

# Sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arviointi ja sääntely

Kansainvälisiä käytäntöjä

Jani Häkkinen, Matti Immonen, Ville Junntila,  
Matti Leppänen ja Outi Pyy



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 26 / 2022

# Sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arviointi ja sääntely

Kansainvälisiä käytäntöjä

**Jani Häkkinen, Matti Immonen, Ville Junntila,  
Matti Leppänen ja Outi Pyy**



Suomen ympäristökeskuksen raportteja 26 | 2022  
Suomen ympäristökeskus  
Kulutuksen ja tuotannon keskus

Kirjoittajat: Jani Häkkinen<sup>1)</sup>, Matti Immonen<sup>2)</sup>, Ville Junntila<sup>1)</sup>, Matti Leppänen<sup>1)</sup>, Outi Pyy<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Suomen ympäristökeskus

<sup>2)</sup> Ympäristöministeriö

Vastaava erikoistoimittaja: Ari Nissinen

Julkaisija ja kustantaja: Suomen ympäristökeskus (SYKE)  
Latokartanonkaari 11, 00790 Helsinki, puh. 0295 251 000, syke.fi

Taitto: Outi Pyy ja Pirkko Väänänen  
Kannen kuva: Adobe Stock

Julkaisu on saatavana veloitusetta internetistä: [www.syke.fi/julkaisut](http://www.syke.fi/julkaisut) | [helda.helsinki.fi/syke](http://helda.helsinki.fi/syke)

ISBN 978-952-11-5494-2 (PDF)  
ISSN 1796-1726 (verkkoj.)

Julkaisuvuosi: 2022

## Tiivistelmä

### **Sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arviointi ja sääntely Kansainvälisiä käytäntöjä**

Sedimenttien pilaantuneisuutta arvioidaan eri valtioissa monin eri tavoin ja eri näkökulmista, mutta monessa tapauksessa arvioiden pohjana ovat sedimentille laaditut haitta-ainekohtaiset ohje-, kynnys- tai raja-arvot tai ympäristölaatunormit. Ensimmäiset sedimenttiä koskevat ohje-arvot laadittiin 1980-luvulla ja tämän jälkeen on laadittu monia joko maailmanlaajuisesti käytössä olevia ohje-arvoja tai kansallisia ohje-arvoja. Näiden arvojen merkitys vaihtelee maakohtaisesti ja niitä voidaan käyttää kriteereinä pilaantuneisuutta arvioitaessa, kunnostustoimista päätettäessä tai ne voivat toimia laukaisijana lisätutkimuksille kokonaisvaltaisemmassa riskinarvioinnissa. Myös EU:n prioriteettinaidirektiivi antaa jäsenvaltioille mahdollisuuden muodostaa sedimentin ja/tai eliöstön ympäristölaatu-ohjeita kansallisella tasolla ja soveltaa näitä ympäristölaatu-ohjeita Euroopan yhteisön tasolla vedelle asetettujen ympäristölaatu-ohjeiden sijasta. Muilla Pohjoismailla, kuten Norjalla ja Ruotsilla, on raja-arvoja pilaantuneelle sedimentille.

Suomessa ei ole toistaiseksi ohjeistusta tai raja-arvoja sedimenttien pilaantuneisuuden, ympäristö- ja terveysriskien ja kunnostustarpeen arviointiin. Myös pilaantuneisiin sedimentteihin liittyvä sääntely mm. selvitys- ja puhdistusvelvoitteiden ja vastuiden osalta on puutteellista. Suomen sisävesillä on kuitenkin alueita, joiden sedimenttien haitta-ainepitoisuudet ovat huomattavasti luonnontilaista korkeammalla tasolla, sijaiten pääasiassa joko entisten tai nykyisten teollisuuslaitosten lähellä. Lisäksi merialueilla on jokien suistojen, laivareittien ja satamien lähellä laajoja alueita, joiden sedimenteissä on suurina pitoisuuksia haitta-aineita. Näistä voi aiheutua suoranaista haittaa vesieliöille sellaisenaan tai esimerkiksi ruoppausten yhteydessä ja välillistä haittaa ihmisterveydelle muun muassa kalansyönnin kautta. Suomessa sedimenttien haitta-ainekartoituksia tehdään lähinnä luvanvaraisten ruoppaushankkeiden yhteydessä. Ruoppaus- ja läjitysohje määrittelee sedimenttien läjityskelpoisuuden, muttei ota kantaa niiden pilaantuneisuuteen ja kunnostustarpeeseen.

Pilaantuneiksi todettujen sedimenttien kunnostus voi tapahtua esimerkiksi (i) poistamalla pilaantunut sedimentti ruoppaamalla, (ii) peittämällä, tai (iii) hyödyntämällä luontaista puhdistumista. Luontaisen puhdistumisen on osoitettu olevan merkityksellinen prosessi. Yhtäältä korkeitakin haitta-ainepitoisuuksia sisältävien sedimenttien paikalleen jättäminen saattaa olla ympäristö- ja terveysriskien kannalta perusteltua, mikäli haitta-aineista ei aiheudu merkittävää eliö- tai ihmisaltistusta eivätkä ne kulkeudu/leviä ympäristöön. Toisaalta korkeita haitta-aineita sisältävä sedimentti voi aiheuttaa jatkuvaa altistusta tai toimia jatkuvana haitta-aineiden päästölähteenä ympäröivään veteen.

Edellä mainittujen seikkojen vuoksi sedimenttien pilaantuneisuuden, ympäristö- ja terveysriskien sekä kunnostustarpeen arviointiin olisi välttämätöntä luoda ohjeistusta myös Suomessa. Ohjeistuksella tähdättäisiin yhtenäisiin käytäntöihin ja siihen, että mahdolliset kunnostustoimenpiteet suunnattaisiin tarkoituksenmukaisella tavalla vesiympäristön tilaa merkittävästi heikentäviin kohteisiin.

**Asiasanat:** sedimentit, haitalliset aineet, ympäristölaatu-ohjeet, ohje-arvot, pilaantuneisuuden arviointi, kunnostus, riskinarviointi

## Sammandrag

### Bedömning av föroreningsgraden i sediment och behovet av sanering och reglering Internationell praxis

Föroreningsgraden i sediment bedöms på många olika sätt och ur olika perspektiv i olika länder, men i många fall baseras bedömningarna på skadeämnesspecifika rikt-, tröskel- eller gränsvärden eller miljökvalitetsnormer som utarbetats för sediment. Den första uppsättningen riktvärden för sediment utarbetades på 1980-talet och har sedan dess följts av ett antal antingen globala eller nationella riktvärden. Betydelsen av dessa värden varierar från land till land och kan användas som kriterier för bedömning av föroreningsgraden, beslut om restaureringsåtgärder eller som utlösande faktor för ytterligare forskning i en mer omfattande riskbedömning. EU:s direktiv om prioriterade ämnen ger medlemsstaterna möjlighet att utarbeta miljökvalitetsnormer för sediment och/eller biota på nationell nivå och att tillämpa dessa miljökvalitetsnormer på den Europeiska gemenskapens nivå i stället för miljökvalitetsnormer som fastställts för vatten. Andra nordiska länder såsom Norge och Sverige har gränsvärden för förorenat sediment.

Det finns för närvarande inga riktlinjer eller gränsvärden i Finland för bedömning av föroreningsgraden i sediment, miljö- och hälsorisker och behovet av restaurering. Det råder också brist på reglering när det gäller förorenade sediment, bland annat skyldigheter och ansvar för utredning och sanering. Det finns emellertid områden i Finlands insjöar som innehåller betydligt högre halter av skadliga ämnen i sedimenten än i det naturliga tillståndet, främst i närheten av tidigare eller befintliga industrianläggningar. Dessutom finns det stora havsområden med höga halter av skadliga ämnen i sediment nära mynningar, farleder och hamnar. Dessa kan orsaka direkta skador på vattenlevande organismer eller till exempel i samband med muddring och indirekta skador på människors hälsa bland annat vid konsumtion av fisk. I Finland görs kartläggningar av skadliga ämnen i sediment främst i samband med tillståndspliktiga muddringsprojekt. Muddrings- och deponeringsanvisningarna avgör sedimentens lämplighet för deponering, men tar inte ställning till deras föroreningsgrad och behov av restaurering.

Restaurering av förorenade sediment kan till exempel åstadkommas genom att i) avlägsna det förorenade sedimentet genom muddring, ii) täcka eller iii) använda naturlig rening. Naturlig rening har visat sig vara en relevant process. Å ena sidan kan det vara motiverat att behålla sediment som innehåller även höga halter av skadliga ämnen med hänsyn till miljö- och hälsorisker, förutsatt att de skadliga ämnena inte ger upphov till att organismer eller människor exponeras i en betydande grad och att de inte släpps ut eller sprids i miljön. Å andra sidan kan sediment som innehåller höga halter av skadliga ämnen ge upphov till kontinuerlig exponering eller bli en kontinuerlig källa till utsläpp av skadliga ämnen i det omgivande vattnet.

Mot bakgrund av ovanstående skulle det vara nödvändigt att utarbeta riktlinjer för föroreningsgraden i sediment, miljö- och hälsorisker samt behovet av restaurering även i Finland. Syftet med riktlinjerna är att uppnå en enhetlig praxis och se till att eventuella restaureringsåtgärder inriktas ändamålsenligt på objekt som avsevärt försämrar vattenmiljön.

**Ämnesord:** sediment, skadliga ämnen, miljökvalitetsnormer, riktvärden, bedömning av föroreningsgraden, restaurering, riskbedömning

## Abstract

### **Assessment and regulation of sediment contamination and the need for remediation**

#### **International practices**

In different countries, the contamination of sediments is assessed in number of ways and from various perspectives, but in many cases, these assessments are based on specific guidelines, threshold values, limit values or environmental quality standards for sediment. The first guideline values for sediment assessment were developed in the 1980s, and these have since been followed by a number of international and national guideline values. The significance of these values varies from country to country, and they can be used as criteria for assessing contamination, in connection with decision-making on remediation action or as a basis for further research in more comprehensive risk assessments. The EU's directive on priority substances also allows member states to establish environmental quality standards (EQS) for sediment and/or biota at the national level and to apply these EQSs instead of EQSs for water at the European Community level. Other Nordic countries, such as Norway and Sweden, have threshold values for contaminated sediment.

Currently, there are no guidelines or threshold values in Finland for assessing the contamination of sediments, environmental and health risks or the need for remediation. The regulation regarding contaminated sediments as it relates to, for example, survey and purification obligations and responsibilities, is lacking. However, there are areas in Finland's inland waters where the levels of hazardous substances in sediments are significantly elevated in relation to the natural state, mainly in the vicinity of decommissioned or operational industrial facilities. In addition, there are vast sea areas with high concentrations of hazardous substances in their sediments that are located close to estuaries, shipping routes and ports. These substances can cause direct harm to aquatic organisms on their own or in connection with dredging, and indirect harm to human health, for example through the consumption of fish. In Finland, surveys on sediment contamination are carried out mainly in connection with dredging projects subject to a permit. The instructions on dredging and deposition of dredged material determine the suitability of the sediments for deposition but do not address their level of contamination or the need for remediation.

Contaminated sediments can be remediated, for example, by (i) removing the contaminated sediment by dredging, (ii) capping them or (iii) making use of natural recovery. Natural recovery has been shown to be a meaningful process. On the one hand, leaving sediments containing even high levels of hazardous substances as they are may be justified with regard to the environmental risks and health risks, provided that the hazardous substances do not give rise to significant exposure for organisms or humans and do not spread into the environment. On the other hand, sediments containing high levels of hazardous substances may lead to continuous exposure or act as a source of continuous emission of hazardous substances into the surrounding waters.

Due to the above-mentioned factors, it is necessary to create guidelines for assessing the contamination of sediments, environmental risks and health risks and the need for remediation, also in Finland. The guidelines would be aimed at establishing uniform practices and ensuring that possible remediation measures would be appropriately targeted at sites that significantly degrade the state of the aquatic environment.

**Keywords:** sediments, hazardous substances, environmental quality standards, guideline values, contamination assessment, remediation, risk assessment





## Esipuhe

Suomesta puuttuvat ohjeistus ja viitearvot sedimenttien pilaantuneisuuden, ympäristö- ja terveysriskien sekä kunnostustarpeen arviointiin. Ennen kansallisten linjausten tekemistä ja ohjeistuksen laatimista on tärkeää selvittää, miten eri valtioissa ja Euroopan unionin tasolla asiaa on lähestytty. Tämän vuoksi ympäristöministeriö päätti rahoittaa SEDI-ARVI-projektin kirjallisuuskatsauksen kansainvälisistä käytännöistä sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistamistarpeen arvioinnissa sekä näihin liittyvästä sääntelystä eri valtioissa. Katsauksen perusteella arvioidaan riskiperusteisen sedimenttien arvioinnin tarkoituksenmukaisuutta ja reunaehtoja myös Suomessa sekä tarvetta kehittää pilaantuneisiin sedimentteihin, niiden riskinarviointiin ja -hallintaan liittyvää kansallista ohjeistusta ja lainsäädäntöä.

Selvityksen perusteella suositellaan laadittavaksi kansallinen ohjeistus, jolla tavoitellaan käytäntöjen yhtenäistämisen ohella erityisesti selvitysten ja kunnostustoimien kohdentamista vesiympäristön tilaa merkittävästi heikentäville alueille.

Selvityksen toteuttivat Suomen ympäristökeskuksen tutkijoista ja asiantuntijoista sekä ympäristöministeriön harjoittelijasta koostunut tiimi, johon kuuluivat Jani Häkkinen, Matti Immonen (ym), Ville Junttila, Matti Leppänen ja Outi Pyy. Hankkeen valvojan toimi Nina Lehtosalo ympäristöministeriöstä. Kirjoittajat haluavat kiittää erityisesti raportin oikolukemisesta Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintoviraston Satu Jaakkosta.

Helsingissä 4. heinäkuuta 2022

Raportin kirjoittajat

# Sisällys

Tiivistelmä .....	3
Sammandrag .....	4
Abstract.....	5
Esipuhe.....	7
<b>1 Johdanto .....</b>	<b>11</b>
<b>2 Suomen sedimenteissä esiintyviä haitta-aineita .....</b>	<b>13</b>
2.1 Yleistä .....	13
2.2 Sisävesien pilaantuneet sedimentit .....	13
2.3 Itämeren tilanne .....	14
<b>3 Paikallaan oleviin sedimentteihin liittyvä lainsäädäntökehys .....</b>	<b>16</b>
3.1 Euroopan unionin sääntelyä.....	16
3.1.1 Sedimenttien epäsuora sääntely .....	16
3.1.2 Vesipolitiikan puitedirektiivi .....	17
3.1.3 Ympäristölaatunormit .....	17
3.1.4 Meristrategiadirektiivi .....	18
3.1.5 Muuta unionin sääntelyä.....	19
3.2 Suomen kansallista lainsäädäntöä ja ohjeistusta.....	20
3.2.1 Nykytilanne.....	20
3.2.2 Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista .....	21
3.2.3 Valtioneuvoston asetukset vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä .....	21
<b>4 Sedimenttien ohjearvoja ja ympäristölaatunormeja .....</b>	<b>23</b>
4.1 Sedimentin ympäristölaatunormien johtaminen EU:n ohjeen mukaisesti .....	23
4.2 Sedimenttien ympäristölaatunormit ja ohjearvot Euroopan valtioissa .....	26
4.2.1 Vesipuitedirektiivin vaikutus sedimentin laatunormeihin ja raja-arvoihin .....	26
4.2.2 Meristrategiadirektiivin raportoinnissa käytettävät raja-arvot sedimentille .....	28
4.2.3 Ympäristölaatunormit sedimentille (EQS-arvot) Pohjoismaissa.....	30
4.2.4 Kansalliset viitearvot sedimentille eri Euroopan maissa .....	34
4.2.4.1 Saksa.....	34
4.2.4.2 Alankomaat .....	36
4.2.4.3 Belgia .....	39
4.2.4.4 Ranska .....	41
4.2.4.5 Sveitsi .....	43
4.2.4.6 Italia.....	46
4.2.4.7 Espanja .....	49
4.2.4.8 Puola.....	49
4.2.4.9 Kroatia.....	49
4.2.4.10 Malta.....	50
4.3 Sedimenttien raja-arvoja muissa maissa .....	50
4.3.1 Ohjearvojen kehittäminen alkoi Pohjois-Amerikasta .....	50
4.3.2 Kanada .....	52
4.3.2.1 Quebec.....	53
4.3.2.2 Brittiläinen Kolumbia.....	54

4.3.3 Yhdysvallat .....	54
4.3.4 Australia ja Uusi-Seelanti .....	58
4.4 Ruoppausmassojen läjittämistä koskevat raja-arvot .....	63
4.4.1 Lyhyt katsaus raja-arvoihin .....	63
4.4.2 Suomalaiset raja-arvot .....	64
4.5 Biotestien käyttö sedimenttien pilaantuneisuuden arvioinnissa .....	64
<b>5 Ohje- ja raja-arvojen merkitys pilaantuneisuuden arvioinnissa .....</b>	<b>67</b>
<b>6 Sedimentin kunnostaminen .....</b>	<b>72</b>
6.1 Kunnostamisen tavoitteet .....	72
6.2 Paikan päällä tapahtuva <i>in situ</i> -kunnostaminen .....	73
6.2.1 Yleistä <i>in situ</i> -kunnostamisesta .....	73
6.2.2 <i>In-situ</i> biopuhdistaminen .....	74
6.2.3 Peittäminen .....	74
6.2.4 Luontainen puhdistaminen .....	76
6.3 <i>Ex situ</i> -kunnostamismenetelmät .....	77
6.3.1 Yleistä <i>ex situ</i> -kunnostamismenetelmistä .....	77
6.3.2 Kiinteytys ja massastabilointi .....	77
6.3.3 Massojen pesu .....	78
6.3.4 Sähkökineettinen puhdistaminen .....	79
6.3.5 Kemialliset menetelmät .....	80
6.3.6 <i>Ex-situ</i> biopuhdistaminen .....	80
6.3.7 Lämpökäsittelymenetelmät .....	81
6.4 EU:n strategia jokien valuma-alueiden sedimenttien hallintaan .....	81
<b>7 Johtopäätökset .....</b>	<b>86</b>
7.1 Keskeiset havainnot .....	86
7.2 Jatkotoimenpide-ehdotuksia .....	87
Lyhenteet .....	89
Lähteet .....	92
Liite 1. Euroopan valtioiden metallien ja puolimetallien raja-arvoja sedimentille .....	103
Liite 2. Euroopan valtioiden meristrategiadirektiivin raportointia varten käytössä olevia prioriteettilistan haitta-aineiden raja-arvoja sedimentille .....	106
Liite 3. Euroopan valtioiden viitearvoja muille kuin prioriteettilistan haitallisille aineille ..	120
Liite 4. PNEC/QSSed kynnysarvoja haitalliselle aineelle .....	123



# 1 Johdanto

Sedimentit ovat osa vesiympäristöä ja edellytys tärkeille ekosysteemipalveluille, kuten elintarviketuotannolle ja virkistysarvoille. Sedimentit toimivat tavallaan isäntinä laajalle kirjolle vesilajeja. Vesi- ja rantakasvit käyttävät sitä kasvualustanaan, kalat kutupaikkana ja erilaiset pohjaeläimet (esim. selkärangattomat) elinympäristönä (CIS 2022). Sedimentit toimivat myös nieluina ja varastoina vesistöön joutuneille haitallisille aineille, kuten metalleille tai pysyville orgaanisille yhdisteille. Monilla yhdisteillä on vedessä taipumus kompleksoitua ja adsorboitua kiinteään aineeseen kanssa.

Sedimenttiä voidaan pitää vesistön muistina, josta voidaan tunnistaa menneiden vuosikymmenien muutokset vedenlaadussa ja eliöyhteisöissä. Haitallisten aineiden pitoisuudet sedimentissä voivat olla huomattavasti korkeampia kuin sen yllä olevassa vesipatsaassa. Korkeat pitoisuudet voivat vaikuttaa negatiivisesti eliöihin ja ekosysteemeihin sekä välillisesti aiheuttaa myös riskitekijän ihmisten terveydelle. Sedimentit voivat toimia myös haitallisten aineiden sekundäärisenä lähteenä, jos sedimenttiin sitoutuneet aineet vapautuvat takaisin veteen sedimentin häirinnän, kuten bioturbaation, kaasukonvektion, ravintoverkkokertymisen, virtausten tai ruoppauksen takia (Förstner & Salomons 2010, Liu ym. 2017).

Sedimentteihin sitoutuneiden haitallisten aineiden vaikutuksia ympäristölle pitäisi pystyä arvioimaan. Useissa valtioissa sedimentteihin liittyviä riskejä ja pilaantuneisuutta arvioidaan aineille määritettyjen raja-, kynnys-, tai ohjearvojen sekä ympäristönlaatunormien avulla. Haitallisiksi tunnetuille aineille on johdettu lukuisia empiirisiä tai teoreettisia viitearvoja sekä makean että meriveden sedimenteille. Eri valtioissa sedimenttien pilaantuneisuutta arvioidaan vaihtelevista lähtökohdista ja tavoitteista. (Ingersoll & Wenning 2002, Burton 2002, de Deckere ym. 2011, Kwok ym. 2014, Liu ym. 2017, Birch ym. 2018, Burton 2018, Brils 2020, Centre Ecotox 2020, Carls ym. 2021.) Pohjoismaista Norjalla, Ruotsilla ja Tanskalla on ympäristönlaatunormeina pidettäviä raja-arvoja paikallaan olevalla sedimentille (Olsen ym. 2020).

Ensimmäiset sedimenttiä koskevat ohjearvot laadittiin Yhdysvalloissa jo 1980-luvulla (Engler ym. 2005, Hübner ym. 2009). Tämän jälkeen on määritetty monia maailmanlaajuisesti käytössä olevia tai kansallisia viitearvoja. Näiden arvojen merkitys ja soveltamistavat vaihtelevat. Niitä käytetään kriteereinä arvioitaessa sedimenttien pilaantuneisuutta, päätettäessä kunnostustavoitteista tai ne voivat toimia laukaisijana lisätutkimuksille ja tapauskohtaiselle riskinarvioinnille. Usein ohjearvot kuvaavat pitoisuutta, joka tulisi saavuttaa tai ylläpitää, mutta ne eivät toimi tiukkoina kunnostustavoitteina. Sedimentin ohjearvojen kehittämisellä ja käyttöönotolla on pyritty vesien biologisen monimuotoisuuden ja erityisesti sedimentissä elävien organismien suojeluun. (de Deckere ym. 2011, Lehoux ym. 2019, Simpson & Batley 2016, Centre Ecotox 2020.)

Viitearvovertailun tai tapauskohtaisen riskinarvioinnin perusteella voidaan määritellä sedimenttien pilaantuneisuutta ja puhdistustarvetta. Sedimenteistä aiheutuvia ympäristö- ja terveysriskejä voidaan vähentää erilaisin kunnostusmenetelmin. Kunnostaminen voi tapahtua joko paikan päällä (*in situ*) esimerkiksi peittämällä ja fysikaalis-kemiallisin menetelmin (Song ym. 2017, Lehoux ym. 2020) tai *ex situ* -menetelmillä, jolloin sedimentit poistetaan alkuperäiseltä paikaltaan kuljetettavaksi ja toisaalla käsiteltäväksi (Harrington ja Smith 2013, Barjoveanu ym. 2018, Zhang ym. 2021). Aktiivisten kunnostustoimien ohella voidaan turvautua myös sedimenttien luontaiseen puhdistumiseen. Mikäli haitta-aineista ei aiheudu merkittävää altistumista eivätkä ne kulkeudu/leviä ympäristöön, korkeitakin haitta-ainepitoisuuksia sisältävien sedimenttien paikalleen jättäminen saattaa olla ympäristö- ja terveysriskien kannalta perusteltua (Magar ym. 2006, 2009, Förstner & Salomons 2010).

Pilaantuneet sedimentit ovat kasvava huolenaihe Euroopassa. Niiden hallinnan parantamiseen kiinnitetään yhä suurempaa huomiota. Tähän asti sedimenttiä ei ole sisällytetty juurikaan EU:n vesipolitiikan puitedirektiiviin. Lähitulevaisuudessa direktiivin täytäntöönpanostrategiaan (CIS) on

tarkoitus sisällyttää ohjeita myös pilaantuneiden sedimenttien hallintaan. ECOSTATin johdolla asiantuntijat laativat parhaillaan sedimenttien hallintaohjeistusta, joka valmistunee lopullisesti vuonna 2022 (Brils 2020, CIS 2022). Suomessa vesipolitiikan puitedirektiivi ja meristrategiapuitedirektiivi on pantu täytäntöön kansallisilla laeilla ja asetuksilla. Vesistöjen kemiallinen tila arvioidaan pintavesien ja eliöstön ympäristölaatuunormeja käyttäen. Ympäristölaatuunormit perustuvat prioriteettainedirektiiviin (2013/39/EU) ja kansalliseen haitallisten aineiden luetteloon. Suomi ei ole asettanut sedimenttien ympäristölaatuunormeja, eikä paikallaan oleville sedimenteille ole laadittu myöskään kansallisia ohje- tai kynnysarvoja.

Suomen sisävesillä on alueita, joiden sedimenttien haitta-ainepitoisuudet ovat huomattavasti luonnontilaista korkeammalla tasolla. Ne sijaitsevat usein joko entisten tai nykyisten teollisuuslaitosten läheisyydessä (Jaakkonen ym. 2011). Tällaisia sedimenttejä on myös merien jokisuistoissa, laivareiteillä ja satamissa (Mehtonen ym. 2018, Mannio ym. 2018). Suomessa sedimenttien haitta-aineselvityksiä tehdään lähinnä luvanvaraisten ruoppaushankkeiden yhteydessä, jolloin ruopattavien sedimenttien läjityskelpoisuus vapaaseen veteen tulee arvioida. Ympäristöministeriön Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje (YM 2015) määrittelee sedimenttien läjityskelpoisuuden, muttei ota kantaa paikallaan olevien sedimenttien pilaantuneisuuteen tai puhdistustarpeeseen.

Tämän raportin tarkoituksena oli selvittää kirjalliseen materiaaliin perehtyen eri valtioiden sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin liittyvää sääntelyä ja puhdistuskäytäntöjä sekä -menetelmiä. Tulosten perusteella arvioitiin kansallisen ohjeistuksen ja lainsäädännön kehittämistarpeita sekä arvioinnin tarkoituksenmukaisuutta ja reunaehtoja.

## 2 Suomen sedimenteissä esiintyviä haitta-aineita

### 2.1 Yleistä

Jätevesiä on johdettu ja johdetaan edelleenkin joko käsiteltyinä tai käsittelemättöminä vesistöihin. Kehitetyt jätevesien puhdistustekniikat ja niiden käyttöönotto ovat vähentäneet, mutta eivät ole kokonaan estäneet, haitallisten aineiden päästöjä ja vesistövaikutuksia. Suurimmat sedimenttien haitta-ainepitoisuudet havaitaan yleensä pistemäisten kuormituslähteiden vaikutusalueilla. Joidenkin aineiden osalta myös kaukokulkeutuma ja ilmalaskeuma ovat merkittäviä vesistöjen kuormittajia.

Kuormituslähde vaikuttaa myös päästöjen koostumukseen. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen päästöistä on yleensä mitattavissa laaja kirjo vaihtelevia haitallisia aineita, kun taas yksittäisen teollisuuslaitoksen päästöissä niitä on huomattavasti rajallisempi määrä.

Aineiden ominaisuudet ratkaisevat niiden 'ympäristökohtalon'. Näistä ominaisuuksista merkittävimmät ovat vesi- ja rasvaliukoisuus sekä kemiallisesta rakenteesta johtuva pysyvyys. Aineen alhainen vesi- ja korkea rasvaliukoisuus yhdessä pysyvyyden kanssa voivat merkitä pitkäaikaisia vaikutuksia vesistössä. Tällaiset aineet sitoutuvat hiukkasiin, erityisesti orgaaniseen ainekseen, ja kertyvät vesistöjen sedimentteihin. Suomessa sedimentit saattavat olla viileissä ja valottomissa olosuhteissa läpi vuoden. Lisäksi happea on usein vain ohuessa pintakerroksessa. Aineiden mikrobiperäinen hajoaminen voi näistä syistä olla erittäin hidasta, jolloin niitä varastoituu pohjasedimentteihin. Vesistöjen pohjassa elävien selkärangattomien eläinten ja vesikasvien kautta sedimenttien haitalliset aineet saattavat siirtyä ja kertyä ravintoketjuihin esiintyen sen eri tasoilla jopa vuosikymmenten ajan. Ruoppaamisen tai muun häirinnän yhteydessä sedimenttiainesta leviää veteen. Tällöin sedimenttiin sitoutuneet, kerrostuneet ja peittyneet haitalliset aineet voivat vapautua uudelleen veteen. Merkittävä osa aineiden muuntumisprosesseista tapahtuu leviämisen ja kulkeutumisen aikana (HELCOM 2010, Stronkhorst ym. 2003, Fraser ym. 2017).

Keskeinen vaarallisten ja haitallisten aineiden ryhmä on orgaaniset ympäristömyrkyt. Niihin kuuluu tuhansia yhdisteitä, joista osa on ympäristössä pysyviä, myrkyllisiä ja eliöihin kertyviä. Tällaisia ovat esimerkiksi dioksiinit, furaanit, polysykliset aromaattiset hiilivedyt, organotinat sekä erilaiset pintakäsittely- ja palonestoaineet. Niille on ominaista myös kertyminen sedimentteihin (Mehtonen ym. 2018, Mannio ym. 2018).

### 2.2 Sisävesien pilaantuneet sedimentit

Jaakkonen kokosi vuosina 2009–2010 tietoa eri toimialojen kuormittamien sisävesien sedimenteissä esiintyvistä haitta-aineista. Yleisenä havaintona oli, että etenkin voimakkaimmin kuormitetuilla alueilla sedimenttien pilaantumisesta voi aiheutua paikallisten ympäristö- ja terveysvaikutusten ohella myös laaja-alaisia vaikutuksia. Seuraavassa on esimerkkejä tehdyistä havainnoista. (Jaakkonen 2011)

**Kemiallisen metsätalouden** käyttämää elohopeaa sekä alkuainekloorin käytössä muodostuneita dioksiineja ja furaaneja (PCDD/F) havaitaan yleisesti laitosten kuormittamien vesistöjen sedimenteissä. Sedimenteistä on mitattu myös kohonneita haitta-ainepitoisuuksia polykloorattuja bifenyylejä (PCB) sekä aiemmin biosidina käytettyä tributyylitinaa (TBT) ja paperi- ja kartonkiteollisuuden perfluorattuja yhdisteitä (PFAS). Osa vesistöön päässeistä aineista on sitoutunut ja kertynyt sedimentteihin. Esimerkkejä metsätalouden kuormittamista vesistöistä ovat Varkauden Huruslahti ja Haukivesi, Äänekosken Kuhnamo, Jämsän Lehtiselkä ja Jyväsjärvi (organotinat), Hiitolanjoki (elohopea) ja Kallavesi (PCDD/F).

Vanhojen **saha- ja kyllästämoalueiden** läheisten vesistöjen sedimentteihin on kertynyt kloorifenoleja, PAH-yhdisteitä, raskasmetalleja sekä PCDD/F-yhdisteitä. Esimerkiksi Jämsänveden sedimenttien PAH-yhdisteiden on katsottu olevan peräisin kreosoottikyllästämostä. Kymijoen

sedimentit ovat kloorialkaani- ja kyllästysainetehtaan toiminnan seurauksena puolestaan pilaantuneet voimakkaasti elohopealla sekä PCDD/F-yhdisteillä. (Jaakkonen 2011)

**Kaivosteollisuuden** alapuolisissa vesistöissä havaitaan yleisesti kohonneita raskasmetallipitoisuuksia. Tyypillisimpiä ovat kupari, sinkki, nikkeli, lyijy, arseeni, kadmium, koboltti, kromi ja tina. Kohonneita pitoisuuksia on todettu esimerkiksi Orijärven ja Outokummun Sysmänjärven sedimenteissä. Pirkkalan Pyhäjärvestä on puolestaan löydetty korkeita PCB-yhdisteiden pitoisuuksia, jotka ovat peräisin **kondensaattoreiden valmistuksesta**. (Jaakkonen 2011)

Lisäksi esimerkiksi laivojen ja veneiden pohjissa on käytetty eliöiden kiinnittymistä ehkäisevinä biosideina organotinayhdisteitä, kuten TBT:tä. Näitä yhdisteitä havaitaan usein kohonneina pitoisuuksina niin isojen kuin pienvenesatamien läheisistä sedimenteistä (Jaakkonen 2011, Mehtonen ym. 2018, Mannio ym. 2018). Lisäksi **telakoiden** edustalta on mitattu myös korkeita mineraaliöljyjen, PCB-yhdisteiden, kadmiumin, sinkin ja arseenin pitoisuuksia. (Jaakkonen 2011)

## 2.3 Itämeren tilanne

Ihminen on vaikuttanut Itämereen pitkään monin tavoin, minkä seurauksena meren tila on heikentynyt. Intensiivinen maatalous, runsas ja monipuolinen teollisuus ja muu elinkeinotoiminta sekä valuma-alueen suuri asukasmäärä ovat kuormittaneet Itämeren ympäristömyrkyillä ja muilla haitallisilla aineilla. Lisäksi Itämeri on vähäisen vedenvaihtuvuuden takia käytännössä hitaasti hajoavien aineiden varasto. Kun otetaan vielä huomioon epäedulliset hajoamisolot (kylmä ilmasto, jääpeitteisyys), Itämereen ja sen eliöstöön kertyy enemmän haitallisia aineita kuin tavanomaisissa valtamerien olosuhteissa.

Teollisuuden ja yhdyskuntien päästöjen osuudet pistemäisestä kokonaiskuormituksesta vaihtelevat merialueittain. Pääsääntöisesti Perämerellä ja Selkämerellä teollisuuden raskasmetallipäästöt ovat suuremmat kuin yhdyskuntien, kun taas Suomenlahdella tilanne elohopean ja nikkelin osalta on päinvastainen. Teollisuuden elohopea- ja lyijypäästöt ovat nykyisin samaa suuruusluokkaa kuin yhdyskuntien päästöt, kun taas teollisuuden kadmiumpäästöt ovat selvästi ja nikkelipäästöt hieman suuremmat kuin yhdyskuntien. Suurimmat yhdyskuntien elohopea-, kadmium-, lyijy- ja nikkelipäästöt kohdistuvat Suomenlahteen. (Mehtonen ym. 2018, Mannio ym. 2018.)

Teollisuuden elohopea-, kadmium-, lyijy- ja nikkelipäästöt rannikkovesiin ovat laskeneet merkittävästi 1980-luvulta lähtien. Esimerkiksi teollisuuden elohopeapäästöt rannikkovesiin ovat laskeneet 1980-luvun 30–70 kg/a tasosta 2010-luvulla tasolle 10–20 kg/a. Sen sijaan yhdyskuntien aiheuttama kuormituksen muutos ei ole ollut samanlainen.

Vallius ym. (2015) selvitti Suomenlahden raskasmetalli- ja arseenipitoisuuksia ylimmissä pintasedimenteissä yhteensä 23 tutkimuskohteessa. Osanäytteitä oli yhteensä 605 kappaletta. Selvitys antoi hyvän kuvan raskasmetallipitoisuuksista ja niiden muutoksista pintasedimenteissä viimeisimmän vuosikymmenen aikana. Menetelmien arvioimiseksi ja toksisuuden ennustamiseksi sedimentin pitoisuuksia verrattiin kahteen erilaiseen sedimentille laadittuun ohjearvoon, jotka ovat käytössä maailmanlaajuisesti (Long ym. 1995 ja Canadian Council of Ministers of the Environment 2002). Suurin osa näytteistä ylitti molempien käytettyjen ohjearvojen kynnysarvot, mutta jotkut ylittivät myös keskialueen vaikutuksia kuvaavat ohjearvot. Arseenin, kadmiumin, elohopean ja sinkin pitoisuudet ovat edelleen Suomenlahden rannikon sedimenteissä korkeilla tasoilla. (Vallius ym. 2015) Arvioitaessa tutkimustulosten merkitystä on huomioitava, ettei kyseisiä ohjearvoja ole laadittu Itämeren olosuhteisiin.

Suomenlahden sedimenteistä tutkittiin laaja kirjo raskasmetalleja vuosina 1995 ja 2014. Myrkyllisimpien metallien, kuten elohopean ja kadmiumin, pitoisuudet olivat vuosien aikana vähentyneet huomattavasti, monin paikoin jopa yli 50 prosenttia. Myös lyijyn pitoisuudet olivat vähentyneet kymmeniä prosentteja. Muilla metalleilla ja arseenilla vaihtelut ja muutokset eivät olleet samankaltaisia. Ulappavesissä raskasmetallien pitoisuudet olivat pääosin lähellä analytiikan alimpia määritysrajoja (Mannio ym. 2018).



Suomenlahden sedimenttien pintakerroksista tutkittiin organotinayhdisteitä vuosina 2014–2016. Yhdisteiden pitoisuudet 7–56 µg/kg (kuiva-ainetta) olivat korkeammat kuin HELCOM:n määrittelemä kynnysarvo 1,6 µg/kg (kuiva-ainetta). Suurimmat pitoisuudet todettiin itäisellä Suomenlahdella. Myös yhdisteiden kertymähistoria näkyi selvästi syvemmissä sedimenttikerroksissa. Esimerkiksi noin kymmenen senttimetrin syvyydellä pitoisuudet olivat itäisellä Suomenlahdella 110–240 µg/kg (kuiva-ainetta). Läntisellä Suomenlahdella organotinayhdisteiden kerrostuminen oli alkanut vuosien 1970–1976 aikana. Sitä vanhemmissa kerrostumissa yhdisteitä ei havaittu. Pitoisuushuippu (91 µg TBT/kg kuiva-ainetta) mitattiin 3–4 cm:n syvyydeltä, mikä vastasi vuosien 2002–2004 sedimenttien kertymää. Pohjanlahden sedimentteihin organotinayhdisteitä oli kertynyt huomattavasti vähemmän kuin Suomenlahdella (Mannio ym. 2018).

Jätevesien kuormittamien vesistöjen sedimenteistä voidaan havaita muiden haitallisten aineiden ohella myös lääkkeitä. CWPharma -hankkeessa Itämeren valuma-alueen jokien edustojen sedimenteistä on havaittu useita lääkkeitä, yleisimmin diabeteslääke metformiinia, mielialalääke oksatsepaamia ja kipulääke tramadolia. Kalankasvatustuotuksen läheisistä sedimenteistä tunnistettiin 34 eri lääkettä, joista vain muutamaa oli käytetty kalankasvatuksessa. Muiden lääkkeiden oletettiin olevan peräisin alueen kotitalouksien jätevesistä. (Ek Henning ym. 2020)

Haitallisten aineiden pitoisuudet sedimentissä riippuvat vesistökuormituksen lisäksi sedimentin tyypistä. Esimerkiksi Itämeren eteläisillä ja kaakkoisilla rannikoilla sedimentti on pääasiassa hiekkapohjaista, kun taas monilla muilla Itämeren alueilla sedimentissä on paljon orgaanista ainesta. Orgaaninen aines voi sitoa huomattavan paljon haitallisia aineita (Al-Hamdani ja Reker 2007) ja vapauttaa niitä ruoppauksen ja/tai mereen läjittämisen yhteydessä.

## 3 Paikallaan oleviin sedimentteihin liittyvä lainsäädäntökehys

### 3.1 Euroopan unionin sääntelyä

#### 3.1.1 Sedimenttien epäsuora sääntely

Euroopan unionilla ei ole erityislainsäädäntöä koskien paikallaan olevia sedimenttejä, vaan sedimentteihin liittyvä sääntely koskee pääasiassa ruoppaus- ja läjitystoimintaa (Häkkinen ym. 2020). Unionin ympäristönsuojelua koskevalla sääntelyllä on kuitenkin epäsuora vaikutus sedimenttien pilaantumisen arviointiin ja kunnostamiseen. Unionin vesipolitiikan puitteiden direktiivi (VPD, 2000/60/EY<sup>1</sup>) on pääasiallinen vesiympäristön ja siten myös sedimenttien pilaantumista ehkäisevä ja sen hallintaa ohjaava säädös. Sitä täydentävät Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi ympäristönsuojelun (prioriteettinä direktiivi, 2008/105/EY, muutettuna direktiivillä 2013/39/EU) ja komission direktiivi VPD:n mukaisesta (8 artikla 3 kohta) veden kemiallista tilaa koskevasta analysoinnista ja seurannasta (2009/90/EY<sup>2</sup>). Direktiivien tavoitteena on vesien tilan huononemisen estäminen ja parantaminen vähintään hyvään ekologiseen ja kemialliseen tilaan.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivillä yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista (meristrategiadirektiivi, 2008/56/EY<sup>3</sup>) ja komission direktiivillä meristrategiadirektiivin muuttamisesta (2017/845/EU<sup>4</sup>) on merkitystä arvioitaessa merisedimenttien tilaa ja ympäristövaikutuksia. Myös näiden direktiivien päämääränä on vesien, tässä tapauksessa meriympäristön, hyvän tilan saavuttaminen. Toimenpiteitä ohjaa komission päätös merivesien ekologisen tilan arvioinnista, seurannasta ja niihin liittyvistä standardeista (2017/848<sup>5</sup>).

Euroopan unionin jäsenvaltiot ja komissio ovat lisäksi syventäneet yhteistyötä Itämeren ongelmien ratkaisemiseksi Unionin Itämeri-strategian myötä (The European Union Strategy for the Baltic Sea Region, EUSBSR<sup>6</sup>). Strategia koostuu Eurooppa-neuvoston hyväksymästä strategiasta ja EU:n komission jäsenmaiden kanssa laatimasta toimintasuunnitelmasta. Tavoitteena on muun muassa Itämeren ekologisen tasapainon palauttaminen. Itämeren alueella unionin sääntelyä täydentää edelleen Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimuksen allekirjoittaneiden valtioiden perustaman järjestön, HELCOM:n Itämeren toimintaohjelma<sup>7</sup>. Sen tavoitteena on meren hyvän ekologisen tilan saavuttaminen vähentämällä kuormitusta kaikista päästölähteistä, suojelemalla meriluontoa ja säilyttämällä lajien monimuotoisuus.

<sup>1</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EY) 2000/60, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060&from=FI>

<sup>2</sup> Komission direktiivi (EY) 2009/90, annettu 31 päivänä heinäkuuta 2009, veden tilaa koskevan kemiallisen analysoinnin ja seurannan teknisten eritelmien määrittämisestä Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2000/60/EY mukaisesti <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0090&from=FI>

<sup>3</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EY) 2008/56, annettu 17 päivänä kesäkuuta 2008, yhteisön meriympäristöpolitiikan puitteista (meristrategiadirektiivi) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&from=FI>

<sup>4</sup> Komission direktiivi (EU) 2017/845, annettu 17 päivänä toukokuuta 2017, Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2008/56/EY muuttamisesta meristrategioiden valmistelussa huomioon otettavien tekijöiden ohjeellisten luetteloiden osalta <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017L0845&from=FI>

<sup>5</sup> Komission päätös (EU) 2017/848, annettu 17 päivänä toukokuuta 2017, merivesien hyvän ekologisen tilan vertailuperusteista ja menetelmästandardeista sekä seuranta- ja arviointia varten tarkoitetuista täsmennyksistä ja standardoiduista menetelmistä sekä päätöksen 2010/477/EU kumoamisesta <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017D0848&from=ES>

<sup>6</sup> Komission kertomus COM (2016) 805 final Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaaliskomitealle ja alueiden komitealle. EU: n makroaluestrategioiden täytäntöönpanosta.

[https://ec.europa.eu/regional\\_policy/sources/cooperate/macro\\_region\\_strategy/pdf/report\\_implem\\_macro\\_region\\_strategy\\_fi.pdf](https://ec.europa.eu/regional_policy/sources/cooperate/macro_region_strategy/pdf/report_implem_macro_region_strategy_fi.pdf)

<sup>7</sup> <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/>

### 3.1.2 Vesipolitiikan puitedirektiivi

Vesipolitiikan puitedirektiivin tarkoituksena on ”luoda sisämaan pintavesien, jokisuiden vaihtumisalueiden sekä rannikko- ja pohjavesien suojelua varten puitteet”, jotta voidaan saavuttaa vesistöjen hyvä tila koko unionin alueella. Vesipolitiikan puitedirektiivin pyrkimyksenä on irtautua perinteisestä toimintaa ja päästöjä ohjaavasta sääntelystä vaikutuksia ohjaavaan sääntelyyn (resipienttiperiaate). Tavoitteena on jatkossa mitoittaa ihmistoiminnan vaikutukset sellaiseksi, että vesimuodostuman uusiutumiskyky säilyy ja muodostuman tilaa ei heikennetä (VPD 4 artikla).

Vaikka sedimenttejä ei mainita suoraan, on sedimenttien tila kytköksissä vesien tilaan. Vesipolitiikan puitedirektiivissä todetaan, että vesipolitiikan tulisi perustua pilaantumisen ehkäisemiseen sen lähteellä käyttämällä apuna päästöraja-arvoja ja ympäristölaatuormeja. Nämä ympäristölaatuormit on direktiivissä katsottu koskevan myös sedimenttejä; ”sellaisia tiettyjen pilaavien aineiden pitoisuuksia vedessä, **sedimentissä** tai eliöstössä, joita ei saa ylittää ihmisten terveyden tai ympäristön suojelemiseksi” (VPD 2 artikla).

Direktiivi velvoittaa jäsenvaltiot tekemään vesipiireille hoitosuunnitelmat, joissa valtioiden on muun muassa kartoitettava vesistöt ja arvioitava niiden tila (VPD 13 artikla). Sedimenttejä ei mainita suoraan liitteessä VII, jossa määritellään hoitosuunnitelman sisältö. Toisaalta pintavesien tilaa koskevassa liitteessä V sedimentit mainitaan järvien ja jokisuiden ekologisen tilan luokittelua koskevana yhtenä laadullisena tekijänä. Samaisessa liitteessä todetaan myös, että määritellessään ympäristölaatuormeja vesieliöstön suojelemiseksi liitteessä VIII olevissa 1–9 kohdassa luetelluille pilaaville aineille, normeja voidaan asettaa vesille, **sedimentille** tai eliöille. Harva jäsenmaa on kuitenkaan ottanut käyttöön erillisiä, virallisia ympäristölaatuormeja paikallaan oleville sedimenteille. Muutama maa on laatineet sitovuudeltaan löyhempiä kansallisia ohje- tai kynnysarvoja sedimentille. Tämän lisäksi monilla mailla on raja-arvoja ruoppausmassoille (Häkkinen ym. 2020).

Pilaantuneet sedimentit ovat kasvava huolenaihe Euroopassa ja siksi niiden hallinnan parantamiseen kiinnitetään yhä suurempaa huomiota. Tähän asti sedimenttiä ei ole sisällytetty selkeästi EU:n vesipolitiikan puitedirektiiviin. Lähitulevaisuudessa direktiivin täytäntöönpanostrategiaan (CIS) on tarkoitus sisällyttää ohjeita myös pilaantuneiden sedimenttien hallintaan. ECOSTATin johdolla asiantuntijat laativat parhaillaan sedimenttien hallintaohjeistusta, joka julkaistaan vuonna 2022 (Brils 2020, CIS 2022).

### 3.1.3 Ympäristölaatuormit

Prioriteettiainedirektiivi (2008/105/EU<sup>8</sup>) on yksi EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin tytärdirektiiveistä. Se asettaa prioriteettilistan aineiden vesimatriisille (sisämaan pintavedet ja muut pintavedet) ympäristölaatuormeja (*Environmental Quality Standards*, EQS, direktiivin Liite I). Kemiallisen tilan luokitus perustuu näihin ympäristölaatuormeihin. Tavoitteena on saavuttaa pintavesien hyvä kemiallinen tila vuoteen 2027 mennessä.

Direktiivi antaa jäsenvaltioille mahdollisuuden muodostaa sedimentin ja/tai eliöstön ympäristölaatuormeja myös kansallisella tasolla ja soveltaa näitä Euroopan yhteisön tasolla vedelle asetettujen normien sijasta. Jäsenvaltio voi laajentaa tai tiukentaa direktiivissä asetettuja laatuormeja (minimiharmonisointi). Prioriteettiainedirektiivin johdanto-osan 16 kohdan mukaan jäsenvaltioiden olisi voitava määrittää ympäristölaatuormit sedimentille ja/tai eliöstölle kansallisella tasolla ja olisi voitava soveltaa kyseisiä ympäristölaatuormeja direktiivin liitteessä I olevien vettä koskevien ympäristölaatuormien sijaan. Kyseiset kansalliset normit olisi laadittava avoimella menettelyllä, johon kuuluvat komissiolle ja muille jäsenvaltioille annettavat ilmoitukset. Siten varmistettaisiin

---

<sup>8</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/105/EY, ympäristölaatuormeista vesipolitiikan alalla, neuvoston direktiivien 82/176/ETY, 83/513/ETY, 84/156/ETY, 84/491/ETY ja 86/280/ETY muuttamisesta ja myöhemmästä kumoamisesta sekä Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2000/60/EY muuttamisesta <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=EN>

jäsenmaissa vähintään veden ympäristölaatuunormeja vastaava suojelutaso. Direktiivi edellyttää haitallisten aineiden seurantaan vedestä kuukausittain. Mikäli matriisina käytetään sedimenttiä tai eliöstöä, on seuranta toteutettava vähintään vuositasolla.

Prioriteettiainedirektiiviä (2008/105/EU) on muutettu direktiivillä (2013/39/EU<sup>9</sup>). Muutoksella ajantasaistettiin seitsemän prioriteettiaineen ympäristölaatuunormit, jotka sisältyivät alkuperäiseen 33 aineen luetteloon. Tämän lisäksi prioriteettiainelistalle lisättiin 12 uutta ainetta ja kahdeksan ainetta, joille oli jo aikaisemmin annettu unionin tason ympäristölaatuunormit. Liitteeseen I lisättiin 15 aineelle eliöstöä, lähinnä kaloja, koskevat EQS-arvot.

### 3.1.4 Meristrategiadirektiivi

Meristrategiadirektiivi (2008/56/EY) luo puitteet toimenpiteille, joilla saavutetaan ja ylläpidetään yhteisön merialueiden hyvä ekologinen tila. Sedimenttien osalta direktiivi velvoittaa (8 artikla) jäsenvaltioita tekemään niille kuuluvista merialueista arvioinnin, jossa tulee olla mukana myös kuvaus mahdollisesta sedimenttien pilaantumisesta sekä muista ominaisuuksista liitteen III taulukon 1 mukaisesti. Näiden arvioiden perusteella jäsenvaltioiden tuli laatia ja panna täytäntöön seurantaohjelmat, joissa merivesien tilaa arvioidaan annettujen ympäristötavoitteiden mukaisesti (11 artikla).

Komission direktiivissä (2017/845) meristrategiadirektiivin (2008/56/EY) muuttamisesta korvattiin meristrategiadirektiivin liite III (2008/56/EY). Alkuperäisessä liitteessä luki sedimenteistä: ”Kuvaus kemikaaleja koskevasta tilanteesta, mukaan luettuna huolta aiheuttavat kemikaalit, sedimentin pilaantuminen, ongelmalliset alueet, terveystekijät ja eliöstön saastuminen (erityisesti ihmisten ravintona käytetyt)”. Vuoden 2017 muutoksen jälkeen liitteen II taulukon 1 kohtaan ekosysteemien, mukaan luettuna ravintoverkkojen, alueellisen ja ajallisen vaihtelun osalta kirjattiin suorana viittauksena sedimentteihin: ”sameus (lieju-/sedimenttikuorma)”. Sedimenttien rooli muuttui siten enemmän ajallisen trendien seurannan suuntaan.

Komission päätöksessä (2017/848<sup>10</sup>) vahvistettiin meristrategiadirektiivin liitteen 1 mukaiset vertailuperusteet ja menetelmästandardit, joita jäsenvaltioiden on käytettävä merialueiden hyvän tilan määrittämiseksi (johdanto-osan kohta 6). Päätöksessä myös määriteltiin tarkemmin muun muassa, kuinka seuranta ja arviointia tulee tehdä sekä ilmoitusvelvollisuudesta koskien vertailuperusteiden osatekijöitä, kynnysarvoja ja menetelmästandardeja. Säädos velvoittaa ottamaan huomioon kyseisen komission direktiivin ja meristrategiadirektiivin soveltamisessa myös pohjaelinympäristöt, joihin kuuluvat muiden ohella tietyt sedimentit. Laadulliset kuvaajat, jotka on huomioitava ympäristön hyvää tilaa määrittäessä, on esitetty meristrategiadirektiivin liitteessä I ja komission päätöksen (2017/848) liitteessä I. Meristrategiadirektiivin mukaiseen raportointiin käytettäviä raja-arvoja on käsitelty kappaleessa 4.2.2 sekä esitetty jäsenvaltioittain liitteissä 1–3.

Meristrategiadirektiivin laadullisesta kuvaajasta numero 8 todetaan, että epäpuhtauksien pitoisuuksien tulee olla tasoilla, jotka eivät johda pilaantumisvaikutuksiin. Päätös antaa vapauden valita matriisi (vesi, eliöstö tai sedimentti), jossa arviointi tehdään. Kyseinen direktiivi tai komission päätös (2017/848) eivät velvoita siten laatuarvioinnin tekemiseen erityisesti sedimenteille.

Meristrategiadirektiivin laadullinen kuvaaja numero 10 on ”Roskaantuminen ei ominaisuuksiltaan eikä määrältään aiheuta haittaa rannikko- ja meriympäristölle”. Kuvaajan ensisijainen vertailuperuste on komission päätöksen (2017/848, D10C2) mukaan merenpohjan sedimentissä olevan mikroroskan (< 5

<sup>9</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2013/39, annettu 12 päivänä elokuuta 2013, direktiivien 2000/60/EY ja 2008/105/EY muuttamisesta vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden osalta <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=EN>

<sup>10</sup> Komission päätös (EU) 2017/848, annettu 17 päivänä toukokuuta 2017, merivesien hyvän ekologisen tilan vertailuperusteista ja menetelmästandardeista sekä seuranta- ja arviointia varten tarkoitettuja täsmennyksistä ja standardoiduista menetelmistä sekä päätöksen 2010/477/EU kumoamisesta <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017D0848&from=EN>

mm) koostumus, määrä ja levinneisyys. Näiden tulee olla tasolla, joka ei aiheuta haittaa ympäristölle. Mikroroskaa on päätöksen mukaan seurattava merenpohjan sedimentissä. Jäsenvaltioiden on vahvistettava näille tasoille kynnysarvot ottaen huomioon myös alueelliset tai osa-alueelliset erityispiirteet.

### 3.1.5 Muuta unionin sääntelyä

Sedimenttejä koskevat myös epäsuorasti unionin keskeiset säännökset elinympäristöjen ja eliölaajien suojelusta. Unionin elinympäristöjen suojelu toteutetaan pitkälti perustamalla Natura 2000 -verkostoon kuuluvia luontodirektiivin erityisten suojelutoimenpiteiden alueita ja lintudirektiivin erityisiä suojelualueita. Neuvoston luontodirektiivissä (92/43/ETY<sup>11</sup>) säädetään luontotyyppien ja lajien elinympäristöjen heikentymisen sekä lajien häirinnän estämisestä (6.2 artikla). Toiminta, joka merkittävästi häiritsee direktiivien tavoitteiden saavuttamista, on kielletty (heikentämiskielto). Direktiivin ensisijaisena tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen sekä ympäristön laadun säilyttäminen, suojelu ja parantaminen. Vaikka direktiivissä sedimenttejä ei suoraan mainita, ne ovat osa suojeltuja pohjaelinympäristöjä. Erityisten luontotyyppien häviäminen ja ympäristön pilaantuminen ovat vakavimpia uhkia myös luonnonvaraisten lintujen suojelulle. Siksi lintudirektiivissä (2009/147/ETY<sup>12</sup>) korostetaan uhanalaisten ja muuttavien lajien elinympäristöjen suojelua (johdanto-osan kohta 8). Elinympäristöjen riittävän moninaisuuden ja laajuuden säilyttäminen, ylläpitäminen tai ennalleen saattaminen ovat olennaisen tärkeitä kaikkien lintulajien suojelussa. Lisäksi tiettyjen lintujen elinympäristöä on suojeltava erityistoimenpitein lintujen elonjäämisen ja lisääntymisen varmistamiseksi niiden levinneisyysalueilla. Sellaiset toimenpiteet, jotka kohdistuvat sedimentteihin ja joiden arvioidaan merkittävästi heikentävän Natura 2000 -verkostoon kuuluvan alueen sellaisia luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on perustettu, ovat kiellettyjä. Natura 2000 -suojelusta poikkeaminen edellyttää erittäin tärkeän ja pakottavan yleisen edun olemassaoloa eikä suojelusta poikkeamiselle ole vaihtoehtoisia ratkaisua (6 artikla 4 kohta).

Euroopan komission vuoteen 2030 ulottuvassa unionin biodiversiteettistrategiassa<sup>13</sup> on esitetty koko unionin aluetta koskevat tavoitteet toimiksi biodiversiteetin häviämisen pysäyttämiseksi vuoteen 2030 mennessä. Strategian mukaan biodiversiteetin häviämisen pysäyttäminen edellyttää luonnon suojelun ja ennallistamisen tehostamista. Tähän liittyy muun muassa suojelualueiden verkoston merkittävä laajenemistarve: EU:n maa- ja merialueista tulee olla suojeltuna vähintään 30 % ja 10 % olisi kuuluttava tiukan suojelun piiriin. Strategiassa on kiinnitetty huomiota muun ohella myös meriekosysteemien ennallistamiseen. Tavoitteena on palauttaa ennalleen heikentyneet ekosysteemit ja vähentää ihmisen toiminnan haitallisia vaikutuksia erityisesti herkkiin lajeihin ja merenpohjan elinympäristöihin. Biodiversiteettistrategian toteuttaminen edistää siten sedimenttien tilan systemaattista arviointia ja tarvittavien ennallistamistoimien toteutusta.

Edellä mainittujen unionin säädösten ja strategioiden ohella esimerkiksi REACH-asetus<sup>14</sup> (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) tuottaa hyödyllistä tietoa sedimenttien riskinarviointeihin. Asetus edellyttää sen soveltamisalaan kuuluvilta, rekisteröitäviltä

<sup>11</sup> Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21 päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992L0043&from=FI>

<sup>12</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2009/147/EY, annettu 30 päivänä marraskuuta 2009, luonnonvaraisten lintujen suojelusta (kodifioitu toisinto) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=FI>

<sup>13</sup> Komission tiedonanto Euroopan parlamentille, neuvostolle, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle, annettu 20. päivänä toukokuuta 2020, Vuoteen 2030 ulottuva EU: n biodiversiteettistrategia Luonto takaisin osaksi elämäämme [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0006.02/DOC\\_2&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0006.02/DOC_2&format=PDF)

<sup>14</sup> Euroopan parlamentin ja neuvoston asetusta (EY) 1907/2006, annettu 18 päivänä joulukuuta 2006, kemikaalien rekisteröinnistä, arvioinnista, lupamenettelyistä ja rajoituksista (REACH) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/?uri=CELEX%3A02006R1907-20211001>

kemikaaleilta arviota niiden ympäristökohtalosta ja -vaikutuksista, myös sedimenttipitoisuuksista (predicted environmental concentration, PEC). Sedimenttipitoisuuksia verrataan kemikaalin arvioituun haitattomaan pitoisuuteen (predicted no effect concentration, PNEC). Mikäli aineen ominaisuudet viittaavat sedimentteihin kertymiseen, asetus edellyttää biotestejä sedimentissä elävillä eliöillä.

## 3.2 Suomen kansallista lainsäädäntöä ja ohjeistusta

### 3.2.1 Nykytilanne

Suomesta puuttuvat kriteerit ja ohjeistus paikallaan olevien sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin. Tämä hankaloittaa haitallisten aineiden varastona toimivan sedimentin mahdollisten ympäristö- ja terveysvaikutusten arviointia. Suomessa ei ole asetettu vesipolitiikan puitedirektiivin arviointia tai meristrategiadirektiivin raportointia varten sedimentille kynnysarvoja, vaan raportoinnissa käytetään indikaattorina mm. tiettyjen haitallisten aineiden kertymistä kaloihin.

Sedimenttien pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin ei ole kansallista erillisääntelyä. Arviointia ja puhdistamista ohjaavat lähinnä vesi- (VL 587/2011)<sup>15</sup> ja ympäristönsuojelulait (YSL 527/2014)<sup>16</sup>. Näiden säädösten keskeisenä tavoitteena on estää tai vähentää ihmisen toiminnasta ympäristölle ja terveydelle aiheutuvia haittoja ja riskejä. Haitat ja riskit tulee tunnistaa, määrittää ja niiden merkittävyys arvioida (riskinarviointi). Mikäli arvioidut ympäristö- ja terveyshaitat ja/tai -riskit todetaan liian suuriksi, ne pyritään puhdistustoimin vähentämään hyväksyttävälle tasolle. Lakien yleisiin tavoitteisiin sisältyy myös toiminnan järjestäminen ekologisesti, yhteiskunnallisesti ja taloudellisesti kestäväällä tavalla.

Sedimenttien kunnostusta suunniteltaessa haittojen ja riskien vähentämisen rinnalla pyritään arvioimaan vaihtoehtoisten kunnostustoimenpiteiden kestävyttä. Pilaantuneen alueen tai sedimentin kunnostushankkeessa kestävyys tarkoittaa ympäristöä, yhteiskuntaa ja taloutta koskevien näkökohtien optimointia siten, että kunnostustoimenpiteillä voidaan saavuttaa mahdollisimman suuri kokonaishyöty minimoiden samalla kunnostuksen negatiiviset vaikutukset. Tavoitteena on mm. päästöjen ja ympäristövaikutusten riittävä hallinta, jätteen synnyn vähentäminen ja luonnonvarojen kestävä käytön edistäminen, alueen tarkoituksenmukaisen jatkokäytön mahdollistaminen sekä toimenpiteiden kustannustehokkuus. Näkökohtien yhteensovittamisessa ja optimoinnissa keskeisenä lähtökohtana on vaihtoehtoisten kunnostustoimien etujen ja haittojen systemaattinen vertailu (kestävyyden arviointi). Ympäristöministeriön Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta -ohjeessa (YM 6/2014<sup>17</sup>) kuvattuja periaatteita ja lähestymistapoja voidaan soveltaa myös sedimentteihin liittyviin arviointeihin. On kuitenkin huomioitava, ettei valtioneuvoston antaman maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista annetun asetuksen (214/2007<sup>18</sup>, PIMA-asetus) ohjearvoja tulisi soveltaa arvioitaessa sedimenttien pilaantuneisuutta. PIMA-asetuksen kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet eivät huomioi vesistöjen erityisiä olosuhteita.

Ruoppausmassojen hallintaan tarkoitettun Sedimenttien ruoppaus- ja läjitys -ohjeen raja-arvot on tarkoitettu ainoastaan ruopattujen sedimenttien veteen läjityskelpoisuuden arviointiin (Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015<sup>19</sup>), ei paikallaan olevan sedimentin pilaantuneisuuden arviointiin. Pilaantuneisuutta ei myöskään voi arvioida jäteluokituksen kriteerien perusteella. Vaarallisen jätteen luokittelu -oppaassa (Ympäristöministeriön julkaisuja 2019:2<sup>20</sup>) on erikseen todettu, että jätteiden

<sup>15</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2011/20110587>

<sup>16</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2014/20140527>

<sup>17</sup> [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/136564/OH\\_6\\_2014.pdf](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/136564/OH_6_2014.pdf)

<sup>18</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2007/20070214>

<sup>19</sup> [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH\\_1\\_2015.pdf?sequence=1](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH_1_2015.pdf?sequence=1)

<sup>20</sup> [https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/161316/YM\\_2019\\_02.pdf?sequence=5&isAllowed=y](https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/161316/YM_2019_02.pdf?sequence=5&isAllowed=y)

luokittelussa käytettäviä pitoisuusrajoja ei tule soveltaa muuhun tarkoitukseen kuin jätteiden luokitteluun.

### 3.2.2 Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista

Prioriteettiainedirektiivit (2008/105/EY ja 2013/39/EU) on Suomessa toimeenpantu valtioneuvoston asetuksella vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006, VESPA-asetus<sup>21</sup>) sekä sitä muuttavalla valtioneuvoston asetuksella (1308/2015<sup>22</sup>). VESPA-asetuksessa määritellään ympäristölaatonormi sellaiseksi vesiympäristölle vaarallisen ja haitallisen aineen pitoisuudeksi pintavedessä, **sedimentissä** tai eliöstössä, jota ei saa ihmisen terveyden tai ympäristön suojelemiseksi ylittää. Asetus velvoittaa ympäristöluvanvaraisen toimijan tarkkailemaan haitta-aineiden (liite 1 kohta C2) pitoisuuksia valitussa matriisissa, joista sedimentti on yksi.

Tämä vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden asetus velvoittaa järjestämään sedimenttiin tai eliöihin kerääntyvien tiettyjen aineiden seurannan kyseisten aineiden pitoisuuksien pitkäaikaisten muutossuuntien arvioimiseksi. Pitkäaikaisseurannasta vastaavat ELY-keskukset. Toimenpitein on varmistettava, että kyseisten aineiden pitoisuudet sedimentissä ja/tai eliöissä eivät nouse merkittävästi. ELY-keskusten tulee arvioida valtioneuvoston vesienhoidon järjestämisestä antaman asetuksen (1040/2006)<sup>23</sup> 15 §:ssä tarkoitetun seurantaohjelman tulosten perusteella pitoisuuksien pitkäaikaisia muutossuuntia sellaisten liitteen 1 C2 kohdassa lueteltujen aineiden osalta, joita yleensä kertyy eliöihin tai sedimenttiin. Jos kyse on vaarallisesta aineesta, on tällöin otettava huomioon aineen kertyvyys eliöstöön tai sedimenttiin ja jatkettava vesistövaikutusten seurantaa pitkäaikaisseurantana.

VESPA-asetuksen 1 §:n mukaan asetuksen tarkoituksena on suojella pinta- ja pohjavesiä sekä merivesiä ja parantaa niiden laatua ehkäisemällä vaarallisista ja haitallisista aineista aiheutuvaa pilaantumista ja sen vaaraa asettamalla päästökieltoja, päästöraja-arvoja sekä ympäristölaatonormeja. Tavoitteena on lopettaa kerralla tai vaiheittain vesiympäristölle vaarallisten aineiden päästöt ja huuhtoutumat pintavesiin, vähentää vaiheittain haitallisten aineiden päästöjä ja huuhtoutumia sekä ehkäistä ja rajoittaa vaarallisten aineiden päästöjä pohjaveteen.

### 3.2.3 Valtioneuvoston asetukset vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä

Valtioneuvoston asetuksessa vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006, VEHA-asetus<sup>24</sup>) säädetään vesienhoitosuunnitelmaan sisällytettävistä selvityksistä, vesien tilan arvioimisesta ja seurannasta sekä vesienhoitosuunnitelman laatimisesta. Asetuksen liitteessä 1 on esitetty pintaveden ekologisen tilan luokittelussa käytettävät määritelmät. Niiden mukaan pintavesien biologisia tekijöitä voidaan arvioida sedimenttien fysikaalis-kemiallisen laadun perusteella, mutta se ei ole pakollista.

Suomessa on laadittu alueelliset vesienhoitosuunnitelmat, joiden tavoitteena on toimeenpanna vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) sekä tulvadirektiivin (2007/60/EY) velvoitteet. Vesienhoitosuunnitelman seurantaraportissa todetaan, että ainoastaan Ahvenanmaan vesipiirissä prioriteettiaineita seurataan rannikkovesissä myös sedimentistä. Suomi ei ole ilmoittanut seurannasta sedimentin ja/tai eliöstön pitkän aikavälin muutossuuntien analyysia varten<sup>25</sup>.

Meristrategiadirektiivi (2008/56/EY) on Suomessa toimeenpantu lailla vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004<sup>26</sup>) sekä valtioneuvoston asetuksella merenhoidon

<sup>21</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2006/20061022>

<sup>22</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20151308>

<sup>23</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2006/20061040>

<sup>24</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2006/20061040>

<sup>25</sup> Komission yksiköiden valmisteluasiakirja, annettu 26. päivänä helmikuuta 2019, Toiset vesienhoitosuunnitelmat - Jäsenvaltio: Suomi [https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/pdf/Translations%20RBMPs/Finland%20\(FI\).pdf](https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/pdf/Translations%20RBMPs/Finland%20(FI).pdf)

<sup>26</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2004/20041299>

järjestämisestä (980/2011<sup>27</sup>). Vaikka edellä mainituissa säädöksissä ei suoraan mainita sedimenttiä, asetuksen 26 d §:ssä todetaan, että ”meriympäristön hyvää tilaa määritettäessä tulee ottaa huomioon muu lainsäädäntö sekä vesienhoitosuunnitelmat ja kansainvälisen yhteistyön puitteissa tehdyt selvitykset ja sitoumukset”. Sedimentit siten otetaan epäsuorasti huomioon. Valtioneuvoston asetus merenhoidon järjestämisestä, liite 1 (MSD:n liite I) käsittää yksitoista ympäristön hyvän tilan laadullista kuvaajaa, jotka on huomioitava ympäristön tilaa määritettäessä ja arvioitaessa. Meriympäristön tilaa voidaan arvioida meristrategiadirektiivin laadullisella kuvaajalla 8, jossa yksi käytettävistä matriiseista on sedimentti. Suomi on käyttänyt seurattavana matriisina pääasiassa eliöstöä ja kohdistanut analyysit ahvenesta saataviin näytteisiin.

Suomen merenhoitosuunnitelman yksi työkalu on Itämeren suojelukomission (Helsinki commission, HELCOM) toimintasuunnitelma: Baltic Sea Action Plan (BSAP). Toimintasuunnitelman päätavoite on Itämeren hyvän ekologisen tilan palauttaminen vuoteen 2021 mennessä. HELCOM on sittemmin todennut, että aikataulu ei toteudu, mutta jatkaa työtä myös vuodesta 2021 eteenpäin. HELCOM on laatinut sedimentin laadulle raja-arvot yhteensä vain kuudelle haitallisella aineelle (HELCOM 2019), joita unionin jäsenvaltiot eivät välttämättä ole käyttäneet meristrategiadirektiivin seurannassa (Tornero ym. 2019). Eri valtioiden meristrategiadirektiivin mukaisessa seurannassa käytettäviä raja-arvoja käsitellään tarkemmin luvussa 4.2.

---

<sup>27</sup> <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2011/20110980>



## 4 Sedimenttien ohjearvoja ja ympäristölaatu normeja

### 4.1 Sedimentin ympäristölaatu normien johtaminen EU:n ohjeen mukaisesti

Euroopan komission ohjeessa nro 27 (Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards<sup>28</sup>) vuodelta 2018 esitetään, miten sedimentin ympäristölaatu normit sekä makean että meriveden ympäristölle voidaan muodostaa. Ohjeessa todetaan, että sedimentin ympäristölaatu normit ovat erityisen relevantteja hydrofobisille yhdisteille sekä metalleille. Niillä pyritään suojelemaan erityisesti pohjaeliöitä haitallisten aineiden vaikutuksilta (Euroopan komissio 2018).

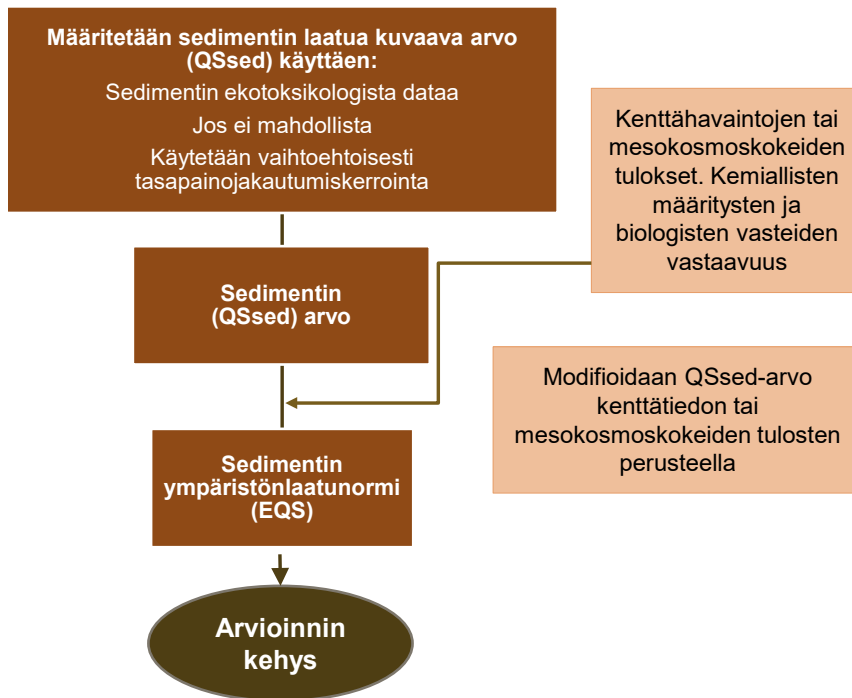
Kaikki haitalliset aineet tai yhdisteet eivät vaadi sedimenttien riskinarviointia tai näitä koskevia laatu normeja. Määräävä kriteeri, joka käynnistää arviointitarpeen, on yhtenevä REACH lainsäädännön kanssa (REACH, EC, No 1907/2006, ECHA 2008). Yleisesti ottaen aineet, joiden orgaanisen hiilen adsorptiokerroin (Koc) on pienempi kuin 500–1000 l/kg eivät todennäköisesti sitoudu sedimenttiin. Siksi aineen sedimenttivaikutusten arvioinnin kynnyksarvo on  $\log Koc$  tai  $\log Kow \geq 3$ . Osa aineista voi esiintyä sedimenteissä, vaikka ne eivät täyttäisi edellä esitettyjä kriteerejä. Tämän vuoksi seurannalla saadut todisteet aineen erittäin suuresta myrkyllisyydestä vesieliöille tai sedimentissä eläville pohjaeliöille tai todisteet akkumulaatioista sedimenteissä voivat laukaista tarpeen johtaa aineelle sedimenttiä koskeva ympäristölaatu normi (Euroopan komissio 2018).

Sedimentin ympäristölaatu normeja johdettaessa tutkimuksissa mukana olevien lajien kirjo on laajennettava pohjaeläimiin. Muutenkaan ympäristölaatu normien asettamista varten tietoja ei pitäisi rajoittaa eliölajien perusjoukkoon. Kaikkien taksonomisten ryhmien tai lajien käytettävissä olevat tiedot olisi otettava huomioon, jos nämä tiedot täyttävät merkityksellisyyden ja luotettavuuden laatu vaatimukset. Arviointiin voidaan sisällyttää myös tietoa vieraista ja jopa eksoottisista lajeista. Mikäli kokeissa käytetään ääriolosuhteista peräisin olevia lajeja (esim. halofyytit), testitulosten merkitystä joudutaan tarkemmin punnitsemaan (Euroopan komissio 2018).

Sedimentit toimivat merkittävänä nieluna historiallisille haitallisille aineille. Esimerkiksi niiden biosaatavuuden muutokset sedimenteissä tekevät riskinarvioinnista huomattavasti monimutkaisempaa muihin ympäristömatriiseihin verrattuna. Jos aineelle on johdettu sedimenttiä koskeva ympäristölaatu normi, sillä ilmaistaan aina kroonista, pitkäaikaista altistumista ja vaikutusta. Sedimentille ei ole tarkoituksenmukaista johtaa lyhytaikaista normia, koska altistuminen kestää tyypillisesti pitkiä aikoja (Euroopan komissio 2018).

Ympäristölaatu normien (EQS) johtaminen perustuu samaan prosessiin, jota käytetään REACH-asetuksen mukaisessa arvioinnissa (ECHA 2008). Sedimentin haitallisten aineiden vaikutusten arviointitarpeen voivat laukaista REACH-asetuksen kanssa yhdenmukaiset kriteerit. Sedimentin laatu normien muodostamisessa huomioidaan lisäksi kenttä- tai mesokosmosdata (vaikutuksia tutkitaan samanaikaisesti useilla eri trofiatason organismeilla). Tämä mahdollistaa eri näyttöön perustuvat todistelinjat, joita käytetään lopullisen laatu normin muodostamiseen (Kuva 1).

<sup>28</sup> Commission, the Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks (SCHEER) reviewed the Guidance Document No. 27, annettu 28 päivän maaliskuuta 2018 <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d5b2b9b9-32fb-11e8-b5fe-01aa75ed71a1>



Kuva 1. EU:n ohjeen mukainen sedimentin ympäristölaatu-normien johtaminen (Euroopan komissio 2018).

Sedimentin ympäristölaatu-normien ((EQS) johtamiseen käytettävät tiedot voivat sisältää: i) pohjaeliöillä tehdyistä kokeista saadut ekotoksisuustiedot, ii) vesipatsaan ekotoksikologiaa koskevat tiedot, joita käytetään yhdessä tasapainojakautumiskertoimen kanssa, (iii) empiiriset kenttä- tai mesokosmoskokeista saadut tiedot. Johdettaessa sedimentin ympäristölaatu-normeja pohjaeliöiden suojelemiseksi arvioinnissa painotetaan sellaista ekotoksikologista tietoa, jossa koe-eliöinä on käytetty pohjaeliöitä. Suurin osa sedimenttien toksisuustiedoista perustuu laboratoriotesteihin, joissa puhtaaseen sedimenttiin on lisätty haitallista ainetta ja koe-eliöt. Yleensä testeistä on käytetty OECD: n, ASTM: n tai USEPA: n ohjeiden mukaisesti pohjalla eläviä selkärangattomia eliöitä (esim. *Chironomus riparius*). Myös muita testilajeja voidaan käyttää. Tällöin testiolosuhteet on raportoitava yksityiskohtaisesti sekä tietojen luotettavuus ja merkittävyys arvioitava huolellisesti. Lisäksi suositellaan käytettävän testitietoja, joissa haitallisen aineen biosaataavuus on maksimoitu. Tällaiset koeolosuhteet kuvastavat pahinta tilannetta (worst case -skenaario). Tavoitteena on vähentää ympäristölaatu-normien määritykseen liittyvää epävarmuutta.

Di Toro ym. (1991) kehittivät mekanistisen tavan sedimentin ohjearvojen muodostamiseksi. Mikäli oletetaan, että sedimentissä olevan ionittoman orgaanisen kemikaalin myrkyllisyys on verrannollinen sen pitoisuuteen vedessä, voidaan toksisuuden aiheuttava kemikaalin pitoisuus sedimentissä arvioida, jos ymmärretään huokosveden ja sedimentin välinen vuorovaikutus kemikaalin pitoisuudessa. Menetelmä perustuu kemikaalin jakaantumiseen sedimentin orgaanisen aineksen (hiilen) ja veden välillä, jolloin vedessä olevan kemikaalin määrä voidaan arvioida tasapainojakaantumiskertoimen avulla jos sedimentin hiilipitoisuus on tiedossa.

"Standardisedimentille" käytetään oletusarvona EU:n ohjeistusten mukaan 5 %:n orgaanisen hiilen (OC) pitoisuutta. Sedimentin ympäristölaatu-normia johdettaessa suositellaan orgaanisten haitallisten aineiden osalta toksisuustietojen normalisointia tähän standardisedimenttiin. Rasvaliukoisten aineiden biosaataavuus riippuu siis sedimentin orgaanisen hiilen pitoisuudesta. Tällöin toksisuusarvojen vaihtelu, joka aiheutuu testaamisesta erilaisissa orgaanisen hiilen pitoisuuksissa, voidaan ottaa huomioon

normalisoimalla kukin saatu testitulos (LC50, EC50, EC10, NOEC) standardina käytettävällä orgaanisen hiilen pitoisuudella (Euroopan komissio 2018).

Sedimentin laatuormeja johdettaessa suositetaan pitkäkestoista testeistä saatuja tuloksia. Ne kuvastavat kroonista altistumista. Jos kroonisia tutkimustuloksia on käytettävissä, voidaan käyttää pieniä epävarmuuskertoimia. Jos pohjaeliöistä on käytettävissä ainoastaan akuutteja toksisuustuloksia, epävarmuuskerroin on 1000. Kun käytettävissä on tuloksia vain akuuteista kokeista, tulisi laatuormin määrittämiseen käyttää myös tasapainojakautumiskerrointa. Tällaisessa tilanteessa ympäristölaatuormiksi valitaan alhaisempi arvo (Euroopan komissio 2018).

Lajien herkkyyssjakaamaa (SSD) voidaan periaatteessa hyödyntää sedimentin myrkyllisyystietoina deterministisen (syy-seuraus suhteet) kertoimiin perustuvan lähestymistavan sijasta. Käytännössä kuitenkin SSD-mallinnuksen vähimmäistietovaatimukset täyttyvät harvoin, lukuun ottamatta muutamia hyvin tutkittuja metalleja. SSD-mallinnuksen käytöstä sedimentin ohjearvojen tai laatuormien johtamiseen ei ole annettu REACH:ssa ohjeita (ECHA 2008). Lähestymistapaa on käytetty mm. kuparille tehtyyn riskinarviointiin (ECI 2008). Jos sedimenttiä koskevaa luotettavaa toksisuustietoa ei ole saatavilla voidaan tasapainojakautumiskerrointa käyttää laatuormin muodostamiseen.

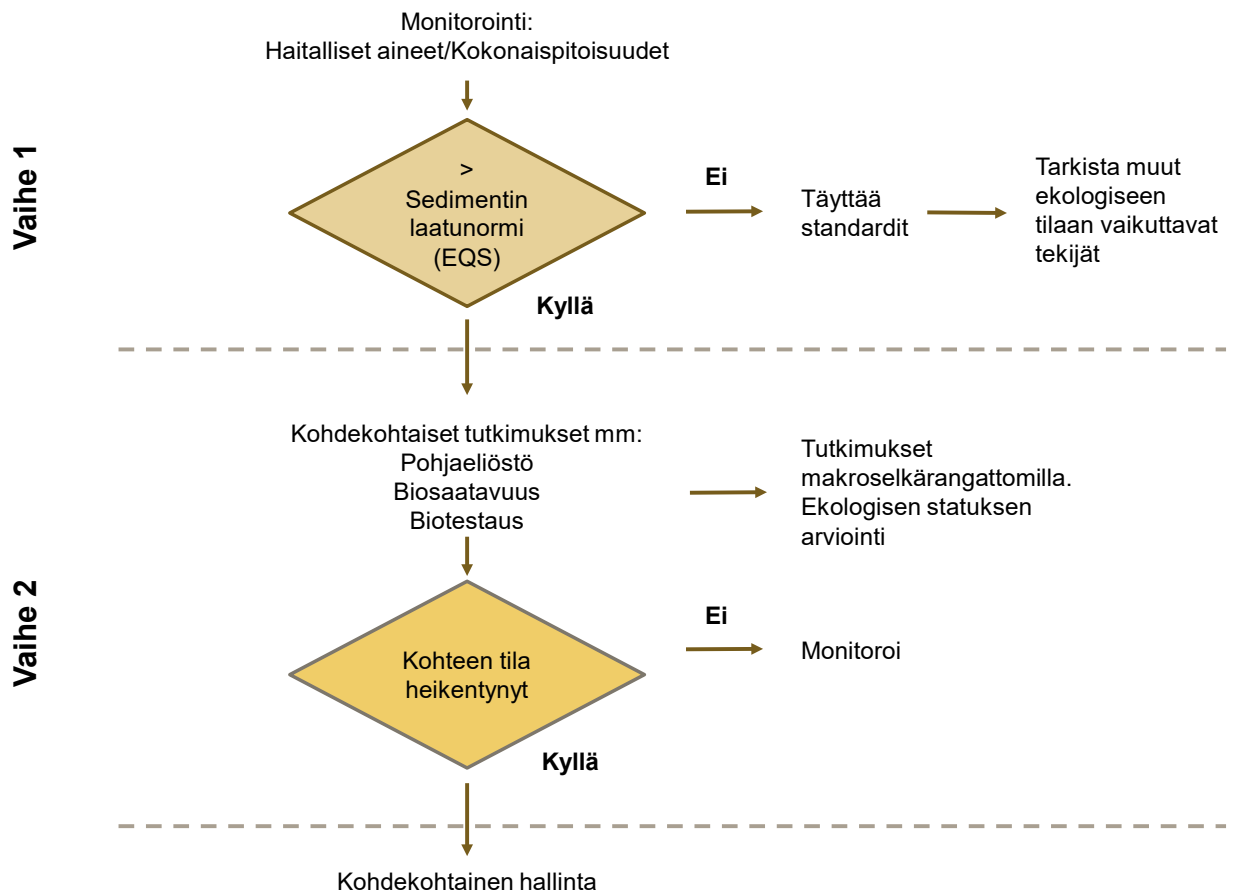
Sedimentin laatuormeja määritettäessä olisi otettava huomioon saatavilla oleva kenttä- ja mesokosmosdata. Laboratoriotutkimukset ja -olosuhteet johtavat todennäköisesti korkeaan kemikaalien saatavuuteen, jos kokeissa käytettäviä sedimenttejä ei ole ikäännytetty ennen kokeiden toteutusta (ikännättämistä suositellaan myös laboratorioskokeissa). Kenttä- tai mesokosmoskokeissa altistukset ovatkin todennäköisesti lähempänä todenmukaista altistumista ja aineen luonnollista esiintymistä matriisissa. Havaittu alhaisempi myrkyllisyystaso voi kenttäolosuhteissa heijastaa myös ikääntymisen todellisia vaikutuksia, jotka tulisi huomioida laatuormeja määritettäessä (Euroopan komissio 2018).

Kuten aiemmin tässä luvussa on kuvattu, on olemassa lukuisia empiirisiä lähestymistapoja. Ne yhdistävät havaitut biologiset vaikutukset kentältä mitattuihin haitallisten aineiden pitoisuuksiin. Monissa niistä johdetaan aineelle kaksi vaikutusten todennäköisyyteen liittyvää pitoisuusarvoa (kuvattu tarkemmin luvussa 5). Alemman raja-arvon alapuolelle jäävillä pitoisuuksilla ei todennäköisesti havaita pohjaeläimiin haitallisia vaikutuksia, ja ylemmän raja-arvon ylittävillä pitoisuuksilla niitä todennäköisesti havaitaan. Sedimentin laatuormin määrittelyssä pyritään käyttämään alemmaa laskettua raja-arvoa eli arvoa, jonka alle jäävällä pitoisuudella haitallisia vaikutuksia tuskin voidaan havaita. Jos lasketut alemmat raja-arvot ovat alhaisempia kuin muodostettu sedimentin laatuormi on tarpeen korottaa turvakertoimia, jolloin saadaan muodostettu lopullinen sedimentin ympäristölaatuormi. Sedimentin ympäristölaatuormin määrittelyssä hyödynnetään lisäksi luotettavia mesokosmos- ja kenttähavaintoja, joiden tulokset voivat vaikuttaa mm. käytettäviä turvakertoimia laskevasti (Euroopan komissio, 2011 ja 2018 tarkistus). Sedimenttien laatuormit mahdollistavat hyvän tilan arviointiperusteen muiden ympäristölaatuormien rinnalla. Sedimentin laatuormeihin liittyy epävarmuutta, mistä syystä komission ohjeessa suositellaan porrastettua arviointikehystä, jossa kunnostustoimenpiteitä koskevissa päätöksissä sedimentin laatuormeja käytetään vain yhtenä monista kriteereistä (Euroopan komissio 2018, Kuva 2).

Pilaantuneeksi epäillyn sedimentin riskinarvioinnin vaiheessa 1 mitattuja haitallisten aineiden pitoisuuksia verrataan sedimentin laatuormeihin. Arvon ylitys johtaa tarkempaan riskinarviointiin eli vaiheeseen 2. Tässä vaiheessa huomioidaan aineen biosaatavuus ja hyödynnetään tutkittua tietoa sen biologisista vaikutuksista. Näiden perusteella voidaan arvioida, ovatko vaikutukset pohjaeliöille tässä tapauksessa todennäköisiä. Jos vaikutukset eivät ole todennäköisiä tai merkittäviä, jatkotoimille ei ole tarvetta sedimentin laatuormin ylittymisestä huolimatta. Tarvittaessa ympäristöseurannan avulla voidaan varmistaa arvioinnin johtopäätökset. Mikäli taas ympäristölaatuormin ylitys ja tarkempi riskinarviointi osoittavat ympäristöriskin olevan merkittävä ja todennäköinen, on syytä ryhtyä ennaltaehkäisemään ja rajoittamaan haitallisia vaikutuksia (Euroopan komissio 2018, Kuva 2).

Vaiheen 2. toteutukseen on olemassa useita lähestymistapoja. Valintaan vaikuttavat kyseisen aineen ominaisuudet ja niiden aiheuttamat riskit. Arviointi voi sisältää biosaatavilla olevan fraktion

analysoinnin, pohjaeliöyhteisön arvioinnin taikka bioanalyysejä tai -testejä joko *in situ*- tai *ex situ*-menetelmillä. Erilaisten menetelmien soveltuvuus tulee arvioida tilanne- ja tapauskohtaisesti (Euroopan komissio 2018).



Kuva 2. EU:n ohjeen mukainen sedimentin vaiheittainen riskinarviointi (Euroopan komissio 2018).

## 4.2 Sedimenttien ympäristölaatunormit ja ohjearvot Euroopan valtioissa

### 4.2.1 Vesipuitedirektiivin vaikutus sedimentin laatunormeihin ja raja-arvoihin

Euroopan unionin direktiivi ympäristölaatunormeista (direktiivi 2008/105 / EU muutettuna direktiiveillä 2008/105 /EY5 ja 2013/39 /EU) on yksi vesipolitiikan puitedirektiivin tytärdirektiiveistä. Vesimuodostumien kemiallisen laadun arvioimistarpeen kynnsarvona käytetään ympäristön laatustandardeja (EQS). Vaikka nämä kynnsarvot eroavat toisistaan terminologisesti, ne määrittelevät yleensä numeeriset pitoisuustasot, joiden ylittyessä ympäristön kemiallista tilaa tulee parantaa. Vesipuitedirektiivin mukaisesti ympäristölaatunormeja on määritetty useille prioriteettiaineille. Niiden ylitys tarkoittaa, ettei vesimuodostaman hyvää kemiallista tilaa ole saavutettu.

Käytettävillä ympäristölaatunormeilla on tarkoituksena suojata eliöitä sekä lyhytaikaisen että pitkäaikaisen altistuksen vaikutuksilta. Ympäristölaatunormit määritetäänkin akuuttien ja kroonisten ekotoksisuustutkimusten perusteella. Ne esitetään niin sanottuna suurimpina sallittuna pitoisuutena (MAC-EQS) ja keskimääräisenä vuotuisena pitoisuutena (AA - EQS). Unionin asettamia ympäristölaatunormeja on olemassa vain kymmenille prioriteettiaineille. Jäsenvaltioiden on asetettava kansalliset normit myös muille haitallisille aineille, joita ”päästetään merkittävinä määrinä” vesistöihin.

Vuonna 2012 kansallisia ympäristölaatuunormeja oli määritetty 452 aineelle, joista 263:lle oli normit useammassa kuin yhdessä jäsenvaltiossa (Irmer ym.2014, Korkaric ym. 2019).

Tietyille metalleille ja hydrofobisille yhdisteille suositellaan sedimenttiä ympäristölaadun määritysmatriisiksi meri- ja vaihettumisalueilla. Edellä mainituista organoklooriyhdisteet, polyaromaattiset hiilivedyt (PAH), tributyylitina (TBT) ja metallit ovat yleisimmät aineet, joilla on taipumusta kertyä eliöihin ja joita analysoidaan meren eliöstöstä. Kuten aikaisemmin on jo todettu, prioriteettiainedirektiivi antaa jäsenvaltioille mahdollisuuden asettaa kansallisella tasolla sedimentin ja/tai eliöstön ympäristölaatuunormeja ja soveltaa näitä unionin tasolla vedenlaadulle asetettujen ympäristölaatuunormien sijasta (Euroopan komissio 2018).

Haitta-aineanalyysit sedimentistä ja eliöstöstä ovat tunnustetusti kustannustehokas lähestymistapa veden laadun seurannassa. Niiden avulla on mahdollista saada yleiskuva ympäristön pilaantumisen tasosta ja tunnistaa huolenaiheet, jotka vaativat jatkotoimia esimerkiksi seurantaa. Kemiallinen tilan määritelmä liittyy tiettyjen haitta-aineiden pitoisuuksiin, jotka tunnetaan prioriteettiaineina (PS) ja joiden pitoisuuksia verrataan niille asetettuihin ympäristölaatuunormeihin (EQS).

Suurimmalle osalle prioriteettiaineista, asetetut ympäristölaatuunormit ovat vesipatsaan haitta-ainepitoisuuksia. Näistä kolmen, heksaklooribentseeniin (HCB), heksaklooributadieenin (HCBd) ja elohopean, suoraan toksisuuteen perustuvat veden ympäristölaatuunormit eivät takaa suojaa yhdisteiden sekundaarisilta toksisuusvaikutuksilta. Tämän vuoksi prioriteettiainedirektiivissä näille kolmelle haitalliselle aineelle on vahvistettu eliöstölle ympäristölaatuunormit. Lisäksi erityisesti niille prioriteettiaineille, joilla on merkittävä taipumus akkumuloitua, jäsenvaltiot voivat laatia kansallisella tasolla sedimentille ja/tai eliöstölle ympäristölaatuunormit ja soveltaa näitä veden ympäristölaatuunormien sijasta. Velvollisuutta normien asettamiseen ei kuitenkaan ole. Tällaiset kansalliset ympäristölaatuunormit tulee määrittää komission ohjeen nro 27 mukaisesti (Euroopan komissio 2011, 2018). Tällä varmistetaan niiden unionin asettamien veden ympäristölaatuunormeja vastaava suojelutaso. Jäsenvaltioiden toivomuksesta komissio julkaisi ohjeistuksen nro 25 (Euroopan komissio 2010<sup>29</sup>), jolla parannettiin sedimenttien ja eliöstön kemiallisen seurannan harmonisointia unionin alueella. Ohjeessa otettiin huomioon parhaat käytettävissä olevat tekniikat, standardimenettelyt ja yleiset käytännöt (Carere ym. 2012).

Virallinen EU:n menetelmä sedimentin ympäristölaatuunormien johtamiseksi on kuvattu komission opaskirjan nro 27 (Euroopan komissio, 2011 ja 2018 tarkistus) luvussa 5. Ohjetta voidaan käyttää myös vesialuekohtaisten normien johtamiseen. Ohjeen mukaan, mikäli haitallisen aineen pitoisuus alittaa laaditun sedimentin ympäristölaatuunormin, (EQS-arvon) vesimuodostuman kemiallinen tila on hyvä. Jos pitoisuudet taas ylittävät normin, aineen biosaatuudesta ja todellisesta riskistä tulee koota lisätietoa ennen kuin voidaan päätyä johtopäätökseen, että vesimuodostuman tila ei ole hyvä. Lisäksi on otettava huomioon, että erittäin hydrofobisten orgaanisten aineiden, kuten PCB:n, PCDD/F:n ja elohopean, matalat pitoisuudet eivät välttämättä vaikuta sedimentissä eläviin organismeihin, mutta ravintoketjussa rikastumisen vuoksi ne voivat vaikuttaa saalistajiin. Jos sedimentti on ensisijainen altistuslähde kohdelajeille (makrofytyt, kalat tai nisäkkäät), haitta-aineiden ympäristölaatuunormit tällaisille sedimentissä esiintyville aineille olisi johdettava eliöstön ympäristölaatuunormeista. Tähän tarkoitukseen kehitetyt altistumismallit vaihtelevat hyvin yksinkertaisista, kertymiskertoimiin perustuvista malleista (sedimentistä eliöstöön) monimutkaisiin ravintoverkkomalleihin.

Vesimuodostumien kemiallinen tila on arvioitava kyseistä muodostumaa edustavissa olosuhteissa. Haitta-ainepitoisuudet voivat lisääntyä merkittävästi äärimmäisen alhaisissa veden virtausolosuhteissa laimennusvaikutuksen puuttumisen vuoksi. Vastaavasti äärimmäisen korkealle nousut vesi ja tulvat voivat johtaa haitta-aineiden ylimääräiseen kerrostumiseen sedimenteissä. Vesidirektiivissä suljetaan pois tällaiset väliaikaiset tilanteet. Kummankaan näistä tapahtumista ei siis katsota aiheuttavan

---

<sup>29</sup> European Commission. WFD-CIS Guidance Document No. 25 Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive, annettu 21 päivänä joulukuuta 2016 <https://op.europa.eu/fi/publication-detail/-/publication/5ff7a8ec-995b-4d90-a140-0cc9b4bf980d>

vesimuodostuman kemiallisen tilan heikkenemistä, vaikka kohonneet haitallisten aineiden pitoisuudet johtaisivat väliaikaisesti muodostuman alempaan luokitukseen (VPD 4 artiklan 6 kohta).

Sedimentin haitallisten aineiden biosaatavien fraktioiden yhteisvaikutusten riskien arvioimiseksi voidaan käyttää vaikutuksiin perustuvia menetelmiä, kuten bioanalyysijä ja pilaantumissensitiivisiä (ekologiset) indeksejä, jotka on saatu kenttäinventaarioilla. Sedimenttikohdaisia vaikutusten arviointeja ei usein toteuteta, mutta tarve saastuneiden sedimenttien integroidulle arvioinnille on tunnustettu 1980-luvulta lähtien Triad-lähestymistavan kehittämisen myötä (Chapman 1990). Triad-lähestymistapa koostuu kolmesta näyttölinjasta: sedimenttikemiasta aineen aiheuttaman pilaantumisen määrittämiseksi, sedimentin biotesteistä myrkyllisyyden määrittämiseksi ja ekologisista tutkimuksista (kenttätutkimus) pohjaeliöyhteisöjen muutoksien havaitsemiseksi. Vaikutuksiin perustuvia menetelmiä (biomääritykset *in vitro* ja *in vivo*, biomarkkerit) voidaan käyttää arvioitaessa kaikkien sedimentissä olevien biologisesti saatavilla olevien haitta-aineiden yhteisvaikutusta, mukaan lukien tuntemattomat haitta-aineet. Menetelmää kuvataan komission teknisessä ohje raportissa (Euroopan komissio 2014<sup>30</sup>). Menetelmää voidaan hyödyntää vaiheittaisessa arvioinnissa, kun ympäristölaatunormien johtamiseen liittyy epävarmuutta tai jopa normeista riippumatta. Vaikutukseen perustuvat menetelmät aiheuttavat lisäkustannuksia. Niitä tulee käyttää, jos on vahva epäily pilaantumisesta (tunnettu historiallinen päästölähde, sedimenttikemian tiedot jne.).

Kenttäinventoinnilla arvioidaan pohjaeliöstön selkärangattomien taksonominen koostumus ja runsaus tietyllä hetkellä. Inventointi liittyy vesiputedirektiivin ekologisen tilan arviointiin. Eräät haitallisten aineiden vaikutukset eliöstöön voidaan tunnistaa esimerkiksi makroselkärangattomien tietoihin perustuvilla mittareilla. Ainespesifisiä mittareita puuttuu, ja monet vesiputedirektiivin arvioinnissa käytettävät makroselkärangattomat eivät elä yksinomaan pohjalla, jolloin ne altistuvat myös vesifaasin haitallisille aineille. Määrittelemällä kansallisella tasolla vesialuekohtaiset sedimentin ympäristölaatunormit, kuten jotkut EU:n jäsenvaltiot ovat tehneet, on tiettyjen sedimenttiin sitoutuneiden haitta-aineiden vaikutusten todennäköisyys sisällytetty myös ekologisen tilan arviointiin (CIS 2022). Eri maiden käyttämiä raja-, kynnys- ja ohjearvoja tai kansallisia sedimenttien laatunormeja on esitettyä valtiokohtaisissa tarkasteluissa (luku 4.2 ja 4.3).

#### 4.2.2 Meristrategiadirektiivin raportoinnissa käytettävät raja-arvot sedimentille

Meristrategiadirektiiviä päivitetään kuuden vuoden välein. Direktiivin artikla 17<sup>31</sup> (2) edellyttää raportoimaan alkuarvioinnista (artikla 8), hyvän ympäristön tilan määrittämisestä (artikla 9) ja tavoitteiden asettamisesta (artikla 10). Tarkistetun meristrategiadirektiivin mukaisen komission päätöksen (EU 2017/8482) perusteella jäsenvaltioiden on otettava huomioon jo tunnistetut prioriteettiaineet (Priority Substances, PS) ja vesialuekohtaiset haitta-aineet (river basin specific pollutants, RBSP) vesipolitiikan putedirektiivin mukaisesti ja muodostettava alueellisen tai osaluueellisen yhteistyön perusteella luettelo muista haitta-aineista, jotka mahdollisesti aiheuttavat ympäristön pilaantumista. Kunkin kriteerin (D8C1) haitallisen aineen osalta jäsenvaltio ilmoittaa aineen pitoisuuden ja seurantaan käytetyn matriisin (vesi, sedimentti, eliöstö) riippumatta siitä, onko asetettu kynnysarvot saavutettu. Lisäksi on ilmoitettava sellaisten haitallisten aineiden osuudet, jotka ovat ylittäneet kynnysarvot.

Vesipolitiikan putedirektiivissä tunnistetuille haitallisille aineille, kynnysarvojen tulee olla asetettu kyseisen direktiivin mukaisesti. Aineille, joiden pitoisuuksia mitataan matriisissa ja joille ei ole asetettu arvoa vesipolitiikan putedirektiivissä, matriisin kynnysarvojen tulisi olla muodostettu alueellisen tai

<sup>30</sup> Euroopan komissio 2014. European commission, Technical report on aquatic effect-based monitoring tools, annettu 8 päivänä heinäkuuta 2014 <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/5da59ae1-6964-417c-9511-1ff983b76709/language-en>

<sup>31</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX%3A32008L0056&from=EN>

ylialueellisen yhteistyön avulla. Standardit ja kynnyсарvot, joita jäsenvaltioiden ovat käyttäneet meristrategiadirektiivin (artikla 8) mukaisessa haitta-aineiden arvioinnissa ovat (Tornero ym. 2019):

- EU:n laajuiset ympäristölaatu­normit (EQS), jotka on vahvistettu liitteen I osassa A, Direktiivi 2008/105 / EU4, muutettuna direktiiveillä 2008/105 / EY5 ja 2013/39 / EU6. EQS on tietyn haitta-aineen tai -ryhmän pitoisuus vedessä, sedimentissä tai eliöstössä, jota ei tule ylittää ympäristön ja ihmisten terveyden suojelemiseksi. EQS-arvot asetetaan suurimmaksi sallituksi pitoisuudeksi (MAC-EQS) tai vuotuiseksi keskiarvopitoisuudeksi (AA-EQS), jotka suojaavat vesieliöitä äkillisiltä ja kroonisilta vaikutuksilta. Veden EQS-arvot ilmaistaan kokonaispitoisuutena koko vesinäytteenä paitsi metallien (kadmium, lyijy, elohopea ja nikkeli) osalta. Näiden metallien tapauksessa veden EQS-arvo viittaa liuenneeseen konsentraatioon, ts. vesinäytteen liuenneeseen faasiin, joka saadaan suodattamalla näyte 0,45 µm:n suodattimen läpi tai vastaavalla esikäsitteilyllä. Jos metallien ollessa kyseessä, kyetään erityisesti osoittamaan biologisesti saatavilla oleva pitoisuus, niin myös sitä voidaan käyttää.
- Lisäksi EQS-arvoja on asetettu joillekin prioriteettiaineille suojaamaan ympäristöä sekundaarisilta vaikutuksilta sekä ihmisten terveyden suojelemiseksi. Riippuen haitta-aineen biokertyvyyspotentiaalista ja suojelutavoitteesta, EQS-arvot eliöstölle koskevat joko simpukoiden tai kalojen haitta-ainepitoisuutta trofiatasolla 4 tai 4.5. Mitattavien näytteiden lipidipitoisuuksien erojen huomioon ottamiseksi rasvaliukoisten haitta-aineiden pitoisuudet olisi normalisoitava kaloilla 5 % ja simpukoilla 1 % lipidipitoisuuteen ennen vertailua eliöstön EQS-arvoon (Euroopan komissio 2014).
- Sedimentin laatu­standardit (QS), jotka on johdettu ympäristölaatu­arvojen (EQS) muodostamisprosessin yhteydessä ja jotka asetettu tasolle, jolla pyritään suojelemaan pohjaeliöstöä ottaen huomioon altistuminen haitta-aineilla pilaantuneelle sedimentille. Lipofiilisten haitta-aineiden, mitatut pitoisuudet olisi normalisoitava orgaanisen hiilen määrän perusteella (5 %, TOC-normalisointi) ennen vertailua sedimentin laatu­standardiin (QS).
- Komission vahvistamat tietyjen haitta-aineiden sallitut enimmäismäärät elintarvikkeissa (Komission asetus (EY) Nro 1881/20067) ja lisäykset saastuneiden elintarvikkeiden pääsyn estämiseksi markkinoille.
- OSPAR-taustapitoisuuksien arviointi (BAC) sen testaamiseksi, ovatko mitatut pitoisuudet lähellä luonnollista tausta-arvoa luonnossa esiintyville aineille ja lähellä nollaa ihmisen tekemille aineille, mikä on OSPARin haitallisten aineiden strategian lopullinen tavoite. Keskimääräisten pitoisuuksien, jotka ovat merkittävästi alle tausta-arvon, sanotaan olevan lähellä taustaa (luonnossa esiintyvät pitoisuudet). Sedimentin OSPARin tausta-arvot ovat normalisoitu 2,5 %:in orgaanista hiiltä, lukuun ottamatta Espanjaa, jossa tausta-arvoja ei ole normalisoitu. Tausta-arvot eivät huomioi ekotoksikologisia näkökohtia, joten lähestymistapa eroaa ympäristölaatu­normien johtamisesta (Tornero ym. 2019).
- OSPARin ympäristöarviointikriteerit (EAC) sedimentin ja eliöstön haitta-ainepitoisuuksien ekologisen merkityksen arvioimiseksi. EAC-arvot asetettiin siten, että haitallisten aineiden pitoisuudet sedimentissä ja eliöstössä, jotka ovat alle EAC-arvojen, eivät aiheuta kroonisia vaikutuksia herkillä merilajeilla, mukaan lukien kaikista herkimät lajit. Pitoisuudet eivät myöskään saisi aiheuttaa kohtuuttomia riskejä ympäristölle ja sen elollisille resursseille. Toissijaisen myrkyvaikutuksen riskiä ei kuitenkaan aina oteta huomioon. OSPARin tausta- ja EAC-arvoja käytetään usein rinnakkain "liikennevalo" lähestymistavalla toimivassa arviointitavassa (Tornero ym. 2019).
- Yhdysvaltain ympäristövirasto (US EPA) kehitti ERL-arvot eli Effects Range-Low arvot sedimentissä esiintyvien haitallisten aineiden pitoisuuksien ekologisen merkityksen arviointia varten. Haitallisia vaikutuksia havaitaan harvoin, jos mitattu pitoisuus on alle ERL-arvon. ERL-arvo on tarkemmin kuvattu kappaleessa 4.3.1.

- Kansalliset ympäristölaatonormit (EQS-arvot). Jäsenvaltiot laativat kansallisia ympäristölaatonormeja vesipuidedirektiivin opaskirjassa nro. 27 (Euroopan komissio, 2011 ja 2018 tarkistus) kuvatun menettelyn mukaisesti. Vaihtoehtona veden ympäristölaatonormille, jäsenvaltiot voivat asettaa ympäristölaatonormeja myös sedimentille tai eliöstölle, kunhan nämä tarjoavat vähintään saman suojelutason. EU:n tai alueellisella tasolla sovittujen kynnsarvojen ja arviointikriteerien lisäksi jäsenvaltiot ovat myös ilmoittaneet joitain kansallisia laatonormeja, joita käytetään erälle haitta-aineille.

Lisäksi on tärkeää korostaa, että jotkut jäsenvaltiot eivät ilmoita/käytä kynnsarvoa. Sen sijaan ne käyttävät integroitua arviointia ajan (trendien) ja paikan mukaan (yksittäisiltä tarkkailuasemilta luokitellulle alueelle) tehdäkseen johtopäätöksiä niiden merivesien tilasta (Tornero ym. 2019). Eri valtioiden käyttämiä raja-arvoja meristrategiadirektiivin mukaista raportointia varten on koottuna liitteissä 1, 2, 3.

#### 4.2.3 Ympäristölaatonormit sedimentille (EQS-arvot) Pohjoismaissa

Tiettyjen haitallisten aineiden tai aineryhmien pitoisuuksiin perustuvaa luokittelua käytetään yleisesti työkaluna huolta aiheuttavien vesimuodostuma-alueiden tunnistamisessa. Luokittelu voi perustua aineiden myrkyllisyyteen ja mahdollisesti aiheuttamiin ympäristöriskeihin taikka määriteltyjen kynnsarvojen tai taustapitoisuuden ylitykseen. Vesipolitiikan puidedirektiivin tavoitteena on saavuttaa kaikkien pohja- ja pintavesien hyvä tila. Arviointi toteutetaan kyseisen direktiivin mukaisesti kehitettyjen ja toteutettujen ympäristölaatonormien (EQS) perusteella.

Norjassa kemiallisen tilan arviointi perustuu ensisijaisesti kansallisesti asetettuihin ympäristölaatonormeihin sekä sedimentille (asetettu 28:lle EU:n prioriteettiaineelle) että eliöstölle (asetettu 23:lle EU:n prioriteettiaineelle). Suomessa vesistöjen kemiallisen tilan arviointi perustuu taas pintaveden ja eliöstön ympäristölaatonormeihin. Tanskassa ja Ruotsissa hyvän kemiallisen tilan määritelmä perustuu veden, sedimentin ja eliöstön ympäristölaatonormeihin, vaikkakin Ruotsissa ympäristölaatonormit on määritelty vain muutamille eliöstössä tai sedimentissä oleville haitallisille aineille (Olsen ym. 2020).

Suomessa sedimenttien metallien tai muiden haitallisten aineiden pitoisuuksille ei ole määritetty kansallisia ympäristölaatonormeja (EQS-arvoja) tai raja-arvoja. Sedimenttien haitta-aineiden pitoisuuksien raja-arvoina on sovellettu ympäristöministeriön ohjetta ruoppaus ja läjitysmassojen laatuksista (YM 2015), vaikka niitä ei ole tarkoitettu paikallaan pysyvien sedimenttien pilaantuneisuuden tai puhdistustarpeen arviointiin, vaan ruoppausmassan meriläjäytuskelpoisuuden arviointiin.

**Tanskassa** vesipuidedirektiivi pantiin alkujaan täytäntöön kansallisessa lainsäädännössä ympäristötavoitteista annetulla lailla vuonna 2003. Tätä seurasivat erittäin alueelliset vesienhoitosuunnitelmat (River Basic Management Plan) ja uusi vesienhoidon suunnittelua koskeva laki, joka hyväksyttiin vuonna 2013. Uudet alueelliset vesienhoitosuunnitelmat astuivat voimaan vuonna 2016. Vuoden 2013 laki edusti merkittävää muutosta vesistöjen hoitosuunnitelmien oikeudellisessa asemassa. Suunnitelmat eivät ole viranomaisia oikeudellisesti sitovia, vaan ne ovat informatiivisia asiakirjoja. Ympäristötavoitteet ja toimenpideohjelma on annettu erillisinä, oikeudellisesti sitovina lakisäätteinä määräyksinä, jotka ovat olleet voimassa vuodesta 2016 lähtien (Jacobsen ym. 2017).

Tanskan ympäristö- ja elintarvikeministeriö (Miljø og Fødevareministeriet) vastaa vesienhoidon suunnittelusta ja pintaveden, pohjaveden, ja suojelualueiden tilan seurannasta. Ministeriö toteuttaa erityisiä ympäristötavoitteita eri vesialueille mukaan lukien pohja- ja pintavedet sekä keinotekoiset ja voimakkaasti muunnetut pintavesialueet. Ihmistoiminta, kuten vesiviljely, maatalous, merenkulku ja teollisuus, ovat vaikuttaneet voimakkaasti Tanskan vesistöjen tilaan. Kaikki Tanskan rannikkovedet on



luokiteltu rehevöitymisen suhteen ongelmallisiksi ja kaikki Tanskan merivedet kohtalaisesti tai merkittävästi heikentyneiksi meren biologisen monimuotoisuuden suhteen (Naturstyrelsen 2012).

Tanskan merialueilla haitallisia aineita on seurattu kansallisessa mittakaavassa vuodesta 1998 kansallisen vesi- ja maaympäristön seurantaan ja arviointiin keskittyneen NOVANA-ohjelman avulla (Hansen 2016). Sedimenteissä olevat haitalliset aineet analysoidaan 5 vuoden välein. Tanskalla on kansallisesti sedimentin ympäristölaatuunormit 14 haitalliselle aineelle tai aineryhmälle (MFVM 2017, Lehoux ym. 2020). Pohjoismaissa raskasmetallit ovat yksi haitta-aineiden pääryhmistä sedimentissä. Esimerkiksi Tanskassa elohopean (Hg), lyijyn (Pb), kadmiumin (Cd) ja kuparin (Cu) yhteenlaskettu osuus ruopattun sedimentin metalleista on tyypillisesti 50–75 %. Näiden lisäksi orgaaniset epäpuhtaudet, kuten PAH:t ja tributyylitina (TBT), vaikuttavat olennaisesti sedimenttien kokonaisympäristöllisyyteen (Stuer-Lauridsen ym. 2005).

**Norja** päivitti vuonna 2015 ympäristölaatuunormeina käytettävät EQS-arvonsa prioriteetti haitta-aineille mahdollistaen vesiympäristön luokittelun viiteen ryhmään: luokat tausta-arvosta (paras) erittäin huonoon tilaan. Metallit eivät yleensä bioakkumuloidu tai kerry ravintoketjussa, minkä vuoksi Norjassa EQS-arvoja ei yleensä johdeta eliöstölle. Sen sijaan enimmäissaantiarvot (Tolerable Daily Intake TDI) on määritetty metalleille. Norjan tulokset noudattavat unionin teknistä ohjeistusta nro 27 vuodelta 2011 (Euroopan komissio 2011) lukuun ottamatta sitä, että Norja normalisoi tulokset 1 %:n hiilifraktion mukaan eikä 5 %:n fraktioon kuten ohjeessa suositellaan. Muutoksen perusteena on Norjan erilainen geologia. NIVA konsulttiyhtiö päivitti vuonna 2014 Norjan EQS-arvot (Miljødirektoratet 2014), jotka ympäristöministeriö vahvisti vuonna 2016 (Miljødirektoratet 2016).

Norjassa on käytössä sedimenttien metalleille riskiperusteinen lähestymistapa, joka huomioi sedimentin taustapitoisuudet. Käytetyt taustapitoisuudet ovat peräisin OSPAR-puitesopimuksen laatimista merellisistä taustapitoisuuksista, jotka on raportoitu jo vuonna 2006 (OSPAR 2006). Tässä raportissa "taustapitoisuudet" määritellään arviointivälineiksi, jotka on tarkoitettu edustamaan tiettyjen haitallisten aineiden pitoisuuksia, joita odotettaisiin löytyvän Koillis-Atlantilla, ellei tiettyä teollista kehitystä olisi tapahtunut. Taustapitoisuudet edustavat siten näiden haitallisten aineiden pitoisuuksia "syRJäisillä" alueilla tai "koskemattomissa" olosuhteissa ilman merkittäviä mineralisaatiovaikutuksia.

**Ruotsilla** on muutamia ympäristölaatuunormeja liittyen meren sedimentteihin (Taulukko 1, Havsoch Vattenmyndigheten 2013, 2019). Ruotsi käyttää myös Norjassa laadittuja kynnyсарvoja, kun mitattuja pitoisuuksia vertaillaan ekotoksikologisiin vaikutuksiin. Lisäksi Ruotsissa hyödynnetään vertailuarvioina mm. Yhdysvalloissa ja Kanadassa käytössä olevia arvoja (käsitellään kappaleissa 4.3.1 ja 4.3.2) sekä OSPAR-yleissopimuksen kehittämiä raja-arvoja (Swedish EPA 2002).

Ruotsin ympäristövirasto on määrittänyt kullekin haitalliselle aineelle viisi pitoisuusluokkaa niiden esiintymisen funktiona kaikissa sedimentinäytteissä, jotka on kerätty vuosina 1986–2014 (Josefsson 2017). Luokat eivät liity ekotoksikologisiin vaikutuksiin, vaan ainoastaan näytteiden runsauteen ja aineiden esiintymiseen näytteissä. Tämän lähestymistavan tarkoituksena on antaa yleiskuva Ruotsin haitallisten aineiden tasosta. Siten pyritään tunnistamaan suurimpia mahdollisia uhkia sekä tarjoamaan taustatietoja eri teollisuuden alojen vaikutuksista puhdistustarpeiden ja -tavoitteiden määrittämistä varten (Eriksson 2017).

**Taulukko 1. Kansallisia EQS-arvoja meri- sekä makean veden sedimenteille pohjoismaissa (mg/kg kuivapainoa, Olsen ym. 2020 ja Ruotsin kuparin osalta Sahlin & Ågerstrand 2018).**

Haitta-aine	Tanska <sup>1</sup>	Norja <sup>2</sup>	Ruotsi <sup>3</sup>
Alakloori		0,0003 (MR)	
Antraseeni	0,024 (SV) 0,0048 (MPV)	0,0046 (MR)	0,0024 <sup>a</sup> (EM)
Arseeni		18 (EM)	
Bisfenoli-A		0,0011 (EM)	
Bromatut difenyylietterit		0,062 (MR) 0,31 (FW)	
Lyijy	163 (SV, MP)	150 (MR) 66 (FW)	130 (SV) 120 (MP)
Kadmium	3,8 (SV, MPV)	2,5 (MR)	2,3 (EM)
Kloorialkaanit C10-C13		0,8 (MR)	
Klorfenvinfossi		0,0005 (MR)	
klorpyrifossi		0,0013 (MR)	
Kromi		660 (EM)	
Kupari		84 (EM)	36 (SV) 52 (MR)
DDT yhteensä		0,015 (EM)	
para-para-DDT		0,006 (EM)	
Dekametyylisyklopentasiloksaani (D5)		0,044 (EM)	
Di(2-etyyliheksyyli) ftalaatti (DEHP)		10 (MR)	
Diflubentsuroni		0,000184 (EM)	
Dioksiini ja dioksiinin kaltaiset PCBt <sup>4</sup>		8.6 x 10 <sup>-7</sup> TEQ (MR)	
Dodekyylifenoli sisältäen isomeerit		0,0044 (EM)	
Endosulfaani		0,00007 (MR)	
Etinyyliestradioli	17,3 x 10 <sup>-6</sup> 3,428 x 10 <sup>-4</sup> x fOC (SV, MPV)		
Fluoranteeni		0,40 (MR)	2,0 <sup>a</sup> (EM)
Heksabromisyklododekaani (HBCD) <sup>5</sup>		0,034 (MR) 0,17 (MV)	
Heksaklooribentseeni		0,017 (MR)	
Heksaklooributadieeni		0,049 (MR)	
Heksakloorisykloheksaani		0,000074 (MR) 0,00074 (MV)	
Klooratut parafiinit (keskiketjuiset)		4,6 (EM)	
Elohopea ja elohopeayhdisteet		0,52 (MR)	
Metyyli-naftaleenit: 1-metyyli-naftaleeni 2-metyyli-naftaleeni Dimetyyli-naftaleenit Trimetyyli-naftaleenit	Σ=0,478 x fOC (SV, MPV)		
Metyyli-tert-butylietteri (MTBE)	0,081 (SV, MPV)		
Naftaleeni	0.138 (SV, MPV)	0.027 (MR)	
Nikkeli ja nikkelyhdisteet		42 (MR)	

Haitta-aine	Tanska <sup>1</sup>	Norja <sup>2</sup>	Ruotsi <sup>3</sup>
Nonyylifenoli	25 x fOC (SV) 2,5 x fOC (MPV)	0,0016 (MR)	
Oktyylifenoli	39,3 x fOC (SV) 3,93 x fOC (MPV)	0,0003 (MR) 0,003 (MV)	
<b>PAH-yhdisteet</b>			
Asenaftyleeni		0,033 (EM)	
Asenaftteeni		0,10 (EM)	
Bentso(a)antraseeni		0,06 (EM)	
Bentso(a)pyreeni		0,18 (MR)	
Bentso(b)fluoranteeni		0,14 (MR)	
Bentso(k)fluoranteeni		0,14 (MR)	
Bentso(g,h,i)peryleeni		0,084 (MR)	
Kryseeni		0,28 (EM)	
Dibentso(a)antraseeni		0,027 (EM)	
Fluoreeni		0,15 (EM)	
indeno[1,2,3-cd]pyreeni		0,063 (MR)	
Fenantreeni		0,78 (EM)	
Pyreeni		0,084 (EM)	
Pentaklooribentseeni		0,4 (MR)	
Pentakloorifenoli		0,014 (MR)	
Perfluoro-oktaanihappo (PFOA)		0,071 (EM)	
Perfluoriooktaanisulfonaatti ja sen johdannaiset (PFOS)		0,00023 (MR) 0,0023 (MV)	
PCB7		0,0041 (EM)	
Strontium	75 (SV)		
Hopea	1.5 (SV) 13 (MPV)		
1,2,4-triatsoli	5,5 x fOC (SV) 0,55 x fOC (MPV)		
Teflobentsuroni		0,0000004 (EM)	
Tetrabromibisfenoli A (TBBPA)		0,108 (EM)	
Tributyyliinayhdisteet (TBT kationi)		0,000002 (MR)	0,0016 <sup>a</sup> (EM)
Trifenyyliitina		3,61 E <sup>-05</sup> (EM)	
Triklooribentseenit		0,0056 (MR)	
Triklosaani		0,009 (EM)	
Trifluraliini		1,6 (MR)	
Tris(2-kloorietyyli)fosfaatti (TCEP)		0,0716 (EM)	
Tris(2-kloori-1-metyylietyyli)fosfaatti (TCPP)	111 x fOC (SV) 11,1 x fOC (MPV)		
Vanadiini	23,6 (SV, MPV)		
Sinkki		139 (EM)	

MR = merenrannikko, SV = sisävedet, MPV = muut pintavedet, MV = makea vesi, EM = Ei määritelty vesistötyyppi.

<sup>1</sup> MFVM 2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr 1625 af 19/12/2017. Miljø- og Fødevarerministeriet, Miljøstyrelsen, j.nr. SVANA-400-00066. fOC is the fraction of organic matter in the sediment.

<sup>2</sup> Miljødirektoratet 2016 (M608). EQS for priority substances and hazardous substances in sediments are given for coastal water and freshwater, EQS in Norway correspond to Class II in the national classification system of chemical condition. EQSs for other EU-chosen substances and water region specific substances are not discriminated between coastal and fresh water.

<sup>3</sup> HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.

<sup>4</sup> sisältää seuraavat aineet/yhdisteet: 7 polykloorattuja dibentso-p-dioksiineja (PCDDs): 2,3,7,8T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8-6CDD (CAS 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9). 10 polykloorattuja dibentsofuraaneja (PCDFs): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0). 12 dioksiinin kaltaisia polykloorattuja bifenyylejä (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5'-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5'-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5'-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 156, CAS 3838008-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-726), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).

<sup>5</sup> Tämä sisältää seuraavat: 1,3,5,7,9,11- heksabromisyklododekaani (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10-heksabromisyklododekaani (CAS 3194-55-6), α- heksabromisyklododekaani (CAS 134237-50-6), β- heksabromisyklododekaani (CAS 134237-51-7) ja γ-heksabromisyklododekaani (CAS 134237-52-8).

<sup>a</sup> Sedimentin EQS-arvo suhteutettu 5 % orgaanisen hiilen pitoisuuteen. Normalisointia tarvitaan, jos sedimentin orgaanisen aineksen pitoisuus suurempi kuin 5 %. Ruotsin EQS-arvot sedimentille on määritetty perustuen 5 % hiilipitoisuuteen paitsi kadmiumille ja lyijy-yhdisteille, joiden arvot ovat normalisoituja vertailun vuoksi.

## 4.2.4 Kansalliset viitearvot sedimentille eri Euroopan maissa

### 4.2.4.1 Saksa

Vesipolitiikan puitedirektiivin prioriteettiaineiden ja vesialuekohtaisten haitta-aineiden raportoinnin perustana ovat vesialuekohtaiset hoitosuunnitelmat vuodelta 2015, jotka Saksassa perustuvat kansalliseen asetukseen pintavesistä (Oberflächengewässerverordnung, OGewV, 2011<sup>32</sup>). Asetuksella implementoitiin unionin prioriteettiainedirektiivi (2008/105 /EU). Kansalliset vesialuekohtaiset kynnysarvot haitta-aineille (sisältyvät OGewV 2011) ovat pääosin peräisin Euroopan neuvoston tiettyjen yhteisön vesiympäristöön päästettyjen vaarallisten aineiden aiheuttamasta pilaantumisesta annetusta direktiivistä (776/464/ETY<sup>33</sup>). Osa prioriteettiaineiden vesialuekohtaisista arvoista on johdettu päivitetyn prioriteettiainedirektiivin (2013/39/EU) mukaisesti. Osalla prioriteettiaineista kynnysarvot poikkeavat päivitetystä direktiivissä vahvistetuista arvoista. Vuoden 2011 kansallinen

<sup>32</sup> OGewV, 2011. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). [https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?start=%2F%2F%5B%40attr\\_id%3D%27bgbl111s1429.pdf%27%5D#\\_\\_bgbl\\_\\_%2F%2F%5B%40attr\\_id%3D%27bgbl111s1429.pdf%27%5D\\_\\_1547133100804](https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?start=%2F%2F%5B%40attr_id%3D%27bgbl111s1429.pdf%27%5D#__bgbl__%2F%2F%5B%40attr_id%3D%27bgbl111s1429.pdf%27%5D__1547133100804)

<sup>33</sup> Neuvoston direktiivi, annettu 4 päivänä toukokuuta 1976, tiettyjen yhteisön vesiympäristöön päästettyjen vaarallisten aineiden aiheuttamasta pilaantumisesta (76/464/ETY) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31976L0464&from=EN>

asetus korvattiin päivitetystä asetuksella vuodesta 2016 alkaen, joka toteuttaa direktiiviä 2013/39/EU. Nykyisellään seuranta on asetuksen OGewV 2016:n<sup>34</sup> mukaista (Tornero ym. 2019).

Saksa pyrkii kansallisen vesiensuojelulain avulla saavuttamaan vesien hyvän ekologisen ja kemiallisen tilan. Saksalla on myös vakiintuneet ympäristöseurantavaatimukset. Pintavesiasetuksessa asetetaan tavoitepitoisuudet sedimentille ja suspendoituneille aineille. Näillä tavoitteilla pyritään minimoimaan haitalliset päästöt. Lainsäädäntö sallii myös jokialuekohtaisten ympäristölaatu normien laatimisen. Osavaltiot ovatkin laatineet liittovaltion ohjeiden perusteella vaatimuksia sedimenttien ja suspendoituneiden aineiden tutkimuksille. Tutkimuksia toteutetaan vesimuodostumien tilan arvioimiseksi, pitkän aikavälin trendien määrittämiseksi ja pilaantuneiden alueiden inventoimiseksi. Nämä vaatimukset eivät perustu lainsäädäntöön. Elben ja Reinin vesi- ja valuma-alueille on luotu säätelykehys ja kehitetty ympäristölaatu normeja, jotka toimivat esimerkkeinä muille alueille (CIS 2022).

Elben kansainvälisen suojelukomission (ICPER) jäsenmaat päättivät laatia yhteisesti sedimenttien hallintakonseptin valmistellessaan vesienhoitojaksoa vuosille 2016–2021 (IKSE 2015). Ensimmäistä kertaa kehitettiin suurelle kansainväliselle vesialueelle vesienhoidon suunnittelun tueksi sedimentin hallintakokonaisuus. Hallintakonseptissa haitallisten aineiden lähteinä huomioidaan pistemäiset kuormituslähteet, sedimentit/historialliset sedimentit, vanhat päästölähteet kuten suljetut kaatopaikat ja vanhat kaivosalueet, jotka sijaitsevat vesistön valuma-alueella sekä muut päästölähteet kuten esim. kaupunkien hulevesikuormitus ja jätevedet. Hallintakonseptin mukaan sedimenttien hydrodynamikasta riippuen ne voivat toimia joko nieluna tai lähteinä haitallisille aineille. Laadullisesta näkökulmasta päästölähteisiin liittyviä suosituksia annettiin mm. pistemäisen kuormituksen vähentämisestä, historiallisten haitallisten aineiden hallinnasta, uudelleen mobilisoitumiselle alttiiden historiallisten sedimenttikerrosten poistamisesta, hienojakoisten sedimenttien hallinnasta joessa, pilaantuneiden hienojakoisten sedimenttien kulkeutumisen estämisestä kaupunkialueilta sekä nielujen käytöstä ja hallinnasta. Hallintakonseptissa on peräti 38 päästölähteisiin liittyvää suositusta todistetusti toimivista hallintakäytännöistä ja teknisistä ratkaisuista. (IKSE 2014, 2015, CIS 2022.)

Taulukossa 2 on lueteltu Elben vesialueen kannalta merkityksellisiä epäorgaanisia ja orgaanisia haitallisia aineita tai ryhmiä sekä niille johdetut alemmat ja ylempät kynnysarvot (LTV ja UTV).

**Taulukko 2. Elben vesialueella käytössä olevat sedimentin haitallisten aineiden kynnysarvot. Käytössä on alempi (LTV) ja ylempi (UVT) raja-arvo (IKSE 2014, Carls ym. 2021, CIS 2022).**

Aine tai aineryhmä	Alempi kynnysarvo	Ylempi kynnysarvo
<b>Metallit mg/kg k.p.</b>		
Arseeni	7,9	40
Kadmium	0,22	2,3
Kromi	26	640
Kupari	14	160
Elohopea	0,15	0,47
Nikkeli	3	53
Lyijy	25	53
Sinkki	200	800
<b>PCB-yhdisteet µg/kg k.p.</b>		
PCB 28	0,04	20
PCB 52	0,1	20

<sup>34</sup> OGewV, 2016. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373). [https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv\\_2016/OGewV.pdf](https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf)

Aine tai aineryhmä	Alempi kynnysarvo	Ylempi kynnysarvo
PCB 101	0,54	20
PCB 118	0,43	20
PCB 138	1	20
PCB 153	1,5	20
PCB 180	0,44	20
<b>7 PCB:n summa</b>	-	140
<b>Orgaaniset yhdisteet ja torjunta-aineet µg/kg k.p.</b>		
α-HCH	0,5	1,5
β-HCH	5	5
γ-HCH	0,5	1,5
DDT	1	3
DDE	0,31	6,8
DDD	0,06	3,2
Pentaklooribentseeni (PeCB)	1	400
Heksaklooribentseeni (HCB)	0,0004	17
Tributyyliitina (TBT)	0,02	20
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt µg/kg k.p.</b>		
Bentso(a)pyreeni	10	600
Antraseeni	30	310
Fluoranteeni	180	250
5 PAH-yhdisteen summa: Bentso(a)pyreeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(b)fluoranteeni, Indeno(1,2,3-cd)pyreeni, Bentso(g,h,i)peryleeni	600	2500
PCDD/F ng TEQ/kg	5	20

Alempi kynnysarvo on ainekohtainen raja-arvo, jonka alapuolelle jäävillä pitoisuuksilla nykyisen tietämyksen mukaan voidaan kaikki hyvästä sedimentin tilasta riippuvaiset vesienhoitotavoitteet saavuttaa riippumatta ajasta tai sijainnista. Nämä vesienhoidon tavoitteet sisältävät vesistöjen hyvän kemiallisen ja ekologisen tilan, vesistön eliöyhteisöjen eheyden, maaperän suojelun (tulvamaat, kosteikot) ja ihmisten terveyden suojelun. Ylemmät kynnysarvot on johdettu enimmäkseen perustuen arvoihin, jotka on saatu ympäristölaatu normien (EQS) määrittämis menetelmillä. Jos tällaisia ei ole ollut saatavilla, voidaan käyttää ekotoksikologisesti johdettuja arvoja (paras tietämys) tai tiukimpia käytettävissä olevia kansallisia säätelyarvoja (hyvä ammattikäytäntö). Itseasiassa monet käytetyt arvot, etenkin alemmista arvoista, ovat samoja kuin Belgiassa (De Deckere 2011) ja muutamat unionin standardiarvoja kaloille. Arvot ovat tarkemmin kuvattu lähteittäin Carls ym. (2021) esityksessä.

Sedimentin hallintakonseptin mukaan ylempään kynnysarvon ylittyminen edellyttää tarkempaa päästölähteisiin liittyvää riskianalyysyä yhdistettynä toimenpidesuosituksen kehittämiseen (IKSE 2014). Alempaa kynnysarvoa käyttäen Elben vesialueen päätöksentekijät laskevat sedimentin laatuindeksin (SQI) kuvaamaan ajallisia ja alueellisia muutoksia (trendejä) sekä haitallisten aineiden pitoisuuksia suspendoituneissa aineksessa ja sedimentissä (Carls ym. 2021).

#### 4.2.4.2 Alankomaat

Alankomaissa käynnistyi vuonna 1989 Setting Integrated Environmental Quality Standards -projekti (SIEQS). Sen ensimmäisiä tuloksia oli ehdotus menetelmästä, jolla määriteltäisiin yleisesti käytettävät

arvot haitallisten aineiden riskinarviointia varten. Kyseisessä lähestymistavassa merkityksetön pitoisuus (tavoitearvo, The Negligible Concentration NC) on alempi raja-arvo, jonka alapuolella riskit haitallisille vaikutuksille ovat merkityksettömät. Suurin hyväksyttävä pitoisuus (toimenpidearvo, Maximum Permissible Concentration, MCP) puolestaan edustaa pitoisuutta, jonka yläpuolella riskit haitallisille vaikutuksille eivät ole hyväksyttävissä. Suurempaa MPC-arvoa käytettiin pitkään Alankomaissa ympäristölaatonormina ja raja-arvona. Tällaista lähestymistapaa pidettiin kuitenkin epärealistisena, sillä määritetyt arvot olivat usein alhaisempia kuin luonnosta löytyneet taustapitoisuudet. Arvoja korjattiin myöhemmin lisäämällä MPC-arvoon taustapitoisuus. Maaperälle ja sedimenteille määritetyt vertailuarvot olivat käytössä aina vuoteen 2009 saakka (Hübner ym. 2009). Tämänkin jälkeen niitä on käytetty referenssiarvoina joissakin tapauksissa myös sedimenteille.

Alankomaiden maaperänsuojelulakia ei ole sovellettu sedimentteihin vesilain tultua voimaan vuonna 2009. Ennen tätä maaperänsuojelulaki sisälsi toimintamalleja sedimenttien puhdistamiseksi. Nykyään sedimenttien laatua säännellään kiinteänä osana vesienhoidon suunnitteluprosessia; ei ole enää yksittäinen tavoite (Kuva 3 ja 4). Veden laadunhallinnan vuokaaviota noudatetaan, jos veden laatustandardit ylittyvät (Kuva 4). Sedimenttitutkimuksilla määritetään kokeellisesti, onko sedimenteillä negatiivista vaikutusta veden laatu tavoitteiden saavuttamiseen. Jos näin on, määritetään haitta-aineiden pitoisuudet ja lasketaan sedimentin vaikutus veden laatuun. Sedimenttien puhdistamista edellytetään vain, jos on olemassa tehokas menetelmä vesilain ja vesiputedirektiivin tavoitteiden saavuttamiseksi. Maaperälle, sedimenteille ja ruopatulle materiaalille aikaisemmin käytettyjä tavoite- ja toimenpidearvoja voidaan edelleen käyttää osoittamaan, voivatko sedimentit aiheuttaa riskejä (Apitz 2019). Kyseisten arvojen määrittämisestä sekä arvot löytyvät kootusti Verbruggen ym. (2001) (ekologiset arvot) ja Lijzen ym. (2001) (ekologiset sekä ihmisvaikutukset integroiva lähestyminen) raporteista sekä myös NOAA-verkkosivuilla olevasta koontitaulukosta<sup>35</sup>.

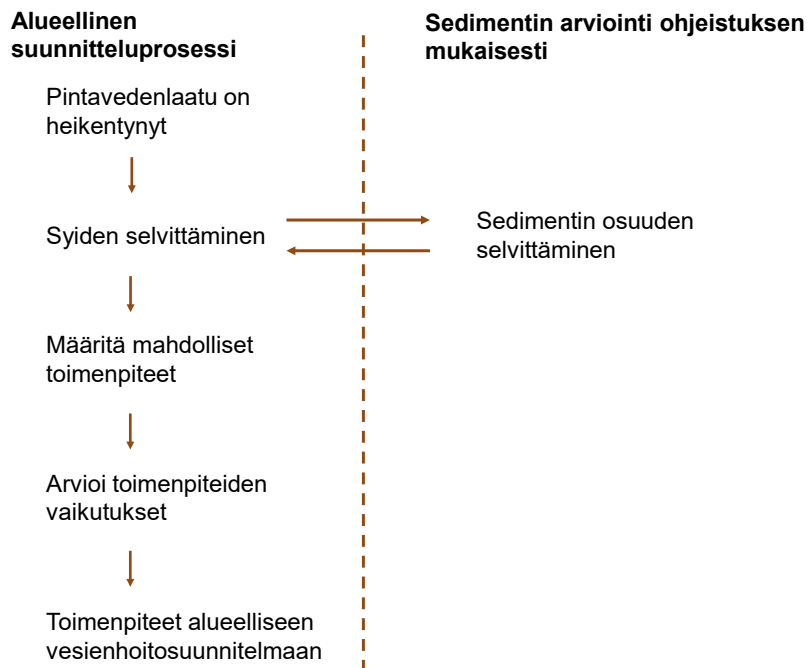
Alankomaiden vesilaissa sedimenttien arvioinnissa käytetään käsitettä ”alueellisesti laadittu”. Käsite tähtää aluesuunnitteluprosessissa ja tarkemmin vesisuunnitelmissa alueelle suunniteltuihin toimintoihin ja tavoitteisiin, jotka määritetään yhdessä sidosryhmien kanssa. Tavoitteet liittyvät turvallisuuteen, veden määrään ja laatuun. Vesijärjestelmien toiminnot ja tavoitteet on määritelty kansallisessa vesisuunnitelmassa (National Water Plan), alueellisissa vesisuunnitelmissa ja sikäli, kun edellä mainitut suunnitelmat sen sallivat, valtion ja vesilautakuntien hoitosuunnitelmissa. Muita suunnitteluprosesseja, joissa sedimenteillä voi olla merkitystä, ovat aluesuunnittelun suunnitteluprosessit, Natura 2000 -verkoston suojelusuunnitelmat ja kunnalliset vesihuoltosuunnitelmat. Viimeksi mainittujen suunnitteluprosessien toimenpiteet ovat osittain mukana vesisuunnitelmissa (Hin ym. 2010).

Vesiputedirektiivin pintaveden laatu normien mukaisesti toimivaltainen viranomais määrittää, onko vesijärjestelmän pintaveden tila luokiteltavaksi hyväksi. Jos näin ei ole, toimivaltainen vesiviranomais kartoittaa yhdessä aluesuunnittelun sidosryhmien kanssa prosessit ja tekijät, mitkä vaikuttavat huonontuneeseen pintaveden tilaan. Selvitysten perusteella aluesuunnitteluprosessissa arvioidaan mahdollisten toimenpiteiden kustannustehokkuus, erilaiset näkökohdat ja niiden suhteet sekä toimien julkinen merkitys. Mikäli toimenpiteet suunniteltujen tavoitteiden saavuttamiseksi eivät ole teknisesti toteutettavissa tai ovat suhteettoman kalliita, aluesuunnitteluprosessissa voidaan päättää tutkia mahdollisuuksia muuttaa vesialueelle suunniteltuja toimintoja, lykätä tavoitteiden saavuttamista tai alentaa tavoitteita. Vesialueelle suunnitellut toiminnot ja -tavoitteet sekä mahdolliset toimenpidekokonaisuudet sisällytetään vesien hallintasuunnitelmiin. Jos laatu tavoitteita ei saavuteta, mahdolliset syyt kuvataan suunnitteluprosessin yhteydessä (Hin ym. 2010).

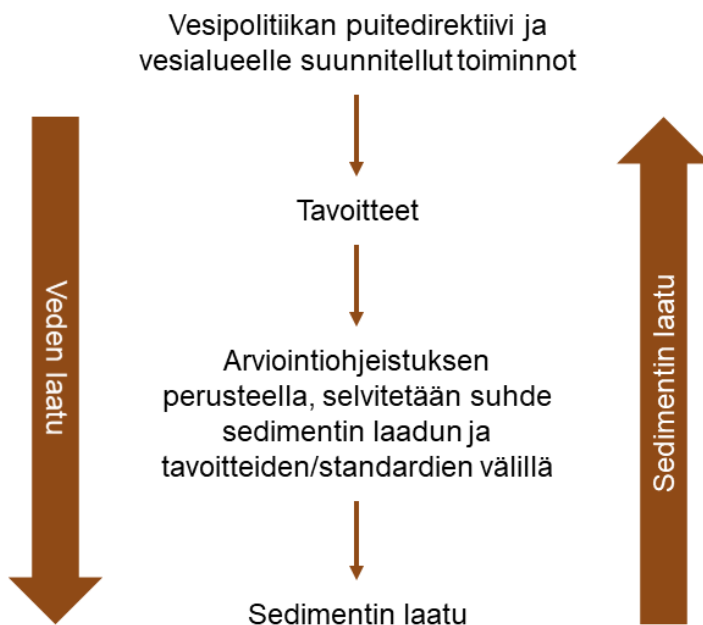
Vesilakia koskevassa täytäntöönpanoasetuksessa on määritetty puitteet, joiden avulla voidaan selvittää, estääkö sedimentti tietyn kemiallisen ja ekologisen laadun saavuttamisen osana alueellista vesijärjestelmää. Arvioinnin toteutuksesta on julkaistu ohjeasiakirja (Hin ym. 2010). Alankomaissa

<sup>35</sup> <https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/SQuiRTs.pdf>.

arviointi voidaan aloittaa myös sedimentistä. Tätä lähtökohtaa voidaan käyttää pintavesille, joilla ei ole olemassa veden kemiallisen tilan seuranta vesijärjestelmän tavoitteiden suhteen ja joita ei ole luokiteltu vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisesti pintavesimuodostumiksi. Epäily mahdollisesti pilaantuneesta sedimentistä voi toimia myös motiivina hyödyntää ohjekirjaa sedimentin laadunarvioinnissa (Hin ym. 2010).



Kuva 3. Alankomaiden alueellinen vesienhoidon suunnitteluprosessi, jossa sedimentti on yksi osatekijä arvioitaessa pintaveden laatuun vaikuttavia muutostekijöitä (mukailtu Hin ym. 2010).



Kuva 4. Veden laadunhallinnan vuokaavio, jota noudatetaan Alankomaissa. Jos veden laatunormit ylittyvät sovelletaan sedimentin arviointiin tehtyä ohjeistusta (mukailtu Hin ym. 2010)



#### 4.2.4.3 Belgia

Belgiassa liittovaltion vastuulla on vesiasioiden hallinta sekä alueellisella että liittovaltion tasolla. Liittovaltion ja alueiden viranomaisten vastuiden tai standardien välillä ei ole hierarkiaa. Alueet vastaavat alueillaan ympäristö- ja vesipolitiikasta (mukaan lukien juomaveden tekniset säännökset), maankäytön kehittämisestä, luonnonsuojelusta ja julkisista töistä. Liittovaltion hallitus on puolestaan vastuussa muun muassa juomaveden hinnoittelusta koko Belgian alueella ja mm. rannikko- ja Belgian aluevesien suojelusta. Jokien valuma-aluekohtaisten vesienhoitosuunnitelmien (vesipiirin hoitosuunnitelmat) koordinointi tapahtuu kansallisella ja kansainvälisellä tasolla, mutta hoitosuunnitelmien suunnittelu alueellisella tasolla lukuun ottamatta liittovaltion vastuulla olevia rannikkovesistä (Euroopan komissio 2015).

Kansainvälinen vesienhoitosuunnitelmien koordinointi naapurimaiden ja tärkeimpien Belgian sidosryhmien kanssa (osavaltio ja alueet) toteutetaan kansainvälisissä Scheldtin komissiossa (Gentin sopimus<sup>36</sup>) ja Meusen komissiossa (Gentin sopimus<sup>37</sup>). Liittovaltion viranomaisen lisäksi kolme belgialaista aluetta ovat osapuolina näissä komissioissa. Vallonian alue ei ole kansainvälisten Reinin, Moselin tai Saarlin suojelukomissioiden osapuoli, mutta tekee yhteistyötä näiden komissioiden kanssa (tarkkailijan asema). Seinelle ei ole perustettu kansainvälistä komissiota, mutta sen vesienhoitosuunnitelma on toimitettu Ranskan toimivaltaisille alueviranomaisille (Euroopan komissio 2015).

Belgian sisäinen koordinointi tapahtuu Kansainvälisen ympäristöpolitiikan koordinoitokomiteassa (CCIEP). Komitean yhteistyösopimus solmittiin vuonna 1995 liittovaltion, Flanderin ja Vallonian alueiden sekä Brysselin pääkaupunkialueen kesken. Brysselin pääkaupunkiseudulla tärkein toimivaltainen viranomainen on Brysselin pääkaupunkialueen hallitus, joka vahvistaa seurantaohjelmat ja Brysselin aluetta koskevan toimenpideohjelman laatimisen. Vallonian alueella toimivaltainen taho on hallitus, jota kuitenkin edustaa hallintoviranomaisena Vallonian julkinen palvelu ("Service public de Wallonie", SPW). Flanderin alueen osalta toimivaltainen viranomainen on integroidun vesipolitiikan koordinoitokomitea (CIW) (Euroopan komissio 2015).

Vesialueelle kohdistuvia ympäristöpaineita pidetään merkittävänä, jos on olemassa vaara, että vesipolitiikan puitedirektiivin tavoitteita ei saavuteta. Flanderin vesienhoitosuunnitelmissa todetaan, että nämä paineet liittyvät yleensä intensiiviseen maankäyttöön, väestönkasvun aiheuttamiin paineisiin, taloudelliseen toimintaan ja alueilta, jokialueilta sekä muista maista kulkeutuviin haitallisiin aineisiin. Flanderin alueella myös sedimenttien seurantatietoja kerätään ja käytetään sedimenttien ja vedenlaadun arviointiin. Sen sijaan Brysselin alueella seuranta on kohdistettu pintavesien tilaan. Vallonian alueella ruoppausta ja ruoppausmassojen läjitystä pidetään yhtenä merkittävä ympäristöpaineita aiheuttavana tekijänä. Sedimentit eivät tästä huolimatta ole mukana vedenlaadun seurannoissa (Euroopan komissio 2015).

Flanderin vesialueilla seurattavat parametrit ja seurantatiheys on kirjattu alueellisiin vesienhoitosuunnitelmiin. Kaikkia laatutekijöitä seurataan sekä joista että järvistä. Sedimenttien seurantaohjelmalla seurataan sedimenttien fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia, ekotoksikologiaa ja biologiaa. Schelden vesialueella on yhtenäinen seurantaverkosto, johon kuuluu 14 seurantapistettä, joissa monitoroidaan yhteensä 36:tta kemiallista ja fysikaalis-kemiallista parametria neljän viikon välein. Kerran vuodessa tehdään raportti, jossa arvioidaan veden kemiallisen laadun kehitystä. Kyseistä seurantaohjelmaa on edelleen laajennettu. Scaldwin-projektiin sisältyy rajat ylittävä sedimenttikuormien seuranta (Euroopan komissio 2015).

Flanderissa, Belgian pohjoisosassa, kehitettiin ohjearvot makean veden sedimentille. Ne vahvistettiin kansallisella säädöksellä heinäkuussa 2010 (Taulukko 3). Ohjearvoja käytetään myös

<sup>36</sup> Agreement on the Scheldt River, Ghent, annettu 3 päivänä joulukuuta 2002, [http://www.isc-cie.com/members/docs/documents/4\\_653.pdf](http://www.isc-cie.com/members/docs/documents/4_653.pdf)

<sup>37</sup> Agreement on the Meuse River, Ghent, annettu 3 päivänä joulukuuta 2002, <http://www.meuse-maas.be/files/files/FR1.pdf>

jokien ja meren vaihtumisvyöhykkeiden sedimenttien kemiallisen tilan arvioinnissa. Nämä ohjearvot korvasivat vanhat ohjeet, jotka perustuivat 12 referenssialueen geometriseen keskiarvoon (Babut ym. 2005). Flanderin asetuksissa määritellyt ohjearvot käsittävät laatu­normit pintavedelle, pohjavedelle ja sedimentille. Ohjearvot kuvaavat pitoisuutta, joka tulisi saavuttaa tai ylläpitää. Ne eivät toimi tiukko­ina kunnostuskriteereinä (de Deckere ym. 2011). Sedimentin ohjearvojen kehittämisen­lä on pyritty vesien biologisen monimuotoisuuden, erityisesti sedimentissä elävien organismien suo­jeluun.

Ohjearvoja kehitettäessä on pyritty aikaisempaa tieteellisempään lähestymistapaan. Taustalla on laaja sedimenttien seurantatietokanta (TRIAD monitorointiverkosto), joka sisältää tietoa sedimenttien fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista, haitta-ainepitoisuuksista ja pohjaeliöyhteisöistä sekä aineiden ekotoksikologiasta. Näiden perusteella on laskettu haitallisille aineille sedimenttien ohjearvojen (SQG) perustana olevat vaikuttavat pitoisuudet (Sediment Effect Concentration SEC). SEC-arvot perustuvat ekologisiin vaikutuksiin, tarkemmin alhaisimpiin ja vakaviin vaikutustasoihin (LEL / SEL) sekä ekotoksikologisiin vasteisiin, joita ovat kynnysarvopitoisuus (TEL) ja todennäköisesti vaikutuksia aiheuttava pitoisuustaso (PEL). Keskimääräisten SEC-arvojen perusteella määritetään viisi sedimentin laatu­luokkaa (de Deckere ym. 2011). Flanderin alueen ohjearvoja käytetään pääasiassa indikoimaan sedimenttien lisätutkimustarvetta.

**Taulukko 3. Flandersin alueen sedimentin ohjearvot (SQG), jotka julkaistiin heinäkuussa vuonna 2010 (de Deckere ym. 2011).**

Haitallinen aine	Sedimentin ohjearvo	Haitallinen aine	Sedimentin ohjearvo
<b>Prioriteettiaine</b>		<b>Muut kuin prioriteettiaineet</b>	
<b>Metallit mg/kg k.p.</b>			
Kadmium	1	Metallit mg/kg k.p.	
Elohopea	0,55	Arseeni	19
Nikkeli	16	Kromi	62
Lyijy	40	Kupari	20
		Sinkki	147
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt µg/kg k.p.</b>		<b>Polyaromaattiset hiilivedyt µg/kg k.p.</b>	
Bentso(a)pyreeni	150	Asenafteni	200
Bentso(b)fluoranteeni	200	Asenaftyleeni	200
Bentso(k)fluoranteeni	200	Bentso(a)antraseeni	150
Bentso(g,h,i)peryleeni	130	Kryseeni	210
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	140	Dibentso(a,h)antraseeni	100
Antraseeni	100	Fenantreeni	210
fluoranteeni	370	Fluoreeni	100
naftaleeni	100	Pyreeni	300
<b>Torjunta-aineet µg/kg k.p.</b>		<b>PCB-yhdisteet µg/kg k.p.</b>	
DDD	0,3	PCB 101	0,4
DDE	0,5	PCB 138	0,7
		PCB 153	0,9
<b>Dioksiinit ja dioksiinin kaltaiset yhdisteet (7 PCDDs + 10 PCDFs + 12 PCB) µg/kg k.p.</b>		PCB 180	0,6
PCB 118	0,3	PCB 28	0,1
		PCB 31	0,1
		PCB 49	0,1
		PCB 52	0,1

Belgiassa sedimenttien ruoppaustoiminta keskittyy pääasiassa Flandersin alueelle. Vuotuinen ruopatun massan määrä on noin 6 miljoonaa m<sup>3</sup>. Ruoppausmassoille kehitetty TRIADE-luokittelu, jossa neljä pilaantuneisuusluokkaa puhtaasta (luokka 1) erittäin pilaantuneeseen (luokka 4). Flanderin jätelainsäädäntö (VLAREA) sallii analysoidun ruoppausmassan luokittelun myös sekundaarisiksi raaka-aineeksi. Tällä perusteella ruoppausmassaa ei enää luokitella jätteeksi, mikä mahdollistaa sen helpomman hyötykäytön (Harrington ja Smith 2013).

#### 4.2.4.4 Ranska

Ranskalla ei ole erityistä lainsäädäntöä mahdollisesti pilaantuneiden sedimenttien hallintaan. Sedimentin hallintatoimet käynnistyvät epäsuorasti, jos veden laatu on huonontunut. Osasyynä huononemiseen voi olla pilaantunut sedimentti. Toisaalta Ranskalla on käytössään erilaisia raja-

kynnys- tai ohjearvoja sedimenteille. Ruoppausmassoja koskevat raja-arvot ovat esitetty CEREMAn (Centre for Studies and Expertise on Risks, the Environment, Mobility and Urban Planning) ja GEODE ryhmän laatimassa ohjeessa (CEREMA & GEODE 2014). GEODE-ryhmän laatima ja CEREMAn kokoama opaskirja on käytännön läheinen ja operatiivinen opas ruoppauksen ja läjittämisen riskinarvioinnin toteuttamiseksi. Se on metodologinen työkalu päätöksenteon tukena nimenomaan ruoppaushankkeen ympäristöterveysriskien arvioimiseksi. Lisäksi Ranskalla on meristrategiadirektiivin seurannassa käytettäviä raja-arvoja, jotka on esitetty liitteissä 1–3. Vaikka näyttää siltä, että osa meristrategiadirektiivin raportoinnissa käytetyistä arvoista on samoja kuin ruoppauksen vaikutusten arvioinnissa käytetty alempi raja-arvo, osa arvoista eroaa selkeästi toisistaan (Taulukko 4).

**Taulukko 4. Ranskan ruoppausmassojen läjityskelpoisuutta ohjaavat raja-arvot (CEREMA & GEODE 2014) sekä meristrategiadirektiivin mukaisessa seurannassa käytettävät sedimentin arvot (Tornero ym. 2019).** Taso 1 (N1) kuvaa tasoa, jossa pitoisuutta voidaan pitää merkityksettömänä eli se on verrattavissa luonnollisiin tausta-arvoihin. Tasojen 1 ja 2 väliin sijoittuva taso voi merkitä lisätutkimusten tarvetta riippuen kohteesta ja siitä, missä määrin taso 1 on ylitetty. Tason 2 (N2) ylittävät arvot vaativat tutkimusta sillä ne viittaavat ympäristö-haittoihin. Läjitys todennäköisesti kielletään. Liitteissä 1–3 on tarkemmin Ranskan meristrategiadirektiivin mukaiset sedimenttiä koskevat ohjearvot.

Aine tai aineryhmä	Alempi taso N1	Ylempi taso N2	MSD:n ohjearvo
<b>Metallit mg/kg k.p.</b>			
Arseeni	25	50	
Kadmium	1,2	2,4	1,2
Kromi	90	180	81
Kupari	45	90	34
Elohopea	0,4	0,8	0,15
Nikkeli	37	74	21
Lyijy	100	200	46,7
Sinkki	276	552	150
<b>PCB-yhdisteet µg/kg k.p.</b>			
PCB 28, 52	5	10	PCB 28 = 1,7 PCB 52 = 2,7
PCB 101, 118, 180	10	20	PCB 118 = 0,6 PCB 101 = 3 PCB 180 = 24
PCB 138, 153	20	40	PCB 138 = 7,9 PCB 153 = 40
<b>Orgaaniset yhdisteet µg/kg k.p.</b>			
TBT	100	400	
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt µg/kg k.p.</b>			
Naftaleeni	160	1130	160
Asenafteeni	15	260	
Asenaftyleeni	40	340	
Fluoreeni	20	280	
Antraseeni	85	590	85
Fenantreeni	240	870	240
Fluoranteeni	600	2850	600

Aine tai aineryhmä	Alempi taso N1	Ylempi taso N2	MSD:n ohjearvo
Pyreeni	500	1500	665
Bentso(a)antraseeni	260	930	261
Kryseeni	380	1590	384
Bentso(b)fluoranteeni	400	900	
Bentso(k)fluoranteeni	200	400	
Bentso(a)pyreeni	430	1015	430
Dibentso(a,h)antraseeni	60	160	
Bentso(g,h,i)peryleeni	1700	5650	85
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	1700	5650	240

Lisäksi INERIS (French National Institute for Industrial Environment and Risks) on julkaissut ohjekirjan ympäristölaatumormien määrittämiseksi (INERIS 2011). Kyseisessä ohjeessa on käytännössä ympäristölaatumormien muodostamistavat mukaan lukien sedimentit, noudattaen vuonna 2011 julkaistuja EU-ohjeita (Euroopan komissio 2011) sekä meri- että makean veden sedimenteille. INERIS on lisäksi tehnyt PNEC/QSsed arvot yhteensä 146 aineelle. Nämä on koottu tämän raportin liitteeseen 4. Arvot on julkaistu kemikaalitietokantana<sup>38</sup>, mutta löytyvät myös ladattavana Excel muodossa<sup>39</sup>, johon INERIS on koonnut myös arvoja muiden tahojen ja valtioiden käyttämistä raja- tai ohjearvoista.

INERIS on erotellut tietokannassaan viralliset kemiallisen tilan arviointiin EU:ssa käytettävät ympäristölaatumormit (EQS-arvot) maininnalla ”EU (2013)”, jotta käyttäjät voivat tunnistaa ne arvoiksi, joista on päästy yhteisymmärrykseen Euroopassa, ja jotka ovat kynnsarvoina vesipuitedirektiivin mukaiselle sääntelylle. Lisäksi Ranskassa on kansallisesti laadittu lista erityisille haitallisille aineille, vesipuitedirektiivin liitteessä VIII olevan ohjeellisen luettelon perusteella. Näiden kansallisesti kiinnostavien aineiden QSeco arvot (arvot, joihin sisältyy samat suojelutavoitteet kuin ympäristölaatumormeilla, pois lukien ihmisten terveys) määritetään kansallisella tasolla.

Ranskassa INERIS tekee ehdotuksia ympäristön ohjearvoista eli VGE-arvoista ekologiasta vastaavalle ministeriölle, perustuen sopimukseen ONEMA:n (French National Agency for Water and Aquatic Environments) kanssa. Portaalissa nämä ilmoitetut VGE:t mainitaan ”INERIS (vuosi)” -merkinnällä. Ekologiasta vastaava ministeriö voi ottaa ne käyttöön ekologisen tilan arvioinnissa kansallisesti sovellettavilla asetuksilla (tähän mennessä on sovellettu 27.7.2015 annettua asetusta). Asetuksen jälkeen ohjearvoja pidetään sääntelyarvoltaan kynnsarvoina, toisin sanoen ympäristölaatumormeina (INERIS 2021). Sedimenttejä koskien käytetään nimitystä PNEC/QSsed. INERIS-tietokannan QSsed-arvot eivät ole samoja kuin ruoppauksen raja-arvot tai meristrategiadirektiivin mukaiseen raportointiin käytettävät arvot. Ranskalla vaikuttaa siis olevan käytössään monenlaisia sedimenttiä koskevia ohje- ja kynnsarvoja, joiden käyttötarkoitus vaihtelee. INERIS-tietokannan sedimenttejä koskevat arvot ovat esitetty kootusti raportin liitteessä 4.

#### 4.2.4.5 Sveitsi

Sveitsissä kartoitettiin STORM-projektissa vuonna 2012, miten sedimentit oli kantoneissa otettu huomioon arvioitaessa vesistöjen tilaa, miten sedimenttejä oli tutkittu ja mitä laatuksiteerejä oli käytetty. Projektissa havaittiin käytännössä erittäin suuria eroja. Siksi todettiin tärkeäksi harmonisoida tutkimusmenetelmiä sekä arviointikriteereitä. Kansallisten säädösten mukaan sedimentin ei tulisi sisältää pysyviä haitallisia aineita, jotka voivat vaikuttaa vesien tilaan, kertyä eliöihin ja häiritä

<sup>38</sup> <https://substances.ineris.fr/fr/page/9#sediments>

<sup>39</sup> [https://substances.ineris.fr/exportFile?f=DRC-19-181216-06491B\\_VG\\_sed\\_22042020.xlsx](https://substances.ineris.fr/exportFile?f=DRC-19-181216-06491B_VG_sed_22042020.xlsx)

eliöyhteisöjä tai vaarantaa ihmisten terveyttä. Kansallisesti ei ollut asetettu kvantitatiivisia kriteerejä sedimentin tilan arvioimiseksi. Sääntely edellytti myös sedimenttien tilan seuranta (Flück ym. 2012).

Sedimentin ohjearvojen puuttuessa monien kantonien viranomaiset käyttivät raja-arvoina maaperän pilaantuneisuutta kuvaavia ohjearvoja yhdessä Reinjoelle kansainvälisesti asetettujen tavoitteiden kanssa. Monet kantonit sijaitsevat Reinjoen valuma-alueella. STORM-projektin kyselytutkimus osoitti selvän tarpeen sedimenttiä koskeville laatonormeille tai ohjearvoille sekä tutkimusmenetelmien harmonisoinnille. Lisäksi todettiin tarve TRIAD-tyyppiselle kokonaisvaltaiselle riskinarvioinnille, jossa huomioidaan useampia tutkimusnäyttöön perustuvia todistelinjoja. Niihin sisältyy ekotoksikologisia testejä, eliöyhteisön tilan *in situ* -tutkimuksia ja pitoisuuksien analysointia (Flück ym. 2012).

STORM-projekti esitti kansallisten TEC- (Threshold Effect Concentration) ja PEC-arvojen (Probable Effect Concentration) määrittämistä sedimenttien haitallisille aineille (Flück ym. 2012). Sveitsissä laadittiin virallinen sedimenttien laadun seurantastrategia, johon sisältyi sedimentin ympäristölaatu normit 20 aineelle tai aineryhmälle (Centre Ecotox 2020). Sedimentin EQS-arvot on johdettu pintaveden kroonisista EQS-arvoista<sup>40</sup> soveltaen tasapainojakautumiskertoimen käyttöön perustuvaa lähestymistapaa (Casado-Martinez ym. 2018). Tämän lisäksi Sveitsissä on tehty menetelmäkehitystä ja muun muassa tutkittu harvasukasmatojen avulla muodostettavien kynnsarvojen käyttämistä TEC- ja PEC- arvojen johtamiseen (Vivien ym. 2020). Vedessä elävät harvasukasmadot käsittävät suuren määrän lajeja, jotka kykenevät eri tavoin kestämaan haitallisia aineita.

Harvasukasmadot onkin tunnustettu arvokkaaksi sedimenttien laadun bioindikaattoriksi. Kahdeksalle yksittäiselle metallille (Cr, Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Hg ja As) on johdettu harvasukamadoille vaikutusten kynnsarja-arvot (TELoligo) ja todennäköisten vaikutusten raja-arvot (PELoligo) sekä metallien yhteisvaikutukselle todennäköisesti vaikuttavan pitoisuuden raja-arvot (mPELoligo-Q). Näitä arvoja voidaan käyttää suoraan sedimentteihin rajoitettujen *in situ* -yhteisöjen muutosten seulontaan tai erilaisten biologisten ja ekotoksikologisten työkalujen yhdistämiseen perustuvien sedimentin laatustandardien vahvistamiseen (Vivien ym. 2020).

Sveitsissä sedimenttien laadun seurantastrategiaa valmisteltiin kuusi vuotta. Strategialla yhdenmukaistettiin menetelmät näytteiden keräämiseksi ja käsittelemiseksi, laadittiin lista sedimentistä seurattavista aineista, määritettiin laatu kriteerit sedimentille ja kehitettiin arviointijärjestelmä. Tavoitteena on, että sedimentit eivät sisällä pysyviä haitallisia aineita ja eikä niihin kerääntynyt haitallisia aineita, jotka vaikuttavat negatiivisesti eliöihin. Strategiassa kehitettiin modulaarinen, porrastettu arviointijärjestelmä, joka tarjoaa standardoidut menetelmät Sveitsin jokien laadun analysoimiseksi ja arvioimiseksi (Centre Ecotox 2020).

Strategian ensimmäinen vaihe ohjeistaa seurannan toteutusta ja näytteenotto paikkojen valintaa. Näytteitä suositellaan keräämään vähintään kolmesta kohdasta kutakin seuranta paikkaa kohti, ja näytteiden yhdistämistä kokoomanäytteeksi. Näytteestä seulotaan alle 2 mm:n fraktio, jota käytetään ekotoksikologiseen riskinarvointiin. Suurin osa myrkyllisyydesteistä tehdään tällä jakeella. Mikäli tavoitteena on seurata sedimenttien haitallisten aineiden pitoisuuksien muutosta ajan kuluessa tai verrata pitoisuuksia eri paikkojen välillä, on useimmissa tapauksissa suositeltavaa käyttää sedimentin hienojakoista osaa (<63 µm), johon suurimmat haitallisten aineiden pitoisuudet kertyvät. Sedimentin näytteet kuljetetaan jäädytettynä. Haitalliset aineet uutetaan näytteestä ennen analyysia hapolla (metallien analysoimiseksi) tai liuottimella (orgaanisten epäpuhtauksien analysoimiseksi). Sveitsin Centre Ecotox -tutkimuskeskus vahvisti näytteenotto protokollan kahdessa kenttätutkimuksessa, jotka tehtiin yhteistyössä kahdeksan kantonin vesiensuojelupalvelujen kanssa. Nämä testit osoittivat, että menetelmä oli toistettavissa ja ennen kaikkea sovellettavissa rutiininomaisesti (Centre Ecotox 2020).

---

<sup>40</sup> Qualitätskriterienvorschläge Oekotoxzentrum

<https://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/>

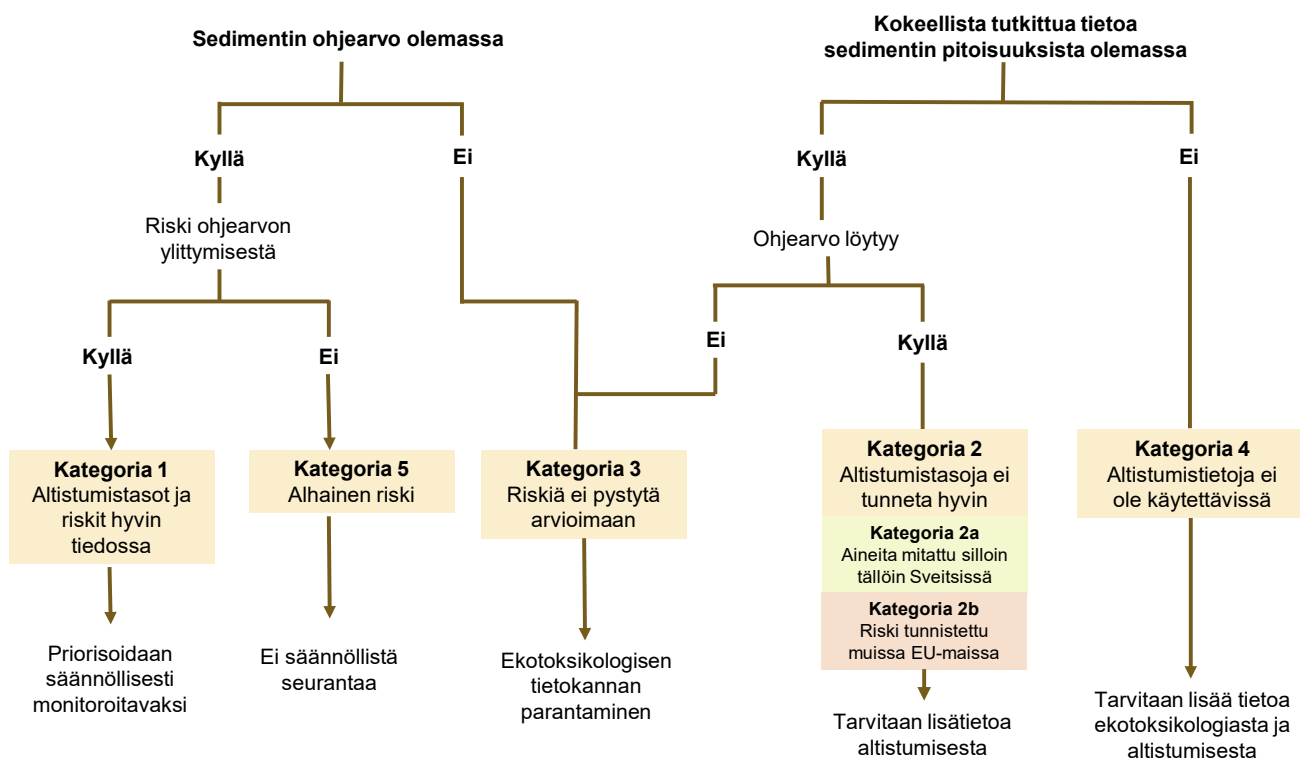
Strategiatyön tärkeimpiä tavoitteita oli tunnistaa ja koota sedimenteistä säännöllisesti seurattavien haitallisten aineiden lista. Ensimmäinen valinta tehtiin kriteerien perusteella, joista ainakin yhden tuli täytyä:

1. aineet, joita on jo havaittu sedimenteissä Sveitsissä tai Euroopan unionissa,
2. aineet, joille on määritetty sedimentin laatuksiteerit/normit (sedimentti EQS) muissa maissa tai
3. aineet, joiden hydrofobisuus ja pysyvyys viittaavat läsnäoloon sedimenteissä.

Näin valitut aineet tai yhdisteet, joita oli yli 240, jaettiin viiteen toimenpideluokkaan riippuen tietojen saatavuudesta ja riskitekijästä (mitattu pitoisuus/sedimentin EQS) (Kuva 5). Haitalliset aineet priorisoitiin tämän jälkeen altistumisen, vaarallisuuden ja riskin mukaan. Vaarallisuus arvioitiin yhdisteiden pysyvyyden, bioakkumulaatio taipumuksen ja toksisuuden perusteella. Riskit arvioitiin ottaen huomioon EU:n sedimentin EQS-arvot, pintavedelle määritetyt ympäristölaatuksiteerit ja lasketut riskitekijät. Lopulta valittiin yhteensä 20 ainetta tai aineryhmää, joita suositellaan säännöllistä sedimenttien laadun seurantaan (Casado-Martinez ym. 2018, Centre Ecotox 2020).

Sedimenttiseurantaan valitut haitalliset aineet sisältävät toisaalta klassisia haitallisia aineita, kuten polyklooratut bifenyylit (PCB), polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH) ja tietyt raskasmetallit, ja toisaalta enemmistönä uusia, ongelmallisiksi tunnistettuja haitallisia aineita, kuten kasvinsuojeluaineet, henkilökohtaiset hygieniatuotteet ja lääkkeet. Seurattavien haitallisten aineiden listaa voidaan muuttaa vesistöjen luonteen, ympäröivien päästölähteiden ja tutkimuksen tavoitteiden perusteella. Ecotox Center määrittäi saatavilla olevista toksisuustiedoista sedimentin EQS-arvot kaikille näille yhdisteille. Arviointia kehitetään edelleen. Vertaamalla kemiallisella analyysillä mitattuja pitoisuuksia vastaavaan sedimentin EQS-arvoon voidaan sedimentin laatu arvioida viiden luokan järjestelmän mukaisesti (Casado-Martinez ym. 2018, Centre Ecotox 2020). Joidenkin yhdisteiden (PCB, PAH, bis (2-etyyliheksyyli) ftalaatti (DEHP), kupari, sinkki, elohopea, lyijy) pitoisuudet ja aineisiin liittyvä mahdollinen riski vesieliöille on tunnistettu. Näitä aineita suositellaan seurattavan säännöllisesti. Muiden aineiden, kuten kasvinsuojeluaineiden, lääkkeiden ja hygieniatuotteiden, osalta käytettävissä olevat tiedot mahdollistavat vain alustavan riskinarvioinnin.

Sveitsin sedimentin arviointistrategiassa otetaan huomioon ennalta varautumisen periaate. Siksi se on tarkoituksella konservatiivinen. Sedimentin tyypistä riippuen sama haitallinen aine voi olla vaihtelevasti biosaatavilla. Lisäksi sedimentin EQS-arvon ylittäminen ei välttämättä tarkoita muutoksia pohjaeliöyhteisöjen rakenteissa tai kyseisten aineiden aiheuttamaa myrkyllisyyttä. Siksi sedimenteistä tehtyyn riskinarviointiin on aina liitettävä tiedot muun muassa luonnollista taustapitoisuuksista, biotestien tuloksista tai muut mahdolliset arviointiin vaikuttavat tekijät. Arvioinnin tavoitteet vaikuttavat valittaviin analyysieihin. Mikäli tavoitteena on saada yleiskäsitys kantonin tai alueen sedimenttien laadusta, voidaan tyytyä haitallisten aineiden mittaamiseen sedimentistä. Jos tavoitteena on määrittää alueen ympäristönhallinnan painopisteet, on sedimenttien laatua tutkittava ja kuvattava huomattavasti perusteellisemmin. Tällöin tulee tunnistaa esimerkiksi merkittävät päästölähteet ja arvioida sedimenttien pilaantuneisuus ja puhdistustarve (Centre Ecotox 2020).



Kuva 5. Sveitsin kehittämä vuokaavio haitallisten aineiden luokittelusta eri toimenpideluokkiin riippuen tietojen saatavuudesta ja riskitekijästä (mukailtu Casado-Martinez ym. 2018).

#### 4.2.4.6 Italia

Prioriteettiainedirektiiviä (2008/105/EY) implementoidessaan Italian parlamentti säätöi vuonna 2010 lakiasetuksen nro 219<sup>41</sup>, jossa asetettiin ympäristölaatu normit meren rannikkoalueiden, laguunien ja rannikkoalaiden sedimenteille. Sedimentin ja eliöstön seurannan ajateltiin olevan sopivimmat matriisit monien haitallisten aineiden seurantaan. Implementoitu direktiivi antaa viitteitä haitallisista aineista, jotka olisi otettava huomioon trendien seurannassa (Maggi ym. 2012). Italian ympäristöministeriö, oli jo aiemmin asettanut vuonna 2003 kansalliset sedimentin laatu tavoitteet useille ensisijaisille prioriteetti- ja muille vaarallisille aineille. Asetus nro 219 otti huomioon prioriteettiainedirektiivissä ehdotetut menetelmät ympäristölaatu normien johtamiseksi sedimentille ja/tai eliöstölle. Italian sedimenttiä koskevat arvot on esitetty liitteissä 1, 2 ja 3 sekä taulukossa 5.

Taulukko 5. Italian käytössä olevat kansalliset ympäristölaatu normit sedimenteille (Maggi ym. 2012, Tornero ym. 2019).

Haitallinen aine	Ympäristölaatu normi	Haitallinen aine	Ympäristölaatu normi
<b>Prioriteettiaine</b>		<b>Muut kuin prioriteettiaineet</b>	
<b>Metallit mg/kg k.p.</b>		<b>Metallit mg/kg k.p.</b>	
Kadmium	0,3	Arseeni	12
Elohopea	0,3	Kromi	50
Nikkeli	30	Kromi IV	2

<sup>41</sup> <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ita192918.pdf>



Haitallinen aine	Ympäristön- laatu­normi	Haitallinen aine	Ympäristön- laatu­normi
Lyijy	30		
<b>Organotinat µg/kg k.p.</b>			
Tribu­tyy­nitina (TBT)	5		
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt µg/kg k.p.</b>		<b>Polyaromaattiset hiilivedyt µg/kg k.p.</b>	
Bentso(a)pyreeni	30	PAH-yhdisteet	800
Bentso(b)fluoranteeni	40	<b>PCB ja dioksiinit µg/kg k.p.</b>	
Bentso(k)fluoranteeni	20	PCDD/PCDFs + dioksiinin kaltaiset PCB:t	0,002 TEQ
Bentso(g,h,i)peryleeni	55	PCB-yhdisteet	8
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	70		
Antraseeni	45		
fluoranteeni	110		
naftaleeni	35		
<b>Torjunta-aineet µg/kg k.p.</b>			
Aldriini	0,2		
α-HCH	0,2		
β-HCH	0,2		
γ-HCH, lindaani	0,2		
DDT	1		
DDD	0,8		
DDE	1,8		
Dieldriini	0,2		
Heksaklooribentseeni	0,4		

Asetuksessa todettiin myös, että tiettyjä haitallisia aineita (esim. polyklooratut dibentso-p-dioksiinit/furaanit (PCDD/F) dioksiinin kaltaiset polyklooratut bifenyylit (PCB:t) ja kromi (VI)) on monitoroitava sedimenteistä, jotta voidaan varmistaa vaatimusten täyttävän direktiivin vaatimukset, vaikka Euroopan Unioni ei vielä ollut vahvistanut näiden aineiden ympäristönlaatu­normeja vesipatsaassa. Myöhemmin Italia on vahvistanut ympäristönlaatu­normeja (EQS) (mukaan lukien sedimenttien EQS-arvot) vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisesti erälle haitallisille aineille merenrannikoille ja vaihettumisvyöhykkeelle (Lakiasetus 172/2015<sup>42</sup>). Nämä sedimenttien laatu­normit on johdettu suoraan haittavaikutuksista pohjaeliöyhteisöille ja merestä saatavan ravinnon kautta ihmisille. Referenssinä käytettävät kriteerit ovat johtavien kansallisten tiedeinstituuttien hyväksymiä. Arvoina käytetään TEL-arvoja (Threshold Effect Level), joita pienemmillä pitoisuuksilla esiintyy hyvin harvoin haittavaikutuksia (Tornero ym. 2019).

Italiassa sedimenttien ruoppauksella on suuri taloudellinen merkitys maan rannikkoalueiden nopean kehittymisen takia. Ruoppausmassoille on asetuksessa standardin lisäksi kaksi erilaista haitallisten

<sup>42</sup> Legislative Decree 172/2015. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana. Available from: <https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2015/10/27/15G00186/sg>

aineiden raja-arvoa: kemikaalien taustataso (LCB) sekä haitallisten aineiden raja-arvo (LCL). Arvot on julkaistu Italiankielisessä opaskirjassa (ICRAM - APAT 2006; Taulukko 6). Opas sisältää fysikaalis-kemialliset ja biokemialliset kriteerit ruoppausmassan luokittelulle ja tärkeimmät periaatteet niiden asianmukaiselle käsittelylle (Dede 2018).

**Taulukko 6. Italian käytössä olevat kansalliset raja-arvot ruopattaville sedimenteille (ICRAM – APAT 2006) sekä sedimentin ympäristölaatunormit lähteen Maggi ym. 2012 mukaan.**

Haitallinen aine	Ympäristön-laatunormi	LCB	LCL
<b>Metallit mg/kg</b>			
Arseeni	12	17	32
Kadmium	0,3	0,2	0,8
Kromi	50	60	360
Kupari	-	15	52
Elohopea	0,3	0,2	0,8
Nikkeli	30	40	75
Lyijy	30	25	70
Sinkki	-	50	170
<b>Orgaaniset yhdisteet µg/kg</b>			
PCB-yhdisteet	8	5	189
PAH-yhdisteet	800	900	4000

Ruoppausmassojen haitallisten aineiden pitoisuudet taustapitoisuuteen asti edustavat matalaa ekotoksikologista riskiä, eikä näiden pitoisuuksien odoteta aiheuttavan haitallisia ympäristövaikutuksia. Jos pitoisuudet ylittävät haitallisten aineiden raja-arvon (LCL), haitalliset vaikutukset ovat mahdollisia ja ruoppaustoimintaa tulee arvioida tarkemmin (Petrucci ym. 2011). Ruoppausmassojen arviointiin käytettävät raja-arvot eivät ole yhdenmukaisia ympäristölaatunormien kanssa.

Italia on pannut vesipolitiikan puitedirektiivin täytäntöön lainsäädännön asetuksella<sup>43</sup>, jossa ei ole erityisiä laatunormeja jokien tai järvien sedimenteille. Tämän vuoksi, ehkä hieman yllättäen, käytetään maaperän kynnysarvoja (Italian ympäristölaki<sup>44</sup>) arvioitaessa makean veden sedimenttien laatua (Buccione ym. 2021). Luotettavamman kuvan saamiseksi analysoidujen sedimenttien laadusta ja vaarallisuudesta otetaan huomioon seuraavat lait ja ohjeet analysoitavien sedimenttien kemiallisen tilan arvioinnissa: Decreto 6 novembre 2003, n. 367 (DM 367/2003<sup>45</sup>) ja Kanadan ympäristöministerineuvoston ohjeet (CCME 2002<sup>46</sup>). Nämä lait ja ohjeet kattavat kemiallisten aineiden raja-arvot meriympäristössä mukaan lukien järvien sedimentit (Buccione ym. 2021).

Italiassa ei ole sedimenttiin erityisesti keskittyvää päätöksentekoprosessia. Säännökset suosittelivat porrastettua lähestymistapaa. Normien käyttöön liittyvät menettelyt eivät kuitenkaan ole selkeitä. Lisäksi ne on vahvistettu vanhoilla lailla. Italiassa on kansallinen ohjelma pilaantuneiden alueiden puhdistamiseksi. Osa priorisoiduista, puhdistettavista alueista sijaitsee meren rannikkovesillä. Usein

<sup>43</sup> Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152, Norme in materia ambientale  
<https://www.gazzettaufficiale.it/dettaglio/codici/materiaAmbientale>

<sup>44</sup> Column A, Table 1, Annex 5, Title V, Part IV of Legislative Decree 152/06  
<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ita64213.pdf>

<sup>45</sup> Regolamento concernente la fissazione di standard di qualità nell'ambiente acquatico per le sostanze pericolose, ai sensi dell'articolo 3, comma 4, del decreto legislativo  
<https://www.ambientediritto.it/Legislazione/ACQUA/2003/dm%202003%20n.367.htm>

<sup>46</sup> Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life  
[https://www.elaw.org/system/files/sediment\\_summary\\_table.pdf](https://www.elaw.org/system/files/sediment_summary_table.pdf)

sedimentissä on korkeita haitallisten aineiden pitoisuuksia ja hitaasti hajoavia, biokertyviä ja myrkyllisiä aineita (PBT-aineet). Ympäristölaatu normien ylitykset eivät automaattisesti tarkoita puhdistamistoimia. Ympäristöministeriö on ehdottanut meren sedimentin laatu standardeja (SQS-arvoja) vastauksena vesipuitteiden vaatimuksiin. ISPRA on antanut suosituksia haitallisille aineille sedimenttien ympäristölaatu standardeiksi. Se on määrittänyt myös toimenpidearvoja (Apitz 2019).

#### 4.2.4.7 Espanja

Espanjalla on ympäristökriteerit sedimenttien arvioimiseksi (BAC-arvot sekä ERL-arvot). Niitä ei ole normalisoitu toisin kuin OSPAR-taustapitoisuudet eli BAC:t. Haitallisten aineiden BAC-arvojen tulisi olla alueellisesti määritetty taso, jolla voi olla myös luonnollinen alkuperä (metallit ja PAH-yhdisteet). Arvoja ei ole vahvistettu kaikille alueille. Jonkin verran käytetään myös Välimeren simpukoiden BAC-arvoja (León ym. 2013). Espanjalla käytössä olevat arvot on koottu liitteisiin 1–3. Menchaca ym. (2012, 2015) ehdottivat paikallisten SQG-arvojen laskemista Baskimaan alueelle, erityisesti Biskajanlahden alueelle. Heidän artikkelissaan on malliksi lasketut arvot metalleille ja orgaanisille yhdisteille.

Ruoppausmassoille Espanjalla on käytössään kaksi raja-arvoa (AL1 ja AL2) ja kolme pitoisuusluokkaa. Haitallisia aineita mitataan hienojakoisesta sedimentistä (<63 µm). Mikäli haitallisten aineiden pitoisuudet alittavat raja-arvon AL1, ruoppausmassat kuuluvat luokkaan I, jolloin niiden läjittäminen mereen on sallittua. Ruoppausmassan haitallisten aineiden pitoisuuksien ylittäessä raja-arvon AL1, mutta alittaessa AL2, ne lukeutuvat luokkaan II. Tällöin ruoppausmassoja pidetään lähtökohtaisesti pilaantuneina. Luokan II massalle on tehtävä lisätutkimuksia ennen kuin niiden sijoittamispäätös voidaan tehdä. Ne ruoppausmassat, joiden pitoisuudet ylittävät raja-arvon AL2, kuuluvat kategoriaan III. Tällaiset ruoppausmassat täytyy eristää ympäristöstä. Erityisen pilaantuneille massoille, joiden haitallisten aineiden pitoisuudet ylittävät AL2 raja-arvon kahdeksankertaisesti, suositellaan käytettäväksi erityisiä eristystekniikoita (DeValls ym. 2004). Nämä niin kutsutut CEDEX-ohjeet eivät ole lainsäädäntöön perustuvia eikä sitovia, vaan ne ovat ohjeellisia (Dede ym. 2018).

#### 4.2.4.8 Puola

Puolan lainsäädäntö ei nykyisellään edellytä sedimenttien raskasmetallien pitoisuuden arviointia. Ainoa säädös, joka oli voimassa vuoteen 2013 asti, oli ympäristöministerin vuonna 2002 antama asetus pilaantumista aiheuttavien aineiden tyypeistä ja pitoisuuksista, erityisesti sisältäen kriteerejä seuraaville metalleille: sinkki, kadmium, kupari, nikkeli ja elohopea. Pohjasedimenttien laadun tutkimuksia suorittaa valtion ympäristöseurantalaitos (State Environmental Monitoring) osana sisävesien seurantaa. Tutkimukset perustuvat Puolan geologian instituutin kehittämään joki- ja järvisedimenttien geokemialliseen luokitukseen. Tässä luokituksessa vesialueet jaettiin kolmeen luokkaan ottaen huomioon yhdentoista metallin pitoisuus suhteessa hyväksytyihin kynnysarvoihin. Sedimentin pilaantumisen arviointi perustuu yksinomaan metallin kokonaispitoisuuden arviointiin (Kulbat & Sokolowska 2019).

Puolalla on lisäksi kansalliset normit makrofyttisille (pohja)kasveille ja ympäristöministeriön asetukseen vuodelta 2002 perustuvia vedenlaatu normeja (Zalewska & Danowska 2017). Ruoppausmassoille Puolan lainsäädännössä on määritelty rajatulle joukolle haitta-aineita vain yksi raja-arvo. Raja-arvon ylittyessä ruoppausmassa luokitellaan pilaantuneeksi (Häkkinen ym. 2020).

#### 4.2.4.9 Kroatia

Kroatiassa on seurattu vesipolitiikan puitteiden mukaisesti rannikkovesien ja jokisuiden vaihtumisalueiden haitallisia aineita Meristrategiadirektiivin raportointiin liittyen vuosina 2015 ja 2017. Tiedossa ei ole, onko tämä pysyvä käytäntö tai millaisia sedimenttiin liittyviä kynnys/raja-arvoja on ajateltu sovellettavan. Vuonna 2012 käytettiin OSPAR-sopimuksessa sedimentille laadittuja raja-arvoja, mutta niiden soveltuvuus paikallisiin olosuhteisiin on kyseenalainen (Tornera ym. 2019).

SEDNET-konferenssissa esitettiin tutkimustulokset, joiden päätavoite oli määritellä sedimenttistandardit valituille raskasmetalleille (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Pb) meriympäristön suojaamiseksi liialliselta pilaantumiselta (Gregac ym. 2019). Tämä oli ensimmäinen kerta, kun Kroatiaassa määriteltiin sedimentille standardeja sekä ehdotettiin sedimentin laatua kuvaavia ohjearvoja ja ympäristön laatua kuvaavia luokkia. Esityksen lähtökohtana toimivat Kroatiaassa rannikkoseudulle aiemmin ympäristön seurantatarkoituksiin laaditut sedimenttien geokemialliset kartat: yli 700 sedimenttinäytettä, joista oli määritetty K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Pb, DXRF (Obhodaš ym. 2010). Tutkimuksessa laadittuja ohjearvoja verrattiin luonnollisiin (tausta)pitoisuustasoihin ja muiden laatimiin ohjearvoihin. Ehdotetut Kroatian rannikkomerien ohjearvot on luokiteltu neljään (4) luokkaan (Taulukko 7).

**Taulukko 7. Kroatian rannikkomerien sedimenttien luokitteluehdotus.**

Luokka I	puhtaat sedimentit	ei rajoituksia
Luokka II	vähäistä pilaantumista sedimenteissä	mereen läjittäminen sallittu
Luokka III	pilaantunut sedimentti	läjittäminen mereen sallittu, mutta edellyttää seurantaa
Luokka IV	voimakkaasti pilaantunut sedimentti	mereen läjittäminen kielletty

Vaikka luokittelu viittaa ruoppausmassoihin, on laadittujen ohjearvojen ensisijainen tarkoitus ympäristölle haitallisten trendien tunnistaminen ja ehkäisy. Kroatian rannikkoalueiden sedimenteistä suurin osa (> 95 %) kuuluu luokkiin I ja II. Loput 5 % sijaitsevat teollisuusalueilla (Gregac ym. 2019). Tiedossa ei ole, onko arvoilla sitovuutta tai onko niitä otettu virallisesti käyttöön.

#### 4.2.4.10 Malta

Malta kehittää parhaillaan kansallisia sedimenttien ympäristölaatuunormeja. Käytössä ovat Meristrategiadirektiivin mukaisen raportoinnin trendianalyysit, Italiassa käytössä olevia ympäristölaatuunormeja sekä Barcelonan sopimuksen alueellisia ja IMAPin asettamia kynnyсарvoja. Ympäristölaatuunormit ovat käytössä ensimmäisessä seurantasyklissä, minkä jälkeen tarvittaessa niihin voidaan tehdä muutoksia (Tornera ym. 2019).

### 4.3 Sedimenttien raja-arvoja muissa maissa

#### 4.3.1 Ohjearvojen kehittäminen alkoi Pohjois-Amerikasta

Yhdysvalloissa tehtiin ensimmäinen läpimurto sedimentin ohjearvojen kehittämisessä, National Status and Trends (NS&T) -ohjelmassa vuonna 1984. Tämän NOAA:n (National Oceanic and Atmospheric Administration) hallinnoiman hankkeen tavoitteena oli selvittää Yhdysvaltojen suisto- ja rannikkovesien ympäristön tilaa ja arvioida ympäristön terveyttä vuotuisilla näytteenotoilla ja analysoimalla simpukka-, pohjakala- ja sedimenttinäytteitä. Nykyisistä arvoista ainakin puolet pohjautuu NOAA:n tekemään työhön (Hübner ym. 2009). Yksi varhaisimmista ja merkittävimmistä, kerätyn tietokannan tuloksia hyödyntäneistä töistä, oli vuonna 1990 julkaistu raportti ohjearvojen kehittämisestä (Long ja Morgan 1990). Long ja Morgan kehittivät ohjearvoja sedimenteille, perustuen tasapainojakautumiskertoimiin, sedimenttien käyttöön ekotoksikologiassa testeissä sekä muihin menetelmiin. Niiden avulla arvioitiin kentältä kerätyistä näytteistä havaittujen biologisten vaikutusten ja kemiallisten analyysien tulosten vastaavuuksia. Long ja Morgan (1990) tuottivat jo aiemmin tässä raportissa mainitut kaksi arvoa: Effects Range Low (ERL) ja Effects Range Median (ERM) ohjearvot. Tämä tehtiin näyttöön perustuvan

tilastollisen lähestymistavan mukaisesti. Kaikki kelvolliset tietokannan tiedot (sisältää vähintään haitallisen aineen pitoisuuden ja vaikutustiedon) lajitellaan nousevan pitoisuuden mukaan ja ryhmitellään prosenttipisteisiin. ERL-arvot lasketaan 10. prosenttipisteen pitoisuutena näytteistä, jotka ovat todettu toksisiksi. ERM-arvot edustavat käytännössä toksisten näytteiden mediaanipitoisuutta (50. prosenttipiste) (Hübner ym. 2009).

Varhaiset NS&T-ohjelmaan perustuneet tutkimukset johtivat biologisten vaikutusten tietokannan (BEDS) perustamiseen, jota MacDonald ym. (1994) ja Long ym. (1995) kuvasivat yksityiskohtaisesti. Käytännössä tämä tietokanta on päivitetty NS&T-tietokanta, jota on täydennetty lukuisilla uusilla tutkimuksilla. BEDS-tietokantaa varten seulottiin lähes 350 raporttia, ja vain "vastaavia, synoptisesti kerättyjä tietoja", jotka täyttivät joukon ehtoja (esim. asianmukainen ja selkeästi määritelty menetelmä, näytteenottoasemien kaikkien haitallisten aineiden pitoisuuksien ero tulee olla alle kymmenkertainen jne.) hyväksyttiin tietokantaan. Tutkimuksista noin 25 % täytti nämä ehdot. Lisäksi BEDS-tietokanta sisälsi saatavilla olevaa tietoa sedimentin ja yläpuolisen vesipatsaan ominaisuuksista. Tiedoista noin 10 % oli peräisin Kanadassa ja 90 % Yhdysvalloissa tehdyistä tutkimuksista. Tietokanta oli perusta uusille Long ym. (1995) ehdottamille ERL/ERM-arvoille, jotka erosivat kohtuullisen paljon alkuperäisistä vuoden 1990 arvoista. Noin kolmasosa ohjearvoista pysyi ennallaan. Kolmasosa oli alun perin konservatiivisia arvoja, jolloin niiden päivittäminen johti arvojen suurenemiseen. Esimerkiksi sinkin aikaisempi ERM-arvo oli 270 mg/kg muuttui päivityksen jälkeen huomattavasti korkeammaksi 410 mg/kg. (Hübner ym. 2009)

MacDonald ym. (1996, 2003) kehittivät uudenlaiset sedimentin ohjearvot Floridan vesialueille. Tiedot johdettiin yksinomaan BEDS-tietokannan niistä tapauksista, joissa oli käytettävissä tarpeeksi tietoa haitallisen aineen pitoisuuden ja oletetun bioottisen vasteen välisestä yhteydestä; vähintään 20 merkintää kussakin "vaikutuksia" ja "ei vaikutuksia" koskevassa tietojoukossa. Alkuperäiseen todistusnäyttöön perustuvaan lähestymistapaan tehtiin pieniä muutosta, minkä tuloksena otettiin käyttöön uuden tyyppiset biologisiin vaikutuksiin perustuvat sedimentin ohjearvot: kynnysvaikutustaso (TEL) ja todennäköinen vaikutustaso (PEL). Tästä lähestymistavasta tuli yksi tärkeimmistä menettelyistä sedimenttien pilaantuneisuuden arvioinnissa. TEL-arvot lasketaan havaittujen toksisten vaikutusten tietojoukon 15. prosenttipisteen ja vaikutuksettoman pitoisuuden tietojoukon 50. prosenttipisteen geometrisena keskiarvona. Tämä tarkoittaa pitoisuutta, jonka alapuolella haitallisia vaikutuksia on harvoin odotettavissa. PEL-arvot lasketaan havaittujen toksisten vaikutusten tietojoukon 50. prosenttipisteen ja vaikutuksettoman pitoisuuden tietojoukon 85. prosenttipisteen geometrisena keskiarvona. Tämä kuvaa pitoisuuden, jonka ylittyessä on usein odotettavissa haitallisia vaikutuksia. Näiden arvojen avulla sedimentit voitiin jakaa kolmeen luokkaan (Hübner ym. 2009, Taulukko 8).

#### **Taulukko 8. TEL- ja PEL-arvioihin perustuva sedimenttien haitallisten aineiden vaikutusten todennäköisyys (Hübner ym. 2009).**

Haitallisen aineen pitoisuus	Haitallisten vaikutusten todennäköisyys
< TEL	harvinaisia
TEL-PEL	satunnaisia
> PEL	yleisiä

Vuonna 1995 Washingtonin osavaltion ekologian laitos (WSDE) vahvisti "sedimenttien hallintastandardit" (WSDE 1995). Nämä ohjeet kehitettiin ensisijaisesti käytettäväksi Puget Soundissa. Tarkoituksena oli tehdä inventaario pintasedimenttinäytteistä, jotka läpäisivät tai eivät läpäisseet Washingtonin hallinnollisen säännösten (WAC), otsakkeen 173, luvun 204 mukaiset kriteerit. Kyseisen luvun 204 tarkoituksena on vähentää pintasedimenttien pilaantumisen haitallisia vaikutuksia biologisiin resursseihin ja ihmisten terveyteen. Tätä tarkoitusta varten käytetään kahta arvoa: sedimentin laatustandardia (SQS; määritelty WAC 173-204-320) ja sedimentin vaikutusalueen enimmäistasoa

(SIZML, määritelty WAC 173-204-420). Ehdotettu menetelmä perustui useiden akuuttien ja kroonisten biologisten vasteiden havaintoihin, esimerkiksi äyriäisten, monisukasmatojen ja nilviäisten kuolleisuuteen ja kasvuvauhtiin tai bakteerien luminesenssiin. (Hübner ym. 2009.)

Vuonna 1995 Kanadan ympäristöministerien neuvosto (Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME 1995) julkaisi Kanadan sedimentin laadulliset ohjearvot vesiympäristön suojelemiseksi. Nämä ohjearvot kuuluvat TEL/PEL-tyyppisiin ohjearvoihin, vaikka alempi raja-arvo on nimetty ISQG-arvoksi (Interim Sediment Quality Guideline), mikä osoittaa tietojen olevan rajalliset. Ohjearvojen muodostamiseen käytettiin BEDS-tietokantaa. Niitä laadittaessa pääpaino oli lisätä ohjearvojen soveltuvuutta Kanadan ympäristöolosuhteisiin ottamalla huomioon vakiintuneita lähestymistapoja. MacDonaldin (MacDonald ym. 1994) suosituksiin perustuen CCME käytti hieman muokattua versiota alkuperäisestä NS&T-lähestymistavasta, johon protokolla pääasiassa perustuu. Lähestymistapaa on ollut tarkoitus täydentää sedimenteillä tehtävillä ekotoksisuustesteillä (Spiked-Sediment Toxicity Test SSTT), mutta tietoja ei ole ollut riittävästi saatavilla. Vertailussa käytetyt arvot perustuvat yhteenvetotaulukoihin (CCME 1999), joita on päivitetty ainakin vuonna 2002 (CCME 2002, Hübner ym. 2009).

Yhdeksän vuotta alkuperäisen raportin (Long & Morgan 1990) jälkeen NOAA julkaisi uudet sedimentin ohjearvot "Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs)" (Buchman 1999). Ne on päivitetty viimeksi vuonna 2008 (Buchman 2008). Nämä ohjearvotaulukot kehitettiin alun perin NOAA:n rannikon suojeluun ja kunnostukseen keskittyneen osaston sisäiseen käyttöön, mutta niitä on käytetty alkuperäistä tarkoitusta paljon laajemmin (Hübner ym. 2009). Laajennettuun ja päivitettyyn NS&T-ohjelman tietokantaan perustuvat ohjearvot koostuvat samankaltaisista ERM/ERL-tyypin arvoista, joita Long ym. (1995) ehdottivat. Lisäksi taulukoissa on mukana uusi joukko TEL/PEL-tyyppisiä arvoja, jotka laskettiin erikseen meriveden ja makean veden ympäristöille. Taulukoissa on myös eriteltyinä sedimenttejä ja maaperää koskevat arvot (Buchman 2008).

Kansainvälisessä mittakaavassa yleisimmin käytetyt sedimentin ohjearvot ovat tällä hetkellä TEL / PEL lähestymistapaan pohjautuvia ja tämän jälkeen ovat eniten käytössä ERL/ERM-tyyppiset arvot (Hübner ym. 2009).

#### 4.3.2 Kanada

Kanadalla on käytössään kansallisia ohjearvoja sekä makean veden että meriympäristön sedimentille mutta myös muille ympäristömatriiseille. Kanadassa ympäristölaatukriteerit (EQC) viittaavat ohjearvoihin (EQG), ympäristölaatunormeihin (EQS) ja tavoitteisiin (EQO), joita asettavat valtiolliset organisaatiot, osoittaakseen millä pitoisuustasolla kemikaali ei aiheuta vaaraa tietyssä ympäristömatriisissa. Kanadan näkemyksen mukaan ympäristökriteerit edustavat vaatimuksia, jotka ympäristön tulee täyttää ollakseen turvallinen koskien esim. tietyn kemikaalin pitoisuutta. Haitallisen aineen pitoisuus, joka jää alle ympäristökriteerin, indikoi ettei se aiheuta vaaraa tietyssä ympäristössä eläville lajeille (CCME 2001). Ympäristölaatukriteerit voidaan johtaa mille ympäristömatriisille tahansa (Arblaster 2012).

Kanadassa CCME (the Canadian Council of Ministers of the Environment) on vastuussa ympäristölaatukriteerien johtamisesta. Ympäristöministerien neuvosto (CCME) koostuu territorioiden ja provinssien ympäristöministereistä, jotka määrittävät kansallisia ympäristökysymyksiä painopisteitä keskittyen kansallisiin tai kansainvälisiin kysymyksiin, jotka vaativat hallitusten välistä yhteistyötä. CCME on johtanut sedimentille ympäristölaadun ohjearvot, jotka eroavat normeista ja tavoitteista siinä, että ne eivät ole laillisesti sitovia mutta tarjoavat tieteellisen lähtökohdan haitallisen aineen pitoisuuden haittavaikutusten arvioinnille vesiympäristössä. Paikalliset lainsäädännöt provinseissa ja territorioissa voivat käyttää CCME:n ohjeistusta tai päivittää niitä tarpeen mukaan. Kansalliset ohjearvot voivat myös toimia puhdistamisen tai kunnostamisen tavoitearvoina, ohjearvoina meriläjäytöksessä, viitearvoina kansainvälisissä päästökeskusteluissa sekä arvioitaessa sääntelyn

tehokkuutta ja myös toimia arvoina ympäristön monitorointiohjelmissa (Arblaster 2012). CCME:n ohjearvot on luotu jo 1990-luvulla, mutta ne ovat edelleen voimassa (CCME 2021). Menetelmät ohjearvojen luomiseksi (CCME 1995) ovat päteviä edelleen tänä päivänä, tosin uutta tieteellistä ja kenttäaineistoa on kyllä tullut runsaasti, joka saattaisi vaikuttaa ohjearvojen tarkentumiseen.

Ohjearvojen on tarkoitus suojella kaikkia akvaattisia eliöitä niiden kaikissa elinvaiheissa, huomioiden kuitenkin ne vesiekosysteemin osatekijät, joista relevanttia tietoa on saatavilla ja perustuen aina parhaaseen tieteelliseen tietämykseen. Menetelmäksi valittiin vaikutusperusteinen lähestymistapa eli ohjearvot perustuvat pohjaeläimillä tehtyihin toksisuustesteihin (MacDonald et al. 1992). CCME tunnistaa, että pohjaeläimien käyttäminen arvojen johtamismenetelmässä voi johtaa ylempien trofiatasojen osalta alisuojelemaan vaikutukseen – tavoitteena on kuitenkin kaiken vesieliöstön suojeleminen (CCME 2002, Arblaster 2012). CCME käyttää kahta eri lähestymistapaa sedimentin ohjearvojen johtamiseen: Yhdysvalloista peräisin olevaa NSTP:n (USA National Status and Trends Program) tilastollista lähestymistapaa, joka perustuu laajaan sedimenttien toksisuustestiaineistoon ja weight-of-evidence ideaan sekä edellä mainittua menetelmää täydentäen, laboratoriotestejä spiikatuilla sedimenteillä (Spiked Sediment Toxicity Test SSTT). NSTP:n metodissa laaditaan kaksi ohjearvoa toisin sanoen ylempi ja alempi arvo, joiden perusteella laaditaan kolme pitoisuuteen perustuvaa luokkaa, jotka ovat harvoin, aika ajoin tai säännöllisesti esiintyvät biologiset vaikutukset (CCME 2002, Arblaster 2012).

Ensimmäinen vaihe menetelmässä on olennaisen tiedon kerääminen jo aiemmin mainitusta BEDS-tietokannasta. Tämän jälkeen määritetään pitoisuusjakauma sedimentissä tapauksille, joissa ei esiinny toksisuutta ja vastaavasti jakauma tapauksille, joissa on toksisuutta mitatussa vasteessa. Näistä kahdesta jakaumasta muodostetaan kynnsyrä-arvo (Threshold Effects Level, TEL), joka määritetään geometrisena keskiarvona seuraavista muuttujista: 15. prosenttipiste aineistosta, jossa vaikutusta on havaittu ja 50. prosenttipiste tietojoukosta, jossa vaikutusta ei havaittu. Vastaavasti todennäköinen vaikutustaso (Probable Effects Level, PEL) lasketaan geometrisena keskiarvona seuraavista muuttujista: 50. prosenttipiste tietojoukosta, jossa vaikutuksia havaitaan ja 85. prosenttipiste tietojoukosta, jossa vaikutuksia ei ole havaittu. TEL-arvo indikoi pitoisuutta, jota tilastollisesti dominoi vaikutukseton tietojoukko ja se edustaa sedimentin pitoisuusarvoa, jolla harvoin havaitaan biologisia vaikutuksia. TEL-arvoa voidaan pitää varsinaisesti sedimentin ohjearvona. Kuitenkin tähän arvoon liittyy paljon epävarmuuksia liittyen kemikaalien ympäristökohtaloon ja käyttäytymiseen, minkä vuoksi voidaan käyttää turvakertoimia. Kolmen vaikutusluokan muodostaminen (harvoin, aika ajoin ja toistuvasti) tekee menetelmästä käytännönläheisen menetelmän riskinarviointiin (Arblaster 2012).

CCME hyödyntää myös sedimenttien toksisuustestejä, jossa sedimentteihin on laitettu tunnettu pitoisuus haitallista ainetta ja tällä tavoin tutkitaan biologisten vaikutusten syy-seuraus vuorovaikutuksia. Testejä voidaan suorittaa sekä akuutista että kroonisina testeinä. Tuloksia voidaan käyttää vaikutuksettomien pitoisuuksien tai pienimpien vaikuttavien pitoisuuksien määrittämiseen ja hyödyntää turvakertoimia epävarmuuksien hallitsemiseen. Toksisuustestien tiedoissa on kuitenkin puutteita ja tätä menetelmää on harvoin hyödynnetty käytännössä. Ohjearvoja, jotka on johdettu vain NSTP:n menetelmällä katsotaan siis väliaikaisiksi ohjearvoiksi, kunnes SSTT-menetelmä voi tukea väliaikaisia ohjearvoja antamalla lisätodisteita varmempien ohjearvojen laatimiseen. Tällä hetkellä kaikki ohjearvot ovat vain väliaikaisen ohjearvon statuksen omaavia. (CCME 2021.)

#### 4.3.2.1 Quebec

Quebec on tehnyt yhden uusimmista ohjearvojen päivityksistä ympäristöministeriöiden (Environment Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Quebec) toimesta (EC & MDDPE 2007). Tämä päivitys korvasi vanhan väliraportin vuodelta 1992 (SLC, MDEDQ & EC 1992). Vanhemmassa raportissa käytettiin seulontatason pitoisuuksiin keskittyvää lähestymistapaa (SLCA) kahdenlaisten ohjearvojen johtamiseksi: alhaisimman havaitun vaikutuksen raja-arvo (Minimal Effect Threshold, MET) ja toksisen vaikutuksen kynnsyrä (Toxic Effect Threshold, TET). Uudessa

lähestymistavassa hyödynnettiin CCME-tietokantaa (eli muokattua BEDS-tietokantaa) ja laadittiin Quebecin alueelle TEL/PEL-tyyppiset ohjearvot. Kahta arvoa pidettiin kuitenkin "riittämättömänä", jonka vuoksi Quebecissä otettiin käyttöön uusi vertailuarvojen ryhmä. Laskennan johdonmukaisuuden saavuttamiseksi menetelmä on samanlainen kuin TEL / PEL-lähestymistapa. Suurimpana erona oli, että tällä kertaa on käytetty vastaavia prosenttipisteitä tietojoukoista, jossa vaikutuksia on havaittu sekä tietojoukosta, jossa vaikutuksia ei ole havaittu. Näin on saatu muodostettua kolme eri ohjearvoa: harvinainen vaikutustaso (Rare Effect Level, REL), satunnaisen vaikutuksen taso (Occasional Effect Level, OEL) ja toistuvan vaikutuksen taso (Frequent Effect Level, FEL) (EC & MDDEP 2007).

#### 4.3.2.2 Brittiläinen Kolumbia

Brittiläisen Kolumbian provinssi on myös johtanut pintavesilaatunormien lisäksi sedimenttilaatunormeja useille sedimenteissä tavallisesti tavattaville haitta-aineille, sekä sisävesiin että meriympäristöön (Working Sediment Quality Guidelines, WSQGs, B.C. Ministry of Environment and Climate Change Strategy 2021). Normien laadinnassa on hyödynnetty omien arviointien lisäksi muiden lainsäädännöllisten alueiden laatunormeja (esim. CCME). Provinssi soveltaa kahta raja-arvoa; alemman normin pitäisi suojella eliöstöä haittavaikutuksilta useimmissa tapauksissa ja ylempään normin ylitykset todennäköisesti aiheuttavat haittavaikutuksia. Nämä normit vastaavat Kanadan yleistä TEL/PEL lähestymistapaa. Kaksi normia muodostaa kolme pitoisuusalueta, joita voidaan hyödyntää riskien hallinnassa. Provinssin ohjeistus erikseen huomauttaa, että normit perustuvat mitattujen sedimenttipitoisuuksien ja havaittujen biologisten vaikutusten väliseen suhteeseen, eivät varsinaiseen toksisuustestiaineistoon. Normien käytössä pitää siten noudattaa varovaisuutta.

#### 4.3.3 Yhdysvallat

Yhdysvalloissa on sedimenttien pilaantumiseen ja niiden riskinarviointiin kiinnitetty huomiota jo 1980-luvulta alkaen. Onkin selvää, että myös moderni sedimenttien toksikologia tieteenalana on syntynyt Pohjois-Amerikassa. Useat valtion laitokset (NOOA, US EPA, US Army Corps of Engineers, USGS, USDOE) ovat luoneet omia sedimentteihin liittyviä ohjeistuksiaan, joita osavaltiot ovat soveltaneet omassa lainsäädännössään. Lukuisia likaantuneita kohteita on inventoitu ja puhdistettu. Toimintaa ohjaavat useat kansalliset lait sekä ohjedokumentit (Bridges ym. 2012). Siten, Yhdysvalloissa on sedimenttipitoisuuksien kaavamaisesta luokittelusta edetty niiden kokonaisvaltaiseen riskinarviointiin, johon perinteisesti kuuluu vähintään TRIAD-lähestymistapa. Tässä lähestymistavassa selvitetään pitoisuuksien lisäksi esimerkiksi paikallisen eliöstön rakenne sekä tehdään sedimentin toksisuustestejä laboratoriossa. Eri menetelmiä yhdistelemällä etsitään näyttöä riskeistä (weight-of-evidence aineistonkäsittely). Sedimenttien kunnostamiseen on tarjolla US EPA:n ohjeita ([www.clu-in.org](http://www.clu-in.org); Contaminated site clean-up information) ja kansallisella (Federal) tasolla on useita sedimenttien puhdistamiseen ja riskien vähentämiseen tähtäviä ohjelmia, joista merkittävimpänä on ns. Superfund ohjelma, josta säädettiin vuonna 2006.

Yhdysvaltojen ympäristönsuojeluvirasto on julkaissut luettelon sedimenttien myrkyllisyyden viitearvoista jo vuonna 1999 (US EPA 1999). Tämä taulukko sisältää kokoelman erilaisia alempana kynnysarvona käytettäviä ohjearvoja, jotka on laadittu vuosina 1991–1995 ja jotka perustuvat BEDS-aineistoon. Eri lainsäädännöllisillä ohjelmilla on omia luokitteluun ja seulontaan käytettäviä ”screening” pitoisuuksia kuten Superfund ”Ecotox Thresholds” (US EPA 1996). Myös NOAA (NOAA 2008) sekä myös Yhdysvaltain laivasto (US Navy 2003) ovat julkaissut pitoisuustaulukoita karkeaan luokitteluun. Valmiiden ohjearvojen lisäksi, voi oppaiden mukaan (US EPA 2003, 2005a, Burgess ym. 2013), vaihtoehtoisesti käyttää tasapainojakaantumismallia (Equilibrium partitioning model) ja johtaa itse paikkakohtaisen vertailupitoisuuden. Mallissa altistuksen oletetaan tulevan huokosveden kautta. Huokosveden pitoisuus arvioidaan yksikertaisimmillaan kemikaalin oktanoli-vesi kertoimen (Kow) ja sedimentin orgaanisen hiilen avulla. Johdettua pitoisuutta voidaan verrata esimerkiksi kemikaalin



pintavesikriteeriin (Water Quality Criteria). Sedimenttioppaiden (US EPA 2005b, Apitz ym. 2002) mukaan näitä kaikkia ohjearvoja on kuitenkin sovellettava paikkakohtaisesti ottaen huomioon taustapitoisuudet sekä riskinarvioinnin tavoitteet. Ohjearvojen perusteella ei voi tehdä lopullista päätöstä riskeistä ja niistä johdettavista toimista, mutta niiden avulla voidaan tunnistaa tarve käynnistää laajemmat selvitykset.

### **Sedimenttien kriteerien ja standardien soveltaminen Yhdysvalloissa**

Termi "kriteeri" tarkoittaa standardia, jonka perusteella voidaan tehdä lakiin pohjautuvia päätöksiä ja antaa esimerkiksi tuomiota (Webster 1991). Yhdysvaltain ympäristönsuojeluvirasto (US EPA) kehittää kriteerit ja suosittelee osavaltioita hyväksymään "standardit." Kriteerit eivät ole täytäntöönpanokelpoisia määräyksiä, mutta valtion standardit ovat. Vaikka tämä prosessi on toiminut hyvin veden laatuohjelmissa, se ei koske sedimenttejä. Yhdysvaltain armeijan insinöörijoukot (US Army Corps of Engineers), jotka ovat vastuussa pääosasta navigoinnin vuoksi tehtävistä ruoppauksista, ovat vastustaneet voimakkaasti sedimentin laatukriteereitä kuten myös näiden laatukriteerien hyväksymistä kansallisiksi standardeiksi. Myös teollisuus on vastustanut sedimenttien laatustandardeja. Perusteena vastustukselle on ollut väittämä, että ymmärrys (tiede) haitta-aineiden biosaatavuudesta on riittämätöntä, jotta luotettavia sedimenttien laatukriteereitä voitaisiin kehittää. Tämä voisi johtaa väärin määrittelyihin, jolloin vaaratonta sedimenttiä määriteltäisiin pilaantuneiksi. Tämä voisi puolestaan johtaa turhiin, tarpeettomiin ja kalliisiin puhdistustoimenpiteisiin. Yhdysvaltain ympäristönsuojeluvirasto on vastannut näihin paineisiin eikä enää käytä termejä "standardit" tai "kriteerit" viitattaessaan sedimentin kynnsarvoihin. Sen sijaan he käyttävät sedimentin raja-arvoista termiä ohjearvo (sediment quality guidelines), joita voi pitää ohjeellisina raja-arvoina eli "suuntaviivoina" ja jotka eivät sisällä samaa sääntelyvaikutusta. Toiset ovat pitäneet parempana käyttää termiä raja-arvo tai indikaattori. On kuitenkin ironista, että veden laatukriteereitä ei ole kyseenalaistettu tällaisessa määrin, vaikka ne ovat monien samojen rajoitusten alaisia kuin sedimenttien laatukriteerit (Burton 2002).

Yhdysvalloissa eri lainkäyttöalueilla tai osavaltioilla voi olla omia ohjearvojaan. Esimerkiksi New Yorkin osavaltion ympäristönsuojeluvirasto käytti joko Long & Morgan (1990) tai Persaud ym. (1993) laatimia ohjearvoja sen mukaan kummat arvot olivat alhaisempia. Arvoja kutsutaan joko alhaisimmaksi vaikutustasoksi (LEL) tai vakavaksi vaikutustasoksi (SEL). Vanha yleiskatsaus Yhdysvaltojen eri osavaltioissa toteutetuista lähestymistavoista löytyy osana Alaskan ohjearvoja koskevaa raporttia ja on esitetty taulukossa 9 (Cormack 2001).

Yksi tuoreimmista sedimenttien luokittelua ohjaavista julkaisuista on Kalifornian osavaltion opas (Bay ym. 2021). Tässäkin analyysissä riskinarviointi (Sediment Quality Objectives) edellyttää useamman menetelmän (Line-of-Evidence) soveltamista. Menetelmät kvantifoidaan ja yhteenlasketun pisteytyksen avulla arvioidaan haitta-aineiden merkitystä pohjaeläinyhteisölle. Arviointi perustuu

- 1) Näytteiden kemialliseen analytiikkaan,
- 2) toksisuustesteihin ja
- 3) pohjaeläinyhteisön analyysiin.

Kemiallinen arviointi perustuu sedimenttien haitta-ainepitoisuuksien määrittämiseen ja niiden tulkintaan käyttäen hyväksi sekä regressiomallia pitoisuuksien ja toksisuuden suhteesta (Bay ym. 2012) että

indeksiä. Indeksit ennustaa pohjaeläinyhteisölle aiheutuvia haittoja (Ritter ym. 2012). Kumpikin malli on kalibroitu kalifornialaisella empiirisellä aineistolla. Toksisuustestit sisältävät lyhytaikaisen katkatestin ja subletaalitestit monisukasmadolla ja simpukalla. Pohjaeläinyhteisön karakterisointi perustuu lajimäärityksiin ja niistä johdettuihin indekseihin.

**Taulukko 9. Sedimentin pilaantuneisuuden arvioinnissa käytettävät ohje- tai raja-arvot ja niiden merkitys eri Yhdysvaltain osavaltioissa perustuen vuonna 2001 tehtyyn selvitykseen (Cormack 2001).**

Osavaltio	Käytettävä	Merkitys
<b>Washington</b>	AET, The Apparent Effects Threshold	<p>Näitä kriteerejä ei käytetä pelkästään seulontaan vaan todellisina puhdistusstandardeina. Raja-arvoilla pyritään pohjaeläiöiden suojeluun ja sovelletaan vain Puget Soundin merelliseen sedimenttiin. AET-arvot vastaavat sedimentin laatua, joka ei aiheuta akuutteja tai kroonisia haitallisia vaikutuksia biologisiin resursseihin.</p> <p>Washingtonilla on kolmiportainen menetelmä saastuneiden sedimenttien arvioimiseksi. AET arvoja käytetään kemiallisina kriteereinä 1. vaiheessa. Kullekin kemikaalille lasketaan vähintään 4 eri AET-arvoa, joista jokainen edustaa eri lajia tai biologista testiä. Vaiheessa 2. otetaan kenttäkokeet mukaan tarkasteluun ja 3. vaiheessa tehdään kohdekohtainen riskinarviointi.</p>
<b>Minnesota</b>	Konsensus lähestymistapa, TEL/PEL	<p>Minnesotalla on omia sedimentin laadun ohjearvoja ja suositeltu kehys näiden laatimiseen. Omien arvojen puuttuessa käytetään esim. Kanadan tai New Yorkin osavaltion sedimenttiarvoja.</p> <p>Osavaltiossa on noudatettu seuraavaa strategiaa ohjearvojen käytössä pohjaeläiöiden suojelemiseksi:</p> <p>Otetaan käyttöön konsensuspohjaiset sedimentin ohjearvot (MacDonald ym. 2000) tai valitaan käyttöön luotettavimmat arvot julkaistuihin tieteellisiin lähteisiin perustuvista makean veden ohjearvoista niille kemikaaleille, joille ei ole saatavilla konsensuspohjaisia ohjearvoja (Crane ym. 2000). Käytettävissä olevien menetelmien analyysin perusteella TEL ja PEL-arvot valittiin SQG-ehdokkaiksi kemikaaleille, joista puuttuu konsensuspohjaiset SQG-arvot (Crane ym. 2000).</p>
<b>New York</b>	ERL/ERM, LEL/SEL, EqP	<p>New Yorkissa ei-polaarisille orgaanisille haitta-aineille kriteerit on johdettu tasapainojakautumiskerrottua (EqP) hyödyntävällä lähestymistavalla. Nämä EqP-pohjaiset sedimenttikriteerit on sidottu valtion vedenlaatustandardeihin, ohjearvoihin tai EPA:n muodostamiin kriteereihin, jos New Yorkin osavaltion standardeja ei ole saatavilla. New Yorkin metallikriteerit on johdettu Ontarion ministeriön ohjeista (Persaud 1993) ja NOAA:n tiedoista.</p> <p>Metallien osalta NOAA:n kehittämiä ERL ja ERM-arvoja verrattiin Ontarion LEL ja SEL-arvoihin. Alhaisemmat arvot valittiin New Yorkin osavaltion sedimentin seurannassa käytettäväksi kriteereiksi. Jos metallien kokonaispitoisuus alittaa alemman raja-arvon (LEL) niin metallien aiheuttamaa kuormitusta pidetään hyväksyttävänä. Jos pitoisuus ylittää alemman raja-arvon mutta jää ylemmän (SEL) raja-arvon alapuolelle, sedimentti katsotaan pilaantuneeksi mutta vaikutuksia pidetään kohtalaisina. Jos pitoisuus ylittää ylemmän raja-arvon haittavaikutuksia pidetään merkittävänä.</p>
<b>Wisconsin</b>	ERL/ERM, LEL/SEL, EqP	<p>WDNR (the Wisconsin Department of Natural Resources) on keskittänyt huomionsa kohdekohtaisiin riskinarvioinnin lähestymistapoihin sedimentin ohjearvojen määrittämisessä, noudattaen seuraavia periaatteita:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Painotetaan lähestymistavan joustavuutta huomioiden sedimentin pilaantuneisuuden luontaisen monimutkaisuuden ja ainutlaatuisuuden.</li> <li>• Rohkaistaan kohdekohtaisiin vaikutusten arviointeihin, minimoiden epävarmuuksia liittyen haitallisten aineiden biosaatavuuteen.</li> </ul>

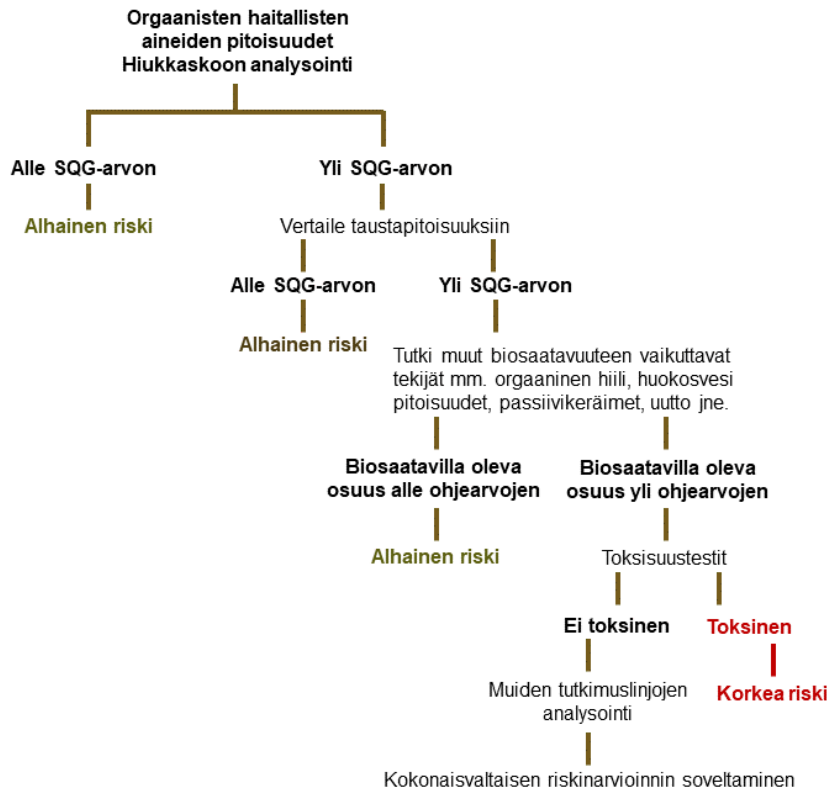
Osavaltio	Käytettävä raja-arvo	Merkitys
		<p>WDNR suosittelee vertailua seuraaviin sedimentin ohjearvoihin:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ontarion Ohjearvot vesisedimentin laadun suojelua ja hallintaa varten (Persaud 1993). Nämä ovat Floridan ohjearvoihin perustuvat LEL ja SEL-arvot, mutta painottaen Suurten järvien tietoja.</li> <li>• NOAA:n sedimentin laatuohjeet (Long ja Morgan 1990). Nämä ovat ERL ja ERM-arvoja.</li> <li>• Lisäksi EPA:n tasapainojakautumiskertoimeen perustuvia laatukriteerejä.</li> </ul> <p>Wisconsin suosittelee, että alemman raja-arvon (LEL) ylittävät pitoisuudet laukaisevat kohdekohtaisia tutkimuksia pohjaeliöstövaikutuksista ja ylempään (SEL) raja-arvon ylitys voi käynnistää aktiivisen kunnostuksen pohjayhteisön suojelemiseksi. WDNR suosittelee, että myös NOAA-ohjeiden ERL- ja ERM-arvoja voidaan käyttää samalla tavalla.</p>
New Jersey	LEL/PEL (makean veden sedimentti) ERL/ERM (merisedimentit)	<p>Makean veden sedimentin seulonta-arvot, joita on käytetty New Jersey ekologisen perustason arviointiin (Baseline Ecological Evaluation BEE) ovat käytännössä Ontarion osavaltion soveltamat sedimentin alemmat raja-arvot (LEL). Meri/suistoalueella sovelletut sedimentin seulonta-arvot ovat puolestaan ERL-arvoja. New Jersey keskittyy ensisijaisesti näiden kahden menetelmän (ERL ja LEL) alemman tason arvoihin ja pitää näiden ylittymistä signaalina mahdollisesta riskistä ja syynä lisätutkimusten käynnistämiseen.</p> <p>New Jerseyllä on myös ohjearvot sedimenttien sisältämien haihtuvien orgaanisten aineiden tai yhdisteiden seulomiseen, joita käytetään sekä makean veden että meren sedimenteissä. Tämä on melko ainutlaatuisia eri osavaltioiden lähestymistapojen joukossa.</p>
Florida	TEL/PEL, metalli/alumiini suhde	<p>Floridan osavaltion vaikutustietoihin perustuvat ohjearvot johdettiin käyttämällä NOAA:n National Status and Trends (NS&amp;T) -ohjelmasta muunneltua lähestymistapaa. Kyseiset ohjearvot koskevat vain meri- ja suisto-olosuhteita, vaikka niitä voidaan käyttää myös makeassa veden olosuhteisiin varovaisuutta noudattaen. Floridan rannikon sedimenteillä on samankaltaisia geokemialliset ominaisuuksia kuin makean veden sedimenteillä.</p> <p>Kuten alkuperäisessä NOAA:n kehittämässä menetelmässä, Floridan numeeriset ohjearvot määrittelevät kolme tasoa haitallisten aineiden pitoisuuksille: ei haittavaikutusta, mahdollinen vaikuttava pitoisuus ja todennäköinen vaikuttava pitoisuus.</p> <p>Floridan menetelmä (MacDonald 1994) teki useita muutoksia NOAA:n kehittämään menetelmään:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- lisättiin seulontakriteerejä, joilla varmistettiin tiedon laatu</li> <li>- lisäämällä tietoja Pohjois-Amerikan tutkimuksista</li> <li>- hyödynnettiin tietokannan ei-vaikutuksia osaa aktiivisesti</li> <li>- käyttämällä geometristä keskiarvoa aritmeettisen keskiarvon sijaan, mikä kuvastaa paremmin datan jakautumista.</li> <li>- Tuloksena syntynyt laajennettu tietokanta BEDS (Biological Effects Database for Sediments), jota käytettiin ainoana lähteenä sedimenttien haitallisten aineiden mahdollisista vaikutuksista.</li> </ul> <p>Florida luottaa myös edelleen vuonna 1988 annettuun ohjeeseen metallien arvioimiseksi suistosedimentissä (Schropp 1988). Tämä ainutlaatuinen menetelmä perustuu alumiinin rinnakkaisesiintymiseen muiden metallien kanssa, mikä on erittäin tyypillistä Floridan ympäristölle. Sarja regressiokäyriä eri metalleille ja alumiinille johdettiin sen määrittämiseksi, milloin metallien esiintyminen oli luonnollista tai ihmisen aiheuttamaa.</p>

#### 4.3.4 Australia ja Uusi-Seelanti

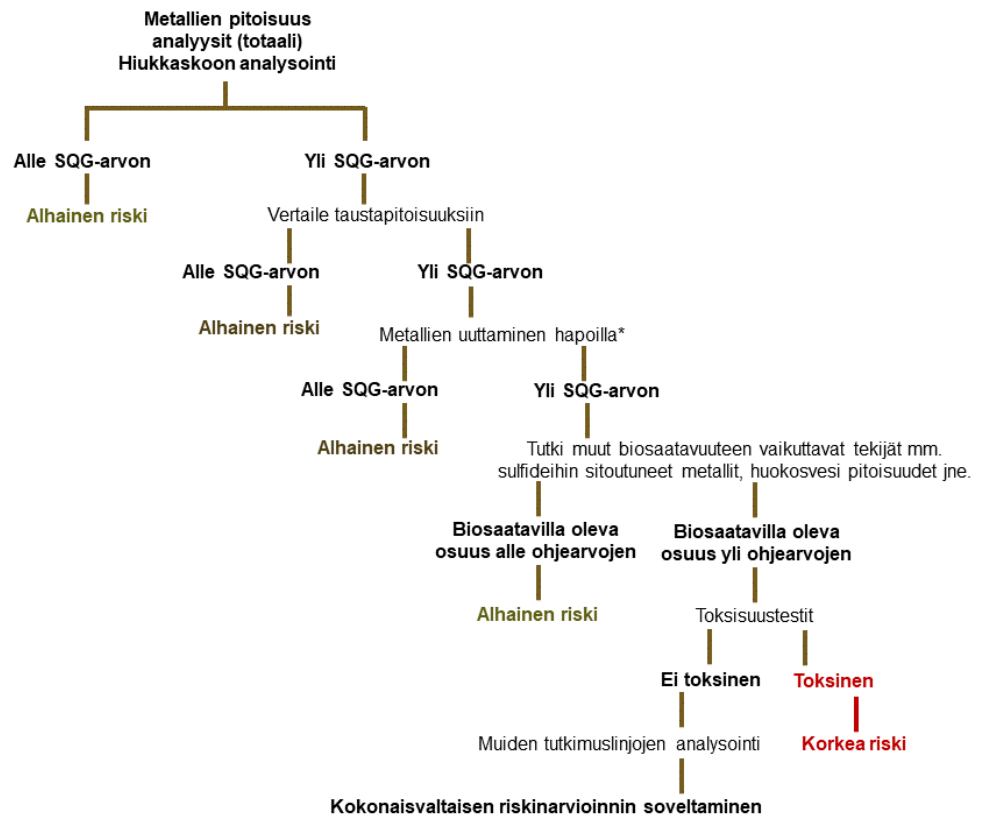
Australiassa ja Uudessa-Seelannissa julkaistiin ohjearvot vuonna 2000 (ANZECC/ARMCANZ 2000), minkä jälkeen niitä on täydennetty sekä päivitetty (Simpson ym. 2013). Australiassa, toisin kuin monissa muissa valtioissa, sedimenttien ohjearvot ovat osa vaiheittaista kokonaisvaltaisempaa riskiperusteista arviointia (ANZECC/ARMCANZ 2000,). Ohjearvojen merkitystä arvioinnissa on selvitetty kuvassa 6. Ohjearvojen johtamiseen on kaksi erilaista lähestymistapaa: (i) empiirinen ja (ii) mekaaninen tai teoreettinen tasapainojakautumisteoriaan (EqP) pohjautuva (Batley ym. 2005, Simpson & Batley 2016).

Australia ja Uusi-Seelanti hyväksyivät empiiriset sedimentin ohjearvot, jotka on saatu luokittelemalla toksisuus tiedot ja muut vaikutustiedot laajoista kenttätutkimuksista, hyödyntäen pohjoisamerikkalaista tietokantaa. Australiassa ja Uudessa-Seelannissa määritettiin alemmat ja ylemmät ohjearvot (kutsutaan SQGV ja 'SQGV-high), jotka vastaavat Long ym. (1995), kehittämiä ohjearvoja ERL- (effects range low) ja ERM-arvoja (effects range median). Kuitenkin sääntely perustuu yksinomaan alempaan ohjearvoon, jota käytetään pitoisuuksien seulontaan. Jos pitoisuus ylittää alemman raja-arvon, vaaditaan lisätutkimuksia. Toisin kuin vedenlaadun ohjearvot, Australian ja Uuden-Seelannin sedimenttien ohjearvot eivät perustu suoriin arviointeihin syy-seuraussuhteista (Simpson & Batley 2016). Simpsonin ja Batleyn (2016) mielestä tämä voi aiheuttaa sekaannusta ja sedimentin kemiallisten tietojen ekotoksikologisen merkityksen väärää tulkintaa.

## Orgaaniset haitta-aineet



## Metallit



\* Tämä vaihe ei välttämättä sovellettavissa metalleilla.

Kuva 6. Vaiheittainen arviointiprosessi (päätöksentekopuu) pilaantuneiden sedimenttien riskinarviointiin orgaanisille haitta-aineille (ylempi kehys) ja metalleille.

Empiirinen lähestymistapa käyttää luokiteltujen vaikutustietojen 10. prosenttipistettä (10 % tapauksista jää muuttujan arvon alapuolelle) ja mediaania kahden ohjearvon johtamiseen. Sedimentit sisältävät tyypillisesti monia samanaikaisesti esiintyviä haitta-aineita (kuten metallit ja orgaaniset aineet). Siksi luokittelu on riippuvainen kaikista seoksen komponenteista. Tämän seurauksena näin johdetut ohjearvot voivat olla konservatiivisia. Esimerkiksi näytteen, joka sisältää sinkkiä pieninä pitoisuuksina ja PAH-yhdisteitä korkeina pitoisuuksina, myrkyllisyys johtuisi yhtä lailla sekä sinkistä (joka ei välttämättä aiheuta vaikutuksia) että PAH-yhdisteistä. Tällaisesta tapauksesta johdettu sinkin ohjearvo olisi ylisuojaava. Mitattu pitoisuusarvo, joka ylittää alemman ohjearvon, ei välttämättä tarkoita, että sedimentti aiheuttaisi haitallisia biologisia vaikutuksia. Sen sijaan edellytetään lisätutkimuksia todennäköisten haittavaikutusten arvioimiseksi. Tämän jälkeen edetään vaiheittaisesti etenevään arviointiin kuvan 7 kaavion mukaisesti. Arvioinnissa huomioidaan biosaatavilla oleva haitallisen aineen pitoisuus. Mikäli tämä pitoisuustaso edelleen ylittää ohjearvon, jatketaan muita tutkimuslinjoja arvioimalla näiden tuloksia. Useimmissa tapauksissa seuraavaan vaiheeseen sisältyy toksisuustestejä. Muita tutkittavia muuttujia voivat olla bioakkumulaatio ja sedimentin ekologia (Simpson et al., 2013). Viimeisimmät Australian ja Uuden-Seelannin ohjearvot löytyvät Simpson ja Batley (2016) kirjoittaman ohjekirjan liitteestä A. Hieman vanhempia Australian ja Uuden-Seelannin raja-arvoja on verrattu muihin vastaaviin raja-arvoihin NOAA:n kansainvälisissä pikataulukkoissa (SQiRT) (Buchman 2008).

Pelkästään haitta-aineiden pitoisuuksien selvittäminen ja ekotoksikologian huomioiminen ei ole aina riittävä lähestymistapa sen selvittämiseksi, vaikuttavatko sedimentin haitta-aineet ekosysteemin terveyteen. Tämän vuoksi Australian ja Uuden-Seelannin käyttämässä päätöksentekokaavioissa (Kuva 6) huomioidaan myös muita arvioinnissa perusteena käytettäviä tutkimus/todistelinoja, jotka on esitetty kuvassa 7.



Kuva 7. Tutkimus/näyttölinjat Australian ja Uuden-Seelannin kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa (mukailtu Simpson ja Batley 2016).

Lisätutkimusten kautta voi syntyä tarvetta lisänäytölle, jos

- sedimentissä esiintyy merkittävässä määrin sellaisia haitta-aineita, joille ei ole olemassa sedimentin ohjearvoja,
- tutkittavassa paikassa havaitaan tuntemattomia haitta-aineseoksia,

- kemiallisen arvioinnin ja toksisuustestien tulokset ovat hämmentäviä, myrkyllisyydestin tulokset eivät tue sedimentin ohjearvojen ylitystä tai myrkyllisyyttä havaitaan, vaikka mitään ohjearvoja ei ole ylitetty,
- sääntelyvirasto vaatii täydellistä ekologista riskinarviointia joko historiallisesta, olemassa olevasta tai suunnitellusta toiminnasta, joka saattaa vaikuttaa sedimentin ekosysteemin tilaan;
- ympäristön ekologinen tilan ilmeinen huonontuminen edellyttää yksityiskohtaisempaa arviointia tai
- alue on laaja ja kunnostusvaihtoehdot kalliita, jolloin tavoitteena on kohdistaa kunnostustoimenpiteet vain niihin sedimentteihin, joiden on arvioitu olevan suurimpia vaikutus ekosysteemien tilaan.

Kemiaan ja ekotoksikologiaan perustuvia tutkimustuloksia täydennetään tyypillisesti biokertyvyyden ja pohjelaänekologian tutkimuksilla, jotka ovat tärkeitä indikaattoreita sedimentin laadulle (Batley ym. 2005, Simpson ym. 2005, Wenning ym. 2005). Subletaalin altistumisen ja vaikutusten biomarkkereita voidaan sisällyttää tutkimuslinjoina mukaan, jos ne edesauttavat arviointia. Kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa tarkastellaan eri tutkimuksista saatuja tuloksia (Integrated Weight-of-Evidence assessment, kuva 7). Tulosten arvon määrittämisessä on kolme lähestymistapaa:

- parhaaseen asiantuntijoiden harkintaan perustuvat laadulliset menetelmät,
- puolikvantitatiiviset lähestymistavat, joissa käytetään ranking- tai pisteytysjärjestelmiä ja
- kvantitatiiviset menetelmät, joissa käytetään todennäköisyyteen tai monimuuttuja-analyysiin perustuvia lähestymistapoja.

Arvio, joka tuottaa saman tuloksen riippumatta arvioijasta, on parempi kuin sellainen, joka vaatii asiantuntijan ammatillista arviointia. Tämä saavutetaan puolikvantitatiivisilla lähestymistavoilla. Australialla ja Uudella-Seelannilla on käytössään pisteytysjärjestelmä, jossa muuttujia on pisteytetty kolmeen vaikutustasoon: ei vaikutusta, kohtalainen tai korkea vaikutus (Simpson ym. 2013, Taulukko 10). Kokonaisvaltainen riskinarviointiin perustuvassa lähestymistavassa ja osana vaiheittaista arviointia tutkitaan mm. sedimentin kemiaa (esimerkiksi ohjearvojen ylitykset), haitta-aineiden biosaatavuutta (esimerkiksi huokosvesi mittaukset, passiiviset näytteenottimet *ja in vitro* menetelmät) ja toksisuutta. Arvioinnissa voidaan hyödyntää myös seuraavista tutkimuksista saatuja tuloksia: biokertyminen/biomagnifikaatio, biomarkkerit, pohjelaänten yhteisö rakenne (kuten ekologinen toimintahäiriö), myrkyllisyyden tunnistamisen arviointi ja muut syy-seurausnäkökohdat. Käytännössä eri tutkimuslinjoille (kemia, bioakkumulaatio, myrkyllisyys, ekologia) annettavista pisteytysarvoista muodostetaan keskiarvo, joka pyöristetään kokonaislukuun. Arvo 3 merkitsee sitä, että sedimentin haitalliset aineet muodostavat huomattavan riskin, arvo 2, että vaikutukset ovat mahdollisia ja arvo 1, ettei aineista todennäköisesti ole vaikutuksia tai jopa sitä, ettei haitallisia aineita esiinny.

**Taulukko 10. Tutkimusnäyttöön pohjautuva riskinarviointiin kehitetty pisteytysmenetelmä, jota käytetään Australiassa ja Uudessa-Seelannissa (Simpson ym. 2013).**

Pisteytys			
Tutkimus/näyttölinja	3	2	1
Kemia			
Sedimentti	Pitoisuus suurempi kuin ylempi ohjearvo	Pitoisuus > alempi ohjearvo < ylempi ohjearvo	Pitoisuus < alempi ohjearvo
Huokosvesi	Pitoisuus > veden laadun ohjearvo HC10	Veden laadun ohjearvo HC5 < pitoisuus < ohjearvo HC10	Pitoisuus < Veden laadun ohjearvo HC5
Toksisuus	≥ 50 % vaikutus verrattuna kontrolliin	20-50 % vaikutus	< 20 % vaikutus
Bioakkumulaatio	Eroaa merkittävästi ( $p < 0.05$ ) ja > 3 x kontrollista	Eroaa merkittävästi ( $p < 0.05$ ) ja ≤ 3 x kontrollista	Ei eroa merkittävästi kontrollista
Ekologia	Merkittävä ja suuri vaikutus lajien runsauteen ja diversiteettiin	Merkittävä mutta kohtalainen vaikutus lajien runsauteen ja diversiteettiin	Ei merkittäviä vaikutuksia lajien runsauteen ja diversiteettiin
Biomarkkerit	Eroaa merkittävästi kontrollista	Eroaa merkittävästi mutta kohtalaisesti kontrollista	Ei merkittävä eroa kontrolliin
Muut tutkimuslinjat	Asianmukaisen pisteytyksen soveltaminen		
Tutkimusnäytön arvio	Merkittäviä haittavaikutuksia	Mahdollisia haittavaikutuksia	Ei haittavaikutuksia

Sedimenteille kehitetään edelleen uusia menetelmiä laadun arviointia varten. Ei ole olemassa yhtä ainoaa lähestymistapaa tehdä kokonaisvaltaista riskinarviointia, vaan sedimentin laadunarvioinnin ja tutkimusten tulisi olla tapauskohtaista paikalliset olosuhteet huomioon ottaen (esimerkiksi sedimentin vakaumus, pohjaveden virtaukset, vaihtelevat vesiolosuhteet). Kentällä tapahtuvaa (*in situ*) testausta voidaan soveltaa joihinkin arviointeihin. Kvantitatiiviset lähestymistavat soveltuvat alueille, joilta on olemassa runsaasti tutkittua tietoa ja useita vastaavia referenssialueita (Simpson & Batley 2016).

Australiassa ja Uudessa-Seelannissa suurimmassa osassa sedimentin laadun arvioinnista voidaan päästä perusteltuihin johtopäätöksiin käyttämällä yksinkertaista hierarkkista päätöksentekokaavioita (kuva 6), jossa tarkastellaan mitattuja haitta-ainepitoisuuksia täydennettynä toksisuustesteillä. Joissakin tapauksissa kannattaa siirtyä suoraan kokonaisvaltaiseen riskinarviointiin, jolloin hyödynnetään useita erilaisia tutkimuslinjoja (kuva 7), vaikka toimet saattavat tulla huomattavasti kalliimmiksi. Esimerkiksi harkiten rajattu, erilaisista tutkimuksista tuloksia integroiva kokonaisvaltainen riskinarviointi saattaa rajata puhdistamistarpeessa olevan sedimentin tarkemmin ja säästää siten puhdistamiskustannuksia huomattavasti. Päätöksentekokaaviossa esitetyn lähestymistavan ei tarvitse aina alkaa sedimentin kemian arvioinnilla, vaikka näin yleisesti toimitaan. Toksisuuden, ekologisen heikentymisen tai haitta-aineiden biokertyvyyden tutkimukset voivat olla ensimmäinen askel johtaen muihin tutkimuksiin (Simpson & Batley 2016).



## 4.4 Ruoppausmassojen läjittämistä koskevat raja-arvot

### 4.4.1 Lyhyt katsaus raja-arvoihin

Euroopan Unioni ei ole asettanut ruoppausmassojen haitallisille aineille viitearvoja, vaan tämä on jätetty jäsenvaltioiden tehtäväksi. Kansainvälisissä sopimuksissa (HELCOM, OSPAR) sopimusosapuolet on velvoitettu itse asettamaan raja-arvot haitallisten aineiden pitoisuuksille. Tämän seurauksena on syntynyt laaja kirjo erilaisia luokitusjärjestelmiä ja kynnyksiarvoja (Röper & Netzband 2011, Sapota ym. 2012, Dede ym. 2018). Saksan, Alankomaiden, Belgian, Ranskan, Iso-Britannian, Irlannin, Norjan, Tanskan, Irlannin ja Espanjan osalta käytettävät viitearvot on koottu Röperin ja Netzbandin raporttiin (Röper & Netzband 2011).

Useimmat OSPAR-maat ovat määrittäneet sedimenteille laatuksiteereitä (eli haitallisten aineiden raja-arvoja) ruoppausmassan mahdollista mereen läjittämisen arviointia varten. Yhdellätoista maalla on raja-arvot ruoppausmassojen sisältämille haitallisille aineille (laadittu vuosina 2004 ja 2008). Lähestymistavat näiden raja-arvojen määrittämisessä vaihtelevat. Osalla määritykset perustuvat taustapitoisuuksiin ja niihin liitettäviin kertoimiin, ja osa johtaa arvot ekotoksikologisten tutkimusten perusteella. Useimmissa OSPAR-maissa näitä haitallisten aineiden raja-arvoja ei ole sisällytetty lainsäädäntöön, mutta ne ohjaavat viranomaisten päätöksentekoa. Yleensä käytössä on kolme ruoppaus- ja läjitystoimintaa ohjaavaa luokkaa ja kaksi raja-arvopitoisuutta. Ruoppausmassojen, joiden haitallisten aineiden pitoisuudet jäävät alemman raja-arvon alapuolella, oletetaan aiheuttavan vain vähäistä haittaa ympäristölle. Ruoppausmassat, joiden pitoisuudet sijoittuvat alemman ja ylemmän raja-arvon väliin, saattavat vaatia lisätutkimuksia ennen kuin ruopattun massan sijoittamisesta voidaan tehdä päätös. Mikäli massasta mitatut haitta-ainepitoisuudet ylittävät ylemmän raja-arvon, ruoppausmassoja ei yleensä saa loppusijoittaa mereen (OSPAR 2010).

Itämeren valtioiden kansalliset lainsäädökset ruoppausmassojen käsittelystä poikkeavat huomattavasti toisistaan (Sapota ym. 2012). Erot koskevat muun muassa ympäristölupamenettelyä, sedimenttien luokittelua, haitallisten aineiden raja-arvoja sekä tapoja ja mahdollisuutta käsitellä ruoppausmassoja. Suurimmat erot liittyvät haitallisten aineiden raja-arvoihin ja ruoppausmassojen luokitteluun pilaantuneeksi. Itämeren alueella käytettävät ruoppausmassoja koskevat haitallisten aineiden raja-arvot on esitetty kootusti projektien raporteissa (Sapota ym. 2012, Staniszewska ja Boniecka 2018, Häkkinen ym. 2020). Enimmillään määritettäviä haitta-aineita on 24, mutta esimerkiksi Puolalla vain kymmenen (Staniszewska ja Boniecka 2018). Lisäksi käytettävät raja-arvot vaihtelevat suuresti, poiketen kertaluokaltaan toisistaan. Tällä on merkitystä ruopattavan aineksen pilaantuneisuutta arvioitaessa (Häkkinen ym. 2020).

Tanskassa kansallinen ruoppausmassan käsittelyä koskeva ohjeistus (MST 2005) määrittelee alemmat ja ylempät pitoisuusraja-arvot yli 20 haitta-aineelle tai haitta-aineryhmälle. Haitta-ainepitoisuuksia verrataan näihin raja-arvoihin, jotka ohjaavat ruoppausmassojen käsittelyä. Massat, joiden haitta-ainepitoisuudet ylittävät ylemmän raja-arvon, tulisi pääsääntöisesti sijoittaa maalle. Nämä raja-arvot poikkeavat ympäristölaatunormien arvoista. Lisäksi joillakin haitallisilla aineilla on kansallinen ympäristölaatunormi, mutta ei ruoppausmassojen sijoittamista ohjaavia raja-arvoja. Kansallisten ympäristölaatunormien arvot ovat yleensä korkeammat kuin alemmat ruoppausmassojen sijoittamista ohjaavat raja-arvot (MST 2005, Lehoux ym. 2020).

Euroopan maiden välillä on huomattavia eroja ruoppausmassojen luokittelussa ja luokitteluun liittyvissä toimenpiderajoituksissa. Jonkin maan säännösten ja ohjeistusten perusteella ruoppausmassa voidaan läjittää mereen, kun taas toisessa maassa samalle merialueelle läjittäminen vaatisi vähintäänkin perusteellisempia selvityksiä mahdollisista haitallisista ympäristövaikutuksista. Erilaisia sedimenttien ruoppaamiseen liittyviä raja-arvoja on esitetty Häkkinen ym. (2020) raportissa.

#### 4.4.2 Suomalaiset raja-arvot

Suomessa sedimenttien haitallisille aineille määritettyjä pitoisuustasoja on tarkoitus soveltaa vain arvioitaessa ruoppausmassan läjityskelpoisuutta vapaaseen veteen. Arvioinnin tueksi on määritelty viisi pitoisuustasoa; 1, 1A, 1B, 1C ja 2. Ruoppausmassojen läjityskelpoisuuden arviointiin vaikuttavat mitattujen haitta-ainepitoisuuksien lisäksi läjityspaikan olosuhteet. Pitoisuustasot on määritelty siten, että ne ovat riippumattomia ruoppausmassan määrästä. Läjitetävien ruoppausmassojen haitta-ainepitoisuuksien lisäksi niiden määrät vaikuttavat läjitysalueen seurannan suunnitteluun ja velvoitteisiin. Haitallisille aineille ei ole pitoisuustasoja, joiden perusteella arvioitaisiin sedimenttien pilaantuneisuutta.

Haitta-ainepitoisuuksien ollessa sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeessa mainitulla tasolla 2, ruopattavaa massaa ei pääsääntöisesti voi läjittää vapaaseen veteen, vaan se tulisi läjittää maalle tai vapaan veden ja maa-alueen väliin penkereellä erotetun alueen taakse. Vaikka haitta-ainepitoisuus ei ylittäisikään tasoa 2, massat voidaan joutua läjittämään maalle sedimentin eroosioherkkyyden vuoksi. Huolena on sedimenttien ja niiden haitallisten aineiden mahdollinen kulkeutuminen ja leviäminen läjityspaikalta ympäristöön (YM 2015).

#### 4.5 Biotestien käyttö sedimenttien pilaantuneisuuden arvioinnissa

Biotestit tai ekotoksikologiset testit ovat laboratoriossa suoritettavia kokeita, joilla mitataan sedimentin akuuttia, subakuuttia tai kroonista haitallista vaikutusta testieliöihin. Tällaiset testit mahdollistavat muun muassa yhteisvaikutusten eli useiden haitta-aineiden yhtäaikaisten vaikutusten tutkimisen (YM 2015). Eurooppalaisilla sidosryhmillä on edelleen epäilyksiä ekotoksikologisten tietojen soveltuvuudesta saastuneiden sedimenttien hallintaan liittyvässä päätöksenteossa. Kuitenkin biotestit ja ekotoksikologinen tieto voivat tarjota lisäarvoa sedimentin kestäväälle hallinnalle ja vähentää ratkaisevasti ns. väärin ja kalliiden päätösten mahdollisuutta (Heise ym. 2020).

Ekotoksikologinen testaus lähestymistapana sedimentin laadun arvioimiseksi kuvattiin ensimmäisen kerran jo 1970-luvun lopulla (esim. Anderson ja Prater 1977, Swartz ym. 1979) saavuttaen huomattavaa kiinnostusta. Giesy ym. (1988) perustelivat, että sedimenttien kemiallisia analyyseja olisi täydennettävä myrkyllisyystesteillä, koska suuri määrä mahdollisesti haitallisia aineita tekee mahdollisten biologisten vaikutusten arvioinnista aikaa vievää ja kallista, eikä biosaatavuutta eikä aineiden välistä vuorovaikutusta kyetä kunnolla huomioimaan. Tämän johdosta toksisuustestit elutriaateille, huokosvedelle ja/tai sedimenteille on otettu käyttöön sedimenttien hallintaohjeissa. Ensimmäisten joukossa Yhdysvaltain armeijan insinöörit (USACE) ja Yhdysvaltain ympäristönsuojeluvirasto (U.S. EPA) kehittivät ruopattujen sedimenttien hallintaa koskevan päätöksentekokehyksen vuonna 1985. Se sisälsi ruopattun materiaalin biotestauksen kemiallisen arvioinnin lisäksi, jos loppusijoittaminen veteen oli ensisijainen vaihtoehto (Lee ja Peddicord 1988).

Organismien erilaisen herkkyyden vuoksi Dutka ym. (1988) ovat korostaneet eri biotestien yhdistämisen (biotestien yhteiskäytön) tarpeellisuutta sedimentin laadun arvioinnissa. Chapman (1990) kuvasi sedimentin laadun arviointiin käytettävää triad-metodia, jossa yhdistelemällä kemiallista ja ekotoksikologista tietoa sekä biologisia yhteisöjä koskevaa tietoa voitiin tehokkaasti arvioida haitallisten aineiden aiheuttamaa pilaantumista. Yhdysvaltoihin verrattuna Euroopassa ekotoksikologiset testit alkoivat myöhemmin. Testit saivat huomiota suurten ruopattavien ja hallittavien sedimenttimäärien takia esimerkiksi Rotterdamin, Antwerpenin ja Hampurin satamissa. Hampurin satamassa tehtiin ensimmäiset ekotoksikologiset testit ruopattulle sedimentille 1990-luvun puolivälissä. Suunnilleen samoihin aikoihin Saksan liittovaltion hydrologinen instituutti alkoi kerätä biotestitietoja Elben ja Reinin sedimenteistä. Myöhemmin sedimentin ja ruopattun massan ekotoksikologiset tutkimukset ovat yleistyneet, mutta tulosten sisällyttäminen kansalliseen sääntelyyn Euroopan valtioissa on ollut hidasta (Heise ym. 2020).

Tutkimuksessa den Besten ym. (2003) analysoivat biotestien ja -määritysten sääntelykäyttöä sedimenttien ja ruopattun massan laadun arvioinnissa Euroopassa. Tulokset osoittivat suurta vaihtelua päätöksentekokehyksissä vaihdellen yksinomaisesta kemiallisesta arvioinnista järjestelmiin, joissa biotesteillä oli tärkeä rooli. Vuonna 2018 SedNetin ja Sullied Sediment Interreg -hankkeen yhteisesti järjestämässä työpajassa kerättiin uudet tiedot siitä, miten sääntely on kehittynyt Euroopassa ja erityisesti, miten biologisiin vaikutuksiin perustuvien tietojen merkitys on muuttunut. Vaikka vuosien 2003 ja 2018 välinen vertailu osoitti, että biomääritysten/testien käyttö oli jonkin verran edennyt, voitiin havaita myös päinvastainen suuntaus. Alankomaat, joka käytti biotestejä ruopattujen massojen arvioinneissa vuonna 2003, oli poistanut ne sääntelystään. Italia sitä vastoin oli lisännyt merkittävästi biotestien määrää ja integroinut ne osaksi ruopattujen massojen arviointia ennen niiden käsittelyä. Muut maat, kuten Ranska ja Italia, ovat sisällyttäneet biotestit kansallisiin ohjeisiinsa, mutta eivät kansallisiin säännöksiin. Jopa sellaisissa valtioissa, joilla on jo pitkä historia biomääritysten käytöstä (esim. Ranska, Alankomaat ja Saksa), päätöksentekijöillä ja sidosryhmillä on edelleen epäilyksiä niiden käyttökelpoisuuden suhteen. Seuraavat huolenaiheet ovat yleensä esillä ekotoksikologisen tiedon ja biotestien käyttöön liittyen (Heise ym. 2020):

- "Biotestin tulokset ovat paljon epätasaisempia ja epätarkempia kuin kemialliset tiedot. "
- "Pieni testiorganismien määrä ei voi edustaa ekosysteemin herkkyyttä. "
- "Muutettujen ympäristöolosuhteiden takia laboratoriokokeet eivät heijasta luonnollisia olosuhteita eivätkä näin ollen voi edustaa biosaatavuutta *in situ*. "
- "Sopimus/yhteisymmärrys, miten biotestien tietoja käytetään arvioinnissa, puuttuu."
- "Biotestaus nostaa sedimentin hallinnan kustannuksia merkittävästi."

Heise ym. (2020) eivät löytäneet tutkimuksessaan tukea väittämälle, että biotestitulokset olisivat yleensä vähemmän tarkkoja kuin kemialliset analyysit. Sedimenttien heterogeenisyyden vuoksi, matalampaa tarkkuutta voidaan olettaa suorassa kosketustestissä. Saatavilla olevat tiedot eivät kuitenkaan tukenet tätä yleistä oletusta vaan tulokset ovat yleisesti hyväksytyin kriteerin mukaisia (variaatiokerroin oli alle 30–40 %). Silti laboratorioiden sisäisten ja laboratorioiden välisten vertailujen lisääminen auttaisi yhdenmukaistamaan menettelytapoja (näytteenotto, esikäsittely ja standardimenetelmät) ja kouluttamaan testejä suorittavaa henkilökuntaa.

Euroopassa väittely biotestien käyttämisestä sääntelyssä liittyy ensisijaisesti tulosten soveltamiseen ruopattun materiaalin arvioinnissa. Päätettäessä ruoppausmassan hallinnasta edellytetään käsittelyvaihtoehdon valintaa, jonka aikana massa käy läpi useita fysikaalis-kemiallisia muutoksia, samoin kuin testattava sedimentti käy läpi muutoksia testejä suoritettaessa. Resuspensiota suuremmassa vesimäärässä ja näytteiden hapettumista tapahtuu myös ruoppausmassan noston ja siirtämisen aikana. Siten näytteiden valmistelu biotestausta varten simuloi todellisia olosuhteita. Testiolosuhteet, kuten pH, lämpötila tai suolapitoisuus riippuvat myös testiorganismien vaatimuksista. Ne eivät siten välttämättä vastaa arvioitavan alueen ympäristöolosuhteita. Ekotoksikologiassa testeihin liittyy epävarmuutta, mistä syystä ne eivät ennusta varmasti, mitä ympäristössä todellisuudessa tulisi tapahtumaan. Niiden avulla voidaan vakioiduissa olosuhteissa luonnehtia ympäristönäytteiden ominaisuuksia. Esimerkiksi laboratoriossa mitattu myrkyllisyys heijastaa sedimentin kykyä aiheuttaa vahinkoa tietyissä olosuhteissa osoittaen siten sedimentteihin liittyvän myrkyllisyyspotentiaalin. Myrkyllisyyden ohella ympäristövaikutuksia arvioitaessa on huomioitava myös eliöiden mahdollisuus altistumiseen (Heise ym. 2020).

Näytteenottostrategia, varastointi ja esikäsittely voivat myös muuttaa haitallisten aineiden biosaatavilla olevaa osuutta vaikuttaen siten kemiallisen analyysin tuloksiin. On huomattava, että myös kemialliset analyysit, kuten ekotoksikologiset testit, suoritetaan vakioiduissa olosuhteissa, jotka eivät välttämättä vastaa ympäristössä vallitsevaa *in situ* -tilannetta. Voidaan siis todeta molempien sekä biotestauksen että kemiallisten analyysien luonnehtivan sedimenttejä standardoiduissa olosuhteissa, jotka eivät välttämättä edusta *in situ* -olosuhteita. Tästä rajoituksesta huolimatta molemmat voivat paljastaa mahdollisia haittoja vesistöjen eliöyhteisöille. Ekotoksikologiset testit havaitsevat

tehokkaammin haitallisten seosten ja tuntemattomien sekä tarkkailuun kuulumattomien kemikaalien vaikutukset (Heise ym. 2020).

Yksittäisten testitulosten tulkinnat biotestipatteristosta vaihtelevat laboratoriosta ja ohjeista riippuen. Eliötesteissä tulokset ilmoitetaan yleensä vaikutuksena kuolleisuuteen, fotosynteesiin, kasvuun tai lisääntymiseen. Havaittua vaikutusta verrataan kontrollikäsittelyihin näytteisiin. Raja-arvot, joilla erotetaan esimerkiksi sedimenttien vähäinen, kohtalainen tai korkea myrkyllisyys, näyttävät usein olevan satunnaisesti päätettyjä eivätkä ne ota huomioon erilaisten testijärjestelmien ominaisuuksia. Eri organismeilla on erilaiset myrkyllisyyden vastealueet, herkkyys ja tarkkuus, mikä asettaa kyseenalaiseksi tiukkojen raja-arvojen käytön ekotoksikologiassa (Ahlf ja Heise 2005, Höss ym. 2010). Asia muuttuu vielä monimutkaisemmaksi, jos tulkitaan biotestipatteristojen tuloksia. Biomääritykset tuottavat yleensä erilaisia vasteita. Usean testin tulosten tulkinta vaihtelee testipatteriston herkimpien organismien huomioon ottamisesta, biotestitietojen integrointiin monimutkaisemmillä luokitustekniikoilla, sumealla logiikalla tai toksisuuden profiloinnilla. Nämä integroivat arviointimenetelmät ovat monimutkaisempia ja vähemmän läpinäkyviä, mutta ne voivat parantaa päätöksentekoa tukevaa tietopohjaa ja ovat saavuttaneetkin laajan hyväksynnän (Heise ym. 2020).

Maailmalla ei ole päästy yhteisymmärrykseen siitä, miten biotestituloksia tulisi arvioida ja käyttää riskinarvioinnissa, vaikka on raportoitu useita lähestymistapoja, joissa otetaan huomioon testikohtaiset ominaisuudet. Sedimentin laatua koskevat ohjearvot ja toimintatasot vaihtelevatkin huomattavasti eri maiden välillä. Vaikka ne ovat haitallisiin vaikutuksiin perustuvia, niin niitä käyttämällä on vain rajalliset mahdollisuudet ennustaa haittavaikutuksia tai suojella pohjaeliöitä ja -yhteisöjä. Kemiallisten analyysien ja ekotoksikologisten kokeiden toisiaan täydentävä käyttö näyttäisi olevan paras tapa vähentää sedimenttiä tai ruopattuja massoja koskevien analyysien väärin negatiivisten tulosten todennäköisyyttä (Heise ym. 2020).

Biotestien ja ekotoksikologisten analyysien teko nostaa sedimentteihin liittyviä tutkimuskustannuksia. Ekotoksikologiisiin testeihin liittyvät kustannukset ovat huomattavan pienet verrattuna väärin negatiivisten arvioiden aiheuttamiin kustannuksiin, mikäli esimerkiksi ruopattujen massojen sijoittamisesta syntyy yllättävää ympäristöhaittaa ja toimenpidevelvoitteita. Biotestauksen käyttäminen sedimenttien sääntelyn osana edellyttäisi lisää standardoituja biotestejä, erityisesti koko sedimentin testejä siinä elävillä lajeilla olisi edistettävä. Laboratorioiden sisäisiä ja välisiä vertailuja tulisi siksi lisätä ja testejä toteuttavien koulutusta tulisi järjestää biotestitulosten vaihtelun vähentämiseksi ja luotettavuuden parantamiseksi. Biotestien automatisointia koskevaa tutkimusta olisi myös lisättävä kustannusten pienentämiseksi ja näytemäärien kasvattamiseksi. Ekotoksisuustietojen tulkinnan helpottamiseksi tulisi kehittää testikohtaiset, vaikutuksiin perustuvat kynnysarvot. Myös alan sääntelystä vastaavien virastojen ekotoksikologista asiantuntemusta tulisi syventää (Heise ym. 2020).

## 5 Ohje- ja raja-arvojen merkitys pilaantuneisuuden arvioinnissa

1980-luvun alusta lähtien yksi tärkeimmistä sedimentin hallinnan sääntelytyökaluista ovat olleet sedimenteille laaditut ohjearvot (SQG). Hypoteesia, jonka mukaan sedimenteissä oleville haitallisille aineille voitaisiin määrittää kynnysarvopitoisuus, jonka alle jäävillä pitoisuuksilla vesieliöille ei aiheudu haittaa, ehdottivat USEPA:n ja Yhdysvaltain armeijan insinöörit 1970-luvun alkupuolella osana ruoppausmassojen mereen läjittämisen arviointiperusteita (Engler ym. 2005). Vuonna 1989 NOAA (US Oceanic and Atmospheric Administration) esitti peräti 190 kemikaalille sedimentin seurantakäyttöön ohjearvoja, joilla arvioitaisiin sedimentin laatua meri- ja makean veden olosuhteissa (Engler ym. 2005). NOAA:n ERM (effect-range-median) ja ERL (effect low values) ohjearvojen pääasiallinen tarkoitus on pysynyt muuttumattomana: laaditaan tieteelliset perusteet korjaaville toimenpiteille, jotta voidaan suojella vesiekosysteemejä aineiden haitallisilta vaikutuksilta. NOAA:n ohjearvoja kehitetään edelleen uuden tiedon pohjalta. Monissa maissa näitä ohjearvoja on sovellettu suoraan tai niitä on käytetty laadittaessa omia kansallisia ohjearvoja sedimentille (Batley ym. 2005).

Viime vuosikymmenen aikana on kehitetty lukuisia ohjearvoja (SQG), joiden tarkoituksena on ollut selkeyttää ja yhdenmukaistaa viranomaisten työtä pilaantuneisiin sedimentteihin liittyen. Perinteisesti sedimentin pilaantuminen on arvioitu määrittämällä yksittäisten haitta-aineiden pitoisuudet ja vertaamalla näitä joko tausta- tai viitearvoihin. Kuitenkin jo 1980-luvulta lähtien ohjearvojen johtamiseen on yritetty sisällyttää myös biologisia vaikutuksia.

Lähestymistavat voidaan luokitella empiiriseksi biologisen vasteen ilmaantuvuuteen pohjautuvaksi lähestymistavaksi kuvaten sedimentin pilaantumisen ja toksisen vasteen välistä vuorovaikutusta sekä teoreettisesti lähestymistavaksi, joka ottaa biosaataavuuden huomioon tasapainojakautumiskertoimen avulla (EqP-teoria) (Korkaric ym. 2019). Empiirisiä ohjearvoja käytetään yleensä raskasmetalleihin ja arseeniin, mutta niitä voidaan soveltaa myös muihin haitallisiin aineisiin kuten orgaanisille aineille, vaikka saatavilla olevat tiedot ovat usein rajallisemmat. Teoreettista lähestymistapaa käytetään pääasiassa orgaanisiin yhdisteisiin, mutta jonkin verran myös esimerkiksi raskasmetalleille. Molemmat menetelmät ennustavat sedimentin pilaantumisesta aiheutuvia haitallisia ekologisia vaikutuksia perustuen pohjaeliöiden vasteisiin (Thompson & Wasserman 2015). Näiden lisäksi konsensuskeen perustuvat ohjearvot ovat empiirisen lähestymistavan kehittyneempi muoto. Niissä yhdistetään useita erilaisia ohjearvoja, joilla on samanlainen tarkoitus (esim. mediaanivaikutus). Meriympäristöä koskien konsensusohjearvoja on kehitetty mm. metalleille, polyklooratuille bifenyyleille ja polysyklisille aromaattisille hiilivedyille (MacDonald ym. 2000, Kwok ym. 2014). Yleisimpiä ohjearvojen johtamistapoja on koottu taulukkoon 11 (Thompson & Wasserman 2015). Lisäksi taulukkoa on täydennetty EU:n ympäristölaatu normiarvojen (EQS) kuvauksilla (Euroopan komissio 2011 ja 2018).

**Taulukko 11. Yleisimpiä sedimenttien ohjearvojen johtamistapoja (Thompson & Wasserman 2015 koosteen mukaan) täydennettynä EU:n EQS-arvojen (Euroopan komissio 2011, 2018) kuvauksella.**

Sedimentin ohjearvon (SQG) kategoria	Arvon johtamistapa
<b>Teoreettinen</b>	Tasapainojakautumismenetelmä, huomioi bioakkumulaation
<b>Empiirinen</b>	Seulontaraja-arvo, Screening-Level Concentration
<b>Empiirinen</b>	Raja-arvo, jolla vaikutuksia ei pitäisi syntyä (Effects Range-Low, ERL) ja pitoisuus, jolla vaikutuksia havaitaan (Effects Range-Median, ERM)
<b>Empiirinen</b>	Pitoisuus, jolla vaikutuksia aletaan havaita (Threshold-Effects Level, TEL) ja pitoisuus, jolla suuri prosenttiosuus pohjaeliöistä saa haitallisia vaikutuksia (Probable-Effects Level, PEL)
<b>Empiirinen</b>	Pitoisuus sedimentissä, jonka yläpuolella syntyy haitallinen vaste tietyllä bioindikaattorilla (Apparent-Effects Threshold, AET)
<b>Empiirinen</b>	Konsensukseen perustuva lähestymistapa
<b>Empiirinen</b>	LRM (logistic regression model) - lähestymistavassa regressiomallilla verrataan sedimentin haitta-ainepitoisuuksia ja mallilla lasketaan pitoisuuksista todennäköinen toksisuusvaste
<b>Empiirinen</b>	Ympäristölaatu-normi, EQS-arvo (Environmental Quality Standard) = vesiympäristölle vaarallisen tai haitallisen aineen pitoisuus pintavedessä, sedimentissä tai eliöissä, jota ei saa ihmisen terveyden tai ympäristön suojelemiseksi ylittää. EU-tasolla ei ole asetettu EQS-arvoja sedimenteille mutta ohjeessa nro 27 vuodelta 2018 ohjeistettu EQS-arvojen muodostaminen sedimenteille.

Ohje-arvoja on käytetty puhdistustavoitteina pilaantuneiden sedimenttien kunnostustoimissa ja saastuneiden alueiden tunnistamisessa. SETAC laati tieteelliseen arviointiin perustuvan taulukon sedimenttien ohjearvoille sopivista käyttötarkoituksista (Ingersoll & Wenning 2002, Taulukko 12).

**Taulukko 12. Syyt sedimentin laadun arviointiin ja ohjearvojen käyttötarkoitukset (Ingersoll & Wenning 2002).**

Syy sedimentin arvioimiseen	Ohjearvon (SQG) rooli	Rooli tarkemmin
<b>Paikallisten olosuhteiden kartoitus</b>	ensisijainen rooli	Ohjearvoja voidaan käyttää suhteellisen pilaantuneisuuden ja kehityssuuntausten osoittamiseen, mukaan lukien todennäköisesti vaikutukseton ja mahdollisesti vaikuttava pitoisuus sedimentissä.
<b>Ajallisten trendien havainnointi</b>	ensisijainen rooli	
<b>Eliöpopulaatioiden ja -yhteisöjen tilan määrittäminen</b>	toissijainen rooli	Osana ympäristöriskinarviointia ja/tai porrastetussa arvioinnissa
<b>Ekologinen riskinarviointi sisältäen bioakkumulaation</b>	toissijainen rooli	Käytetään yhdessä muiden työkalujen kanssa.
<b>Seulonta soveltuvuudesta ehdotettuun käyttöön tai kehittämiseen</b>	toissijainen rooli	
<b>Sedimentin ruoppauksen ja/tai hallinnan arviointi</b>	toissijainen rooli	
<b>Ihmisten terveysriskien arviointi ja biokertymisen arviointi</b>	ei roolia	Ei ole tehty tarkoitusta varten.
<b>Sedimentin stabiilisuuden määrittäminen ja kulkeutuminen</b>	ei roolia	Ei relevanttia.

Syy sedimentin arvioimiseen	Ohjearvon (SQG) rooli	Rooli tarkemmin
<b>Puhdistamis- ja kunnostustavoitteiden saavuttaminen</b>	ensisijainen rooli	Yksinkertaisissa pilaantumistapauksissa, joissa haitalliset biologiset vaikutukset ovat todennäköisiä, ohjearvoja voidaan käyttää ainoana perusteena, jos kustannukset lisätutkimuksista ylittäisivät puhdistamiskustannukset ja päätetään suorittaa puhdistamistoimenpide.
	toissijainen rooli	Osana ympäristöriskinarviointia ja / tai porrastetusti osana arviointijärjestelmää, ohjearvot ovat sopivia kun sitä käytetään yhdessä muiden työkalujen kanssa.
<b>Pitkäkestoisen kunnostuksen/puhdistamisen jälkeinen seuranta</b>	toissijainen rooli	Osana ympäristöriskinarviointia ja/tai porrastetusti osana arviointijärjestelmää, ohjearvot ovat sopivia kun niitä käytetään yhdessä muiden työkalujen kanssa. Ohjearvot eivät kuitenkaan yksin vastaa kaikkiin mahdollisiin seurantarpeisiin, kuten ihmisen terveyteen, altistumisreitteihin tai ekosysteemin toiminnallisiin näkökohtiin liittyviin kysymyksiin.

Alkuperäiset SQG -ohjearvot, joissa verrattiin haitta-aineiden pitoisuuksia referenssinä toimineisiin alueisiin tai taustapitoisuuksiin, tarjosivat vain vähän tietoa sedimentin sisältämien haitta-aineiden ekosysteemi-vaikutuksista. Tämän vuoksi yksittäisille haitallisille aineille määritettiin ohjearvoja, jotka yhdistivät kenttätiedon sedimenttien kemiasta kenttä- tai laboratoriopohjaiseen tietoon haitta-aineen biologisista vaikutuksista. Vaikka ohjearvoilla voidaan ennustaa suhteellisen hyvin alueen merkittävää pilaantumista, on niillä myös useita rajoituksia. Vääriä positiivisia ja vääriä negatiivisia ennusteita esiintyy usein 20–30 %. Arvot ovat haitta-ainekohtaisia, eivätkä ne ota huomioon mahdollista syy-yhteyttä, jos sedimentissä esiintyy eri aineiden seoksia. Tasapainojakaumaan perustuvat ohjearvot eivät huomioi sedimentin ravintona käyttöä altistumisreittinä. Ohjearvoissa muodostettaessa ei oteta huomioon alueellisia ja ajallista vaihtelua, eikä niitä voida soveltaa dynaamisiin tai rakeisempiin sedimentteihin. Sedimentin kemia ja biosaataavuus saattavat myös muuttua näytteenoton seurauksena tai testaamisen aikana ja on mahdollista, että mitatut ja määritetyt ohjearvot eivät välttämättä heijasta *in situ* -olosuhteita. Kaikki arviointityökalut toki tarjoavat hyödyllistä tietoa, mutta jotkut (kuten ohjearvot, laboratoriotoksisuus ja biokertyvyys sekä pohjaeliöstöindeksit) ovat muita alttiimpia myös väärälle tulkinnalle ilman erityisiä *in situ* -altistus- ja vaikutustietoja. Ohjearvoja tulisikin käyttää vain ympäristöseulontaan ja/tai näyttöön perustuvan (weight-of-evidence) lähestymistavan yhtenä osana. Vesiekosysteemejä tulisi (sedimentit mukaan luettuina) arvioida holistisesti, jolloin useita komponentteja arvioidaan kokonaisvaltaisella lähestymistavalla (Burton 2002).

Tieteellistä tutkimusta on kehitettävä sedimentin laadun arvioinnin parantamiseksi. Ravinnon kautta tapahtuva altistuminen tulisi huomioida sedimentin myrkyllisyyttä arvioitaessa. Lisäksi esimerkiksi seostoksisuuden ja uusien huolta-aiheuttavien kemikaalien vaikutusten selvittämiseen tulisi panostaa. On harkittava myös uusien menetelmien hyödyntämistä toksisuuden arvioinnissa (esim. biomarkerit ja suuritehoinen genetiikkaan perustuva toksisuuden seulonta). Tarvitaan myös menetelmiä, joilla testiorganismien saama kudospitoisuus kytketään kenttätutkimusten tuloksiin, jolloin ohjearvot saadaan paremmin vastaamaan haitallisen aineen todellisia vaikutuksia. Geeniteknologia tarjoaa uuden tavan monitoroida haitallisten aineiden vaikutuksia pohjaeliöyhteisöissä (Chariton ym. 2010). Tuhansien lajien DNA-signaaleja voidaan kerätä ja määrittää yhdellä kertaa yhdestä eliöstöstä tehdystä homogenaatista. Tällainen ekogeeninen data voitaisiin helposti integroida olemassa olevaan f-SSD-lähestymistapaan ohjearvojen johtamiseksi (Kwok ym. 2014).

Useilla sääntelyalueilla tai valtioilla on tavoitteena muokata muualla käytössä olevia, toksisuuteen perustuvia ohjearvoja, jotka testattaisiin olosuhteissa, jotka vastaisivat paikallisia ympäristöolosuhteita ja käyttäen paikallista lajistoa. Tämä on usein kallista ja aikaa vievää, minkä vuoksi monet valtiot

ottavat käyttöön naapurimaiden ohjearvoja ennen omien kansallisten ohjearvojen kehittämistä. Käytettävissä saattaa olla riittämättömästi tietoa sedimentin kemiasta, myrkyllisyydestä ja pohjan selkärangattomien yhteisöistä numeeristen laatu normien laatimista varten. Kustannustehokkaampaa on ollut ottaa käyttöön ohjearvot seuranta varten (joko kansalliset tai jopa muiden valtioiden) (Burton 2002). Mikäli nämä seurannassa käytettävät arvot ylittyvät, suoritetaan tarkempia alueellisia tutkimuksia myrkyllisyydestä ja ekologiasta vesieliövaikutusten arvioimiseksi. Seurantamenetelmää voitaisiin helposti kehittää ottamalla käyttöön alue- tai paikkakohtaisempia ohjearvoja ekosysteemien halutun suojelutason saavuttamiseksi. Suurin osa ohjearvojen lähestymistavoista soveltaa mediaanin ja 90. prosenttipisteen arvoja. Laajoille alueille voisi soveltaa myös f-SSD -lähestymistapaa (Field-Based Species Sensitivity Distributions), joka ottaa huomioon vaikutukset pohjaeliöstön lajirunsauteen. On tärkeää, että käytetään pikemminkin alempia "suojaavia" ohjearvoja kuin ylempiä ohjearvoja, jotka yleensä selvästi ennustavat jo toksisuusvaikutuksia ja ovat täten alisuojeluvia (Kwok ym. 2014).

Biologiset vasteet haitta-aineelle altistumiselle voivat vaihdella merkittävästi eri maantieteellisillä alueilla ja jopa läheisillä alueilla sedimenttien luontaisesta heterogeenisuudesta johtuen. Erot johtuvat useista ympäristötekijöistä, jotka vaikuttavat haitta-aineiden käyttäytymiseen ja ympäristökohtaloon sekä aineiden esiintymiseen sedimentissä tai tiettyjen lajien puuttumiseen tai läsnäoloon tietyssä ympäristössä (Kwok ym. 2014).

Monissa maissa sedimenttien hallinta on yhä enemmän riskiperusteinen prosessi, jossa sedimenttien ohjearvoja, kynnysarvoja tai laatu kriteerejä/normeja käytetään niiden sedimenttien haitallisuuden tunnistamiseen. Toisaalta ohjearvoja käytetään tutkittaessa missä ruopattut materiaalit voidaan hävittää turvallisesti (Kwok ym. 2014). Ohjearvoja käytetään seulontakeinona sedimentin kemiallisen tilan arvioimisessa ennen yksityiskohtaisempaa altistumisen mallintamista ja ekotoksikologisen arvioinnin suorittamista (esim. ANZECC/ARMCANZ 2000, Simpson ym. 2013, Simpson & Batley 2016). Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviraston (USEPA) ohjeet pilaantuneiden sedimenttien hallinnasta (US EPA 2005 b) ja Yhdysvaltain armeijan insinöörien ohjelma ruopattun massan arvioimiseksi (USACE 2004) ovat olleet kaksi tunnetuinta sääntelyohjelmaa, joissa sedimenttien riskinarviointia käytetään osana päätöksentekoa. Riskinarviointia käytetään enenevässä määrin ohjearvoihin perustuvassa seulonnassa tunnistettujen pilaantuneiden alueiden priorisointiin ja arvioitaessa, voidaanko riskiä tehokkaasti vähentää erilaisin riskinhallintamenetelmin, kuten ruoppaamalla, peittämällä tai luontaisen monitoroidun puhdistumisen avulla (US EPA 2005b).

Sedimentin laadusta puhuttaessa termit ja niiden merkitys vaihtelevat. Näistä eroista syntyy sekaannusta ja vääriä johtopäätöksiä. Jos nykyinen käytäntö, jossa maat jatkavat itsenäisesti ympäristön laatu tavoitteiden asettamista, jatkuu, voi olla vaikeaa saavuttaa yhteistä näkemystä sedimenttien riskinarvioinnista ja -hallinnasta tai ohjearvoista. Yhdysvalloissa, Kanadassa, Australiassa ja Uudessa-Seelannissa sekä mm. Hongkongissa sedimentin ohjearvoja käytetään sedimentin haitta-ainekohtaisten laatuominaisuuksien kuvaamiseen, usein osana alustavaa seulontaa, tutkittaessa sedimentissä olevien haitallisten kemikaalien merkitystä. Norjassa käytetään termiä sedimentin laatu kriteerit (Bakke ym. 2010). Toisaalla viitataan sedimentin laatu normeihin. Molemmat termit, viittaavat määritelyihin kemikaalispesifisiin raja-arvoihin, jotka on viety osaksi kansallisesti sitovaa sääntelyä. (Kwok ym. 2014). EU-tason ohjeessa asia nähdään eri tavalla: ”Oikeudellisen aseman tai sääntelykontekstin mukaan arvot voidaan määritellä kriteereiksi tai laatu normeiksi. Laatu normi on määritelmänsä mukaan oikeudellisesti sitova, ja sen on siten liityttävä lainsäädäntöön, jonka nojalla se on luotu, kun taas yleinen termi "kriteeri" on varattu arvoille, joilla ei ole oikeudellista valtaa, mutta jotka on johdettu samanlaisten periaatteiden mukaisesti ja joita käytetään riskinarviointi tarkoitukseen (CIS-ohje 2022).”

Sedimentin laatu riippuu pitkälti haitta-aineiden määrästä, joita esiintyy sedimentissä ohjearvon ylittävänä pitoisuuksina. Esimerkiksi Australian ja Uuden-Seelannin (ANZECC/ARMCANZ 2000, Simpson ym. 2013) veden laadun ohjearvoissa todetaan nimenomaisesti, että "ohje-arvoja ei tule käyttää pakollisina standardeina, koska niiden laatimiseen ja soveltamiseen liittyy merkittävää epävarmuutta". Käyttäjän tulisi olla tietoinen tästä epävarmuudesta määritellesään, onko ohjearvon käyttö perusteltua



vai ei. Tällä huomautuksella viitataan ohjearvojen puutteellisiin tietoihin vaikutuksista monille kotoperäisille lajeille, epävarmuuteen kemikaalien käyttäytymisestä erilaisissa ympäristöissä ja riittävien seurantatietojen puuttumiseen (Kwok ym. 2014).

On varsin tavallista, että käytetään yleisesti hyväksytyjä ohjearvojen laskemismenetelmiä, joita täydennetään käyttämällä paikallisia lajeja (esim. Caeiro ym. 2009, Pena-Icart ym. 2017). Erityisesti tutkittaessa makean veden sedimenttejä, käytetään toisten maiden (ei välttämättä makean veden ympäristöön tarkoitettuja) ja toisten tutkijoiden kehittämiä sedimentin kynnys-, raja- tai ohjearvoja. Usein on myös laskettu paikallisia ohjearvoja jollekin tietylle vesialueelle, erityisesti makean veden joille ja järvi-altaille. Näillä ei siis kuitenkaan ole sääntelyn tuomaa sitovuutta, vaan ne toimivat ohjeellisena sedimentin laadun arviointirajoina ja lähtökohtana seurattaessa vesialueen tilan kehitystä (esim. Ali ym. 201, Baran ym. 2016, Bhateria & Jain 2016, Gopal ym. 2017, Birch ym. 2018, Burton 2018, Liu ym. 2017, Christophoridis ym. 2020).

Yhteenvedona voidaan todeta, että sedimenttien ohjearvot vaihtelevat empiirisistä teoreettisiin ja niihin kaikkiin liittyy useita epävarmuustekijöitä, ja lisäksi voidaan havaita, että ohjearvoissa on erittäin suurta vaihtelua ja hajontaa verrattaessa ylempiä ja alempia ohjearvoja (Birch ym. 2018). Sisävesien sedimenteille ei ole globaalisti olemassa yhtenäisiä ja yleisesti hyväksytyjä ohjearvoja, mikä aiheuttaa sääntelyyn eräänlaisen aukon, mikä vaikeuttaa sedimenttien riskinarviointia (Buccione ym. 2021).

Vaikka sedimentissä olevien haitta-aineiden pitoisuudet ylittävät ohjearvon, tämä ei välttämättä suoraan tarkoita sitä, että sedimentti on haitallinen pohjaeliöyhteisöille, vesieliöille tai ihmisten terveydelle. On otettava huomioon myös paikalliset olosuhteet, biosaatavuus, epävarmuustekijät sekä tiedoissa olevat rajoitteet. On kuitenkin selvää, että ohjearvoilla tai laatunormeilla on tärkeä rooli sedimentin riskinarvioinnissa ja vesiympäristön hoitoa koskevassa päätöksenteossa (Kwok ym. 2014).

## 6 Sedimentin kunnostaminen

### 6.1 Kunnostamisen tavoitteet

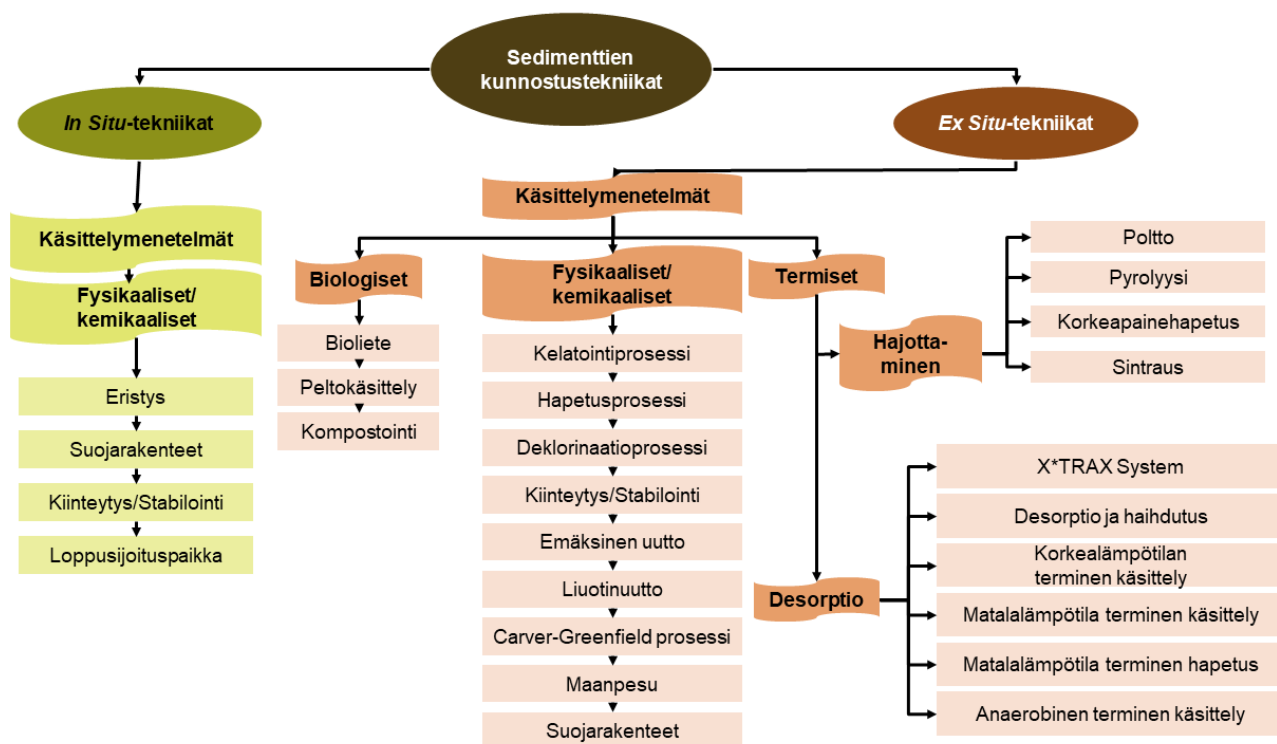
Valmisteilla oleva EU:n sedimenttien hallintaopas (CIS 2022) jakaa pilaantuneiden sedimenttien käsittely- ja puhdistustoimenpiteet kolmeen ryhmään:

1. Pilaantuneisuuden ennaltaehkäisy: kuormituslähteellä tehtävät toimenpiteet sedimentin pilaantumisen estämiseksi.
2. Vaikutusten lieventäminen: altistumisreitteihin kohdistuvat toimenpiteet, jotka vähentävät sedimentin haitallisten aineiden liikkuvuutta ja siten niiden biosaatavilla olevaa osuutta. Toimilla vähennetään ekologiseen ja kemialliseen tilaan (riskireseptoreihin) kohdistuvia haitallisia vaikutuksia.
3. Sedimentin kunnostaminen: toimenpiteet, joilla alennetaan sedimentin haitallisten aineiden pitoisuuksia ja/tai käsitellään sedimenttiä sen aiheuttamien haitallisten vaikutusten vähentämiseksi (CIS 2022).

Sedimenttien käsittely- ja puhdistusmenetelmien tavoitteena on vähentää, poistaa tai immobilisoida haitallisia aineita ja siten tehdä sedimentistä ympäristölle ja ihmisten terveydelle vähemmän haitallista. Tässä luvussa on kirjallisuusselvitykseen pohjautuen koottu erilaisia sedimenttien käsittelyn vaihtoehtoja ja esitely erilaisia sedimentin puhdistusmenetelmiä. Kuten raportissa on aiemmin jo tuotu esille, Suomessa ei ole kansallisesti määritelty tai säännelty, milloin sedimentti luokitellaan pilaantuneeksi. Suomessa on myös hyvin harvoin poistettu tai käsitelty sedimenttiä puhdistamistarkoituksessa. Tilanne eroaa muista pohjoismaista. Esimerkiksi Norjassa on selkeästi määritelty tavoitteeksi puhdistaa tai kunnostaa pilaantuneet merenpohjat. Norjalla ja Ruotsilla on raja-arvot pilaantuneelle sedimentille, kun taas Suomessa raja-arvot on määritetty vain ruopatun sedimentin mereen läjittämiskelpoisuudelle (Olsen ym. 2019).

Sedimentin kunnostus/puhdistusmenetelmät voidaan jakaa kahteen päästrategiaan: *in situ* - ja *ex situ* -kunnostamiseen (Kuva 8). *In situ* -kunnostamisessa haitalliset aineet käsitellään sedimentin alkuperäisessä sijaintipaikassa. Tämän strategian tarkoituksena on poistaa tai immobilisoida haitalliset aineet sedimentistä siirtämättä tätä. *Ex situ* -kunnostamisessa/puhdistamisessa sedimentti käsitellään muualla kuin alkuperäisessä sijaintipaikassaan sen jälkeen, kun se on poistettu kaivamalla tai ruoppaamalla. Verrattaessa näitä kahta strategiaa, *in situ* -kunnostaminen tarjoaa useita teknisiä, taloudellisia ja ympäristöä säästäviä etuja (Kuppusamy ym. 2016, Song ym. 2017). Joissakin tapauksissa *in situ* -kunnostaminen on ainoa haitallisten aineiden käsittelystrategia, kun otetaan huomioon saastuneen alueen laajuus ja eri menetelmien kustannustehokkuus. Laajoille saastuneille sedimenttialueille kunnostaminen paikan päällä on houkutteleva strategia, koska se aiheuttaa vähemmän häiriöitä ekosysteemille, toiminta on suhteellisen yksinkertaista, ja kustannukset ovat halvempia kuin *ex situ* -menetelmillä kunnostettaessa (Guiwei ym. 2008, Velimirovic ym. 2014, Song ym. 2017). *In situ* -kunnostusmenetelmiä, mukaan lukien myös monitoroitu luonnollinen puhdistaminen, onkin laajasti käytetty pilaantuneiden sedimenttien kunnostuksessa (Jersak ym. 2016). Ruoppausmassojen kunnostamista on käsitelty tätä raporttia laajemmin Häkkinen ym. (2020) raportissa.

Eri kunnostusmenetelmiä, fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia menetelmiä yhdistelemällä voidaan paikata yksittäisen tekniikan puutteita. Tällaisella hybridimenetelmällä saatetaan lisätä kunnostustehokkuutta ja parantaa lopputulosta (Song ym. 2020).



Kuva 8. Sedimenttien ja ruoppausmassojen in situ- tai ex situ -puhdistamisteknologioita (mukailtu Reis ym. 2007).

## 6.2 Paikan päällä tapahtuva *in situ* -kunnostaminen

### 6.2.1 Yleistä *in situ* -kunnostamisesta

Viime vuosikymmenten aikana on kehitetty monia menetelmiä saastuneen sedimentin *in situ* -kunnostamiseen. Nämä menetelmät sisältävät fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia sekä niitä yhdisteleviä kunnostusmenetelmiä. Fysikaalisessa kunnostamisessa pyritään estämään saastuneen sedimentin ympäristölle aiheuttamat vahingot fysikaalisilla tekniikoilla, kuten peittämällä, sedimentin huuhtelulla tai lämpökäsittelyllä. Viimeaikaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että sedimenttien *in situ* -peittäminen on ollut eniten käytetty menetelmä pilaantuneiden sedimenttien hallintaan sekä veden ja vesistön elinympäristön laadun parantamiseen (Samuelsson ym. 2015, Zhu ym. 2016). *In situ* -peittämisessä haitallisilla aineilla pilaantuneen sedimentin päälle laitetaan puhdasta tai muuta tarkoitukseen soveltuvaa eristemateriaalia. Menetelmän ensisijainen tarkoitus on haitallisten aineiden fyysinen eristäminen ja niiden kulkeutumisen vähentäminen tai estäminen sekä sedimenttien stabilointi (Song ym. 2017). Hydrofobisille orgaanisille haitallisille aineille tai yhdisteille pesu tai huuhtelu voi olla nopea ja tehokas menetelmä. Kyseisessä menetelmässä haitallisia aineita puhdistetaan pumppaamalla huuhteluainetta sedimenttiin. Haitallisten aineiden vesiliukoisuuden parantamiseen käytetään veden ja pinta-aktiivisen aineen seosta (Lee ym. 2014, Tick ym. 2015, Song ym. 2017). Haihtuvia haitallisia aineita poistetaan usein lämpökäsittelyllä. Lämpökäsittelyssä sedimenttiä lämmitetään tehostamaan sedimentissä olevien aineiden mobilisointia, haihtumista ja hävittämistä. Lämmitysvaihtoehtoja on useita: johdettu lämmittäminen, sähkövastuslämmitys, höyrypohjainen lämmitys ja radioaaltoihin perustuva lämmitys (Peng ym. 2015, Samaksaman ym. 2016). Haitallisten aineiden haihtumista voidaan nopeuttaa lämmityksen yhteydessä sedimenttiä ilmastamalla (Song ym. 2017).

Sedimenttien kemiallisessa puhdistamisessa käytetään haitallisten aineiden poistamiseen kemiallisia reagensseja, reaktioita ja periaatteita. Tällaisia menetelmiä ovat muun muassa adsorptio, katalyyysi, ioninvaihto, hapettuminen ja pelkistäminen (Song ym. 2017). Käyttämällä biohiiltä ja aktiivihiihtä pilaantuneen sedimentin *in situ*-puhdistamiseen, vähennettiin tehokkaasti sekä orgaanisten että epäorgaanisten yhdisteiden pitoisuuksia huokosvedessä (Gomez-Eyles ym. 2013, Choi ym. 2014). Fentonin reaktiolla on voitu poistaa vaikeasti puhdistettavia orgaanisia yhdisteitä, kuten PAH-yhdisteitä ja polykloorattuja bifenyylejä (PCB) (Usman ym. 2012, 2016).

### 6.2.2 *In-situ* biopuhdistaminen

Biopuhdistamista toisin sanoen bioremediaatiota käytetään ympäristön haitallisten aineiden ja yhdisteiden puhdistamiseen biologisten prosessien ja reaktioiden avulla. Eläinten, kasvien ja mikro-organismien avulla saadaan aikaiseksi haitallisten aineiden absorptoitumista, transformaatiota ja hajoamista. Yleisiä biopuhdistamistekniikoita ovat kasveilla puhdistaminen eli fytoimediaatio, bioympäys, -tuuletus ja -ilmastus. Biopuhdistustekniikoihin liittyy usein orgaanisten haitallisten aineiden tai yhdisteiden biohajoamista. Biohajoaminen on prosessi, jossa elävät organismit hajottavat orgaaniset haitalliset aineet. (Chen ym. 2015).

Kasveilla puhdistamista eli fytoimediaatiota käytetään laajalti haitallisten aineiden ja yhdisteiden, erityisesti raskasmetallien, poistamiseen. Vihreitä kasveja ja niihin liittyviä mikrobisyhteisöjä hyödynnetään epäorgaanisten tai orgaanisten epäpuhtauksien poistamisessa, hajottamisessa tai stabiloimisessa (Song ym. 2020). Fytoimediaatio voidaan jakaa edelleen mm. kasvien suorittamaan uuttoon, filtraatioon, stabilisaatioon, haihduttamiseen ja hajottamiseen (Ali ym. 2013, Ansari ym. 2015).

Bioympäyksessä valittuja mikro-organismeja lisätään sedimenttiin. Tällä tavoin tehostetaan ja nopeutetaan haitallisten aineiden ja yhdisteiden biologista hajottamisaktiivisuutta (Fotidis ym. 2014, Zhou ym. 2016). Usein bioympäyksen avulla tehostetaan fytoimediaatiota (Agnello ym. 2016). Haihtuvien haitallisten aineiden poistamiseksi tai biohajoamisen edistämiseksi biotuuletuksessa ja -ilmastuksessa ilmaa tai muuta kaasua lisätään sedimentin kyllästetylle vyöhykkeelle (Song ym. 2020).

### 6.2.3 Peittäminen

Yleisin *in situ* -menetelmä sedimenteille on ollut peittäminen. Sitä on käytetty maailmanlaajuisesti 1970–1980 luvulta lähtien. Soveltuvat peittämismenetelmät riippuvat sedimentin pilaantuneisuudesta ja puhdistustavoitteista (Perelo 2010, Jersak ym. 2016, Lehoux ym. 2020). Peitto tai kapseli koostuu tyypillisesti yhdestä tai useammasta kerroksesta (Mohan ym. 2000, Vandenbossche ym. 2014), kuten:

1. stabilointikerros (esim. geotekstiilit), joka vakauttaa luonnontilaista sedimenttiä ja lisää päälle tulevan kannen lisäpainon kantavuutta,
2. eristekerros (esim. hiekka), joka eristää haitalliset aineet ympäristöstä,
3. suodatinkerros (esim. sora), joka tarjoaa hydraulikkasuojan pohjaeristyskerrokselle ja
4. pintakerros (esim. kivi), joka suojaa eristyskerrosta ja pohjakerroksia eroosiolta.

Eristykseen käytetty peitto koostuu yleensä useista puhtaista materiaalikerroksista. Sen tulee olla paksumpi kerros kuin pohjan bioturbaatiovyöhyke (vyöhyke, jossa pohjaeliöstö muokkaa sedimenttiä). Peiton tarkoituksena on eristää saastunut sedimentti fyysisesti ja kemiallisesti vesiympäristöstä.

Ohutkerrospeittämistä kutsutaan myös komposiittirakenteiseksi peitoksi ja aktiiviseksi peittämiseksi. Siinä asetetaan ohuempi peittokerros usein yhdessä kemiallisesti reaktiivisten materiaalien kanssa (Cornelissen ym. 2012, Schaanning & Allan 2012, Zhang ym. 2016). Komposiittirakenteinen peittorakenne koostuu yksinkertaisimmillaan synteettisestä peittokerroksesta, kuten geotekstiilistä tai geomembraanista, ja sen suojaksi asennettavasta suojakerroksesta.

Läpäisemättömän tai läpäisevän keinotekoisien materiaalin valintaan vaikuttavat muun muassa haitallisten aineiden kulkeutumisominaisuudet ja peitettävän sedimentin kaasunmuodostuspotentiaali.

Uusimmassa peittämiseen liittyvässä menetelmässä hyödynnetään aktiivista este- tai kuorikerrosta (active barrier systems, ABS). ABS-menetelmässä kuorikerroksessa käytetään yhtä tai useampaa reaktiivista materiaalia, joka immobilisoi pilaantuneesta sedimentistä huokosveden mukana suotautuvia haitta-aineita tai joka edesauttaa haitta-aineiden kemiallista hajoamista.

Kaikissa peittämistavoissa voidaan käyttää geotekstiilejä sekä aktiivisia (aktiivihiili, savikerros, apatiitti jne.) ja/tai inerttejä materiaaleja (murskatut kivet, hiekka jne.). Peittäminen voidaan yhdistää ruoppaukseen siirtämällä pilaantuneet sedimentit paikkaan, jossa peitolla ei ole vahingoittumisen vaaraa. Ruoppausmassojen kapseloinnissa peittäminen tapahtuu esimerkiksi erillisissä ympäristöstä eristetyissä altaissa (Cornelissen ym. 2012, Schaanning & Allan 2012, Zhang ym. 2016).

Yhdysvaltojen jälkeen Norja on yksi maailman johtavista maista tarkasteltaessa pilaantuneiden sedimenttien peittämiseen liittyvien pilottitutkimusten ja valmistuneiden kunnostushankkeiden toteutusta. Noin 30 projektia, joissa on eristetty sedimenttiä joko perinteisellä peittämisellä tai ohutkerrosmenetelmällä, hyödyntäen molemmissa menetelmissä sekä aktiivisia että inerttejä materiaaleja, on valmistunut (Laugesen ym. 2016, Lehoux ym. 2020). Ensimmäinen sedimentin kunnostushanke peittämällä toteutettiin jo vuonna 1992 Oddassa. Vuosina 2001–2002 Norjassa toteutettiin viisi pilottihanketta (Tromssa, Trondheim, Sandefjord, Kristiansand ja Horten). Myöhemmin on toteutettu täysimittaisia hankkeita seuraavasti:

- Bergenissä ruopattiin Haakonsvernin pilaantuneita sedimenttejä, jotka loppusijoitettiin lähellä rantaa suljetuille alueille.
- Kristiansandin satama-alueella toteutettiin useita sedimenttien kunnostushankkeita, joissa ruoppausten ja kaivun lisäksi sedimentit peitettiin hiekalla ja soralla sekä paikoin geotekstiilillä ja soralla.
- Oslon satama-alueella ruopattiin pilaantuneita sedimenttejä, joita läjitettiin ja peitettiin hiekalla alueen ulkopuoliseen syvänteeseen (70 m).
- Ormen ja Eidanger vuonoissa tehtiin pilottihankkeet, jotka toteutettiin ohutkerrospäällystämistä ja aktiivihiiltä hyödyntäen (Cornelissen ym. 2012, Schaanning & Allan 2012).

Ruotsissa ainakin viisi kohdetta on kunnostettu käyttämällä tavanomaista peittämistä ilman aktiivisen materiaalin käyttöä (Jersak ym. 2016). Yksi kohteista sijaitsee Vanånjoen rannalla, kaksi Turingen ja Tollare järவில் ja kaksi Göteborgin sataman eri osissa (Lundbyhamnen ja Sannegårdshamnen) (Jersak ym. 2016). Suomessa ainakin Jämsänvedellä (Hyötyläinen ym. 2002) ja Tanskassa Kööpenhaminan satamassa sedimentin kunnostamista on toteutettu peittämällä. Peittämistekniikoita, joihin liittyy biologisia prosesseja, kuten bioremediaatio ja fytoimediaatio, on kehitetty ja testattu (Perelo 2010, Sun ym. 2010, Gomes ym. 2013, Huang ym. 2013, Zhang ym. 2016), mutta näillä menetelmillä ei ole puhdistettu pilaantuneita sedimenttejä pohjoismaissa.

Pilaantuneiden sedimenttien peittäminen on houkutteleva, vähän ympäristöä häiritsevä ja kustannustehokas menetelmä sedimenttien kunnostamiseksi (Mohan ym. 2000, Vandenbossche ym. 2014). Hiekkaisia materiaaleja (esim. puhdas sedimentti, hiekka ja sora) ja lisämateriaaleja (esim. apatiitti, kivihiili, kalkki ja zeoliitti) sekoitetaan tai kerrostetaan pilaantuneiden sedimenttien peitoksi. Tällaisen sedimenttien fysikaalis-kemiallisen eristämisen tarkoituksena on vähentää haitallisten aineiden liukoisuutta ja liikkuvuutta. Alhaiset kustannukset ja toimien vähäiset ympäristövaikutukset ovat sedimentin peittämisen pääasiallisia etuja. Heikkouksia ovat muun muassa peittorakenteen kestävyysliittyvät ongelmat ja sedimenttien kerrospaksuuden kasvaminen. Tämän takia peittämistä ei suositella mataliin vesiin tai vesistöihin, joissa virtausnopeudet ovat suuria ja joiden sedimenteistä peittorakenne voi huuhtoutua pois (Mohan ym. 2000, Vandenbossche ym. 2014). Peitetty sedimentti vaatii myös jatkuvaa ja pitkäkestoista seuranta (Reis ym. 2007).

## 6.2.4 Luontainen puhdistaminen

Usein haitalliset aineet ovat hautautuneet puhtaana sedimenttikerroksen alle. Tällöin ne eivät yleensä aiheuta suoranaista ympäristöriskiä eikä niiden akuutti poistaminen ole siten välttämätöntä. Haitallisten aineiden pitoisuudet voivat alentua useiden luontaisten prosessien seurauksena. Luontainen biohajoaminen tai käytännössä monitoroitu luontainen biohajoaminen (Monitored Natural Attenuation) perustuu luonnon omien mekanismien hyödyntämiseen, jolloin haitallisten aineiden hajoaminen tapahtuu biologisten prosessien kautta. Mikäli haitallisten aineiden pitoisuus, myrkyllisyys tai kokonaismäärä pienenee sedimenttikerroksen pintaosassa kemiallisten, fysikaalisten tai fysikaalis-kemiallisten prosessien kautta (diffuusio, liukeneminen, sorptio, haihtuminen, kemiallinen stabiloituminen sekä pilaantuneen sedimentin peittyminen luonnollisen sedimentaation vaikutuksesta), puhutaan sedimentin luontaisesta toipumisesta (Monitored Natural Recovery). Haitallisten aineiden luontainen hajoaminen, oli se sitten biologista tai kemiallista, voi olla varteenotettava vaihtoehto varsinaisille kunnostusmenetelmille, mikäli hajoamisen edellytykset ovat riittävän hyvät ja haitallisten aineiden aiheuttamat terveys- ja ekologiset riskit ovat hyväksyttävällä tasolla. Luontaiseen hajoamiseen turvautuminen edellyttää pääsääntöisesti hajoamisen etenemisen seurantaan useiden vuosien ajan (Magar ym. 2009).

Monitoroidun luontaisen puhdistamisen käytön tulee olla harkittu päätös, ja se on sedimenttien puhdistamiseen tarkoituksella valittu hallintastrategia. Magar ja Wenning (2006) ehdottivat fysikaalisista, kemiallisista ja biologisista prosesseista seuraavia todistelinjoja, jotka voivat viitata luontaisen puhdistamisen toimivuuteen kyseisellä alueella:

1. Todisteet haitallisten aineiden hautautumisesta ja luonnollisesta peittymisestä puhtaalla sedimentillä ajan myötä. Arvioinnissa käytetään pystysuoria haitallisten aineiden profiileja sedimentissä.
2. Todisteet haitallisten aineiden liikkuvuuden vähenemisestä sorptiosta, saostumisesta ja muista sitoutumisprosesseista johtuen. Arviointimenetelmiä ovat kiinteä faasiuutto hydrofobisille kemikaaleille ja vaiheittaiset uuttomenettelyt metalleille.
3. Todisteet kemiallisista tai biologisista muutoksista, jotka johtavat haitallisten aineiden toksisuuden alenemiseen.

Monitoroitu luontainen puhdistaminen ei ole passiivinen vaihtoehto, vaan menetelmän tehokkuus on osoitettava sen kaikissa vaiheissa (Magar ym. 2009). Menetelmässä tunnistetaan puhdistusprosessien olemassaolo, ja tarkkaillaan tietyllä aikavälillä prosessin vaikutuksia riskin alenemisen varmistamiseksi. Menetelmää voidaan soveltaa hajoavien orgaanisten yhdisteiden pilaamiin sedimentteihin (esim. MTBE, BTEX, öljytuotteet, haihtuvat yhdisteet). Luontaista puhdistamista voidaan käyttää, mikäli puhdistamisen tavoitepitoisuudet on mahdollista saavuttaa. Yleensä luontainen puhdistaminen vie huomattavasti enemmän aikaa kuin tavanomaiset puhdistus- ja kunnostusmenetelmät, mutta kustannukset ovat yleensä pienemmät. Monitoroitu luontainen puhdistaminen voidaan yhdistää muiden puhdistusmenetelmien kanssa (Nathanail ym. 2007, Magar ym. 2009).

Monitoroitu luontainen puhdistaminen on hyväksytty menetelmä Yhdysvalloissa (USEPA 2005, Magar ym. 2006, 2009) ja osittain myös Euroopassa (Förstner & Salomons 2010). Esimerkiksi vuonna 2004 Yhdysvalloissa käynnistettiin 140 sedimenttien puhdistamisprojektia, jossa 28 tapauksessa pääasiallisena menetelmänä oli luontainen monitoroitu puhdistaminen joko yksin tai yhdistäen johonkin muuhun menetelmään (Förstner and Aplitz 2007).

## 6.3 *Ex situ* -kunnostamismenetelmät

### 6.3.1 Yleistä *ex situ* -kunnostamismenetelmistä

Pilaantuneita sedimenttejä tai ruoppausmassoja voidaan periaatteessa käsitellä samoilla menetelmillä kuin pilaantuneita maa-aineksia, varsinkin silloin, kun käytetään *ex situ* -puhdistusmenetelmiä (Harrington & Smith 2013). Näiden menetelmien etuna on muun muassa se, että haitalliset aineet ovat helposti prosessin saavutettavissa, käsittelyolosuhteita on yksinkertaisempaa kontrolloida ja optimoida, puhdistuksen tavoitteiden saavuttaminen voidaan varmistaa luotettavasti ja käsittely voidaan toteuttaa tarkoituksenmukaisessa paikassa (Nathanail ym. 2007). *Ex situ* -menetelmät vaativat sedimenttien ruoppauksen tai kaivamisen ohella niiden kuljetusta, esikäsittelyä ja käsittelyä sekä käsitellyn ruoppausmassan sekä käsittelyssä syntyvien jätteiden loppusijoittamisen. Ruoppausmassoille yleisimmin käytettyjä tekniikoita ovat stabilointi, kiinteyttäminen, peltokäsittely, kompostointi, pesu, lämpödesorptio, lasitus ja biologinen käsittely sekä edellä mainittujen menetelmien yhdistelmät (Mulligan ym. 2001, Reis ym. 2007, Careghini ym. 2010, Harrington ja Smith 2013, Barjoveanu ym. 2018).

Vesi-sedimenttiympäristön erityiset olosuhteet saattavat alentaa *in situ* -puhdistuksen tehokkuutta. *Ex situ* -puhdistusmenetelmiä (esim. pesu, sähkökemiallinen puhdistaminen, kemiallinen uuttaminen, lämpökäsittely) voidaan hallita helpommin kuin paikan päällä tapahtuvaa kunnostamista ja siten edesauttaa puhdistustavoitteiden saavuttamista. *Ex situ* -puhdistusmenetelmät voivat joissakin tapauksissa olla ainoa puhdistusvaihtoehto pilaantuneille sedimenteille. *Ex situ* -puhdistusmenetelmät voivat olla suhteellisen monimutkaisia, ja niiden käyttö joissakin tapauksissa tuhoaa luonnolliset hydrologiset olosuhteet (Zhang ym. 2021).

Perinteisesti ruoppaus, kaivaminen ja läjittäminen ja/tai käsittely muualla (Suomessa usein stabilointi) ovat olleet yleisimmin käytettyjä menetelmiä pilaantuneiden sedimenttien puhdistamiseksi. Tätä lähestymistapaa käytetään laajalti Suomessa ja Tanskassa. Toimenpiteiden päätarkoituksena on usein tekniset syyt kuten väylien kunnostus ja hoito, ei sedimentin puhdistaminen haitallisista aineista (Forsman ym. 2014, 2015, 2017). Ruoppaus on tyypillisesti kallis menetelmä, joka vaatii toisinaan vedenpoistoa ja muuta käsittelyä sekä jätteiden kuljettamista ja loppusijoittamista esimerkiksi kaatopaikoille. Saastuneen sedimentin poisto ei usein myöskään aina poista ongelmaa kokonaan vaan voi tapahtua haitallisten aineiden resuspensatiota ja sedimentin uudelleen pilaantumista. Haastavissa kohteissa ruoppauksella kunnostamista voikin seurata pohjalle jäävän sedimentin aktiivinen peittäminen ennalta asetettujen ympäristökriteerien saavuttamiseksi (Perelo 2010).

### 6.3.2 Kiinteytys ja massastabilointi

Kiinteytys ja stabilointi ovat läheisiä termejä, joita usein käytetään synonyymeinä. Kiinteytyksellä kuitenkin tarkoitetaan prosesseja, joissa sideaine kapseloi haitallisia aineita estäen niiden kulkeutumisen. Stabiloinnilla puolestaan tarkoitetaan prosesseja, joilla haitta-aineiden aiheuttamaa riskiä pienennetään muuntamalla niitä vähemmän liukoiseen, kulkeutuvaan tai toksiseen muotoon. Stabilointi- ja kiinteytysmenetelmät perustuvat kemiallisten yhdisteiden (sideaineiden) lisäämiseen ruoppausmassaan. Tarkoituksena on immobilisoida haitalliset aineet ja täten vähentää niiden huuhtoutumista ja biosaataavuutta (Bonomo ym. 2009, Akcil ym. 2015). Päinvastoin kuin useimmissa muissa kunnostusmenetelmissä, kiinteytys/stabilointi -menetelmissä käsiteltävän materiaalin haitallisten aineiden pitoisuutta ei pyritä pienentämään, vaan aineiden kulkeutumista ja leviämistä ympäristöön vähennetään sitomalla ne sedimenttiainekseen. Stabiloinnin ja kiinteytyksen merkitys on viime aikoina ollut kasvussa, koska sen on koettu tukevan kiertotalouden mukaista materiaalien talteenottoa ja uudelleen hyödyntämistä (Todaro ym. 2016, Wang ym. 2015). Kiinteyttäminen ja stabilointi vaativat kunnostuksen aikaisen tarkkailun lisäksi usein pitkäaikaista seuranta ja ylläpitoa (Ackil ym. 2015, Peng ym. 2018).

Stabiloinnissa oikean sideaineen valinta on tärkeää. Tietyt sideaineet soveltuvat tietyille maalajeille ja tietynlaisten haitta-aineiden stabilointiin. Sideaine voi koostua joko yhdestä tai useammasta reagenssista ja lisäaineesta. Yleisimmin käytetään sementtimäisiä aineita, kalkkia, fosfaattia, savea, kalsiumalumiinaatteja, bentoniittia, silikaatteja sekä orgaanisia polymeerejä. Myös teollisuuden jätteitä ja sivutuotteita, kuten lentotuhkaa sekä masuunikuonaa, on hyödynnetty stabilointiin (Tuomikoski 2008, Marques ym. 2011). Orgaaniset aineet ja metallit voivat häiritä kiinteyttämistä tai stabilointia. Nämä ongelmat voidaan ratkaista usein käyttämällä sopivia lisäaineita (Nathanail ym. 2007).

Stabilointimenetelmät soveltuvat sora-, hiekka-, siltti- ja savimaille sekä erityisesti öljyllä, PAH-yhdisteillä ja epäorgaanisilla haitta-aineilla, kuten raskasmetalleilla ja suoloilla, pilaantuneiden ruoppausmassojen käsittelyyn. Sen sijaan stabilointi ei sovellu haittuvia aineita sisältävien massojen käsittelyyn ja vain heikosti runsaasti orgaanisia epäpuhtauksia (liuottimet, PCB, kloorifenoli) sisältävien massojen käsittelyyn. Epäorgaanisilla sideaineilla tehtävät stabiloinnit soveltuvat kohtuullisesti epäorgaanisille aineille esimerkiksi raskasmetalleille, asbestille, ja epäorgaaniselle syanidille (Nathanail ym. 2007).

Stabilointiin sopivien sideaineiden valitsemisen (reseptointi) lisäksi pilaantuneesta ruoppausmassasta stabiloiduille koekappaleille tulee suorittaa haitta-aineiden diffuusiotestit. Diffuusiotesteillä varmistetaan, ettei käsitellyn massan haitallisia aineita liukene pitkänsä ajan kuluessa yli sallitun määrän ja että ruoppausmassat voidaan turvallisesti hyödyntää tai loppusijoittaa (Tuomikoski 2008).

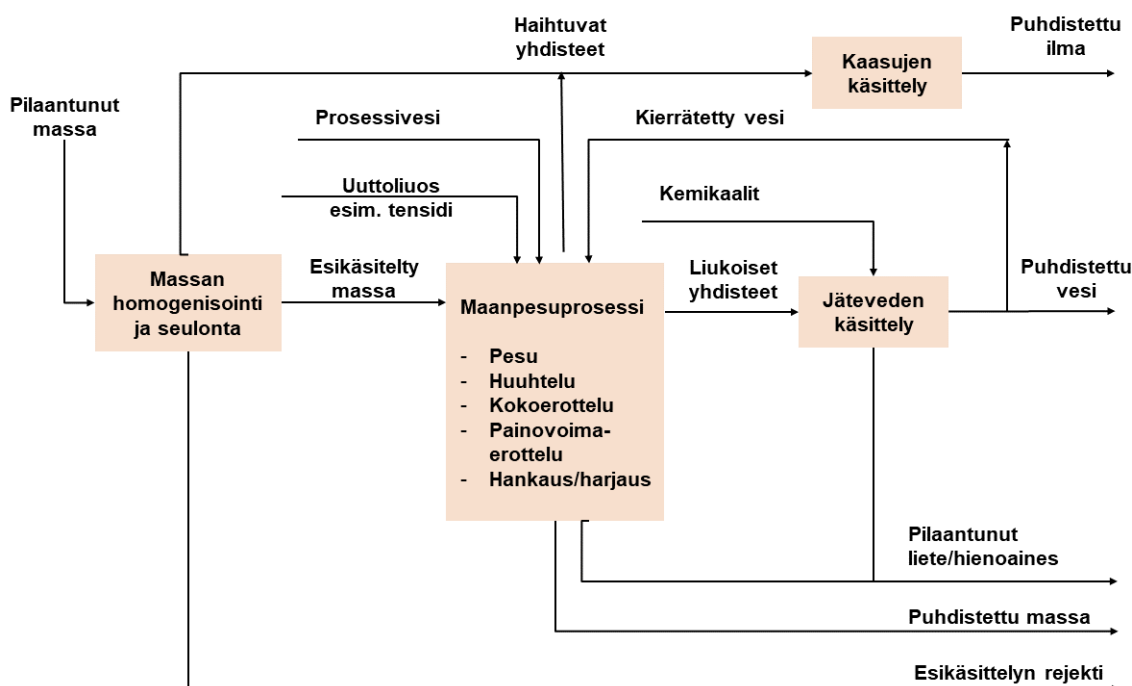
### 6.3.3 Massojen pesu

Ruoppausmassojen pesu on suhteellisen yksinkertainen *ex situ*-kunnostustekniikka, jossa sedimenttiin lisätään liuos, joka siirtää haitallisia aineita tai yhdisteitä sedimentistä vesiliuokseen (Mulligan ym. 2001, Peng ym. 2009). Pesu sisältää kaksi vaihetta: haitallisten aineiden liuottamisen ja poistamisen (Akcil ym. 2015). Massojen pesu on tekniikka, jolla voidaan tehokkaasti erotella sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitta-aineita sedimenteistä vesipohjaisten liuosten avulla. Pesussa saadaan erotettua haitallisia aineita sisältävä pesurejetti ja puhdas jae toisistaan sekä vähentää jatkokäsittelyä vaativien pilantuneiden sedimenttien määrää. (Reis ym. 2007). Pesu onkin lähinnä esikäsitteilymenetelmä, sillä sekä pesurejetti että -vesi vaativat yleensä jatkokäsittelyä.

Ennen pesua puhdistettava aines myös jaotellaan fysikaalisten ominaisuuksien, kuten raekoon ja laskeutumismopeuden perusteella (Nathanail ym. 2007). Fysikaalisesti ja kemiallisesti homogeenisen materiaalin puhdistaminen pesulla on kustannustehokkaampaa kuin laadultaan vaihtelevan materiaalin puhdistaminen. Massojen pesu soveltuu sekä orgaanisille haitta-aineille että epäorgaanisille aineille (Reis ym. 2007).

Ruoppausmassan pesutehon parantamiseksi käytetään erilaisia lisäaineita haitallisten aineiden liukenemisen, leviämisen ja desorption edistämiseksi sedimenteistä (Peng ym. 2009, Akcil ym. 2015). Ihanteelliset lisäaineet täyttävät kaksi kriteeriä: korkea käsittelytehokkuus ja yhteensopivuus ympäristön kanssa (esim. alhainen myrkyllisyys ja hyvä biohajoavuus) (Akcil ym. 2015). Yleisiä lisäaineita ovat epäorgaaniset hapot (esim. suolahappo, rikkihappo ja typpihappo), orgaaniset hapot (esim. oksaali-, sitruuna-, glukoni- ja askorbiinihapot), kelaattorit (esim. EDDS, EDTA ja NTA) ja pinta-aktiiviset aineet (esim. ramnolipidit ja sophorolipidit) (Peng ym. 2009, Akcil ym. 2015). Jotkut lisäaineet voivat vaikuttaa haitallisesti ekologiseen ympäristöön. Esimerkiksi, laajasti käytetty EDTA voi olla tehokas uuttoaaine esim. raskasmetallien poistamiseksi, mutta sen korkea pysyvyys voi vaikuttaa haitallisesti ekologiseen ympäristöön (Peng ym. 2009). Epäorgaaniset hapot eivät välttämättä toimi hyvin kalkkipitoisten sedimenttien kanssa, koska protonit voidaan neutraloida kalsiitilla ja liuenneella karbonaatilla (korkea hapon neutralointikyky) (Fonti ym. 2013). Toisaalta kelatoivilla aineilla voidaan tehokkaasti käsitellä ruopattua sedimenttiä, joka on saastunut sekä orgaanisilla haitallisilla aineilla että raskasmetalleilla (Peng ym. 2009). Kuvassa 9 on esitetty tyypillinen pesuprosessi.





Kuva 9. Pesumenetelmän vaiheet (mukailtu Reis ym. 2007).

Beolchini ym. (2013) arvioivat erilaisten kemiallisten liuotusaineiden (mukaan lukien rikkihappo, oksaalihappo ja sitruunahapot) ja bioliuotusprosessien (käyttäen erilaisia asidofiilisiä bakteerikantoja) tehokkuutta raskasmetallien mobilisoinnissa (esim. As, Cr, Ni ja Zn) satamien pilaantuneissa sedimenteissä. Tutkijat havaitsivat, että laimennettu rikkihappo on parempi kuin muut vaihtoehdot ympäristövaikutusten vähentämiseksi.

Ruopattun massan pesu soveltuu raskasmetalleille, jotka ovat heikosti kiinnittyneinä sedimenttihiukkasiin, (esim. hydroksidit, karbonaatit ja pelkistyvät oksidifaasit) ja karkearakeisille sedimenteille (esim. hiekka ja sorat) (Mulligan ym. 2001, Peng ym. 2009). Ruopattu sedimentti on yleensä hienorakeista. Kaikista pienimmät hiukkaset sisältävät eniten haitallisia aineita ja ovat vaikeimpia pestä, koska niissä on runsaasti haitallisten aineiden adsorptioon sopivaa pinta-alaa (Akcil ym. 2015). Runsas hienoaineksen osuus rajoittaa pesutekniikan käyttömahdollisuuksia.

Uuttokokeet tehdään optimaalisten pesuolosuhteiden määrittämiseksi (esim. kemikaali ja annostus, kosketusaika, sekoitus, lämpötila ja uuttovaiheet). Niitä myös vaaditaan lakisäätövaatimusten varmistamiseksi (Mulligan ym. 2001, Akcil ym. 2015).

### 6.3.4 Sähkökineettinen puhdistaminen

Sähkökineettinen puhdistaminen soveltuu useimmiten pilaantuneille sedimenteille, jotka sisältävät suhteellisen paljon savea ja silttiä, joilla on alhainen läpäisevyys ja voimakas adsorptiokyky. Tällöin muut puhdistavat tekijät/aineet eivät pääse hajottamaan haitallisia aineita (Ye ym. 2019).

Sähkökineettinen puhdistaminen sopii käytettäväksi *in situ*- ja *ex situ*-puhdistuksiin. Menetelmää on suositeltu käytettäväksi pääasiassa ruopattujen massojen käsittelyyn, menetelmän käytön ja hallinnan vuoksi (Jing ym. 2018, Peng ym. 2018, Benamar ym. 2020).

Sähkökineettisessä puhdistamisessa haitallisilla aineilla tai yhdisteillä pilaantuneeseen sedimenttiin kohdistetaan pieni määrä tasavirtaa elektrodien läpi (Pedersen ym. 2018). Sähkökemiallisen puhdistamisen tärkeimmät mekanismit ovat sähkömigraatio (varautunut kemiallinen liike), elektroosmoosi (nesteen liike), elektroforeesi (varautuneiden hiukkasten liike) ja elektrolyysi (kemiallisen

sähkökentän aiheuttamat reaktiot). Sähkömigraatiota pidetään pääasiallisena siirtomekanismina, koska siirtonopeus tällä menetelmällä on korkeampi kuin muilla menetelmillä (Peng ym. 2018).

Epäorgaanisia haitta-aineita voidaan poistaa tehokkaasti sähkökineettisellä puhdistusmenetelmällä. Sen suurin etu on sähkökineettisellä tekniikalla saavutettavat korkeat haitallisten aineiden poistonopeudet, jotka saavutetaan myös hienojakoisilla saastuneilla sedimenteillä ilman ongelmallisia sivutuotteita (Zhang ym. 2021). Sähkökineettistä menetelmää voidaan tehostaa käyttämällä mm. kemikaaleja ja pinta-aktiivisia aineita, jotka voivat lisätä haitallisten aineiden poistotehokkuutta (Benamar ym. 2019, Yu ym. 2020).

Elektrokineettisen puhdistamisen päätyttyä, elektrodin ympärille kerääntyneet epäpuhtaudet voidaan käsitellä erilaisilla fysikaalis-kemiallisilla menetelmillä, kuten galvanoinnilla, saostamisella, pumppaamalla vettä elektrodien läheltä tai kompleksoimalla ioninvaihtohartseilla (Peng ym. 2018). Epäorgaanisten yhdisteiden poistaminen sedimenteistä voi vaatia pitkän puhdistamisjakson. Lisäksi tehostavat aineet voivat olla selektiivisiä vain tietyille haitallisille aineille. Poistotehokkuuden tehostamiseksi lisätyillä kemikaaleilla voi olla myös haitallisia ympäristövaikutuksia (Zhang ym. 2021).

### 6.3.5 Kemiaalliset menetelmät

Kemiaallinen uuttaminen tai flotaatio (vaahdotus) on yksi mahdollisista pilaantuneen sedimentin *ex situ* –puhdistusmenetelmistä. Sen tehokkuus riippuu merkittävästi sedimentin ominaisuuksista kuten hiukkaskoosta sekä käytettävistä uuttoaineista (Akcil ym. 2015, Peng ym. 2018, Kim & Kwak 2019). Ioniset nesteet, joilla on äärimmäinen liuotuskyky ja jotka koostuvat kationisista ja anionisista komponenteista, voidaan suunnitella tarkoitusta varten. Tällöin niihin saadaan haluttuja ominaisuuksia (Vekariya 2017). Ionisten nesteiden käyttöä yhdessä neoteeristen liuottimien kanssa pidetään mahdollisena, innovatiivisena ja tehokkaana lähestymistapana öljyn saastuttaman sedimentin puhdistamiseksi (Agarwal & Liu 2015).

Raskasmetalleja on uutettu sedimentistä yhdistämällä ionisen nesteen, kelatoivan aineen (EDTA) ja ultraäänienergian käyttöä (Alvarez ym. 2017). Tulokset osoittivat yhdistelmämenetelmän olevan 48 kertaa nopeampi kuin perinteisen EDTA-uuttamisen. Kuitenkin ioniset nesteet, jotka sisältävät halogenoituja anioneja, voivat vaikuttaa haitallisesti vesiympäristöön. Lisäksi suuret kustannukset rajoittavat yleensä kemiallisen uuttotekniikan laajamittaista soveltamista (Zhang ym. 2021).

### 6.3.6 *Ex-situ* biopuhdistaminen

Biopuhdistamisessa biologisten prosessien ja reaktioiden avulla hävitetään tai vähennetään sedimenteistä haitallisia aineita ja yhdisteitä. *Ex situ* -biopuhdistusmenetelmän käyttö vaatii usein paljon tilaa ja aikaa. Menetelmien soveltuvuutta voi rajoittaa ruoppausmassan haitalliset aineet, jotka voivat estää tai hidastaa biologista hajotusta.

Orgaaniset haitta-aineet ovat hyvin vaihtelevia biohajoavuutensa suhteen. On myös mahdollista, joskin harvinaista, että biopuhdistamisen seurauksena syntyy alkuperäisiä aineita myrkyllisempiä ja kulkeutuvampia yhdisteitä. Siksi menetelmien toimivuus on myös osoitettava kokeellisesti (Nathanail ym. 2007).

Peltokäsittely on yksinkertainen, maanpinnan muokkaukseen perustuva menetelmä, jolla voidaan käsitellä lähinnä suhteellisen helposti hajoavia aineita. Peltokäsittelyssä mikrobit ovat peräisin käsiteltävästä aineksesta ja käsittelyalustana toimivasta maaperästä. Hajotustoimintaa optimoidaan maan muokkauksella, kosteuden ja pH:n säädöllä sekä lannoituksella. Öljyisten lietteiden lisäksi tällä menetelmällä on käsitelty lähinnä polttonesteillä (esim. dieselöljy) ja kreosoottiöljyllä pilaantuneita maa-aineksia. Menetelmä ei sovellu helposti haihtuville yhdisteille ilmapäästöjen vuoksi (Penttinen 2001, Häkkinen ym. 2010).

Kompostoinnissa pilaantunut aines sijoitetaan kompostointiaumoihin tai -altaisiin. Ilmavuuden parantamiseksi kompostoitavaan massaan sekoitetaan kuohkeuttavia aineita, kuten puun kuorta, lastuja

tai olkia. Aumojen huolellinen hoito ja haitta-aineiden hajoamisen seuranta ovat olennainen osa prosessia. Puhdistamisprosessi vie kuukausia tai jopa vuosia (Penttinen 2001, Häkkinen ym. 2010).

Bioreaktorit ovat pilaantuneen sedimentin puhdistamiseen soveltuva biologinen käsittelytekniikka, jossa rumpukompostori tai lietereaktori, tarjoaa suotuisat olosuhteet nopeuttaakseen haitallisten aineiden hajoamista (Zhang ym. 2021). Bioreaktorit ovat täyssekoitteisia suljettuja järjestelmiä, joissa hajotusolosuhteita voidaan lämpötilan, happipitoisuuden, kosteuden ja ravinteiden osalta säätää muita biologisia menetelmiä paremmin. Bioreaktoreita käytetään, kun tarvitaan nopeaa ja turvallista puhdistusmenetelmää ja muut tavanomaiset biologiset puhdistusmenetelmät eivät pysty tarjoamaan vaadittuja olosuhteita (Pino-Herrera ym. 2017). Bioreaktoreiden tehoa on mahdollista tehostaa entisestään lisäämällä reaktoriin sopivia mikrobeja (Zhang ym. 2021).

### 6.3.7 Lämpökäsittelymenetelmät

Lämpödesorptio, poltto ja lasitus ovat yleisimmät ja tärkeimmät pilaantuneiden sedimenttien lämpökäsittelymenetelmät. Esikäsittelynä suoritettun vedenpoiston jälkeen korkea lämpötila tuhoaa useimmat sedimentissä olevat orgaaniset haitalliset aineet hapettamalla (Peng ym. 2018). Samaan aikaan monet raskasmetallit voidaan immobilisoida sedimenttimatriisiin. Metallit, kuten arseeni, kadmium ja elohopea, voivat haihtua, kun taas toiset, kuten molybdeeni ja vanadiini voivat muuttua helpommin liuotettaviksi oksidianionien muodostumisen vuoksi (Akcil ym. 2015). Lämpökäsittelyjä käytetään pääasiassa orgaanisten aineiden tai yhdisteiden käsittelyyn. Lämpötila ja retentioaika ovat kaksi merkittävintä puhdistumiseen vaikuttavaa tekijää (Akcil ym. 2015, Peng ym. 2018).

Eräät orgaaniset haitta-aineet ja yhdisteet, kuten pienimolekyyliset hiilivedyt ja polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH), voidaan poistaa lämpödesorption ja höyrystymisen avulla lämpötilan vaihdelta 100–500 °C välillä. Termisen desorptioprosessin aikana haitalliset aineet tiivistyvät ja ohjautuvat nesteeseen, jonka jälkeen haitalliset aineet kerätään aktiivihiilellä ja/tai tuhoataan jälkipolttimessa. Korkeissa lämpötiloissa (> 800 °C), orgaaniset haitalliset aineet voidaan tuhota kokonaan, ja jotkut epäorgaaniset haitalliset aineet haihtuvat tai voidaan immobilisoida sulaan massaan vitrifikaatiolla eli lasittamalla (Zoubeir ym. 2007, Acil ym. 2015, Peng ym. 2018).

Lämpökäsittelymenetelmiä, kuten poltto ja lasitus, käytetään orgaanisten haitallisten aineiden täydelliseen tuhoamiseen (Peng ym. 2018).

Lisäksi on olemassa useita kaupallisia lämpökemiallisia metodeja pilaantuneiden sedimenttien käsittelyyn. Niistä Cement-lock®-prosessia pidetään monipuolisena, taloudellisena ja ympäristöystävällisenä valmistustekniikkana. Sen avulla sedimenttiä voidaan käyttää muun muassa rakennuslaatuiseen sementin valmistusmateriaalina (Goyal ym. 2002). Pilaantuneiden sedimenttien *ex situ*-käsittelyyn käytetään laajalti Novosol®-prosessia, jossa haitalliset aineet ja yhdisteet voidaan tehdä liikkumattomaksi kiinteään matriisiin fosfatoimalla, kun taas orgaaniset aineet voivat hajota kalsinoinnin aikana (Zoubeir ym. 2007). Lämpökäsittelyjen aikana syntyviä jäännöksiä voidaan käyttää rakennusmateriaalien kuten sementin (Snellings ym. 2016), tiilien (Rukijkanpanich & Thongchai 2019) ja keramiitin (Jin ym. 2019) valmistukseen.

## 6.4 EU:n strategia jokien valuma-alueiden sedimenttien hallintaan

Jokisysteemeissä suurimmat haitallisten aineiden pitoisuudet kertyvät yleensä alajuoksulle. Tekeillä olevan EU:n sedimenttien hallintaoppaan (CIS 2022) mukaan on järkevää jättää pilaantunut sedimentti paikalleen, jos se ei aiheuta erityistä riskiä tai haittaa haluttuja toimintoja veden käytölle. EU:n sedimenttien hallintaoppaan (CIS 2022) mukaan kehitettäessä erityisiä strategioita vesistöalueen pilaantuneen sedimentin hallintaan ja haittojen ehkäisyyn, voidaan käyttää kolmea pääasiallista kriteeriä päätettäessä huolta-aiheuttavien vesistöalueiden sedimenteille tehtävistä toimenpiteistä:

- haitalliset aineet uhkaavat pohjaveden tai juomaveden laatua,

- sedimenttikerros estää muun käytön tai toimenpiteet, kuten tulvien torjunnan tai navigoinnin,
- häiriöt, esimerkiksi tulvat, ovat todennäköisiä ja ne aiheuttavat tällöin sedimenttien huomattavaa uudelleen mobilisoitumista ja suspensiota.

CIS:in (2022) ehdottama jokialueiden sedimenttien haitallisten aineiden kulkeutumisen hallintastrategia on kuvattu taulukossa 13. Oppaassa korostetaan yläjuoksulla sijaitsevan pilaantuneen sedimentin ja alajuoksulla joen suulla sijaitsevan sedimenttialueen eroja. Usein lähellä jokisuuta sijaitsevat satama-alueet, joilta sedimenttiä (pilaantunutta tai ei) poistetaan suuria määriä erityisesti navigoinnin helpottamisen vuoksi.

**Taulukko 13. Strategiat, joilla estetään sedimenttien haitallisten aineiden kulkeutumista ja lievennetään haitallisten aineiden vaikutuksia (CIS 2022).**

Sovellettava kriteeri	Tilanteen kuvaus	Suosittelut sedimentin kulkeutumisen hallintastrategia
<b>Ei mikään kolmesta kriteeristä</b>	Erittäin pilaantunut sedimentti ei muodosta uhkaa pohjavedelle tai juomaveden laadulle, eikä estä muita käyttötarkoituksia ja häiriöt eivät todennäköisesti aiheuta sedimentin mobilisoitumista tai uudelleen kerrostumista.	Annetaan sedimentin pysyä paikoillaan. Puhtaampaa sedimenttiä kerrostuu ajan myötä pilaantuneen sedimentin päälle suojaavaksi kerrokseksi. Riskien seuranta ja uudelleenarviointi voi olla tarpeen, jotta varmistutaan ettei pidemmän ajan kuluessa tilanne muutu tai haittavaikutuksia esiinny.
<b>Kriteeri nro 1.</b>	Haitallisten aineiden vapautumisen riski on liian suuri (navigointi, tulvat, paikalliset häiriöt), mutta sedimentin laatu ei estä muuta käyttöä eikä pohjaveteen kohdistu uhkaa.	Paikallisesti sedimentin peittäminen
<b>Kriteeri nro 2.</b>	Olemassa haitallisten aineiden pilaaman sedimentin uudelleen suspendoitumisen vaara, haitalliset aineet ovat uhka pohjavedelle ja pilaantunut sedimentti muodostaa esteen halutulle käyttötarkoitukselle.	Sedimentin poistaminen ympäristöruoppauksella on vaihtoehto. Ympäristöruoppaus on tarkka ruoppaustekniikka, jossa tehdään erityistoimenpiteitä haitallisia aineita sisältävän sedimentin leviämisen estämiseksi. Riippuen sedimentin pilaantumisesta materiaalia voidaan läjittää veteen, maalle tai vaarallisten jätteiden käsittelylaitokseen.
<b>Kriteeri nro 3.</b>	Voimakkaasti pilaantunut sedimentti aiheuttaa uhkan pohjaveden tai juomaveden laadulle, haittaa alueen muita haluttuja käyttötarkoituksia ja sedimentin häiriöt todennäköisesti aiheuttavat sedimentin mobilisaatiota ja uudelleen suspendoitumista.	Materiaali on poistettava, ja koska se uhkaa ympäristöä ja terveyttä, suljettu hävittäminen on välttämätöntä. Silti on mahdollista valita vedenalainen rajoitettu loppusijoitusalue tai loppusijoituslaitos.

CIS (2022) sedimenttien hallintaopas jaottelee pilaantuneiden sedimenttien hallinnan haittojen lieventämiseen (haittojen ehkäisyyn leviämistä estämällä) ja varsinaiseen kunnostamiseen erilaisia puhdistusmenetelmiä käyttäen (Taulukot 14 ja 15).

**Taulukko 14. Kuvaukset saastuneiden sedimenttien aiheuttamien haittojen estämiseen tai lieventämiseen käytettävistä menetelmistä, menetelmien tehokkuus sekä kustannukset. Arvio tehokkuudesta sekä menetelmä kuvaukset ovat CIS (2022) taulukon mukaisia. Kirjain X osoittaa menetelmän soveltuvuuden *ex situ* ja/tai *in situ*. Tehokkuus ja kustannukset: + = alhainen, ++ = keskitaso, +++ korkea.**

Tekniikka	<i>In-situ</i>	<i>Ex-situ</i>	Tehokkuus	Kustannus	Lyhyt kuvaus
<b>Sedimentin pysäyttäminen rakenteilla</b>	X		++	+/**	Sedimenttien suspendoituneiden aineksien pysäyttäminen teknisillä rakenteilla joko tähän tarkoitukseen varten rakennetuilla tai esim. virtauksen ohjausrakenteilla.
<b>Peittäminen/päälystäminen</b>	X		+++	+	Peittämällä (eristämällä) erityisen saastuneet sedimentit puhtaalla sedimenttimateriaalilla. Tähän tekniikkaan voidaan yhdistää fysikaalisia puhdistusmenetelmiä käyttämällä aktiivihiihtä, savea tai zeoliittia, jolloin saadaan aikaan reaktiivinen peitto, joka estää haitallisten aineiden pääsyn veteen.
<b>Leviämisen esteet</b>	X		+++	++	Eristävän rakenteen rakentaminen erityisen pilaantuneen sedimentin ympärille leviämisen estämiseksi.
<b>Ympäristö-ruoppaus ja vedenalainen loppusijoitus</b>	X		++	+	Tarkka ruoppaus yhdessä sedimentin leviämistä estävien toimenpiteiden (esim. kuplaverhot) kanssa. Ruoppaus, jota seuraa ruopatun sedimentin sijoittaminen veden alle paikkaan, josta pilaantunut sedimentti ei pääse leviämään kuten esim. syvänteeseen. Tämän tekniikan voi yhdistää myös peittämisen kanssa.
<b>Ympäristö-ruoppaus ja loppusijoittaminen maalle</b>	X	X	++	+++	Tarkan ympäristöruoppauksen jälkeen yleensä hyödynnetään erilaisia puhdistusmenetelmiä ja tämän jälkeen käsitelty ruoppausmassa loppusijoitetaan maalle.
<b>Ympäristö-ruoppaus ja käsittely</b>	X	X	++	++	Ruoppausta seuraa hävittäminen käsittelylaitoksella.

**Taulukko 15. Kuvaukset sedimenttien kunnostukseen käytettävistä puhdistusmenetelmistä, menetelmien tehokkuus sekä kustannukset. Arvio tehokkuudesta on CIS (2022) taulukon mukainen mutta menetelmän kuvauksiin on käytetty paikoin eri lähteitä, jotka on mainittu taulukossa. Kirjain X osoittaa menetelmän soveltuvuuden ex situ ja/tai in situ. Tehokkuus ja kustannukset: + = alhainen, ++ = keskitaso, +++ korkea.**

Tekniikka	<i>In-situ</i>	<i>Ex-situ</i>	Tehokkuus	Kustannus	Lyhyt kuvaus
<b>Luontainen (monitoroitu) puhdistaminen</b>	X		+	+	Luonnossa esiintyvät mikro-organismit hajottavat orgaanisia yhdisteitä ja/tai yhdisteen biosaataavuus alenee esim. peittymisen vuoksi. Vaatii aktiivista seuranta. Yleensä luontainen puhdistuminen vie huomattavasti aikaa, mutta kustannukset ovat muita menetelmiä pienemmät. Etuna on myös pieni häiriö ympäristölle. Monitoroitua luontaista puhdistumista voidaan käyttää yhdessä muiden menetelmien kanssa (CIS 2022).
<b>Biologinen käsittely</b>	X	X	++	++	Kohdennettuja lisäaineita ympätään saastuneeseen sedimenttiin stimuloimaan mikro-organismeja, edistään näiden suorittamaa orgaanisten yhdisteiden biohajotusta. Jos suoritetaan <i>in situ</i> niin varmistuttava ettei aiheudu haitallisia vaikutuksia (CIS 2022).
<b>Kasveilla puhdistaminen fytoimediaatio</b>	X	X	+	+	Fytoimediaatioissa kasveja käytetään pilaantuneen sedimentin kunnostamiseen. Perustuu haitta-aineiden hajottamiseen kasvien aineenvaihdunnan tai juuriston mikrobien toiminnan kautta tai haitta-aineiden poistamiseen lehtien kautta haihduttamalla, kasviainekseen kerääntymällä tai maa-ainekseen sitouttamalla. Menetelmä on edullinen mutta vaatii pitkäaikaista tarkkailua (CIS 2022).
<b>Kemiallinen käsittely</b>	X	X	++	++	Pilaantuneeseen sedimenttiin lisätään spesifisiä seoksia kemikaaleja, jotka vahvistavat tiettyjen huolta aiheuttavien aineiden hajoamista. Jos suoritetaan <i>in situ</i> niin varmistuttava ettei aiheudu haitallisia vaikutuksia (CIS 2022).
<b>Fysikaaliset käsittely</b>	X	X	++	++	<b><i>In situ</i>:</b> Fysikaalisen käsittelyn tavoite on sitoa haitallisia aineita ja alentaa niiden biologista saatavuutta. Tämä voidaan saavuttaa hyödyntämällä aktiivihiihtä, savea tai zeoliittia, jolloin saadaan aktiivinen peitto saastuneelle sedimentille. Lisättävän materiaalin valinta riippuu sedimentin sisältämistä haitallisista aineista. Menetelmällä voidaan immobilisoida monia haitallisia aineita mm. PCB-yhdisteitä, PAH-yhdisteitä, TBT:tä, elohopeaa ja dioksiineja sekä myös muita haitallisia aineita (CIS 2022).  <b><i>Ex situ</i>:</b> Kiinteityksellä tarkoitetaan prosesseja, joissa sideaine kapseloi haitta-aineet estäen niiden kulkeutumisen. Stabiloinnilla puolestaan tarkoitetaan prosesseja, joilla haitta-aineiden aiheuttamaa riskiä pienennetään muuntamalla ne

Tekniikka	In-situ	Ex-situ	Tehokkuus	Kustannus	Lyhyt kuvaus
					vähemmän liukoiseen, kulkeutuvaan tai toksiseen muotoon. Pitkään käytössä olleet stabilointi- ja kiinteytysmenetelmät perustuvat kemiallisten yhdisteiden (sideaineiden) lisäämiseen ruoppausmassaan. (Penttinen 2001, Akcil ym. 2015, Bonomo ym. 2009). Myös teollisuuden jätteitä ja sivutuotteita, kuten lentotuhkaa sekä masuunikuonaa on hyödynnetty stabilointimenetelmien sideaineina (Tuomikoski 2008, Marques ym. 2011).
<b>Viljelymenetelmät</b>		x	+	++	Ruopattu sedimentti sijoitetaan maalle käsiteltäväksi. Kuivattaminen ja muokkaamien lisäävät orgaanisten yhdisteiden hajoamista (CIS 2022). Viljelymenetelmiin kuuluvat mm. peltokäsittely, kompostointi ja jopa bioreaktorit, joita voidaan käyttää erityisesti vaikeasti hajotettavien haitallisten aineiden käsittelyyn (Penttinen 2001, Häkkinen ym. 2010).
<b>Lämpödesorptio</b>		x	+++	++	Termisessä desorptiossa haitta-aineet erotetaan materiaalista haihduttamalla korkeassa lämpötilassa. Termodesorptiomenetelmät voidaan jakaa matala- ja korkealämpötiladesorptioon. Lämpökäsittely soveltuu lähes kaikille orgaanisille vierasaineille (Nathanail ym. 2007, Reis ym. 2007).
<b>Sedimentin pesu ja hiekan erotus</b>		x	+++	+	Massojen pesu on tekniikka, jolla voidaan tehokkaasti erottaa sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitta-aineita sedimenteistä vesipohjaisten liuosten avulla. Pesussa saadaan erotettua haitta-ainekset sisältävä pesurejekti ja puhdas jae toisistaan. Siten minimoidaan pilaantuneen, haitallisia aineita sisältävän materiaalin määrää (Reis ym. 2007; Nathanail ym. 2007).
<b>Käsittelyt korkeassa lämpötilassa</b>		x	+++	+++	Tarkoitetaan vierasaineiden stabilointia äärimmäisen kuumissa olosuhteissa (vitrifikaatio). Orgaaniset aineet tuhoutuvat tai haihtuvat ja epäorgaaniset aineet sidotaan lasimassaan (Nathanail ym. 2007, Häkkinen ym. 2010).

Eri menetelmien sopivuutta eri haitta-aineiden puhdistamiseen on käsitelty syvällisesti Reis ym. (2007) julkaisussa. Haitta-ainekohtaisia tutkimuksia löytyy tarkemmin myös CLU-IN-tietokannasta<sup>47</sup>.

<sup>47</sup> <https://clu.in.org/issues/default.focus/sec/Sediments/cat/Remediation/>

## 7 Johtopäätökset

### 7.1 Keskeiset havainnot

Kansalliset lähestymistavat sedimenttien pilaantuneisuuden arviointiin käytettävälle raja-arvoille vaihtelevat. Pohjoismailla Suomea lukuun ottamatta on sedimenttien ympäristölaatuunormeiksi kutsuttuja pitoisuusarvoja (EQS-arvoja). Monilla muilla valtioilla taas on käytössä niin kutsuttuja sedimenttien ohjearvoja (esim. Belgia, Sveitsi, Australia ja Ranska), joiden merkitys pilaantuneisuutta arvioitaessa vaihtelee tapauskohtaisesti. Esimerkiksi Australiassa kynnysarvona käytettävän ohjearvon ylittyminen ei tarkoita vielä sitä, että sedimentti luokiteltaisiin pilaantuneeksi vaan ylitys laukaisee lisätutkimustarpeita. Sedimentin ohjearvo toimii näyttöön pohjautuvassa kokonaisvaltaisessa riskinarvioinnissa yhtenä tutkimuslinjana. Alankomaissa on periaatteessa luovuttu raja-arvojen käyttämisestä sedimentin pilaantuneisuuden arvioinnissa, koska sedimentti nähdään osana suurempaa vesijärjestelmää. Sveitsissä puolestaan on äskettäin laadittu ja otettu käyttöön sedimentin kansalliset ohjearvot helpottamaan sedimenttien pilaantuneisuuden arviointia.

Eri valtioissa on päädytty vaihteleviin ratkaisuihin kehitettäessä toimenpide-, kynnys-, raja- tai ohjearvoja (Burton 2018). Sitovien kansallisten tai EU-tason ohjearvojen tai laatu normien puuttuminen on johtanut erilaisiin käytäntöihin mitattujen haitta-ainepitoisuuksien vertailussa. Sedimentin pitoisuuksia on verrattu esimerkiksi maaperän pilaantumisen arviointiin tarkoitettuihin ohjearvoihin. Osa käyttää viitearvoina yleisesti käytössä olevia taikka toisten valtioiden tai tutkijoiden kehittämiä arvoja joko huomioiden tai huomioimatta, millaisiin olosuhteisiin ja tarkoituksiin ne on kehitetty. Yleensä tällaiset arvot eivät ole sitovia, mutta käytännössä ne ohjaavat sedimentin laadun arviointia ja vesialueen tilan seurantaan (esim. Birch ym. 2018, Burton 2018, Christophoridis ym. 2020). Erityisesti sisävesien sedimenteille ei ole yhtenäisiä ja yleisesti hyväksytyjä ohjearvoja (Buccione ym. 2021).

Sedimentteihin liittyvässä päätöksenteossa laatu normien, kynnysarvojen tai ohjearvojen käyttö ei yksin riitä. Toimenpidetarpeiden arviointiin tarvitaan useaan todistelinjaan perustuvaa, kokonaisvaltaisempaa riskinarviointia. Tällaiset viitearvot voivat toimia ennen muuta jatkotoimenpiteet, laukaisevana rajana.

Erityiskysymyksenä on viitearvojen merkitys ja käyttökelpoisuus äkillisissä onnettomuustapauksissa. Suomessa on laadittu ohje öljyonnettomuuden ekologisten vaikutusten arviointiin (Rousi ym. 2012) ja kemikaalien osalta ohjeistusta ympäristövaikutusten arviointiin merellisen onnettomuuden sattuessa (Häkkinen ym. 2018). Ohjeistuksessa on todettu, että monilta aineilta puuttuu tietoa onnettomuuspaikan taustapitoisuuksista, jolloin vertailua tehdään vastaavien puhtaiden alueiden ekologiseen tilaan. Näissäkin tilanteissa arviointia helpottaisivat etukäteen laaditut, paikalliset olosuhteet ja lajiston huomioonottavat sedimentin viitearvot. Tällä olisi suoria vaikutuksia myös onnettomuuden aiheuttajan ja ympäristön pilaajan puhdistamis- ja korvausvastuun syntymiseen.

Biotestien ja -määritysten nykyistä laajempi käyttö sedimenttien pilaantuneisuutta arvioitaessa tulee todennäköisesti yleistymään. Päätöksiä tehtäessä sedimenttien myrkyllisyyspotentiaali ja mahdolliset haitalliset vaikutukset tulee arvioida mahdollisimman luotettavasti. Biotestit ja -määritykset ovat yksi tapa edistää laadukasta ja tapauskohtaista arviointia, joskin niihinkin liittyy tiettyjä rajoituksia ja virhelähteitä. Esimerkiksi ne suoritetaan standardoiduissa olosuhteissa, jotka eivät välttämättä edusta haitallisten aineiden biosaatavuutta todellisissa olosuhteissa. Lisäksi näytteenotto, varastointi ja esikäsittely vaikuttavat tuloksiin. Sama haaste on kemiallisten analyysien ja ekotoksikologisten testien kanssa. Nekin suoritetaan vakioituissa olosuhteissa, jotka eivät välttämättä vastaa ympäristössä vallitsevaa tilannetta. Biotestien hyvänä puolena on, että niillä havaitaan todennäköisimmin haitallisten seosten ja tuntemattomien sekä tarkkailuun kuulumattomien kemikaalien vaikutukset (Heise ym. 2020).

Huolimatta siitä, että biotestien ja ekotoksikologisten analyysien teko nostaa sedimenttien hallinnan kustannuksia, ekotoksikologisten testien kustannukset ovat pienet verrattuna vääristä arvioinneista



aiheutuneisiin kuluihin. Jatkotoimet voidaan väärin päätelmien johdosta ylimitoittaa tai rajata liian vähäisiksi. Kemiallisten analyysien ja ekotoksikologisten kokeiden toisiaan täydentävä käyttö näyttää olevan paras tapa vähentää sedimenttiä tai ruopattuja massoja koskevien analyysien väärin negatiivisen tulosten todennäköisyyttä.

Pilaantuneiksi todettujen sedimenttien kunnostus voi tapahtua esimerkiksi poistamalla pilaantunut sedimentti ruoppaamalla ja puhdistamalla tämän jälkeen *ex situ* -tekniikoita hyödyntäen, peittämällä paikan päällä tai hyödyntämällä luontaista puhdistumista. Korkeinkin haitta-ainepitoisuuksia sisältävien sedimenttien paikalleen jättäminen saattaa olla ympäristö- ja terveystarpeiden kannalta perusteltua, mikäli haitta-aineista ei aiheudu merkittävää eliö- tai ihmisaltistusta eivätkä ne kulkeudu tai leviä ympäristöön. Toisaalta sedimentit voivat toimia jatkuvana haitta-aineiden päästölähteenä, aiheuttaa vesistön tilan huononemista ja pitkäaikaisen altistuksen myötä haitallisia ympäristö- ja terveysvaikutuksia.

## 7.2 Jatkotoimenpide-ehdotuksia

Suomessa sedimenttien haitta-aineselvityksiä tehdään lähinnä luvanvaraisten ruoppaushankkeiden yhteydessä. Tällöin tavoitteena on arvioida voimassa olevan ohjeistuksen mukaisesti ruopattavien sedimenttien läjityskelpoisuus vapaaseen veteen. Ruoppaus- ja läjitysohje määrittelee sedimenttien läjityskelpoisuuden, muttei ota kantaa niiden pilaantuneisuuteen ja kunnostustarpeeseen. Ohjeessa korostetaan, ettei ohjetta eikä sen sisältämiä raja-arvoja ruoppausmassoille ole tarkoitettu sovellettavaksi paikalleen jätettävien kohonneita haitta-ainepitoisuuksia sisältävien sedimenttien riskien tai kunnostustarpeen arviointiin.

Sedimentit ovat vesistöjen nieluja, joissa näkyvät menneiden vuosikymmenien päästöt ja niiden aiheuttamat muutokset vedenlaadussa ja eliöyhteisöissä. Jatkossa olisi tärkeää tunnistaa sellaiset sedimenttialueet, joiden osalta olisi tarpeen ryhtyä toimiin todettujen tai todennäköisten haittojen arvioimiseksi ja tarvittaessa haittojen vähentämiseksi. Suomessa tulisi kehittää riskinarviointimenetelmiä ja ohjeistusta, jotta kyettäisiin luotettavasti ja yhdenmukaisesti arvioimaan sedimenttien tilaa sekä niiden puhdistustarpeita ja -tavoitteita. Arvioinnissa tulisi huomioida paikallisten olosuhteiden ohella ekosysteemi kokonaisuutena, sillä sedimentit vaikuttavat myös pintavesien laatuun ja eliöihin.

Myös Suomessa olisi tarpeen ottaa käyttöön sedimenttien haitallisille aineille ohje- tai toimenpidearvot, joiden ylittyminen laukaisee lisätutkimus- ja arviointitarpeen. Esimerkiksi Australian kokonaisvaltainen riskinarviointimalli tai EU:n ympäristölaatumien johtamistapa, kuitenkin ilman vastaavaa normien sitovuutta, loisivat hyvät lähtökohdat kansallisen toiminnan ja päätöksenteon pohjaksi. Kun ja jos Suomeen laaditaan kansallisia viitearvoja, laadinnassa tulisi ottaa huomioon arvojen käyttötarkoituksen ohella etenkin ympäristöolosuhteiden erityispiirteet, haitallisten aineiden taustapitoisuudet ja vaikutuksille altistuvat paikalliset lajistot. Mikäli sedimenteille laaditaan viralliset EU-ohjeistuksen mukaiset haitta-ainekohtaiset EQS-arvot, näitä tulisi käyttää vesipolitiikan puitteiden ohella raportoinnin ohella todennäköisesti myös muussa toiminnassa sitovina.

Vaihtoehtona kansallisten viitearvojen määrittämiselle on kansallisen viitearvon laskemismetodin kehittäminen. Tämän metodin avulla voitaisiin määrittää yksittäisen vesialueen sedimentille ohjearvot, jotka huomioisivat paikalliset olosuhteet, kuten haitallisten aineiden taustapitoisuuden ja niiden biosaatavuuden. On myös harkittava vaihtoehtoa, jossa pilaantuneille sedimenteille ei johdeta ohjearvoja ollenkaan, vaan tapauskohtaiseen riskinarviointiin perustuen käytetään yleisesti hyväksytyjä riskinarviointimenetelmiä.

Arvojen laatiminen taustaselvityksineen ja riskinarviointineen on työlästä ja aikaa vievää. Siksi Suomessa olisi tarkoituksenmukaista laatia ensin rajatulle joukolle haitallisia aineita arviointiprosessi ja -kriteerit ja testata suositusten toimivuutta ennen niiden virallistamista ja ainejoukon laajentamista. Lisäksi Suomessa tulisi laatia ohjeistus sedimenttien pilaantuneisuuden, ympäristö- ja terveystarpeiden sekä kunnostustarpeen arviointiin. Ohjeistuksella tähdättäisiin yhtenäisiin käytäntöihin ja siihen, että

sedimentteihin liittyvät tutkimukset ja seurannat tehtäisiin tarkoituksenmukaisella tavalla ja että mahdolliset kunnostustoimenpiteet suunnattaisiin vesiympäristön tilaa merkittävästi heikentäviin kohteisiin.

## Lyhenteet

<b>AA - EQS</b>	Ympäristönlaatunormin johtamiseen liittyvä vuotuinen keskiarvopitoisuus.
<b>ABS-menetelmä</b>	Sedimenttien peittämiseen liittyvä menetelmä hyödyntäenynnetään aktiivista este- tai kuorikerrosta (active barrier systems, ABS).
<b>AET</b>	Pitoisuus sedimentissä, jonka yläpuolella syntyy haitallinen vaste tietyllä bioindikaattorilla (Apparent-Effects Threshold).
<b>BAC (OSPAR BAC)</b>	OSPAR-taustapitoisuuksien arviointi (BAC) sen testaamiseksi, ovatko mitatut pitoisuudet lähellä luonnollista tausta-arvoa luonnossa esiintyville aineille ja lähellä nollaa ihmisen tekemille aineille.
<b>BEDS-tietokanta</b>	Biologisten vaikutusten tietokanta, joka kehitettiin Yhdysvalloissa.
<b>BSAP</b>	Baltic Sea Action Plan. Itämeren suojelukomission (HELCOM) toimintasuunnitelma.
<b>BTEX</b>	BTEX-yhdisteet (bentseeni, tolueni, etyylibentseeni ja ksyleenit) ovat haihtuvia yksiaromaattisia orgaanisia yhdisteitä.
<b>CCME-tietokanta</b>	Muokattu BEDS-tietokanta, jota käytetään Kanadassa.
<b>EAC</b>	OSPARin ympäristöarviointikriteerit (EAC) sedimentin ja eliöstön haitta-ainepitoisuuksien ekologisen merkityksen arvioimiseksi. Pitoisuudet sedimentissä, jotka ovat alle EAC-arvojen, eivät aiheuta kroonisia vaikutuksia herkillä merilajeilla.
<b>EC50</b>	Pitoisuus, joka aiheuttaa vasteen (esim. liikkumisen inhibitio) puolelle (50 %) tutkittavista eliöistä.
<b>EC10</b>	Pitoisuus, joka aiheuttaa vasteen 10 % tutkimuksessa mukana olevista eliöistä.
<b>EDTA</b>	Etyleenidiamiinitetraetikkahappo on aminohappo, jolla on useita käyttötarkoituksia teollisuudessa. EDTA muodostaa kompleksiyhdisteen useiden metallien kanssa.
<b>ERL/ERM</b>	Effects Range Low (ERL) ja Effects Range Median (ERM) ohjearvot lasketaan näyttöön perustuvan tilastollisen lähestymistavan mukaisesti. ERL-arvot lasketaan 10. prosenttipisteen pitoisuutena näytteistä, jotka ovat todettu toksisiksi. ERM-arvot edustavat käytännössä toksisten näytteiden mediaanipitoisuutta (50. prosenttipiste). Haitallisia vaikutuksia havaitaan harvoin, jos mitattu pitoisuus on alle ERL-arvon.
<b>EQC</b>	Ympäristönlaatukriteerit.
<b>EqP</b>	Tasapainojakautumiskerroin.
<b>EQS</b>	Ympäristönlaatunormi. Kemiallisen tilan luokitus perustuu ympäristönlaatunormeihin.
<b>Ex situ</b>	Toiminta esim. puhdistaminen tapahtuu muualla kuin alkuperäisessä paikassa ja edellyttää esim. sedimentin kuljettamista ja käsittelyä toisaalla.
<b>FEL</b>	Toistuvan vaikutuksen taso (Frequent Effect Level).
<b>HCB</b>	Heksaklooribentseeni.
<b>HCBD</b>	Heksaklooributadieeni.

<b>HELCOM</b>	Itämeren merellisen ympäristön suojelukomissio eli Helsingin komissio (engl. Helsinki Commission) on Helsingin sopimuksen (Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus) allekirjoittajavaltioiden perustama hallitusten välinen järjestö.
<b>ICPER</b>	Elben kansainvälinen suojelukomissio.
<i>In situ</i>	Paikan päällä tapahtuva esim. puhdistaminen.
<i>in vitro</i>	Kokeet suoritetaan koeputkessa tai lasimaljoissa.
<i>In vivo</i>	Tarkoittaa eliössä tehtyä tutkimusta.
<b>ISQG</b>	Kanadan ISQG-ohjearvot kuuluvat TEL/PEL-tyyppisiin ohjearvoihin, vaikka alempi raja-arvo on nimetty ISQG-arvoksi (Interim Sediment Quality Guideline), mikä osoittaa tietojen olevan rajalliset.
<b>Koc</b>	Hiilen adsorptiokerroin.
<b>Kow</b>	oktanoli-vesi kerroin.
<b>LC50</b>	Pitoisuus, joka tappaa puolet koe-eliöistä tietyn ajan kestävän kokeen aikana.
<b>LTV</b>	Elben vesialueella käytössä oleva sedimentin haitallisten aineiden alempi kynnysarvo.
<b>MAC-EQS</b>	Ympäristölaatu normin johtamiseen liittyvä suurin sallittu pitoisuus.
<b>MET</b>	Alhaisimman havaitun vaikutuksen raja-arvo (Minimal Effect Threshold).
<b>MPC</b>	Alankomaissa käytössä ollut toimenpidearvo. Suurin hyväksyttävä pitoisuus, jonka yläpuolella riskit haitallisille vaikutuksille eivät ole hyväksyttävissä.
<b>MSD</b>	Meristrategiadirektiivi.
<b>NC</b>	Alankomaissa käytössä ollut tavoitearvo. Alempi raja-arvo, jonka alapuolella riskit haitallisille vaikutuksille ovat merkityksettömät.
<b>OEL</b>	Satunnaisen vaikutuksen taso (Occasional Effect Level).
<b>OSPAR</b>	Koillis-Atlantin meriympäristön suojelua koskeva yleissopimus.
<b>PAH</b>	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt.
<b>PCB</b>	Polyklooratut bifenyylit.
<b>PCDD/F</b>	Dioksiineja ja furaaneja. Polyklooratut dibentso-para-dioksiinit ja polyklooratut dibentsofuraanit (PCDD/F) ovat tasomaisia kolmirenkaisia yhdisteitä, joilla on hyvin samankaltainen rakenne ja ominaisuudet.
<b>PEC</b>	Arvioitu haitta-aineen ympäristöpitoisuus (predicted environmental concentration).
<b>PEL</b>	Todennäköisesti vaikutuksia aiheuttava pitoisuustaso.
<b>PFAS</b>	Perfluoriialkyyliyhdisteet ovat yhdisteitä, joissa hiilivetyketjun kaikki vetyatomit on korvattu fluorilla.
<b>PNEC</b>	Arvioitu haitaton pitoisuus (predicted no effect concentration). mahdollinen riskitaso saadaan jakamalla arvioitu haitta-aineen ympäristöpitoisuus (PEC) arvioidulla haitattomalla pitoisuudella (PNEC).
<b>PS</b>	Prioriteettiaine.
<b>QS</b>	Laatustandardi.

<b>QSsed</b>	Laatustandardi sedimentille. Erityisesti INERIS-instituutin laatimat arvot Ranskassa.
<b>REACH</b>	Tarkoittaa Euroopan unionin asetusta kemikaalirekisteröinnistä, kemikaalien arvioinnista, lupamenettelyistä sekä rajoituksista.
<b>REL</b>	Harvinainen vaikutustaso (Rare Effect Level, REL).
<b>SEC</b>	Vaikuttava pitoisuus sedimentissä. SEC-arvot perustuvat ekologisiin vaikutuksiin, tarkemmin alhaisimpiin ja vakaviin vaikutustasoihin (LEL / SEL) sekä ekotoksikologisiin vasteisiin.
<b>SQG</b>	Haitalliselle aineelle määritetty sedimentin ohjearvo.
<b>SQGV/SQGV-high</b>	Australiassa ja Uudessa-Seelannissa käytetyt alemmat ja ylempät ohjearvot, jotka vastaavat Long ym. (1995), kehittämiä ohjearvoja ERL- ja ERM-arvoja.
<b>SSD</b>	Lajien herkkyysjakauma. Malli useiden lajien herkkyuden vaihtelusta yhdelle haitalliselle aineelle. Laajoille alueille voi soveltaa myös f-SSD-lähestymistapaa (Field-Based Species Sensitivity Distributions), joka ottaa huomioon vaikutukset pohjaeliöstön lajirunsauteen.
<b>SSTT</b>	Laboratoriotestit spiikatuilla sedimenteillä (Spiked Sediment Toxicity Test SSTT).
<b>TBT</b>	Tributyylitina.
<b>TEC/TEL</b>	Kynnysvaikutustaso tai -pitoisuus, joita pienemmillä pitoisuuksilla esiintyy harvoin haittavaikutuksia.
<b>TET</b>	Toksisen vaikutuksen kynnysarvo (Toxic Effect Threshold).
<b>TRIAD</b>	Saastuneiden sedimenttien integroitu arviointi koostuen useista näyttölinjoista.
<b>USACE</b>	Yhdysvaltain armeijan insinöörit.
<b>U.S. EPA</b>	Yhdysvaltain ympäristönsuojeluvirasto.
<b>UTV</b>	Elben vesialueella käytössä oleva sedimentin haitallisten aineiden ylempi kynnysarvo.
<b>VGE</b>	Ranskassa INERIS tekee ehdotuksia ympäristön ohjearvoista eli VGE-arvoista.
<b>VPD</b>	Unionin vesipolitiikan puitedirektiivi.

## Lähteet

- Agarwal, A. & Liu, Y. 2015. Remediation technologies for oil-contaminated sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 101: 483-490.
- Agnello, A.C., Bagard, M., van Hullebusch, E.D., Esposito, G. & Huguenot, D. 2016. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Sci. Total Environ.* 563-564: 693–703.
- Ahlf, W. & Heise, S. 2005. Sediment toxicity assessment: rationale for effect classes. *J. Soils Sed.* 5: 16-20.
- Akcil, A., Erust, C., Ozdemiroglu, S., Fonti, V. & Beolchini, F. 2015. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes. *J. Clean. Prod.* 86: 24-36.
- Ali, H., Khan, E. & Sajad, M.A. 2013. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere* 91(7): 869-881.
- Ali, M.M., Ali, M.L., Islam, M.S. & Rahman, M.Z. 2016. Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environ. Nanotechnol. Monit. Manag.* 5: 27-35.
- Anderson, B.L. & Prater, M.A. 1977. A 96-hour sediment bioassay of Duluth and Superior Harbor basins (Minnesota) using *Hexagenia limbata*, *Asellus communis*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas* as test organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 159-169.
- Ansari, A.A., Gill, S.S., Gill, R., Lanza, R.G. & Newman, L. 2015. *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*. Vol. 1. Springer International Publishing, Cham.
- ANZECC/ARMCANZ 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council/Agricultural and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.
- Al-Hamdani, Z. & Reker, J. 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE Interim Report No. 10. <https://balance-eu.org/xpdf/balance-interim-report-no-10.pdf> [Vierailtu 1.10.2021].
- Alvarez, S.M., Llamas, N.E., Lista, A.G., Alvarez, M.B. & Domini, C.E. 2017. Ionic liquid mediated extraction, assisted by ultrasound energy, of available/mobilizable metals from sediment samples. *Ultrason. Sonochem.* 34: 239-245.
- Apitz, S.E. 2019. Assessing Sediment Chemical Status in Europe: Frameworks, Standards and Ap-proaches, Now and Into the Future. 11th International SedNet conference, 3-5 April 2019, Dubrovnik, Croatia. <https://sednet.org/wp-content/uploads/2019/05/S.-Apitz-ppt.pdf> [Vierailtu 5.10.2021].
- Apitz, S.E., Davis, J.W., Finkelstein, K., Hohreiter, D.L., Hoke, R., Jensen, R.H., Jersak, J.M., Kirtay, V.J., Mack, E.E., Magar, V., Moore, D., Reible, D. & Stahl, R. 2002. Assessing and Managing Contaminated Sediments: Part I, Developing an Effective Investigation and Risk Evaluation Strategy. *Critical Issues for Contaminated Sediment Management* 1(1): 2-8.
- Arblaster J. 2012. Developing ecosystem based sediment quality guidelines in British Columbia. Simon Fraser University. Report Number: 526. 80 pp.
- Babut, M.P., Ahlf, W., Batley, G.E., Camusso, M., de Deckere, E. & den Besten, P.J. 2005. International overview of sediment quality guidelines and their uses. In: Wenning, R.J., Batley, G.E., Ingersoll, C.G. & Moore, D.W. Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. Pensacola, Florida: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), pp. 345-378.
- Bakke, T., Kallqvist, T., Ruus, A., Breedveld, G.D. & Hylland, K. 2010. Development of sediment quality criteria in Norway. *J. Soils Sed.* 10:172-178.
- Baran, A., Tarnawski, M. & Koniarz, T. 2016. Spatial distribution of trace elements and ecotoxicity of bottom sediments in Rybnik reservoir, Silesian-Poland. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23: 17255-17268.
- Barjoveanu, G., De Gisi, S., Casale, R., Todaro, F., Notarnicola, M. & Teodosiu, C. 2018. A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments. *J. Clean. Prod.* 201: 391-402.
- Batley, G.E., Stahl, R.G., Babut, M.P., Bott, T.L., Clark, J.R., Field, L.J., Ho, K., Mount, D.R., Swartz, R.C. & Tessier, A. 2005. The scientific underpinnings of sediment quality guidelines. In: Wenning, R., Batley, G., Ingersoll, C. & Moore, D. (eds) Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. SETAC Press, Pensacola.
- Bay, S.M., Greenstein, D.J., Parks, A., Gillett, D., Lao, W. & Diehl, D.W. 2021. Sediment Quality Assessment Technical Support Manual. Southern California Coastal Water Research Project, Costa Mesa, CA. Technical Report 777. 3rd Ed. June 2021.

- Bay, S.M., Ritter, K.J., Vidal-Dorsch, D.E. & Field, L.J. 2012. Comparison of national and regional sediment quality guidelines for classifying sediment toxicity in California. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 8: 597-609.
- B.C. Ministry of Environment and Climate Change Strategy 2021. Working Water Quality Guidelines: Aquatic Life, Wildlife & Agriculture. Water Quality Guideline Series, WQG-08. Prov. B.C., Victoria B.C.
- Benamar, A., Tian, Y., Portet-Kotalo, F., Ammami, M.T., Giusti-Petruciani, N., Song, Y. & Boulange-Lecomte, C. 2019. Enhanced electrokinetic remediation of multicontaminated dredged sediments and induced effect on their toxicity. *Chemosphere* 228: 744–755.
- Benamar, A., Ammami, M.T., Song, Y. & Portet-Kotalo, F. 2020. Scale-up of electrokinetic process for dredged sediments remediation. *Electrochim. Acta* 352: 136488. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2020.136488>
- Beolchini, F., Fonti, V., Rocchetti, L., Saraceni, G., Pietrangeli, B. & Dell'Anno, A. 2013. Chemical and biological strategies for the mobilisation of metals/semi-metals in contaminated dredged sediments: experimental analysis and environmental impact assessment. *Chem. Ecol.* 29: 415–426.
- Bhateria, R. & Jain, D. 2016. Water quality assessment of lake water: a review. *Sustain. Water Resour. Manag.* 2: 161-173.
- Birch, G.F. 2018. A review of chemical-based sediment quality assessment methodologies for the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 133: 218-232.
- Bonomo, L., Careghini, A., Dastoli, S., De Propriis, L., Ferrari, G., Gabellini, M. & Saponaro, S. 2009. Feasibility studies for the treatment and reuse of contaminated marine sediments. *Environ. Technol.* 30: 817-823.
- Bridges, T.S., Nadeau, S.C. & McCulloch, M.C. 2012. Accelerating progress at contaminated sediment sites: Moving from guidance to practice. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 8: 331-338. <https://doi.org/10.1002/ieam.1271>.
- Brils, J. 2020. Including sediment in European River Basin Management Plans: twenty years of work by SedNet. *J. Soils Sed.* 20: 4229-4237.
- Buccione, R., Fortunato, E., Paternoster, M., Rizzo, G., Sinisi, R., Summa, V. & Mongelli, G. 2021. Mineralogy and heavy metal assessment of the Pietra del Pertusillo reservoir sediments (Southern Italy). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28: 4857-4878.
- Buchman, M.F. 1999. NOAA Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs) HAZMAT Report 99-1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Protection and Restoration Division, Seattle.
- Buchman, M.F. 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs) NOAA OR&R Report 08-1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Response and Restoration, Seattle.
- Burgess, R.M., Berry, W.J., Mount, D.R. & Di Toro, D.M. 2013. Mechanistic sediment quality guidelines based on contaminant bioavailability: Equilibrium partitioning sediment benchmarks. *Env. Tox. Chem.* 32: 102-114. <https://doi.org/10.1002/etc.2025>.
- Burton, A.G. Jr 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3: 65-75.
- Burton, G.A. 2018. Breaking from tradition: establishing more realistic sediment quality guidelines. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25(4): 3047- 3052.
- Caeiro, S., Costa, M.H., Delvalls, A., Repolho, T., Gonçalves, M., Mosca, A., Coimbra, A., Ramos, T. & Painho, M. 2009. Ecological risk assessment of sediment management areas: Application to Sado Estuary, Portugal. *Ecotoxicology* 18: 1165-1175.
- Careghini, A., Dastoli, S., Ferrari, G., Saponaro, S., Bonomo, L., De Propriis, L. & Gabellini, M. 2010. Sequential solidification/stabilization and thermal process under vacuum for the treatment of mercury in sediments. *J. Soils Sed.* 10: 1646-1656.
- Carere, M., Dulio, V., Hanke, G. & Polesello, S. 2012. Guidance for sediment and biota monitoring under the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 36: 15-24.
- Carls, I., Bergemann, M. & Schwartz, R. 2021. The Sediment Quality Index Integrative classification and assessment system. SedNet conference, 30.06.2021. Hamburg. [https://sednet.org/wp-content/uploads/2021/07/ConPol-3.12.-Carls\\_Sediment\\_Quality\\_Index.pdf](https://sednet.org/wp-content/uploads/2021/07/ConPol-3.12.-Carls_Sediment_Quality_Index.pdf) [Vierailtu 4.10.2021].
- Casado-Martinez, M.C., Wildi, M., Ferrari, B.J.D. & Werner, I. 2018. Prioritization of substances for national ambient monitoring of sediment in Switzerland. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25(4): 3127-3138. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9082-6>.
- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment 1995. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life CCME EPC-98E, Canadian Council of Ministers of the Environment, Ottawa.

- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Canadian Environmental Quality Guidelines.
- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment 2002. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment 2011. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment (<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/226>) [Vierailtu 5.10.2021].
- CCME Canadian Council of Ministers of the Environment 2021. Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQGs) provide science-based goals for the quality of aquatic and terrestrial ecosystems. <https://ccme.ca/en/current-activities/canadian-environmental-quality-guidelines> [Vierailtu 17.1.2022].
- Centre Ecotox 2020. <https://www.centreecotox.ch/news-publications/actualites/strategie-d-evaluation-de-la-qualite-des-sediments-en-suisse/> [Vierailtu 11.6.2021].
- CEREMA & GEODE 2014. Guide pour l'évaluation des risques sanitaires des opérations de dragage et d'immersion en milieu estuarien et marin – Volet B – Outils et Méthodes d'évaluation des risques sanitaires. [https://www.cerema.fr/system/files/documents/2018/02/Guide%20GEODE\\_ERS\\_Volet%20B.pdf](https://www.cerema.fr/system/files/documents/2018/02/Guide%20GEODE_ERS_Volet%20B.pdf) [Vierailtu 6.10.2021].
- Chapman, P.M. 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Sci Total Environ* 97-98, 815-825. doi: 10.1016/0048-9697(90)90277-2
- Chariton, A., Court, L., Colloff, M., Hartley, D. & Hardy, C. 2010. Ecological assessment of estuarine sediments by pyrosequencing eukaryotic ribosomal DNA. *Front. Ecol. Environ.* 8: 233-238.
- Chen, M., Xu, P., Zeng, G., Yang, C., Huang, D. & Zhang, J. 2015. Bioremediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum, pesticides, chlorophenols and heavy metals by composting: applications, microbes and future research needs. *Biotechnol. Adv.* 33 (6): 745–755.
- Choi, Y., Cho, Y.M. & Luthy, R.G. 2014. In situ sequestration of hydrophobic organic contaminants in sediments under stagnant contact with activated carbon. 1. Column studies. *Environ. Sci. Technol.* 48 (3): 1835–1842.
- Christophoridis, C., Evgenakis, E., Bourliva, A., Papadopoulou, L. & Fytianos, K. 2020. Concentration, fractionation, and ecological risk assessment of heavy metals and phosphorus in surface sediments from lakes in N. Greece. *Environ. Geochem. Health*, 42(9): 2747-2769.
- CIS (Common Implementation Strategy) 2022. Common Implementation Strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Integrated sediment management Guidelines and good practices in the context of the Water Framework Directive. ECOSTAT. DRAFT 21-Dec-2021.
- Cormack, R. 2001. Sediment Quality Guideline Options for the State of Alaska. Prepared for the Alaska Department of Environmental Conservation Division of Spill Prevention and Response Contaminated Sites Remediation Program, Anchorage. 88 pp.
- Cornelissen, G., Amstaetter, K., Hauge, A., Schaanning, M., Beylich, B., Gunnarsson, J.S., Breedveld, G.D., Oen, A.M. & Eek, E. 2012. Largescale field study on thin-layer capping of marine PCDD/F contaminated sediments in Grenlandfjords, Norway: physicochemical effects. *Environ. Sci. Technol.* 46(21): 12030-12037.
- Crane, J.L., MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Smorong, D.E., Lindskoog, R.A., Severn, C.G., Berger, T.A. & Field, L.J. 2000. Development of a Framework for Evaluating Numerical Sediment Quality Targets and Sediment Contamination in the St. Louis River Area of Concern. Cooperative effort with the Minnesota Pollution Control Agency, USGS, NOAA, EVS Consultants, MacDonald Environmental Sciences, Ltd. EPA 905-R-00-008.
- de Deckere, E., de Cooman, W., Leloup, V., Meire, P., Schmitt C. & von der Ohe, P. C. 2011. Development of Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *J. Soils Sed.* 11: 504-517.
- Dede, P., Sazakli, E. & Leotsinidis, M. 2018. Dredges' management: Comparison of regulatory frameworks, legal gaps and recommendations, *Global NEST Journal* 20(1): 88-95.
- DelValls, T., Andres, A., Belzunce, M., Buceta, J., Casado-Martinez, M., Castro, R., Riba, I., Viguri, J.R. & Blasco, J. 2004. Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trends Anal. Chem.* 23: 819-828.
- den Besten, P.J., de Deckere, E., Babut, M.P., Power, B., DelValls, T.A., Zago, C., Oen, A.M.P. & Heise, S. 2003. Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters. *J. Soils Sed.* 3: 144-162.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Schwarz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.E. & Paquin, P.R. 1991. Technical basis for the equilibrium partitioning method for establishing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1541-1583.



- Dutka, B.J., Jones, K., Kwan, K.K., Bailey, H. & McInnis, R. 1988. Use of microbial and toxicant screening tests for priority site selection of degraded areas in water bodies. *Water Res* 22: 503-510.
- EC & MDDEP 2007. Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application Frameworks: Prevention, Dredging and Remediation, Environment Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Quebec. 40 pp.
- ECHA 2008. The Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. Guidance for the implementation of REACH, Helsinki. Notably: Part R.10 (PNECs), 2008; Part R.7b (Hazard), 2016; Part R.11 (PBT), 2014; Part R.16 (Environmental exposure), 2016.
- ECI 2008. Voluntary risk assessment of copper, copper (II) sulphate pentahydrate, copper (I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide. European Copper Institute, Brussels, Belgium.
- 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., Poikâne, 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, Länsstyrelsen Östergötland, Linköping. CWPharma project report for GoA 2.1 and GoA2.2.
- Engler, R.M., Long, E.R., Swartz, R.C., Di Toro, D.M., Ingersoll, C.G., Burgess, R.M., Gries, T.H., Berry, W.J., Burton, G.A., O'Connor, T.P., Chapman, P.M., Field, L.J. & Porebski, L.M. 2005. Chronology of the development of sediment quality assessment methods in North America. In: Wenning, R., Batley, G., Ingersoll, C. & Moore, D. (eds) Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. SETAC Press, Pensacola.
- Eriksson, M. 2017. Naturvårdsverkets kvalitetssystem för samordnad miljöövervakning. Miljöanalysavdelningen, Naturvårdsverket: 16.
- Euroopan komissio 2010. European Commission. WFD-CIS Guidance Document No. 25 Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Euroopan komissio 2011. European Commission, WFD-CIS Guidance Document No. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Euroopan komissio 2014. European commission, Technical report on aquatic effect-based monitoring tools, 83 pp. doi: 10.2779/7260
- Euroopan komissio 2015. European commission, Commission staff working document. Report on the implementation of the Water Framework Directive River Basin Management Plans. Member State: BELGIUM. Brussels, 9.3.2015 SWD(2015) 52 final.
- Euroopan komissio 2018. European Commission, European Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards No. 27, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27 Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards; Technical Report-2011-055; Office for Official Publications in the European Communities: Brussels, Belgium.
- Fonti, V., Dell'Anno, A. & Beolchini, F. 2013. Influence of biogeochemical interactions on metal bioleaching performance in contaminated marine sediment. *Water Res.* 47: 5139-5152.
- Forsman, J., Jyrävä, H., Lahtinen, P., Niemelin, T. & Hyvönen, I. 2014. Massastabilointikäsi kirja. Luopioinen ja Espoo. 62 s.
- Forsman, J., Lindroos, N. & Korkiala-Tanttu, L. 2015. Three mass stabilisation phases in the west harbour of Helsinki, Finland, geotechnical and environmental properties of mass stabilised dredged sediments as construction material. Deep mixing 2015 conference 2.-5.6.2015. San Francisco. s. 671-680.
- Forsman, J., Napari, M., Piispanen, P. & Lindroos, N. 2017. Utilization of mass stabilized dredged mud and clay as fill and embankment construction material, case City of Helsinki. Proceedings of the 19th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Seoul 2017.
- Fotidis, I.A., Wang, H., Fiedel, N.R., Luo, G., Karakashev, D.B. & Angelidaki, I. 2014. Bioaugmentation as a solution to increase methane production from an ammonia-rich substrate. *Environ. Sci. Technol.* 48 (13): 7669-7676.
- Fraser, M.W., Short, J, Kendrick, G., McLean, D., Keesing, J., Byrne, M., Caley, M.J., Clarke, D., Davis, A.R., +13 more. 2017. Effects of dredging on critical ecological processes for marine invertebrates, seagrasses and macroalgae, and the potential for management with environmental windows using Western Australia as a case study. *Ecological Indicators* 78: 229-242.
- Flück, R., Campiche, S., De Alencastro, L.F., Rossi, L., Ferrari, B.J.D., Santiago, S., Werner, I. & Chèvre, N. 2012. Surveillance de la qualité des sédiments. État actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. *Aqua & Gas* 92: 18-22.

- Förstner, U. & Apitz, S.E. 2007. Sediment remediation: U.S. focus on capping and monitored natural recovery. *J. Soils Sed.* 7(6): 351-358.
- Förstner, U. & Salomons, W. 2010. Sediment research, management and policy *J. Soils Sed.* 10: 1440-1452.
- Giesy, J.P., Graney, R.L., Newsted, J.L., Rosiund, C.J., Benda, A., Kreis, R.G. Jr. & Horvath, F.J. 1988. Comparison of three sediment bioassay methods using Detroit river sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 483-498.
- Gomez-Eyles, J.L., Yupanqui, C., Beckingham, B., Riedel, G., Gilmour, C. & Ghosh, U. 2013. Evaluation of biochars and activated carbons for in situ remediation of sediments impacted with organics, mercury, and methylmercury. *Environ. Sci. Technol.* 47 (23): 13721–13729.
- Gomes, H.I., Dias-Ferreira, C. & Ribeiro, A.B. 2013. Overview of in situ and ex situ remediation technologies for PCB-contaminated soils and sediments and obstacles for full-scale application. *Sci. Total Environ.* 445: 237-260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.098>.
- Gopal, V., Achyuthan, H. & Jayaprakash, M. 2017. Assessment of trace elements in Yercaud Lake sediments, southern India. *Environ. Earth Sci.* 76: 63.
- Goyal, A., Mensinger, M.C., Barone, S.P. & Lee, A.L. 2002. Cement-lock® process for waste management and energy recovery. *Waste Manag. Environ.* 50: 517-525.
- Gregac, J., Kutle, A., Valković, V. & Obhodaš, J. 2019. Development of marine sediment quality guidelines for evaluation of heavy metals contamination in Croatia. Conference paper. 11th International SedNet Conference 3-5 April 2019, Dubrovnik, Croatia.
- Guiwei, Q., de Varennes, A. & Cunha-Queda, C. 2008. Remediation of a mine soil with insoluble polyacrylate polymers enhances soil quality and plant growth. *Soil Use Manag.* 24 (4): 350–356.
- Hansen, J.W. 2016. Marine Områder 2015 - NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, 208: 148.
- Harrington, J. & Smith, G. 2013. Guidance on the Beneficial Use of Dredge Material in Ireland. Report commissioned by Environmental Protection Agency. School of Building & Civil Engineering Cork Institute of Technology. 96 s.
- Havs-och Vattenmyndigheten 2013. Havs-och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS.
- Havs-och Vattenmyndigheten 2019. Havs-och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS.
- Heise, S., Babut, M., Casado, C., Feiler, U., Ferrari, B.J.D. & Marziali, L. 2020. Ecotoxicological testing of sediments and dredged material: an overlooked opportunity? *J. Soils Sed.* 20: 4218-4228. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02798-7>.
- HELCOM 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea, Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B, Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.
- HELCOM 2019. HELCOM Thematic assessment of hazardous substances 2011-2016. Supplementary report to the HELCOM 'State of the Baltic Sea' report. [https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/10/HELCOM\\_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016\\_pre-publication-1.pdf](https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/10/HELCOM_Thematic-assessment-of-hazardous-substances-2011-2016_pre-publication-1.pdf) [Vierailtu 10.5.2022].
- Hin, J. A., Osté, L. A. & Schmidt, C. A. 2010. Guidance document for sediment assessment. Methods to determine to what extent the realization of water quality objectives of a water system is impeded by contaminated sediments. Deltares and Rijkswaterstaat Centre for Water Management. Ministry of Infrastructure and the Environment - DG Water.
- Huang, T., Zhou, Z., Su, J., Dong, Y. & Wang, G. 2013. Nitrogen reduction in a eutrophic river canal using bioactive multilayer capping (BMC) with biozeolite and sand. *J Soils Sed.* 13(7): 1309-1317.
- Hübner, R., Astin, K. B. & Herbert, R. J. 2009. Comparison of sediment quality guidelines (SQGs) for the assessment of metal contamination in marine and estuarine environments. *J. Environ. Monit.* 11(4): 713-722.
- Hyötyläinen, T., Karels, A. & Oikari, A. 2002. Assessment of bioavailability and effects of chemicals due to remediation actions with caging mussels (*Anodonta anatina*) at a creosote-contaminated lake sediment site. *Water Res* 36(18):4497–4504.
- Häkkinen, J., Kiiski, A., Malk, V., Myyrä, M. & Penttinen, O.-P. 2010. Kemikaalikuljetusonnettomuuteen varautuminen Kymenlaaksossa –ympäristöriskien arviointi ja puhdistusmenetelmien vertailu. Helsinki, Yliopistopaino. ChemRisk hankkeen selvitys. ISBN 978-952-10-4816-6

- Häkkinen, J., Pyy, O. & Salminen, J. 2020. Selvitys kansainvälisistä käytännöistä ruoppausmassojen hallinnassa ja hyödyntämisessä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 43/2020. <http://hdl.handle.net/10138/32020>.
- Höss, S., Ahlf, W., Fahnenstich, C., Gilberg, D., Hollert, H., Melbye, K., Meller, M., Hammers-Wirtz, M., Heining, P., Neumann-Hensel, H., Ottermann, R., Ratte, H.T., Seiler, T.B., Spira, D., Weber, J. & Feiler, U. 2010. Variability of sediment-contact tests in freshwater sediments with low-level anthropogenic contamination—determination of toxicity thresholds. *Environ. Pollut.* 158: 2999–3010.
- ICRAM - APAT 2006. Handbook for Marine Sediments Handling [in Italian: Manuale per la movimentazione di sedimenti marini], Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione per la Protezione della Natura]. [http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/biblioteca/dpn\\_manuale\\_movimentazione\\_sedimenti\\_marini.pdf](http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/biblioteca/dpn_manuale_movimentazione_sedimenti_marini.pdf) [Vierailtu 3.7.2021].
- IKSE, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, 2014. Sedimentmanagementkonzept der IKSE -Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. 200 p.
- IKSE, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, 2015. The Sediment management Concept of the ICPER. [https://www.iksemkol.org/fileadmin/media/user\\_upload/E/06\\_Publikationen/01\\_Wasserrahmenrichtlinie/2015\\_ICPER-Infomation-Sheet\\_Sediment.pdf](https://www.iksemkol.org/fileadmin/media/user_upload/E/06_Publikationen/01_Wasserrahmenrichtlinie/2015_ICPER-Infomation-Sheet_Sediment.pdf) [Vierailtu 3.3.2022].
- INERIS 2011. Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementale (NQE), RAPPORT D'ÉTUDE, DRC-11-118981-08866A. <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/drc-11-118981-08866a-methodo-nqe-avec-couverture-1391006362.pdf> [Vierailtu 7.7. 2021].
- INERIS 2021. verkkosivut <https://substances.ineris.fr/fr/page/9#sediments> [Vierailtu 6.10.2021].
- Ingersoll, C.G. & Wenning, R.J. 2002. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments: Executive Summary of a SETAC Pellston Workshop. Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- Imer, U., Rau, F., Arle, J., Claussen, U. & Mohaupt, V. 2014. Ecological environmental quality standards of “river basin specific pollutants” in surface waters—Update and development analysis of a comparison between EU member states. Working Group Ecological Status. Technical Report · March 2014. 18 pp.
- Jaakkonen S. 2011. Sisävesien pilaantuneet sedimentit. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 11/2011. 49 s.
- Jacobsen, B.H., Anker, H.T. & Baaner, L. 2017. Implementing the water framework directive in Denmark—lessons on agricultural measures from a legal and regulatory perspective. *Land Use Policy* 67: 98-106.
- Jersak, J., Goransson, G., Ohlsson, Y., Larsson, L., Flyhammar, P. & Lindh, P. 2016. In-situ Capping of Contaminated Sediments. *Sediment Remediation Technologies: A General Overview*. SGI Publikation 30-3E. Statens geotekniska institut.
- Jin, Y., Huang, S., Wang, Q., Gao, M. & Ma, H. 2019. Ceramsite production from sediment in Beian River: characterization and parameter optimization. *R. Soc. open Sci.* 6: 190-197. <https://doi.org/10.1098/rsos.190197>
- Jing, R., Fusi, S. & Kjellerup, B. V. 2018. Remediation of polychlorinated bisphenyls (PCBs) in contaminated soils and sediments: state of knowledge and perspectives. *Front. Environ. Sci.* 6: 79.
- Josefsson, S. 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12. Sveriges Geologiska Undersökning.
- Kim, M.S. & Kwak, D.H. 2019. Role and applicability of bubble flotation model in sediment remediation in natural water systems. *Separ. Purif. Technol.* 222: 309-320.
- Korkaric, M., Junghans, M., Pasanen-Kase, R. & Werner, I. 2019. Revising Environmental Quality Standards: Lessons Learned. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2019: 94-960.
- Kulbat, E. & Sokołowska, A. 2019. Methods of Assessment of Metal Contamination in Bottom Sediments (Case Study: Straszyn Lake, Poland). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 77: 605-618.
- Kuppusamy, S., Palanisami, T., Megharaj, M., Venkateswarlu, K. & Naidu, R. 2016. In-Situ Remediation Approaches for the Management of Contaminated Sites: A Comprehensive Overview. In: de Voogt P. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 236*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-20013-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-20013-2_1)
- Kwok, K. W. H., Batley, G. E., Wenning, R. J., Zhu, L., Vangheluwe, M. & Lee, S. 2014. Sediment quality guidelines: challenges and opportunities for improving sediment management. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21: 17-27.
- Laugesen, J., Eek, E. & Møskeland, T. 2016. Oppsummering av erfaring med tildekking av forurenset sjøbunn [Summary of contaminated seabed capping experiences]. Miljødirektoratet. NGI, DNV.GLM-502: 66.

- Lee, C.R. & Peddicord, R.K. 1988. Decision-making framework for management of dredged material disposal. In: Salomons, W. & Förstner, U. (eds) *Environmental management of solid waste—dredged material and mine tailings*. Springer, Heidelberg, pp 324–371.
- Lee, H., Lee, Y., Kim, J. & Kim, C. 2014. Field application of modified in situ soil flushing in combination with air sparging at a military site polluted by diesel and gasoline in Korea. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11 (9): 8806-8824.
- Lehoux, A., Petersen, K., Leppänen, M., Snowball, I. & Olsen, M. 2020. Status of contaminated marine sediments in four Nordic countries: assessments, regulations, and remediation approaches. *J. Soils Sed.* 20: 2619-2629.
- León, V.M., Martínez-Gómez, C., García, I., Campillo, J.A. & Benedicto, J. 2013. Spatial distribution and temporal trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Mytilus galloprovincialis* from the Iberian Mediterranean coast. *Environ. Monit. Assess.* 185(2): 1055-1070.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. & Wezel, A.P. 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023.
- Liu, H., Zhang, K., Chai, L., Yang, Z., Yang, W., Liao, Q., Li, H. & Liu, Y. 2017. A Comparative Evaluation of Different Sediment Quality Guidelines for Metal and Metalloid Pollution in the Xiangjiang River, Hunan, China. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 73: 593-606.
- Long, E. R. & Morgan, L. G. 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memo NOS OMA 52, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L. & Calder, F.D. 1995. Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentration in Marine and Estuarine Sediments. *Environ. Manag.* 19: 81–97.
- MacDonald, D.D., Smith, S.L., Wong, M.P. & Mudroch, P. 1992. The development of Canadian marine environmental quality guidelines. Report prepared for the Interdepartmental Working Group on Marine Environmental Quality Guidelines and the Canadian Council of Ministers of the Environment. Environment Canada, Ottawa. 50 pp.
- MacDonald, D.D., Charlish, B.L., Haines, M.L. & Brydges, K. 1994. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Volume 3-Supporting documentation: Biological effects database for sediments, Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee.
- MacDonald, D.D., Carr, R.S., Calder, F.D., Long, E.R. & Ingersoll, C.G. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5(4): 253-278.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G. & Berger, T.A. 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 20-31.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Smorong, D.E., Lindskoog, R.A., Sloane, G. & Biernacki, T. 2003. Development and Evaluation of Numerical Sediment Quality Assessment Guidelines for Florida Inland Waters. Technical Report, Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee. 150 pp.
- Magar, V.S. & Wenning, R.J. 2006. The role of monitored natural recovery in sediment remediation. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2(1): 66-74.
- Magar, V.S., Chadwick, D.B., Bridges, T.S., Fuchsman, PhC., Condor, J.M., Dekker, T.J., Steevens, J.A., Gustavson, K.E. & Mills, M.A. 2009. Technical guide. Monitored natural recovery at contaminated sediment sites. Environmental Security Technology Certification Program, Project ER-0622, May 2009. p 276.
- Maggi, C., Ausili, A., Boscolo, R., Cacciatore, F., Bonometto, A., Cornello, M. & Berto, D. 2012. Sediment and biota in trend monitoring of contaminants in transitional waters. *Trends Anal. Chem.* 36: 82-91.
- Mannio, J., Kankaanpää, H., Ikäheimonen, T., Koivisto, P., Vallius, H., Vähä, E., Junntila, V. & Kiviranta, H. 2018. Vaarallisten ja haitallisten aineiden pitoisuudet ja niiden muutokset. Teoksessa: Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebom J. (toim) Suomen meriympäristön tila 2018. Suomen ympäristökeskus SYKE. Grano, Helsinki. 132-143.
- Marques, A.P.G.C., Rangel, A.O.S.S. & Castro, P.M.L. 2011. Remediation of heavy metal contaminated soils: an overview of site remediation techniques. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 41: 879-914.
- Mattila, A. 2007. Termiset menetelmät. - Ympäristögeotekniikan tutkielma, TKK. 19 s.
- Mehtonen, J., Vähä, E., Rytönen, J., Häkkinen, J., Haapasaari, H. & Äystö L. 2018. Vaarallisten ja haitallisten aineiden kuormitus. Teoksessa: Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebom J. (toim) Suomen meriympäristön tila 2018. Suomen ympäristökeskus SYKE. Grano, Helsinki. pp. 84-93.

- Menchaca, I., Rodriguez, J.G., Borja, A., Franco, J., Garmendia, J.M., Larreta, J. & Belzunce-Segarra, M.J. 2015. Regional Sediment Quality Guidelines within the European Water Framework Directive: strengths, weaknesses, opportunities and threats. The Basque coast as case study. Conference paper. SETAC 2015, Barcelona, Spain.
- Menchaca, I., Borja, A., Belzunce-Segarra, M.J., Franco, J., Garmendia, J.M., Larreta, J. & Rodríguez, J.G. 2012. An empirical approach to the determination of metal regional Sediment Quality Guidelines, within the European Water Framework Directive. *Chem. Ecol.* 28: 205–220.
- MFVM 2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvande. Miljø- og Fødevarermin. Miljøstyrelsen. SVANA-400-00066.
- Miljødirektoratet 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder Quality assurance of environmental quality standards. Report M-241.
- Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – Quality standards for water, sediment and biota. Report M-608.
- Mohan, R.K., Brown, M.P. & Barnes, C.R. 2000. Design criteria and theoretical basis for capping contaminated marine sediments. *Appl. Ocean Res.* 22(2): 85–93. [https://doi.org/10.1016/S0141-1187\(00\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S0141-1187(00)00003-1)
- MST 2005. Valledning om dumping af optaget havbundsmateriale – klapning. Miljøstyrelsen 8:2005.
- Mulligan, C.N., Young, R.N. & Gibbs, B. F. 2001. An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *J. Hazard. Mat.* 85: 145-163.
- Nathanail, J., Bardos, P. & Nathanail, P. 2007. Contaminated land management – ready reference. - EPP Publications, Land Quality Press.
- Naturstyrelsen 2012. Danmarks Havstrategi – Basisanalyse. Miljøministeriet.
- NOAA 2008. SQUIRT Cards. <https://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html>. [Vierailtu 19.1.2022.]
- Obhodaš, J., Valković, V. & Kutle, A. 2010. Atlas of Sediments (Croatia's Coastal Region and Islands), NGO "Lijepa naša", Zagreb. ISBN: 978-953-97044-3-6 (in Croatian).
- Olsen, M., Petersen, K., Lehoux, A.P., Leppänen, M., Schaanning, M., Snowball, I., Øxnevad, S. & Lund, E. 2019. Contaminated Sediments: Review of solutions for protecting aquatic environments. *TemaNord* 2019:514. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1336098/FULLTEXT01.pdf> [Vierailtu 7.7.2020].
- OSPAR 2006. Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. OSPAR Agreement 2005-6 Revised by ASMO 2006 (ASMO 2006 Summary Record ASMO 06/12/01).
- OSPAR 2010. Quality status report 2010. Assessment of the environmental impact of dumping of wastes at sea. [https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433\\_JAMP\\_Dumping\\_Assessment.pdf](https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00433_JAMP_Dumping_Assessment.pdf) [Vierailtu 6.5.2021].
- Pedersen, K.B., Jensen, P.E., Ottosen, L.M. & Barlinghaug, J. 2018. Influence of electrode placement for mobilising and removing metals during electro-dialytic remediation of metals from shooting range soil. *Chemosphere* 210: 683-691.
- Peña-Icart, M., Pereira-Filho, E.R., Lopes Fialho, L., Nóbrega, J.A., Alonso-Hernández, C., Bolaños-Alvarez, Y. & Pomares-Alfonso, M.S. 2017. Combining contamination indexes, sediment quality guidelines and multivariate data analysis for metal pollution assessment in marine sediments of Cienfuegos Bay, Cuba. *Chemosphere*. 2017 168: 1267-1276.
- Peng, J.F., Song, Y.H., Yuan, P., Cui, X.Y. & Qiu, G.L., 2009. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J. Hazard. Mat.* 161: 633-640.
- Peng, L., Deng, D. & Ye, F. 2015. Efficient oxidation of high levels of soil-sorbed phenanthrene by microwave-activated persulfate: implication for in situ subsurface remediation engineering. *J. Soils Sed.* 16 (1): 28-37.
- Peng, W.H., Li, X.M., Xiao, S.T. & Fan, W.H. 2018. Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals. *J. Soils Sed.* 18: 1701-1719.
- Penttinen, R. 2001. Maaperän ja pohjaveden kunnostus – yleisimpien menetelmien esittely. - Suomen ympäristökeskuksen moniste 227. 51 s.
- Perelo, L.W. 2010. In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *J. Hazard. Mat.* 177(1–3):81–89. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.090>
- Persaud, D., Jaaguagi, R. & Hayton, A. 1993. Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario, Ontario Ministry of the Environment, Toronto. 27 pp.
- Petrucci, E., Montanaro, D. & Merli, C. 2011. Sequential extraction analysis provides decision-making tools for the use of contaminated sediments. *Chemistry and Ecology* 27(S1): 107-118. doi: 10.1080/02757540.2010.536155

- Pino-Herrera, D.O., Pechaud, Y., Huguenot, D., Esposito, G., van Hullebusch, E.D. & Oturan, M.A. 2017. Removal mechanisms in aerobic slurry bioreactors for remediation of soils and sediments polluted with hydrophobic organic compounds: an overview. *J. Hazard. Mat.* 339: 427-449.
- Reis, E., Lodolo, A. & Miertus, S. 2007. Survey of sediment remediation technologies. <https://clui-in.org/download/contaminantfocus/sediments/Survey-of-sediment-remediation-tech.pdf> [Vierailtu 3.6.2021].
- Ritter, K.J., Bay, S.M. Smith, R.W., Vidal-Dorsch, D.E. & Field, L.J. 2012. Development and evaluation of sediment quality guidelines based on benthic macrofauna responses. *Int. Environ. Assess. Manag.* 8: 610-624.
- Rukijkanpanich, J. & Thongchai, N. 2019. Burned brick production from residues of quarrying process in Thailand. *J. Build. Eng.* 25: 100811. <https://doi.org/10.1016/j.jobee.2019.100811>
- Röper, H. & Netzband, A. 2011. Assessment Criteria for Dredged Material with special focus on the North Sea Region. Hamburg Port Authority. Germany. [http://sednet.org/download/Dredged\\_Material\\_Criteria\\_North\\_Sea\\_0611.pdf](http://sednet.org/download/Dredged_Material_Criteria_North_Sea_0611.pdf) [Vierailtu 3.8.2021].
- Sahlin, S. & Ågerstrand, M. 2018. Copper in sediment EQS data overview. ACES report 28. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES). Stockholm University. 35 p.
- Samaksaman, U., Peng, T.H., Kuo, J.H., Lu, C.H. & Wey, M.Y. 2016. Thermal treatment of soil co-contaminated with lube oil and heavy metals in a low-temperature two-stage fluidized bed incinerator. *Appl. Therm. Eng.* 93: 131-138.
- Samuelsson, G.S., Hedman, J.E., Elmquist Kruså, M., Gunnarsson, J.S. & Cornelissen, G. 2015. Capping in situ with activated carbon in Trondheim harbor (Norway) reduces bioaccumulation of PCBs and PAHs in marine sediment fauna. *Mar. Environ. Res.* 109: 103-112.
- Sapota, G., Dembska, G., Bogdaniuk, M. & Holm, G. 2012. Environmental policy and legislation on dredged material in the Baltic Sea Region – analysis. Conference: Baltic International Symposium (BALTIC), 2012 IEEE/OES. doi: 10.1109/BALTIC.2012.6249171
- Schropp, S. J. 1988. A guide to the interpretation of metal concentrations in estuarine sediments. For the Florida Department of Environmental Protection. 74 p.
- Schaanning, M. & Allan, I. 2012. Field experiment on thin-layer capping in Ornefjorden and Eidangerfjorden, Telemark. Functional response and bioavailability of dioxins 2009-2011. NIVA:6285-2012.
- Simpson, S.L., Batley, G.E. & Chariton, A.A. 2013. Revision of the ANZECC/ARMCANZ sediment quality guidelines. CSIRO Land and Water Report 8/07, Lucas Heights, NSW, Australia.
- Simpson, S., & Batley, G. 2016. Sediment Quality Assessment. A practical guide. Second edition. 345 pp. ISBN 9781486303854 (epdf)
- SLC, MDDEDQ & EC 1992. Interim Criteria for Quality Assessment of St. Lawrence River Sediment, St. Lawrence Centre, Ministère De L'Environnement du Quebec, Environment Canada, Montreal.
- Snellings, R., Cizer, O., Horckmans, L., Durdzinski, P.T., Dierckx, P., Nielsen, P., Van Balen, K. & Vandewalle, L. 2016. Properties and pozzolanic reactivity of flash calcined dredging sediments. *Appl. Clay Sci.* 129: 35-39.
- Song, B., Zeng, G., Gong, J., Liang, J., Xu, P., Liu, Z., Zhang, Y., Zhang, C., Cheng, M., Liu, Y., Ye, S., Yi, H. & Ren, X. 2017. Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environ. Int.* 105: 43-55.
- Staniszewska, M. & Boniecka, H. 2018. Dangerous compounds in the dredged material from the sea – Assessment of the current approach to the evaluation of contaminations based on the data from the Polish coastal zone (the Baltic Sea). *Mar. Poll. Bull.* 130: 324-334.
- Stronkhorst, J., Ariese, F., van Hattum, B., Postma, J.F., de Kluijver, M., Den Besten, P.J., Bergman, M.J., Daan, R., Murk, A.J. & Vethaak, A.D. 2003. Environmental impact and recovery at two dumping sites for dredged material in the North Sea. *Environ. Pollut.* 124(1): 17-31.
- Stuer-Lauridsen, F., Geertz-Hansen, O., Jürgensen, C., Lassen, C. & Mogensen, A.S. 2005. Omfang og konsekvenser af forskellige strategier for håndtering af forurende sedimenter 34, Miljøstyrelsen.
- Sun, H., Xu, X., Gao, G., Zhang, Z. & Yin, P. 2010. A novel integrated active capping technique for the remediation of nitrobenzene-contaminated sediment. *J. Hazard. Mater.* 182(1-3): 184-190. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.013>
- Swartz, R.C., DeBen, W.A. & Cole, F.A. 1979. A bioassay for the toxicity of sediment to marine macrobenthos. *Water Pollut Control Fed* 51: 944-950.
- Swedish Environmental Protection Agency (EPA) 2002. Methods for inventories of contaminated sites. Environmental quality criteria. Guidance for data collection. Report, Fälth and Hässler Värnamo. 5053.

- Tick, G. R., Harvell, J. R. & Murgulet, D. 2015. Intermediate-scale investigation of enhanced-solubilization agents on the dissolution and removal of a multicomponent dense nonaqueous phase liquid (DNAPL) source. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(11): 1-21.
- Todaro, F., De Gisi, S. & Notarnicola, M. 2016. Contaminated marine sediments: Waste or resource? An overview of treatment technologies. *Proc. Environ. Sci., Engin. Manag.* 3-4: 157-164.
- Thompson, R. & Wasserman, H. 2015. Sediment Quality Guidelines (SQGs): A Review and Their Use in Practice. <https://www.geoengineer.org/education/web-class-projects/cee-549-geoenvironmental-engineering-fall-2015/assignments/sediment-quality-guidelines-sqgs-a-review-and-their-use-in-practice> [Vierailtu 2.6.2021].
- Tornero, V., Hanke, G., & the MSFD Expert Network on Contaminants 2019. Marine chemical contaminants – support to the harmonization of MSFD D8 methodological standards: Matrices and threshold values/reference levels for relevant substances. EUR 29570 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi:10.2760/052740, JRC114795.
- Tuomikoski, M. 2008. Pilaantuneita maita sisältävien sementti- ja bitumistabiloitujen kenttärakenteiden toimivuus. - Pirkanmaan ympäristökeskuksen monistesarja 40. Ammattikorkeakoulututkinnon opinnäytetyö. Ympäristötekniikan koulutusohjelma. Visamäki. 23.5.2008.
- USACE 2004. Evaluating environmental effects of dredged material management alternatives—a technical framework. United States Army Corps of Engineers and United States Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- USACE 2007. Role of the Federal Standard in the Beneficial Use of Dredged Material from US Army Corps of Engineers New and Maintenance Navigation Projects Beneficial Uses of Dredged Materials, U.S. Army Corps of Engineers and US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA. 1996. ECO Update on Ecotox Thresholds. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 540/F-95/038. January. <https://www.epa.gov/risk/ecotox-thresholds> [Vierailtu 19.1.2022].
- US EPA 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol. Appendix E: Toxicity Reference Values, U.S. Environmental Protection Agency, Region 6 Multimedia Planning and Permitting Division, Washington, DC. 43 pp.
- US EPA 2003. Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Endrin. EPA- 600-R-02-009. Office of Research and Development, Washington, DC.
- US EPA 2005a. Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Metal Mixtures (Cadmium, Copper, Lead, Nickel, Silver and Zinc). EPA-600-R-02-011. Office of Research and Development. Washington, DC 20460.
- US EPA 2005b. Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites. United States Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Report No. EPA-540-R-05-012. <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/sediment/guidance.htm>.
- Usman, M., Faure, P., Ruby, C. & Hanna, K. 2012. Remediation of PAH-contaminated soils by magnetite catalyzed Fenton-like oxidation. *Appl. Catal. B Environ.*, 117–118: 10–17.
- Usman, M., Hanna, K. & Hölderlin, S. 2016. Fenton oxidation to remediate PAHs in contaminated soils: a critical review of major limitations and counterstrategies. *Sci. Total Environ.* 569-570: 179-190.
- US Navy 2003. US Naval Facilities Engineering Command. Implementation Guide for Assessing and Managing Contaminated Sediment at Navy Facilities. UG-2053-ENV. March 2003.
- Vallius, H. 2015. Applying sediment quality guidelines on soft sediments of the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Mar. Poll. Bull.* 98: 314-319.
- Vandenbossche, M., Jimenez, M., Casetta, M. & Traisnel, M. 2014. Remediation of heavy metals by biomolecules: a review. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 45: 1644–1704.
- Vekariya, R.L. 2017. A review of ionic liquids: applications towards catalytic organic transformations. *J. Mol. Liq.* 227: 44-60.
- Velimirovic, M., Tosco, T., Uyttebroek, M., Luna, M., Gastone, F., De Boer, C., Klaas, N., Sapion, H., Eisenmann, H., Larsson, P.-O., Braun, J. Sethi, R. & Bastiaens, L. 2014. Field assessment of guar gum stabilized microscale zerovalent iron particles for in situ remediation of 1,1,1-trichloroethane. *J. Contam. Hydrol.* 164: 88–99.
- Verbruggen, E., Posthumus, R. & Wezel, A. 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground) water: updated proposals for first series of compounds. RIVM rapport 711701 023.
- Vivien, R., Casado-Martínez, C., Lafont, M. & Ferrari, B.J.D. 2020. Effect Thresholds of Metals in Stream Sediments Based on In Situ Oligochaete Communities. *Environments* 7, 31: 1-15. doi:10.3390/environments7040031

- Voulvolis, N., Arpon, K.D. & Giakoumis, T. 2017. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Sci. Total. Environ.* 575: 358-366.
- Wang, L., Tsang, D.C.W. & Poon, C. 2015. Green remediation and recycling of contaminated sediment by waste-incorporated stabilization/solidification, *Chemosphere* 122: 257-264.
- Wenning, R.J., Batley, G.E., Ingersoll, C.G. & Moore, D.W. 2005. Use of sediment-quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA.
- WSDE 1995, Washington Administrative Code - Title 173, Chapter 204, Sediment Management Standards, Washington State Department of Ecology, Olympia.
- Ye, J., Chen, X., Chen, C. & Bate, B. 2019. Emerging sustainable technologies for remediation of soils and groundwater in a municipal solid waste landfill site-a review. *Chemosphere* 227: 681-702.
- YM (Ympäristöministeriö) 2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. <http://hdl.handle.net/10138/136564>
- YM (Ympäristöministeriö) 2015. Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2015. ISBN 978-952-11-4449-3. [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH\\_1\\_2015.pdf?sequence=1](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/154833/OH_1_2015.pdf?sequence=1)
- YM (Ympäristöministeriö) 2019. Jätteen luokittelu vaaralliseksi jätteeksi – päivitetty opas. Ympäristöministeriön julkaisuja 2019:2. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-001-9>
- Yu, Q., Yan, Y., Lin, H., Li, H., Zheng, Y., Jiao, B., Yu, L. & Li, D. 2020. Biosurfactants enhanced electrokinetic treatment of Cr from chromite ore processing residue based on chemical fractions. *J. Water Process Eng.* 36: 101252. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101252>
- Zalewska, T. & Danowska, B. 2017. Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 118(1-2): 281-288.
- Zhang, C., Zhu, M.-Y., Zeng, G.-M., Yu, Z.-G., Cui, F., Yang, Z.-Z. & Shen, L.-Q. 2016. Active capping technology: a new environmental remediation of contaminated sediment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(5): 4370-4386. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6076-8>
- Zhang, Y., Labianca, C., Chen, L., De Gisi, S., Notarnicola, M., Guo, B., Sun, J., Ding, S. & Wang, L. 2021. Sustainable ex-situ remediation of contaminated sediment: A review. *Environ. Poll.* 287: 117333. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117333>.
- Zhou, Q., Zhang, L., Chen, J., Xu, B., Chu, G. & Chen, J. 2016. Performance and microbial analysis of two different inocula for the removal of chlorobenzene in biotrickling filters. *Chem. Eng. J.* 284: 174-181.
- Zhu, T., Cao, T., Ni, L., He, L., Yi, C., Yuan, C. & Xie, P. 2016. Improvement of water quality by sediment capping and re-vegetation with *Vallisneria natans* L.: a short-term investigation using an in-situ enclosure experiment in Lake Erhai, China. *Ecol. Eng.* 86: 113-119.
- Zoubair, L., Adeline, S., Laurent, C.S., Yoann, C., Truce, H.T., Benoît, L.G. & Federico, A. 2007. The use of the Novosol process for the treatment of polluted marine sediment. *J. Hazard. Mat.* 148: 606-612.



## Liitteet

### Liite 1. Euroopan valtioiden metallien ja puolimetallien raja-arvoja sedimentille

**Meristrategiadirektiivin raportointia varten Euroopassa käytössä olevia metallien ja puolimetallien raja-arvoja sedimentille (Tornero ym. 2019).**

Alkuperäisestä lähteestä poiketen taulukosta on poistettu Bulgaria, Kroatia, Viro ja Irlanti, joilla ei ollut tietoja kyseisiä haitta-aineita koskien. Taulukossa olevien lisäksi Italia monitoroi sedimentistä seuraavia: alumiini, antimoni, barium, boori, beryllium, mangaani, vanadiini, koboltti, rauta ja seleeni. Näitä ei kuitenkaan ole sisällytetty meristrategiadirektiivin raportointiin eikä käytetty mahdollinen raja-arvo ole tiedossa. Vastaavasti Ranska monitoroi sedimentistä molybdeeniä, kobolttia ja seleeniä ja Romania bariumia sekä Bulgaria alumiinia.

Aine	Raja-arvo	Kypros	Suomi	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alankomaat	Puola	Romania	Espanja	Iso-Britannia
		mg/kg kuivapainoa											
Arseeni ja sen yhdisteet	US ERL											8,2	
	Kansallinen laatunormi				40		12 (TEL)						
Kadmium (Cd)	US ERL			1,2	1,2						1,2	1,2	1,2
	Laatustandardi (QS) sedimentille, johdettu EQS-arvoja muodostettaessa		2,3		2,3					2,3			
	Tausta-arvo BAC							0,15				0,15	
	Kansallinen laatunormi						0,3 (TEL)	0,3 (Italian)					
	Trendin seuranta	X						X	X				
Muu seuranta						Vertailu puhtaisiin							
Lyijy (Pb)	US ERL			46,7	46,7						46,7	46,7	46,7
	Laatustandardi (QS) sedimentille, johdettu EQS-arvoja muodostettaessa		120		120					120			

Aine	Raja-arvo	Kypros	Suomi	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alankomaat	Puola	Romania	Espanja	Iso-Britannia
		mg/kg kuivapainoa											
	Tausta-arvo BAC							30				30	
	Kansallinen laatunormi						30 (TEL)	30 (Italian)					
	Trendin seuranta	X						X	X				
	Muu seuranta					Vertailu puhtaisiin							
Elohopea (Hg) ja sen yhdisteet	Tausta-arvo BAC							0,045				0,045	
	Kansallinen laatunormi						0,3 (TEL)	0,3 (Italian)					
	Trendin seuranta	X						X	X				
	US ERL			0,15	0,15							0,15	0,15
Nikkeli ja sen yhdisteet	US ERL			21							21		
	kansallinen laatunormi							30 (TEL)	30 (Italian)				
	Muu seuranta					Vertailu puhtaisiin							
Kromi ja sen yhdisteet	US ERL			81							81		
	Kansallinen laatunormi				640		50 (Cr) TEL 2 (Cr VI) TEL						
	Muu seuranta					Vertailu puhtaisiin							
	US ERL			34							34		

Aine	Raja-arvo	Kypros	Suomi	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alankomaat	Puola	Romania	Espanja	Iso-Britannia
		mg/kg kuivapainoa											
Kupari ja sen yhdisteet	Kansallinen laatunormi				160								
	Muu seuranta					Vertailu puhtaisiin	monitoroi sedimentistä, ei raportoida MSD:ssä						
Sinkki ja sinkkiyhdisteet	US ERL			150									
	Kansallinen laatunormi				800								
	Muu seuranta					Vertailu puhtaisiin	monitoroi sedimentistä, ei raportoida MSD:ssä						

## Liite 2. Euroopan valtioiden meristrategiadirektiivin raportointia varten käytössä olevia prioriteettilistan haitta-aineiden raja-arvoja sedimentille

Euroopan valtioissa meristrategiadirektiivin raportointia varten käytössä olevia prioriteettilistan aineiden raja-arvoja sedimentille Tornero ym. (2019), Italian osalta täydennetty lähteen Maggi ym, 2013 perusteella. Alkuperäisestä lähteestä (Tornero ym. 2019) poiketen taulukosta on poistettu Bulgaria, Suomi ja Irlanti, koska sedimenttien osalta ei ollut tietoja, Suomi käyttää HELCOM QS arvoa raportoinnissaan TBT:lle.

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
Aklonifeeni	muu seuranta				Monitoroi sedimentistä									
Alakloori	muu seuranta							Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin						
Atrasiini	muu seuranta				Monitoroi sedimentistä			Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin						
Bentseeni	muu seuranta				Monitoroi sedimentistä			Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin						
Bifenoksi	muu seuranta				Monitoroi									
	HELCOM													

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
polybromatut difenyylietterit (8, 47, 99, 100, 153 ja 154)	0,31 mg/kg k.p.													
	Trendin seuranta								X	X				X
Klorfenvinfossi	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin						
Kloorialkaanit, C 10-13	Trendin seuranta								X					
	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin									
Klooripyrifossi	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin						
Sybutryni	Muu seuranta				Monitoroi sedimentistä									
Sypermetriini (α- + β- + q- + z-isomeerien summa)	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD				Monitoroi sedimentistä					

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
					rapor- tointiin									
1,2- dikloorietaani	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						
Dikloorimetaani	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin									
Diklorovossi	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						
Dikofoli	Trendi								X					
	Muu seuranta	Monitoroi												
di(2-etyyli- heksyyli)ftalaat- ti (DEHP)	Trendi								X					
	Muu seuranta	Monitoroi			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD						

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
					rapor- tointiin			rapor- tointiin						
Dioksiini ja dioksiinin kaltaiset yhdisteet (7 PCDD + 10 PCDF+ 12 PCB) <sup>1</sup>	Kansallinen laatu­normi							TEL 0,002 µg/kg TEQ						
	Trendi								X					
	Muu seuranta				Monitoroi									
PCB 105	Muu seuranta				Monitoroi		Monitoroi	Monitoroi						
PCB 118	OSPAR EAC Trendin seuranta				0,6 µg/kg k.p.	0,6 µg/kg k.p.				X		0,6 µg/kg k.p.		0,6 µg/kg k.p.
PCB 156	Muu seuranta				Monitoroi		Monitoroi	Monitoroi						
Diuron	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin			Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin						
Endosulfaani	Muu seuranta				Monitoroi (α ja β) mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin									
	Trendin seuranta								X					

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
Heptakloori- heptakloori- epoksidi	Muu seuranta	Monitoroi					Monitoroi raportoi erikseen	Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin				Monitoroi heptaklooria		
Heksabromi- syklododekaani	Laatu- standardit (QS) sedimentille, johdettu EQS- arvoja muodostet- taessa 170 µg/kg dw													
	Trendin seuranta								X					
	Muu seuranta	Monitoroi												
Heksakloori- bentseeni	US ERL				20 µg/kg k.p.							20 µg/kg k.p.	20 µg/kg k.p.	
	Tausta- arvo BAC												0,16 µg/kg k.p.	
	Kansallinen laatumnormi							TEL 0,4 µg/kg k.p.	0,4 µg/kg k.p.					
	Trendin seuranta								X					
	Muu seuranta						Monitoroi							
Heksakloori- butadieeni	Trendin seuranta							X						



Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
	Muu seuranta	Monitoroi					Monitoroi							
Heksakloori- sykloheksaani (isomeerien seos: α-HCH, β-HCH, γ- HCH, ja d- HCH)	Trendin seuranta						Monitoroi	Monitoroi	X					
α-HCH								TEL 0,2 µg/kg k.p.	0,2 µg/kg k.p.					
γ-HCH (lindaani)	US ERL				3 µg/kg k.p. monitoroi myös β- HCH:tä, ja myös d-HCH:tä							3 µg/kg k.p.	3 µg/kg k.p.	
	Tausta- arvo BAC												0,13 µg/kg k.p.	
	Kansalli- nen laatunormi							TEL 0,2 µg/kg k.p. monitoroi myös β- HCH:tä, sama arvo ja myös d-HCH:tä						
Isoproturoni	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
Nonyylifenoli (25154-52-3), sisältäen 4- nonyylifenolin (104-40-5) ja 4- nonyylifenolin (haaroittunut) (84852-15-3)	Muu seuranta				Monitoroi sedimen- tistä									
Oktyylifenoli	Muu seuranta				Monitoroi sedimen- tistä									
Pentakloori- bentseeni	Trendin seuranta								X					
	Muu seuranta	Moni- toroi sedimen- tistä												
Pentakloori- fenoli	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						
Perfluorioktaa- nisulfonaatti PFOS	Trendin seuranta								X					
	Muu seuranta				Monitoroi sedimen- tistä									
Bentso(a)- pyreeni	US ERL				430 µg/kg k.p.	430 µg/kg k.p.						430 µg/kg k.p.	430 µg/kg k.p.	430 µg/kg k.p.
	Tausta- arvo BAC												8,2 µg/kg k.p.	

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
	Kansalli- nen laatunormi		30 µg/kg k.p.					TEL 30 µg/kg k.p.	30 µg/kg k.p.					
	Trendin seuranta								X	X				
	Muu seuranta						Monitoroi							
Bentso(a)- fluoranteeni	kansalli- nen laatunormi							TEL 40 µg/kg k.p.						
	Muu seuranta		Monitoroi		Monitoroi	Monitoroi	Monitoroi					Monitoroi	Monitoroi	
Bentso(g,h,i)- peryleeni	US ERL				85 µg/kg k.p.	85 µg/kg k.p.						85 µg/kg k.p.	85 µg/kg k.p.	
	Tausta- arvo BAC												6,9 µg/kg k.p.	
	Kansalli- nen laatunormi							55 µg/kg k.p.						
	Trendin seuranta									X				
	Muu seuranta		Monitoroi				Monitoroi							
Bentso(k)- fluoranteeni	Kansalli- nen laatunormi							20 µg/kg k.p.						
	Muu seuranta		Monitoroi		Monitoroi		Monitoroi					Monitoroi	Monitoroi	
Indeno(1,2,3- cd)pyreeni	US ERL				240 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p.					240 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p.	
	Tausta- arvo BAC												8,3 µg/kg k.p.	

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
	Kansalli- nen laatumormi							70 µg/kg k.p.						
	Trendin seuranta									X				
	Muu seuranta		Monitoroi				Monitoroi							Monitoroi
Antraseeni	Laatustan- dardit (QS) sedimen- tille, johdettu EQS- arvoja muodostet- taessa 170 µg/kg dw					24 µg/kg k.p.								
	US ERL				85 µg/kg k.p.	85 µg/kg k.p.						85 µg/kg k.p.	85 µg/kg k.p.	85 µg/kg k.p.
	Tausta- arvo BAC												1,8 µg/kg k.p.	
	Kansalli- nen laatumormi							24 µg/kg k.p.	24 µg/kg k.p.					
	Trendin seuranta								X	X				
	Muu seuranta	Monitoroi	Monitoroi				Moni- toroi							
Fluoranteeni	Laatustan- dardit (QS) sedimen- tille, johdettu EQS-										2000 µg/kg k.p.			

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
	arvoja muodostet- taessa													
	US ERL				600 µg/kg k.p.	600 µg/kg k.p.						600 µg/kg k.p.	600 µg/kg k.p.	600 µg/kg k.p.
	Tausta- arvo BAC												14,4 µg/kg k.p.	
	Kansalli- nen laatumormi							110 µg/kg k.p.	110 µg/kg k.p.					
	Trendin seuranta								X	X				
	Muu seuranta	Monitoroi	Monitoroi				Monitoroi							
Naftaleeni	US ERL				160 µg/kg k.p.	160 µg/kg k.p.						160 µg/kg k.p.		
	Kansalli- nen laatumormi							35 µg/kg k.p.	35 µg/kg k.p.					
	Trendin seuranta									X				
	Muu seuranta		Monitoroi				Monitoroi							
kinoksifeeni	Trendi								X					
	Muu seuranta		Monitoroi											
Simatsiini	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD						

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
					rapor- tointiin			rapor- tointiin						
terbutryyni	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin									
Tributyylitina (TBT), sisältää tributyylitina- kationin	HELCOM QS					1,6 µg/kg k.p. (5% TOC)								
	Kansalli- nen laatumormi			0,02 µg/kg k.p.				5 µg/kg k.p.	5 µg/kg k.p.					
	Trendin seuranta								X	X				
	Muu seuranta		Monitoroi											
Trikloori- bentseeni (kaikki isomeerit)	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						
Trikloori- metaani	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin									

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
Trifluraliini	Kansalli- nen laatumormi			3140 µg/kg k.p.										
	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						
Hiilitetrakloridi	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin									
Aldriini	Kansalli- nen laatumormi							0,2 µg/kg k.p.						
	Muu seuranta						Monitoroi					Monitoroi	Monitoroi	
Dieldriini	US ERL				0,02 µg/kg k.p.							0,02 µg/kg k.p.	0,02 µg/kg k.p.	
	Tausta- arvo BAC												0,19 µg/kg k.p.	
	Kansalli- nen laatumormi							0,2 µg/kg k.p.						
	Muu seuranta						Monitoroi							
Endriini	Muu seuranta						Monitoroi	Monitoroi				Monitoroi	Monitoroi	

Aine	Raja-arvo	Kroatia	Kypros	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Malta	Alanko- maat	Puola	Roma- nia	Espanja	Iso- Britan- nia
Isodriini	Muu seuranta						Monitoroi	Monitoroi					Monitoroi	
DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Muu seuranta						Monitoroi	Monitoroi						
DDT	Kansalli- nen laatunormi							1 µg/kg k.p.(Mag gi ym, 2012)						
	Muu seuranta						Monitoroi					Monitoroi	Monitoroi	
DDD	Kansalli- nen laatunormi							0,8 µg/kg k.p.(Mag gi ym, 2012)						
DDE	Kansalli- nen laatunormi							1,8 µg/kg k.p.(Mag gi ym, 2012)						
Tetrakloori- etylenei	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD raportointiin						
Trikloori- etylenei	Muu seuranta				Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin			Monitoroi mutta ei ole sisältynyt MSD rapor- tointiin						



<sup>1</sup> Sisältää 7 polykloorattua dibentso-p-dioksiinia (PCDDs), 10 polykloorattua dibentsofuraania (PCDFs) ja 12 dioksiinin kaltaista polykloorattua bifenyylä (PCB kongeneerit 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, ja 189)

### Liite 3. Euroopan valtioiden viitearvoja muille kuin prioriteettilistan haitallisille aineille

**Esimerkkejä Euroopan valtioiden käyttämistä sedimentin viitearvoista muille kuin prioriteettilistan haitallisille aineille.** Lista ei ole täysin kattava ja valtiot, kuten Italia, monitoroivat sedimentistä myös muutamia muita aineita, mutta raja-arvoja ei ole esitetty (Tornero ym. 2019). Alkuperäisestä lähteestä poiketen taulukosta on poistettu Irlanti, Bulgaria, Kroatia, Kypros, Malta, Puola ja Suomi.

Aine	Raja-arvo	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Alankomaat	Romania	Espanja	Iso-Britannia
Polybromatut difenyylietterit PBDE	Muu seuranta		Monitoroi kongeeria 209	Monitoroi kongeneereja 66, 85, 183 ja 209			Monitoroi kongeneereja 118, 138 ja 180		Monitoroi kongeneereja 85 ja 183	Monitoroi kongeeria 209
Dibutyylitina ioni	Kansallinen laatu­normi Trendin seuranta Muu seuranta	0,02 µg/kg k.p.	Monitoroi	0,1 mg/kg k.p.		Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin	X			
Monobutyylitina ioni	Kansallinen laatu­normi Trendin seuranta Muu seuranta	0,02 µg/kg k.p.	Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin			Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin	X			
Tetrabutyylitina	Kansallinen laatu­normi	0,02 µg/kg k.p.		0,04 mg/kg k.p.						
Trifenyyli­titina ja yhdisteet	Kansallinen laatu­normi	0,02 µg/kg k.p.		0,02 µg/kg k.p.						
PCB 28	OSPAR EAC		1,7 µg/kg k.p.	1,7 µg/kg k.p.			1,7 µg/kg k.p.	1,7 µg/kg k.p.		1,7 µg/kg k.p.

Aine	Raja-arvo	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Alankomaat	Romania	Espanja	Iso-Britannia
	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi				
PCB 52	OSPAR EAC		2,7 µg/kg k.p.	2,7 µg/kg k.p.			2,7 µg/kg k.p.	2,7 µg/kg k.p.		2,7 µg/kg k.p.
	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi				
PCB 101	OSPAR EAC		3 µg/kg k.p.	3 µg/kg k.p.			3 µg/kg k.p.	3 µg/kg k.p.		3 µg/kg k.p.
	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi				
PCB 138	OSPAR EAC		7,9 µg/kg k.p.	7,9 µg/kg k.p.			7,9 µg/kg k.p.	7,9 µg/kg k.p.		7,9 µg/kg k.p.
	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi				
PCB 153	OSPAR EAC		40 µg/kg k.p.	40 µg/kg k.p.			40 µg/kg k.p.	40 µg/kg k.p.		40 µg/kg k.p.
	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi				
PCB 180	OSPAR EAC		24 µg/kg k.p.	24 µg/kg k.p.			24 µg/kg k.p.	24 µg/kg k.p.		24 µg/kg k.p.
	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi				
Summa (PCB 28, 52, 77, 81, 101,118, 126, 128, 138, 153, 156, 169, ja 180)			Monitoroi myös PCB 31 ja 47			8 µg/kg k.p.				
Asenafteeni	Muu seuranta		Monitoroi		Monitoroi	Monitoroi		Monitoroi		
Bentso(a)antraseeni	US ERL		261 µg/kg k.p.	261 µg/kg k.p.			261 µg/kg k.p.	261 µg/kg k.p.	261 µg/kg k.p.	261 µg/kg k.p.
	Tausta-arvo BAC								7,1 µg/kg k.p.	
	Muu seuranta				Monitoroi					

Aine	Raja-arvo	Viro	Ranska	Saksa	Kreikka	Italia	Alankomaat	Romania	Espanja	Iso-Britannia
Bentso(a)pyreeni	Muu seuranta				Monitoroi	Monitoroi			Monitoroi	
Kryseeni	US ERL Tausta-arvo BAC Muu seuranta		384 µg/kg k.p.	384 µg/kg k.p.		Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin		384 µg/kg k.p.	384 µg/kg k.p. 8 µg/kg k.p.	384 µg/kg k.p.
Fenantreeni	US ERL Tausta-arvo BAC Muu seuranta		240 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p.		Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin	240 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p. 7,3 µg/kg k.p.	240 µg/kg k.p.
Pyreeni	US ERL Tausta-arvo BAC Muu seuranta		665 µg/kg k.p.	665 µg/kg k.p.		Monitoroi mutta ei ole sisällynyt MSD raportointiin	665 µg/kg k.p.	665 µg/kg k.p.	665 µg/kg k.p. 11,3 µg/kg k.p.	665 µg/kg k.p.

## Liite 4. PNEC/QSsed kynnysarvoja haitalliselle aineelle

INERIS-instituutin laatimat PNEC/QSsed kynnysarvot yli 140 haitalliselle aineelle. Listaa täydennetään heidän toimestaan edelleen.

CAS Nro	Aine/yhdiste	PNEC / QSsed (mg/kg k.p.)
85535-85-9	C14-C17-Kloorialkaani	5
3209-22-1	1,2-Dikloori-3-nitrobentseeni	0,006
99-54-7	1,2-Dikloori-4-nitrobentseeni	0,005
611-06-3	1,3-Dikloori-4-nitrobentseeni	0,0123
123-91-1	1,4-Dioksaani	43,3
106-89-8	1-Kloori-2,3-epoksipropaani (epikloorihydriini)	0,002
107-98-2	1-Metoksi-2-propanoli	9,04
88-12-0	1-Vinyyli-2-pyrrolidinoni	0,0518
79-94-7	Tetrabromibisfenoli A	0,69
994-05-8	2-Metoksi-2-metylibutaani (TAME)	0,0713
107-41-5	2-Metyyli-2,4-pentaanidioli (heksyynglykoli)	0,295
88-72-2	2-Nitrotolueeni	0,0534
95-76-1	3,4-Dikloorianiliini	0,1
505-32-8	Isofytoli	15
16470-24-9	Tetranatrium-4,4'-bis((4-(bis(2-hydroksietyyli)amino)-6-(4-sulfonaattoaniliino)-1,3,5-triatsin-2-yyli)amino)stilbeeni-2,2'-disulfonaatti. Fluoresoiva valkaisuaine	4,3
95-80-7	2,4-Tolueenidiamiini	0,24
81-14-1	Myskiketoni (3,5-dinitro-2,6-dimetyyli-4-tert-butyyliaasetofenoni)	0,5
119-47-1	6,6'-di-tert-Butyyli-2,2'-metyleenidi-p- kresoli	2
88-60-8	6-tert-Butyyli-m-cresol	0,15
83-32-9	Asenafteeni	0,0444
112-07-2	2- Butoksietyyliaasettaatti	0,713
108-65-6	1,2-Propanidiolimonometyylietteriaasettaatti	0,715
108-05-4	Vinyyliaasettaatti	0,0127
75-05-8	Asetonitrili	0,55
98-73-7	4-tert-Butylibentsoehappo	0,0016
79-11-8	Kloorietikkahappo	0,001
103-11-7	Akrylihappo	0,052
107-13-1	Akrylinitrili	0,0126
62-53-3	Aniliini	0,153
120-12-7	Antraseeni	0,024
1912-24-9	Atratsiini	0,0052
25057-89-0	Bentatsoni	0,546
100-52-7	Bentsaldehydi	2,14
67774-74-7	Bentseeni, C10-13 alkyylijohdannaiset	0,32
50-32-8	Bentso(a)pyreeni	2,497

CAS Nro	Aine/yhdiste	PNEC / QSsed (mg/kg k.p.)
80-05-7	Bisfenoli-A	0,026
106-99-0	1,3-Butadieeni	0,0621
111-76-2	Etyleeniglykolimonobutyylietteri	13,7
85-68-7	Butyylibentsyyliftalaatti	1,72
85535-84-8	C10-13-Kloorialkaanit	0,88
7440-43-9	Kadmium	2,3
56-23-5	Hiilitetrakloridi	0,0058
1698-60-8	Kloridatsoni (pyratsoni)	0,015
108-42-9	3-Kloorianiliini	0,007
106-47-8	4-Kloorianiliini	0,002
108-90-7	Klooribentseeni	0,158
75-45-6	Klooridifluorimetaani (Freon 22)	0,416
67-66-3	Kloroformi	0,45
108-43-0	3-Kloorifenoli	0,029
106-48-9	4-Kloorifenoli	0,009
126-99-8	Kloropreeni	0,123
108-41-8	3-Klooritolueeni	0,072
106-43-4	4-Klooritolueeni	0,252
3327-22-8	3-Kloori-2-hydroksipropyylitrimetyyliammoniumkloridi	0,116
3033-77-0	2,3-Epoksipropyylitrimetyyliammoniumkloridi	0,0313
10108-64-2	Kadmiumkloridi	2,3
107-64-2	Dimetyyliidioktadekyyliammoniumkloridi	55
7775-11-3	Natriumkromaatti	31
7440-50-8	Kupari	0,8
98-82-8	Kumeeni	0,937
1163-19-5	Dekabromidifenyylieetteri	384
117-81-7	DHEP bis(2-Etyyliheksyyli)ftalaatti	100
142-71-2	Kuparidiasetaatti	0,8
95-76-1	3,4-Dikloorianiliini	0,1
541-73-1	1,3-Diklooribentseeni	0,417
106-46-7	1,4-Diklooribentseeni	0,211
75-34-3	1,1-Dikloorietaani	0,132
107-06-2	1,2-Dikloorietaani	1,35
120-83-2	2,4-Dikloorifenoli	0,035
542-75-6	1,3-Diklooripropeeni	0,002
120-36-5	Dikloroppi	0,003
7447-39-4	Kuparidikloridi	0,8
683-18-1	Butyyliinadikloridi	0,01
7789-09-5	Ammoniumdikromaatti	31
7778-50-9	Kaliumdikromaatti	31

CAS Nro	Aine/yhdiste	PNEC / QSsed (mg/kg k.p.)
10588-01-9	Natriumdikromaatti	31
20427-59-2	Kuparidihydroksidi	0,8
60-51-5	Dimetoaatti	0,00008
84-74-2	Dibutyyliftalaatti	1,2
121-14-2	2,4-Dinitrotolueeni	0,00673
122-39-4	Difenyyliamiini	0,0246
112-18-5	Dodekyylimetyyliamiini	16,2
206-44-0	Fluoranteeni	0,129
86-73-7	Fluoreeni	0,0482
58-89-9	HCH-gamma (Lindaani)	0,0103
3194-55-6	Heksabromisyklododekaani	0,86
25637-99-4	Heksabromisyklododekaani (HBCDD)	0,086
118-74-1	Heksaklooribentseeni	0,0169
87-68-3	Heksaklooributadieeni	0,493
77-47-4	Heksakloorisyklobutadieeni	0,00281
67-72-1	Heksakloorietaani	0,047
7439-92-1	Lyijy	53,4
330-55-2	Linuroni	0,06
7439-97-6	Elohopea	9,3
10265-92-6	Metamidofossi	0,004
1746-81-2	Monolinuroni	0,002
81-15-2	Myskiksyleeni	18,3
91-20-3	Naftaleeni	0,138
98-95-3	Nitrobentseeni	0,127
25154-52-3	Nonyylifenoli	0,18
25154-52-3	Nonyylifenoli ja sen etoksylaattit CASRN84852153	0,18
84852-15-3	4-Nonyylifenoli, haaroittunut	0,18
90-04-0	o-Anisidiini	0,008
32536-52-0	Oktabromidifenyylisidi	127
1306-19-0	Kadmiumoksidi	2,3
1317-38-0	Kupari(II)oksidi	0,8
1317-39-1	Kupari(I)oksidi	0,8
75-56-9	Propyleenioksidi	0,0432
1634-04-4	Metyylitertiäributyylieetteri	2,05
301-12-2	Oksidemetonimetyyli	0,0006
32534-81-9	Pentabromidifenyylieetteri	1,55
608-93-5	Pentaklooribentseeni	0,4
87-86-5	Pentakloorifenoli	0,119
109-66-0	Pentaani	0,424

CAS Nro	Aine/yhdiste	PNEC / QSsed (mg/kg k.p.)
1763-23-1	PFOA (Perfluorioktaani happo) PFOS (johdannaiset)	0,067
2795-39-3	Kaliumheptadekafluorioktaani-1-sulfonaatti (PFOS)	0,067
29081-56-9	Ammoniakkiperfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS)	0,067
70225-14-8	Heptadekafluoro-oktaanisulfonihappo (PFOS)	0,067
29457-72-5	Litiumperfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS)	0,067
115-96-8	Tris(2-Kloorietyyli)fosfaatti	0,2
14816-18-3	Foksiimi	0,00007
84-74-2	Dibutyyliftalaatti	1,2
110-85-0	Piperatsiini	0,75
709-98-8	Propaniili	0,008
122-34-9	Simatsiini	0,0155
100-42-5	Styreeni	0,34
10124-36-4	Kadmiumsulfaatti	3
7758-98-7	Kuparisulfaatti	0,8
1306-23-6	Kadmiumsulfidi	3
127-18-4	Tetrakloorietyleeni	277
56-23-5	Hiilitetrakloridi	0,0058
108-88-3	Tolueeni	1,576
688-73-3	Tributyylitina	0,000022
36643-28-4	Tributyylitina-kationi	0,000022
52-68-6	Trikloorifoni	0,0000005
120-82-1	1,2,4-Triklooribentseeni	0,09
71-55-6	1,1,1-Trikloorietaani	0,066
79-01-6	Trikloorietyleeni	0,316
1582-09-8	Trifluraliini	3,14
1333-82-0	Kromitrioksidi	31
1309-64-4	Antimonitrioksidi	1,24
108-38-3	m-Ksyleeni	0,015
95-47-6	o-Ksyleeni	0,006
106-42-3	p-Ksyleeni	0,0153
1330-20-7	Ksyleenit	0,00605
7440-66-6	Sinkki	37







ISBN 978-952-11-5494-2 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)