestRedirectFromVizportal=y&:embed=y)). Tietokannasta voi etsiä tietoa ympäristönlaatunormeista, mutta niiden laatua ja keskinäistä ”paremmuutta” ei ole arvioitu.

# Käytetyt kriteerit, menetelmät ja aineistot

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

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

## Mitä aineita valittu tarkasteluun

Tähän raporttiin valittiin arvioitavaksi sellaisia aineita, joita on ollut mukana Suomessa toteutetuissa ympäristökartoituksissa ja seurannassa (esim. pintavesien Watch List, MaaMet- ja vesienhoidon seurannat, Pohjoismaiset kartoitukset), EU:n prioriteettiainevalintaprosessissa ja EEA:n raporteissa.

Tarkasteluun ja arviointiin on valittu

-teollisuus- ja kuluttajakemikaaleja

-lääkeaineita

-hormoneita

-kasvinsuojeluaineita ja biosidejä

-SVHC-aineita

-metalleja

-muita aineita

## Kriteerit aineen pysymiselle/nostamiselle asetuksen ainelistalle

Direktiiveissä ei ole selkeää ohjetta aineiden valinnalle. Valtioneuvoston asetuksessa (2006/1022 ajantasainen) on kuitenkin todettu, että ehdotettavan aineluettelon, päästöjen ja huuhtoutumien rajoittamistoimien sekä ympäristönlaatunormien ”*tulee perustua riskinarviointiin aineiden haitallisuudesta pintavedelle tai pintaveden välityksellä ihmisen terveydelle sekä seurantatietoon*.”

Tämän perusteella ainelistalle ehdotettiin aineita, jotka voivat aiheuttaa riskiä vesiekosysteemille ja ihmisterveydelle – ja joiden pitoisuuksiin on mahdollista vaikuttaa. Mukaan ei ehdotettu sellaisia aineita, joita ei enää käytetä tai päästetä. Näin esimerkiksi historiallisessa käytössä olleet ja vain kaukokulkeuman kautta Suomeen päätyvät aineet rajattiin tarkastelun ulkopuolelle.

Valituilla aineilla on riski PNEC-ylitykselle ainakin kuormitetuilla alueilla. Lähtökohtaisesti käytettiin samaa kriteeristöä sekä aineiden valintaan listalle että nykyisten aineiden listalla pysymiseen tai sieltä poistamiseen.

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

JRC:llä (EU:n Joint Research Centre) on käyttänyt EU:n prioriteettiaineiden valinnassa STE-indeksi, 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 (Fspatial) ja ajan (Ftemporal) suhteen sekä PNEC-ylitysten suuruutta (Fextent). JRC:n STE-menetelmää ei voitu suoraan käyttää suomalaisen aineiston yhteydessä, sillä kansallisen mittausaineiston määrä oli useimpien aineiden kohdalla huomattavasti pienempi kuin koko EU:ssa. Ympäristöriskiä arvioitiin 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 seuraavilla perusteilla:

* aineita, joiden ympäristöpitoisuuden 95. persentiilin RQ-suhde pintavesissä on suurempi kuin 0,5, jos olemassa olevan pitoisuusaineiston katsottiin sisältävän riittävästi myös riskialueita. Aineiden valinnassa on pääsääntöisesti käytetty RQ:n raja-arvo 0,5, mikä on varovaisuusperiaatteen mukaista ja huomioi sen, että ympäristössä voi ajoittain esiintyä suurempia pitoisuuksia kuin mitä mittaustulokset osoittavat.
* Torjunta-aineiden seurantatiedon edustavuudesta suhteessa riskialueisiin ja riskiajankohtiin ei ole varmaa tietoa ja pitoisuuden vaihtelu tiedettiin merkittäväksi. Siksi torjunta-aineiden valinnassa käytettiin seuraavia kriteerejä, joista kaikkien tuli toteutua: a) pitoisuuden 95. persentiilin RQ-suhde oli suurempi kuin 0,1, b) ainetta oli havaittu vähintään yhdestä prosentista analysoituja näytteitä ja c) aineella on Suomessa sallittua käyttöä vuonna 2022.

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

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

Aineiden valinnassa ei ole käytetty kriteerinä sitä, että aine on hormonitoimintaa häiritsevä aine (vahvistettu tai epäilty), REACHin mukaan SVHC-aine tai muutakaan vaarapohjaista luokitusta. Mutta tietoa näistä luokituksista on koottu ja on voitu käyttää hyväksi arvioinnissa. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden lietteitä ja niiden levittämistä maahan ei ole otettu huomioon tässä arviossa, vaikka se onkin mahdollinen reitti aineen päätymiselle pintavesiin.

## Arviossa käytetty käyttö- ja päästötieto

Tiedot teollisuuskemikaalien maahantuonti- ja valmistusmääristä on saatu Turvallisuus- ja kemikaaliviraston (Tukes) ylläpitämästä kemikaalituoterekisteristä (KETU-rekisteri) tammi-toukokuussa 2022. KETU-rekisteri on osa KemiDigi-järjestelmää (<https://www.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 raportissa käytetty KETU-rekisteriin ilmoitetun valmistusmäärän ja Suomeen maahantuodun määrän summaa, joka karkeasti indikoi aineen käyttömäärää Suomessa.

On huomattava, että jos aineella ei ole luokitusta (harmonisoitua tai itse-arvoitua) 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 KemiDigin hauissa. Ne aineet, jotka on ilmoitettava KTT:n kohdassa 3 REACH-asetuksen mukaisesti on ilmoitettava myös kemikaali-ilmoituksessa [Käyttöturvallisuustiedote | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes)](https://tukes.fi/kemikaalit/reach/kayttoturvallisuustiedote#c9513592). Kemikaali-ilmoitus on tehtävä myös niistä kemikaaleista joista KTT on toimitettava pyydettäessä.

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.

Ympäristölupavelvollisten laitosten, kuten teollisuuslaitosten ja yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden, päästötietoja on haettu touko-kesäkuussa 2022 kansallisesta YLVA- järjestelmästä (YLVA - Ympäristönsuojelun tietojärjestelmä).

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

## PNEC-arvon ja laatunormiehdotusten määritys

PNEC-arvot voivat perustua joko vesieliöstön, vesieliöitä syövien eläinten tai ihmisterveyden suojeluun. Joidenkin arvioitujen aineiden osalta (mm. PFAS) on ollut käytettävissä EU-tasolla derivoituja ihmisterveysvaikutuksiin perustuvia PNEC-arvoja, joilla pyritään ihmisten terveyden suojeluun. Ympäristönlaatunormeiksi on ehdotettu näistä PNEC-arvoista sitä, jonka arvo on alhaisin. Normi on voitu ehdottaa joko kokonaispitoisuutena, liukoisena pitoisuutena tai biosaatavana pitoisuutena vedessä tai pitoisuutena eliöstössä tai sedimentissä.

Ehdokasaineille etsitään kirjallisuudessa jo esitetyistä PNEC-arvoista luotettavin ja suomalaisiin oloihin parhaiten sopivin. Mikäli tällaisia tietoja ei ole käytettävissä tai kirjallisuudessa esiintyvä PNEC-arvojen kirjo on hyvin suuri, voidaan aineen valintavaiheessa määrittää karkeasti PNEC-arvo olemassa olevien tietokanta-aineistojen ja EQS-ohjeen (EC 2018) mukaisesti.

Ekotoksisen testaustiedon puute on suuri ongelma ja tutkimus on keskittynyt harvoihin aineisiin: 65 kemikaalia kattaa jopa 50 % vertaisarvioidusta ekotoksisuuskirjallisuudesta. Suuntauksena on ollut ekotoksisuustutkimusten painopisteen siirtyminen lääkeaineisiin ja kasvinsuojeluaineiden osalta vähentyminen (Kristiansson ym. 2021). Toisaalta kasvinsuojeluaineiden rekisteröinnissä tarvittavia ekotoksisuustestaustuloksia ei välttämättä julkaista lainkaan vaan valmistajien teettämät tutkimukset toimitetaan ei-julkisina rekisteröintiviranomaisille.

Aineiden valinnassa käytetään ensisijaisesti kroonisen altistuksen PNEC-arvoja. Kansalliselle listalle ehdotettaville aineille määritetään kuitenkin myös hetkellisen enimmäispitoisuuden laatunormi (MAC-EQS), jos tietoa sellaisen määrittämiselle (tai ehdottamiselle) on riittävästi.

Luotettavien PNEC-arvojen lähteinä on käytetty muun muassa:

\* erilaisia EU-asiakirjoja ja EU-toimielimissä kommentointikierroksella olleita laatunormiesityksiä,

\* luotettavaksi arvioituja kansallisten RBSP-aineiden EQS- arvoja tai tässä julkaisussa arvioitujen muiden aineiden EQS-ehdotuksia Suomesta (Kontokari & Mattsoff 2011), Keski- ja Pohjois-Euroopan EU-maista,

\* Pohjois-amerikkalaisia PNEC-arvoja ja

\* 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 käyttää. 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). PBT- ja vPvB- tyyppisille 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.

## Arviossa käytetty ympäristöpitoisuustieto

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 dataa, mutta mitattua dataa koskevan tunnusluvun laskemisessa on käytetty uutta dataa, joka kuvaa nykytilannetta. Tulosten lukumäärä, näytepaikkojen ja vesimuodostumien lukumäärät sekä pitoisuuksien keskiarvo, mediaani ja 95. prosenttipiste määritetään erikseen sisävesille ja rannikkovesille. Mikäli pitoisuus on mittauksissa ollut määritysrajaa pienempi, käytetään keskiarvon laskennassa määritysrajan puolikasta. Summaparametrin osalta käytetään laskennassa lower – upperbound -arvoilla. Jos analyysin määritysraja on ollut suurempi kuin valittu PNEC-arvo, arvio tehdään vain kvantifioiduista näytteistä, mikä vaikuttaa myös mediaaniin ja prosenttipisteeseen.

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

## Kuormitusinventaarion mukainen nykyisten kansallisten haitallisten aineiden merkityksellisyyden arviointi

Vuonna 2021 valmistunut kuormitusinventaario (Mehtonen ym. 2021b) sisältää tietoa 15 kansallisen haitallisen aineen päästöistä ja huuhtoutumista pintavesiin toisen vesienhoitokauden (v. 2016–2021) alussa vuonna 2016. Inventaariossa tunnistettiin myös aineita, joilla on vähäistä merkitystä ko. vesienhoitoalueella. Aineiden merkityksellisyydestä kuormitusinventaarion kontekstissa on kyse potentiaalisesta vesimuodostumien ympäristönlaatunormien (EQS) ylittymisestä. Kynnysarvona kansallisten haitallisten aineiden osalta on pääasiassa käytetty sitä, että ylittääkö mitattu maksimipitoisuus/AA-EQS - tai maksimipitoisuus/MAC-EQS -suhteen 0,5 useammassa kuin yhdessä vesimuodostumassa vesienhoitoalueella. 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 täyttyisikään. Merkityksellisyyden arvioinnin tuloksia on käytetty hyväksi nykyisten kansallisten haitallisten aineiden arvioinnissa luvussa 4.

## Vesienhoitoaluekohtaiset vai kansalliset aineet

VPD antaa mahdollisuuden asettaa vesienhoitoaluekohtaisia ympäristönlaatunormeja. Käytännössä EQS-arvot ovat asetettu EU-jäsenmaissa pääsääntöisesti valtiokohtaisesti ja kansainvälisillä vesienhoitoalueilla saman aineen EQS-arvo voi vaihtua valtioiden rajalla. Luvussa 5.5 on arvioitu uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ehdotettujen aineiden ympäristönlaatunormien kattavuutta ja niistä aiheutuvaa seurantavelvoitetta valtiolle.

# Nykyiset kansalliset haitalliset aineet

Viimeistään edellisellä vesienhoidon kaudella (2016–2021) on tullut ilmi se, 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 ympäristönlaatunormiaan yhdessäkään suomalaisessa vesimuodostumassa (VN päätös YM/2018/68), eikä pitoisuudet ylittäneet edes kuormitusinventaarion merkityksellisyyskriteeriä (Mehtonen ym. 2021a ja b). Tämä ei välttämättä kerro hyvästä vesien tilasta, vaan myös siitä, että nykyinen ainelista ei ole ajan tasalla. Toisaalta kansallisten aineiden seurantaa on ollut vähän, sillä nykylistan aineita ei ole aiempien tietojen perusteella pidetty riskiperusteisesti merkittävinä. Vain muutaman aineen mitatut pitoisuudet ovat ylittäneet määritysrajansa.

## Teollisuuskemikaalit

**Jukka Mehtonen ja Ville Junttila**

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

#### Käyttö

Klooribentseeniä on käytetty Suomessa liuottimena mm. lääkevalmisteiden ja kasvinsuojeluaineiden valmistuksessa, erilaisissa öljyissä, rasvoissa, puhdistusaineissa, kosmetiikkatuotteissa, maaleissa, lämmönsiirtoaineissa, 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).

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

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

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

#### E**siintyminen vesiympäristössä**

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 (Toivikko 2011),
* haihtuva VOC-yhdiste, joka vedestä siirtyy ilmaan eikä ole lähtökohtaisesti pintavesissä pitkälle kulkeutuva aine

Aineiden pitoisuudet pintavesissä eivät siten ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristönlaatunormia Suomessa.

#### P**äästöt pintavesiin**

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).

Aineita ei pääntöisesti ole nykyisin löydetty yhdyskuntajätteenkaatopaikkojen suotovesistä (Kangas 2018, Sillantie 2022) tai jos on löydetty ovat pitoisuudet olleet selvästi pienempiä kuin aineen pintaveden ympäristönlaatunormit (Ahma 2015). On kuitenkin huomattava, että näiden teollisuuskemikaalien päästöjä teollisuudesta pintavesiin ei tiedetä.

**Taulukko 1.** Klooribentseenin, 1,2-diklooribentseenin ja 1,4-diklooribentseenin jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla (YM 2005 & Mannio ym. 2011).

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Aine | 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 ympäristönlaatunormia Suomessa. Vesienhoidon näkökulmasta klooribentseeni, 1,2-diklooribentseeni ja 1,4-diklooribentseeni eivät ole merkityksellisiä aineita millään vesienhoitoalueella Suomessa.

### Dibutyyliftalaatti (DBP) ja bentsyylibutyyliftalaatti (BBP)

#### 4.1.2.1 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 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 merkittävistä EU:n käytön rajoituksista (lelut, lastenhoitotarvikkeet, sähkö- ja elektroniikkalaittee) johtuen.

Kuva 4. DBP:tä sisältävien kemikaalituotteiden valmistus- ja maahantuonti (M+V) sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

Kuva 5. BBP:tä sisältävien kemikaalituotteiden valmistus- ja maahantuonti (M+V) sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

#### Esiintyminen vesiympäristössä

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 ympäristönlaatunormia Suomessa.

#### 4.1.2.3 P**äästöt pintavesiin**

DBP suurelta osin hajoaa yhdyskuntajätevedenpuhdistamolla ja sitoutuu puhdistamolietteeseen, mutta osa kuormituksesta (9-26%) päätyy hajoamatta pintavesiin (Taulukko 2). Uusimman laajan jätevedenpuhdistamoselvityksen (Vieno & Arjonen 2021) mukaan DBP-poistuma yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla Suomessa on 64% (17 ison puhdistamon keskiarvo). 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 (max 0,62 μg/l) ovat olleet alhaisia pintaveden ympäristönlaatunormeihin verrattuna. DBP:n riskiosamäärä effluentin suhteen (RQeffluentti eli max-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). RQeffluentti ei suoraan kerro aineen ympäristöriskistä, koska ympäristöön päästetty 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). DBP:tä on havaittu mutta ei yleisesti yhdyskuntajätteenkaatopaikkojen suotovedestä (Mehtonen ym. 2012b, Kangas 2018).

BBP suurelta osin hajoaa jätevedenpuhdistamolla ja sitoutuu puhdistamolietteeseen, mutta osa kuormituksesta (8-22%) päätyy hajoamatta pintavesiin (taulukko 2). Uusimman laajan jätevedenpuhdistamoselvityksen (Vieno & Arjonen 2021) mukaan BBP-poistuma yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla Suomessa on >83% (17 ison puhdistamon keskiarvo). 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 ympäristönlaatunormit 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. 2012b, Kangas 2018).

**Taulukko 2.** DBP:n ja BBP:n jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla.

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Ftalaatti / selvitys | Ilmaan  (%) | Pintavesiin  (%) | Aktiivilietteeseen  (%) | Hajoaa  (%) |
| DBP / Vieno 2014: mittaustulokset + mallinnus | 0 | 26 | 56 | 18 |
| DBP / EC 2003a: mallinnus | 0 | 9 | 33 | 58 |
| BBP / Vieno 2014: mittaustulokset + mallinnus | 0 | 22 | 65 | 13 |
| BBP / EC 2007: mallinnus | 0 | 8 | 42 | 50 |

#### 4.1.2.4 Ehdotus

Dibutyyliftalaatti ja butyylibentsyyliftalaatti ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteestä 1D, koska niiden pitoisuudet pintavesissä eivät ole ylittäneet tai olleet lähellä ympäristönlaatunormia 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.

### Resorsinoli

#### 4.1.3.1 Käyttö

Resorsinoli on fenolinen yhdiste, jota on käytetty Suomessa mm. kovettimena 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 valmistus- ja maahantuonti (M+V) sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

#### 4.1.3.2 Esiintyminen vesiympäristössä

Vesienhoidon kannalta resorsinolin merkityksellisyyttä ei ole pystytty arvioimaan millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b). Arviointi on vaikeaa, koska aineelle ei ole asetettu EQS-arvoa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteessä 1D.

Ympäristöhallinnon tietojärjestelmässä resorsinolista on käytetty nimeä 3-hydroksifenoli (CAS 108-46-3; suurekoodi HP3). Pintavesituloksia on yhteensä 178 näytteestä vuosilta 2011–2022 (taulukko 3). Näytteitä on kolmelta vesienhoitoalueelta, neljältä päävesistöalueelta ja muutamalta pääkaupunkiseudulle sijoittuvalta vesistöjen välialueelta. Määritysraja on ollut pääosin 0,05 µg/l, yksittäisissä näytteissä esimerkiksi kaatopaikan suoto-ojissa on määritysraja osassa näytteitä ollut kuitenkin 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 hyvin vähäistä ja vain ennakkoon arvioiduilta riskipaikoilta on otettu näytteitä.

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

**Taulukko 3.** Resorsinolin pitoisuuksia pintavedessä VESLAssa 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).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Pintavesityyppi | Vesienhoitoalue | Näytteet; 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 (eräissä näytteissä <0.25) / 0.03 |
| joki | VHA3 | 0/4 | <0.05 (eräissä näytteissä <0.2) / 0.08 |
| oja | VHA2 | 1/70 | <0.05 - 0.13; (eräissä näytteissä suurempi, jopa 1.5 µg/l) / 0.07 |
| oja | VHA3 | 0/4 | 0.08 |
| puro | VHA2 | 0/65 | <0.05 - 0.13; (eräissä näytteissä mr suurempi, max 0.5 µg/l) / 0.04 |
| Yhteensä |  | 2/178 | <0.05 - 0.84; eräissä näytteissä määritysraja suurempi / 0.06  95. persentiili aineistosta on määritysrajaa pienempi |

#### 4.1.3.3 P**äästöt pintavesiin**

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

**Taulukko 4.** Resorsinolin jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla (YM 2005).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Ilmaan  (%) | Pintavesiin  (%) | Aktiivilietteeseen  (%) | Hajoaa  (%) |
| 0 | 9 | 0 | 91 |

#### 4.1.3.4 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 suurelta osin hajoaa jätevedenpuhdistuksessa.

### (bentsotiatsoli-2-yylitio)metyylitiosyanaatti (TCMTB)

#### 4.1.4.1 Käyttö

TCMTB on heterosyklinen bentsotiatsoliyhdiste, 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). Aine voi hajota MBeT:ksi.

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

#### 4.1.4.2 Esiintyminen vesiympäristössä

Vesienhoidon kannalta TCMTB:n merkityksellisyyttä ei ole pystytty arvioimaan millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b). Arviointi on vaikeaa, koska aineelle ei ole asetettu EQS-arvoa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteessä 1D, eikä siitä ole saatavilla ympäristöpitoisuustietoja. Tilanne ei siis ole parantunut VESKA1 (Mannio ym. 2011).

TCMTB:lle on yksi määrityskoodi ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä (TCMTB;E34;LCM viitaten esikäsittelynä tehtävään uuttoon ja havaitsemiseen nestekromatografisesti), mutta yhtään määritystulosta ei ole pintaveden vedenlaatujärjestelmässä (VESLA) eikä kertymärekisterissä (tulokset sedimentistä ja biotasta; KERTY).

#### 4.1.4.3 P**äästöt pintavesiin**

TCMTB ei ole biohajoava, mutta jossain määrin voi hajota MBeT:ksi (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 AA-EQS-arvoihin), mutta ei ole mitattu kaatopaikkojen suotovedestä (Kangas 2018).

**Taulukko 5.** TCMTBn jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla (YM 2005).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Ilmaan  (%) | Pintavesiin  (%) | Aktiivilietteeseen  (%) | Hajoaa  (%) |
| 0 | 85 | 15 | 0 |

#### 4.1.4.4 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.

### Bentsotiatsoli-2-tioli (MBeT)

#### 4.1.5.1 Käyttö

MBeT on heterosyklinen bentsotiatsoliyhdiste, jota 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).

MBeT (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, hajoaa MBeT:ksi) käyttö on viime vuosina ollut pientä (kuva 9).

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

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

MBTS voi jossain määrin hajota MBeT:ksi (Londesborough 2005), minkä takia 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.

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

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

#### 4.1.5.2 Esiintyminen vesiympäristössä

Vesienhoidon kannalta MBeT:n merkityksellisyyttä ei ole pystytty arvioimaan millään vesienhoitoalueella Suomessa (Mehtonen ym. 2021b). Arviointi on vaikeaa, koska MBeT:lle ei ole asetettu EQS-arvoa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteessä 1D. MBeT:n ympäristöpitoisuustietoa ei ole ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä. Puuttuvat EQS -arvot ovat todennäköisesti vaikuttaneet siihen, ettei seurannoissa eikä tarkkailuissa ole koettu tarpeelliseksi selvittää aineen ympäristöpitoisuuksia.

#### 4.1.5.3 Päästöt pintavesiin

MBET ei ole biohajoava (Londesborough 2005). Mallinnuksen perusteella MBTS ei hajoa jätevedenpuhdistamolla vaan suurelta osin (91%) sitoutuu puhdistamolietteeseen (taulukko 6). Sitä ei ole havaittu puhdistetusta yhdyskuntajätevedestä (Vieno; mr 0,5 µg/l, joka on korkea verrattuna meriveden AA-EQS-arvoon), mutta ei ole mitattu kaatopaikkojen suotovedestä (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 jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla (YM 2005).

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Ilmaan  (%) | Pintavesiin  (%) | Aktiivilietteeseen  (%) | Hajoaa  (%) |
| MBeT | 0 | 97 | 3 | 0 |
| MBTS | 0 | 9 | 91 | 0 |

#### 4.1.5.4 Taustatietoa MBeT:n EQS-ehdotukselle

Vuonna 2005 kansallisten haitallisten aineiden lainsäädäntötyössä MBeT:lle ei ollut valmiuksia asettaa vuoden keskiarvopitoisuuden ympäristönlaatunormeja (AA-EQS), koska niille ei ollut saatavilla laadultaan hyväksyttävää analyyttistä määritysmenetelmää. Lisäksi vuonna 2005 kansallisten haitallisten aineiden lainsäädäntötyössä määritettiin MBeT:lle hetkellisen pitoisuuden ympäristönlaatunormit sisämaan pintavesille (MAC-EQS, Londesborough 2005). Työryhmä päätti lisätä MBeT:n vaarallisten aineiden asetukseen mutta ilman ympäristönlaatunormeja (AA-EQS & MAC-EQS). Ympäristönlaatunormien 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 Londesborough (2005) derivoimat MBeT:n EQS-arvot:

* vuosikeskiarvon ympäristönlaatunormiksi (AA-EQS) sisämaan pintavesille 0,8 µg/l ja muille pintavesille (merivedelle) 0,08 µg/l
* hetkellisen pitoisuuden ympäristönlaatunormiksi (MAC-EQS) sisämaan pintavesille 2,5 µg/l ja muille pintavesille (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 laboratorioiden kehitystyön johdosta sen jälkeen, kun em. ympäristönlaatunormit ovat vahvistettu ja kysyntä ko. analyysejä kohtaan lisääntyy.

#### 4.1.5.5 Ehdotus

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

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

MBeT:n pitoisuuksia ympäristössä tulee selvittää tarkkailuissa ja seurannoissa. MBeT tulee sisällyttää luvussa 8.2.2 ehdotettuun selvitykseen, joka käsittelee renkaiden lisäaineita ja niiden käytöstä tai uusiokäytöstä aiheutuvia riskejä vesiympäristölle.

### Bronopoli (2-bromi-2-nitropropaani-1,3-dioli)

#### 4.1.6.1 Käyttö

Bronopolia on biosidi ja 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 valmistus- ja maahantuonti (M+V) sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 14.1.2022).

#### 4.1.6.2 Esiintyminen vesiympäristössä ja päästöt pintavesiin

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 ja teollisuusjätevedestä (Dye et al. 2007, Toivikko 2011, Vieno & Arjonen 2021),
* ei ole havaittu kaatopaikkojen suotovedestä (Virolainen 2010, Kettunen & Laaksonen 2011, Kangas 2018).

Bronopolia on mitattu 88 pintavesipaikalta torjunta-aineseurannan yhteydessä (VESLA:n aineisto). Määritysraja 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 ympäristönlaatunormia (AA-EQS 4 µg/l) Suomessa ja aineen 95.persentiili on määritysrajaa 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 ympäristömatriiseista havaitsematta bronopolia Suomessa tai muissa pohjoismaissa.

Bronopoli on helposti biohajoava, fotolyyttisesti hajoava ja hajoaa nopeasti hydrolyyttisesti vesiympäristölle tyypillisellä pH-alueella hajoamisen ollessa nopeampaa korkeammissa pH-arvoissa (ECHA:n rekisteröintiaineisto - bronopoli; Registration Dossier - ECHA (europa.eu)). Sen jälkeen, kun bronopolin nopea hajoaminen vedessä havaittiin, on riskinarvioinnin huomio siirtynyt aineen hajoamistuotteiden myrkyllisyyden ja riskien arviointiin ja sen edellyttämän 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).

#### 4.1.6.3 Ehdotus

Bronopoli ehdotetaan poistettavaksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston 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 ympäristönlaatunormia Suomessa. Vesienhoidon näkökulmasta bronopoli ei ole merkityksellinen aine millään vesienhoitoalueella Suomessa.

## Kasvinsuojeluaineet

**Katri Siimes**

Nykyisellä asetuksen kansallisesti valitulla ainelistalla (1D) on kuusi kasvinsuojeluaineena käytettyä ainetta. Ne valittiin aikanaan asiantuntija-arviona listalta, jonne oli kerätty 30 suurimman riski-indeksin 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 ympäristökäyttäytymisen ja haittojen osalta.

Asetuksen nykylistalla olevista kasvinsuojeluaineista kolme on poistettu EU:n sallittujen kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden rekisteristä, eikä niitä saa enää käyttää. Päästöinventaariossa (Mehtonen ym. 2021b) vain MCPA on tunnistettu merkitykselliseksi.

### Dimetoaatti

#### Käyttö

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

#### Esiintyminen pintavesissä

Dimetoaattia 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. Dimetoaattinäytteiden 95.persentiilin pitoisuus oli määritysrajaa pienempi ja siten myös RQ 0,5 arvoa pienempi.

Suurin havaittu pitoisuus on ollut 1,5 µg/l. Se havaittiin ruiskutusten jälkeen erään puutarhan velvoitetarkkailupisteellä heinäkuussa 2017. Samalta paikalta ei ole ympäristöhallinnonrekisterissä kuin yksi mittaus tuolta vuodelta. On todennäköistä, että jos näytteitä olisi analysoitu paikalta enemmän, olisi vuosikeskiarvo jäänyt ympäristönlaatunormia (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 dimetoaattipitoisuuksia, vaikka näitä ei ole seurannassa havaittu. Koska aineen käyttö ei ole enää sallittua, korkeita pitoisuuksia ei pitäisi jatkossa enää esiintyä.

Dimetoaatti hajoaa ympäristössä nopeasti. Sen hajoamistuote ometoaatti on haitallisempaa kuin emoaine. Ometotaatti 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). Ometoaatin määritysraja on ollut korkeampi kuin Saksassa johdettu ometoaatin 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 dimetoaattia 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.

### Mankotsebi ja sen hajoamistuote etyleenitiourea

#### Käyttö

Mankotsebi (CAS 8018-01-7) oli Suomen eniten myyty kasvitautien torjunta-aine 2000-luvun alussa, kun aineiden valinta asetuksen listalle tehtiin. Mankotsebiä on käytetty muun muassa perunaruton torjuntaan, mutta sen käyttö väheni 2000-luvun alun tilanteesta muiden perunaruton torjuntaan käytettävien aineiden yleistyessä. Viimeiset mankotsebiä 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. Mankotsebiä 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 maahantuontimäärä ei ole julkista tietoa, sillä käytössä on vain yksi valmiste. 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 pintavesissä

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 määritysrajaa pienempiä (<0,1 µg/l). Vähäistä mittausmäärää selittää se, että riskiä ei ole havaittu riskipaikoilla, ja toisaalta se, että analyysit vaativat erillispanostusta, sillä pitoisuusmääritystä ei voida tehdä monijäämäanalyysillä vaan se pitää analysoida erikseen.

#### Ehdotus

Koska mankotsebiä ei enää käytetä kasvinsuojeluaineena,teollisuuskäyttö on marginaalista -ja havaitut etyleenitiourean pitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä verrattuna ympäristönlaatunormiin, ehdotetaan etyleenitioureaa poistettavaksi asetuksen ainelistalta 1D.

### Prokloratsi

#### Myynti ja 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 kasvinsuojeluainerekisterissä 31.1.2020 ja vuoden 2021 lopussa myös EU:n sallittujen kasvinsuojeluaineiden tehoaineiden listalta, joten sitä ei enää saa käyttää Suomessa kasvinsuojeluaineena.

**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 ympäristössä

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 ympäristönlaatunormia pienempi (0,27 µg/l < AA-EQS 1,0 µg/l). Laskennallinen pitoisuuksien 95.persentiili jäi määritysrajaa pienemmäksi.

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

Kansallinen ympäristönlaatunormi on ollut löysempi kuin EU:n tarkkailuainelistan (watch list) määritysrajavaatimus, joka perustui JRC:n ehdottamaan PNEC-arvoon. Tämän PNEC-arvon johtamisessa oli kuitenkin ollut käytössä vain kalan akuutti LC50-arvo (161 µg/l) ja vähäisestä ekotoksisuustiedosta johtuen JRC käytti PNEC-arvon johtamisessa suurta arviointikerrointa (AF=1000) (Comez Cortes ym. 2020). Sen sijaan kansallinen AA-EQS on johdettu pienimmän kroonisen altistuksen haitattomasta pitoisuudesta (0,1 µg/l, NOEC levän kasvu) käyttäen pientä arvointikerrointa (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 (max 0,73 mg/kg kuiva-ainetta; VESKA2-hankkeen julkaisematon tulos) ylitti myös prokloratsille ehdotetun sedimentin ympäristönlaatunormin 0,3–0,4 mg/kg kuiva-ainetta (Londesborough 2005). Sitä ei kuitenkaan havaittu samoilta paikoilta otetuista pintaesinäytteistä (määritysraja 0,1 µg/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 se poistettavaksi asetuksen ainelistalta 1D, koska sitä ei saa enää käyttää kasvinsuojeluaineena ja koska sitä ei ole havaittu pintavesistä.

### MCPA

#### Myynti ja 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.

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

MCPA:n nykyinen hyväksyntä EU-alueella on ollut voimassa vuodesta 2005 ja se päättyy 10/2023 (hyväksynnät ovat aina määräaikaisia). 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 hyväksyi sen hyväksynnän määräajan pidennyksen syyskuussa 2022.

MCPA on systeemisesti vaikuttava tuhottavan kasvuston lehvästöön ruiskutettava herbisidi. Sen vaikutusmekanismi kasvin sisällä on saman tapainen kuin auksiineilla, jotka ovat luonnollisia kasvin kasvua säätäviä kasvuhormoneja. Auksiinit auttavat kasvia esimerkiksi kääntymään kohti aurinkoa nopeuttamalla kasvua varjon puolella. MCPAn 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 kasvikauden (taimettumisen jälkeen).

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

#### Esiintyminen ympäristössä

MCPA on erittäin vesiliukoinen, se ei juurikaan haihdu, se ei ole kovin pysyvä maaperässä eikä vesi-sedimenttisysteemissä, ja se hajoaa valon vaikutuksesta. Maaperässä hajoaminen on nopeinta aerobisissa olosuhteissa ja lämpimässä (mikrobiologinen hajoaminen), jossa sen pääasiallinen hajoamistuote on 4-kloro-2-metyylifenoli. MCPA on sitoutumiskertoimen perusteella melko helposti kulkeutuva aine. Se sitoutuu kiintoaineeseen vahvemmin happamassa ja sitoutumineen 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 (VESLAn aineisto). Sen mediaanipitoisuus on ollutt 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 ympäristönlaatunormia kertaakaan 2010-luvulla. Kahdessa yksittäisessä näytteessä pitoisuus on ylittänyt voimassa olevan vuosikeskiarvon laatunormin 1,6 µg/l. Suomen nykyinen ympäristönlaatunormi on kuitenkin löysempi kuin useimpien muiden EU-maiden.

**Kuva 15.** MCPA:n pitoisuudet jokivesissä (VESLA). X-akselilla on vuosi sekä niiden näyteiden määrä, joista MCPA:ta on havaittu ja kaikkien analysoitujen näytteiden määrä. Määritysraja on ollut 10 ng/l ja määritysrajaa pienemmät pitoisuudet merkitty määritysrajan puolikkaiksi. Kuvassa esitetyn tummennetun palkin alareuna on 25. persentiili (eli käytännössä 5 ng/l), viiva palkin keskellä on mediaani, tummennetun palkin yläreuna on pitoisuuden 75. persentiili ja värittömän palkin yläreuna on pitoisuuden 95. persentiili. Suurin havaittu pitoisuus on merkitty tähdellä. Huom. logaritiminen asteikkko!

MCPA ympäristökohtaloa on tutkittu mm. Irlannissa viime vuosina (Morton ym. 2020, Morton ym. 2021 ja Atcheson ym. 2022). Tutkimuksissa on havaittu merkittäviä pitoisuuden vaihteluja pintavesissä myös hyvin lyhyen ajan aikana. Valtaosa MCPA:n päästöistä liittyi nopeisiin ”quick flow” tilanteisiin (Atheson ym. 2022).

#### Haitallisuus ja ympäristönlaatunormi

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 ympäristönlaatunormi ja sen arvot ovat välillä 0,01–100 µg/l ([Workbook: WISE\_SOW\_SWMET\_SWRBSP (europa.eu)](https://tableau.discomap.eea.europa.eu/t/Wateronline/views/WISE_SOW_SWMET_SWRBSP/SWMET_SWRBSP_Europe?%3AisGuestRedirectFromVizportal=y&%3Aembed=y)).. 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 ympäristönlaatunormi on sisävesillä 1,6 µg/l ja rannikkovesillä 0,16 µg/l.

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

Herkin testieliö Lemna gibba, eli kupulimaska, on vehkakasveihin kuuluva veden pinnalla kelluva pienehkö 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 ympäristönlaatunormiksi (MAC-EQS) 15 µg/l. Londesborouhg totesi myös, että koska MCPA:n orgaaniseen aineeseen suhteutettu sitoutumiskerroin oli pienempi kuin 3, ei sedimentille tarvinnut määrittää ympäristönlaatunormia. Myöskään sekundääristä altistusta ei pidetty merkittävänä, sillä aineen biokertyvyys oli arvioitu pieneksi vesi-oktanoli jakaantumiskertoimen perusteella (Kow<3).

Kontiokari ja Mattsoff (2011) päätyivät MCPA:n kohdalla samoihin arvioihin kuin Londesborough: 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 ympäristönlaatunormi 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 dimetyyliaminosuolana, joka on vähemmän haitallista vesieliöille kuin MCPA. Siksi he muuttivat tuloksen ensin vastaamaan MCPA:ta: NOEC 16,2 µg/l dimetyyliaminosuolamuodossa 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 MCPAlle 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 ympäristönlaatunormin 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 rannikkovesille. Lisäksi ehdotamme sekä jo aiemmin ehdotetun enimmäispitoisuuden laatunormin MAC-EQS 15 µg/l, käyttöönottoa ja hyvän ja erinomaisen tilan välille rajaksi analyysien toteamisrajaa. Ehdotukset ovat taulukossa 7.

**Taulukko 7.** MCPA:lle ehdotetut ympäristönlaatunormit

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | Ehdotettu uusi normi | Nykyinen normi | Ruotsin normi  (HAV 2019) |
| Sisävesien AA-EQS | 1,0 µg/l | 1,6 | 1,0 µg/l |
| Rannikkovesien AA-EQS | 0,1 µg/l | 0,16 | puuttuu |
| Sisävesien MAC-EQS | 15 µg/l | Ei ole | puuttuu |
| Rannikkovesien MAC-EQS | 1,5 µg/l | Ei ole | puuttuu |
| Hyvän ja erinomaisen tilan normi (ei yhtään ylitystä) | toteamisraja  (n. 0,0005 µg/l) | Ei ole | Ei ole esitetty numeerisena |

Ehdotuksen vaikutukset:

Kokonaisuudessaan muutoksen vaikutukset olisivat pieniä, mutta sen avulla voitaisiin harmonisoida säädöksiä Ruotsin kanssa (nyt samasta lähtöaineistosta muodostettu erilainen numeroarvo normilla), huomioida onnettomuustilanteet (MAC-EQS). Hyvän ja erinomaisen tilan välisestä raja-arvosta on enemmän luvussa 7.1.

Laatunormin alentaminen voi johtaa satunnaisiin laatunormin ylityksiin, mutta ylitykset olisivat kuitenkin edelleen poikkeustapauksia.

### Metamitroni

#### Myynti ja käyttö

Metamitronia (CAS 41394-05-2) käytetään muun muassa sokerijuurikkaan rikkakasvien torjuntaan.. Metamitronin myyntimäärä on pysynyt melko vakaana 2010-luvulla (kuva 16). Sokerijuurikkaan -ja muiden rivikasvien viljelyssä käytetään pinta-alaa kohden rikkakasvien torjunta-aineita enemmän kuin muilla peltokasveilla.

**Kuva 16**. Metamitronin myyntimäärä 2010-luvulla – ja vertailun vuoksi vuonna 2000, jota käytettiin aineen valitsemisessa asetuksen ainelistalle.

Metamitronin estää fosfosynteesiä. Sen ympäristönlaatunormi on asetuksessa 32 µg/l, mutta Kontiokari & Mattsoff (2011) ehdottivat sisämaan pintavesille AA-EQ -arvoksi 4 µg/l. Ruotsalainen riktvärd on 10 µg/l (KemI 2007).

#### Esiintyminen pintavedessä

Metamitronia on analysoitu yli tuhannesta pintavesinäytteestä ja ajoittain havaittu juurikkaan viljelyalueiden alapuolisissa virtavesissä. Yhteensä sitä on havaittu noin 8 % näytteitä. Pitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä sekä nykyiseen, että Kontiokarin ja Mattsoffin (2011) ehdotettamaan alempaan 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. persentiili oli 0,018 µg/l. Osa näytteistä on otettu sokerijuurikkaan viljelyalueiden virtavesistä, jossa pitoisuudet oletettavasti ovat suurimmillaan. Valtaosa näytepaikoista on kuitenkin metamitronin kannalta ollut ollut taustapaikkoja.

Metamitroni hajoaa melko nopeasti vedessä ja sen hajoamistuotetta desaminometamitronia on havaittu vesinäytteistä useammin kuin metamitronia. Desamino-metamitroni on nykykäsityksen mukaan vähemmän haitallinen kuin metamitroni. Suurin havaittu desaminomesamitronin pitoisuus on ollut 0,27 µg/l.

#### Ehdotus

Metamitronia ehdotetaan poistettavaksi asetuksen liite 1D ainelistalta. Metamitronin käyttö sokerijuurikkaan viljelyalueilla on yleistä. Pitoisuudet eivät kuitenkaan ole ylittäneet laatunormia. NORMIa tarkastettava. Aineen seurantaa tarvitaan vain VHA2- ja VHA3- alueilla.

### Tribenuroni-metyyli

#### 4.2.6.1 Myynti ja käyttö

Tribenuroni-metyyli (CAS 101200-48-0) valittiin aikanaan edustamaan pien’annosherbisidejä ja sen myyntimäärät olivat valinnan aikaan suurimmat pien’annosherbisideistä. Sen myyntimäärä on nykyään suunnilleen samalla tasolla kuin vuonna 2000 (kuva 17)

Kuva 17. Tribenuroni-metyylin myyntimäärät 2010-luvulla (tieto ei julkista 2011–2015). Vertailuna on aineen myyntimäärä 2000, jota aikanaan käytettiin aineen valinnassa.

#### 4.2.6.2 Esiintyminen pintavedessä

Tribenuroni-metyyliä tutkittiin 2004–2005 Löytäneenojan 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.

#### 4.2.6.3 Ehdotus

Tribenuroni-metyyli ehdotetaan poistettavaksi asetuksen aineliitteestä 1D.

## Nykyiset kansalliset haitalliset aineet – 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 sekä lisäksi liitteestä 1D ehdotetaan poistettavaksi 13 yhdistettä (Taulukko 8).

**Taulukko 8** Yhdisteet, jotka ehdotetaan jätettäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D sekä yhdisteet, jotka ehdotetaan poistettavaksi liitteestä 1D.

|  |  |
| --- | --- |
| Yhdiste / CAS | Lisätietoa |
| Liitteeseen 1D jätettävät aineet |  |
| Bentsotiatsoli-2-tioli (MBeT) / 149-30-4 | Teollisuuskemikaali, ehdotetaan seuraavia 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.  Lisätietoa löytyy luvusta 4.1.5 |
| MCPA / 94-74-6 | Kasvinsuojeluaine, 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.  Lisätietoa löytyy luvusta 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 löytyy luvusta 4.1.1 |
| Dibutyyliftalaatti (DBP) / 84-74-2 ja bentsyylibutyyliftalaatti (BBP) / 85-68-7 | Teollisuuskemikaaleja, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.2 |
| Resorsinoli / 108-46-3 | Teollisuuskemikaali, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.3 |
| TCMTB / 21564-17-0 | Teollisuuskemikaali, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.4 |
| Bronopoli / 52-51-7 | Teollisuuskemikaali, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.6 |
| Dimetoaatti / 60-51-5 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.1 |
| Mankotsebi / 8018-01-7 (ja sen hajoamistuote etyleenitiourea) | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.2 |
| Prokloratsi / 67747-09-5 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.3 |
| Metamitroni / 41394-05-2 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.5 |
| Tribenuroni-metyyli / 101200-48-0 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.6 |

# Kandidaatit uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi

EU:ssa kulutettiin yli 300 miljoonaa tonnia kemikaaleja vuonna 2018, mistä noin kaksi kolmasosaa oli ihmisterveydelle vaarallisia. Yli 20 000 kemikaalia on rekisteröity EU-alueella REACH-asetuksen mukaisesti ja kemikaalien lukumäärä vain kasvaa (EEA 2020). Lisäksi Euroopan markkinoilla on nykyään yli 3 000 vaikuttavaa lääkeainetta (KOM (2019) 128) ja maataloudessa käytetään noin 450 kasvinsuojeluainetta (Wolfram ym. 2021). Edellä mainituista seikoista johtuen pintavedet ovat riskissä altistua useille kemikaaleille sekä niiden muuntumistuotteille ja epäpuhtauksille pistemäisen ja hajakuormituksen kautta (Wolfram ym. 2021).

Kaikki kemikaalit eivät kuitenkaan aiheuta riskiä ympäristölle tai ihmisterveydelle eikä kaikkia ole taloudellisista syistä mahdollista mitata ympäristöstä. Siksi kemikaaleja on systemaattisesti priorisoitava ja pyrittävä tunnistamaan riskiä aiheuttavat aineet (Sobek ym. 2016).

Kaikkien kemikaalien täydellinen riskinarviointi yksi kerrallaan järkevässä aikataulussa on mahdotonta. Kemikaalien riskinarvioinnin ja -hallinnan tehostamiseksi on keskusteltu ja myös siirrytty samankaltaisesti vaikuttavien aineryhmien riskinarviointiin ja -sääntelyyn yksittäisten kemikaalien sijaan (EEA 2019, EU:n kemikaalistrategia KOM (2020) 667, Rudén 2020, Undeman ym. 2021). 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). Siten REACH:in ja CLP:n toimeenpano on tehostunut, mikä on kemikaalien hallinnan kannalta hienoa.

Vesipuitedirektiivin (VPD) fokus on kuitenkin eri kuin REACH- ja CLP-kemikaalilainsäädännön, joka on siis pintavesien osalta saavuttaa hyvä tila vesimuodostumissa. Uusien VPD:n haitallisten aineiden tunnistaminen edellyttää mitattua seurantatietoa mahdollisen mallinnukseen perustuvan priorisoinnin lisäksi. Kemikaalien kuten lääkeaineiden (Äystö ym. 2020a, SYKE 2020 & van Gils ym. 2020) käyttömääriin tai erilaisiin aktiviteettiarvoihin ja päästökertoimiin (ainevirta-analyysi, SFA Andersson ym. 2012a ja b, Mehtonen ym. 2012) pohjautuva päästöjen (tai päästörekistereihin päästötietoihin; Verta ym. 2009) ja edelleen ympäristöpitoisuuksien mallintaminen on hyödyllinen priorisoitaessa erilaisia kemikaaleja esimerkiksi seurannan kohdistamiseksi, riskinarviointiin ja edelleen riskiaineiden tunnistamisessa. Mallinnustulosten verifiointiin tarvitaan kuitenkin riittävästi mitattua ympäristöpitoisuustietoa. EU:n prioriteettiainelistan tarkistustyössä käytetään mallinnustietoa ja mitattua seurantatietoa (Carvalho ym. 2016, EC 2014a, Lettieri ym. 2016). Ympäristömittausten vähyys ja joidenkin aineiden osalta puuttuminen ensimmäistä kansallisten haitallisten aineiden listaa muodostaessa vuosina 2000-2005 oli suuri puute, näin jälkikäteen arvioituna, vaikkakin joidenkin aineiden käyttömäärien voimakas vähentyminen osaltaan selittää sitä, ettei aineita ole löydetty tai ei ole löydetty ympäristönlatunormeja ylittävinä pitoisuuksina (ks. luku 2.1 ja luvun 4 ainearviot).

Wolframin ym. (2021) mukaan, joka perustuu Euroopan ympäristöseurantatietoon 352 haitta-aineesta (WISE6-tietokanta: EU-prioriteettiaineita + muita aineita; >8 300 000 mittausta vuosilta 2001–2015; 8213 havaintopaikkaa 31 Euroopan maassa) haitallisten aineiden seurantaohjelmat ovat monessa Euroopan maassa parantuneet (WISE Water Quality database) tietojen perusteella. Myös Suomessa seuranta on monipuolistunut erityisesti, kun analysoitujen aineiden lukumäärä on lisääntynyt vuosina 2001-2015. Samanaikaisesti aineita esiintyy Euroopassa useammin (esiintymisfrekvenssit nousseet) ja niiden akuutit riskit vesiekosysteemeille (kaloille ja vesiselkärangattomille) näyttävät lisääntyneen, kun taas riskit vesikasveille eivät ole muuttuneet. Riskit ovat joko oikeasti lisääntyneet tai parempi ympäristöseuranta on tuonut jo aikaisemmin esiintyneet riskit esiin.

Kasvinsuojeluaineet (erityisesti insektisidit ja herbisidit) aineryhmänä aiheuttaa suurimman akuutin riskin vesiympäristölle. Teollisuuskemikaalit ovat toiseksi suurin aineryhmä, joka aiheuttaa riskiä vesiekosysteemeille. On kuitenkin mahdollista, että teollisuuskemikaalit aiheuttavat suurempaa riskiä kuin nykytietämys osoittaa tai kasvinsuojeluaineet aiheuttavat, jos niistä olisi yhtä laajasti ekotoksisuustietoa kuin kasvinsuojeluaineista nykyisin on (Wolfram ym. 2021).

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, mutta tilanne voisi olla toisin, jos niistä olisi yhtä laajasti ekotoksisuustietoa kuin kasvinsuojeluaineista nykyisin on (Wolfram ym. 2021). Arvioinnin tulos voi olla toisenlainen, jos olisi parempaa tietoa myös aineiden kroonisista vaikutuksista ja riskeistä sekä hetkellisistä pitoisuushuipuista.

Globaalin ympäristöseurantatiedon perusteella (83 tutkimusta, vuodet 2010–2021, Weighted Average Risk Quotient eli WARQ —suhdeluku) Yang ym. 2022 ovat listanneet aineita, jotka aiheuttavat suurinta riskiä pintavedelle. Sedimentti ja eliöstö oli jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Suurimman WARQ-riskisuhteen omaavista 53 aineesta 36 oli PPCP-aineita, seitsemän kasvinsuojeluaineita (mm. heptakloori & diatsinoni) ja 10 teollisuuskemikaalia (mm. PFOA & nonyylifenoli). WARQ-suhdelukuihin perustuvallaTOP10-listalla on vain PPCP-aineita, joista lääkeaineita 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 priorisoitujen aineiden suuntaan (Yang ym. 2022.

Ympäristöhallinnon tietorekistereiden pintavesipitoisuustietoa on kerätty tämän luvun ainekohtaisiin lukuihin. Kandidaattiaineita uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ovat tietyt teollisuuskemikaalit kuten bisfenoliset aineet ja PFAS-yhdisteet (luku 5.1), lääkeaineet (luku 5.2), epäorgaaniset aineet kuten hopea ja sulfaatti (luku 5.3) ja kasvinsuojeluaineet (luku 5.4).

Ne aineet, joista ei ole riittävästi mitattua ympäristöpitoisuustietoa arvioida aiheuttaako aine riskiä vesiympäristölle, on ehdotettu lisättäväksi kansalliseen kartoitukseen (luku 8.2).

## Teollisuuskemikaalit

Bisfenoliset yhdisteet (luku 5.1.1) valittiin ainearviointiin mm. sen takia, että bisfenoli A on ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (COM (2022) 540; Wood 2022), mutta sen päätyminen EU:n prioriteettiaineeksi ei ole varmaa. Haluttiin myös arvioida vesiympäristölle aiheutuvia riskejä BPA:n lisäksi joidenkin muiden bisfenolisten yhdisteiden käytöstä.

PFAS-yhdisteet (luku 5.1.2) ja PAH-yhdisteet (luku 5.1.9) valittiin ainearviointiin mm. sen takia, että ne ovat ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (COM (2022) 540; Wood 2022), mutta niidenkään päätyminen EU:n prioriteettiaineiksi ei ole varmaa.

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 ei ole ympäristöviranomaisten puolesta ohjattu millaisia haitattomia ksantaattien pitoisuuksia makeanveden ekosysteemit sietäisivät eikä minkäänlaisia päästöraja-arvoja ole sovellettu.

Pysyviä ja kulkeutuvia yhdisteitä (luku 5.1.4) valittiin ainearvioon siksi, että ne ovat saaneet EU-tasolla lisääntyvässä määrin huomiota erityisesti juomaveden kautta aiheutuvan terveysriskien vuoksi, mutta myös ympäristöriskit ovat hyvin mahdollisia.

REACH kandidaattilistan aineita (luku 5.1.5) valittiin ainearvioon siksi, että ne on tunnistettu EU-tasolla 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 pieninä pitoisuuksina haittaa ihmiselle ja ympäristölle.

6-PPD ja sen muuntumistuote 6-PPD kinoni (luku 5.1.7) valittiin arvioitavaksi aineeksi niiden aiheuttaman lohikaloille aiheutuvan suuren riskin vuoksi. HMMM (luku 5.1.8) valittiin arvioitavaksi aineeksi, koska sitä on löydetty pintavesistä Saksasta ja Hollannista, Kanadasta, USA:sta ja Australiasta ja sen tai sen muuntumistuotteiden epäillään aiheuttavan riskiä vesiympäristölle.

### Bisfenoliset aineet

**Jukka Mehtonen & Ville Junttila**

Bisfenolit (BP) ovat aineryhmä, jonka kaikissa yhdisteissä on kaksi fenyyliryhmää. Bisfenolit ovat synteettisiä eli ihmisen valmistamia kemikaaleja.

#### 5.1.1.1 Käyttö ja rajoitustilanne EU:ssa

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 ED-aineita ja hormonaalisesti yhtä aktiivisia kuin BPA (Rochester & Bolden 2015).

ECHA:n (2021) 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 ihmisterveyteen ja ympäristöön tai niiden PBT / vPvB – ominaisuuksista aiheutuvat haitalliset vaikutukset ympäristöön. Lisäksi BPAF-ryhmän yhdisteet ovat OECD:n kriteerien perusteella PFAS-yhdisteitä eli ne kuuluvat valmisteilla olevan PFAS-yhdisteiden käytön laajan rajoittamisen (kaikki ei-välttämättömät käyttökohteet) piiriin. Tässä raportissa arvioitiin tarkemmin kahdeksan BP-yhdisteen osajoukko ECHA:n (2021) tunnistamista 34 BP-yhdisteestä (Taulukko 9).

**Taulukko 9.** Arvioidut bisfenoliset yhdisteet.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Yhdiste | CAS | Lisätietoa |
| Bisfenoli A (BPA, 4,4'-dihydroksi-2,2-difenyylipropaani) | 80-05-7 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa,  SVHC-aine R- ja ED- ympäristö ja terveys ominaisuuksien vuoksi (ECHA 2021b) |
| Bisfenoli B (BPB) | 77-40-7 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa,  SVHC-aine ED- ympäristö ja terveys ominaisuuden vuoksi (ECHA 2021b) |
| 4,4'-isobutyylietylideenidifenoli (2,2-bis(4'-hydroksifenyyli)-4-metyylipentaani) | 6807-17-6 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa,  SVHC-aine R-ominaisuuden vuoksi (ECHA 2021b) |
| Bisfenoli S (BPS) | 80-09-1 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b),  SVHC-aine R- ja ED ympäristö ja terveys -ominaisuuksien vuoksi (Belgium 2022) |
| Bisfenoli F (BPF) | 620-92-8 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b) |
| Bisfenoli AF (BPAF) | 1478-61-1 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b) |
| Bisfenoli C (BPC) | 79-97-0 | aine, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b) |
| D8 (4-(4-isopropoksifenyylisulfonyyli)fenoli) | 95235-30-6 | tunnistettu aineeksi, jonka käyttö tulisi rajoittaa EU:ssa (ECHA 2021b) |

R = lisääntymismyrkyllinen (REACH artiklan 57c mukainen aine)

ED = hormonitoimintaa häiritsevä aine (REACH artiklan 57f mukainen aine)

Bisfenolisia yhdisteitä käytetään EU-alueella pääasiassa välituotteena polymeerien, polymeerihartsien kuten polykarbonaattimuovin valmistuksessa sekä epoksihartseissa ja kovettimissa. Lisäksi niitä 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 autonosat. 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 juomatölkkien sisäpinnoitteissa, jotta metalli ei ruostu ja jotta tietyt metallit eivät siirry tölkkien sisältöön. Niitä käytetään myös vesiputkien sisäpinnoitteissa ja lämpöpaperin valmistuksessa. Lämpöpaperia 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 (57(f)).

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 tarkoitetussa 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 ovat myös BPS:ää ja BPF:ää käytetään muovin valmistuksessa. Etenkin BPS:ää käytetään koko ajan enemmän lämpöpaperien tuotannossa. BPS:llä epäillään olevan monia samoja haitallisia terveysvaikutuksia kuin BPA:lla (HBM4EU 2019). ECHA:n (2020) mukaan BPS-pohjaisen lämpöpaperin 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 & 2021). Saksa valmistelee parhaillaan laajaa bisfenolisten yhdisteiden EU-tason rajoitusehdotusta, joka voi koskea esimerkiksi lämpöpaperi, muovia ja tekstiilejä (Pickstone 2022, <https://echa.europa.eu/fi/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e1853413ea>).

BPB ja 4,4'-isobutyylietylideenidifenoli ovat REACHin erityistä huolta aiheuttavien aineiden ehdokasluettelossa.

Lisätietoa bisfenolisten aineista kuten käytöstä ja vaaraluokitteluista löytyy ECHAn (2021) raportista.

#### 5.1.1.2 Käyttö Suomessa

Bisfenoli A:ta sisältävien kemikaalituotteiden vuosittainen valmistus- ja maahantuontimäärä Suomessa on noussut aina vuoteen 2010 asti (1 082 tonnia/a), minkä jälkeen sen valmistus ja maahantuonti 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 ECHAn C&L sivustolla ([C&L-luettelon tietokanta (europa.eu)](https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/51189)) 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'-isobutyylietylideenidifenolia (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-isopropoksifenyylisulfonyyli)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. BP-yhdisteitä käytetään Suomessa, vaikka KETU-rekisterin mukaan aineita käyttöä ei ole (vrt. BPS yllä).

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

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Yhdiste | CAS | REACH rekisteröity määrä (tn/a), EU1 | Pääkäyttökohteet, EU2 | Valmistus- ja maahantuonti, Suomi (tn/a)3 |
| Bisfenoli A (BPA) | 80-05-7 | 100 000 – 1 000 000 | \* polykarbonaattimuovit  \* lämpöpaperin valmistus  \* välituote polymeerien, polymeeri- & epoksihartsien valmistuksessa  \* epoksihartsin kovettimet  \* hapettumisestoaine PVC:n valmistuksessa | 2020-21: valmistus 4-7 / maahantuonti 0.3-0.7 |
| Bisfenoli S (BPS) | 80-09-1 | > 10 000 – 100 000 | \* lämpöpaperin valmistus,  \* välituote polymeerien, polymeeri- & epoksihartsien valmistuksessa,  \* tekstiilit, nahka, paperi, kartonki | 2021: valmistus 0 / maahantuonti 393  2018-20: määrätieto luottamuksellista |

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

2 ECHA 2021b + BPS:n osalta

3 Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022

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

#### 5.1.1.3 Esiintyminen ympäristössä

VESLA-rekisteriin on tallennettu tietoa tässä raportissa arvioitujen BP-yhdisteiden osalta (ks. Taulukko 9) vain BPA:n ja BPF:n pintavesipitoisuuksista. 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 mittausten 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 määritysrajan ylittäneiden pitoisuuksien mediaanit eri ympäristötyypeissä (± mediaanin keskipoikkeama).

BPA:n havaitsemistiheys (määritysrajan ylittävien mittaustulosten 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 havaitiin pintavesistä harvemmin 2.1.2020 voimaan astuneen lämpöherkän paperikäytön rajoituksen jälkeen (2007-2019 vs. 2020-2022 data), mutta havaittujen pintavesipitoisuuksien mediaani on vuosina 2020-22 edelleen suurempi kuin arvioitu haitaton pitoisuustaso (PNEC 0,017 µg/l; JRC 2022a) eli aineesta voi aiheutua riskiä vesiympäristölle.

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 Terrisuonojalla Vantaanjoen valuma-alueella. BPF:lle ei löydetty luotettavaa pintavesien PNEC-arvoa, joten ei pystytty arvioimaan aineesta aiheutuvaa riskiä vesiympäristölle.

Taulukko 11. Bisfenolisten aineiden esiintyminen pintavesissä Suomessa. Tiedot on haettu toukokuussa 2022 VESLA-rekisteristä. BPA:lle on tallennettu tietoja vuosille 2007–2022 ja BPF:lle 2018–2022.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Aine | PNEC krooninen  (μg/l) | Määritysraja  (µg/l) | Mittausten  lkm | | Havaitsemistiheys | | Määritysrajan ylittäneet pitoisuudet  (µg/l) | | | | | |
| Mediaani  (± MAD) | | 95.  persentiili | | Maksimi | |
| 2007–2019 | 2020–2022 | 2007–2019 | 2020–2022 | 2007–2019 | 2020–2022 | 2007–2019 | 2020–2022 | 2007–2019 | 2020–2022 |
| BPA | sisävedet: **0,017a** (0,25b)  merivesi: **0,017a** | 0,001–3,0  moodi: 0,30 | 699 | 159 | 19 % | 7 % | 0,12 ± 0,09 | 0,16 ± 0,05 | 5,5 | 0,36 | 460 | 0,42 |
| BPF | - | 0,02–0,6  moodi: 0,02 | 120 | 40 | 0 % | 5 % | - | 0,095 ± 0,045 | - | - | <0,6 | 0,14 |

MAD=mediaanin keskipoikkeama, a JRC 2022a, b ECHA 2017

#### 5.1.1.4 Päästöt pintavesiin

Mallinnustulosten perusteella jätevedenpuhdistamolla BPA pääosin hajoaa (82%), päätyy jossain määrin pintavesiin (12%), sitoutuu vähäisesti puhdistamolietteeseen eikä haihdu (taulukko 12). 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 12.** BPA:n jakautuminen biologis-kemiallisella jätevedenpuhdistamolla (EC 2003b).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Ilmaan  (%) | Jäteveden mukana pintavesiin  (%) | Aktiivilietteeseen  (%) | Hajoaa  (%) |
| Mitätön | 12 | 6 | 82 |

Arvioitujen bisfenolien päästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (YLVA-rekisteri, hakupvm 17.5.2022). Bisfenoliset aineet eivät kuulu E-PRTR-asetuksen ainelistaan (Liite 2 – Epäpuhtaudet). 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.

BPA:n riskiosamäärä effluentin suhteen (RQeffluentti eli max-effluenttipitoisuus / PNEC) oli merivesi-PNECin (0,15 μg/l) suhteen 2,1, mutta < 1 sisävesi-PNECin (1,6 μg/l) suhteen. BPA kuului kolmanteen 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 13. BPA-, BPS- & BPF-pitoisuuksia yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen jätevedessä Suomessa. med = mediaani, ka = keskiarvo, mr = määritysraja

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Selvitys | Tuleva jätevesi  μg/l | Puhdistettu jätevesi  μg/l |
| 17 isoa puhdistamoa, 2020 (Vieno & Arjonen 2021) | BPA <0,5 – 17, med 0,87 (16 puhdistamolla pit. >mr)  BPS <1,0 – 37, med 2,0 (16 puhdistamolla pit. >mr)  BPF < mr | BPA <0,05 – 0,32, med <0,05 (7 puhdistamolla pit. >mr)  BPS <0,1 – 1,2, med <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 sisävedet0,017 (JRC 2022a) / 0,25 (ECHA 2017)  BPA merivesi 0,017 (JRC 2022a) |

#### 5.1.1.5 Ehdotus

Bisfenolisten aineiden 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 BP-yhdisteitä, mutta erityisesti BPA:ta korvanneita BP-yhdisteitä kuten BPS ja BPF. Kartoituksen kohteina ovat ainakin yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä teollisuuden (jonka tiedetään käyttävän aineita) jätevedet ja niiden kuormittavat pintavedet. 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.

### PFAS -yhdisteet

**Ville Junttila, Jukka Mehtonen & Katri Siimes**

Per- ja polyfluoratut alkyyliyhdisteet (PFAS) on aineryhmä, joka koostuu yli 4 700 rakenteeltaan ja ominaisuuksiltaan vaihtelevasta kemikaalista. 1990-luvun loppupuolella 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.

PFAS-yhdisteet ovat ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (COM (2022) 540; Wood 2022). Alla esitettään myös vaihtoehtoja kansallisiksi laatunormeiksi, mikäli PFAS-yhdisteitä ei lisätä EU:n prioriteettiainelistalle.

#### 5.1.2.1 Laatunormiesitys EFSA:n arvioiman neljän PFAS-yhdisteen summalle

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

Arvio PFAS4-yhdisteidensiedettävälle 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 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-derivointiohjeen (EC 2018) 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 olevalle yhdisteelle olemassa. EFSA:n tekemässä riskinarviossa on esitetty arviot suomalaisten 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). Tämän takia on perustelua käyttää laatunormin laskemisessa kerrointa 0,44 oletusarvon 0,2 sijasta.

Taulukko 14. Suomalaisten aikuisten altistus PFAS4-yhdisteille eri elintarvikeryhmien kautta (EFSA 2020, liite A).

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Elintarvikeryhmä | PFHxS | PFNA | PFOA | PFOS | Summa |
| Keskimääräinen altistus (ng/kg rp./pv ) | | | | | |
| 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** |
| Elintarvikeryhmän osuus PFAS4-kokonaisaltistuksesta | | | | | |
| 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 % |

Luonnonvarakeskuksen kalankäytön tilastojen perusteella kotimaisen kalan kulutus on noin 150 g/hlö viikossa, jolloin ravinnoksi käytettävän kalan raja-arvoksi PFAS4 -yhdisteiden pitoisuudelle voidaan laskea:

PFAS4 QSkala, ihmisterveys = 70 kg \*0,44\*4,4 ng PFAS4/kg rp/vko / 0,150 kg tp. kalaa/vko = 903 ng/kg tp. = 0,90 µg/kg tp.

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

Tällöin PFAS4:n raja-arvoksi QSpintavesi, ihmisterveys voidaan esittää:

PFAS4 QSpintavesi, ihmisterveys = 70 kg \* 4,4 ng/PFAS4/kg rp/vko / 14 l/vko = 22 ng/l.

Raja-arvot siis tarkoittavat, että jos 35-vuotias imettävä nainen syö raja-arvopitoisuuden sisältävää kalaa 150 g viikossa, tai vastaavasti juo raja-arvopitoisuuden sisältävää vettä 14 l viikossa, riski sille, että hänen imeväisikäisen lapsensa veren vasta-aineiden määrä pienenisi 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 QSkala, ihmisterveys -raja-arvo (0,90 µg/kg tp.) ylittyy kaikilla haitallisten aineiden seurannan pistekuormitteisilla kalanäytepisteillä (kuva 20). Pistekuormitteisiksi katsotaan PFAS-yhdisteiden kohdalla ne näytepisteet, joiden läheisyyteen johdetaan yhdyskuntajätevesiä.

Kuva 20. PFHxS:n,, PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet ahvenen lihas ja nahka -näytteissä pistekuormitetuilla sisävesinäytepisteillä. PFHxS:a havaittiin pienenä pitoisuutena Porvoonjoen näytepisteellä. PFOA:a ei havaittu näytepisteillä.

Hajakuormitteisten näytepisteiden osalta raja-arvo ylittyy suurimmassa osassa pisteistä, mutta ei Haukivedellä, Inarijärvessä, Oulujärven Ärjänselällä tai Valkea-Kotisessa (kuva 21).

Kuva 21. PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet ahvenen lihas ja nahka -näytteissä hajakuormitetuilla sisävesinäytepistellä. PFHxS:a ja PFOA:a ei havaittu näytepisteillä.

Rannikon osalta raja-arvo ylittyy kaikilla näytepisteillä (kuva 22).

Kuva 22. PFHxS:n, PFOA:n, PFOS:n ja PFNA:n keskimääräiset pitoisuudet ahvenen lihas ja nahka -näytteissä rannikkonäytepisteillä. PFHxS:n ja PFOA:n pitoisuudet olivat hyvin pieniä verrattuna kahteen muuhun yhdisteeseen.

#### 5.1.2.2 Laatunormiesitys 24 PFAS-yhdisteen **summalle**

Laatunormiehdotuksen tausta

EU:n prioriteettiainelistan tarkistuksen yhteydessä Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (The Joint Research Centre, JRC) on valmistellut asiakirja-aineiston luonnokseksi 24 PFAS-yhdisteen (∑PFAS24) summan ympäristönlaatunormeista (EQS) (JRC 2021a). JRC:n laatima EQS-luonnos perustuu VPD:n EQS-derivointiohjeeseen (EC 2018), yhdisteiden suhteelliseen toksisuuteen (Bil ym. 2021), EFSA:n riskinarviotutkimukseen (EFSA 2020) ja ympäristönlaatunormiin 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. kohta Laatunormiesitys EFSA:n arvioiman neljän PFAS-yhdisteen summalle).

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

QSbiota, hh, food -arvoksi saadaan kaavaa 0,2\*0,63 ng PFAS/kg rp./päivä / 0,00163 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 ympäristönlaatunormin 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 luonnostelemaan kalan ja juomavetenä käytettävän pintaveden EQS-raja-arvoon sisältyvät 24 PFAS-yhdistettä ja niiden suhteellisen vaikutustehon kertoimet (RPF) (Bil ym. 2021).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Yhdiste | CAS | RPF |
| PFBA | 375-22-4 | 0,05 |
| PFPeA | 2706-90-3 | 0,01 ≤ RPF ≤ 0,05 |
| PFHxA | 307-24-4 | 0,01 |
| PFHpA | 375-85-9 | 0,01 ≤ RPF ≤ 1 |
| PFOA | 335-67-1 | 1 |
| PFNA | 375-95-1 | 10 |
| PFDA | 335-76-2 | 4 ≤ RPF ≤ 10 |
| PFUnA or PFUnDA | 2058-94-8 | 4 |
| PFDoDA or PFDoA | 307-55-1 | 3 |
| PFTrDA | 72629-94-8 | 0,3 ≤ RPF ≤ 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 ≤ RPF ≤ 0,6 |
| PFHxS | 355-46-4 | 0,6 |
| PFHpS | 375-92-8 | 0,6 ≤ RPF ≤ 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[[1]](#footnote-2) | 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 maksatoksisuuskokeiden tuloksiin. EQS-luonnoksessa oletetaan, että PFAS-yhdisteet ovat haitallisia ihmisen immuunijärjestelmälle samassa suhteessa kuin ne ovat maksatoksisia rotalle.

QSbiota,hh, food -arvon ohella JRC:n EQS-luonnoksessa (JRC 2021a) on esitetty ihmisterveyteen perustuva laatunormi PFAS-yhdisteiden summalle juomavetenä käytettävälle pintavedelle (QSdw,hh). QSdw,hh-normi on laskettu samalla tavoin kuin QSbiota, hh, food, mutta juomaveden kulutuksena on käytetty määrää 2 l/päivä, jolloin QSdw,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 QSbiota, hh, food -raja-arvon (0,077 µg/kg tp., PFOA-ekvivalenttina) kaikilla näytteenottopaikoilla Suomessa: pistekuormitteisilla näytepisteillä 40–470-kertaisesti (Kuva 23), hajakuormitteisilla näytepisteillä 16–360-kertaisesti (Kuva 24) ja rannikkonäytepisteillä 96–830-kertaisesti ( 25). Koska summapitoisuudet ovat suuria suhteessa raja-arvoon, on kuvissa pitoisuudet esitetty riskisuhteina, joka on mitattu keskipitoisuus jaettuna raja-arvolla.

Kuva 23. PFAS-yhdisteiden keskimääräisten PFOA-ekvivalenteiksi muutettujen summapitoisuuksien riskisuhde pistekuormitteisten näytepisteillä ahventen lihas ja nahka -näytteissä.

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

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

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 QSdw,hh -raja-arvon (4,41 ng/l, JRC 2021a) (Taulukko 16). Myös muissa seurantajoissa, lukuun ottamatta Kemijokea, Tornionjokea ja Vuoksea, ehdotettu QSdw,hh ylittyy aika ajoin.

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

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **Joki** | **Mittauksia** | **Mediaani**  **(ng/l)** | **90 persentiili**  **(ng/l)** | **QSdw,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 % |

#### 5.1.2.3 Juomavesidirektiivin mukaiset raja-arvot PFAS-yhdisteille

Juomavesidirektiivi tuli voimaan 12.1.2021, ja se on saatettava kansallisesti voimaan kahden vuoden kuluessa voimaantulosta. Tarkistetun direktiivin tiukennetuilla vedenlaatunormeilla puututaan huolta aiheuttaviin pilaaviin aineisiin, kuten PFAS-yhdisteisiin.

PFAS-yhdisteillä on kaksi erilaista juomaveden raja-arvoehdotusta: ”PFAS:t yhteensä” ja ”PFAS-aineiden summa”. ”PFAS:t yhteensä” tarkoittaa per- ja polyfluoroalkyylien kokonaismäärää. Laatunormin arvo on 0,50 μg/l, mutta siihen sisältyviä PFAS-yhdisteitä ei ole vielä määritelty. ”PFAS-aineiden summa” tarkoittaa direktiivin liitteen III B-osan 20 PFAS-yhdisteen summaa, joita pidetään ongelmallisena ihmisten käyttöön tarkoitetussa vedessä. Laatunormi on 0,10 μg/l. Komissio vahvistaa viimeistään 12.1.2024 tekniset suuntaviivat analyysimenetelmistä muuttujien ”PFAS:t yhteensä” ja ”PFAS-aineiden summa” mukaisten per- ja polyfluoroalkyylien seurantaa varten, mukaan lukien toteamisrajat, muuttujien arvot ja näytteenottotiheys. Jäsenvaltiot voivat sen jälkeen päättää kumpaa muuttujaa käyttävät vai käyttävätkö niitä molempia.

Juomavesidirektiivin raja-arvot eivät sovellu ympäristönlaatunormiksi, koska lähtökohtana niissä on juomaveden käyttöturvallisuus ympäristönsuojelun sijasta. PFAS-yhdisteille asetettavan laatunormin tulisi suojella myös muita eliöitä kuin ihmisiä. Juomavesidirektiivin raja-arvot ovat selvästi suurempia kuin toksikologisiin tutkimuksiin perustuva JRC:n juomavetenä käytettävälle pintavedelle johtama raja-arvo (24 PFAS-yhdisteen summa 4,41 ng/l PFOA-ekvivalenttina), joten ei ole varmuutta, että ne olisivat riittävän suojelevia ympäristön tai ihmisterveyden kannalta. Toistaiseksi ei ole myöskään tietoa, mitä juomavesidirektiivin ”PFAS-aineita yhteensä” - raja-arvo koskee.

#### 5.1.2.4 Ehdotus

PFAS-yhdisteet ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, jos niitä ei parhaillaan käynnissä olevassa EU-tason tarkistustyössä vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi eli asetuksen (1022/2006) liitteen 1C aineeksi. PFAS-yhdisteet ovat ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineiksi ja EU-komissio on 26.10.2022 ehdottanut niitä uusiksi prioriteettiaineiksi (COM (2022) 540, Wood 2022). On varmistettava, että aineryhmä ei päädy sekä EU:n prioriteettiainelistalle että kansalliseksi haitalliseksi aineeksi, mikä voi aiheuttaa ristiriitaisuuksia ja tuottaa turhaa lisätyötä VPD:n toimeenpanossa.

PFAS-yhdisteille ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 17 esitetyt JRC:n (JRC 2021a) johtamat 24 PFAS-yhdistettä koskevat ∑PFAS24-ympäristönlaatunormit. Laatunormi esitetään asetettavaksi sekä kalalle (0,08 µg/kg tp. PFOA-ekvivalenttina) sekä pintavedelle (4,4 ng/l PFOA-ekvivalenttina.

Laatunormit ovat tärkeää asettaa sekä kalalle että pintavedelle, koska PFAS-yhdisteet jakautuvat ominaisuuksiensa takia eri matriiseihin. Laatunormiehdotuksen valintaan vaikuttaa se, että on mahdollista, että JRC:n johtama esitys ∑PFAS24-ympäristönlaatunormista otetaan käyttöön EU:n alueella toisin kuin edellä johdettu raja-arvo EFSA:n arvioimille PFAS4-yhdisteelle. JRC:n ehdotus myös ottaa huomioon suuremman ainelukumäärän.

Taulukko 17. PFAS-yhdisteille ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristönlaatunormit (COM (2022) 540).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (suluissa suojelunkohde) | SYKEn ehdotus, joka perustuu JRC:n arvioon (JRC 2021a) | Komission ehdotus |
| EQSkala sisä- ja rannikkovedet (ihmisterveys) | 0,08 µg/kg tp., 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina (pyöristetty arvo), yhdisteet listattu taulukossa 15 | 0,077 µg/kg tp., 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina, yhdisteet listattu taulukossa 15 |
| AA-EQS sisämaan pintavesi (ihmisterveys) | 4,4 ng/l, 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina, yhdisteet listattu taulukossa 15 | 4,4 ng/l, 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina, yhdisteet listattu taulukossa 15 |
| AA-EQS rannikkovesi (ihmisterveys) | ei ehdotusta | 4,4 ng/l, 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina, yhdisteet listattu taulukossa 15 |

SYKEn laboratorioanalytiikkavalmiuksien perusteella ∑PFAS24 -yhdisteiden analyysimenetelmät kalanäytteille eivät kaikkien yksittäisten yhdisteiden kohdalla täytä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle ehdotetulla EQSkala-pitoisuustasolla. Vesinäytteiden osalta määritysrajalle asetetut vaatimukset täyttävää analytiikkaa on olemassa ehdotetulla pintaveden AA-EQS - 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. Edellä mainitut puutteet eivät kuitenkaan estä PFAS-aineryhmän ja niille ehdotettujen EQS-arvojen lisäämistä asetukseen. 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 paranevan laboratorioiden tekemän menetelmäkehitystyön johdosta sen jälkeen, kun em. ympäristönlaatunormit ovat vahvistettu ja kysyntä ko. analyysejä kohtaan lisääntyy. Mahdollisesti on olemassa laboratorioita, joilla jo on vaatimukset täyttävää PFAS-yhdisteiden analytiikkaa.

**Arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin**

\* Nykyisen suppeahkon mittaustiedon (lähinnä kala) perusteella taulukossa 17 ehdotetut ympäristönlaatunormit ylittyvät kaikissa Suomen vesimuodostumissa. Inarijärvessä ehdotettu raja-arvo ylittyy ja joidenkin pienten järvien sedimenteistä (Keimiöjärvi ja Sierramjärvi) aineita löytyy, eli ympäristönlaatunormit voivat ylittyä kaikkialla. Tämän todentaminen edellyttää uuden mittaustiedon hankkimista.

\* Ehdotuksen johdosta VPD:stä aiheutuvat päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet tulevat lisääntymään, koska tarkkailun tarvetta pitää arvioida 24 PFAS-yhdisteelle nykyisin velvoitetun yhden PFAS-yhdisteen (PFOS) sijaan. PFAS-yhdisteet voidaan analysoida samalla analyysipaketilla kuin PFOS.

\* Ympäristöseurannoissa käytetään nykyisin PFAS-yhdisteen analyysipakettia, joka sisältää PFOSin ja 17 muuta PFAS-yhdistettä.

\* Edellä mainituista tarkkailu- ja seurantatarpeista johtuen PFAS-analytiikkaa Suomessa tulee kehittää, jotta kaikki ehdotetut 24 PFAS-yhdistettä pystytään analysoimaan ja asetuksen liitteen 3 analyysivaatimusten mukaisesti.

### Ksantaatit

**Matti Leppänen, Jukka Mehtonen & Ville Junttila**

Ksantaatit ovat synteettisiä orgaanisia rikkiyhdisteitä.

#### 5.1.3.1 Käyttö ja rajoitustilanne EU:ssa

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 synteesien välituotteina (10 yhdistettä), kumin vulkanoinnissa (4 yhdistettä) ja 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 ECHAn seulaan ja marraskuussa 2021 niistä pyydettiin aineiden REACH-rekisteröijiltä paljon lisätietoja, jotta aineilta edellytetyt tietovaatimukset täyttyisivät. Rekisteröijien tulisi toimittaa em. tietoja elokuuhun 2024 mennessä. Lisätiedot voivat johtaa riskinhallintatoimenpiteisiin EU-tasolla, mutta prosessi on tällä hetkellä kesken (Kärkkäinen 2022).

#### 5.1.3.2 Käyttö Suomessa

Tyypillisimmät kaivostoiminnassa käytettävät ksantaatit ovat kaliumisopentyyli-, kaliumamyyli-, natriumetyyli- ja natriumisopropyyliksantaatti (mm. ECHA 2019), joita käytetään Suomessa suurina määrinä kaivostoiminnan lisäksi nikkelin ja kuparin tuotannossa (taulukko 18, kuvat 26-28, Salonen 2020). Ksantaatissa on sekä polaarinen että ei-polaarinen pää. Polaarisella yhdisteellä on sähkövaraus, ja vaahdotuksessa metalliyhdisteet tarttuvat ksantaatin polaariseen päähän. Ksantaatin ei-polaarinen (vettä hylkivä) pää suuntautuu vettä kohti, jolloin ksantaatti metalleineen nousee ilmakuplien mukana veden pinnalle, ja arvoaineet sisältävä vaahto kerätään talteen. 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 tultaisiin käyttämään arviolta 39 tonnia vuodessa ([Hannukaisen rautakaivos hakee lupaa käyttää 3 705 tonnia myrkyllisiä ksantaatteja – Kaivosyhtiö: myrkkyjä ei pääse Tornionjoen vesistöön (yle.fi)](https://yle.fi/uutiset/3-10392437)). Ksantaattien käyttömäärät olisivat kaivoksessa suuria, kun niitä vertaa aineiden nykyiseen kokonaiskäyttöön Suomessa (taulukko 18).

Taulukko 18. Tavalliset vaahdottajakemikaalit eli ksantaatit ja niiden arvioidut haitattomat pitoisuudet (PNEC), käytetyt arviointikertoimet (AF) sekä rekisteröintimäärät EU:ssa ja valmistus- ja maahantuontimäärät Suomessa.

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Ksantaatti | lyhenne | CAS | PNEC µg/l | AF | REACH rekisteröity määrä (tn/a)1 / pääkäyttökohteet, EU | Valmistus- ja maahantuonti, Suomi (tn/a)2 |
| Kalium-isopentyyli- | PIAX | 928-70-1 | 3,67 | 1000 | 1 000 – 10 000 / metallimalmien rikastus | on käytössä, tieto luottamuksellista |
| Kaliumamyyli- | PAX | 2720-73-2 | 360 | 10 | 1 000 – 10 000 / metallimalmien rikastus, orgaanisten synteesien välituote, kumin vulkanoinnissa | 2015-17: valmistus 0 / maahantuonti 38-197  2018 → tieto luottamuksellista |
| Natriumetyyli- | SEX | 140-90-9 | 0,47 | 100 | 1 000 – 10 000 / metallimalmien rikastus, orgaanisten synteesien välituote, selluloosapohjaisten polymeerien valmistus | 2015-17: valmistus 0 / maahantuonti 73-254  2018 → tieto luottamuksellista |
| Natrium-isopropyyli- | SIPX | 140-93-2 | 217 | 10 | > 1000 / metallimalmien rikastus, orgaanisten synteesien välituote, selluloosapohjaisten polymeerien valmistus | 2016-17: valmistus 0 / maahantuonti 287-665  2018 → tieto luottamuksellista |

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

2 Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022

Kuva 26. Kaliumamyyliksantaattia (PAX, synonyymi kalium-O-pentyyliditiokarbonaatti) sisältävien kemikaalituotteiden valmistus ja maahantuonti sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

Kuva 27. Natriumetyyliksantaattia (SEX) sisältävien kemikaalituotteiden valmistus ja maahantuonti sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

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

#### 5.1.3.2 Esiintyminen ympäristössä ja päästöt pintavesiin

Taulukossa 18 listattujen ksantaattien pintavesipitoisuuksista tai päästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (pintavedet -VESLA-rekisteri, hakupvm 4.5.2022; päästöt - YLVA-rekisteri, hakupvm 4.5.2022).

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 tarkkailua. Kaivosteollisuus ja ympäristölupia myöntävät AVIt pitävät analytiikan puutteita ongelmallisina. Myös ympäristönlaatunormien 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 18). Aineisto on myös varsin vanhaa ja jopa laskennallisiin altistuspitoisuuksiin perustuvaa.

Huoli ksantaattien ympäristöriskistä on herännyt uusien kaivoshankkeiden edetessä. Esimerkiksi Tornionjoen vesistöön kuuluvaan Muonionjokeen johdettavien jätevesien merkitys lohikalojen lisääntymisessä 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.

#### 5.1.3.3 Ehdotus

Ksantaattien nostaminen kansalliseen kartoitukseen vaahdotuskemikaaleja käyttävissä kaivoskohteissa on perusteltua, ja erityisesti talvenaikaiset pitoisuudet vastaanottavissa vesistöissä (pintavedessä) ja jätevedessä ovat tarpeen selvittää ensi tilassa esimerkiksi vuonna 2023. Määritystarkkuudessa olisi päästävä µg/l- tasolle ja siihen kykenevä laboratorio olisi joko etsittävä ulkomailta, tai mielellään tehtävä kehitystyötä Suomessa. Itä-Suomen yliopistossa päästään nyt mg/l tasolle, ja määritysrajan parantaminen olisi mahdollista kehitystyötä tukemalla. PNEC-arvot pintavesille eivät ole tällä hetkellä luotettavia. Tarpeen olisi myös tuottaa toksisuustestiaineistoa suomalaisilla testieliöillä ja paikallisissa olosuhteissa jotta saadaan tarkempia ja luotettavampia arviota haitattomista pitoisuuksista (PNEC) riskinarvion tueksi.

### Pysyvät ja kulkeutuvat yhdisteet

**Jukka Mehtonen, Matti Leppänen ja Emmi Vähä**

Hitaasti hajoavat ja kulkeutuvat aineet (PM-aineet) sekä myrkylliset, hitaasti hajoavat ja kulkeutuvat aineet (PMT-aineet) ovat kemialliselta rakenteeltaan heterogeeninen aineryhmä. Aineita yhdistää se, että ne kulkeutuvat pitkiä matkoja vedessä ja maaperässä, niitä löytyy yleisesti pintavesistä ja pohjavesistä ja ne ovat erittäin pysyviä eli eivät hajoa (Hale ym. 2020a). PMT-aineisiin kuuluu jo pitkään käytössä olleita aineita, joihin on alettu kiinnittää huomiota vasta viime vuosina. Kulkeutuvien aineiden poistaminen jätevedestä hajoamisen tai lietteeseen kiinnittymisen kautta on vaikeaa nykyisillä jätevedenpuhdistustekniikoilla, koska aineet eivät juurikaan hajoa tai kiinnity puh-distamolietteeseen. Kulkeutuvat aineet ovat saaneet EU-tasolla lisääntyvässä määrin huomiota erityisesti juomaveden kautta aiheutuvan terveysriskien vuoksi (EEA 2019 & 2020, Hale ym. 2020a & b, Neumann 2021).

#### 5.1.4.1 Rajoitustilanne EU:ssa ja aineiden tunnistaminen

Pysyviä ja kulkeutuvia PMT- ja PM-yhdisteitä ei tällä hetkellä säännellä EU:n kemikaalilainsäädännössä (REACH ja CLP) lukuun ottamatta kahden PFAS-yhdisteen (PFBS ja HFPO-DA/GenX) ja 1,4-dioksaanin tunnistamista REACH-asetuksen mukaisiksi erityistä huolta aiheuttaviksi SVHC-aineiksi (Saarela ym. 2022).

EU:n kemikaalisääntelyssä (kestävyyttä edistävä kemikaalistrategia; KOM (2020) 667) on tällä hetkellä voimakas pyrkimys ottaa käyttöön kulkeutuvuutta ja pysyvyyttä koskevia uusia vaaraluokkia (vPvM, PMT) CLP:ssä ja samalla selkeämpiä SVHC-aineiden nimeämiskriteerejä REACH-asetukseen. CLP- ja REACH-asetusten välityksellä nämä aineet tulisivat myös muun kemikaalisääntelyn piiriin (Saarela ym. 2022). Virallisia luokittelukriteerejä PMT- ja PM-aineille ei vielä ole. Uuden kemikaalistrategian myötä virallisia kriteerejä parhaillaan kehitetään EU-tasolla (Delpero 2021c). Epäviralliset tieteelliset kriteerit PMT- ja vPvM-yhdisteiden tunnistamiseksi julkaistiin vuonna 2019 (Neumann and Schliebner 2019) ehdotusluonnoksiin (Neumann and Schliebner 2017a ja b) saadun palautteen sekä erilaisilla tieteellisillä foorumeilla käytyjen keskustelujen perusteella.

PMT-konsepti on vaaraperustainen (Neumann & Schliebner 2019, Hale ym. 2020b, Neumann 2021). PMT-/vPvM -konsepti keskittyy pohja- ja juomaveden suojeluun, mutta suojelee myös pintavesiä (Neumann & Schliebner 2019). On arvioitu, että kaikista REACH-rekisteröidyistä aineista (14 076 kpl vuonna 2014) yli 2 500 voi olla (v)P(v)M -aineita, mutta niistä vain 57 pystytään mittaamaan vedestä. (EEA 2019). Esimerkkejä pysyvistä ja kulkeutuvista aineista ovat metyyli-tert-butyylieetteri (MTBE), etyleeni-diamiinitetraetikkahappo (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 vesiympäristöihin asti yhä kasvavina pitoisuuksina. PBT- /vPvB -yhdisteet ja kertyvät ihmisiin ja ympäristön ravintoketjuun. Molempien aineryhmien osalta on vaikea arvioida kaukokulkeutumista ja pitkäaikaisesta altistumisesta aiheutuvia riskejä (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 19 on listattu Neumannin & Schliebnerin (2019) tunnistamat kahdeksan PMT- ja vPvM-ainetta. Taulukosta on karsittu pois ne tunnistetut seitsemän PMT- ja vPvM-ainetta, jotka ovat listattu jossakin asetuksen 1022/2006 liitteessä (tetrakloorieteeni, diuroni, tetraetyyliammonium heptadekafluorioktaanisulfonaatti, 1,2-diklooribentseeni, trikloorieteeni eli trikloorietyleeni, 1,2-dikloorietaani ja antraseeni). Taulukon 19 aineista käytetään Suomessa nykyisin vain melamiinia, 1,4-dioksaania ja Surfynol 104:aa.

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.

#### 5.1.4.2 Käyttö

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 melamiinijohdannaisten kuten melamiininfosfaatin, - polyfosfaatin, -syanuraatin, - polysinkkifosfaatin ja – boraatin valmistuksessa. Näitä käytetään paloturvallisuutta edistävissä kohteissa (ChemSec 2020, Germany 2022). 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, syvöpainoväreissä, kostutusvesissä ja pinnoitteissa (ACME 2018, Neumann & Schliebner 2019).

#### 5.1.4.3 Esiintyminen ympäristössä ja päästöt pintavesiin

Taulukon 19 listattujen kahdeksan pysyvän ja kulkeutuvan aineen pintavesipitoisuuksista Suomessa ei löytynyt tietoa lukuun ottamatta 1,4-dioksaania (VESLA-rekisteri, hakupvm 8.6.2022). Minkään Taulukon 19 aineen päästöistä pintavesiin Suomessa ei löytynyt tietoa (YLVA-rekisteri, hakupvm 17.5.2022).

**Taulukko 19.** Neumannin & Schliebnerin (2019) tunnistamia PMT- ja vPvM-aineita. Taulukosta on karsittu pois ne tunnistetut seitsemän PMT- ja vPvM-ainetta, jotka ovat listattu jossakin asetuksen 1022/2006 liitteessä. Asteriskilla (\*) on merkitty aineet, jotka ehdotetaan lisättäväksi kansalliseen kartoitukseen. Suomen valmistus- ja maahantuontimäärät ovat esitetty vuodesta 2012 lähtien niiden vuosien osalta, joiden tieto ei ole luottamuksellista. mr = määritysraja

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Yhdiste / CAS | PM-status | REACH rekisteröity määrä, EU (tn/a)1 | Valmistus- ja maahantuonti, Suomi (tn/a)2 | Ympäristö- & päästötieto, Suomi3 | Lisätietoa; mm. esimerkkejä käytöstä |
| melamiini (1,3,5-triatsiini-2,4,6-triamiini) / 108-78-1\* | vPvM & PMT | 100000 - 1000000 | 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 | 1000 – 10 000 | 2012-13: 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 2002-21, 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 (diaminodifenyylisulfoni) / 80-08-0 | vPvM & PMT | 100 - 1000 | 2012-14: 2,4-2,9  2018-19: 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 ammoniumsuola, GenX) / 62037-80-3, 13252-13-6 | vPvM & PMT | 10 - 100 | ei käyttöä | VESLA: ei  YLVA: ei | SVHC-aine |
| n-butyylibentseenisulfoniamidi / 3622-84-2 | PMT | 1000 - 10000 | 2019-21: ei enää käyttöä | VESLA: ei  YLVA: ei | ainetta on aikaisemmin käytetty Suomessa merkittävinäkin määrinä2 |
| 1,2,4-triatsoli / 288-88-0 | PMT | 1000 - 10000 | 2012-17: ei käyttöä | VESLA: ei  YLVA: ei | nykyiset käyttömäärät Suomessa erittäin pieniä2 |
| Ametryyni (4-N-etyyli-6-metyylisulfanyyli-2-N-propaani-2-yyli-1,3,5-triatsiini-2,4-diamiini) / 834-12-8 | PMT | 1000 - 10000 | ei käyttöä | VESLA: ei  YLVA: ei | ainetta ei ole käytetty Suomessa2 |

1 Neumann & Schliebner 2019

2 Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 25.5.2022

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

#### 5.1.4.4 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.

### REACH SVHC-listan aineet

**Jukka Mehtonen & Emmi Vähä**

REACH kandidaattilistan aineet ovat SVHC-aineita, joita tällä hetkellä (tilanne 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).

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)](https://echa.europa.eu/fi/candidate-list-table/-/dislist/details/0b0236e185f8a2a7)). PMT-/vPvM -yhdisteiden (ks. luku 5.1.4) on kuitenkin arvioitu aiheuttavan REACH-määritelmän mukaisesti vastaavaa huolta kuin PBT- /vPvB -yhdisteet.

#### 5.1.5.1 Käyttö ja esiintyminen ympäristössä

HAZBREF-projektissa[[2]](#footnote-3) koottiin tietoa joidenkin SVHC-aineiden käyttömääristä – ja kohteista. Taulukkoon 20 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), lisääntymisterveydelle 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 eli EU:n prioriteettiaineita tai liitteessä 1D eli kansallisia haitallisia aineita (dibutyyliftalaatti ja etyleenitiourea, joka on kasvinsuojeluaine mankotsebin hajoamistuote)). Bisfenoli A (BPA) 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, disykloheksyyliftalaatista ja siloksaaneista (taulukko 20).

Taulukko 20. 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), lisääntymisterveydelle 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-kartoitus = pohjoismainen kartoitus (Schlabach ym. 2021b, ks. luku 5.1.6).

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Aine | CAS | Käyttö / maahantuonti, EU (tn/a) | Syy listaukseen | Valmistus- & maahantuonti, Suomi  (tn/a) 1 | Ymp.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 eli NMP\* | 872-50-4 | 10 000–100 000 | R | 2021: 4,0  2020: 25  2019: 27  2018: 400 | Ei |  |
| 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-butyyli-2,4-dinitrofenoli)\* | 88-85-7 | 1 000– 10 000 | R | NA | n=505, max 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 |  |
| Dekametyylisyklopentasiloksaani (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 |  |
| Dinatriumtetraboraatti, 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-dimetyyliformamidi\* | 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 kartoituksessa ei havaittu Suomesta |
| Bromipropaani eli propyylibromidi | 106-94-5 | 1 000–10 000 | R | Conf. | Ei | käyttömäärä Suomessa pieni |
| 2-(2H-bentsotriatsoli-2-yyli)-4,6-ditertpentyylifenoli (UV-328) | 25973-55-1 | 100–1 000 | PBT | 2021: 0,6 2020: 0,4 2019: 4,5 2018: 1,0 | Ei | PM kartoituksessa ei havaittu Suomesta |
| 2-etyyliheksyyli-10-etyyli-4,4-dioktyyli-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-metyylitiofenyyli)-2-morfoliinipropan-1-oni | 71868-10-5 | 1 000+ | R, ED | 2021: Conf. 2020: 0,2 2019: conf. 2018: 0,2 | Ei | käyttömäärä Suomessa pieni |
| 4,4'-dihydroksi-2,2-difenyylipropaani (bisfenoli A) | 80-05-7 | 100 000–1 000 000 | R, ED |  | n = 710, max 1200 | ks. luku 5.1.1 |
| 4-(1,1-dimetyylipropyyli)fenoli | 80-46-6 | 100–1 000 | ED | Conf. | Ei | käyttömäärä Suomessa pieni |
| Diglyymi eli dietyleeniglykolidimetyylieetteri tai bis(2-metoksietyylieetteri) | 111-96-6 | 100–1 000 | R | NA | Ei |  |
| Dodekametyylisykloheksasiloksaani (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) |  |
| Oktametyylisyklotetrasiloksaani (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) |  |
| Disykloheksyyliftalaatti (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-oktaboraatti-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 Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 30.5.2022

2 pintavedet -VESLA-rekisteri, hakupvm 11.4.2022

3 Schlabach ym. 2021b

#### 5.1.5.2 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 dekametyylisyklopentasiloksaani eli D5. Kaikki kartoitukseen ehdotetut aineet ovat listattu taulukossa 20. 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. Lisäksi tulee etsiä kirjallisuudesta luotettavia pintavesien PNEC-tasoja näille aineille.

### Tukholman POP-sopimuksen kandidaattiaineita ja pohjoismaiset kemikaalikartoitukset

**Emmi Vähä & Jukka Mehtonen**

Tukholman POP-sopimuksen kandidaattiaineita ovat seuraavat yhdisteet ([Chemicals proposed for listing under the Convention (pops.int)](http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ChemicalsProposedforListing/tabid/2510/Default.aspx)):

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

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 PFOAn käytön korvaaminen PFHxS:llä sekä vähentämään sen päätymistä 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 lyhytketjuisten PFAS:ien valmistuksessa (ECHA 2018). Edellä mainitut PFAS-yhdisteet ovat käsitelty luvussa 5.1.2.

#### 5.1.6.1 Käyttö**, esiintyminen ympäristössä ja päästöt**

Metoksikloori on aromaattinen organoklooriyhdiste, jota on käytetty kasvinsuojelussa DDT:tä korvaavana hyönteismyrkkynä. 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 (C14–17) kloorialkaaneita (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 EY 1907/2006, liite XIV) (UNEP POPRC 2022a). MCCP:tä käytetään runsaasti Suomessa, sillä ainetta (CAS 85535-85-9) sisältävien kemikaalituotteiden valmistus ja maahantuonti on ollut vuosina 2016-2020 88-176 tn/a (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 20.6.2022). Lyhytketjuisten (C10–13) kloorialkaanien (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 määritysrajan 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), etenkään 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 20). 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 hydraulinesteet 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 20). Aineesta löytyy tietoa myös luvussa 5.1.5.

Ahvenen maksasta (Norjan Mjøsa-järvi) havaittiin klooriparafiinien lisäksi määritysrajan 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 määritysrajan 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. Vuonna 2022 kartoitusta täydennetään kloorattujen parafiinien ilmapitoisuusmittauksilla. Näytteitä otetaan Helsingistä, Reykjavikista ja Oslosta.

#### 5.1.6.2 Ehdotus

Kehitetään kloorattujen parafiinien analyysimenetelmiä. Kartoitetaan kloorattujen parafiinien pitoisuuksia vesiympäristöstä sitten, kun luotettavampia analyysimenetelmiä on tarjolla. Kartoituksen tulee sisältää MMCP-yhdisteiden lisäksi ainakin SCCP-yhdisteet (VPD:n vaarallinen prioriteettiaineryhmä), jotka analysoidaan samalla määritysmenetelmällä kuin MCCP. Kartoituksen kohteina ovat ainakin yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä teollisuuden (jonka tiedetään käyttävän aineita) jätevedet ja niiden kuormittavat pintavedet. 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.

### 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.

#### 5.1.7.1 Käyttö ja rajoitustilanne

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)](https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/N-_1_3-Dimethylbutyl_-N_-phenyl-p-phenylenediamine), ECHA:n julkinen kemikaalitietokanta; [https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals.](https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals.%20) 6-PPD:n pitoisuus henkilö- ja kuorma-autojen renkaissa on korkea 0,4-2,0 massa-% (Tian ym. 2021). 6-PPD:tä lisätään tarkoituksella kumiin suojaamaan sitä hajoamiselta ja sään aiheuttamalta turmeltumiselta (Schlabach ym. 2021a). PPD-yhdisteitä käytetään myös yleisesti hiusväreissä (Poulsen & Strandesen 2013). 6-PPD:tä käytetään Suomessa suurina määrinä, vaikka aineita sisältäviä kemikaalituotteita on vähän (taulukko 21, kuva 29).

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 21. 6-PPD:n käyttö EU:ssa ja Suomessa.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Yhdiste / CAS | REACH rekisteröity määrä, EU (tn/a)1 | Valmistus- ja maahantuonti 2015-20, Suomi (tn/a)2 | Lisätietoa |
| 6-PPD (N-(1,3-dimetyylibutyyli)-N'-fenyyli-p-fenyleenidiamiini tai 1,4-bentseenidiamiini, N1-(1,3-dimetyylibutyyil)-N4-fenyyli) / CAS 793-24-8 | 10 000 – 100 000 | valmistus 0  maahantuonti 203-301 | 6-PPD:n muuntumistuote6-PPD kinoni on myrkyllistä, ei niinkään 6-PPD |

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

2 Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022

Kuva 29. 6-PPD:tä sisältävien kemikaalituotteiden valmistus ja maahantuonti sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

#### 5.1.7.2 Esiintyminen ympäristössä

VESLA- rekisteristä ei löytynyt tietoa 6-PPD:n ja 6-PPD kinonin pintavesipitoisuuksista. 6-PPD:n reagoidessa otsonin kanssa se muuntuu 6-PPD kinoniksi, jonka on todettu esiintyvän laajasti vesiympäristölle riskiä aiheuttavan korkeina pitoisuuksina (<0,3 – 19 µg/l) USA:n länsirannikon kaupunkihulevesissä 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 vaikutukset johtuvat rengaskäytöstä aiheutuvasta aineen tehokkaasta leviämisestä ja aineen korkeasta pitoisuudesta autojen renkaissa (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).

#### 5.1.7.3 Päästöt pintavesiin

6-PPD kinonin päästöjä ympäristöön aiheutuu renkaiden käytön aikana, mutta myös jätevaiheessa ja aineen uusiokäytössä kuten urheilukenttien kumirouheesta. Vanhoista renkaista suotautuvan veden on todettu olevan merkittävästi myrkyllisempää kuin veden, joka on ollut kosketuksissa uudempien renkaisiin (Tian ym. 2021), mikä tulee ottaa huomioon harkittaessa renkaiden uusiokäyttöä mm. virtavesien kunnostuksessa kuten patoamisessa. 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). YLVA-rekisteristä ei löytynyt tietoa 6-PPD:n ja 6-PPD kinonin päästöistä pintavesiin Suomessa.

#### 5.1.7.4 Ehdotus

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

### Heksa(metoksimetyyli)melamiini (HMMM)

**Jukka Mehtonen**

Heksa(metoksimetyyli)melamiini (HMMM) on orgaaninen hemiamiinieetteri-yhdiste.

#### 5.1.8.1 Käyttö ja rajoitustilanne

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 USA:ssa käyttämä kaupallinen HMMM-tuote koostuu polymeeriseoksesta, jossa HMMM on monomeerina (heksa(metoksimetyyli)melamiini CAS 3089‐11‐0) tai alhaisen molekyylipainon polymeerinä (metyloitu melamiini-formaldehydihartsi 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-formaldehydihartsia (CAS 68002‐20‐0) käytetään Suomessa suurina määrinä ja ainetta sisältäviä kemikaalituotteita on paljon (taulukko 22, kuva 30).

HMMM-monomeeri (CAS 3089-11-0) on REACH:in puitteissa vain esirekisteröity ja siksi aineesta on EU-tasolla huonosti tietoja saatavilla. Se, että ainetta ei ole rekisteröity voi johtua siitä, että polymeerit eivät tällä hetkellä kuulu REACH-sääntelyn piiriin (Alhelou ym. 2019). Aineella ei ole CLP:n mukaista harmonisoitua luokitusta. HMMM:n nykyiset itseluokitukset (<https://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 kemikaalisääntelyn (CLP & REACH) piiriin (Kärkkäinen 2022).

Taulukko 22. HMMMn käyttö EU:ssa ja Suomessa.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Yhdiste / CAS | REACH rekisteröity määrä, EU (tn/a)1 | Valmistus- ja maahantuonti, Suomi (tn/a)2 | Lisätietoa |
| 1,3,5-Triazine-2,4,6-triamine, polymer with formaldehyde, methylated (KETUn mukainen nimi) / 68002-20-0 |  | 2015-18: valmistus 347-439 / maahantuonti 0-11  2019: ei käyttöä 2020: tiedot luottamuksellista | HMMM-polymeeri |
| heksa(metoksimetyyli)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; <https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals>

2 Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022

Kuva 30. HMMM:ää (vain CAS 68002-20-0) sisältävien kemikaalituotteiden valmistus ja maahantuonti sekä lukumäärä 2000-luvulla Suomessa (Kemikaalituoterekisteri KemiDigi-järjestelmä, hakupvm 5.5.2022).

#### 5.1.8.2 Esiintyminen ympäristössä ja päästöt pintavesiin

Ainetta on löytynyt pintavesistä Saksasta ja Hollannista (Dsikowitzky & Schwarzbauer 2015) sekä Kanadasta, USA:sta 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 hajakuormituslähde Kanadassa (Johannessen ym. 2022).

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 ole edes suurekoodia HERTAssa).

#### 5.1.8.3 Ehdotus

Heksa(metoksimetyyli)melamiinia (HMMM) ei ehdoteta vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (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.

### PAH-yhdisteet

**Emmi Vähä & Jukka Mehtonen**

PAH-yhdisteet eli polysyksliset aromaattiset hiilivedyt ovat aineita, joita syntyy orgaanisen aineen epätäydellisessä palamisessa. Lisäksi niitä on mm. kivihiilessä, tervassa, kreosootissa ja raakaöljyissä, bensiinissä sekä dieselissä. PAH-yhdisteiden päästöt eivät tule tulevaisuudessa loppumaan, sillä niitä syntyy käytännössä kaikissa polttoprosesseissa.

#### 5.1.9.1 EQS-arvot - nykytilanne

PAH-yhdisteille on asetettu ympäristönlaatunormi antraseenille veteen (0,1 µg/l) 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 ja bentso(b)fluoranteeni).

PAH-yhdisteiden ympäristönlaatunormi 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 bentso(a)pyreeniä ei havaittu kuin yhdeltä paikalta, vaikka muita raskaita PAH-yhdisteitä havaittiin useita (Siimes ym. 2018, kappale 3.2). Samoin BaP:iä ei havaittu lainkaan sisävesien simpukoissa Archambault ym. (2018) tutkimuksessa, vaikka lähes kaikkia muita PAH-yhdisteitä havaittiin (tutkimuksessa analysoitiin 42 eri PAH-yhdistettä). Myöskään laboratoriokokeissa BaP:n pitoisuudet simpukoissa eivät ylittäneet määritysrajaa, vaikka simpukoita yhdisteelle altistettiinkin (Gewurtz ym. 2002). Syyksi tähän on esitetty simpukoiden kykyä metabolisoida BaP elimistössään (Gewurtz ym. 2002, Magnusson ym. 2000). Simpukkalajien välillä on tosin eroja BaP:n metabolian nopeudessa (Gewurtz ym. 2002). Näin ollen pelkän bentso(a)pyreenin pitoisuuksia käyttämällä nilviäisten PAH-yhdisteiden pitoisuuksien arviointi on epävarmaa.

#### 5.1.9.2 EQS-arvojen tarkastus - vaihtoehtoja

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)fluoranteenin ja bentso(a)pyreenin summapitoisuutta pelkästään BaP:n sijaan. Usean yhdisteen summalle asetettu laatunormi parantaisi ympäristön tila-arvion luotettavuutta nykyisestä, vaikkakin ehdotettu laatunormi on pienempi kuin nykyanalytiikan määritysrajat (taulukko 23 ja 24).

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 ympäristönlaatunormin uudelleen arviointi on käynnistynyt keväällä 2022. JRC on EQS-luonnoksessaan (JRC 2022c) esittänyt useita vaihtoehtoja laatunormiksi PAH-summalle eliössä. Ehdotuksessa esitetään ensimmäisenä vaihtoehtona ympäristönlaatunormin asettamista kahdeksan PAH-yhdisteen summalle BaP-ekvivalenteiksi muutettuna. Ehdotetut yhdisteet ovat bentso[a]pyreeni, 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 kerrottaisiin suhteellisen vaikutustehon kertoimella (RPF, relative potency factor), joka suhteuttaa aineen myrkyllisyyden bentso(a)pyreeniin. Ehdotettu EQS kahdeksan yhdisteen summapitoisuudelle on 0,6 µg/kg (tp.) BaP ekvivalentteina. Lisäksi neljälle PAH-yhdisteelle on ehdotettu pintavesiin MAC-EQS -arvoja, mutta niiden luotettavuus on todettu kyseenalaiseksi JRC:n vetämässä PAH-EQS dossieria valmistelevassa työryhmässä. Neljälle muulle ∑PAH8-yhdisteelle ei EQS-luonnoksessa ole esitetty pintaveden EQS -arvoja (taulukko 23).

Pintaveden AA-EQS -arvot olisi hyvä olla asetuksessa 1022/2006 biota 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 puhdistetussa jätevedessä) on käytettävissä.

Taulukko 23. ∑PAH8-yhdisteille EU-tasolla ehdotetut ympäristönlaatunormit (JRC 2022c).

|  |  |
| --- | --- |
| EQSnilviäinen sisä- ja rannikkovedet (ihmisterveys) | 0,6 µg/kg tp., 8 yhdisteen summa BaP-ekvivalentteina  bentso[a]pyreeni, kryseeni, bentso[a]antraseeni, bentso[b]fluoranteeni, bentso[k]fluoranteeni, dibentso[a,h]antraseeni, bentso[ghi]peryleeni, indeno[1,2,3-cd]pyreeni |
| MAC-EQS sisämaan pintavesi | BaP: 0,27 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 |
| MAC-EQS merivesi | BaP: 0,027 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 24. PAH-yhdisteiden määritysrajat (mr) ja mittausepävarmuudet (U) eliöstä ja vedestä (NA = ei analysoida) SYKEn laboratoriossa (tilanne maaliskuussa 2022).

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  | Eliö | | Vesi | |
| Yhdiste | CAS | mr (µg/kg) | U (%) | mr (µg/l) | U (%) |
| Naftaleeni | 91-20-3 | 2 \* | 30 | 0,005 | 20 |
| 2-Metyylinaftaleeni | 91-57-6 | 2 | 30 | 0,005 | 30 |
| 1-Metyylinaftaleeni | 90-12-0 | 2 | 30 | 0,005 | 30 |
| Asenaftyleeni | 208-96-8 | 2 | 30 | 0,005 | 30 |
| Asenafteeni | 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]fuoranteeni | 207-08-9 | 5 | 30 | 0,01 | 30 |
| Bentso[e]pyreeni | 192-97-2 | 5 | 30 | 0,01 | 30 |
| Bentso[a]pyreeni | 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 |

\* Naftaleenin yksikkö on mg/kg

∑PAH8 -yhdisteiden ympäristöanalytiikka – mittausepävarmuus ja määritysraja

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

#### 5.1.9.3 Ehdotus

EU-tasolla prioriteettiaineiden tarkistustyössä on derivoitu ∑PAH8:lle biota summanormi (JRC 2022c) ja joillekin yhdisteistä myös MAC-EQS -arvoja veteen. EQS-derivointityö 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 vuonna 2022, jolloin mitataan myös taulukossa 23 esitettyjen PAH-yhdisteiden pitoisuuksia eliöstössä ja pintavedessä, jotta saataisiin tietoa miten erilaisia tuloksia pintavesien tilan suhteen eliöstö- ja pintavesipitoisuudet antavat.

## 5.2 Lääkeaineet ja hormonit

**Lauri Äystö, Katri Siimes & 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 lääkeaineita. Lääkeaineita on ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi (COM (2022) 540, Wood 2022). Lääkeaineiden aiheuttamat ympäristöriskit on tunnistettu myös Euroopan lääkeainestrategiassa (Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle 25.11.2020), jonka kohdassa 4.2 on käsitelty ekologista kestävyyttä.

Lääkeaineiden ensisijainen kulkeutumisreitti pintavesiin on yhdyskuntajäteveden puhdistamot (esim. KOM (2019) 128; Äystö ym. 2020a). Lääkeaineita on viime vuosina kartoitettu monissa erillishankkeissa jätevesissä (esim. Vieno 2014, Lindholm-Lehto ym. 2015, Äystö ym. 2020c, 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 tarkkailuainelistan (watch list) kartoituksissa.

### 5.2.1 Riskiä aiheuttavien lääkeaineiden tunnistaminen

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

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.

Kun käsitellylle jätevedelle johdetaan RQ-arvoja, voi sen tulkita kertovan laimenemiskertoimen, joka vaaditaan, jotta PNEC ei ylity jätevedet vastaanottavassa vesistössä. Tässä tarkastelussa oletettiin, että käsitellyt jätevedet laimenevat kymmenkertaiseen vesimassaan, ja siten oleellisimpia riskiaineita ovat ne, joiden RQ-arvo käsitellyssä jätevedessä on yli 10. Samaa arvoa on suositeltu käytettävän lääkeaineiden ympäristöriskinarvioinnissa (EMA 2006).

Taulukossa 25 on esitetty ne aineet, joille kirjallisuudessa esitettyjen pitoisuuksien keskiarvo tai 95-prosenttipiste saavuttaa RQ-arvon 0,5 käsitellyissä jätevesissä. Taulukossa 26 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.

Taulukko 25. Yhdisteet, joiden keskimääräinen pitoisuus käsitellyssä jätevedessä saavuttaa RQ-arvon 0,5. Aineet on järjestetty laskevaan RQ-järjestykseen ja ne aineet, joiden keskimääräiset ja 95 prosenttipisteen RQ-arvot ovat yli 10 on korostettu. Pelkistä määritysrajan ylittäneistä tuloksista lasketut tunnusluvut on esitetty suluissa.

| **Aine** | **ndet/ntot** | **Pitoisuus (µg/l)*a*** | | | **PNEC** | | **RQ** | | **RQ>1 osuus**  **näytteistä** |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **KA** | **Vaihteluväli** | **95 %.** | **µg/l** | **AF** | **KA** | **95 %.** |
| Oksatsepaami | 4/4 | 1,5  (1,5) | 0,60-2,7  (0,60-2,7) | 2,6 (2,6) | 0,0019*b* | 1 000 | 780  (780) | 1 300 (1 300) | 100,0% (100,0%) |
| Diklofenaakki | 77/79 | 1,7  (1,7) | 0,010-12 (0,010-12) | 4,0 (4,1) | 0,0054*c* | x1) | 310 (320) | 740 (760) | 100,0%  (100,0%) |
| Kofeiini | 19/26 | 0,21  (0,15) | 0,033-0,44  (0,033-0,31) | 0,44 (0,31) | 0,0010*d* | 10 | 210  (150) | 440 (310) | 100,0% (100,0%) |
| Venlafaksiini | 33/33 | 0,67  (0,67) | 0,10-1,3  (0,10-1,3) | 1,1 (1,1) | 0,0061*e* | 50 | 110  (110) | 180 (180) | 100,0% (100,0%) |
| Estrioli (E3) | 9/44 | 0,61  (0,15) | 0,0025-4,2  (0,055-0,28) | 4,2 (0,24) | 0,0075*b* | 100 | 82  (20) | 560 (32) | 54,5% (100,0%) |
| Testosteroni | 7/43 | 0,011  (0,058) | 0,00050-0,15  (0,0055-0,15) | 0,076 (0,13) | 0,00026*f* | 100 | 44  (220) | 290 (520) | 100,0% (100,0%) |
| Estroni (E1) | 28/41 | 0,013  (0,016) | 0,00020-0,055  (0,00045-0,055) | 0,051 (0,053) | 0,00036*g* | 52) | 36  (45) | 140 (150) | 97,6% (100,0%) |
| 17a-etinyyliestradioli (EE2) | 1/37 | 0,00054  (0,00040) | 0,000018-0,0025  (0,00040) | 0,0025 (0,00040) | 0,000017*g* | 5 | 32  (24) | 150 (24) | 100,0% (100,0%) |
| Sitalopraami | 34/35 | 0,17  (0,18) | 0,00055-0,41  (0,046-0,41) | 0,27 (0,27) | 0,00635*b* | 100 | 28  (28) | 43 (43) | 97,1% (100,0%) |
| Ibuprofeeni | 34/64 | 0,89  (1,6) | 0,0060-30 (0,020-30) | 0,63 (6,7) | 0,064*h* | x1) | 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*b* | 1 000 | 11  (14) | 31 (35) | 85,7% (100,0%) |
| Metoprololi | 43/43 | 0,82  (0,82) | 0,35-2,2  (0,35-2,2) | 1,5 (1,5) | 0,10*b* | 10 | 8,2  (8,2) | 15 (15) | 100,0% (100,0%) |
| 17ß-estradioli (E2) | 1/37 | 0,0014  (0,0031) | 0,00020-0,0031  (0,0031) | 0,0025 (0,0031) | 0,00018*g* | 5 | 7,8  (17) | 14 (17) | 100,0% (100,0%) |
| Atorvastatiini | 9/24 | 1,3  (0,082) | 0,010-5,2  (0,024-0,21) | 5,2 (0,20) | 0,19*b* | 100 | 7,0  (0,43) | 27 (1,0) | 29,2% (11,1%) |
| Atsitromysiini | 18/18 | 0,081  (0,081) | 0,027-0,14  (0,027-0,14) | 0,12 (0,12) | 0,019*i* | 10 | 4,3  (4,3) | 6,5 (6,5) | 100,0% (100,0%) |
| Siprofloksasiini | 2/42 | 0,27  (0,12) | 0,025-0,78  (0,077-0,16) | 0,78 (0,16) | 0,089*j* | 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) | 0,10 (0,010) | 0,022*b* | 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*j* | 1 000 | 2,2  (ND) | 6,4 (ND) | 94,4% (ND) |
| Noretisteroni | 4/38 | 0,018  (0,013) | 0,0026-0,10  (0,0082-0,022) | 0,050 (0,021) | 0,0148*e* | 50 | 1,2  (0,86) | 3,4 (1,4) | 47,4% (25,0%) |
| Flukonatsoli | 36/38 | 0,30  (0,32) | 0,031-1,6  (0,038-1,6) | 1,0 (1,1) | 0,25*e* | - 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*k* | 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*l* | 100 | 1,0  (1,0) | 1,8 (1,8) | 60,0% (60,0%) |
| Sulfametoksatsoli | 24/36 | 0,083  (0,11) | 0,0044-0,28  (0,035-0,28) | 0,22 (0,26) | 0,10*e* | 100 | 0,83  (1,1) | 2,2 (2,6) | 30,6% (45,8%) |
| Trimetopriimi | 33/34 | 0,31  (0,32) | 0,0055-0,58  (0,092-0,58) | 0,54 (0,54) | 0,50*e* | - 3) | 0,62  (0,64) | 1,1 (1,1) | 8,8% (9,1%) |
| Klotrimatsoli | 0/18 | 0,011  (ND) | 0,0025-0,050  (ND) | 0,029 (ND) | 0,020*e* | 100 | 0,53  (ND) | 1,4 (ND) | 11,1% (ND) |
| Erytromysiini | 22/29 | 0,24  (0,31) | 0,00050-3,9  (0,0020-3,9) | 1,2 (1,3) | 0,50*m* | 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) | 0,135*l* | 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*b* | 1 000 | 0,35 (0,39) | 0,62 (0,63) | 2,9% (3,2%) |
| Fenbendatsoli | 7/38 | 0,0050  (0,0015) | 0,00026-0,025  (0,00063-0,0025) | 0,012 (0,0025) | 0,015*l* | 100 | 0,33  (0,10) | 0,83 (0,17) | 2,6% (0,0%) |
| Parasetamoli | 5/28 | 0,32  (1,5) | 0,0050-5,4  (0,24-5,4) | 0,90 (4,5) | 1,0*n* | 1 000 | 0,32  (1,5) | 0,90 (4,5) | 7,1% (40,0%) |
| Naprokseeni | 54/61 | 0,47  (0,53) | 0,0046-4,8 (0,031-4,8) | 1,7 (1,7) | 2,62*o* | 1 000 | 0,18 (0,20) | 0,65 (0,66) | 3,3% (3,7%) |

*a*Pitoisuusaineiston lähteet: Vieno 2014; Lindholm-Lehto et al. 2015; Ngumba et al. 2016; Vieno 2019; Lindholm-Lehto et al. 2016; Äystö et al. 2014; Vieno & Arjonen 2021; Äystö & Junttila 2022; Ek Henning et al. 2020 *b*Orias & Perrodin 2013 *c*SCHEER 2022c *d*Di Lorenzo ym. 2019 *e*GomezCortesym.2020 *f*Örn ym. 2003 *g*SCHEER 2022a *h*SCHEER 2022e *i*SCHEER 2022b *j*Loos\_ym.2018 *k*SCHEER 2022g *l*Ek ym. 2020 *m*SCHEER 2022d *n*Bergmann ym. 2011 *o*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 26. Yhdisteet, joiden keskimääräinen pitoisuus pintavesissä saavuttaa RQ-arvon 0,5. Aineet on järjestetty laskevaan RQ-järjestykseen ja ne aineet, joiden keskimääräiset ja 95 prosenttipisteen RQ-arvot ovat yli 1 on korostettu. Pelkistä määritysrajan ylittäneistä tuloksista lasketut tunnusluvut on esitetty suluissa.

| **Aine** | **ndet/ntot** | **Pitoisuus (µg/l)*a*** | | | **PNEC** | | **RQ** | | **RQ>1 osuus**  **näytteistä** |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **KA** | **Vaihteluväli** | **95 %.** | **µg/l** | **AF** | **KA** | **95 %.** |
| O-desmetyylivenlafaksiini | 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%) |
| 17a-etinyyliestradioli (EE2) | 8/114 | 0,00032  (0,00029) | 0,000020-0,0025 (0,000060-0,00076) | 0,0025 (0,00075) | 0,000017*c* | 5 | 19  (17) | 150 (44) | 100,0% (100,0%) |
| Oksatsepaami | 24/49 | 0,034  (0,065) | 0,00010-0,29 (0,00010-0,29) | 0,23 (0,25) | 0,0019*d* | 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* | x1) | 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) | 100,0% (100,0%) |
| 17ß-estradioli (E2) | 0/114 | 0,00040  (ND) | 0,000050-0,0025 (ND) | 0,0025 (ND) | 0,00018*c* | 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*c* | 52) | 2,1 (4,2) | 12 (19) | 32,4% (76,5%) |
| Ibuprofeeni | 94/136 | 0,098  (0,14) | 0,0025-0,86 (0,0052-0,86) | 0,40 (0,44) | 0,064*i* | x1) | 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*d* | 10 | 0,70 (0,79) | 3,5 (3,5) | 17,1% (19,4%) |
| Atorvastatiini | 9/33 | 0,11  (0,41) | 0,0010-1,5 (0,035-1,5) | 0,67 (1,3) | 0,19*d* | 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) | 0,00635*d* | 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*d* | 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) | 0,135*j* | 1 000 | 0,30 (ND) | 0,95 (ND) | 0,0% (ND) |
| Sulfametoksatsoli | 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; Perkola ym. 2015; Ngumba ym. 2016; Äystö ym. 2014; Lindholm-Lehto ym. 2016a; Lindholm-Lehto ym. 2015; Lindholm-Lehto ym. 2016b; VESLA; Wilkinson ym. 2022 *b*GomezCortes ym 2020 *c*SCHEER 2022a *d*Orias & Perrodin 2013 *e*Di Lorenzo ym. 2019 *f*SCHEER 2022c *g*Örn ym. 2003 *h*GomezCortesym.2020 *i*SCHEER 2022e *j*Ek ym. 2020 1)Ei voida ilmoittaa yksittäistä AF-kerrointa. PNEC on johdettu sekundäärimyrkytyksestä, jolloin laskenta sisältää korjaus- ja epävarmuuskertoimia. 2)Johdettu E2:n arvosta

Pintavesi- ja jätevesinäytteissä nousevat pääasiassa samat korkeimman riskin aineiksi. Huomioita korkeimman riskin aineista ja ehdotus niiden jatkokäsittelylle on esitetty alla.

### 5.2.2 Diklofenaakki

Diklofenaakkia (15307-86-5), jota käytetään mm. kipugeeleissä, havaitaan yleisesti suomalaisissa jäte- ja pintavesissä. JRC:n ehdottamasta ympäristönlaatunormiehdotuksesta (JRC 2021c) on käyty EU-tasolla vilkasta keskustelua (katso esim. Maack ym. 2022).

Diklofenaakkia on havaittu lähes kaikissa analysoiduissa pinta- ja jätevesinäytteissä. SCHEER (2022c) tunnisti diklofenaakille kriittiseksi laatunormiksi sekundaaritoksisuudesta eli ravintoketjun kautta petoeläimiin aiheutuvasta vaikutuksista johdetun pintaveden ympäristölaatunormin 0,0054 µg/l. Tämä arvo ylittyy kaikissa jätevesinäytteissä ja yli 70%:ssa pintavesinäytteistä. JRC:n (2021c) ehdottaman ja SCHEERin (2022c) puoltaman AA-EQSfw,eco-arvon 0,040 µg/l diklofenaakin pitoisuudet ylittävät vastaavasti 96 %:ssa jätevesinäytteistä ja 26 %:ssa pintavesinäytteistä.. Saatavilla olevan aineiston perusteella diklofenaakki aiheuttaa riskiä suomalaisissa pintavesissä.

Diklofenaakki on ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineeksi ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540, Wood 2022).

Ehdotus

Diklofenaakki 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. Diklofenaakille ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 27 esitettyjä SCHEERin (2022c) suosittelemia ympäristönlaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 27. Diklofenaakille ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristönlaatunormit (COM (2022) 540).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (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 rannikkovesi (vesieliöt) | 0,004 µg/l\* | 0,004 µg/l\* |
| MAC-EQS sisävedet | 250 µg/l | 250 µg/l |
| MAC-EQS rannikkovedet | 29 µg/l | 25 µg/l |

\* AA-QS sisävedet -arvoon sovellettu AF 10

Olemassa olevilla analyysimenetelmillä on mahdollista saavuttaa ehdotetut ympäristönlaatunormit. Vertailussa käytetyn aineiston mukaan 65 %:ssa määritysrajan alittaneista tuloksista määritysraja on ollut alempi kuin esitetty AA-QS-arvo. Vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 mukaan määritysraja saa olla enintään 30 % ympäristönlaatunormin arvosta ja mittausepävarmuus enintään 50 % ympäristönlaatunormin pitoisuustasolla. Diklofenaakin osalta määritysraja 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-desmetyylvenlafaksiinia 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. SCHEER (2022e) tunnisti ibuprofeenille kriittiseksi laatunormiksi sekundaaritoksisuudesta eli ravintoketjun kautta petoeläimiin aiheutuvasta vaikutuksista johdetun pintaveden ympäristölaatunormin 0,064 µg/l. Tämä arvo ylittyy n. 60 %:ssa jätevesinäytteistä, kun määritysrajan alittaneet arvot käsitellään määritysrajan puolikkaina. Pintavesissä ylityksiä on 37 % näytteistä. Lisäksi SCHEERin (2022e) esittämä AA-EQSfw,eco-arvo 0,22 µg/l yltittyy vastaavasti 23 %:ssa jätevesinäytteistä ja 13 %:ssa pintavesinäytteistä.

Ibuprofeeni on ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineeksi ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540, Wood 2022).

Ehdotus

Ibuprofeeni 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. Ibuprofeenille ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 28 esitettyjä SCHEERin (2022e) suosittelemia ympäristönlaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 28. Ibuprofeenille ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristönlaatunormit (COM (2022) 540).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (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 rannikkovesi (vesieliöt) | 0,022 µg/l\* | 0,022 µg/l\* |
| MAC-EQS sisävedet ja rannikkovesi | ei ehdotettu | ei ehdotettu |

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

Vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 mukaan määritysraja saa olla enintään 30 % ympäristönlaatunormin arvosta. Ibuprofeenin osalta määritysrajat saisivat olla enintään 0,019 µg/l sisävesissä ja 0,0066 µg/l merivesissä. Tässä tarkastellussa aineistossa määritysrajan alittaneiden tulosten määritysrajat täyttävät sisävesien vaatimuksen 86 %:ssa tapauksista. Markkinoilla on ibuprofeenin analyysimenetelmiä, jotka täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimukset mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle ehdotettujen ympäristönlaatunormien pitoisuustasolla ainakin sisävesissä. Riittävän alhaisiin määritysrajoihin 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 määritysrajat 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 määritysraja 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-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 ennenaikaista asettaa ainetta kansalliseksi prioriteettiaineeksi.

Ehdotus

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

### 5.2.7 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 lukuunottamatta.

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

Ehdotus

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

### 5.2.8 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 kolmannesta ylittää Oriaksen & Perrodinin (2013) esittämän PNEC-arvon 0,0019 µg/l. Ek Henning ym. (2020) ovat puolestaan esittäneet PNEC-arvoksi 0.81 µg/l. Tämä arvo 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 voi aiheuttaa riskin Suomen pintavesissä, mutta PNEC-tason epävarmuudesta johtuen on ennenaikaista asettaa ainetta kansalliseksi prioriteettiaineeksi.

Ehdotus

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

### 5.2.9 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) perusteela 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 luotettavasta PNEC-tasosta.

### 5.2.10 17a-etinyyliestradioli (EE2)

EE2 (CAS 57-63-6) on synteettinen hormoni, jota käytetään ehkäisyvalmisteissa. Yhdisteen havaitsemistiheys on ollut hyvin alhainen sekä pinta- että jätevesissä, sillä analyysien määritysrajat ovat olleet usein korkeita suhteessa ehdotettuihin ympäristönlaatunormeihin. Yhdisteen alin määritysraja (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 menetelmää sen osoittamiseksi, että pitoisuus alittaa PNEC-tason.

EE2 on ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineeksi ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540, Wood 2022). JRC:n (2021) ja SCHEERin (2022a) näkemyksen mukaan MAC-EQS-arvojen johtaminen ei ole mielekästä hormonaalisesti vaikuttaville aineille.

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 29 esitettyjä SCHEERin (2022a) suosittelemia ympäristönlaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 29. EE2:lle ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristönlaatunormit (COM (2022) 540).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (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 rannikkovesi (vesieliöt) | 0,0016 ng/l | 0,0016 ng/l |
| MAC-EQS sisävedet ja rannikkovesi | ei ehdotettu | ei ehdotettu |

Markkinoilla olevat EE2:n analyysimenetelmät eivät täytä tällä hetkellä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia määritysrajalle ja mittausepävarmuudelle ehdotettujen ympäristönlaatunormien 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. Myös joillakin asetuksen EU:n prioriteettiaineilla (mm. sypermetriini, TBT, DEHP) on AA-EQS –arvoja, joiden osalta analyysimenetelmät eivät täytä vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle. Lisäksi analytiikan arvioidaan paranevan laboratorioiden kehitystyön johdosta sen jälkeen, kun em. ympäristönlaatunormit ovat vahvistettu ja kysyntä ko. analyysejä kohtaan lisääntyy. Mahdollisesti on olemassa laboratorioita, joilla jo on vaatimukset täyttävää EE2-analytiikkaa.

### 5.2.11 17ß-estradioli (E2)

Yhdistettä on havaittu Suomessa ainoastaan yhdessä jätevesinäytteessä. Havaittu pitoisuus ylitti SCHEERin (SCHEER 2022a) ehdottaman EQS—arvon (0,18 ng/l) 17-kertaisesti. Pintavesissä yhdistettä ei ole havaittu. Pintavesissä määritysraja on alittanut EQS-tason n. 30 näytteessä. Toistaiseksi ei ole saatavilla riittävän tarkkaa menetelmää sen arvioimiseksi, aiheuttaako E2 riskiä suomalaisissa pintavesissä.

E2 on ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineeksi ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540, Wood 2022).

Ehdotus

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

### 5.2.12 Estrioli (E3)

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 määritysrajat ovat vaihdelleet pintavesissä välillä 0,0001–0,05 µg/l. Valtaosassa saatavilla olevasta aineistosta määritysraja alittaa PNECin. Pintavesien osalta ei ole näyttöä E3:n aiheuttamista riskeistä Suomen pintavesissä.

Ehdotus

Ei jatkotoimenpiteitä

### 5.2.13 Estroni (E1)

Estronia (E1, CAS 53-16-7) havaitaan Suomessa yleisesti pinta- ja jätevesistä. Useimmat kvantifioidut näytteet ylittävät JRC:n ja SCHEERin (SCHEER 2022a) ehdottaman EQS-arvon (0,36 ng/l). Noin 50 % pintavesien mittauksista määritysraja on alittanut tämän tason. Saatavilla olevan aineiston perusteella estroni aiheuttaa riskin suomalaisissa pintavesissä.

Estroni on luontainen hormoni, ja sen esiintymisen jäte- ja pintavesissä on arveltu kuvaavan yhdisteen luontaista erittymistä. Suomessa estronia ei tiettävästi käytetä lääkinnällisesti. Aineen päästölähteitä pintavesiin ovat mm. yhdyskuntajätevedenpuhdistamot ja todennäköisesti myös karjatalous.

E1 on ehdolla EU:n vesipuitedirektiivin prioriteettiaineeksi, ja EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540, Wood 2022).

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 30 esitettyjä SCHEERin (2022a) suosittelemia ympäristönlaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 30. E1:lle ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristönlaatunormit (COM (2022) 540).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (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 rannikkovesi (vesieliöt) | 0,018 ng/l | 0,018 ng/l |
| MAC-EQS sisävedet ja rannikkovesi | ei ehdotettu | ei ehdotettu |

Markkinoilla olevat E1:n analyysimenetelmät eivät täytä tällä hetkellä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle ehdotettujen ympäristönlaatunormien 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. 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 paranevan laboratorioiden kehitystyön johdosta sen jälkeen, kun em. ympäristönlaatunormit ovat vahvistettu ja kysyntä ko. analyysejä kohtaan lisääntyy. Mahdollisesti on olemassa laboratorioita, joilla jo on vaatimukset täyttävää E1-analytiikkaa.

### 5.2.14 Testosteroni

Testosteronia on määritetty ja havaittu suomalaisissa vesissä satunnaisesti. Määritysrajan ylittäneet pitoisuudet ovat enimmillään ylittäneet Örnin ym. (2003) esittämän PNEC-tason (0,00026 µg/l) n. 8-kertaisesti. Kartoituksissa toteutuneet määritysrajat ovat ylittäneet tämän PNEC-tason. Saatavilla olevan aineiston perusteella mentelmää, jolla voitaisiin havaita PNEC-tasoa alhaisempia pitoisuuksia ei ole.

Ehdotus

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

### Yhteenveto ja arvio lääkeaineita koskevan ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuun

Luvun 5.2 arviointien perusteella ehdotetaan lisättäväksi 2 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. On varmistettava, että nämä aineet eivät päädy sekä EU:n prioriteettiainelistalle että kansalliseksi haitalliseksi aineeksi, mikä voi aiheuttaa ristiriitaisuuksia ja tuottaa turhaa lisätyötä VPD:n toimeenpanossa.

Asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1 D ehdotetut lääkeaineet ja hormonit pääsevät pintavesiin olettavasti 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. Karjatalouden estronipäästöistä pintavesiin ei ole tietoa. On todennäköistä, että samoilla menetelmillä, joilla vähennetään karjatalouden ravinnepäästöjä, voidaan vähentää myös estronipäästöjä.

Kirjallisuudessa ja VESLA-tietokannassa saatavilla olevan aineiston perusteella ehdotettu laatunormi ylittyy diklofenaakkille 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 esiintynevät sellaisina pitoisuuksina, joita ei voi pitää turvallisena vesieliöstön kannalta. Toisaalta niissä 6 640 vesimuodostumassa, joihin ei kohdistu merkittävää painetta yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilta, diklofenaakin, ibuprofenin ja EE2:n laatunormien voidaan olettaa ylittyvän erittäin harvoin tai ei ollenkaan. Koska E1:n esiintyminen ympäristössä kuvastaa oletettavasti aineen luontaista erittymistä, voivat sen pitoisuudet olla koholla myös karjatalousvaltaisilla 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 velvoitetarkkailuissa tulee huomioida, että mitatessa 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 (COM (2022) 540, Wood 2022), mutta sen päätyminen EU:n prioriteettiaineeksi ei ole varmaa.

Sinkki ja kupari valittiin arvioitaviksi metalleiksi mm. sillä perusteella, että niillä on todettu paljon kansallisten EQS-arvojen ylityksiä EU-alueella. Sinkillä on todettu kansallisia EQS-ylityksiä yhteensä 1 454 vesimuodostumassa 18 EU-maan alueella ja kuparilla 808 vesimuodostumassa 16 EU-maassa. Kansalliset EQS-arvot ovat vaihdelleet merkittävästi: sinkillä 3,1 – 1 000 μg/l (mediaani 34 μg/l) ja kuparilla 0,5 – 120 μg/l (mediaani 8 μg/l; EEA 2018).

Seleeni valittiin arviointiin sen takia, että se on ollut ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineeksi (JRC 2016), mutta se tippui pois prioriteettiaine-kandidaattilistalta.

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

Suomen länsirannikolla sijaitsevat Euroopan laajimmat happamien sulfaattimaiden alueet. Nämä muinaisen Litorina-meren sulfidipitoiset pohjasedimentit aiheuttavat kuivuessaan maaperän ja valumavesien happamoitumista sekä metallien liukenemista. Hapan ja metallipitoinen valunta heikentää Suomen länsirannikon jokien kemiallista ja ekologista tilaa (Högmander ym. 2022). Happamien sulfaattimaiden valumat vaikuttavat negatiivisesti ainakin kaloihin ja selkärangattomiin eläimiin. Happamien sulfaattimaiden pintavesissä esiintyy mm. 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 (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022). Vesi on tavallisimmin happaminta syys- ja kevättulvien aikana, jolloin sade- ja sulamisvedet huuhtovat happamuuden ja liuenneet metallit vesistöihin.

### 5.3.1 Metallien ympäristölaatunormit

Lähtökohtana uusien metallien laatunormeille, erityisesti vuosikeskiarvoon perustuvan laatunormin (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) interaktioiden kautta. Siten, metallin haitallisuuteen vaikuttaa vahvasti veden ominaisuudet. Biosaatavien pitoisuuksien määritys on tarkoituksenmukaisinta tehdä bioligandimallien 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 työkaluksi, jolla biosaatavan ympäristölaatunormin soveltaminen varmistuisi toimivaksi. 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 yleensä ovat kuitenkin pääosin liukoisiin tai kokonaispitoisuuksiin perustuvia. Myös metalleille on riskinarviointiraporteissa muodostettu liukoisia PNEC-ehdotuksia, joten myös niiden soveltaminen uusien metallien kohdalla Suomessa on täysin mahdollista. Kunkin ehdotuksen kohdalla pitää vain miettiä aineiston laajuutta, arviointikertoimesta paljastuvaa luotettavuutta sekä metallin merkitystä vesistöissämme.

### 5.3.2 Hopea

**Matti Leppänen, Katri Siimes & Jukka Mehtonen**

Hopea (CAS 7440-22-4) on siirtymäalkuaineisiin kuuluva metallimainen alkuaine, jota esiintyy luonnossa erilaisina yhdisteinä.

#### 5.3.2.1 Käyttö

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).

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, sähkönjohtimena elektroniikassa, juottamiseen, kemianteollisuudessa katalyyttinä, moottoreissa, palkintomitaleissa ja valokuvaamisessa ([Hopea – Valmistajat.fi](https://valmistajat.fi/materiaalit/metallit/hopea)).

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.

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 2021b). Hopeaa sisältäviä kemikaalituotteita kuuluu useaan biosidivalmisteryhmään (ks. luku 5.6.4). 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).

#### 5.3.2.2 Haitaton pitoisuustaso pintavesiss**ä**

Hopea on ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiksi parhaillaan käynnissä olevassa prioriteettiaineiden tarkistustyössä (tilanne heinäkuussa 2022; Wood 2022). EU:n prioriteettiainelistan tarkistuksen yhteydessä Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (Joint Research Centre, JRC) valmisteli luonnoksen hopean ympäristönlaatunormeiksi (EQS), josta terveys- ja ympäristöriskejä sekä kehittymässä olevia riskejä käsittelevä tiedekomitea SCHEER arvioi ja antoi tieteellisen mielipiteensä (SCHEER 2021).

JRC:n laatiman EQS-ehdotukset (JRC 2021b, taulukko 31) perustuvat VPD:n EQS-derivointiohjeeseen (EC 2018), minkä myös SCHEER on todennut (SCHEER 2021). SCHEERin (2021) mukaan murtovedelle (saliniteetti 10 ‰) johdettu AA-QS ei ole oikealla tavoin johdettu ja tulisi johtaa uudelleen. Sen sijaan meriveden saliniteetille 30‰ johdettu AA-QS -arvo 0,17 µg/l on validi. Kumpikin suolaisen veden normi perustuu vain muutamaan testitulokseen, joiden pienimmistä NOEC-arvoista on arviointikertoimen avulla johdettu AA-EQS ehdotus. Aineistoa ei ole riittävästi, jotta Suomen rannikolle voisi soveltaa JRC:n ehdotuksia. MAC-QS arvoa merivedelle ei ole voitu johtaa (JRC 2021b, SCHEER 2021).

Tällä hetkellä ei ole menetelmiä määrittää biosaatavan hopean ympäristönlaatunormeja sisävesissä, mutta niiden kehitystyö on käynnissä. Taulukossa 31 esitetyt liukoisiin pitoisuuksiin perustuvat ehdotukset ympäristönlaatunormeiksi ovat parhaita haitattoman pitoisuuden raja-arvon arvioita mitä tällä hetkellä voidaan tehdä. MAC-EQS ehdotus perustuu deterministiseen aineiston laskentaan eli joukosta testejä on poimittu luotettava pienin vaikuttava pitoisuus, joka on jaettu arviointikertoimella (AF). Kyseinen vesikirpputesti on tehty vesikemian olosuhteissa, joissa biosaatavuus on korkea. Silloin voidaan ajatella, että ehdotus on konservatiivinen eli suojelee Suomen pintavesissä hopean hetkellisiltä haittavaikutuksilta. Akuuttia toksisuusaineistoa ei ollut riittävästi SSD-laskentaa eli probabilistista arviota varten. AA-EQS ehdotusta varten sekä deterministinen että probabilistinen laskenta olivat mahdollisia. Deterministisessä tavassa viherlevätestin EC10 on jaettu arviointikertoimella 10 (0,01 µg/l) ja probabilistisessa SSD-laskennassa HC5-tulos on jaettu viidellä antaen tulokseksi 0,012 µg/l. Valitut laboratoriokokeet on tehty hyvin liukenevalla hopeanitraatilla ja voidaan olettaa, että altistustilanteissa hopea-ioneita on vähemmän sitoutuneena ligandeihin kuin luonnonolosuhteissa ja biosaatavaosuus on laboratoriokokeissa suurempi. Toisaalta luonnossa ravinnonkäyttö lisää hopealle altistumista. Yhteenvetona on oletettavaa, että myös ehdotettu AA-EQS on konservatiivinen ja suojelee hopean haitalliselta altistumiselta, jos pitoisuudet pysyvät tämän normin alapuolella.

Taulukko 31. Hopealle ehdotetut ympäristönlaatunormit ja niiden derivoinnissa käytetyt arviointikertoimet (AF) EU:n prioriteettiaineiden tarkistustyössä sekä rekisteröintimäärät EU:ssa (JRC 2021b, SCHEER 2021).

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| AA-QS sisävesi -ehdotus, liukoinen pitoisuus (µg/l) / käytetty AF | MAC-QS sisävesi-ehdotus, liukoinen pitoisuus (µg/l)  / käytetty AF | AA-QS merivesi (saliniteetti 30‰)-ehdotus, liukoinen pitoisuus (µg/l)  / käytetty AF | REACH rekisteröity määrä (tn/a), EU |
| 0,01 / 5 ja 10 | 0,022 / 10 | saliniteetti 10‰: 0,006 /50  saliniteetti 30‰: 0,17 / 50 | 10 000 – 100 000 |

#### 5.3.2.3 Esiintyminen ympäristössä

Ympäristöhallinnon VESLA-tietojärjestelmässä on 1472 pintavesien hopeapitoisuustulosta vuosilta 2010–2021. Näistä 574 on liukoisen hopean tuloksia (näyte suodatettu 0,45 µm kalvosuodattimella ennen analyysiä), esikäsittelemättömien näytteiden tuloksia on 664 ja typpihapolla esikäsiteltyjä näytteitä 234. Tulokset on esitetty taulukossa 32.

Taulukko 32. Pintavesien vedenlaaturekisterin hopeatulokset 2010–2021. Laskennallinen keskiarvo (ka\*) on saatu käyttämällä määritysrajaa pienemmille pitoisuuksille määritysrajan puolikasta. (Sitä ei yleensä esitetä, mikäli keskiarvo on määritysrajaa pienempi, mutta tässä se on jätetty liukoisille pitoisuuksille näkyviin, sillä sen avulla saa käsityksen siitä, millaisia vaihtelevat määritysrajat ovat keskimäärin olleet.)

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Ympäristö | N/n | Määritysraja (µg/l) | Kvantifoidut pitoisuudet (µg/l) | Ka\* (µg/l) | Hav. ka (µg/l) | Vertailu ehdotettuihin laatunormeihin |
|  | Liukoinen pitoisuus (kalvosuodatus) | | | | |  |
| Järvi | 9/87 | 0.01 - 0.5 | 0.01 - 0.29 | 0.04 | 0.05 | Määritysrajat > AA-EQS  Kaikki havaitut > AA-EQS;  osa havaituista >> ehd. MAC-EQs, |
| Joki | 0/320 | 0.01 - 1 | - | 0.07 | - | Määritysrajat > AA-EQS |
| Lampi | 0/30 | 0.02 - 1 | - | 0.11 | - | Määritysrajat > AA-EQS |
| Oja | 5/41 | 0.02 - 2 | 0.3 - 1.8 | 0.43 | 1.26 | Määritysrajat >AA-EQS  Kaikki havaitut >> ehd. MAC-EQS, |
| Puro | 2/70 | 0.02 - 1 | 0.026 - 0.045 | 0.07 | 0.04 | Määritysrajat > AA-EQS  Kaikki havaitut >> ehd. MAC-EQS |
| meri sisäsaaristo | 0/19 | 0.2 - 5 | - | 0.94 | - | Määritysrajat >PNEC |
|  | Kokonaispitoisuus (typpihappohajotus) | | | | |  |
| Järvi | 0/4 | 0.02 | - | <MR | - |  |
| Joki | 0/16 | 0.02 - 1 | - | <MR | - |  |
| Lampi | 0/4 | 1 | - | <MR | - |  |
| Oja | 5/102 | 0.06 - 5 | 0.02 - 3.3 | 0.63 | 1.74 |  |
| Puro | 2/87 | 0.4 - 5 | 1 - 2.4 | <MR | 1.7 |  |
| meri sisäsaaristo | 0/6 | 1 - 5 | - | <MR | - |  |
|  | Kokonaispitoisuus (esikäsittelemätön) | | | | |  |
| Järvi | 15/131 | 0.002 - 50 | 0.01 - 0.01 | 0.40 | 0.01 |  |
| Joki | 54/394 | 0.002 - 50 | 0.003 - 0.15 | 0.24 | 0.018 |  |
| Lampi | 7/29 | 0.002 - 1 | 0.01 - 0.02 | 0.05 | 0.011 |  |
| Oja | 8/67 | 0.01 - 0.2 | 0.01 - 0.3 | 0.03 | 0.096 |  |
| Puro | 4/27 | 0.01 - 0.5 | 0.01 - 0.01 | 0.06 | 0.01 |  |
| meri sisäsaaristo | 0/5 | 0.2 - 0.8 | - | <MR | - |  |

Liukoinen pitoisuus on ylittänyt määritysrajan yhteensä 16 sisävesinäytteessä ja näissä kaikissa havaittu pitoisuus on ollut ympäristönlaatunormin tasolla tai sitä suurempi. Laatunormitarkastelua ei ole voitu tehdä muille näytteille, sillä määritysraja on ollut pääosin ehdotettua laatunormia suurempi tai parhaimmillaankin sen tasolla.

Järvinäytteissä liukoista hopeaa on havaittu 9/87 näytteestä. Suurin liukoinen pitoisuus, 0,29 µg/l eli yli 13 x ehdotettu MAC-EQS, mitattiin kesäkuussa 2011 Kivijärvestä otetussa näytteessä. Kaikki järvinäytteet, joista hopeaa oli havaittu, olivat kaivosten vaikutuspiirissä (Kainuussa ja Lapissa). Liukoista hopeaa on havaittu 5/41 ojanäytteestä (suurin pitoisuus 1,8 µg/l, määritysrajat 0,01 –5 µg/l). Havainnot olivat suljetun kaatopaikan läheisyydestä Uudeltamaalta ja Pohjanmaalla alueella. Puronäytteistä liukoista hopeaa on havaittu 2/70 (suurin 0,045 µg/l, määritysrajat 0,01–5 µg/l) ja kaikki havainnot (pitoisuudet ehdotettuja MAC-EQS arvoja suurempia) ovat kaivoksen alapuoliselta alueelta (Lapista).

Jokivesissä (n=320) ja lammissa (n=30) liukoisen hopean pitoisuus on ollut määritysrajaa (0,01–1,0 µg/l) pienempi kaikissa 2010–2021 näytteissä. Määritysraja on kuitenkin valtaosassa näytteitä ollut moninkertainen ehdotettuun ympäristönlaatunormiin verrattuna – ja parhaimmillaankin vain sen tasolla. Merivedestä liukoista hopeaa ei ole havaittu yhdestäkään analysoidusta näytteestä (n=19), mutta määritysraja on ollut liian suuri (0,2–5 µg/l).

Pintavesistä on määritetty hopeaa myös esikäsittelemättömistä näytteistä ja typpihappohajotuksen jälkeen saatavaa kokonaishopeaa. Liukoisen hopean osuus on aina pienempi kuin näin saatu hopeapitoisuus. Myös näissä näytteissä hopeapitoisuudet ovat olleet pääsääntöisesti määritysrajaa pienempiä, mutta määritysraja on pääosin ollut suurempi kuin liukoiselle pitoisuudelle ehdotettu ympäristönlaatunormi. Osassa näytteissä on kuitenkin havaittu hopeaa. Kun havaittu kokonaispitoisuus on ollut moninkertainen ehdotettuun laatunormiin verrattuna, on liukoinenkin pitoisuus saattanut ylittää laatunormin.

Pintavesien hopeapitoisuus on ylittänyt ehdotetun enimmäispitoisuuden ympäristönlaatunormin useilla paikoilla. Laatunormiehdotusta pienempiä pitoisuuksia ei ole voitu määrittää ja suuressa osassa näytteistä määritysrajat ovat olleet merkittävästi ehdotettuja laatunormeja suurempia. Tulokset osoittavatkin selvästi, että hopean analytiikkaa tulee kehittää.

Hopean liukoiset taustapitoisuudet Suomessa ovat Foregs-aineiston mukaan alhaiset (keskiarvo 0,0019 µg/l, min – max 0,001 – 0,014 µg/l ja mediaani 0,001 µg/l, n = 65).

#### 5.3.2.4 Päästöt pintavesiin

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). E-PRTR-rekisteristä ei löytynyt tietoa hopean päästöistä pintavesiin. Tietorekistereiden perusteella emme pystyneet arvioimaan hopean päästötilannetta Suomessa.

Yhdyskuntajäteveteen 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 puhdistamolietteeseen (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 määritysraja on korkea verrattuna arvioituun PNEC-tasoon (Taulukko 33). Hopean riskiosamäärä effluentin suhteen (RQeffluentti eli max-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, että 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 suurempi kuin koskaan aiemmin (55 tn/a), yli nelinkertainen verrattuna vuoteen 2018 (13 tn/a). Suomalaisten metallisulattamojen tuottamaksi hopeamääräksi on vuonna 2020 arvioitu 82 tonnia vuodessa. Suuri osa hopeasta on peräisin ulkomaisista kaivoksista (Korhonen 2019, Vasara 2021). Kaivosteollisuus ja metallisulattamot lienevät yhdyskuntajätevedenpuhdistamoja merkittävämpi hopean päästölähde vesistöihin Suomessa.

Taulukko 33. Hopean kokonaispitoisuuksia yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen jätevedessä Suomessa (Vieno & Arjonen 2021).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Selvitys | Tuleva jätevesi  μg/l | Puhdistettu jätevesi  μg/l |
| 17 isoa puhdistamoa, 2020 | < 2 | < 2 |
| 1 pieni puhdistamo, 2020 | 11 | 5,6 |
| PNEC pintavesi | - | sisävedet 0,011 / 0,0222 / 0,043 |

1 JRC 2021b: AA-QS sisävesi & merivesi -ehdotus, HUOM! liukoinen pitoisuus

2 JRC 2021b: MAC-QS sisävesi -ehdotus, HUOM! liukoinen pitoisuus

3 Vieno & Arjonen 2021

#### 5.3.2.5 Ehdotus

Hopea 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. EU-komissio on ehdottanut sitä uudeksi prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540, Wood 2022). On varmistettava, että aine ei päädy sekä EU:n prioriteettiainelistalle että kansalliseksi haitalliseksi aineeksi, mikä voi aiheuttaa ristiriitaisuuksia ja tuottaa turhaa lisätyötä VPD:n toimeenpanossa.

Hopealle ehdotetaan asetettavaksi taulukossa 34 esitettyjä JRC:n (JRC 2021b) johtamia ympäristönlaatunormeja pintavedelle.

Taulukko 34. Hopealle ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on EU-komission 26.10.2022 ehdottamat ympäristönlaatunormit (COM (2022) 540).

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (suluissa suojelunkohde) | SYKEn ehdotus, joka perustuu JRC:n arvioon (JRC 2021b) | Komission ehdotus |
| AA-EQS sisämaan pintavesi (vesieliöt) | 0,01 µg/l liukoinen pitoisuus\* | 0,01 µg/l liukoinen pitoisuus |
| AA-EQS rannikkovesi (vesieliöt) | ei ehdoteta | saliniteetti 10‰: 0,006  saliniteetti 30‰: 0,17 |
| MAC-EQS sisävedet | 0,02 µg/l liukoinen pitoisuus, pyöristetty arvo\* | 0,022 µg/l (liukoinen pitoisuus oletettavasti) |
| MAC-EQS rannikkovedet | ei ehdoteta | ei ehdoteta |

\* taustaa ei oteta arviossa huomioon

Markkinoilla olevat hopean analyysimenetelmät eivät täytä tällä hetkellä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle ehdotettujen ympäristönlaatunormien pitoisuustasolla. Arvio perustuu SYKEn laboratorion analytiikkavalmiuksiin elokuussa 2022 ja ympäristöhallinnon tietojärjestelmiin tallennettuihin tuloksiin. On kuitenkin tiedossa, että vuoden 2023 alusta SYKEn laboratorion kehittyneempi hopea-analytiikka tulee täyttämään asetuksen liitteen 3 vaatimukset ehdotettujen sisävesien ympäristönlaatunormien osalta (Sara-Aho 2022). Analytiikkaan liittyvistä haasteista huolimatta ehdotamme hopean ja sen em. EQS –arvojen lisäämistä asetukseen.

Nykyanalytiikan liian korkean määritysrajan perusteella on vaikea arvioida, että kuinka yleisesti ehdotetut ympäristönlaatunormit ylittyisivät Suomen vesimuodostumissa. Ehdotuksen johdosta

* päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet voivat lisääntyä, koska hopea ei toistaiseksi ole sisältynyt tarkkailuohjelmiin, varsinkaan päästötarkkailuun.
* ympäristöseurannoissa tulee siirtyä parempilaatuiseen hopean vesianalytiikkaan, joka täyttää vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 laatuvaatimukset mittausepävarmuuden ja määritysrajan suhteen. Sinänsä hopea sisältyy nykyiseen ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn metalli/ alkuaineanalyysipakettiin.
* Hopean vesianalytiikkaa tulee Suomessa yleisesti kehittää, jotta laboratoriot yleisesti pystyvät analysoimaan liukoista hopeaa asetuksen liitteen 3 analyysivaatimusten mukaisesti.

### Sinkki

**Matti Leppänen, Katri Siimes & 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).

#### 5.3.3.1 Käyttö

Kallioperän sinkkimineraaleista yleisin on sinkkivälke. Siitä valmistetaan teollisesti sinkkiä, jota käytetään moneen tarkoitukseen. Yksi tärkeimmistä käyttökohteista on teräksen pinnoittaminen sinkillä korroosion estämiseksi. Muita käyttökohteita löytyy mm. rakennus-, auto- ja kuljetusvälineteollisuudesta sekä sitä käytettään ihmisten lisäravinteena (Vieno & Arjonen 2021). Sinkki on tavallinen aine metalli- ja kaivosteollisuuden tuotteissa ja sovelluksissa mutta myös kuluttajatuotteissa kuten kosmetiikassa (esim. sinkkivoide). Sinkkiyhdisteitä sisältäviä kemikaalituotteita kuuluu useaan biosidivalmisteryhmään: desinfiointiaineisiin (valmisteryhmät 2, 4), säilytysaineisiin (valmisteryhmät 6, 7, 9,10) sekä antifoulingaineisiin (valmisteryhmä 21; ks. luku 5.6.4). Sinkkipyritioni on yksi yleisimpiä alusten antifoulingmaaleissa käytettyjä tehoaineita Suomessa. Lisäksi antfoulingvalmisteet sisältävät yleensä varsinaisen tehoaineen lisäksi ympäristölle vaarallista sinkkioksidia, mikä on huolenaihe Itämeren herkälle ekosysteemille (Hanninen 2018).

#### 5.3.3.2 Esiintyminen ympäristössäja haitaton pitoisuustaso pintavesissä

Sisämaan pintavedet

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

EU:n julkaistussa sinkin RAR -versiossa (EC 2010c) laatunormi 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 2015) 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 biosaatavuuden huomioimisen että probabilistisen laskentatavan haitattoman pitoisuuden (HC5) määrittämiseksi. Sinkille on luotu biosaatava AA-EQS laatunormi 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 2015) 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 väärien positiivisten määrä kasvaa. Ruotsissa on kuitenkin valittu tämä alempi normi lainsäädäntöön.

Eräiden maiden vedenlaatumonitorointiaineistojen avulla on laskettu turvallisia biosaatavia sinkkipitoisuuksia (EC 2015, Taulukko 35) osoittaen veden laadun selvän merkityksen

Taulukko 35. Arvioitujen sinkin HC5 arvojen prosenttipisteet esimerkkimaissa (EC 2015). HC5 on sama kuin PNEC ilman arviointikerrointa.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Aineisto | 5. persentiili (µg/l) | 10. persentiili (µg/l) |
| Itävalta (n=1779) | 9,29 | 10,55 |
| Ruotsi (n=3997) | 15,34 | 18,24 |
| Pohjois-Ranska (n=144) | 16,68 | 17,29 |
| Luoteis-Iso-Britannia | 8,56 | 9,05 |

Ranskan laajan monitorointiaineiston avulla on muodostettu kansallinen biosaatava AA-EQS laatunormi 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. persentiili (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 2019b). Siten, biosaatavan pitoisuuden määrityksessä ei pitäisi olla ongelmaa, jos tiedossa on tarvittavat vedenlaatutiedot.

Suomalaisessa Foregs purovesiaineistossa (n=65) on yksi havainto, jonka vedenlaadun olosuhteissa biosaatavapitoisuus ylittää ehdotetun sinkin biosaatavan AA-EQS normin. VESLA vedenlaatuaineistossa (n=140) vuosilta 2019–2021 löytyy yksi laatunormiehdotuksen ylittävä havainto (0,7 %) ja havaintojen vaihtelu on suurta (min 0,07, max 83 ja keskiarvo 2,6 µg/l). Tässä aineistossa pitoisuuksien 95. persentiilin ja laatunormiehdotuksen suhde on 0,6 (> 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 laatunormeja. 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. Luonnos riskinarviointiraportissa (EC 2015) 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. persentiilille 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. persentiilille laskettu riskisuhde RQ oli 0,7-1,9 eli myös ulkosaaristossa kriteerinä käytetty 0,5 ylittyi (taulukko 36).

Taulukko 36. Mitatut sinkin liukoiset pitoisuudet ja riskisuhteet (RQ) rannikkovesissä 2010–2021 (VESLA-tietokanta). Tarkasteluun otettiin vain suodatetut näytteet. Jos sinkkiä ei oltu kvantifioitu, käytettiin persentiilipisteiden määrityksessä määritysrajan puolikasta, jos määritysraja oli pienempi kuin ehdotettu AA-EQS 7,2 µg/l, jos määritysraja oli tätä suurempi, jätettiin tulos huomioimatta.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | hav/n | mr (mg/l) | max (µg/l) | 50. %-piste | 75. %-piste | 95. %-piste | 95. %-pisteen RQ | kriteeri  (ks. luku 3.2) |
| **Sisäsaaristo** |  |  |  |  |  |  |  |  |
| VHA2 | 392/781 | 0.5 - 10 | 101 | 5.0 | 6.5 | 21.5 | 2.99 | täyttyy (RQ95 >0.5) |
| VHA3 | 417/436 | 0.5 - 2 | 180 | 4.1 | 11.0 | 39.8 | 5.52 | täyttyy (RQ95 >0.5) |
| VHA4 | 35/37 | 1 | 45 | 3.2 | 7.4 | 27.6 | 3.83 | täyttyy (RQ95 >0.5) |
| VHA5 | 33/33 |  | 5.5 | 1.9 | 2.7 | 3.8 | 0.53 | täyttyy (RQ95 >0.5) |
| **Ulkosaaristo** |  |  |  |  |  |  |  |  |
| VHA2 | 2/15 | 0.5 - 10 | 0.8 | 2.5 | 5.0 | 5.0 | 0.69 | täyttyy (RQ95 >0.5) |
| VHA3 | 138/143 | 0.5 - 1 | 37 | 1.8 | 3.5 | 13.8 | 1.92 | täyttyy (RQ95 >0.5) |
| VHA4 | 3/3 |  | 6.5 | 2.0 | 4.3 | 6.1 | 0.84 | täyttyy (RQ95 >0.5) |

#### 5.3.3.3 Päästöt pintavesiin

Teollisuuden sinkkipäästöt pintavesiin Suomessa ovat olleet 31 – 64 tn/a vuosina 2017-2019. Teollisuuden sektoreista suurin päästölähde on ollut massa- paperiteollisuus (26 – 59 tn/a), ja sen jälkeen suurimmat metalliteollisuus (3,0 – 3,5 tn/a) ja kaivos- ja louhostoiminta (0,2 – 1,1 tn/a; SYKE 2022).

Happamien sulfaattimaiden joissa ja suistoalueella esiintyy sinkkiä kohonneina pitoisuuksina (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022). Maatalouskäytössä olevat happamat sulfaattimaat ovat sinkin osalta suurin hajakuormituslähde (Åström & Björklund 1995) ja suurempi päästölähde kuin teollisuuden päästöt niin 1990-luvulla kuin nykyisinkin, jos oletetaan että happamien sulfaattimaiden sinkkipäästöt (n. 170-180 tn/a) ovat pysyneet samalla tasolla (Sundström ym. 2002, SYKE 2022). Happamien sulfaattimaiden sinkkipäästöt ovat tosin voineet 1990-luvun tasosta nousta happaman valunnan lisääntymisen ohessa maanmuokkaustoiminnasta johtuen. Päästöt voivat edelleen nousta tulevaisuudessa erityisesti talviaikaan lisääntyneestä sadannasta (ilmastonmuutos) johtuen (Saarinen ym. 2010).

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sinkkipäästöt pintavesiin vuonna 2020 Suomessa ovat olleet noin 19 tn/a. Jäteveteen sinkkiä päätyy ihmisistä, sinkintuotannon ja pinnoitusteollisuuden jätevesien mukana, hulevesien mukana erilaisilta pinnoilta (maanpinta, tiet, katot, teräspinnat) sekä kaatopaikkojen suotovesien mukana. (Vieno & Arjonen 2021). Veden siirto- ja jakelujärjestelmän rakenteista liukenee veteen sinkkiä, joka päätyy jätevesien mukana jätevedenpuhdistamoille tai ympäristöön. Rakennusmateriaaleista kuten maalaamattomilta galvanoidulla pellillä varustetuilta katoilta ja sadevesiränneistä liukenee korroosion seurauksena merkittävästi sinkkiä taajama-alueiden hulevesiin ja edelleen kaupunkivesiin. Lisäksi sinkkiä päätyy kaupunkivesiin mm. autojen renkaiden kulumisesta (sinkkiä käytetty kumin vulkanoinnissa ja nastarenkaiden nastoista), autojen jarrujen kulumisesta, ajoneuvojen korroosiosta ja pesemisestä, valopylväistä, viemäriputkista ja kaiteista. Sinkin on havaittu olevan kuparin ohella hulevesien merkittävimpiä ympäristöä kuormittava metalli. (Kuusisto-Hjort 2009, Airola ym. 2014, Taka ym. 2021).

Sinkkiä on havaittu myös yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden puhdistetuissa jätevesissä. Esimerkiksi Vienon (2014) ja Vienon ja Arjosen (2021) selvityksissä keskiarvopitoisuudet olivat 45 ja 47 µg/l. Tulevissa jätevesissä pitoisuudet ovat luonnollisesti korkeammat, keskimäärin 175 µg/l (Vieno ja Arjonen 2021). Alkuaine 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. Arviossa käytetty liukoinen PNEC (20,6 µg/l) perustuu ECHAn vanhaan rekisteröintiaineistoon.

Sinkin ilmalaskeumaa pintavesiin Suomessa ei tietääksemme nykyisin mitata tai arvioida. Sinkki ei ole erityisen kaukokulkeutuva aine.

Sinkin laatunormilla olisi Suomessa tarvetta ottaen huomioon metallien tarpeen kasvun ja Suomen vahvan kaivos- ja metalliteollisuuden tulevaisuuden näkymät. Yhdyskuntajätevesien sinkkipitoisuudet puoltavat myös tarkempaa arviointia sen riskeistä vesistöissä.

#### 5.3.3.4 Ehdotus

Sinkki ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D. Ehdotamme sinkin vuosikeskiarvoon perustuvaksi sisävesien ympäristölaatunormiksi (AA-EQS) 14,4 µg/l, joka on ECHAn krooninen biosaatava PNEC-arvo. Lisäksi ehdotamme sinkin liukoisen pitoisuuden vuosikeskiarvoon perustuvaksi rannikkovesien ympäristölaatunormiksi (AA-EQS) 7,2 µg/l, joka on myös peräisin sinkin REACH -arviosta. Taustaa ei oteta arvioissa huomioon. Hetkellistä maksimipitoisuutta (MAC-EQS) sisä- tai rannikkovesille ei tällä hetkellä pystytä ehdottamaan sinkille (taulukko 37).

Taulukko 37. Sinkille ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on Viron ja Ruotsin ympäristönlaatunormit.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (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 rannikkovesi (vesieliöt) | 7,2 µg/l liukoinen pitoisuus\* | 10,9 µg/l liukoinen pitoisuus\* | 1,1 µg/l liukoinen pitoisuus\*\*\* |
| MAC-EQS sisävedet | ei ehdoteta | ei ole | ei ole |
| MAC-EQS rannikkovedet | ei ehdoteta | ei ole | ei ole |

\* taustaa ei oteta arviossa huomioon

\*\* taustapitoisuus otetaan huomioon vain jos se ylittää ympäristönlaatunormin

\*\*\* taustapitoisuus otetaan huomioon vähentämällä sen mitatusta ympäristöpitoisuudesta, jota sitten verrataan ympäristönlaatunormiin

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

Ehdotuksen johdosta

* on vaikea arvioida tarkasti sitä, että kuinka yleisesti ehdotetut ympäristönlaatunormit 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 biosaatavien havaintojen perusteella pintavesien ympäristönlaatunormien 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 voivat lisääntyä joissain määrin, mutta sinkki sisältynee jo nykyisin melko usein suurten ja keskikokoisten laitosten tarkkailuohjelmiin.
* ympäristöseurantoihin ei ole odotettavissa suuria muutoksia koska sinkki sisältyy jo nykyisin ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn metalli/ alkuaineanalyysipakettiin. Seurantoja pitää täydentää liuenneen orgaanisen hiilen, kalsiumin ja pH:n mittauksilla.

### Kupari

**Matti Leppänen & Jukka Mehtonen**

Kupari (Cu, CAS 7440-50-8) on ihmiselle välttämätön hivenaine. Kuparia esiintyy monissa malmeissa, joista tärkeimmät ovat sulfideja, oksideja ja karbonaatteja. Kupariyhdisteitä ovat mm. kuparisulfaatti (CAS 7758-98-7).

#### 5.3.4.1 Käyttö

Kuparilla on antimikrobisia ominaisuuksia, ja sitä käytetään joillakin kosketuspinnoilla, koska bakteerit ja virukset elävät siinä lyhyemmän ajan. Tärkein kuparin käyttäjä on nykyisin elektroniikkateollisuus. 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 antifoulingaineisiin (valmisteryhmä 21). Lähes kaikki AF-valmisteet sisältävät tehoaineena kuparia. Yleisin alusten antifoulingmaaleissa käytetty tehoaine on dikuparioksidi. Muita Suomessa yleisesti käytettyjä huvivenevalmisteiden tehoaineita ovat kuparitiosyanaatti ja sinkkipyritioni. Kuparia sisältävät AF-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).

#### 5.3.4.2 Esiintyminen ympäristössä ja haitaton pitoisuustaso pintavesissä

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

Sisämaan pintavedet

Aineistoa kuparin ympäristöriskinarvioimiseksi on olemassa ja ympäristönlaatunormiehdotuksia 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 korjauskerrointa 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 38). 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 biosaatava kuparin ympäristönlaatunormi sisämaan pintavesille (vuosikeskiarvo AA-EQS 0,5 µg/l; Havs- och vattenmyndigheten 2019).

Taulukko 38. 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 | 6592 | 1,1 |
| Tanska | 41 | 379 | 15,3 |
| Ranska | 526 | 32791 | 2,1 |
| Saksa | 81 | 214 | 2,3 |
| Alankomaat | 28 | 1587 | 4,6 |
| Ruotsi | 184 | 1092 | 7,0 |

Liian alhainen AA-EQS voi periaatteessa aiheuttaa virheellisiä laatunormin ylityksiä (vääriä 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=132), joiden yhteydessä on mitattu bioligandimalliin vaadittavat vedenlaatuparametrit. Tässä aineistossa on kuitenkin vain kaksi havaintoa, joissa biosaatava pitoisuus on yli 1,1 µg/l (1,5 %) ja havaintojen vaihtelu on suurta (min 0,004, max 1,9 ja keskiarvo 0,1 µg/l). Väärien positiivisten havaintojen määrä on siis todennäköisesti pieni sovellettaessa Bio-met v5 -mallia kuparin 1,1 µg/l biosaatavalla haitattomalla pitoisuusraja-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. persentiilin ja laatunormiehdotuksen suhde 0,25 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 ympäristönlaatunormeja.

Kuparin ehdotettu AA-EQS (1,1 µg/l) kattaa koko EU alueen ja siten on todennäköisesti sopiva myös Suomessa. Se on arvioitu samalla perustein ja menetelmin kuin nikkelin EU direktiivissä voimassa oleva AA-EQS. Tuoreen monitorointiaineiston analyysi osoittaa, että vuosikeskiarvon ylityksiä voi löytyä kuparille ja kohteet olisikin syytä tutkia tarkemmin. Kuparin laatunormilla olisi Suomessa tarvetta ottaen huomioon laaja kaivos- että metalliteollisuus sekä sen tulevaisuuden näkymät. Käyttäjäystävällinen, 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 2019b).

Rannikkovedet

Kuparin raportissa (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 luku on 5,6 µg/l mutta luotettavan mesokosmos-aineiston puuttuessa, arviointikertoimeksi (AF) on valittu 2. 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 n. 5 mg/l (ECI 2008) ja Suomen rannikolla liuenneen hiilen mediaani on VESLA- aineiston mukaan 5,2 mg/l (n = 292, 2020-2022), joten Itämeressä jää vähemmän kuparia eliöiden saataville. Siten, 2,6 µg/l on suojelevampi Itämeren olosuhteissa varsinaisiin meriin verrattuna ja sitä ehdotetaan kuparin liukoiseksi ympäristönlaatunormiksi rannikkovesissä. Valitettavasti biosaatavuuteen perustuvat haitattomat merivesipitoisuudet ovat vasta tutkimuksen kohteena ja suolapitoisen veden vaikutus on ensin selvitettävä. Murtovesi voi myös aiheuttaa epävarmuutta 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) ja arviointikertoimiin (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Korkeaa, erillistä arviointikerrointa (AF = 3) perustellaan Itämeren lajiston omalaatuisuudella ja mahdollisella herkkyydellä. Tätä arvoa sovelletaan, kun DOC on tiedossa, ja kun sitä ei tiedetä, normina käytetään 1,45 µg/l. Hetkellistä pintaveden maksimipitoisuuden ympäristönlaatunormia (MAC-EQS) sisä- tai rannikkovesille ei ole saatavilla.

Rannikkovesissä liukoiset pitoisuudet ylittivät ehdotetun rannikkovesien AA-EQS-arvon 2,6 µg/l useilla paikoilla sisäsaaristossa, mutta ei ulkosaaristossa. Rannikkovesien pitoisuuden 95. persentiilin pitoisuus on 3,7 µg/l ja sille laskettu riskisuhde RQ on 1,4 eli kriteerinä käytetty 0,5 ylittyi (taulukko 39).

HELCOM on asettanut kuparille kynnysarvon (threshold value) merisedimentissä 30 mg Cu /kg OC 5% orgaanisen hiilen pitoisuuteen normalisoituna.

Taulukko 39. Mitatut kuparin liukoiset pitoisuudet ja riskisuhteet (RQ) rannikkovesissä 2010-2021 (VESLA-tietokanta). Tarkasteluun otettiin vain suodatetut näytteet, joissa pitoisuus oli kvantifioitu tai, joissa määritysraja oli pienempi kuin rannikkovesien liukoiselle pitoisuudelle ehdotettu ympäristönlaatunormi 2,6 µg/l. Pitoisuusjakauman määrityksessä määritysrajaa pienemmät pitoisuudet oli asetettu määritysrajan puolikkaiksi.

|  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Näytteiden lukumäärä | | Pitoisuusjakauma (µg/l) | | | | Vertailuarvo |
|  | Kaikki  (mr < AA-EQS) | Havaitut | 25. %-piste | 50. %-piste | 75. %-piste | 95. %-piste | 95. %-pisteen RQ |
| Sisäsaaristo | 766 | 612 | 0,73 | 1.1 | 2,0 | 3,9 | 1,5 |
| Ulkosaaristo | 67 | 61 | 0,60 | 0.90 | 1,1 | 1,9 | 0,7 |
| Rannikko yhteensä | 833 | 673 | 0,71 | 1,00 | 1,90 | 3,74 | 1,4 |

#### 5.3.4.3 Päästöt pintavesiin

Kuparia päätyy pintavesiin joko ihmisperäisistä lähteistä kuten kaivostoiminnasta, erilaisista biosidikäyttökohteista, yhdyskuntajätevedenpuhdistamoista ja luonnollisista lähteistä kuten kallioperän rapautumisen kautta (Lagerström & Ytreberg 2019).

Teollisuuden kuparipäästöt sisä- ja rannikkovesiin Suomessa ovat vuosina 2017-2019 olleet 5,3 – 7,5 tn/a. Teollisuuden sektoreista suurin päästölähde on ollut massa- paperiteollisuus (3,7 – 5,7 tn/a) ja metalliteollisuus (1,3 – 1,5 tn/a; SYKE 2022).

Veneiden pohjien myrkkymaaleista aiheutuvat kuparipäästöt rannikkovesiin vuonna 2014 olivat Suomessa noin 17 tn/a, mikä on huomattavasti enemmän kuin massa- ja paperiteollisuudesta (7 tn/a), metalliteollisuudesta (2 tn/a), yhdyskuntajätevesistä (2 tn/a) tai kaivos- ja louhintatoiminnasta (0,2 tn/a) aiheutuvat päästöt sisä- ja rannikkovesiin. 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, Laamanen ym. 2021).

Veden siirto- ja jakelujärjestelmän rakenteista liukenee veteen kuparia. Erityisesti kiinteistöjen kuparisista vesijohdoista liukenee kuparia lämpimään veteen ja edelleen yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille johdettaviin jätevesiin. Tästä kuparikuormituksesta osa päätyy puhdistetun jäteveden mukana vesistöihin ja osa puhdistamolietteen mukana maaympäristöön. 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 erilaisia näkemyksiä, ja kuormituksen suuruudesta ja haitallisuudesta on eri mielisyyttä. On kuitenkin huomattava, että SYKEn selvityksessä (Laitinen & Malila 2020) oli PNEC-arvona käytetty 8 µg/l liukoisena pitoisuutena, joka oli eri kuin meidän arviossamme käytetty arvo ja että kuparia päätyy jätevedenpuhdistamolle ja vesistöihin myös muista päästölähteistä kuin kupariputkista.

Teollisuuden arvion (ECI 2008) mukaan kuparin päästöt pintavesiin EU-alueella (EU-15) vuonna 1999 jakautuvat eri päästölähteiden mukaan seuraavasti:

* Yhdyskuntajätevedenpuhdistamot (ei sis. kupariputkien korroosiosta aiheutuvaa kuormitusta): n. 42%
* Liikenne - jarrupalojen kuluminen: n. 18%
* Teollisuus - tuotantoprosessit: n. 15%
* Kuparisten rakenteiden kuten kuparisten vesijohtoputkien korroosio: 7%

Happamien sulfaattimaiden joki- ja suistoympäristössä esiintyy kuparia kohonneina pitoisuuksina (Wallin ym. 2015, Vehanen ym. 2022). Maatalouskäytössä olevat happamat sulfaattimaat olivat 1990-luvulla kuparin osalta yhtä suuri päästölähde pintavesiin kuin teollisuus, mutta nykyisin teollisuuden päästöt ovat pienemmät, jos oletetaan että happamien sulfaattimaiden kuparipäästöt (n. 10 tn/a) ovat pysyneet samalla tasolla, mutta teollisuuden päästöt ovat vähentyneet (Sundström ym. 2002, SYKE 2022). Happamien sulfaattimaiden kuparipäästöt ovat tosin voineet 1990-luvun tasosta nousta happaman valunnan lisääntymisen ohessa maanmuokkaustoiminnasta johtuen. Päästöt voivat edelleen nousta tulevaisuudessa erityisesti talviaikaan ilmastonmuutoksesta ja lisääntyneestä sadannasta ja virtaamista johtuen (Saarinen ym. 2010).

Rakennusmateriaaleista kuten maalaamattomilta -kuparisilta peltikatoilta liukenee korroosion seurauksena merkittävästi kuparia taajama-alueiden hulevesiin ja edelleen kaupunkivesiin. Muita kuparin merkittäviä päästölähteitä kaupunkivesiin ovat laskeuma ja ajoneuvojen jarrujen kuluminen. Kuparin on havaittu olevan sinkin ohella hulevesien merkittävimpiä ympäristöä kuormittava metalli. (Kuusisto-Hjort 2009, Airola ym. 2014, Taka ym. 2021).

Amneklev ym. (2016) mukaan Tukholmassa vuonna 2016 suurin osa kuparin hajapäästöistä tulee ajoneuvojen jarrujen kulumisesta (5 800 kg/a pintavesiin ja maahan) ja sen osuus päästölähteenä on kasvanut vuodesta 1995, mikä johtui lisääntyneestä ajoneuvoliikenteestä. Vesijohtoputkistosta, lämmönvaihtimista, lämminvesivaraajista yms. aiheutuva kuparikuormitus yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille on vähentynyt vuosina 1995 – 2013 (4 300 kg/a → 3500 kg/a). Kuparin hajakuormitus Tukholman kaupunkialueella kokonaisuudessaan on lisääntynyt vuosina 1995-2013 (12 000 → 16 000 kg/a). Vesihoitoputkistosta liukenevan kuparin osuus jätevedenpuhdistamon puhdistamolietteeseen päätyvästä kuparin kokonaismäärästä arvioidaan vähentyneen 75%:sta 55 %:iin vuosina 1995-2013. Tämä indikoi vesijohtoverkoston pienentynyttä merkitystä kuparin päästölähteenä. 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 ja puunsuoja-ainekäytöstä aiheutuvia päästöjä ei tutkimuksessa pystytty kvantifioimaan (Amneklev ym. 2016).

Kuparin ilmalaskeuma Itämereen vuosina 2015-2019 on 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.

Kuparipäästöt maalta rannikkovesiin (sisältää luonnon huuhtouman) olivat vuonna 2006 Suomen alueelta noin 128 tn/a ja koko Itämeren alueelta 886 tn/a. Arvio ei sisällä laivojen ja huviveneiden pohjien myrkkymaaleista aiheutuvia Cu-päästöjä mereen, jotka on arvioitu olevan koko Itämeren alueella vuonna 2018 laivoista noin 366 tn/a ja vuonna 2014 huviveneistä 57 tn/a (Lagerström & Ytreberg 2019).

#### 5.3.4.4 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 ympäristölaatunormiksi (AA-EQS) ehdotetaan sisävesille biosaatavaa pitoisuutta 1,1 µg/l ja rannikkovesille 2,6 µg/l liukoisena pitoisuutena. Taustaa ei oteta arvioissa huomioon. Kuparin hetkellistä maksimipitoisuutta (MAC-EQS) sisä- tai rannikkovesille ei tällä hetkellä pystytä ehdottamaan (taulukko 40).

Taulukko 40. Kuparille ehdotetut ympäristönlaatunormit. Taustatietona on Viron ja Ruotsin ympäristönlaatunormit.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Ympäristönlaatunormi (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 rannikkovesi (vesieliöt) | 2,6 µg/l liukoinen pitoisuus\* | 7,8 µg/l liukoinen pitoisuus\* | 0,87 µg/l biosaatava pitoisuus\* |
| MAC-EQS sisävedet | ei ehdoteta | ei ole | ei ole |
| MAC-EQS rannikkovedet | ei ehdoteta | ei ole | ei ole |

\* taustaa ei oteta arviossa huomioon

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

Ehdotuksen johdosta

* on vaikea arvioida tarkasti sitä, että kuinka yleisesti ehdotetut ympäristönlaatunormit 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 biosaatavien havaintojen perusteella pintavesien ympäristönlaatunormien 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 voivat lisääntyä joissain määrin, mutta kupari sisältynee jo nykyisin melko usein suurten ja keskikokoisten laitosten tarkkailuohjelmiin.
* ympäristöseurantoihin ei ole odotettavissa muutoksia koska kupari sisältyy jo nykyisin ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn metalli/ alkuaineanalyysipakettiin. Seurantoja pitää täydentää liuenneen orgaanisen hiilen, kalsiumin ja pH:n mittauksilla.

### Seleeni

**Katri Siimes**

Seleeniä 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 muodossa tai helposti vesistöihin huuhtoutuvassa muodossa.

#### 5.3.5.1 Käyttö ja päästöt

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

Laskettujen jokikuormien, teollisuuden velvoitetarkkailutulosten ja jäteveden seleenipitoisuuksien 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 selittynee sillä, että kuumavesiuutto irrottaa maaperän seleenistä vain osan.

#### 5.3.5.2 Esiintyminen ympäristössäja haitaton pitoisuustaso pintavesissä

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 (SeO32-) on suoraan käyttökelpoisessa muodossa esimerkiksi kasviplanktonille, selenaatin 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 2021). Yhdysvallat ja Kanada ovatkin asettaneet ympäristöpitoisuuksille raja-arvot herkimpään biotaan. USAssa kalan seleenipitoisuus ei saa ylittää seuraavia arvoja: kokonainen kala 8,5 mg/kg kp; lihas 11,3 mg/kg kp ja mäti & 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 ehdolla EU:n vesienhoidon prioriteettiaineeksi (JRC 2016), mutta se on tippunut pois parhaillaan käynnissä olevan tarkistustyön prioriteettiaineiden ehdokaslistalta. Usealla EU maalla on omia ympäristönlaatunormeja seleenille. Esimerkiksi Saksan ja Belgian AA-EQS arvo on 2,0 µg/l, mutta sekä suurempia että pienempiä arvoja on eri mailla. JRC käytti PNEC-arvona 0,75 µg/l (JRC 2017). 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 määritysraja 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 lisätystä 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 sadeveden 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 seleeninpidätyskyvystä, 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 laatunormi asettaa korkean trofiatason vesieliöön.

#### 5.3.5.3 Ehdotus

Seleeniä ei ole tarve nostaa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D, mutta sen pitoisuutta on hyvä seurata ympäristössä. Kokonaisseleeni on jo mukana ympäristöhallinnon laboratorion metallipaketissa ja siitä kertyy tietoa raskasmetalliseurannan sivutuotteena. Sen lisäksi olisi hyvä ajoittain mitata seleeniä mahdollisimman korkean trofiatason eliöstöstä. Ehdotamme seleenin kartoitusta hauesta, vesilintujen munista tai hylkeestä ennen vuotta 2030.

### Sulfaatti

**Matti Leppänen**

Sulfaatti (SO42-) on tavallinen luonnonvesien anioni, joka vaikuttaa vesien geokemiaan muodostamalla epäorgaanisia yhdisteitä ja siten se ohjaa muiden ionisoituvien yhdisteiden käyttäytymistä.

#### 5.3.6.1 Esiintyminen ympäristössäja haitaton pitoisuustaso pintavesissä

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 ympäristöluvissa pohditaan jätevesipäästöissä sallittavia sulfaattipitoisuuksia.

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 järviekosysteemiin rehevöittävän fosforin vapautumisen kautta.

Maailmalla on asetettu vain muutamia lainsäädännöllisiä laatunormeja sulfaatille, vaikka jonkun verran on olemassa tieteellistä kirjallisuutta sekä arvioita haitattomista eliöpitoisuuksista pintavesissä. Ionisoituvana yhdisteenä sulfaattia koskevat samat laatunormien asetusongelmat kuin metalleja koska vedenlaatu vaikuttaa haitallisuuteen. Kovissa vesissä muut ionit kilpailevat solukalvoläpäisyvyydestä ja vähentävät siten sulfaatti-ionien biokertymistä. Valtaosa sulfaatilla tehdyistä toksisuustesteistä on tehty suomalaisittain kovissa vesissä ja aineistoa on riittämättömästi, jotta voisimme luotettavasti johtaa laatunormin pohjoismaisille pehmeille vesille. Sahlin ja Åkerstrand (2018) ovat arvioineet, että 13–26 mg/l voisi olla vuosikeskiarvoon perustuva ympäristölaatunormi ruotsalaisille pintavesille. SYKE tekee parhaillaan Jyväskylän yliopiston kanssa toksisuustestejä, jonka tarkoituksena on määrittää sulfaatille HC5 pitoisuus suomalaisessa perusvesityypissä (Konnevesi). Kokeet saadaan päätökseen kesällä 2022 ja vuoden 2022 loppuun mennessä pitäisi olla HC5 ja siitä johdettu AA-EQS ehdotus valmis.

VESLA -tietokannassa on 20871 sulfaattihavaintoa vuosilta 2019–2021, ja pitoisuusvaihtelu on suurta (minimi 0,05 ja maksimi 9300 mg/l). Se kertoo mukana olevista pistekuormituskohteista kuten Talvivaaran kaivoksen vaikutusalueen pienistä järvistä. Sulfaattipitoisuuksien keskiarvo on 63 mg/l, mutta mediaani vain 9,9 mg/l. Noin 10,3% havainnoista ylittää 100 mg/l, joka on todennäköisesti lähellä kotimaisesta aineistosta mallitettavaa HC5 arvoa. Taustapitoisuuksia kuvastava Foregs-puroaineiston keskiarvo on 5,8 (0,6-31, min-max) mg/l. VESLA aineiston mukaan Suomessa on todennäköisesti kohteita, joiden sulfaattipitoisuus voi aiheuttaa haittaa eliöstölle ja kroonisen altistuksen arviointi olisi tarpeen.

Hetkellistä maksimiympäristönlaatunormia ei todennäköisesti saada luotettavasti määritettyä menossa olevassa tutkimusprojektissa. Sulfaatin haitallisuutta ei ole tutkittu Itämeren olosuhteissa, mutta jokisuistoissa voisi soveltaa sisävesien AA-EQS laatunormia.

#### 5.3.6.2 Ehdotus

Sulfaatti ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D sen korkeiden teollisuuden sulfaattipäästöjen takia. Ehdotus AA-EQS arvoksi sisävesille on saatavilla vuoden 2022 loppuun mennessä, mutta se tullee olemaan noin 100 mg/l -pitoisuustason paikkeilla. Samaa arvoa voitaisiin soveltaa myös rannikon jokisuistoissa. Tällä hetkellä ei pystytä ehdottamaan hetkellistä maksimipitoisuutta (MAC-EQS) sisävesille. Sulfaatin haitallisuutta ei ole tutkittu Itämeren olosuhteissa, joten rannikovesille ei ehdoteta ympäristönlaatunormeja.

Markkinoilla olevat sulfaatin analyysimenetelmät täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle suhteessa ehdotettuun pintaveden EQS -arvoon 100 mg/l. Arvio perustuu SYKEn laboratorion analytiikkavalmiuksiin elokuussa 2022.

Ehdotuksen johdosta

* on vaikea arvioida kuinka yleisesti sulfaatille ehdotettu AA-EQS -ympäristönlaatunormi ylittyisi Suomen vesimuodostumissa, koska ehdotus AA-EQS arvoksi sisävesille on saatavilla vasta vuoden 2022 loppuun mennessä. Jotain suuruusluokkaa antaa kuitenkin seuraavat VESLA -tietokannan vuosien 2019–2021 (n = 20871) sulfaattihavaintoihin perustuvat tunnusluvut, sillä oletuksella, että AA-EQS -arvo tulee olemaan 100 mg/l -pitoisuustason paikkeilla:
  + minimi 0,05 mg/l ja maksimi 9300 mg/l
  + keskiarvo on 63 mg/l ja mediaani 9,9 mg/l.
* päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteet eivät välttämättä lisäänny, koska sulfaatti sisältynee jo nykyisin usein ympäristönluvanvaraisten laitosten tarkkailuohjelmiin.
* ympäristöseurantoihin ei ole odotettavissa muutoksia koska sulfaatti sisältyy jo nykyisin ympäristöhallinnon seurannassa käytettyyn analyysipakettiin.

## 5.4 Torjunta-aineseurannasta nousseet aineet

**Katri Siimes**

### 5.4.1 Käytetty aineisto

#### 5.4.1.1 Tarkastelussa mukana olleet aineet

Torjunta-aineseurannassa käytettävillä analyysimenetelmillä on Suomessa mitattu ympäristöpitoisuustietoa lähes 300 orgaanisesta yhdisteestä. Mukana on kasvinsuojeluaineita, biosidejä ja näiden hajoamistuotteita. Silti analyysit eivät kata kaikkia hyväksyttyjä ja käytössä olevia torjunta-aineita. Noin kolmekymmentä hyväksyttyä kasvinsuojeluainetta on jäänyt analyysilistan ulkopuolelle. Mukana ovat kuitenkin ne kasvinsuojeluaineet, joiden myyntimäärät ovat suurimpia. Biosidien osalta myyntimäärätietoja ei ole tarkasteltu. Tehoainekohtaiset myyntimäärät eivät ole julkisia. Toisaalta analyyseissä on mukana myös aineita, joilla ei ole Suomessa tunnettua tai hyväksyttyä käyttöä.

Seurannassa on käytetty laajoja monijäämäanalyysipaketteja (GC ja LC) sekä erillismenetelmiä glyfosaatin ja sen hajoamistuotteen, tribenuroni-metyylin, etyleenitiourean 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 VESLAsta 293 yhdisteen pitoisuustiedot. Näistä 81 ainetta oli havaittu ja niistä 77:lle löydettiin riittävän luotettavaksi arvioitu PNEC-arvo. Nämä 77 ainetta otettiin jatkotarkasteluun. Ei-havaittujen aineiden joukossa oli myös sellaisia aineita, joiden määritysrajat eivät olleet riittäviä ja havaitsematta jääminen on voinut johtua korkeasta määritysrajasta (esim. pyretroidit).

#### 5.4.1.2 Valitut PNEC-arvot

Haitattoman pitoisuuden arvot vaihtelevat eri lähteissä merkittävästi. Valinta tehtiin seuraavasti:

1. Ensisijaisesti käytettiin tuoretta EU:n komission ehdotusta (COM (2022) 540) tai voimassa olevaa EQS-arvoa, niille aineille, joille sellainen oli olemassa.
2. Seuraavaksi käytettiin ruotsalaista kansallista EQS-arvoa, jos sellainen oli määritetty (HAV 2019).
3. Jos edellä mainittuja ei ollut, käytettiin suomalaista ympäristönlaatunormiehdotusta (Kontiokari & Matsoff 2011) ja sen puuttuessa ruotsalaista pintaveden tavoitearvoa (riktvärde tai preliminary riktvärd) ellei kasvinsuojeluaineiden rekisteröinnin riskinarvioinnissa käytetty RAC (regulatory acceptable concentration) ollut näitä tiukempi, jolloin käytettiin RAC-arvoa. RAC-arvo otettiin tuoreesta julkaisusta (Weisner ym. 2022). RAC viittaa yleensä noin kolmen viikon altistusta vastaavaan pitoisuuteen eli on tyypillisesti AA-EQS:n ja MA-EQS:n välistä.

Kontiokarin ja Mattsoff (2011) ehdottivat kaikille Suomessa vuonna 2009 kasvinsuojeluainerekisterissä olleille kasvinsuojeluaineille ympäristönlaatunormia käyttäen ekotoksisuusaineistona aineiden rekisteröintiaineistoja. Ruotsalaisten vertailuarvot otettiin Gustaf Boströmin kokoamasta excel-tiedostosta (versio 2020:1, luotu 5.5.2020, ei julkisesti saatavilla), jolla oli mukana ruotsalaisia tavoitearvoja (riktvärde), alustavia tavoitearvoja (preliminär riktvärde) ja yliopistolla itse tietokanta-arvoista laskettuja vastaavia arvoja seurantatulosten arviointia varten. Julkaisujen alkuperäislähteitä ovat (KemI 2004, Asp & Kreuger 2005, KemI 2007, Andersson ym. 2009 ja Andersson & Kreuger 2011).

1. Jos saatavilla ei ollut muuta arvoa, käytettiin RAC-arvoa suoraan. Toisaalta RAC-arvoja ei kuitenkaan etsitty muille kuin Werner ym. (2022) artikkelin aineille. Muutaman aineen kohdalla etsittiin kirjallisuudesta muita arvoja tai määritettiin arvo itse tietokannoista löytyvien ekotoksisuustietojen (mm. PPDB) ja aineiston laajuudesta riippuvan AF-kertoimen avulla.

#### 5.4.1.3 Näytteenoton kattavuus

Vuosien 2010–2021 torjunta-aineiden seuranta-aineisto on pääosin maatalousvaltaisten alueidenvirtavesistä. 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. Erillisanalyysejä on käytetty vain osalle näytteistä ja siksi niillä saatuja tuloksia on vähemmän kuin monijäämäanalyysiin sisältyvillä aineilla. Toisaalta muutamat aineet ovat olleet pintavesien torjunta-aineseurannan 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 näytteenottopaikkaa, joiden yläpuolisella 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 tarvita vuosittain, eräitä öljykasveja lukuun ottamatta. Pitoisuudet esiintyvät usein pulssimaisina piikkeinä ja pitoisuuksien vaihtelu voi olla yli 10 000-kertainen kasvukauden aikana. Siksi kertavesinäytteillä, jotka kuvaavat vain näytteenottohetkeä, ei välttämättä havaita sellaisiakaan aineita, joilla pitoisuus on ollut haitallisella tasolla näytteenottojen välissä. Vesinäytteenottojen välisen ajan altistetuissa passiivikeräimissä havaittu ainekirjo onkin huomattavasti suurempi kuin kertavesinäytteissä (esim. Ahkola ja Siimes 2019).

Osa biosidien vesistöpäästöistä tulee jätevedenpuhdistamojen kautta ja osa huuhtoutuu suoraan pintavaluntana ulkokäytöstä. Tietoa biosidien käytöstä valuma-alueilla ei ole.

Weisner ym. (2022) osoittivat useita syitä sille, miksi kasvinsuojeluaineiden haitallisten vaikutusten havaitseminen ei ole onnistunut VPD:n mukaisin menetelmin. Tyypillisellä näytteenotolla ei saada kiinni haitallisenakaan esiintyviä pitoisuuksia ja käytettävät vuosikeskiarvon vertailupitoisuudet soveltuvat huonosti lyhyen aikaa korkeana esiintyviin pitoisuuksiin.

Torjunta-aineiden ehdottamisessa asetuksen ainelistalle 1D käytettiin yllä mainituista syistä osin eri kriteereitä kuin muille tässä suunnitelmassa arvioiduille aineille (katso luku 3.2).

### 5.4.2 Riskinarviointi ja aineiden valinta

#### 5.4.2.1 Aineet, joiden pitoisuuden 95.persentiilin riskisuhde täyttää kriteerin

Tarkastelluista 77 aineesta 23 täytti torjunta-aineiden ympäristöpitoisuuskriteerin (RQ95>0,1) (taulukko 41). Näiden lisäksi tarkasteltiin myös kaikkein yleisimmin vesistä havaittuja torjunta-aineita, jotka eivät kuitenkaan esiintyneet haitallisina pitoisuuksina. Ne on listattu taulukon jälkeen.

**Taulukko 41.** Torjunta-aineet, joiden 95. persentiilin pitoisuudesta laskettu riskisuhde oli vähintään 0,1 (RQ95). Taustaväri kertoo, että aine täyttää torjunta-aineiden osakriteerin 1 (havaittu yli 1 % näytteistä), 2 (RQ95>0,1) ja 3 (hyväksyttyä käyttöä 2022). Testisarakkeessa on merkitty mitkä kriteereistä toteutuvat.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  | Havaittu | | Pitoisuus µg/l | | PNEC | Kriteerit | | |  |
| Aine | CAS | k/n | t-% | min-maks | 95. %-p | µg/l | RQ95 | Käyttö | Testit | Info |
| Permetriini | 52645-53-1 | 0/649 | 0,2 | <0,005 | 0,025 | 0,00027 a | 93 | L (I) | 2 & 3 | PS?, Muu |
| Glyfosaatti | 1071-83-6 | 219/313 | 75 | <0,02 - 9,1 | 0,53 | 0,1\*,  86,7 a | 5,3;  0,05 | H | 1–3 | PS?, RBSP\* |
| Imidaklopridi | 138261-41-3 | 3/599 | 0,5 | <0,005 - 0,1 | 0,03 | 0,0068 a | 3,68 | L (I) | 2 &3 | PS?, Muu |
| Dinoterbi | 1420-07-1 | 7/473 | 1,9 | <0,01 - 0,1 | 0,010 | 0,0034h | 2,94 | ?(H) | 1 &2 | Muu |
| Triasulfuroni | 82097-50-5 | 13/834 | 2,4 | <0,001 - 0,1 | 0,005 | 0,0018d | 2,78 | (H) | 1 &2 |  |
| Florasulaami | 145701-23-1 | 6/825 | 1,6 | <0,01 - 0,1 | 0,005 | 0,005d | 1,00 | H | 1–3 | RPSP\* |
| Klotianidiini | 210880-92-5 | 26/597 | 8,2 | <0,002 - 0,1 | 0,005 | 0,01a | 0,50 | (I) | 1 &2 | PS? |
| Tiaklopridi | 111988-49-9 | 7/880 | 1,4 | <0,002 - 0,1 | 0,005 | 0,01 a | 0,50 | (I) | 1 &2 | PS? |
| kresoksimmi-metyyli | 143390-89-0 | 2/827 | 0,4 | <0,01 - 0,28 | 0,05 | 0,1e | 0,50 | F | 2 &3 |  |
| Metsulfuroni-metyyli | 74223-64-6 | 1/825 | 0,6 | <0,01 - 0,1 | 0,010 | 0,02c | 0,50 | H | 2 &3 |  |
| Prokloratsi | 67747-09-5 | 1/833 | 0,1 | <0,05 – 6 | 0,50 | 1b | 0,50 | (F) | 2 | (RBSP) |
| Terbutryyni | 886-50-0 | 32/839 | 6,6 | <0,005 - 0,34 | 0,03 | 0,065b | 0,38 | (B H) | 1 &2 | PS |
| MCPA | 94-74-6 | 404/864 | 55 | <0 - 2,4 | 0,32 | 1,0 c | 0,32 | H | 1–3 | RBSP |
| Tiametoksaami | 153719-23-4 | 46/878 | 7,4 | <0,002 - 0,1 | 0,010 | 0,04a | 0,25 | (I) | 1 &2 | PS? |
| Diflufenikaani | 83164-33-4 | 3/829 | 0,6 | <0,01 - 0,99 | 0,005 | 0,025g | 0,20 | H | 2 &3 |  |
| Trifluraliini | 1582-09-8 | 2/830 | 0,8 | <0,005 - 0,05 | 0,005 | 0,03b | 0,17 | (H) |  | PS |
| Asetamipridi | 135410-20-7 | 2/598 | 0,3 | <0,002 - 0,11 | 0,005 | 0,037a | 0,14 | I | 2 &3 | PS? |
| Syprodiniili | 121552-61-2 | 4 /825 | 0,7 | <0,005 - 0,1 | 0,03 | 0,18 d | 0,14 | F | 2 &3 |  |
| Jodosulfuroni-metyyli | 144550-36-7 | 1/821 | 0,1 | <0,01 - 0,1 | 0,005 | 0,04g | 0,13 | H | 2 &3 |  |
| Triklosaani | 3380-34-5 | 5/551 | 0,9 | <0,005 - 0,05 | 0,003 | 0,02a | 0,13 | (B**)** | 2 | PS? |
| Sulfosulfuroni | 141776-32-1 | 0/823 | 0,2 | <0,1 | 0,005 | 0,05d | 0,10 | H | 2 &3 |  |
| Thifensulfuroni-metyyli | 79277-27-3 | 3/824 | 0,7 | <0,01 - 0,1 | 0,005 | 0,05d | 0,10 | H | 2 & 3 |  |
| Tritosulfuroni | 142469-14-5 | 192/829 | 30 | <0,01 - 1,9 | 0,07 | 0,75d | 0,10 | H | 1–3 | RBSP\* |

Havaitsemisen yleisyyttä kuvaava k/n = on määritysrajan ylittävien ja kaikkien näytteiden lukumäärän suhde, t-% =toteamisrajan ylittäneiden näytteiden osuus. Käyttötarkoitus on ilman sulkuja, kun hyväksytty 2022 ja suluissa, jos ei ole enää hyväksytty: B=biosidi, F=kasvitautien torjunta-aine, H=herbisidi, I=tuholaisten torjunta-aine, L=lääkeaine (esim. eläinten ulkoloisten torjunta), M=hajoamistuote ja ?= päästölähdettä/käyttöä ei tunneta.

Info-kohdassa: PS=EU:n prioriteettiaine, PS?=ehdolla prioriteettiaineeksi 2022, RBSP=on asetuksen liitteessä 1D, RBSP\*=ehdotetaan asetukseen, (RBSP)=ehdotetaan poistettavaksi asetuksesta. Muu=ehdotetaan muuta

PNEC-arvojen lähteet: a) COM 2022 540 final; b) voimassa oleva AA-EQS; c) HAV 2019; d) Kontiokari & Mattsoff 2011; e) Riktvärd; f) SLU 2018; g) RAC (Werner ym. 2022); h) Siimes & Vähä 2019

Kriteerit täyttäviä aineita oli viisi ja ne kaikki olivat yleisesti rikkakasvien torjunta-aineita: glyfosaatti (juomaveden raakavedeksi käytettävissä raakavesissä, missä PNEC arvona oli 0,1 µg/l), MCPA ja tritosulfuroni. Muiden taulukon 37 aineiden (niillä kaikilla RQ95 kriteeri toteutui) kohdalla jäi joko havaitsemisen yleisyys tai sallittu ja tunnettu käyttö -kriteeri ei toteutunut.

Pintavesistä havaittiin kuutta muuta torjunta-ainetta vähintään 20 % näytteitä. Koska näiden RQ95 ei täyttänyt kriteeriä, ne eivät ole taulukossa 37 vaan lueteltuna alla:

\*glyfosaatin hajoamistuote AMPA (87 % näytteistä; PNEC 400 µg/l; RQ95 0,0006)

\*DEET (hyönteiskarkoite) (71 % näytteistä; PNEC 50 µg/l; RQ95 <0,002)

\*bentatsoni (rikkakasvien torjunta-aine) havaittiin 35 % näytteistä (PNEC 27 µg/l, RQ95 0,004)

\*diklorproppia ja mekoproppia havaittiin yleisesti (24–47 %). Ne ovat rikkakasvien torjunta-aineita ja kuuluvat fenoksihappoherbisidien ryhmään kuten MCPA. Niitä ja niiden isomeerejä on analysoitu kahdella eri määritysmenetelmällä. Koska markkinoilla on viime vuosikymmeninä ollut vain P-isomeeriä, eri menetelmien arvot viitannevat samaan aineeseen. Niiden PNEC arvona käytettiin kasvinsuojeluaineiden rekisteröinnissä käytettävää RAC-arvo (Werner ym. 2022), joka oli tiukempi kuin kansallinen EQS-ehdotus (Kontiokari ja Mattsoff). Silti RQ95 <0,03.

\*Atsoksistrobiini oli Suomen yleisimmin havaittu kasvitautien torjunta-aine. Sitä havaittiin 20 % näytteistä ja sen RQ95 oli 0,02 (PNEC 0,55 µg/l).

#### 5.4.2.1 Suuren riskisuhteen aineet, joita havaittiin harvoin: permetriini ja imidaklopridi

Merkittävinä pitoisuuksina todettuja aineita, jotka eivät täyttäneet havaitsemisen yleisyyden kriteeriä (havaittu yli 1 % näytteistä) olivat permetriini (RQ95 93) ja imidaklopridi (RQ95 3,7). Näitä molempia on käytetty paitsi kasvinsuojeluaineina (tuholaisten torjuntaan) myös eläinten ulkoloislääkkeinä. Kumpaakaan ei saa käyttää enää kasvinsuojeluaineina, mutta molempia voi käyttää eläinten ulkoloislääkkeenä, esimerkiksi koirien punkkipannoissa.

Permetriiniä sekä permetriinin cis- ja trans-muotoja on löydetty Aurajoen (2016-17) ja Loimijoen (2021) vesistöistä, mutta pitoisuudet ovat olleet tuolloin pienempiä kuin silloinen määritysraja (5 ng/l). Komission ehdotuksessa (COM 2022) sypermetriinille ympäristönlaatunormina on sisävesillä AA-EQS 0,27 ng/l ja MAC-EQS 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). Toistaiseksi tuloksia on vielä varsin vähän.

Imidaklopridi kuuluu neonikotinoideihin, joiden kasvinsuojeluainekäyttö on EU:ssa kielletty vuonna 2018. Sitä on kuitenkin saanut käyttää poikkeusluvalla ja kasvihuoneissa vielä vuonna 2021. Sitä saa käyttää esimerkiksi koirien punkkipannoissa. Sitä on havaittu kahdesta joesta. Monijäämäanalyysin osana imidaklopridin määritysraja on ollut 10 ng/l eli huomattavasti COM 2022 ehdotusta (AA-EQS 6,8 ng/l; MAC-EQS 57 ng/l) suurempi. EU:n watch list kartoituksissa on käytetty imidaklopridin määrityksessä monijäämäanalyysiä tarkempaa erillismenetelmää.

Permetriiniä ja imidaklopridiä ei tässä vaiheessa ehdoteta asetuksen 1022/2006 listalle 1D, vaan niille ehdotetaan pitoisuuksien kartoittamista riittävän tarkoilla analyysimenetelmillä – ja tarvittaessa menetelmien edelleen kehittämistä. Molemmat aineista ovat ehdolla myös EU:n prioriteettiaineiksi, joten ne saattavat tulla sääntelyn piiriin sitä kautta.

#### 5.4.2.2 Harvoin havaitut, edelleen käytössä olevat aineet (RQ95 0,1–0,5)

Usean sallitun kasvinsuojeluaineen RQ95 arvot olivat välillä 0,1–0,5 (taulukko 34), mutta havaitsemisen yleisyyden kriteeri (havaittu yli 1 % näytteistä) ei täyttynyt.

Kasvitautien torjunta-aineena käytettyä **kresoksimmi-metyyliä** on löydetty kolmesta puutarhan alapuolelta otetusta pintavesinnäytteestä otetusta näytteestä, mikä 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. Seurantaa suositellaan kuitenkin tarkistettavan niin, että kresoksimmi-metyylin mahdolliset käyttöalueet tulisivat jatkossa varmasti huomioitua. Tämä tarkoittaisi esimerkiksi hedelmä- ja herukkatarhojen alapuolisten vesistöjen mukaan ottoa seurantaan.

**Syprodiniiliä** sisältäviä kasvitautien torjunta-ainevalmisteita on Suomessa hyväksyttynä kaksi. Toinen on suunnattu viljapelloille ja toinen puutarhakasveille ja kasvihuonekäyttöön. Ainetta on ajoittain havaittu pintavesien seurannassa, mutta alle yhdessä prosentissa näytteistä. Suurinkin havaittu pitoisuus on jäänyt vuosikeskiarvolle ehdotettua laatunormia pienemmäksi. Ainetta ei ehdoteta asetuksen liitteen 1D ainelistalle.

**Asetamipridi** kuuluu neonikotinoideihin, mutta sillä on sallittuja käyttötarkoituksia Suomessa edelleen sekä maatalouspuolella että metsäpuolella tukkimiehen täin torjunnassa. Sitä on kuitenkin havaittu melko harvoin vesinäytteistä eikä sitä siksi ehdoteta asetuksen liitteeseen 1D. Se on ollut mukana EU:n watch list kartoituksissa ja se on ehdolla EU:n prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540).

Lisäksi viiden rikkakasvien torjunta-aineen pitoisuuksista lasketut riskisuhteet ylittivät RQ95 -kriteerin. Näitä olivat neljä pien’annosherbisidiä, joista suurin riskisuhde **oli metsulfuroni-metyylillä, sekä diflufenikaani**. Näitä on havaittu niin harvoin, että niitä ei ehdoteta asetuksen liitteen 1D ainelistalle.

#### 5.4.2.2 Käytöstä poistuneet aineet, jotka täyttävät muut valintakriteerit

Pien’annosherbisidinä käytettävää **triasulfuronia** havaittiin 2010-luvulla usealta maatalousvaltaistenalueiden virtavesipaikalta (VHA3), vaikka määritysraja 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 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 peitatun siemenen käyttöön.

**Neonikotinoideja** on löytynyt vesistä melko yleisesti ja passiivikeräimillä niitä havaitaan vielä useammin kuin vesinäytteistä. On epätodennäköistä, että neonikotinoidien käytön poikkeuslupia voitaisiin jatkossa myöntää kovin laajoina. Neonikotinoidit hajoavat ympäristössä hitaasti, mutta käytön päättymisen jälkeen ympäristöpitoisuudet vähenevät. Aineet ovat ehdolla EU:n prioriteettiaineiksi (COM (2022) 540) ja sitä kautta seurantavelvollisuus todennäköisesti tulee säilymään. Aineita ei ehdoteta asetuksen 1022/2006 liitteen 1D listalle, koska säädöksin pyritään siihen, että aineiden käyttö päättyisi.

**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 biosidejä, 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 hyväksyttyjä biosidisia käyttötarkoituksia, ei se enää ole hyväksyttyjen biosidien listalla. Triklosaani on kuitenkin ehdolla EU:n prioriteettiaineeksi (COM (2022) 540).

Yksittäinen havainto nosti **prokloratsin** taulukkoon 34. Prokloratsia ehdotetaan poistettavaksi asetuksen listalta 1D, koska sitä ei enää saa käyttää kasvinsuojeluaineena (katso luku 4.2.3).

#### 5.4.2.4 Dinoterb ja dinoseb

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. Dinoterbistä on vähemmän ekotoksisuustietoja, mutta se on dinosebiä myrkyllisempää kaloille ja selkärangattomille. UuPri-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 (katso 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 dinosebistä 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. Dinoterbasetaattia (CAS 3204-27-1) on tuotu eChemi.com -sivuston mukaan Kiinasta Suomeen yli 675 tonnia 11/2018–11/2019, muulta ajalta tietoa ei ole löydetty. eChemi-sivuston mukaan Kiinasta viedään maailmalle, erityisesti Vietnamiin, merkittäviä määriä dinoterbasetaattia. 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, Kemijoesta ja Tornionjoesta. Suurin havaittu pitoisuus oli noin kymmenkertainen ja määritysraja kolminkertainen PNEC-arvoon verrattuna. Samoilta paikoilta ei ole otettu vuoden 2017 jälkeen vesinäytteitä. Dinoterbiä havaittiin Turun seudun talousveden raakavedessä vuosina 2017 ja 2019, mutta talousveden raja-arvo (0,1 µg/l) ei ylittynyt. Dinosebiä puolestaan havaittiin maatalousvaltaisilla alueiden pintavesissä vuonna 2021.

Koska päästölähteet ovat epäselvät ja PNEC-arvo on epävarma, ei dinosterbiä eikä dinosebiä ehdoteta asetuksen 1022/2006 liitteen 1D ainelistalle. Sen sijaan ehdotetaan, että dinoterbin ja dinosebin sekä niiden eri muotojen käyttöä ja päästöreittejä vesiin selvitettäisiin. Lisäksi aineiden PNEC-arvot tulisi tarkistaa uusimman tutkimustiedon mukaisesti.

#### 5.4.2.5 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 kasvinsuojeluaineiden tehoaineeksi ([Harmonisoidut riski-indikaattorit | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes)](https://tukes.fi/kemikaalit/kasvinsuojeluaineet/kasvinsuojeluaineiden-turvallinen-kaytto/harmonisoidut-riski-indikaattorit#erityisesti-tarkkailtavat-tehoaineet)). Glyfosaatti on myös ehdokkaana EU:n prioriteettiaineeksi ja sille on ehdotettu erikseen ympäristönlaatunormia juomaveden raakavedeksi käytettäviin pintavesiin ja muihin pintavesiin (COM (2022) 540).

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 31).

Glyfosaatin jatko EU:n kasvinsuojeluaineen tehoaineeksi on arvioitavana. Päätös on saanut lisäaikaa ja sitä odotetaan kesällä 2023.

Glyfosaattti ruiskutetaan torjuttavan kasvin lehvästöön, 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. Mikrobeissa ja sienissä sitä kuitenkin voidaan tarvita – ja glyfosaatilla voi olla vaikutusta niihin. Glyfosaatti tuhoaa muun muassa eräitä mehiläisen suolistobakteereita ja altistaa mehiläiset tätä kautta infektiolle. On mahdollista, että glyfosaatti häiritsee 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. Sittemmin Euroopan kemikaalivirasto (ECHA) arvioi glyfosaatin (pelkän tehoaineen), eikä sitä luokiteltu syöpävaaralliseksi. Eräät aiemmin glyfosaattivalmisteissa käytetyt lisäaineet ovat nykyään kiellettyjä EU:ssa.

Kuva 31. Glyfosaatin myynti tehoainetonneina Suomessa 1976–2020 (aineisto: Tukes). Vuoden 2000 myyntimäärä on merkitty punaisella, koska sitä käytettiin aikanaan apuna aineiden valinnassa ensimmäiselle ainelistalle (Londesborough 2003).

**Glyfosaatin esiintyminen pintavesissä**

Glyfosaattia havaittiin aiemmin vain pienestä osasta vesinäytteitä, mutta määritysraja laski vuonna 2018 ja sen jälkeen sitä on havaittu lähes kaikista maatalousvaltaisten alueiden vesinäytteistä. Pitoisuudet on esitetty kuvassa 32 ja taulukossa 42.

Kuva 32. Glyfosaatin pitoisuushavainnot pintavesissä. Määritysraja (mr) alentui vuonna 2018 ja sen jälkeen glyfosaattia on havaittu lähes kaikista maatalousvaltaisten alueiden vesinäytteistä.

Taulukko 42. Glyfosaatin pitoisuuden tunnuslukuja 2018–2021. Aineistoa ei ole eritelty paikkakohtaiseti, sillä pitoisuuksien vaihtelu samalla paikalla ajan suhteen oli suurempaa kuin paikkojen välillä.

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Aikajakso | Paikkojen lkm | N/n  Lkm | Vaihteluväli ja keskiarvo | Jakaumaa kuvaavia tunnuslukuja |
| 2018-2021 | Yht. 8  VHA2: 2  VHA3: 6 | 186 /194 | <0,02 – 9,1 µg/l  Ka 0,25 µg/l | 50. persentiili: 0,08 µg/l (mediaani)  95. persentiili: 0,55 µg/l  99. persentiili: 4,34 µg/l |

**Glyfosaatin haitallisuus**

Glyfosaatille herkimpiä eliöitä ovat levät ja vesikasvit. Laatunormit ja muut raja-arvot vaihtelevat merkittävästi lähteestä riippuen. Tulokset eri lähteitä käyttäville ympäristönlaatunormeille vaihtelevat (taulukko 43).

Taulukko 43. Ehdotettuja ja voimassa olevia glyfosaatin ympäristönlaatunormeja pintavesissä

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
|  | COM 2022 (26.10.2022) | JRC luonnos EQS (2022) | Ehdotus (Kontiokari & Mattsoff 2011) | Muut |
| AA-EQS sisävedet | juomaveden raakavesi:  0,1 µg/l  muut vedet: 86,7 µg/l | 34 µg/l | 100 µg/l (levä NOErC, AF=10) | 100 µg/l Ruotsi (HAV 2019)  0,1 µg/l Viro |
| AA-EQS rannikkovedet |  | 8,7 µg/l | 10 µg/l | Ei |
| MAC-EQS sisävedet | 398,6 µg/l | 84,4 µg/l (AF=10, vesikasvi LC50) | 450 µg/l (AF=10, levä ErC50) | Ei |
| MAC-EQS rannikkovedet | 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 laatunormeja pienemmillä pitoisuuksilla (Smedbol ym. 2018). Kanadalaisessa tutkimuksessa päälevälajit muuttuivat, kun glyfosaatin pitoisuus oli 50–1000 µg/l ja pienempiä muutoksia havaittiin jo 5-10 µg/l pitoisuuksissa. Komission lokakuisessa ehdotuksessa 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.

Jos glyfosaatista ei tule EU:n prioriteettiainetta, ehdotetaan sille vielä kansallisen AA-EQS:n tarkempaa määritystä. Tässä voidaan käyttää apuna sekä EU-tason riskinarvioinnin ja lopullisen EQS-ehdotuksen valmistumista että kesällä 2023 valmistuvaa tehoaineen rekisteröintiarviota kasvinsuojeluaineen jatkorekisteröinnin yhteydessä.

#### 5.4.2.5 Tritosulfuroni, florasulami ja MCPA

Florasulaami, tritosulfuroni ja MCPA täyttivät asetetut kriteerit aineen valinnalle (katso taulukko 41, kappale 5.4.2.1). Näistä MCPA on jo asetuksen ainelistalla (katso kappale 4.2.4). Niitä käytetään osin samoihin tarkoituksiin ja havaintojen perusteella tritosulfuronin havainnot ovat yleistyneet samaa tahtia kuin MCPA:n havainnot harvinaistuneet.

Florasulaamia ja tritosulfuronia käytetään leveälehtisten rikkakasvien torjuntaan. Kumpaakaan ei ollut Suomessa myynnissä vielä 2000, jonka tietoja käytettiin aieiden 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 herkimmäksi eliöryhmäksi levät ja tritosulfuronille vesikasvit. Näiden aineiden ympäristönlaatunormiehdotukset ovat suoraan Kontiokarin ja Mattsoffin (2011) raportista (ja ne on esitetty luvussa 5.4.3).

Tritosulfuroni on yksi yleisimmin pintavesistä havaituista aineista, florasulaami puolestaan on ylittänyt ehdotetun ympäristönlaatunormin joka kerta, kun sitä on havaittu, sillä määritysraja on suurempi kuin AA-EQS. Pitoisuusjakaumat on esitetty taulukossa 44.

Taulukko 44. Florasulaamin ja tritosulfuronin havaitut pitoisuudet ympäristössä (alle määritysrajan tulokset asetettu määrityrajan puolikkaiksi) (<mr = määritysrajaa pienempi).

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | hav/n | vaihteluväli (µg/l) | Keskiarvo (µg/l) | 95. & 99. Persentiili (µg/l) | RQ95 & RQmax |
| **florasulaami** |  |  |  |  | (PNEC =0,005 µg/l) |
| VHA2-VHA3  2011-2016  2017–2021 | 3/384  10/397 | <0,01 – 0,012  <0,01 – 0,040 | (<mr)  (<mr) | (<mr) & 0,012  (<mr) & 0,040 | (<20) & 24  (<20) & 80 |
| VHA4-VHA6  2011-2017  2017-2021 | 0/18  0/26 | <0,01  <0,01 | -  -  . | -  -. | -  - |
| **tritosulfuroni** |  |  |  |  | PNEC =0,75 µg/l |
| VHA2-VHA3  2011-2016  2017–2021 | 102/385  146/400 | <0,01 – 0,41  <0,01 – 1,90 | 0,014  0,024 | 0,05 & 0,12  0,09 & 0,19 | 0,07 & 0,55  0,12 & 2,53 |
| VHA4-VHA6  2011-2017  2017-2021 | 0/18  0/26 | <mr (0,01)  <mr (0,01) | -  - | -  - | -  - |

Florasulami on havaittu kasvukaudella 2021 PNEC-arvon ylittävänä pitoisuutena Loimijoen vesistössä. Florasulaamia sisältäviä hyväksyttyjä kasvinsuojeluainevalmisteita on Suomessa hyväksyttynä neljä ja niistä kolmessa toinen vaikuttava tehoaine on tritosulfuroni.

#### 5.4.2.6 Vertailu Tukesin valitsemiin kansallisesti seurattaviin kasvinsuojeluaineiden tehoaineisiin

Tukes on valinnut kasvinsuojeluaineiden puitedirektiivin vaatimusten mukaan Suomeen viisi erityisesti tarkkailtavaa kasvinsuojeluaineen tehoainetta. Niiden kohdalla tarkastellaan erityisesti aineiden myyntiä, käyttöä ja harmonisoidun indikaattorin kehitystä, mutta lisäksi myös ympäristöpitoisuuksia ja jäämiä ruuassa /rehussa. Valitut aineet ovat: glyfosaatti, atsoksistrobiini, deltametriini, esfenvaleraatti ja indoksakarbi.

Atsoksistrobiini ei täyttänyt käytettyjä aineiden valintakriteereitä, koska sen pitoisuudet ovat pieniä suhteessa PNEC-arvoon. Se pidetään kuitenkin mukana seurannassa. Deltametriinille, esfenvaleraatille ja indoksakarbille 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 prioriteettiaineiksi (COM 2022).

### 5.4.3 Yhteenveto ja arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen

Asetuksen ainelistalle ehdotetaan nykyisin listalla olevan MCPA:n lisäksi kolmea rikkakasvien torjunta-ainetta: florasulaami, tritosulfuroni ja glyfosaatti. Ehdotetut ympäristönlaatunormit ovat taulukossa 45. Glyfosaatin normia ehdotetaan kuitenkin vielä tarkistettavaksi ja tarkistuksessa voidaan käyttää apuna meneillään olevaa EU-arviointia.

**Taulukko 45.** Asetuksen ainelistalle ehdotettavat uudet kasvinsuojeluaineet ja niiden ympäristönlaatunormiehdotukset

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | AA-EQS sisämaan pintavedet | AA-EQS  Rannikkovedet | MAC-EQS  Sisämaan pintavedet | MAC-EQS rannikkovedet | |
| 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 valmistuviin EU-arviointeihin) | | | |

Ehdotamme seuraavia muita toimia torjunta-aineisiin liittyen

* Analyysimenetelmien parantamista ehdotetaan seuraaville aineryhmille

-pyretroidit (mm. pyretriini, deltametriini ja sypermetriini)

-imidaklopridi ja muut samoissa analyyseissä saatavat neonikotinoidit

-dinoterb

* Torjunta-aineseurantaan ehdotetaan mukaan puutarhojen alapuolisia näytepisteitä. Tämän voisi tehdä kartoituksena myös passiivikeräimien avulla. Tulosten perusteella voisi jatkossa harkita, tulisiko puutarhoille sälyttää nykyistä enemmän tarkkailuvelvoitteita – ja ainakin sen, tulisiko seurantaa jatkaa.
* Dinoterbin ja dinosebin sekä niiden suolojen ja asetaattimuotojen käytön ja päästöjen sekä PNEC-arvon tarkistamista
* Pintavesien EQS-ehdotusten määritystä kaikille markkinoilla oleville torjunta-aineiden tehoaineille (kasvinsuojeluaineet ja biosidit) ja merkittäville hajoamistuotteille sekä näiden rekisteröinnissä käytettävien raja-arvojen koontia yhteenvetotietokantaan (esim. Tukesin nettisivuille). Jatkossa myös eläinlääkkeiden osalta pitäisi koota vastaavat tiedot.

**Ehdotuksen vaikutukset:**

Ehdotuksen johdosta ekologisen tilan luokitteluun tulisi uusia aineita, jotka olisivat merkittäviä ainakin Etelä-Suomen vilja-alueilla (VHA1-3) ja Ahvenanmaalla (VHA8). Laatunormin ylitykset ovat mahdollisia, mutta eivät yleisiä.

## 5.5 Ehdotus asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D lisättävistä aineista ja niiden alueellisista ympäristönlaatunormeista sekä seurannasta

Tässä luvussa arvioituja kandidaattiaineita uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ovat olleet tietyt teollisuuskemikaalit kuten bisfenoliset aineet, PFAS-yhdisteet ja ksantaatit, lääkeaineet, epäorgaaniset aineet kuten hopea ja sulfaatti (luku 5.3) ja kasvinsuojeluaineet (luku 5.4).

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 ympäristönlaatunormit. Ehdotetut aineet ovat PFAS-aineet (∑PFAS24), lääkeaineet diklofenaakki ja ibuprofeeni, hormonit 17a-etinyyliestradioli (EE2) ja estroni (E1), metallit hopea (Ag), sinkki (Zn) ja kupari (Cu), sulfaatti sekä torjunta-aineet glyfosaatti, florasulami ja tritosulfuroni-metyyli. AA-EQS-arvo sisävedelle on ehdotettu kaikille ehdotetuille aineille. Ehdotus sulfaatin AA-EQS-arvoksi sisävesille on saatavilla vuoden 2022 loppuun mennessä, mutta sen taso tulee olemaan noin 100 mg/l. Samaa arvoa voitaisiin soveltaa myös rannikon jokisuistoissa. AA-EQS- ja MAC-EQS-arvoa merivedelle sekä MAC-EQS-arvoa sisävedelle ei ollut mahdollista ehdottaa kaikille yhdisteille. Ehdotetut ympäristönlaatunormit perustuvat PFASeja lukuun ottamatta vesieliöstön suojeluun (Taulukko 46).

Komission on antanut 26.10.2022 ehdotuksen uusiksi EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi ja se sisältää useita samoja aineita kuin tässä kuultavaksi laitetussa kansallisten aineiden ehdotuksessa. Ehdotus sisältää mm. useita kasvinsuojeluaineita (mm. pyretroideja, neonikotinoideja, glyfosaatti) ja lääkeaineita (mm. makrolidi-antibiootteja, ibuprofeeni, diklofenaakki), PFAS-aineita sekä hopea. Ehdotusta tulee tarkastella uudelleen sen perusteella, mitä EU-tasolla mahdollisesti näistä aineista päätetään. 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 ympäristönlaatunormi.

Ympäristönlaatunormit ehdotetaan annettavaksi valtakunnallisesti eli kaikkia Suomen vesienhoitoalueita koskeviksi (mukaan lukien Ahvenanmaa), mutta VPD:n mukaisen kuormitusinventaarion yhteydessä tulee arvioida aineen merkittävyys VHA-kohtaisesti. Torjunta-aineiden osalta on tässä ehdotuksessa esitetty VHA-kohtaisia EQS-arvoja niille vesienhoitoalueille, joilla ko. torjunta-ainetta käytetään.

Seurantavelvoite tulee olla vain niillä vesienhoitoalueilla, joilla aine todetaan VPD:n kuormitusinventaarion kriteerien perusteella merkitykselliseksi. EQS-arvot tukevat riskiarviointia kaikilla vesienhoitoalueilla. Lisäksi seuranta on tarpeen siinä tapauksessa, jos seurantatietoa ei ole tarpeeksi merkityksellisyyden arvioimiseksi.

Taulukko 46. Yhdisteet, joita ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D.

|  |  |
| --- | --- |
| Yhdiste / CAS | Ehdotetut EQS-arvot (suluissa suojelukohde) |
| PFAS-yhdisteet / aineryhmä; 24 yhdistettä | Yhdisteet on listattu taulukossa 15, ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos niitä ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineiksi:  \* EQS kala sisä- ja rannikkovedet (ihmisterveys): 0,08 µg/kg tp., 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina,  \* AA-EQS sisämaan pintavesi (ihmisterveys): 4,4 ng/l, 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.2 |
| Diklofenaakki / 15307-86-5 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,0054 µg/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,004 µg/l,  \* MAC-EQS sisävedet (vesieliöt) 250 µg/l,  \* MAC-EQS merivedet (vesieliöt) 29 µg/l.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.2 |
| Ibuprofeeni / 15687-27-1 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,064 µg/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,022 µg/l,  \* MAC-EQS -arvoa sisävedelle ja merivedelle ei ehdoteta  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.4 |
| 17a-etinyyliestradioli (EE2) / 57-63-6 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,017 ng/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,0016 ng/l,  \* MAC-EQS -arvoa sisävedelle ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.10 |
| Estroni (E1) / 53-16-7 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,36 ng/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,018 ng/l,  \* MAC-EQS -arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.13 |
| Hopea (Ag) / alkuainehopea 7440-22-4, lisäksi useita hopeayhdisteitä | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,01 µg/l liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta huomioon,  \* MAC-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,02 µg/l liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta huomioon,  \* AA-EQS - ja MAC-EQS -arvoa merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.2 |
| Sinkki (Zn) / alkuainesinkki 7440-66-6, lisäksi useita sinkkiyhdisteitä | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 14,4 µg/l biosaatava pitoisuus, taustaa ei oteta huomioon,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 7,2 µg/l, liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta huomioon,  \* AA-EQS - ja MAC-EQS -arvoa merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.3 |
| Kupari (Cu) / alkuainekupari 7440-50-8, lisäksi useita kupariyhdisteitä | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 1,1 µg/l biosaatava pitoisuus, taustaa ei oteta huomioon,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 2,6 µg/l, liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta huomioon,  \* AA-EQS - ja MAC-EQS -arvoa merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.4 |
| Sulfaatti | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt): ehdotus on saatavilla vuoden 2022 loppuun mennessä, mutta se tullee olemaan noin 100 mg/l -pitoisuustason paikkeilla. Samaa arvoa voi soveltaa myös rannikon jokisuistoissa.  \* AA-EQS – arvoa merivedelle ja MAC-EQS -arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.6 |
| Glyfosaatti | Ehdotetaan liitteeseen 1D, mutta EQS arvoja tulee tarkastella uudestaan sen jälkeen, kun sen osalta kasvinsuojeluaine-rekisteröintiprosessi ja EU:n prioriteettiainelistan tarkistus ja aineen riskinarviointi ovat valmistuneet.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |
| florasulaami (ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä nimellä florasulaami) | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt): 0,005 µg/l  \* AA-EQS rannikkovedet (vesieliöt): 0,0005 µg/l  \*MAC-EQS sisävesillä: 0,12 µg/l  \*MAC-EQS rannikkovesillä: 0,024  Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |
| Tritosulfuroni-metyyli | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt): 0,75 µg/l  \* AA-EQS rannikkovedet (vesieliöt): 0,075 µg/l  \*MAC-EQS sisävesillä: 4,8 µg/l  \*MAC-EQS rannikkovesillä: 0,48 µg/l  Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |

## 5.6 Toimenpiteet ehdotettujen uusien kansallisten haitallisten aineiden kuormituksen vähentämiseksi

**Jukka Mehtonen & Katri Siimes**

### 5.6.1 Ympäristölupamenettely ja tarkkailu - Teollisuuskemikaalit, lääkeaineet, metallit ja sulfaatti

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 velvoitteet.

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 vesipuitedirektiivin 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 – Teollisuus- ja kuluttajakemikaalit

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](https://joutsenmerkki.fi/tietoa-joutsenmerkista/)

Tässä raportissa ehdotetut kansalliset haitalliset aineet (eli asetuksen 1022/2006 liitteeseen 1D ehdotetut aineet) tulisi ottaa huomioon erityisesti pohjoismaisen ja mahdollisuuksien mukaan myös Euroopan ympäristömerkkien kriteerien valmistelussa niiden tuoteryhmien osalta, joita ne koskevat. Sitä mukaan, 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 – hapan valuma ja metallit

Pintavesien metallien kuten asetukseen uusina aineina ehdotettujen sinkin ja kuparin kuormitukseen ja ympäristöpitoisuuksiin vaikuttaa osaltaan valuma-alueen maankäyttö. Maaperästä aiheutuva hapan valuma ja metallien huuhtouma vesiin on suurinta Pohjanlahden rannikolla, jossa happamien sulfaattimaiden osuus valuma-alueen pinta-alasta on suuri. Happamien sulfaattimaiden ongelmat liittyvät maan kuivumiseen. Kun pohjavedenpinta laskee maaperän sulfidikerrosten alapuolelle, sulfidit hapettuvat ja maassa muodostuu rikkihappoa. Se uuttaa maaperästä tehokkaasti myös metalleja. Seuraavat maaperän läpi kulkevat valuntaa aiheuttavat sateet huuhtovat nämä maasta pintavesiin. Pintaveden happamuus- ja metallipulssien suuruus ja ylipäätään esiintyminen riippuvat sääoloista. Joinain vuosina ne aiheuttavat vesieliöstölle suurta vahinkoa kuten kalojen massakuolemia.

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 ja turvetuotantoon liittyvät ojitukset ovat lisänneet happamista sulfaattimaista aiheutuvia vesistöriskejä. Kaikki maan kuivatusta lisäävä maankäyttö happamilla sulfaattimailla lisää happamuusriskiä edelleen. Ilmastonmuutoksen myötä happamien sulfaattimaiden aiheuttamien happamuushaittojen ennakoidaan lisääntyvän, kun kuivat kesät ja niiden jälkeiset sateiset syksyt lisääntyvät.

Maa- ja metsätalousministeriön ja ympäristöministeriön strategian 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 (MMM & YM 2011). Strategian väliarviossa (Keskisarja ym. toim. 2018) esitettiin myös jatkotoimenpiteitä sektorikohtaisesti (maatalous, metsätalous, turvetuotanto, kaavoitus). Lisäksi nostettiin esiin, että happamien sulfaattimaiden kaltaisia ongelmia esiintyy myös eräillä mustaliuskealueilla ja riskinvähennystoimia on kohdennettava myös niille.

Väliraportin valmistumisen jälkeen Geologian tutkimuskeskus on saanut valmiiksi Suomen happamien sulfaattimaiden kartoituksen (kartat saatavilla: <http://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>), joten toimien oikea kohdentaminen on nykyään aiempaa helpompaa. Edelleen tarvitaan myös tutkimusta erityisesti viljelyalueiden haittojen minimoinnissa. Samat toimenpiteet vaikuttavat sekä nyt ehdotettujen metallien (kupari ja sinkki) että muiden metallien (myös prioriteettiainelistalla olevien) huuhtoutumiseen ja välillisesti myös pintavesien ekologiseen tilaan.

### 5.6.4 Biosidivalmisteet, joita käytetään teollisuudessa ja kotitalouksissa

**Biosidivalmisteiden ennakkohyväksymismenettely**

Biosidivalmisteita käytetään ihmisten, eläinten, materiaalien tai esineiden suojaamiseen haitallisilta eliöiltä, kuten tuhoeläimiltä tai mikrobeilta biosidivalmisteen 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 biosidiasetuksen siirtymäaikana.

Biosidiasetuksen mukaan tehoaine arvioidaan ja se hyväksytään/kielletään EU-tasolla valmisteryhmäkohtaisesti. Komissio (COM) 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.

Hopea, sinkki ja kupari ovat tässä raportissa uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ehdotettuja aineita, joille ehdotetaan ympäristönlaatunormia ja jotka kuuluvat biosidilainsäädännön piiriin. Näitä aineita sisältäviä kemikaalituotteita ja käsiteltyjä esineitä kuuluu useisiin biosidivalmisteryhmiin (taulukossa 47). Lisätietoa biosidivalmisteryhmistä löytyy Tukesin www-sivuilta; [Biosidit | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes)](https://tukes.fi/kemikaalit/biosidit).

Taulukko 47. Biosidilainsäädännön piiriin kuuluvat uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi ehdotetut aineet ja niitä koskevat biosidivalmisteryhmät.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  | 1 | 2 | 3 |  | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 |
| 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 käytettäviksi 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

12. Limanestoaineet

13. Työstö- tai leikkuunesteiden säilytysaineet

Pääryhmä 3 – Tuholaistorjunta:

14. Jyrsijämyrkyt

15. Lintumyrkyt

16. Nilviäis- ja matomyrkyt ja muiden selkärangattomien torjuntaan käytettävät valmisteet

17. Kalamyrkyt

18. Hyönteis- ja punkkimyrkyt sekä muiden niveljalkaisten torjuntaan käytettävät valmisteet

19. Karkotteet ja houkutteet

20. Muiden selkärankaisten torjunta

Pääryhmä 4 – Muut biosidivalmisteet:

21. Antifouling-valmisteet

22. Ruumiiden säilytykseen ja eläinten täyttämiseen käytettävät nesteet

**Hopea**

Hopean ja hopeayhdisteiden arviointi on kesken 37 tehoaine/valmisteryhmä -yhdistelmässä biosiditehoaineiden arviointiohjelmassa. Toistaiseksi COM on antanut kielteiset täytäntöönpanopäätökset kolmen hopeayhdisteen (hopeazeoliitti, hopeakuparizeoliitti, hopeanatriumvetyzirkoniumfosfaatti) käytölle tehoaineena valmisteryhmässä 2 (desinfiointiaineet ja levämyrkyt, joita ei ole tarkoitettu käytettäviksi 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/valmisteryhmä -yhdistelmässä, joista kaikkien muiden paitsi zinebin arviointi on vielä kesken EU-arvioinnissa olevat sinkkiyhdisteet ja valmisteryhmät ovat: sinkkipyritioni (2, 6, 7, 9, 10 ja 21) ja hopeasinkkizeoliitti (2, 4, 7, 9). Antifoulingtehoaineeksi (21) on hyväksytty zinebi.

**Kupari**

Kupari on mukana tehoaineiden arviointiohjelmassa 22 erilaisessa tehoaine/valmisteryhmä -yhdistelmässä, joista puolen arviointi on vielä kesken. EU-arvioinnissa olevat kupariyhdisteet ja valmisteryhmät ovat seuraavat: dikuparioksidi (21), kuparitiosyanaatti (21), kuparipyritioni (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).

Suomen merenhoitosuunnitelman toimenpideohjelma vuosille 2022–2027 sisältää antifoulingaineiden (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 vesieliöiden lisääntymistä. Myrkkymaalien sisältämä kupari ja sinkki ovat pysyviä aineita, jotka kertyvät sedimenttiin ja satamien maaperään pilaten ne. Siksi myrkkymaaliensijaan kannattaa käyttää muita menetelmiä pitää veneen pohja puhtaana. Antifoulingmaalien käyttö on kiellettyä sisävesillä, koska veneiden pohjaan kiinnittyviä lajeja ei esiinny järvissä, joten myrkkymaalausta ei siellä tarvita.

Lisätietoa veneiden myrkkymaaleista löytyy Tukesin www-sivuilta;

* [Veneenpohjamaali | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto (Tukes)](https://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.

Vain erikseen kasvinsuojeluaineiksi hyväksyttyjä aineita saa käyttää – ja niitäkin vain hyväksyttyihin tarkoituksiin, todettuun tarpeeseen ja valmisteen ohjeita noudattaen (Laki kasvinsuojeluaineista 2011/1563). Kasvinsuojeluaineiden markkinoilla pääsy vaatii sekä tehoaineen EU-tason ennakkorekisteröinnin 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.

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 säädöksiä ja luotiin kansallinen toimenpideohjelma kasvinsuojeluaineiden kestävästä käytöstä (MMM 2011).

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 määräajoin. 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).

Merkittävää on myös se, että vuodesta 2013 lähtien on ammattikäyttäjiltä vaadittu integroitujen kasvinsuojelumenetelmien käyttöä eli kemiallisten kasvinsuojeluaineiden lisäksi on käytettävä myös kemikaalittomia kasvinsuojelumenetelmiä. Ohjelman väliarviointi ja päivitetty toimintaohjelma vuosille 2018–2022 julkaistiin vuonna 2018 (Tukes 2018a, Tukes 2018b). Sekä kasvinsuojeluaineiden turvallisesta käytöstä että yksittäisistä riskinhallintamenetelmistä on hyvät tietopaketit Turvallisuus- ja kemikaaliviraston sivuilla: tukes.fi/kemikaalit/kasvinsuojeluaineet.

EU-tasolla kasvinsuojeluaineiden kestävän käytön direktiivillä (2009/128/EY) ei kuitenkaan ole saatu toivottuja tuloksia. Vuoden 2020 väliarvion perusteella direktiivin vaatimuksista on toimeenpantu 30–90 % valtiosta riippuen. Suomessa vaadituista toimista on toimeenpantu 80 % eli toteutus on parempi kuin EU:ssa keskimäärin ja vain Saksassa ja Tanskassa toteutuksen on arvioitu olevan Suomea parempi (EC 2020).

Epätasaisen ja puutteellisen toteutuksen takia komissio julkaisi 22.6.2022 ehdotuksen Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukseksi kasvinsuojeluaineiden kestävästä käytöstä (KOM 2022 (305) final)). Se yhtenäistäisi 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 kansallisen tulkinnan tarkistamiseksi

Tässä luvussa käsitellään vaarallisten aineiden asetuksen pintavesien EU:n prioriteettiaineisiin liittyviä huomioita tai epäkohtia, joita on tullut asetuksen kansallisessa toimeenpanossa esiin eri toimijoilta kuten ELYiltä ja tarkkailuja tekevät konsulteilta tai SYKEn tutkijoilta esimerkiksi vesien kemiallisen ja ekologisen luokittelutyön johdosta. Muutosehdotukset koskevat vaarallisten aineiden asetusta 1022/2006.

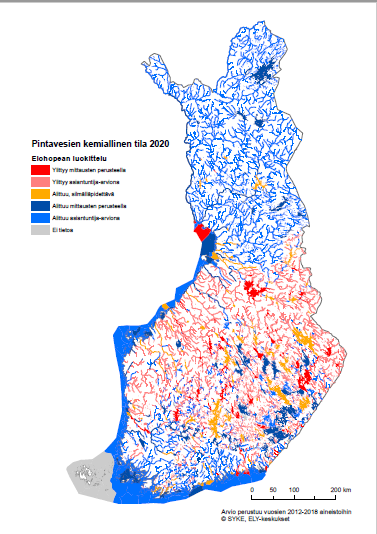
## Elohopean kala-EQS:n taustapitoisuuksista luopuminen

**Katri Siimes & 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 ihmistoiminnasta 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 ympäristönlaatunormi on määritetty pitoisuutena kalassa. Suomessa elohopean laatunormitarkastelussa on käytetty ympäristönlaatunormin 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 33 on esitetty 2010-luvun keskimääräiset pienten ahventen elohopeapitoisuudet vesienhoitoalueittain.

**Kuva 33.** 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 pituisen ahvenen mittaustulokset. Mediaanipitoisuuden lisäksi on esitetty elohopeapitoisuuden 10. ja 90.persentiilipitoisuudet. X-akselilla on arviossa olleiden vesimuodostumien lukumäärä vesienhoitoalueittain (VHA). Lisäksi kuvassa on erilaisia kalan elohopearaja-arvoja aina nykyisestä arvosta 0,020 mg/kg tp. (2013/39/EU) EU:n ruokakalan raja-arvoon 0,5 mg/kg tp. COM 2022 ehdotuksessa kalojen EQS laskisi puoleen nykyisestä (0,01 mg/kg tp).



Kuva 34. Pintavesien kemiallinen tila elohopean suhteenluokittelua kolmannella vesienhoitokaudella ([Suomen ympäristökeskus > Vesistöjen kemiallinen tila on edelleen huono (syke.fi)](https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_(58390))).

Vesien kemiallisen tilan luokittelussa noin puolessa vesimuodostumista arvioitiin elohopean laatunormin ylitys vuonna 2020 (kuva 34). 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.

Tietolaatikko 1. Kalan elohopeapitoisuuden taustapitoisuuden arviointi lyhyesti (Verta ym. 2010):

Taustapitoisuuden johtamisessa on käytetty sedimentin elohopean ja orgaanisen hiilen pitoisuuksia, ahventen nykyisiä elohopeapitoisuuksia sekä päättelyä ja oletuksia. Taustapitoisuuden arvioinnissa lähdettiin Munthe ym. (2007) havainnosta, 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) olettivat vastaavan muutoksen tapahtuneen myös kaloissa (sama pitoisuusmuutoksen kulmakerroin). He arvoivat kalan pitoisuusmuutoksia erikseen kolmen eri humustason vesiin. He olettivat, että Lapin humusjärvissä pitoisuus on noussut enintään kaksinkertaiseksi esiteollisesta ajasta. Lisäksi he olettivat, että esiteollisen ajan pitoisuuksien 80. persentiili vastaa nykyisten Lapin humusjärvien mediaanipitoisuutta. Vaikka käytössä oli yhteispohjoismainen aineisto, ruotsalaiset eivät ole ottaneet taustapitoisuutta käyttöön.

Käytetty menetelmä eliöstön taustapitoisuuden huomioimisessa on poikkeuksellinen (ks. tietolaatikko 1). Se ei varsinaisesti ole EU:n ohjeistuksen vastainen (katso kappale 4.7.1 EC Guidance Document No 27 - EC 2018), mutta menettely ei myöskään huomioi sitä, että ympäristönlaatunormin tarkoituksena on suojella eliöstöä (vesieliöstöä tai vesieliöitä syöviä petoja kuten ihmistä). 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 (raskaana olevien tulisi välttää sisävesien suuria petojaloja, jne). Vastaavia syöntisuosituksia ei voida antaa luonnossa eläville kalaa syöville eläimille.

Seuraavista kolmesta syystä tulisi kalaelohopean taustapitoisuudesta luopua Suomessa:

* ei ole tieteellistä perustetta sille, että eliöstön taustapitoisuus tulisi ottaa huomioon minkään aineen – myöskään elohopean - laatunormin ylittymistä arvioitaessa, kalaan asetetulla normilla suojellaan kalaa syöviä petoja (tai ihmistä).
* 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 eliöstöön. Eliöstön sopeutumisessa on saattanut kulua satojen tai tuhansia sukupolvia. Yleensä geneettistä sopeutumista varten tarvitaan vähintään parikymmentä sukupolvea.

Elohopean laatunormi on asetettu kalaan ja sen tarkoitus on suojella kalaa syöviä eliöitä heidän elohopea-altistukseltaan. Nykyisen elohopeanormi on asetettu suojelemaan kalaa syövää ihmistä. EU:ssa on prioriteettiainelistan tarkastuksen yhteydessä pohdittu elohopean laatunormin tarkistamista. Ehdolla on ollut kalaa syövien eläinten suojelemiseksi asetetut laatunormit (sisä- ja rannikkovesille 0,011 ja 0,005 mg/kg tp. JRC 2021d). Komission ehdotus (2022) on hyvin lähellä tätä.

Ekotoksisuustesteissä on huomioitu testattava pitoisuus, josta ei ole erikseen eroteltavissa taustapitoisuutta. Kirjallisuushaussa ei löytynyt koko maailmasta yhtään toista tapausta, jossa eliöstön pitoisuudelle olisi asetettu hyväksyttävä taustapitoisuus.

Taustapitoisuuden käyttö eliöstönormien yhteydessä on erittäin harvinaista, eikä sitä ole käytetty Suomen naapurimaissa – eikä muuallakaan EU:ssa. Luokitustulosten maantieteellisen harmonisoinnin kannalta olisi siis mielekästä luopua siitä.

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 humustyypin vertailuarvo ei sovellu vesimuodostumaan tai sitä, että luokittelutieto puuttuu.

**Ehdotus**

* Poistetaan asetuksesta elohopean taustapitoisuus kalassa. Muutos tehdään poistamalla 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.

Ehdotuksen johdosta

* 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.; COM (2022) 540) 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 ympäristönlaatunormin että ruokakalan raja-arvon osalta saavutetaan nykyistä pienemmällä kalamäärällä.
* Tämä ehdotus pienentäisi ympäristöhallinnon seurantakustannuksia. Nykyinen kalojen Hg-pitoisuustaso on erittäin lähellä taustapitoisuuden ja ympäristönlaatunormin summaa. Kalayksilöiden pitoisuudet vaihtelevat samassa vesimuodostumassa tämän vertailuarvon molemmin 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 ympäristönlaatunormi, tilastollisesti luotettava tieto saataisiin pienemmällä analyysimäärällä.
* Ehdotus ei vaikuta elohopeaa pintavesiin päästävien laitosten tarkkailuihin.

## Vedestä mitattavien metallien taustapitoisuudet

**Matti Leppänen & Katri Siimes**

### Biosaatavat metallit: nikkeli ja lyijy

Valtioneuvoksen asetuksessa 1022/2006 vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta 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 ole syytä lisätä taustapitoisuuksia ja asetuksen 1022/2006 liitteen 1C2 toista taulukkoa olisi siltä osin korjattava kuten ehdotettu alla. Mikäli tutkittavan kohteen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatunormin, paikallinen tausta on syytä selvittää ohjeiden mukaisesti (Kangas 2018; s. 37, Siimes ym. 2019). Mitään kansallista, yleistä taustaa ei voi käyttää biosaatavien ympäristölaatunormien kanssa koska sitoutuminen ja toisaalta biosaatavuus vaihtelevat paikallisen vedenlaadun mukaan.

**Ehdotus**

Poistetaan asetuksen taulukosta nikkelin ja lyijyn taustapitoisuudet biosaatavien ympäristölaatunormien osalta kuten yllä on esitetty. Jäljelle jää vain direktiivin 2013/39/EU mukaiset nikkelin ja lyijyn AA-EQS laatunormit.

Ehdotus ei vaikuta mitenkään tarkkailuvelvoitteisiin. Mikäli tutkittavan kohteen biosaatava vuosikeskiarvopitoisuus ylittää ympäristölaatunormin, paikallinen tausta on syytä selvittää ohjeiden mukaisesti (Kangas 2018; s. 37, Siimes ym. 2019, EC 2019b)

### 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 nro 38 (EC 2019b). Nykyaikaisin näkemys on esitetty oppaassa, jonka mukaan luonnolliset taustametallipitoisuudet voivat vaikuttaa mahdolliseen haitallisuuteen yhdessä 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 liuennut pitoisuus on niin korkea, että ympäristölaatunormi ylitetään. Tällöin on syytä tutkia, ovatko eliöt mahdollisesti sopeutuneet tavanomaista korkeampaan metallipitoisuuteen ja paikallisen taustan 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.

**Ehdotus**

\* Asetuksen Liitteen 1C2 taulukon alaviitteen 3 ”taustapitoisuustaulukko” ehdotetaan lukujen 6.2.1 ja 6.2.2 arvioiden perusteella poistettavan tarpeettomana.

\* Muita ehdotettuja muutoksia asetukseen on listattu alle:

Asetuksen 1022/2006 liitteen 1C2 taulukon alaviitetekstiä tulee muuttaa seuraavalla tavalla:

*(3) Kadmiumia, lyijyä, elohopeaa ja nikkeliä (jäljempänä ”metalleja”) lukuun ottamatta tässä liitteessä määritetyt ympäristönlaatunormit ilmaistaan kokonaispitoisuuksina koko vesinäytteessä. Metallien ympäristönlaatunormi viittaa joko biosaatavaan tai liukoiseen pitoisuuteen eli liuosfaasiin vesinäytteessä, 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 taustapitoisuus havaitusta seurantatuloksesta.*

*b) veden kovuus, pH tai muut veden laadun parametrit, jotka vaikuttavat metallien biosaatavuuteen.*

## Kadmiumin laatunormit – kalsiumkarbonaattikovuusluokkien 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 vedenlaatuparametreihin. Kadmiumin haitallisuuteen vaikuttaa itseasiassa muidenkin kationisten ionien pitoisuudet, ei ainoastaan kalsiumin. Veden happamoitumista puskuroivilla karbonaatti- ja bikarbonaatti-ionilla on vähemmän merkitystä. On myös muita tapoja kuvata veden kovuutta ja niitäkin voi käyttää yhtä lailla kalsiumkarbonaatin kanssa. Esimerkiksi kalsium ja magnesium pitoisuudet voidaan muuttaa CaCO3 pitoisuudeksi kaavalla

mg CaCO3/l = 2,5 x mg Ca/l + 4,1 x mg Mg/l

Alkaliniteetti saattaa olla suomalaisissa vedenlaatuaineistoissa tavallisin puskurikyvystä ja kovuudesta kertova parametri. Kalsiumkarbonaatti voidaan muuntaa alkaliniteetiksi olettamalla, että koko puskurikyky 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

50 mg CaCO3/l = 1 mmol/l alkaliniteettina tai

1 mg CaCO3/l = 0,02 mmol/l

Taulukossa 48 on esitetty direktiivissä 2013/39/EU ja asetuksessa 1022/2006 olevia kalsiumkarbonaattiluokkia vastaavat alkaliniteettipitoisuudet.

Taulukko 48. Direktiivissä 2013/39/EU ja asetuksessa 1022/2006 olevia kalsiumkarbonaattiluokkia vastaavat alkaliniteettipitoisuudet.

|  |  |
| --- | --- |
| CaCO3 mg/l | Alkaliniteetti, mmol/l |
| < 40 | < 0,8 |
| 40 - < 50 | 0,8 – 1 |
| 50-< 100 | 1 - < 2 |
| 100 - < 200 | 2 - < 4 |
| ≥ 200 | ≥ 4 |

Kalsiumin ja magnesium 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 alkaliniteettiyksikkö (mmol/l) toiseksi vaihtoehdoksi kuvaamaan viittä kovuusluokkaa. Alaviite 6:n uudeksi tekstimuotoiluksi ehdotetaan seuraavaa:

*(6) Kadmiumin ja kadmiumyhdisteiden (N:o 6) osalta ympäristönlaatunormit 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 Tributyylitinayhdisteet (TBT) - sedimentin EQS-arvon lisäys

**Ville Junttila, Katri Siimes & Jukka Mehtonen**

Mahdollisia TBT:n riskialueita ovat satamat, telakat, vilkkaasti liikennöidyt väylät ja niiden ruoppaus sekä vanhat tehtaat, joissa on käytetty TBT:tä limantorjuntaan. Vesistöissä TBT sitoutuu herkästi kiintoainekseen ja kulkeutuu sen mukana sedimentteihin.

### 6.4.1 Tausta

Tributyylitinan (TBT) ympäristönlaatunormi EU:ssa on asetettu veteen (AA-EQS 0,0002 µg/l, MAC-EQS 0,0015 µg/l). TBT-analytiikan nykyinen määritysraja vedessä on parhaimmillaankin samaa tasoa kuin AA-EQS, joten laatunormin tason alittavia pitoisuuksia ei pystytä havaitsemaan.

Ympäristönlaatunormin tausta-asiakirjoissa (EC 2005) sedimenttiin sitoutuminen on huomioitu, mutta koska tuolloin ei ollut olemassa riittävästi aineistoa TBT:n ekotoksisuudesta sedimenteissä, ei sedimentille pystytty johtamaan luotettavaa laatunormia. Tämän jälkeen Tanskan ympäristönsuojeluvirasto (MST) on kerännyt ekotoksikologista tutkimusaineistoa TBT:n haitallisuudesta sedimenttieliöille. 10 lajia kuudesta eri eliöryhmästä kattavan aineiston perusteella MST on johtanut lajien herkkyysjakauman perusteella (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 kynnysarvoa on esitetty otettavaksi käyttöön HELCOMin raja-arvoksi.

EU:n prioriteettiainelistan tarkistuksen yhteydessä Euroopan komission yhteinen tutkimuskeskus (The Joint Research Centre, JRC) on valmistellut luonnoksen TBT:n ympäristönlaatunormista sedimenteissä (JRC 2022b). Toisin kuin MST:n johtama kynnysarvo, JRC:n johtama laatunormiesitys noudattaa Euroopan komission ohjeistusta ympäristönlaatunormien johtamisesta. Laatunormiesitys perustuu deterministiseen johtamistapaan, eli pienin luotettava toksisuusarvo kerrottiin arviointikertoimilla. JRC ei käyttänyt SSD-menetelmää, koska toksisuustestiaineisto ei kattanut komission ohjeistuksen menetelmän käytölle asettamia vaatimuksia. Laatunormiesitys sisävesille on 0,3 µg/kg /kg kp. (5 % OC) ja merivesille 1,6 µg/kg kp. (5 % OC).

Sekä pintavedelle että sedimentille johdetut kynnysarvot perustuvat kattavaan ekotoksikologiseen tutkimusaineistoon. Nykyisillä analytiikkamenetelmillä ei kuitenkaan voida määrittää riittävällä tarkkuudella TBT:n pitoisuutta pintavesistä. Sedimenttien kohdalla analytiikan määritystarkkuus on riittävämpi suhteessa vaatimuksiin, minkä lisäksi sedimentin nilviäiset ovat TBT:lle herkin eliöryhmä.

Tämän takia TBT:n pintavedelle asetetun EQS:n rinnalle tulisi asettaa JRC:n johtamat ympäristönlaatunormit sedimenttipitoisuudelle (JRC 2022b). JRC:n laatunormiesitys on komission ohjeistuksen mukainen ja samalla tasolla MST:n eri menetelmällä johtaman kynnysarvon kanssa.

TBT:n EQS:n tausta-asiakirjoissa (EC 2005) pienimmät akuutit vaikutuspitoisuudet on todettu makean veden äyriäisille ja tämän pohjalta aineen MAC-EQS-arvoksi on asetettu 0,0015 µg/l kokonaispitoisuutena. Nykyisin käytössä oleva analytiikka on riittävän tarkkaa akuutisti haitallisten pitoisuuksien havaitsemiseen. Näytteenoton on kuitenkin oltava tiheää, jotta hetkelliset korkeat pitoisuudet voidaan havaita, mikä nostaa analyysi- ja näytteenottokustannuksia. Vaikka TBT:n käyttö on kielletty, voi korkeita hetkellisiä pitoisuuksia edelleen esiintyä esim. ruoppausten ja vesirakentamisen yhteydessä. Kemiallisen tilan luokittelu vaatii myös tietoa vesistöissä esiintyvistä pitoisuuksista suhteessa AA-EQS-arvoon, mitä vaatimusta ei voida täyttää nykyisellä vesianalytiikalla.

Näitä haasteita voidaan ratkaista passiivikeräimillä, jotka kerryttävät niitä ympäröivästä vedestä TBT-yhdisteistä, mikä jälkeen keräimeen kertyneen ainemäärän perusteella voidaan laskea veden keskimääräinen TBT-pitoisuus. UuPri-hankkeessa on verrattu organotinayhdisteiden kertymistä simpukoihin ja passiivikeräimiin, ja tulosten perusteella yhdisteet kertyvät molempiin yhtenevissä määrin (Siimes ym. 2019). Passiivikeräimillä voidaan määrittää alle yhden pg/l- keskipitoisuuksia. Passiivikeräimillä saadut tulokset koskevat liukoista pitoisuutta, kun taas ympäristönlaatunormit on asetettu kokonaispitoisuudelle, joten tuloksia ei voida suoraan hyödyntää kemiallisen tilan luokittelussa. Passiivikeräimillä voidaan kuitenkin kartoittaa TBT:n esiintymistä riskikohteiksi arvioiduissa vesimuodostumissa.

TBT:n ympäristöanalytiikka – mittausepävarmuus ja määritysraja:

Markkinoilla olevat TBT:n sedimenttianalyysimenetelmien tarkkuus on lähellä vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle suhteessa ehdotettuihin sedimentin EQS-arvoihin. Mikäli sedimenttinäytteen OC-pitoisuus on pieni, ei TBT:n pitoisuutta välttämättä voida nykyisillä määritysmenetelmillä mitata riittävän tarkasti. Koska analyysimenetelmät kehittyvät jatkuvasti ja ovat jo nykyään riittävän tarkkoja tai lähellä sitä, voidaan tulevaisuudessa olettaa säännöllisesti saavutettavan riittävän tarkkoja mittaustuloksia.

### 6.4.2 Ehdotus

TBT:lle esitetään otettavaksi käyttöön ja lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettuun Valtioneuvoston asetukseen (1022/2006) JRC:n ympäristönlaatunormiesityksen mukaiset kansalliset sedimentin EQS-arvot (sisävedet 0,3 µg/kg kp., normalisoituna 5 % OC ja merivedet 1,6 µg/kg kp., normalisoituna 5 % OC). Komission on ehdottanut alustavaksi TBT:n EQS -arvoksi sedimentissä 1,3 µg/kg kp. (COM (2022) 540).

EQS on validi sedimentin biologisesti aktiivisessa pintakerroksessa, joka vaihtelee paikkakohtaisesti. Tarkempi ohjeistus näytteenotosta on tehtävä erikseen ja mielellään EU-tasolla perusperiaatteiltaan harmonisoituna. Ehdotetut sedimentin EQS-arvot täydentävät asetuksen nykyistä veden AA-EQS arvoa, koska nykyisin ei Suomessa ole analyysimenetelmää, jolla veden AA-EQS arvon alittavia pitoisuuksia pystyttäisiin havaitsemaan. Ehdotusta tule tarkastella uudelleen sen perusteella, että mitä EU-tasolla lopulta näistä aineista päätetään.

Suomessa on vain harvoin mitattu TBT:n ja orgaanisen materiaalin määrää samoista näytteistä, joten sedimenteistä aikaisemmin mitattuja pitoisuuksia ei voida verrata ehdotettuihin ympäristönlaatunormeihin. Siksi esitetään toteutettavaksi TBT:n sedimenttipitoisuuksia selvittävä kartoitustutkimus. Pitoisuuksia tulisi selvittää viipaloiduista ja ajoitetuista sedimenttiprofiileista, jotta saadaan tietoa siitä, ovatko TBT:n pitoisuudet ympäristössä muuttuneet niille asetettujen rajoitusten myötä ja minkä suuruisia pintasedimenttien TBT-pitoisuudet nykyään ovat.

TBT:n esiintyminen ympäristössä ei ole sattumanvaraista, vaan seurausta aineen käytöstä suhteellisen rajallisissa käyttötarkoituksissa, pääasiassa laivojen ja veneiden pohjamaaleissa sekä puu- ja paperiteollisuudessa. Tämän takia myös aineen kartoitukset voidaan rajoittaa sellaisiin vesimuodostumiin, joissa voidaan olettaa alueen toimintojen perusteella esiintyvän riskiä TBT:n kohonneista pitoisuuksia. Tämä pienentää kartoituksen kustannuksia, jotka yhtä vesimuodostumaa kohden ovat vaatimansa työmäärän ja erityisosaamisen takia perinteistä pintavesinäytteenottoa suurempia. Näissä kohteissa kannattaa myös tutkia sedimenttiprofiilien avulla TBT:n pitoisuuksien historiallista kehitystä, mikä tuottaa pohjaa aineen jatkoseurannan tarpeellisuuden arvioimiselle.

Arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin:

\* TBT:n sedimentin EQS -ehdotuksen mukaista mittausaineistoa kaikkine taustamuuttujineen (erityisesti orgaaninen aines) ei tällä hetkellä ole Suomesta. Mutta oletettavasti riskikohteissa ehdotetut ympäristönlaatunormit voivat ylittyä riippuen siitä, mikä pintasedimentin syvyysalue katsotaan ekologisesti merkitykselliseksi. Ehdotetun sedimentin ympäristönlaatunormin ylityksiä voi nykytiedon perusteella olla maksimissaan 20 kappaletta (kemiallisen tilan luokittelussa todettu ylitys, mahdollinen ylitys tai silmälläpidettävä).

\* Ehdotuksen johdosta VPD:stä aiheutuvat TBT:n vaikutustarkkailuvelvoitteet eivät välttämättä lisäänny vaan voivat muuttua, kun tarkkailun kohteena on riskikohteilla enemmän sedimentti kuin pintavesi. Riskikohteiden tarkkailuvelvoitteet voivat liittyä lähinnä satamien ja väylien ylläpitoon sekä teollisuuden päästöistä aikaisemmin tapahtuneeseen sedimenttien pilaantumiseen.

\* Nykyisin TBT ei kuulu ympäristöhallinnon seurantaan, vaan ainetta seurataan epäsäännöllisesti tehdyillä kartoituksilla. TBT:n pitoisuustrendejä tulee VPD:n ja asetuksen mukaisesti seurata, mutta sitä on tehty toistaiseksi harvoilta paikoilta. Ehdotuksen johdosta tulisi tehdä TBT:n ja muiden organotinojen sedimenttiprofiilikartoitus, jonka tulosten perusteella voidaan saada mittaustietoa pitoisuustasojen kehityksestä ja onko meillä enää ongelmaa tämän asian suhteen.

## 6.5 PFOSin sisämaan pintaveden AA-EQS ympäristönlaatunormin lisäys asetukseen (1022/2006)

**Ville Junttila & Jukka Mehtonen**

### 6.5.1 Tausta

PFOS:n laatunormi on asetettu kalaan (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 pitoisuustasoille, jotka ylittävät PFOS:n kalalle asetetun EQS-tason. Molemmat laatunormit (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 hyvin (Kuva 31). Näin ollen pintavedestä analysoitujen mittaustulosten voidaan olettaa kuvaavan myös pitoisuksia 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 ympäristönlaatunormi (AA-EQS), joka on EU-tasolla derivoitu ja listattu direktiivissä 2013/39/EU (0,65 ng/l).

Lisäksi PFOS:n AA-EQS tukisi toiminnanharjoittajien riskinarviointia siinä tilanteessa, kun vain aineen vesipitoisuustuloksia (pintavesi ja 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 laimenemisolosuhteet määrittävät lopulta sen, aiheutuuko PFOS:sta riskiä vastaanottavassa pintavedessä.



Kuva 31. PFOS:n keskimääräiset pitoisuudet kalassa (lihas ja nahka, µg/kg tp.) ja vedessä (ng/l) niissä vesimuodostumissa, joista on saatavilla pitoisuustietoa molemmista matriiseista.

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 49).

Taulukko 49. PFOS-mittausten lukumäärä ja PFOS-pitoisuuden tunnusluvut pintavesien seurantapisteillä. EQS = AA-EQS sisävedet 0,65 ng/l

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Joki | Mittausten  lkm | Mediaani  (ng/l) | Vuosikeskiarvo  (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 syövälle eliölle haittavaikutuksia, tulee PFOS:n (ja muiden PFAS-yhdisteiden) seurantaa jatkaa myös kaloissa. Kaloista tehtäviä pitoisuusmittauksia tarvitaan myös pitkän aikavälin pitoisuustrendien seurantaan.

### 6.5.2 Ehdotus

Asetetaan direktiivin 2013/39/EU mukaisesti PFOS:in sisämaan pintaveden ympäristönlaatunormiksi 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:in kala-EQS suojelee riittävästi rannikkovesiä, joissa aineen pitoisuudet oletusarvoisesti ovat pienempiä kuin kuormitetuissa sisävesissä. Komission on ehdottanut PFOS:in vesi-EQS -arvojen poistoa, koska ehdotetun ∑PFAS24 – EQS-arvojen oletetaan olevan tarpeeksi suojeleva ja PFOS:in ympäristönlaatunormeja ei enää tarvita (COM (2022) 540). PFOS:in ympäristönlaatunormeja on harkittava uudestaan sen mukaan mitä parhaillaan käynnissä olevassa EU-prioriteettiaineiden tarkistustyössä lopulta käy PFAS-yhdisteille ja PFOS:lle.

Markkinoilla olevat PFOS:in pintavesianalyysimenetelmät täyttävät vaarallisten aineiden asetuksen (1022/2006) liitteen 3 vaatimuksia mittausepävarmuudelle ja määritysrajalle suhteessa ehdotettuun pintaveden EQS-arvoon.

Arvio ehdotuksen vaikutuksista ympäristönlaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin:

\* Vesistöjen kemiallisen tilan arvioiminen suhteessa PFOS:n ympäristöpitoisuuksiin tulee helpommaksi, mikäli kalaraja-arvon rinnalle asetettaisiin pintaveden ympäristönlaatunormi (AA-EQS). Jokien osalta ympäristönlaatunormit 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.

# 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.

## Ekologisen tilan luokittelukriteerien muuttaminen Liitteen 1D -aineiden osalta asetukseen 1040/2006

**Katri Siimes**

### 7.1.1 Tausta

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 ollaan 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 luokitteluohjetta. Raja-arvo pitäisi saada selvemmin näkyviin myös asetukseen.

### 7.1.2 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 määritysrajaa vastaava arvo. Täten on mahdollista luokitella pintavesiä myös ekologisesti erinomaiseen tilaan.

Ehdotus ei vaikuta mitenkään asetuksen 1022/2006 aineisiin tai nykyisten aineiden ympäristönlaatunormeihin tai kemialliseen luokitteluun Suomen vesimuodostumissa eikä toiminnanharjoittajien tarkkailuvelvoitteisiin.

## 7.2 Enimmäispitoisuuden laatunormin (MAC-EQS) lisääminen luokittelukriteeriksi asetukseen 1040/2006 sekä miten paljon painotetaan uusimpia mittaustuloksia

**Katri Siimes & Jukka Mehtonen**

### 7.2.1 Tausta

Nykyisellään vesienhoitoasetuksessa (1040/2006) ei ole selvästi kirjattu luokitteluun enimmäispitoisuuden laatunormin huomioimista, mistä johtuen tulkinnat eri puolella Suomea ovat eronneet toisistaan uusimmassa luokittelussa. MAC-EQS ylityksen pitäisi direktiivin mukaan johtaa laatunormin ylitysarvioon, tosin arviossa voidaan suurimman pitoisuuden sijaan tarkastella esimerkiksi 95. prosenttipisteen pitoisuutta.

Luokitteluaineistoksi hyväksytään mittaustuloksia yleensä 6–7 vuoden aikajaksolta. Jos enimmäispitoisuuden laatunormi 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 ympäristölaatunormien 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.

### 7.2.2 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 ympäristönlaatunormeihin ja niiden ylityksiin, mutta voi vaikuttaa ympäristöviranomaisten tekemään kemialliseen ja ekologiseen luokitteluun. Ehdotus ei vaikuta toiminnanharjoittajien päästö- ja vaikutustarkkailuvelvoitteisiin.

## 7.3 Muita teknisiä muutosehdotuksia asetukseen 1022/2006

**Jukka Mehtonen**

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 kumottiin 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”****.*

9 b § - Eräiden aineiden tarkkailun järjestäminen

Pykälän tekstin voi helposti sekoittaa toiminnanharjoittajien tekemään velvoitetarkkailuun, vaikka siinä on kyse viranomaisten tekemästä lyhyt kestoisesta pintavesien seurannasta (kartoituksesta), jota kaikkien EU-maiden viranomaisten tulee tiettyjen sääntöjen mukaan tehdä.

EU:n pintavesien tarkkailuainelista (Watch List) on tutkimustyökalu, jonka avulla kartoitetaan haitallisten aineiden pitoisuuksia ja vesiympäristölle aiheuttamaa riskiä unionin tasolla. Tarkkailuainelistalle otettavien aineiden epäillään olevan haitallisia, mutta joille ympäristöpitoisuustiedon määrä tai laatu ei riitä riskin arviointiin. EU:n ensimmäinen tarkkailuainelista julkaistiin vuonna 2015 (EC 2015) ja sen tarkistukset vuonna 2018 (EC 2018) ja vuonna 2020 (EC 2020g). 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 ympäristönlaatunormin ylittymiseen ja tarkkailuvelvoitteisiin

## 7.4 1022/2006 asetuksen mukainen suunnitelma – ehdotus uudeksi työnjaoksi

**Jukka Mehtonen & Katri Siimes**

### 7.4.1 Tausta

Tätä suunnitelmaa tehdessä on tullut selväksi se, että suunnitelmasta tulisi laadukkaampi, jos Tukes olisi selkeästi, SYKEn lisäksi, asetuksen 1022/2006 pykälän 12 mukainen suunnitelman valmistelija. Erityisesti Tukesin torjunta-aine- ja biosiditiimin kontribuutio olisi tärkeää jo suunnitelman valmisteluvaiheessa. Mutta asetuksessa 1022/2006 vain SYKE on mainittu suunnitelman tekijänä. Syynä siihen, että asetuksessa ei mainita Tukesia on se, että vuonna 2006 kun asetus 1022/2006 vahvistettiin, torjunta-aineiden ja biosidien ympäristöarviointitiimi (osa silloista Kemikaaliyksikköä) sijaitsi SYKEssä. Suurin osa kemikaaliyksikön torjunta-aine- ja biosidiasiantuntijoista siirtyi vuonna 2011 Tukesiin osana valtion kemikaalihallinnon viranomaistöiden uudelleen järjestelyä.

On huomattava, että SYKEn ja Tukesin yhteistyö tässä asiassa on toiminut hyvin jo tähänkin asti. Tukesilla on mahdollisuus vaikuttaa suunnitelman sisältöön viimeistään kuulemisvaiheessa. Mutta lopputulos (suunnitelma) voisi olla vielä parempi, jos Tukes osallistuu suunnitelman valmisteluun alusta lähtien virallisena toimijana.

### 7.4.2 Ehdotus

Ainakin seuraavalla tavalla voidaan varmistaa Tukesin osallistuminen suunnitelman laadintaan prosessiin alusta lähtien:

* lisätään asetukseen 1022 / 2006 pykälään 12 Tukes suunnitelman toiseksi tekijäksi ja /tai
* YM varmistaa riittävät resurssit Tukesille osallistua suunnitelman tekoon yhdessä SYKEn kanssa

# 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 asetuksiin, koska ne pitäisi ensin viedä EU-tason säädöksiin.

## Kemikaalien yhteisvaikutukset osaksi ympäristöriskinarviointia

**Matti Leppänen**

### 8.1.1 Tausta

Pistelähteiden, 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 myös 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. EUn seitsemännessä ympäristöohjelmassa (EP 2013), Euroopan parlamentin päätöslauselmissa (EP 2019, 2020) ja Ympäristöneuvoston johtopäätöksissä (Environment Council 2019) tavoitteena paremmin huomioida kemikaalisekoitteet ihmis- ja ympäristöterveyden suojelemisessa. Komissio on myös äskettäin nostanut yhteisvaikutukset esille kuvatessaan omia tavoitteitaan EU:n Vihreän kehityksen ohjelmassa (KOM (2019) 640) sekä kemikaalistrategiassa (EC 2020). EU:n ympäristöhallinnon aktiivisuus perustuu tieteellisiin artikkeleihin ja isojen, EU:n rahoittamien tutkimuskonsortiohankkeiden tuloksiin (esim. SOLUTIONS). 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 ja Faust 2012). Tällöin oletetaan, että ne aiheuttavat saman reaktion eli haittavaikutuksen ja lisäävät toistensa haitallisuutta. Vaikka todellisuudessa on varmaa, että kemikaaleilla on kuitenkin 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 tietysti se, että edelleen tarvitaan laajaa kemian 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 2014) ja tuoreimmassa raportissa kootaan uusin tieto ja ehdotetaan käytännön lähestymistapoja sekä biotestien soveltamiseen että kokonaisvaltaiseen ympäristön tilan kemikalisoitumisen arvioimiseen (EU 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, EU 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 potentiaalisiin haitta-aineisiin. Erityisesti *in vitro* testit voivat tunnistaa tietyn toksisen vaikutusmekanismin omaavat kemikaalit, joka 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 käytetyin ekvivalenttitestiryhmä ovat *in vitro* hormonihäiritsijätestit, joilla on jo useampi testimenetelmäohje 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 Watch list – seurantaa, jolloin niiden merkitystä ja vasteiden esiintymistä voitaisiin arvioida tarkemmin ja valita sopivat biotestit tukemaan kemiallisen ja ekologisen statuksen arvioimista sekä testien kykyä tunnistaa merkittäviä kuormituskohteita.

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 estrogeeni-hormonien vaikutusperusteista seurantaa pintavesissä. Toisena vaiheena olisi mahdollisten vaikutusperusteisten raja-arvojen käyttöönotto, mutta direktiiviehdotuksessa tämä vaihe jää vielä tulevaisuuteen (COM (2022) 540).

### 8.1.2 Ehdotus

Suomessa olisi syytä valmistautua vaikutusperusteisten biotestien käyttöön vesipuitedirektiivin toimeenpanossa ja valita meille sopivat biotestit ja koota niille mahdolliset kynnysarvot sekä suunnitella monitorointiohjelma kansallisesti tärkeille kuormituskohteilla. Ensisijaiset 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 50).

## Kansallinen kartoitus ja seuraava asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma

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

### 8.2.1 Tausta

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. Tämä on yleistä niin Itämerellä kuin muuallakin. Syitä tähän ovat muun muassa seuraavat (Harris ym. 2014, Sobek ym. 2016):

* uusien aineiden analyyttisten määritysmenetelmien 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 määritysrajan olevien tulosten julkaisu nähdään vaikeana ja epämieluisena. Tämä siitäkin huolimatta, että myös alle määritysrajan olevat tulokset ovat riskinarvioinnin kannalta tärkeitä.

Tästä johtuen ne aineet, joita on mitattu aikaisemmin saavat todennäköisesti enemmän huomiota myös tulevaisuudessa. Tästä psykologisesta ilmiöstä (Matthew effect) voi johtaa ympäristöriskinarviointia harhaan, mikä on todettu lääkeaineilla (Daughton 2014). Se on johtanut seuraaviin muun muassa seuraaviin virheellisiin päätelmiin tai puutteisiin:

1. tieto mikä ei ole olemassa tulkitaan nolla- pitoisuustiedoksi
2. kokonaisvaltainen näkemys kemikaali-altistumisesta puuttuu.

Nämä puutteet aiheuttavat riskien aliarvioinnin (Daughton 2014).

Perinteisen lähestymistavan, jossa analysoidaan tiettyjä ennalta päätettyjä aineryhmiä, ohella voisi hyödyntää non-target analyysiä, jolla voidaan mitata jopa kymmenien tuhansien aineiden esiintymistä yhdellä analyysillä. Tästä aineistosta voisi poimia tarkempaan analyysiin aineita, jotka esiintyvät näytteissä yleisesti. Aineiden valinnassa voi myös hyödyntää aiemmin tehtyjen non-target analyysien sekä mallinnuksien tuloksia, joita on saatavilla mm. NORMAN tietokannasta (<https://www.norman-network.com/nds/>).

Olemme havainneet selkeän tietotarpeen kansalliselle ympäristö- ja päästökartoitukselle niille aineille / aineryhmille, joita epäillään kansallisiksi aineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. 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 hyväksyttyjen) kansallisten aineiden seurannan suunnittelun avuksi.

### 8.2.2 Ehdotus

Ehdotamme järjestettäväksi vuosille 2024–25 pintavesiä koskevaa kohdistettua kansallista kartoitusta kuormitetuille hot-spot -paikoille taulukossa 50 esitetyille aineille / aineryhmille, joita epäillään kansallisiksi aineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Lisäksi kartoitukseen on ehdotettu kemikaalien yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla. Kartoituksen tuloksia käytetään hyväksi muun muassa, kun Suomen ympäristökeskus 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 Watch List -menettely (prioriteettiainedirektiivin 2013/39/EU artikla 8b) ja sen tarkkailuainelistan (EC 2015b) ja sen tarkistusten (EC 2018b ja EC 2020b) 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 päästöjenvähennystoimet niihin aineisiin, jotka aiheuttavat riskiä vesiympäristölle tai ihmisterveydelle (Saarela ym. 2022).

Osa taulukossa 50 esitetyistä tiedoista on mahdollista saada toiminnanharjoittajien tekemien tarkkailujen avulla. Haitallisten aineiden tarkkailuja ohjeistetaan yleisessä haitallisten aineiden tarkkailuohjeessa (Vuoristo ym. 2010) sekä vuonna 2018 julkaistussa *V*esiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltamisohjeessa (Kangas 2018. Toimenpide-ehdotuksia vaarallisten ja haitallisten aineiden tarkkailujen tehostamiseksi on esitetty mm. VPD:n kuormitusinventaarioraportissa (Mehtonen ym. 2021), joista yksi 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 analyyttisellä määritysmenetelmällä mitattujen muuttujien analyysitiedot vietäisiin YLVA- ja VESLA-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 50. Aineet / aineryhmät sekä yhteisvaikutusten arviointiin liittyvät biotestit, joita ehdotetaan pintavesiä koskevaan kansalliseen kartoitukseen ja / tai toiminnanharjoittajien tarkkailuihin.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Aine / aineryhmä | Kartoituksen kohdematriisi tai muu selvitys | Lisätietoa |
| **Prioriteetti 1** |  |  |
| Bisfenoliset yhdisteet (BP-yhdisteet) | - Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen  - Kartoitus: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä teollisuuden (jonka tiedetään käyttävän aineita) jätevedet ja niiden kuormittavat pintavedet | - BPA:n käytöstä on Suomessa siirrytty lähes täysin sitä korvaavien BP-yhdisteiden kuten BPS:n ja BPF:n käyttöön,  - On mahdollista, että parhaillaan käynnissä olevassa EU-tason tarkistustyössä BPA vahvistetaan EU:n prioriteettiaineeksi  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.1 |
| Ksantaatit | Kartoitus: niillä vesienhoitoalueilla, joilla on kaivosteollisuutta tai muuta teollisuutta, joka käyttää suuressa määrin ksantaatteja (VHA1-6); teollisuuden kuormittamat vesistöt; pintavesi & jätevesi | Myös analyyttinen menetelmäkehitys tarpeen.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.3 |
| Lääkeaineet ja hormonit | - Vesistökartoitus ensisijaisesti niillä alueilla, joihin kohdistuu jätevesikuormitusta. Kartoitukseen tulee sisällyttää myös valittuja taustakohteita ja hajakuormitettuja alueita.  - Kartoituksiin tulee sisällyttää ensisijaisesti seuraavat yhdisteet: venlafaksiini, o-desmetyylivenlafaksiini, atorvastatiini, kofeiini, metoprololi, oksatsepaami, sitalopraami, 17ß-estradioli (E2), testosteroni  - Kartoitusten yhteydessä tulee etsiä luotettavia pintavesien PNEC-arvoja seuraaville yhdisteille: venlafaksiini, o-desmetyylivenlafaksiini, atorvastatiini, kofeiini, metoprololi, oksatsepaami, sitalopraami  - Riskien ja laatunormien ylitystiheyden arvioimiseksi kartoitusten yhteydessä tulee pyrkiä löytämään riittävän tarkka analyysimenetelmä 17ß-estradiolille (E2) ja testosteronille  - Lääkeaineiden pitoisuuksia kalassa tulee kartoittaa erityisesti diklofenaakin ja ibuprofeenin osalta | Koska lääkeaineet ja hormonit ovat laaja ja monimuotoinen yhdisteryhmä, kartoituksissa on tarkoituksenmukaista tarkastella myös kaikkia muita samalla analyysillä saatavia yhdisteitä.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2 |
| 6-PPD ja 6-PPD kinoni & renkaiden lisäaineet | - Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen 6-PPD kinonille  - Kirjallisuusselvitys renkaisiin lisätyistä kemikaaleista (ml. 6-PPD ja MBeT) ja niiden käytöstä tai uusiokäytöstä aiheutuvista riskeistä vesiympäristölle  - 6-PPD -kartoitus: urbaanit purovedet | 6-PPD:n muuntumistuote 6-PPD kinoni on myrkyllistä, ei niinkään 6-PPD.  Lisätietoa löytyy luvuista 4.1.5 ja 5.1.7 |
| MCCP ja SCCP | -Kehitetään kloorattujen parafiinien analyysimenetelmiä ja kartoitetaan niiden pitoisuuksia vesiympäristöstä sitten, kun luotettavia analyysimenetelmiä on saatavilla  Kartoitus: yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen sekä teollisuuden (jonka tiedetään käyttävän aineita) jätevedet ja niiden kuormittavat pintavedet  -MCCP:lle etsitään kirjallisuudesta luotettavia pintaveden PNEC-arvoja. | Kartoitettavat aineet: ensisijaisesti MMCP- ja SCCP-yhdisteet (VPD:n vaarallinen prioriteettiaine), mutta myös muiden samalla analyyttisellä määritysmenetelmällä saatujen kloorattujen parafiinien tulokset raportoidaan.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.6 |
| TBT | Kartoitus: TBT-kuormitettujen vesistöjen sedimentit | EU:n prioriteettiaine, jonka ympäristöpitoisuustrendejä tulee selvittää ja raportoida EU:lle,  Pitoisuuksia selvittää viipaloiduista ja ajoitetuista sedimenttiprofiileista, jotta saadaan tietoa siitä, ovatko TBT:n pitoisuudet ympäristössä muuttuneet niille asetettujen rajoitusten myötä ja minkä suuruisia pintasedimenttien TBT-pitoisuudet nykyään ovat. |
| Yhteisvaikutusten arviointi – biotestit | Kartoitus: Jäteveden puhdistamot, sekä yhdyskunta- että teollisuuspuhdistamot sekä hajakuormituskohteet sekä jätevesikuormituksen vastaanottavat vesistöt | Ensimmäisessä vaiheessa valitaan sopivat biotestit mahdollisine raja-arvoineen sekä suunnitellaan kartoitus kansallisesti tärkeille kuormituskohteilla. Ensisijaiset kohteet ovat perustuottajat, vesiselkärangattomat ja kalat sekä toksisen mekanismin paljastavat ja pitkäaikaisvaikutuksista kertovat hormonihäiritsijä- ja mutageenisuustestit.  Lisätietoa löytyy luvusta 8.1 |
| MBeT | MBeT:n pitoisuuksia ympäristössä tulee selvittää tarkkailuissa ja seurannoissa esimerkiksi kartoituksilla | MBTS voi jossain määrin hajota MBeT:ksi.  Lisätietoa löytyy luvusta 4.1.5 |
| Torjunta-aineet | -Ympäristönlaatunormiehdotusten luonti glyfosaatille EU:n riskinarvioinnin pohjalta  -Torjunta-ainekartoitus puutarhojen alapuolisissa pintavesissä (esim. passiivikeräimillä)  -Dinoterbin ja dinosebin käytön ja päästöjen selvitys. | Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |
| **Prioriteetti 2** |  |  |
| **Torjunta-aineet** | Suomessa käytettyjen kasvinsuojeluaineiden EQS – ehdotusraportin (Kontiokari & Mattsoff 2011) päivitys niin että kaikille markkinoilla oleville kasvinsuojeluaineille ja jatkossa myös biosideille olisi EQS-ehdotus.  Vastaavat tiedot tarvittaisiin myös hajoamistuotteille ja eläinlääkkeille. | Tiedot olisi hyvä koota – ja tarpeen tullen päivittää- avoimille nettisivuille (esim. Tukes)  Lisätietoja löytyy luvasta 5.4 |
| Seleeni | Kartoitus: hauki (tai muu korkean trofiatason kala, kalaa syövän linnun muna tai hylje) | Pitoisuustietoa vesifaasista saadaan jo nykyisessä seurannassa (metallianalyysien yhteydessä); mahdolliset haitat vasta ravintoketjun huipulla eliöissä.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.4 |
| Pysyvät ja kulkeutuvat yhdisteet | - Selvitettävä aineiden käyttökohteita Suomessa, jotta näytteenoton ja mittaukset voi kohdistaa järkevimmin  - Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen  - Kartoitus: kohteet riippuvat aineiden käyttökohteista; yhdyskunta- ja/tai teollisuusjätevedenpuhdistamot sekä kuormitetut vesistöt | Kartoitettavat aineet: melamiini, 1,4-dioksaani ja Surfynol 104  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.4 |
| SVHC-aineet | - Kartoitetaan menetelmiä, joilla mahdollisimman monta ainetta voisi analysoida samalla analyysillä  - Selvitettävä aineiden käyttökohteita Suomessa, jotta näytteenoton ja mittaukset voi kohdistaa järkevimmin  - Kartoitus: kohteet riippuvat aineiden käyttökohteista; yhdyskunta- ja/tai teollisuusjätevedenpuhdistamot sekä kuormitetut vesistöt  - Luotettavien pintavesien PNEC-arvojen etsiminen kirjallisuudesta | Kartoitettavat aineet: booriyhdisteet, N.N-dimetyyliformamidi, terfenyyli, 1-metyyli-2-pyrrolidoni (NMP), 4-tert-butyylifenoli, dinosebi ja dekametyylisyklopentasiloksaani (D5)  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.5 |

## Toisen trofiatason lisääminen haitallisten aineiden seurantaan – pilottitutkimus

**Ville Junttila**

### 8.3.1 Tausta

Erityyppiset haitalliset ja vaaralliset aineet kertyvät eriävissä määrin eri kalalajeihin, mikä pääasiassa johtuu eroista aineiden ominaisuuksissa sekä eroista kalojen ravinnonhankinnassa, aineenvaihdunnassa ja elinympäristöissä. Tämän takia saman vesimuodostuman eri kalalajeissa voidaan havaita eri tasoisia haitta-ainepitoisuuksia sekä myös eri suuntaisia pitoisuustrendejä. Eroja pitoisuustasoissa saman alueen eri kalalajien välillä on todettu esimerkiksi elohopealla (Dusek ym. 2005, Mazzoni ym. 2020), PCB-yhdisteillä (Mazzoni ym. 2020), PBDE-yhdisteillä (Hajalová 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 ammatillista 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 ympäristönlaatunormin tai olevan lähellä sitä.

Tämän takia esitämme tutkimusta, jossa selvitetään haitta-aineiden pitoisuustasoja ahvenissa ja toisessa mahdollisimman korkean trofiatason kalalajissa, esimerkiksi hauissa. Tutkimuksen tulisi kohdistua vesimuodostumiin, joihin kohdistuu runsasta haitta-ainekuormitusta esim. yhdyskuntajätevesien ja hulevesien välityksellä.

Tutkimuksen avulla voitaisiin yhdistää vesien- ja/tai merenhoidon ja elintarviketurvallisuuden kannalta tehtävää seurantaa. 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 litoraalissa voivat olla simpukoita ja pelagiaalissa eläinplanktonia. Tutkimus tulisi tehdä yhteistyössä Helsingin yliopiston ja Jyväskylän yliopiston kanssa, koska niillä on kokemusta tällaisten tutkimusten suorittamisesta.

### 8.3.2 Ehdotus

Esitämme tutkimusta, jossa selvitetään eri kalalajien haitta-aineiden pitoisuustasoja ja trofiatason vaikutusta havaittuihin pitoisuustasoihin. Tutkimuksen tulisi ensiksi kohdistua vesimuodostumiin, joihin kohdistuu runsasta haitta-ainekuormitusta.

## Kansallisten haitallisten aineiden siirtäminen ekologisen tilan luokittelusta kemiallisen tilan kriteereihin

**Jukka Mehtonen**

### 8.4.1 Tausta

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 indikaattorieliöryhmiä (pohjaeläimet, kasviplankton, makrofyytit jne.) joiden 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 loogisempaa, että kansallisia haitallisia kemikaaleja arvioitaisiin EU:n prioriteettiaineiden tapaan osana kemiallista tilaa. Sen sijaan orgaanista ainesta kuvaavat muuttujat (KHK, BHK) ja rehevöitymistä kuvaavat muuttujat tulee olla osana ekologisen tilan kriteerejä.

Parhaillaan käynnissä olevassa EU:n vesienhoidon prioriteettiaineiden tarkistustyön sidosryhmäkeskustelujen taustapaperissa on tuotu esiin mahdollisuus siirtää myös kansalliset haitalliset aineet osaksi kemiallisen tilan arviota (Wood 2022; Thematic area ”Improve risk assessment and the translation into risk management” - Policy Option 8).

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-tasolla VPD:hen, koska maat eivät voi sitä kansallisesti päättää.

### 8.4.2 Ehdotus

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 (COM (2022) 540).

# Yhteenveto ehdotuksista

Tämä suunnitelma muutosehdotuksista vaarallisten aineiden asetukseen (1022/2006) perustuu ympäristöhallinnon ja muun hallinnon rekistereissä oleviin kemikaalien käyttö-, päästö- ja ympäristöpitoisuustietoihin sekä kartoituksista ja tutkimuksista saatuun tietoon. Ainekohtaisten lisäys- ja poistoehdotusten lisäksi ehdotetaan mm. muutoksia EU:n direktiivien (2000/60/EY, 2008/105/EY ja 2013/39/EU) kansallisiin tulkintoihin kuten metallien taustapitoisuuksien huomioimiseen.

## Muutosehdotukset asetukseen (1022/2006)

Alla on esitetty tiivistetysti luvuissa 4 ja 5 ehdotetut kansallisia haitallisia aineita koskevat muutokset vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetukseen 1022/2006.

**Nykyiset kansalliset haitalliset aineet – ehdotukset poistettaviksi ja jätettäviksi aineiksi**

Nykyisistä kansallisista haitallisista aineista (asetuksen 1022/2006 liitteen 1D yhdisteet) ehdotetaan jätettäväksi 2 yhdistettä tarkistetuilla EQS-arvoilla ja lisäksi liitteestä 1D ehdotetaan poistettavaksi 13 yhdistettä (Taulukko 51). Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 4.

Taulukko 51. Yhdisteet, jotka ehdotetaan jätettäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D sekä yhdisteet, jotka ehdotetaan poistettavaksi liitteestä 1D.

|  |  |
| --- | --- |
| Yhdiste / CAS | Lisätietoa |
| Liitteeseen 1D jätettävät aineet |  |
| Bentsotiatsoli-2-tioli (MBeT) / 149-30-4 | Teollisuuskemikaali, ehdotetaan seuraavia EQS-arvoja:  \* vuosikeskiarvon ympäristönlaatunormiksi (AA-EQS) sisämaan pintavesille 0,8 µg/l ja merivedelle 0,08 µg/l  \* hetkellisen pitoisuuden ympäristönlaatunormiksi (MAC-EQS) sisämaan pintavesille 2,5 µg/l ja merivedelle 0,25 µg/l  Lisätietoa löytyy luvusta 4.1.5 |
| MCPA / 94-74-6 | Kasvinsuojeluaine, 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.  Lisätietoa löytyy luvusta 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 löytyy luvusta 4.1.1 |
| Dibutyyliftalaatti (DBP) / 84-74-2 ja bentsyylibutyyliftalaatti (BBP) / 85-68-7 | Teollisuuskemikaaleja, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.2 |
| Resorsinoli / 108-46-3 | Teollisuuskemikaali, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.3 |
| TCMTB / 21564-17-0 | Teollisuuskemikaali, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.4 |
| Bronopoli / 52-51-7 | Teollisuuskemikaali, lisätietoa löytyy luvusta 4.1.6 |
| Dimetoaatti / 60-51-5 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.1 |
| Mankotsebi / 8018-01-7 (ja sen hajoamistuote etyleenitiourea) | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.2 |
| Prokloratsi / 67747-09-5 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.3 |
| Metamitroni / 41394-05-2 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.5 |
| Tribenuroni-metyyli / 101200-48-0 | Kasvinsuojeluaine, lisätietoa löytyy luvusta 4.2.6 |

**Ehdotus uusiksi kansallisiksi haitallisiksi aineiksi**

Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D ehdotetaan lisättäväksi 12 yhdistettä / aineryhmää ja niille ympäristönlaatunormit. Ehdotetut aineet ovat PFAS-aineet (∑PFAS24), lääkeaineet diklofenaakki ja ibuprofeeni, hormonit 17a-etinyyliestradioli (EE2) ja estroni (E1), metallit hopea (Ag), sinkki (Zn) ja kupari (Cu), sulfaatti sekä torjunta-aineet glyfosaatti, florasulami ja tritosulfuroni-metyyli.

AA-EQS-arvo sisävedelle on ehdotettu kaikille ehdotetuille aineille. Ehdotus sulfaatin AA-EQS-arvoksi sisävesille on saatavilla vuoden 2022 loppuun mennessä, mutta sen taso tulee olemaan noin 100 mg/l. Samaa arvoa voitaisiin soveltaa myös rannikon jokisuistoissa. AA-EQS- ja MAC-EQS-arvoa merivedelle sekä MAC-EQS-arvoa sisävedelle ei ollut mahdollista ehdottaa kaikille yhdisteille. Ehdotetut ympäristönlaatunormit perustuvat PFASeja lukuun ottamatta osalta vesieliöstön suojeluun (Taulukko 52).

Komission on antanut 26.10.2022 ehdotuksen uusiksi EU:n pintavesien prioriteettiaineiksi ja se sisältää useita samoja aineita kuin tässä kuultavaksi laitetussa kansallisten aineiden ehdotuksessa. Ehdotus sisältää mm. useita kasvinsuojeluaineita (mm. pyretroideja, neonikotinoideja, glyfosaatti) ja lääkeaineita (mm. makrolidi-antibiootteja, ibuprofeeni, diklofenaakki), PFAS-aineita sekä hopea. Ehdotusta tulee tarkastella uudelleen sen perusteella, mitä EU-tasolla mahdollisesti näistä aineista päätetään. 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 ympäristönlaatunormi.

Ympäristönlaatunormit ehdotetaan annettavaksi valtakunnallisesti eli kaikkia Suomen vesienhoitoalueita koskeviksi (mukaan lukien Ahvenanmaa), mutta VPD:n mukaisen kuormitusinventaarion yhteydessä tulee arvioida aineen merkittävyys VHA-kohtaisesti. Torjunta-aineiden osalta on tässä ehdotuksessa esitetty VHA-kohtaisia EQS-arvoja niille vesienhoitoalueille, joilla ko. torjunta-ainetta käytetään. Seurantavelvoite tulee olla vain niillä vesienhoitoalueilla, joilla aine todetaan VPD:n kuormitusinventaarion kriteerien perusteella merkitykselliseksi. EQS-arvot tukevat riskiarviointia kaikilla vesienhoitoalueilla. Lisäksi seuranta on tarpeen siinä tapauksessa, jos seurantatietoa ei ole tarpeeksi merkityksellisyyden arvioimiseksi.

Taulukko 52. Yhdisteet, joita ehdotetaan lisättäväksi vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun Valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) liitteeseen 1D.

|  |  |
| --- | --- |
| Yhdiste / CAS | Ehdotus (suluissa suojelukohde, johon EQS-arvo perustuu) |
| PFAS-yhdisteet / aineryhmä; 24 yhdistettä | Yhdisteet, jotka on listattu taulukossa 15, ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos niitä ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineiksi:  \* EQS kala sisä- ja rannikkovedet (ihmisterveys): 0,08 µg/kg tp., 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina,  \* AA-EQS sisämaan pintavesi (ihmisterveys): 4,4 ng/l, 24 yhdistettä PFOA-ekvivalentteina.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.1.2 |
| Diklofenaakki / 15307-86-5 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,0054 µg/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,004 µg/l,  \* MAC-EQS sisävedet (vesieliöt) 250 µg/l,  \* MAC-EQS merivedet (vesieliöt) 29 µg/l.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.2 |
| Ibuprofeeni / 15687-27-1 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,064 µg/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,022 µg/l,  \* MAC-EQS -arvoa sisävesille ja merivedelle ei ehdoteta  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.4 |
| 17a-etinyyliestradioli (EE2) / 57-63-6 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,017 ng/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,0016 ng/l,  \* MAC-EQS -arvoa sisävesille ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.10 |
| Estroni (E1) / 53-16-7 | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,36 ng/l,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 0,018 ng/l,  \* MAC-EQS -arvoa sisävesille ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.2.13 |
| Hopea (Ag) / alkuainehopea 7440-22-4, lisäksi useita hopeayhdisteitä | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla, jos ainetta ei vahvisteta EU:n prioriteettiaineeksi:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,01 µg/l liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta arviossa huomioon,  \* MAC-EQS sisävedet (vesieliöt) 0,02 µg/l liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta arviossa huomioon,  \* AA-EQS arvoa ja MAC-EQS arvoa merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.2 |
| Sinkki (Zn) / alkuainesinkki 7440-66-6, lisäksi useita sinkkiyhdisteitä | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt) 14,4 µg/l biosaatava pitoisuus, taustaa ei oteta arviossa huomioon,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 7,2 µg/l liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta arviossa huomioon,  \* MAC-EQS arvoa sisävedelle ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.3 |
| Kupari (Cu) / alkuainekupari 7440-50-8, lisäksi useita kupariyhdisteitä | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet 1,1 µg/l (vesieliöt) biosaatava pitoisuus, taustaa ei oteta arviossa huomioon,  \* AA-EQS merivedet (vesieliöt) 2,6 µg/l liukoinen pitoisuus, taustaa ei oteta arviossa huomioon,  \* MAC-EQS arvoa sisävedelle ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.4 |
| Sulfaatti | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt): ehdotus on saatavilla vuoden 2022 loppuun mennessä, mutta se tullee olemaan noin 100 mg/l -pitoisuustason paikkeilla. Samaa arvoa voi soveltaa myös rannikon jokisuistoissa.  \* AA-EQS – arvoa merivedelle ja MAC-EQS -arvoa sisä- ja merivedelle ei ehdoteta.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.3.6 |
| Glyfosaatti | Ehdotetaan liitteeseen 1D, mutta EQS arvoja tulee tarkastella uudestaan sen jälkeen, kun sen osalta kasvinsuojeluaine-rekisteröintiprosessi ja EU:n prioriteettiainelistan tarkistus ja aineen riskinarviointi ovat valmistuneet.  Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |
| florasulaami (ympäristöhallinnon tietojärjestelmissä nimellä florasulami) | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt): 0,005 µg/l  \* AA-EQS rannikkovedet (vesieliöt): 0,0005 µg/l  \*MAC-EQS sisävesillä: 0,12 µg/l  \*MAC-EQS rannikkovesillä: 0,024  Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |
| Tritosulfuroni | Ehdotetaan liitteeseen 1D seuraavilla EQS-arvoilla:  \* AA-EQS sisävedet (vesieliöt): 0,75 µg/l  \* AA-EQS rannikkovedet (vesieliöt): 0,075 µg/l  \*MAC-EQS sisävesillä: 4,8 µg/l  \*MAC-EQS rannikkovesillä: 0,48 µg/l  Lisätietoa löytyy luvusta 5.4 |

## 9.2 Ehdotuksia EU:n prioriteettiaineiden laatunormien kansallisen tulkinnan tarkistamiseksi

Alla on esitetty tiivistetysti luvussa 6 ehdotettuja muutoksia EU:n prioriteettiaineiden laatunormien kansalliseen tulkintaan.

**Elohopean kala-EQS:n ja vedestä mitattavien metallien EQS:ien taustapitoisuuksista luopuminen**

Poistetaan asetuksen taulukosta elohopean taustapitoisuudet kalassa. Jäljelle jää vain direktiivin mukainen biotan EQS. Poistetaan asetuksen taulukosta kadmiumin, nikkelin ja lyijyn taustapitoisuudet. Jäljelle jää vain niiden direktiivin 2013/39/EU mukaiset AA-EQS:t. Tästä johtuen asetuksen Liitteen 1C2 taulukon alaviitteen 3 ”taustapitoisuustaulukko” ehdotetaan poistettavan tarpeettomana. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 6.1 ja 6.2.

**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.

**Tributyylitinayhdisteet – sedimentin EQS:n lisäys**

TBT:lle esitettään otettavaksi käyttöön ja lisättäväksi valtioneuvoston asetukseen 1022/2006 JRC:n ympäristönlaatunormiesityksen mukaiset kansalliset sedimentin EQS-arvot (sisävedet 0,3 µg/kg kp., normalisoituna 5 % OC ja merivedet 1,6 µg/kg kp., normalisoituna 5 % OC). Ehdotetut sedimentin EQS-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.

Lisäksi esitetään toteutettavaksi TBT-kuormitettujen vesistöjen sedimenttejä koskeva kartoitus, jolla selvitetään TBT:n pitoisuustasoja eri sedimenttisyvyyksissä, jotta saadaan tietoa miten paljon TBT:n pitoisuudet ympäristössä ovat muuttuneet niille asetettujen rajoitusten myötä ja minkä suuruisia pintasedimenttien TBT-pitoisuudet nykyään ovat. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 6.4.

**PFOS:in sisämaan pintaveden AA-EQS:n lisäys**

Ehdotetaan asetettavaksi direktiivin 2013/39/EU mukaisesti PFOS:n sisämaan pintaveden ympäristönlaatunormi 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 PFAS-yhdisteille ja PFOS:lle. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 6.5.

## Muita muutosehdotuksia säädöksiin

Alla on esitetty kehitysehdotuksia, 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 (luku 7.1 ja 7.2) tai vaarallisten aineiden asetusta 1022/2006 (luku 7.3 ja 7.4).

**Ekologisen tilan luokittelukriteerien muuttaminen Liitteen 1D -aineiden osalta asetukseen 1040/2006**

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. 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.

**Enimmäispitoisuuden laatunormin (MAC-EQS) lisääminen luokittelukriteeriksi asetukseen 1040/2006 sekä miten paljon painotetaan uusimpia mittaustuloksia**

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.

**Muita teknisiä muutosehdotuksia asetukseen 1022/2006**

Asetuksen 1022/2006 liitteen 1 kohta B:n taulukon alaviite 1 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 velvoitetarkkailuun, 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.

**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.

Ainakin seuraavalla tavalla voidaan varmistaa Tukesin osallistuminen suunnitelman laadintaan:

* lisätään Tukes asetukseen 1022 / 2006 pykälään 12 suunnitelman toiseksi tekijäksi ja /tai
* YM varmistaa riittävät resurssit Tukesille osallistua suunnitelman tekoon yhdessä SYKEn kanssa

On huomattava, että SYKEn ja Tukesin yhteistyö tässä asiassa on toiminut hyvin jo tähänkin asti. Tukesilla on mahdollisuus vaikuttaa suunnitelman sisältöön viimeistään kuulemisvaiheessa. Mutta lopputulos (suunnitelma) voisi olla vielä parempi, jos Tukes osallistuu suunnitelman valmisteluun alusta lähtien virallisena toimijana. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 7.4.

## 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.

**Kemikaalien yhteisvaikutukset osaksi ympäristöriskinarviointia**

Suomessa olisi syytä valmistautua vaikutusperusteisten biotestien käyttöön vesipuitedirektiivin toimeenpanossa ja valita meille sopivat biotestit ja koota niille mahdolliset kynnysarvot sekä suunnitella monitorointiohjelma kansallisesti tärkeille kuormituskohteilla. Ehdotamme tehtäväksi kansallista kartoitusta, joka koskee yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.1.

**Kansallinen kartoitus ja seuraava asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma**

Ehdotamme järjestettäväksi vuosille 2024–25 pintavesiä koskevaa hyvin kohdistettua kansallista kartoitusta kuormitetuille hot-spot -paikoille taulukossa 50 esitetyille aineille / aineryhmille, joita epäillään kansallisiksi aineiksi, mutta joista ei tällä hetkellä ole tarpeeksi tietoa. Lisäksi kartoitukseen ehdotetaan kemikaalien yhteisvaikutusten arviointia biotestien avulla. Kartoituksen tuloksia käytetään hyväksi muun muassa, kun Suomen ympäristökeskus seuraavan kerran laatii suunnitelman liitteen 1 D kohdassa mainitun aineen poistamiseksi luettelosta tai uuden aineen lisäämiseksi aineluetteloon (asetus 1022/2006 12 §). Osa tiedoista on mahdollista saada toiminnanharjoittajien tekemien tarkkailujen avulla. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.2.

**Toisen trofiatason lisääminen haitallisten aineiden seurantaan – pilottitutkimus**

Esitämme toteutettavaksi tutkimus, 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 seurantaa. Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.3.

**Kansallisten haitallisten aineiden siirtäminen ekologisen tilan luokittelusta 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 (COM (2022) 540). Lisätietoa ehdotuksesta löytyy luvusta 8.4.

# Lyhenteitä

|  |  |
| --- | --- |
| **Yhdisteitä** | |
| BaP | Bentso(a)pyreeni |
| BBP | Butyylibentsyyliftalaatti |
| BDE | Bromatut difenyylieetterit |
| CMR- aineet | Syöpää aiheuttavat, perimää vaurioittavat tai lisääntymiselle vaaralliset aineet, Carcinogenic, Mutagenic or substances toxic to Reproduction |
| DBP | Dibutyyliftalaatti |
| DDT | Dikloori-difenyyli-trikloorietaani |
| dekaBDE | Dekabromidifenyylieetteri |
| DEHP | Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti |
| DOC | Dissolved organic carbon; liukoinen orgaaninen hiili |
| ETU | Etyleenitiourea |
|  |  |
| MBeT | Bentsotiatsoli-2-tioli; merkaptobentsotiatsoli |
| MBTS | di(bentsotiatsol-2-yyli)disulfidi; merkaptobentsotiatsoli-disulfidi |
| MCPA | 2-metoksi-4-kloorifenoksietikkahappo |
| MTBE | Metyyli-tert-butyylieetteri |
| OC | Orgaaninen hiili |
| PAH | Polysykliset aromaattiset hiilivedyt |
| PBDE | Polybromatut difenylieetterit |
| PBT-aineet | Hitaasti hajoavat, kudoksiin kertyvät ja myrkylliset aineet |
| PFAS | Perfluoratut alkyyliyhdisteet |
| PFOA | Perfluorioktaanihappo |
| PFOS | Perfluorioktaanisulfonihappo |
| POP | Ympäristössä hitaasti hajoavia, biokertyviä or gaanisia yhdisteitä, Persistent organic pollutants |
| PPCP-aine  PVC | Lääkkeiden tai hygieniatuotteiden sisältämä aine  Polyvinyylikloridi |
| SCCP | Lyhytketjuiset klooratut parafiinit tai klooratut alkaanit C10 –13 |
| TBT | Tributyylitina |
| TCMTB | (bentsotiatsoli-2-yylitio)metyylisyanaatti |
| VOC | Haihtuvat orgaaniset yhdisteet |
| vPvB- aineet | Erittäin hitaasti hajoavat ja erittäin voimakkaasti kudoksiin kertyvät aineet |

|  |  |
| --- | --- |
| **Lainsäädäntö ja kansainväliset sopimukset** | |
| E-PRTR | Euroopan päästö- ja siirtorekisteri |
| REACH | Kemikaalien rekisteröintiä, arviointia, rajoituksia ja lupamenettelyä koskeva EU:n asetus, Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals |
| VPD | Vesipolitiikan puitedirektiivi |
| YVA | Ympäristövaikutusten arviointimenettely |

|  |  |
| --- | --- |
| **Muita lyhenteitä** | |
| AA | Annual average |
| AA-EQS | Vuoden keskiarvopitoisuuden ympäristönlaatunormi |
| AF | Riskinarvioinnissa käytetty arviointikerroin |
| AVI | Aluehallintovirasto |
| BLM | Biotic ligand model |
| CAS- nro | Kansainvälinen kemiallisten aineiden ja eräiden seosten rekisterinumero, Chemical Abstract Services Registry number |
| Mr | Määritysraja |
| EIPPCB | Euroopan IPPC-toimisto, European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau |
| ELY- keskus | Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus |
| EQS | Environmental Quality Standard, ympäristön- laatunormi |
| HELCOM | Itämeren merellisen ympäristön suojelukomissio, Helsingin komissio |
| HERTTA | Ympäristötiedon hallintajärjestelmä |
| ISO | Kansainvälinen standardisoimisjärjestö |
| KERTY- rekisteri | Kertymärekisteri, HERTTA-tietojärjestelmän osa, johon kerätään tietoa sedimenttiin, eliöstöön ym. kertyvistä haitallisista aineista |
| KETU | Tukesin ylläpitämä kemikaalien kansallinen tuoterekisteri |
| Kp | Kuivapaino |
| MaaMet | Maa- ja metsätalouden hajakuormituksen seuranta (pinta- ja pohjavedet) |
| MAC | Suurin sallittu pitoisuus, Maximum allowable concentration |
| MAC-EQS | Hetkellisen pitoisuuden ympäristönlaatunormi |
| LMS-menetelmä | Biologisia vaikutuksia kuvaava menetelmä, joka mittaa lysosomikalvon stabiilisuutta (Lysosome membrane stability) |
| NOEC | No observed effect concentration |
| OECD | Taloudellisen yhteistyön ja kehityksen järjestö, Organisation for Economic Cooperation and Development |
| PNEC | Ympäristössä haitattomaksi arvioitu pitoisuus, Predicted No Effect Concentration |
| RQ | Riskisuhde, Risk Quotient |
| SYKE | Suomen ympäristökeskus |
| Tp | Tuorepaino |
| Tukes | Turvallisuus- ja kemikaalivirasto |
| UNECE | YK:n Euroopan talouskomissio |
| VESLA | Pintavesien tilan tietojärjestelmän vedenlaatuosio, SYKEn ylläpitämä |
| YLVA | Ympäristönsuojelun valvonnan sähköinen  asiointijärjestelmä, korvannut VAHTI-rekisterin |

# Lähteet

Aaltonen E-K. 2011. Haitallisten aineiden kartoitus Kokkolan, Pietarsaaren ja Vaasan jätevedenpuhdistamoilla vuosina 2009 ja 2010. Pohjanmaan vesi ja ympäristö ry. 13 s. + liitteet.

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).

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: 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. Project COHIBA report. 16 s. + liitteet. [WP4 BACKGROUND PAPER - Cohiba (yumpu.com)](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. [Major Sources and Flows of the Baltic Sea Action Plan ... - Cohiba (yumpu.com)](https://www.yumpu.com/en/document/view/38681764/major-sources-and-flows-of-the-baltic-sea-action-plan-cohiba)

Andersson M. & Kreuger J. 2011. "Preliminära riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten, beräkning av riktvärden för 64 växtskyddsmedel som saknar svenskt riktvärde", Teknisk Rapport. Uppsala. Institutionen för mark och miljö, SLU.

Andersson M., Graaf S. & Kreuger J. 2009. Beräkning av temporära riktvärden för 12 växtskyddsmedel i ytvatten", Teknisk Rapport. Uppsala. Institutionen för mark och miljö, SLU.

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. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3101-y>

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).

Asp J. & Kreuger J. 2005. Riskvärdering av bekämpningsmedel i ytvatten. Utveckling och utvärdering av indikatorer baserade på riktvärden och miljöövervakningsdata", Ekohydrologi 88. Uppsala. Institutionen för mark och miljö, SLU.

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 Research 220: 118654, 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.

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. Environmental Toxicology and Chemistry. 40(3):859–870.

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. Europe 31 (1). https://doi.org/10.1186/ s12302-019-0192-2.

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.

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. Environmental Science and Technology 47(1): p.342–348

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. [Investors should be wary: Persistent chemicals are more than just PFAS – ChemSec](https://chemsec.org/investors-should-be-wary-persistent-chemicals-are-more-than-just-pfas/)

COM (2022) 540 final. Commission Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. European Commission. Brussels, 26.10.2022.

Daughton C. G. 2014. The Matthew Effect and widely prescribed pharmaceuticals lacking environmental monitoring: Case study of an exposure-assessment vulnerability. Sci. Total Environ., 2014, 466–467, 315–325.

Di Lorenzo T., Cartano-Sánchez A., Darío Di Marzio W., García-Doncel P., Nozal Martínez L., Galassi D. M. P. & Iepure 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 fishin the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991–1996. Ecotoxicology and Environmental Safety 61(2005):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 on Dibutyl phthalate. Final report 2003 with addendum 2004. European Union Risk Assessment report 29. 139 s. European Commission.

EC 2003b. European Union Risk Assessment Report: 4,4’-Isopropylenediphenol (bisphenol-A). 3rd Priority List, Volume 37. European Commission Joint Research Centre, EUR 20843 EN.

EC 2005. Tributyltin compounds (TBT-ion), Priority Substance No. 30. Environmental Quality Standard (EQS): Substance Data Sheet. Final version of 15.1.2005.

EC 2007. European Union Risk Assessment on Benzyl Butyl Phthalate. Final Report 2007. European Union Risk Assessment report 76. 261 s. European Commission.

EC 2010a. Bisphenol A Dossier final revised 22 April 2010. WFD Substance Fact Sheet. Project lead by DG ENV of the European Commission, conducted by INERIS and IOW under contract no 07010401/2008/508122/ATA/D2

EC 2010b. Updated European Union Risk Assessment Report: 4,4’isopropylidenediphenyl (Bisphenol A). Environment Addendum of April 2008. European Commission Joint Research Centre, JRC 59980.

EC 2010c. Zn: European Risk Assessment Report. Zinc metal, CAS 7440-66-6, EINECS no. 231-175-3. JRC Scientific and Technical Reports, JRC 61245, EUR 24587 EN - 2010, ISBN 978-92-79-17540-4.

EC 2014. Technical Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring (the Implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive.

EC 2014. Technical report on aquatic effect-based monitoring tools. Technical Report – 2014 – 077.

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. 40 s.

EC 2015. Zinc-DRAFT-JRC-2015\_v3\_DM\_RL2. 15/07/2015.

EC 2015b. Commission Implementing Decision (EU) 2015/495 of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council.

EC 2018. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27. Updated version 2018.

EC 2018b. Commission Implementing Decision (EU) 2018/840 of 5 June 2018 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council and repealing Commission Implementing Decision (EU) 2015/495.

EC 2019a. SWD(2019) 439; Commission Staff Working Document. Fitness Check of WFD, Groundwater Directive, EQS Directive and Floods Directive.

EC 2019b. 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.

EC 2020. 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.

EC 2020b. Commission Implementing Decision (EU) 2020/1161 of 4 August 2020 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council.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. [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. Toistaiseksi 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. Group Regulatory Strategy report - Bisphenols. Version 1.0. 16 Dec 2021. [1bd5525c-432c-495d-9dab-d7806bf34312 (europa.eu)](https://echa.europa.eu/documents/10162/3448017/GMT_109_Bisphenols_Report_public_23502_en.pdf/1bd5525c-432c-495d-9dab-d7806bf34312?t=1647590013566)

ECHA 2021b. - Transparent progress in addressing substances of concern - Integrated Regulatory Strategy Annual Report 2021. April 2021. European Chemicals Agency.

ECHA 2022a. Faster action on groups of harmful chemicals - Integrated Regulatory Strategy Annual Report 2022. June 2022. European Chemicals Agency.

ECHA 2022b. Zinc Registration Dossier. <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/16146>. (vierailtu 18.8.2022).

EEA 2018. Chemicals in European waters - Knowledge developments. EEA report No 18/2018. EEA, Copenhagen.

EEA 2019. The European environment – state and outlook 2020. EEA, Copenhagen.

EEA 2020. EEA Signals 2020: Towards zero pollution in Europe. EEA, Copenhagen.

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., Kõrgma V., Junttila V. & Leisk Ü. 2020. Pharmaceuticals in the Baltic Sea Region – emissions, consumption and environmental risks. Report no. 2020:28, 341 p. Länsstyrelsen Östergötland. Available at: [www.lansstyrelsen.se/4.f2dbbcc175974692d268b9.html](http://www.lansstyrelsen.se/4.f2dbbcc175974692d268b9.html)

Ekholm P., Lehtoranta J., Taka M., Sallantaus T. & Riihimäki J. 2020. Diffuse sources dominate the sulfate load into Finnish surface waters. *Science of the Total Environment* **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 Council 2009. Council conclusions on combination effects of chemicals, 2988th Environment Council meeting Brussels, 22 December 2009. <https://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/en/envir/112043.pdf>https://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms\_data/docs/pressdata/en/envir/112043.pdfhttps://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms\_data/docs/pressdata/en/envir/112043.pdfhttps://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms\_data/docs/pressdata/en/envir/112043.pdf

EP (European Parliament) 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 (European Parliament) 2019. European Parliament resolution of 18 April 2019 on a comprehensive European Union framework on endocrine disruptors (2019/2683(RSP).

EP (European Parliament) 2020. European Parliament resolution of 10 July 2020 on the Chemicals Strategy for Sustainability ([2020/2531(RSP)](https://oeil.secure.europarl.europa.eu/oeil/popups/ficheprocedure.do?lang=en&reference=2020/2531(RSP)).

ESAVI 2018. Päätös Nro 61/2018/1. Kauttuan paperitehtaan ympäristöluvan lupamääräyksen 2 mukainen suunnitelma, Eura. Etelä-Suomen aluehallintovirasto. Annettu julkipanon jälkeen 27.4.2018.

Escher B.I., Aїt-Aїssa 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.

EU 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.

Eurola 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

Faust M., Backhaus T., Altenburger R. *et al.* 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 (2019). https://doi.org/10.1186/s12302-019-0239-4

Fimea & Kela 2021. Suomen lääketilasto 2020. 288 s. ISSN 2490-0109

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>

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, doi:10.2760/194067, JRC121346.

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.

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. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.06.030

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., 2014, 48, 3100–3111.

HAV (Havs- och vattenmyndigheten, Ruotsi) 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25. Ruotsin meri- ja vesiviranomaisten päätös 10.12.2019. [www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html](http://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html)

HBM4EU 2019. Bisfenolit: Tietopaketti. HBM4EU-projekti. HORISONTTI 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](https://www.canada.ca/en/health-canada/programs/consultation-mcpa-drinking-water/document.html)

Högmander 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>

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. Luonnosversio 27.7.2021. Joint Research Centre.

JRC 2021b. 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 2021c. Diclofenac - Final Draft EQS DATASHEET. Draft-JRC-2021, prepared under revision of WFD priority substance list. Joint Research Centre. 89 s.

JRC 2021d. 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. Environmental Quality Standards (EQS) Substance data sheet. Tributyltin compounds (TBT-ion). Draft 23.5.2022. Joint Research Centre.

JRC 2022c. 5-6 Rings Polyaromatic Hydrocarbons (PAH) EQS Dossier, prepared under revision of WFD priority substance list. Draft 21.5.2022. Joint Research Centre. 73 s.

Kangas A. (toim.) 2018. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen – Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018. 169 s.

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/anvandning-av-vaxtskyddsmedel/riktvarden-for-ytvatten

Kemikaalituoterekisteri (KETU-rekisteri), KemiDigi: [www.kemidigi.fi/kemikaalihaku](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.

KOM (2019) 128, lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle ja Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle: Euroopan unionin strateginen lähestymistapa ympäristössä oleviin lääkeaineisiin. [Komission asiakirjarekisteri - COM(2019)128 (europa.eu)](https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=COM(2019)128&lang=fi)

KOM (2019) 640, lopullinen. Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, Eurooppa-neuvostolle, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle – Euroopan vihreän kehityksen ohjelma. [Komission asiakirjarekisteri - COM(2019)640 (europa.eu)](https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=COM(2019)640&lang=fi)

KOM (2020) 204, lopullinen. Komission kertomus Euroopan parlamentille ja neuvostolle [jäsenvaltioiden kokemuksista niiden kansallisissa toimintasuunnitelmissa asetettujen kansallisten tavoitteiden täytäntöönpanossa ja torjunta-aineiden kestävää käyttöä koskevan direktiivin täytäntöönpanon edistymisestä](https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=COM(2020)204&lang=fi). [Komission asiakirjarekisteri - COM(2020)204 (europa.eu)](https://ec.europa.eu/transparency/documents-register/detail?ref=COM(2020)204&lang=fi)

Kontiokari, 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. [Tällainen on Suomen ensimmäinen hopeakaivos – kolminkertaistaa koko maan hopeantuotannon | Yle Uutiset](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. Environmental Science & 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., Ekebom 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).

Laitinen J. & Malila R. 2020. Rakennuksissa käytettävien putkimateriaalien arviointi – Hiilijalanjälki sekä haitallisten aineiden terveys- ja ympäristövaikutukset. SYKEn raportteja 41 / 2020. 31 s.

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. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242.

Lindholm-Lehto P.C., Ahkola H.S.J., Knuutinen J.S., & Herve S.H. 2016a. Environmental Science and Pollution Research 23(8): p.7985–7997

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., 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

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. 177s.

Maa- ja metsätalousministeriö & ympäristöministeriö. 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2011. 26 s.

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 . A. <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., Paukku R., Piha H., Rantakokko P., Sainio P. & Welling L. 2011. Vesiympäristölle haitallisten teollisuus- ja kuluttaja-aineiden kartoitus vesiympäristössä. Suomen ympäristö 3/2011. 97 s.

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/http://dx.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. 2022. 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.

Meek M.E., Boobis A.R., Crofton K.M., Heinemeyer G., van Raaij M. & Vickers C. 2011. Riskassessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework. Reg. Toxicol. Pharmacol. 60 S1–S14 https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21466831/

Mehtonen J., Holmberg M., Räike A., Siimes K., Vähä E., Vuorenmaa J. & Lautala K. 2018. VPD:n vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden (12 uutta EU-prioriteettiainetta) kuormitusinventaario. <https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesiensuojelu/Vesienhoidon_suunnittelu_ja_yhteistyo/Suunnitteluopas/Vesiymparistolle_vaarallisten_ja_haitall(48680)>

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 kuormitusinventaario II - tietoa vesienhoidon suunnitteluun vuosille 2022 – 2027. <https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesiensuojelu/Vesienhoidon_suunnittelu_ja_yhteistyo/Suunnitteluopas/Vesiymparistolle_vaarallisten_ja_haitall(48680)>

Mehtonen J., Verta M. & Munne P., 2012. WP4 Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. Project COHIBA report. 409 s.

Merrington G., Peters A. Wilson, I. *et al.* 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 kestävän käytön kansallinen toimintaohjelma. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 4/2011. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-453-648-6> . (valtioneuvoston pysyvä linkki, katsottu 6.10.2022)

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. Science of The Total Environment 755 (1): 142827, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142827.

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>

MST 2021. Fastsættelse 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.

Nakari T., Schultz E., Munne P., Sainio P. & Perkola N. 2012. Haitallisten aineiden pitoisuudet puhdistetuissa jätevesissä ja jätevesien toksisuus. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2012. 44 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=409494&lan=fi>

Naturvårdsverket 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799. Saatavilla: <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1631949/FULLTEXT01.pdf> (katsottu 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).

Neumann M. & Schliebner I. 2017a. Protecting the sources of our drinking water: A proposal for implementing criteria and an assessment procedure to identify Persistent, Mobile and Toxic (PM or PMT) substances registered under REACH. German Environmental Agency (UBA).

Neumann M. & Schliebner I. 2017b. Protecting the sources of our drinking water - A revised proposal for implementing criteria and an assessment procedure to identify Persistent, Mobile and Toxic (PMT) and very Persistent, very Mobile (vPvM) substances registered under REACH. German Environmental Agency (UBA).

Neumann M. (2021). A brief history of the PMT/vPvM criteria – presentation 25.3.2021 in 3rd PMT Workshop: Getting control of PMT and vPvM substances under REACH. <https://www.umweltbundesamt.de/en/the-third-pmt-workshop-2021>

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>

Orias F. & Perrodin Y. 2013. Science of the Total Environment Characterisation of the ecotoxicity of hospital ef fl uents : A review 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 mikrobit Kokemäenjoen vesistössä. Ympäristö ja terveys 2015; 46(3): 50–55

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> (katsottu 19-10.2022).

Peters A. 2022. Henkilökohtainen tiedonanto 13.4.2022, WCA Environment Ltd.

Peters A., Wilson I., Merrington G. *et al.* 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. (2022). ECHA study recommends action against 30 more bisphenols. ENDS Europe News 7.4.2022.

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., Quin-tana J. B. & de Voogt P. (2016). Mind the Gap: Persistent and Mobile Organic Com-pounds - 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. Environmental Health Perspectives: Vol. 123, 7, 2015: 643-650.

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. 2022. Long-term trends and variation of acidity, CODMn an 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.

Salonen A. 2020. Boliden Harjavallan tehtaat - Ympäristötietojen vuosiraportti 2020. Boliden Harjavalta. 64 s. + liitteet.

Sanderson H., Fauser P. & Vorkamp K. 2021. Prioritization of emerging contaminants for a Nordic screening study. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Scientific Report No. 446. <http://dce2.au.dk/pub/SR446.pdf>

Sara-Aho T. 2022. Henkilökohtainen tiedonanto 12.9.2022, SYKE.

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), Preliminary 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), Preliminary 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), Preliminary 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), Preliminary Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive – ibuprofen, preliminary version of 21 September 2022

SCHEER 2022g. SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Preliminary Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - Clarithromycin, 6 May 2022

Schlabach M., Bæk K. & Kringstad A. 2021b. Screening of Chlorinated Paraffins, Dechloranes and UV filters in Nordic Countries. NILU report 23/2021.

Schlabach M., Bavel B. v., Bæk K., Dadkhah M.E., Eikenes H., Halse A.K., Nikiforov V., Nizzetto P.B., Reid M., Rostkowski 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.

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. & Mannio J. 2020. Pintavesien kemiallinen tila – Quo vadis? Vesitalous 4/2020: 40–45.

Siimes K., Vähä E., Junttila V., Lehtonen K.K. & Mannio J. (Toim.) 2019. Haitalliset aineet Suomen vesissä. Tilanne ja seurannan suuntaviivat. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 8/2019. [Haitalliset aineet Suomen vesissä: tilanne ja seurannan suuntaviivat (helsinki.fi)](https://helda.helsinki.fi/handle/10138/301460)

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 concentrations of glyphosate-based herbicide factor 540® on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. Chemosphere 192: 133-141. 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.: Processes Impacts, 2016, 18, 1042-1049.

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. vierailtu 7.7.2022.

SYKE 2009. Valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukainen suunnitelma. Pintavesiympäristölle haitallisten ja vaarallisten aineiden tunnistaminen, ympäristönlaatunormit ja kuormituksen vähentäminen. Dnro SYKE-2009-P-94-P2. 9 s.

SYKE 2014. Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetuksen (1022/2006) 12 §:n mukainen suunnitelma. Dnro SYKE-2014-J-279. 43 s.

SYKE 2020. 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 2022. Teollisuuden vesistökuormitus. [www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat\_ja\_tilastot/Vesistojen\_kuormitus\_ja\_luonnon\_huuhtouma/Teollisuuden\_vesistokuormitus](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesistojen_kuormitus_ja_luonnon_huuhtouma/Teollisuuden_vesistokuormitus). Päivitetty 20.12.2021. [viitattu 15.6.2022]

Taka M., Sillanpää N. & Setälä H. 2021. Raskas maankäyttö tuottaa raskasmetalleja kaupunkivesiin? Vesitalous 2/2021: 28-32.

THL 2022. Bisfenoli A. <https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/ymparistomyrkyt/bisfenoli-a>. Terveyden ja hyvinvoinnin laitos. Päivitetty 4.5.2022. [viitattu 20.5.2022]

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., 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.

Tukes 2018a. Kasvinsuojeluaineiden kestävän 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> (katsottu 6.10.2022)

Tukes 2018b. Kasvinsuojeluaineiden kestävän käytön tomintaohjelma 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> (katsottu 6.10.2022).

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.

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. Journal of Hazardous Materials 397: 122655. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122655>

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.

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. http://www. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/39683/SYKEra_12_2010.pdf?sequence=1>

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.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.

Vieno N. & Arjonen M. 2021. Uudet haitalliset aineet suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 70. Suomen Vesilaitosyhdistys ry

Vieno N. 2014. Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla – Hankkeen loppuraportti. Vesihuoltolaitosten kehittämisrahasto. 208 s. + liitteet 1-13.

Vieno, N., 2019. Haitalliset aineet Nenäinniemen jätevedenpuhdistamolla vuonna 2018.

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.

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., Järvistö 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.

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 Research](https://www.researchgate.net/journal/Water-Research-0043-1354) 208 (6): 117848. DOI: [10.1016/j.watres.2021.117848](http://dx.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. Schmallenberg. [Saatavilla: webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do;jsessionid=814016AB00C70F4AB81584DA8A5D5469?id=17](http://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do;jsessionid=814016AB00C70F4AB81584DA8A5D5469?id=17); hyperlink: [Standard (uba.de)](http://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do;jsessionid=814016AB00C70F4AB81584DA8A5D5469?id=17)

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. https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119/-/DCSupplemental.Published

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.

Ympäristöministeriö 2005. Vesiympäristölle haitalliset ja vaaralliset aineet pintavesissä – Ympäristöministeriön työryhmän mietintö”. Ympäristöministeriön monistesarja 159. 202 s.

Ympäristöministeriö 2020. Suomen merenhoitosuunnitelman seurantaohjelmaan vuosille 2020–2026. 47 s.

Ympäristöministeriö 2022. Kansallinen kemikaaliohjelma 2022-2035. [Kansallinen+kemikaaliohjelma+2022-2035.pdf (ym.fi)](https://ym.fi/documents/1410903/42733297/Kansallinen+kemikaaliohjelma+2022-2035.pdf/c56d77c1-4f8e-fc4b-b372-3c781c65a2be/Kansallinen+kemikaaliohjelma+2022-2035.pdf?t=1650538447608). 58 s.

Åström M. & Björklund A. 1995. Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. J. Geochem. Explor. 55 (1-3), 163–170.

Äystö L. & Junttila V. 2022. Screening of pharmaceutical emissions in Finnish municipal wastewater treatment plants. Raporttiluonnos 5.10.2022.

Äystö L., Junttila V., Siimes K. & Perkola N. 2020d. Lääkeaineiden esiintyminen ja riskit Vantaanjoen vesistössä. Dosis 3/2020: 242-258.

Äystö L., Mehtonen J. & Kalevi K., 2014. Kartoitus lääkeaineista yhdyskuntajätevedessä ja pintavedessä (In Finnish). Finnish environmental Institute/Centre for sustainable consumption and production. Final report 8.9.2014

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. 2020c. Lääkeaineiden kuorma jätevedenpuhdistamoille ja niiden primääripäästöt. Vesitalous 1/2020, s. 5–8.

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. Aquatic Toxicology 65: 397-411.

1. [↑](#footnote-ref-2)
2. www.syke.fi/projects/hazbref [↑](#footnote-ref-3)