

147

Jaana Sorvari ja Timo Assmuth

Saastuneiden maa-alueiden kohdekohtainen riskinarviointi

- tilanne Suomessa

147

Jaana Sorvari ja Timo Assmuth

Saastuneiden maa-alueiden kohdekohtainen riskinarviointi

- tilanne Suomessa

Helsinki 1999
SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS

ISBN 952-11-0449-X
ISSN 1455-0792

Painopaikka: Oy Edita Ab
Helsinki 1999

ALKUSANAT

Saastuneista alueista aiheutuvien terveys- ja ympäristöriskien arviointi on Suomessa varsin uusi ja kehittyvä toiminta-alue. Riskinarviointi on usein todettu tarpeelliseksi menettelyksi etenkin isoissa kohteissa, joissa halutaan rajata kunnostettavia osa-alueita tai määritellä reunaehtoja, joiden pohjalta riskinhallintatoimenpiteet voidaan toteuttaa suppeampina ja kustannustehokkaammin. Riskinarvioinnin ensisijaisena tehtävänä on palvella riskinhallintatoimia koskevaa päätöksentekoa, tämän ohella se tuottaa tietoa myös muuta kohdearviointia varten.

Kohteessa tehtävä yksityiskohtainen riskinarviointi vaatii usein huomattavasti resursseja ja aikaa. Arvioinnin onnistumisen edellytyksiä ovat riittävä ja huolellinen suunnittelu ja tapaukseen soveltuvien menetelmien kriittinen käyttö. Riskinarvioinnin tavoitteiden ja lähtökohtien sekä rajoitteiden tulisi olla selvät, jotta arvioinnin tuloksia voidaan tehokkaasti hyödyntää päätöksenteossa.

Käsillä oleva selvitys tehtiin taustatyönä Ympäristöministeriön rahoituksella Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) kemikaaliyksikössä hankkeessa "Saastuneiden alueiden riskinarviointi ja pitoisuusrajat". Selvitystä varten käytiin läpi Suomessa toistaiseksi tehtyjä saastuneita maa-alueita koskevia kohdekohtaisen riskinarvioinnin raportteja ja lupapäätöksiä sekä näiden taustadokumentteja. Tarkastelussa kiinnitettiin huomiota käytettyihin arviointimenetelmiin, arvioinnin lähtökohtiin, rajauksiin ja tulosten tulkintaan sekä dokumentointiin. Selvityksen ensisijaisena tavoitteena oli toimia lähtökohtana valmistellulle suomenkieliselle saastuneiden alueiden riskinarviointi-oppaalle.

Tekijät kiittävät kaikkia työtä edesauttaneita, taustamateriaalia toimittaneita sekä raporttiluonnosta kommentoineita henkilöitä alan asiantuntijayrityksissä, Ympäristöministeriössä, alueellisissa ympäristökeskuksissa sekä SYKEssä.

Helsingissä helmikuussa 1999

SISÄLLYS

ALKUSANAT	3
1 JOHDANTO	7
1.1 Selvityksen tausta ja tavoitteet	7
1.2 Riskinarvioinnin käsitteistö	7
1.3 Riskityypit	9
1.4 Riskinarvioinnin tasot	10
1.5 Kvantitatiivisen kohdekohtaisen riskinarvioinnin yleinen sisältö	11
1.6 Riskinarvioinnin yhteys lainsäädäntöön	13
2 AINEISTON HANKINTA JA KUVAUS	14
2.1 Tietolähteet, tiedonhankintamenetelmät ja rajaukset	14
2.2 Kohteiden sijoittuminen ja ympäristöolot	15
2.3 Riskinarviointien määrä ja jakautuminen	15
2.4 Tehtyjen kunnostussuunnitelmien ja -päätösten yleiset perusteet	17
3 KVALITATIIVISET RISKINARVIOINNIT	18
3.1 Riskinarviointien yleinen sisältö	18
3.2 Terveysriskien arvioinnit	18
3.3 Ekologisten riskien arvioinnit	19
4 KVANTITATIIVISET TERVEYSRISKIEN ARVIOINNIT	20
4.1 Arviointien lähtökohdat, tavoitteet, kontekstit ja yleiset lähestymistavat ..	20
4.2 Arviointien perustana olleiden tausta-aineistojen määrä ja laatu	20
4.2.1 Kohdetiedot	21
4.2.2 Muut tiedot	21
4.3 Riskinarviointien metodiikka	22
4.3.1 Arvioinnin rajaukset	22
4.3.2 Altistuksen arviointi	22
4.3.3 Vaikutusten arviointi	23
4.3.4 Ainesosien riskien arviointi	24
4.3.5 Mallien käyttö	25
4.3.6 Epävarmuuden tarkastelu	26
4.4 Riskinarvioinnin tulosten tulkinta ja hyödyntäminen	26
4.5 Riskinarvioinnin dokumentointi	27
5 ARVIOINTIEN ORGANISOINTI, RESURSOINTI JA MUUT PUITTEET	28
6 YHTEENVETO	29
7 RISKINARVIOINNIN KEHITYSTARPEET JA SUOSITUKSET	30
7.1 Kehitystarpeita	30
7.2 Suositukset	31
7.2.1 Saastuneen maan ohjeiden ja yleisten tavoitepitoisuuksien käyttö	31
7.2.2 Kohdekohtaisen riskinarvioinnin suoritus, taustatietojen keruu ja raportointi	31
KÄYTETYT LYHENTEET	34
KIRJALLISUUS	35
MUUT OLENNAISET KIRJALLISUUSLÄHTEET	36
KUVAILULEHDET	37

1 JOHDANTO

1.1 Selvityksen tausta ja tavoitteet

Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojektissa (SAMASE) inventoitiin Suomessa 10 600 mahdollisesti saastunutta maa-aluetta (Puolanne ym. 1994). Alueiden kokonaismäärän arvioitiin olevan kaksinkertainen. Kohteista muutama tuhat sijaitsee asuinalueella tai yhdyskuntien vedenhankinnalle tärkeällä pohjavesialueella. Erityisesti näitä joudutaan kunnostamaan terveyteen ja ympäristöön kohdistuvien uhkien / vaarojen vuoksi. Joskus kunnostukseen voivat olla synnä rakennustekniset tekijät. Riskinarvioinnilla voidaan määrittää saastumisesta aiheutuvat uhkatekijät saastuneella alueella ja kunnostuksessa syntyvien saastuneiden maamassojen sijoituspaikalla. Riskinarvioinnin tarkoituksena on tuottaa tietoa kunnostustoimiin ja maankäyttöön liittyvää päätöksentekoa varten.

Tässä selvityksessä luodaan katsaus kemiallisesti saastuneiden maa-alueiden riskinarvioinnin tilaan Suomessa. Tärkeimpänä tavoitteena oli selvittää nykyiset arviointikäytännöt ja tehtyjen arviointien taso sekä tunnistaa mahdolliset puutteet ja kehitystarpeet. Aineistossa oli mukana 89 kohdetta.

Selvityksessä ei oteta yksityiskohtaisesti kantaa siihen, missä tarkastelluista tapauksissa kvantitatiivinen kohdekohtainen riskinarviointi (ks. määritelmä kpl 1.4) olisi ollut tarpeellinen. Käytössä olleen aineiston puutteellisuudesta johtuen tämän arvioiminen ei ollut mahdollista.

Selvitys liittyy Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) tutkimus- ja kehittämisohjelman hankkeeseen 'Saastuneiden alueiden riskinarviointi ja pitoisuusrajat'. Hankkeessa on lisäksi julkaistu selvitys ja ehdotuksia haitallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä (Assmuth 1997) sekä tuotettu ja valmisteltu muita julkaisuja ja aineistoja. Käsillä olevan selvityksen tarkoituksena on antaa pohjatietoja muille arviointimenetelmiä koskeville esityksille, esim. riskinarviointioppaalle.

1.2 Riskinarvioinnin käsitteistö

Saastuneisiin alueisiin liittyvän riskinarvioinnin terminologia on vaihtelevaa. Riskinarvioinnin synonyyminä on joissain yhteyksissä käytetty termiä riskianalyysi. Useimmiten riskianalyysillä kuitenkin tarkoitetaan riskinarviointia suppeampaa, riskien suuruuden tarkasteluun rajoittunutta prosessia. Tässä raportissa käytettävät käsitteet on kuvattu taulukossa 1.

Taulukko 1. Selvityksessä käytettävät käsitteet.

Termi	Selitys
<i>saastunut maa-alue</i>	alueellisesti suhteellisen rajattu, vähitellen tai äkillisesti yhden tai usean päättäneen tai edelleen jatkuvan toiminnon seurauksena syntynyt maa-alue, jossa haitallisen aineen tai tekijän pitoisuus ylittää huomattavasti kyseessä olevan alueen luontaisen pitoisuuden ja aineen kokonaismäärä on maaperässä merkittävä tai saastuminen aiheuttaa maankäytöstä ja ympäristöolosuhteista johtuen merkittävää välitöntä tai välillistä vaaraa luonnolle, ympäristölle tai terveydelle; alue voi sisältää myös vesistösedimenttejä (Puolanne ym. 1994)
<i>riski</i>	1) haitallisen tapahtuman esiintymistodennäköisyys ja tapahtuman vakavuuden funktio 2) todennäköisyys, jolla jokin tekijä aiheuttaa kohteelle tiettyä haittaa tai vaaraa
<i>riskinarviointi (RA)</i>	menettely, jossa tunnistetaan, määritetään ja luonnehditaan riskejä
<i>kvalitatiivinen RA</i>	riskinarviointimenettely, jossa riskejä arvioidaan laadullisesti, sanalliseen tai graafiseen kuvaukseen perustuen
<i>kvantitatiivinen RA</i>	riskinarviointimenettely, jossa riskejä arvioidaan määrällisesti (lukuarvoina tai lukuarvojen jakaumina), matemaattiseen esitykseen perustuen
<i>altistus</i>	1) toksikologia: haitallisen aineen otto tai kertyminen eliöön, kuvataan saasteen ottona (ainemäärä aikayksikössä), annoksena (ainemäärä aikayksikössä eliön painoa kohti) tai elimistöön (kudokseen) kertyneenä pitoisuutena 2) RA: saasteen pitoisuus tai määrä joka on kontaktissa kohdeorganismiin
<i>fugasiteetti</i>	1) aineen pyrkimys siirtyä yhdestä väliaineesta (maa, vesi, ilma) toiseen 2) kemikaalin taipumus "paeta" toiseen faasiin
<i>ekvivalenttipitoisuus</i>	aineen pitoisuus, joka saadaan kertomalla todellinen, mitattu pitoisuus ns. ekvivalenttikertoimella (TEF), ilmaisu käytetään kemiallisesti samankaltaisista aineista kuten PCDD-, PCDF- ja PCB-yhdisteistä; ekvivalenttikerroin on kerroin, joka ottaa huomioon aineen toksisuuden suhteessa aineryhmän toksisimpaan aineeseen (esim. dioksiineilla toksisin isomeeri on 2,3,7,8-TCDD, jonka TEF = 1, kaikkien muiden isomeerien TEF on siten <1)
<i>multimediamalli</i>	malli, jossa tarkastellaan aineen leviämistä useammassa kuin yhdessä väliaineessa (maa, vesi, ilma)
<i>saastuneen maan ohjearvo</i>	aine- tai aineryhmäkohtainen pitoisuusraja, jota käytetään alustavassa maan saastuneisuuden määrittelyssä, ohjearvoja ovat tavoitearvot (ns. "puhdas" maa) ja raja-arvot (saastunut maa) (Assmuth 1997)

Riskejä arvioidaan saasteiden käyttäytymisen, toksisuuden ja muiden ominaisuuksien sekä kohteen ja altistuvien kohdeorganismien ominaisuuksien perusteella. Riskinarviointi sisältää arvion kohdeorganismien altistumismahdollisuuksista ja aineen vaikutusmahdollisuuksista kohdeorganismissa eli ns. annos-vaste-yhteyden arvioinnin. Pelkkä haitan tai vaaran arviointi ilman altistuksen kuvausta esim. eri väliaineisiin päätyvien pitoisuuksien arviointi ja mahdollisten vaikutusten kuvaus ei siis ole riskinarviointia vaan pikemminkin osa riskien tunnistamista (vrt. kuva 1 s.11). Sisällön ja laajuuden perusteella voidaan määritellä eri tasoilla tapahtuvia riskinarviointeja (ks. tarkemmin kpl 1.4).

1.3 Riskityypit

Saastuneista alueista aiheutuvia riskejä voivat olla

- ihmiseen kohdistuvat *terveysriskit*
- ympäröivään elolliseen luontoon kohdistuvat *ekologiset riskit*
- mm. kunnostustoimista ja rajoitetusta maankäytöstä aiheutuvat *taloudelliset riskit*
- *esteettiset ja psykologiset riskit*
- *muut sekundääriset riskit.*

Saastuneiden alueiden kohdekohtainen riskinarviointi on toistaiseksi rajoittunut lähes yksinomaan kahteen ensin mainittuun. Myös tässä selvityksessä keskitytään näihin.

Saastuneen alueen toksikologiset riskit voivat perustua erityisesti seuraaviin haitta-aineen ominaisuuksiin tai vaikutuksiin:

- karsino- tai tumorigenisuuteen eli syöpävaarallisuuteen tai ominaisuuteen aiheuttaa pahanlaatuisia kasvaimia
- mutageenisuuteen ja muuhun genotoksisuuteen eli kykyyn aiheuttaa muutoksia perintötekijöissä ja perimävaurioita
- lisääntymis- ja kehitystoksisuuteen, esim. teratogeenisuuteen eli kykyyn aiheuttaa epämuodostumia
- hepato- tai nefrotoksisuuteen eli myrkyllisyyteen maksalle tai munuaisille
- neurotoksisuuteen eli myrkyllisyyteen hermostolle ja käyttäytymistoksisuuteen
- herkistävyteen ja immunotoksisuuteen
- syövyttävyyteen
- narkoottisiin ja systeemitoksiisiin vaikutuksiin kuten mm. soluhengityksen estymiseen.

Vaikutukset voivat olla letaaleja eli tappavia tai subletaaleja sekä akuutteja eli nopeasti ilmaantuvia, subakuutteja tai kroonisia. Ne voivat ilmetä useilla eri ekologisilla tasoilla kuten molekyyli-, solu-, kudosa-, yksilö-, populaatio- tai yhteisötasolla. Vakavat subletaalit krooniset populaatio- ja yhteisötason vaikutukset voivat olla keskeisiä, toisaalta ne ovat erityisen huonosti tunnettuja. Saastuneiden maa-alueiden vaikutuksia arvioitaessa pääkriteerinä on pidetty syöpävaarallisuutta, usein liiankin yksinomaisesti (mm. U.S.A:ssa).

Ekologisen riskinarvioinnin tavoitteena on määrittää, miten alueen saastukset muuttavat maaperän ja muun elollisen ja elottoman ympäristön rakennetta, tilaa ja toimintaa. Ekologisen riskinarvioinnin ohella puhutaan usein ekotoksikologisesta arvioinnista, joka on suppeampi, eliöissä ilmeneviin myrkyvaikutuksiin rajoittuva käsite. Käytännössä

saastuneiden alueiden ekologisessa arvioinnissa on toistaiseksi keskitytty ekotoksikologisiin riskeihin.

Taloudelliset riskit perustuvat suurelta osin toksikologisiin ja erityisesti ihmisen terveyteen kohdistuviin riskeihin tai niihin liittyviin epäilyihin, jotka saattavat asettaa vaatimuksia mm. alueen rakennettavuudelle ja käytölle. Taloudellisia riskejä aiheuttavat myös mm. mahdolliset maaperän, pohjaveden tai pintaveden pilaantumisesta aiheutuvat kunnostuskustannukset, taloudellisesti tärkeiden juomavesi- ja ravintolähteiden (esim. kalasto, ravintokasvit) saastuminen ja rakenteiden vaurioitumisesta aiheutuva omaisuuden arvonlasku.

Omaisuukselle aiheutuneet riskit voivat olla myös esteettisiä. Lisäksi *esteettisiä riskejä* ovat kulttuuri- tai luontomaiseman tuhoutumisesta aiheutuvat menetykset, hajuhaitat tms.

Psykologiset (ja psykososiaaliset) riskit ovat ns. välillisiä riskejä ja ne liittyvät ihmisten pelkoihin mahdollisista terveys- ja ympäristövaikutuksista, vaikutuksista alueen arvostukseen, yhteiskuntarakenteeseen jne.

Sekundäärisiin riskeihin luetaan mm. ravintoketjujen kautta tapahtuvasta, saastuneesta alueesta peräisin oleville haitta-aineille altistumisesta aiheutuvat riskit. Nämä voivat ilmetä esimerkiksi ekosysteemin kohdistuvina ekologisina riskeinä. Muita sekundäärisiä riskejä voivat olla mm. valumavesien ja saastuneiden pintavesien aiheuttamat riskit jätevesien puhdistusjärjestelmille sekä maaperässä ilmenevät sortuma- ja painumariskit.

1.4 Riskinarvioinnin tasot

Saastuneen alueen riskinarvioinnin laajuuden ja sisällön perusteella voidaan erottaa useita, sisällöltään ja / tai menetelmiltään toisistaan eroavia arvioinnin tasoja (kuva 1). Varsinaista kohdekohtaista riskinarviointia ovat lähinnä muut tasot kuin ylimpänä mainittu eri kohteiden vertailu.



Kuva 1. Saastuneen alueen riskinarvioinnin tasot.

Kvalitatiivisessa vertailussa muihin kohteisiin riskejä pyritään arvioimaan laadullisesti vastaavantyyppisissä kohteissa aiemmin todettujen riskien perusteella.

Riskien tunnistamisen tasolla arvioidaan alueesta aiheutuvat uhkat ympäristölle ja / tai ihmisen terveydelle kvalitatiivisesti / puolikvantitatiivisesti haitta-aineiden ja ympäristön ominaisuuksien perusteella sekä vertaamalla pitoisuuksia ohjearvoihin.

Deterministisessä arvioinnissa riskeille lasketaan lukuarvoja. Vaikka riskejä tarkastellaan todennäköisyyksinä, niitä käsitellään yhtenä lukuna eli piste-estimaattina.

Stokastisessa arvioinnissa otetaan huomioon ilmiöiden satunnainen ja systemaattinen vaihtelu ja epävarmuus. Riskit ilmaistaan siten pikemminkin jakaumien ym. tilastollisten kuvaajien perusteella kuin piste-estimaatteina.

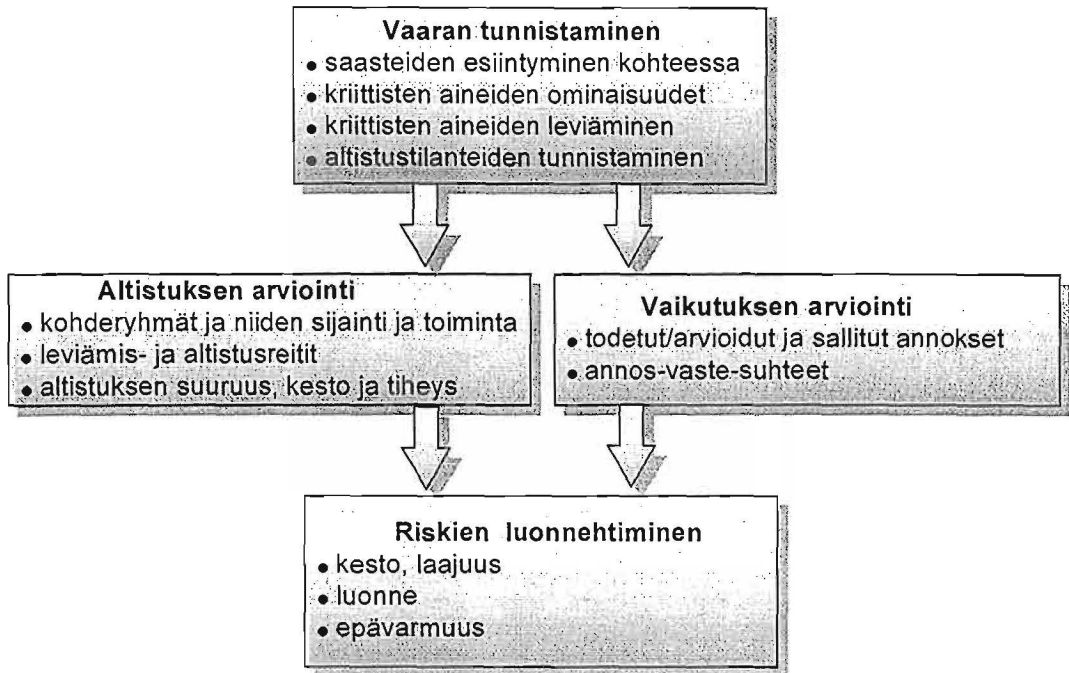
Riski-hyöty-analyysi on arviointitapa, jossa verrataan riskien suuruutta ja merkitystä kunnostustoimilla saavutettaviin hyötyihin. Luonnontieteellisten perusteiden lisäksi otetaan huomioon riskeihin liittyvät yhteiskunnalliset, taloudelliset, poliittiset, teknologiset ja arvostukselliset näkökohdat. Riski-hyöty-analyysiä voidaan tehdä sekä deterministisin että stokastisin menetelmin.

1.5 Kvantitatiivisen kohdekohtaisen riskinarvioinnin yleinen sisältö

Tässä selvityksessä pääpaino on kvantitatiivisissa riskinarvioinneissa (ks. riskinarvioinnin tasot, kuva 1). Nämä pohjautuvat

- saastuneen alueen haitta-aineiden pitoisuuksiin, maaperän ja muun ympäristön yleisiin ominaisuuksiin, altistuviin eliöihin jne. kohdistuviin mittauksiin
- muihin mm. haitta-aineiden toksisuuteen ja ominaisuuksiin liittyviin määrällisiin tutkimustuloksiin
- muihin tietoihin ja mallien avulla tapahtuviin arvioihin.

Keskeisenä pyrkimyksenä kvantitatiivisessa kohdekohtaisessa arvioinnissa on ilmaista riskien suuruudet lukuarvoina. Tällaista riskinarviointia voidaan kuvata vaiheittain etenevällä toimintakaaviolla (kuva 2).



Kuva 2. Kohdetutkimuksiin ja muihin taustatietoihin perustuvan, saastuneiden alueiden kvantitatiivisen kohdekohtaisen riskinarvioinnin osat ja vaiheet.

Vaaran (ja riskin) tunnistamisvaiheessa selvitetään kohteessa olevat haitalliset aineet. Vaaran pääpiirteitä arvioidaan aineiden ja niiden leviämisreittien sekä vaikutuskohteiden perusteella. Leviämisen arvioimiseksi tarvitaan tietoja aineiden kemiallisista ja fysikaalisista ominaisuuksista sekä niiden käyttäytymisestä kohteen tyypisessä ympäristössä. Kun leviämisreitit ovat tiedossa, voidaan tunnistaa mahdolliset altistustilanteet ja edelleen arvioida vaikutukset karkeasti.

Altistuksen arvioinnissa selvitetään kriittisiksi tunnistettujen aineiden olennaisimmilla reiteillä tärkeimmille eliöille aiheuttaman altistuksen suuruutta, tiheyttä ja kestoja. Ensin määritetään laskennallisesti aineiden jakautuminen eri ympäristönsiin. Tarkasteltavia ympäristönsia ovat kohteesta riippuen pinta- ja pohjavesi, kiinteä aines kuten maaperä, sedimentti ja kasvillisuus sekä ilma. Altistuminen voi tapahtua ruoansulatuksen, hengityselimistön tai ihon kautta. Kirjallisuudessa on esitetty useita, erilaisiin altistustilanteisiin ja kohteisiin soveltuvia laskentakaavoja. Altistusarvioita voidaan todentaa mittauksin altistuvista eliöistä ja niiden ottamista aineksista.

Vaikutusarvioinnissa aiemmista tutkimuksista saadut tiedot altistuksen ja kohdeorganismissa todettujen vaikutusten välisestä yhteyksistä sovelletaan tarkasteltavaan alueeseen. Lähteenä ovat kvantitatiiviset ja kvalitatiiviset, mm. vaikutustapoja koskevat, toksikologiset ja epidemiologiset tiedot. Kvantitatiivisessa vaikutusarvioinnissa käytetään yleisesti alimpia todettuja, useimmiten laboratorioeläinkokeista saatuja, haitattomia tai haitallisia pitoisuus- tai annosarvoja kuten NOAEL- ja LOAEL-arvoja tai ennustettuja haitattomia arvoja eli PNEC-arvoja. Lisäksi käytetään tietoja kudosten pitoisuuksista ja vastaavista todetuista vaikutuksista, jos tällaisia tietoja on käytettävissä.

Vaikutusarvioita todennetaan epidemiologisilla tutkimuksilla, biomarkkereilla, biologisilla kartoituksilla ja kohteesta otetuilla näytteillä tehtävillä toksisuustesteillä.

Riskien luonnehtiminen käsittää tunnistettujen vaikutusten ajallisen ja alueellisen laajuuden ja luonteen kuten vaikutustyyppin, vakavuuden ja merkityksen kuvauksen. Riskien luonnehtimiseen kuuluu epävarmuuden arviointi, jota tehdään myös altistus- ja vaikutusarvioinnin yhteydessä mm. selvitettyä vaihtelua.

Kaikkiin riskinarvioinnin vaiheisiin liittyy epävarmuutta. Sitä aiheutuu mittauksista, käytettävistä arviointimalleista, päätöksentekoon sisältyvistä valinnoista ja arviointimalleissa käytettävien muuttujien luonnollisesta vaihtelusta. Mm. vaikutustiedon puute, eri tutkimuksista saatujen tulosten epäselvyys tai ristiriitaisuus sekä tutkimusten laadun ja merkittävyyden vaihtelu ovat yleisiä ongelmia taustatiedon soveltamisessa.

1.6 Riskinarvioinnin yhteys lainsäädäntöön

Suomen lainsäädännössä ei ole olemassa suoranaisia riskinarviointia koskevia säännöksiä. Eräiden lakien toteuttaminen edellyttää kuitenkin jonkinasteista riskinarviointia. Esimerkiksi saastuneiden alueiden kunnostushankkeiden lupakäsittely ja menettelyssä annettavan luvan sisältö määräytyvät käytännössä riskinarvioinnin perusteella.

Saastuneiden maa-alueiden kunnostustapauksissa voidaan soveltaa jätehuoltolakia (JHL 21 §, 21 a § ja 33 §) ja vuoden 1994 alussa voimaan tullutta jätelakia (24 §, 42 §, 55 § ja 57 §) (Tuomainen ja Tuomala 1997). Joissain tapauksissa voidaan soveltaa muiden ympäristönsuojeluun liittyvien lakien yleisiä säännöksiä. Luvan tarve määräytyy saastumisen laajuuden ja merkittävyyden ja kiireellisyyden perusteella. Kunnostuspäätöksiin ja kunnostuksen lupamääräyksiin voidaan sisällyttää selvittämisen-, puhdistamisen-, saastuneen maamassan käsittely- ja alueen jälkiseurantavelvollisuuksia. Näiden tarkoituksena on torjua saastumisesta, kunnostustoimista ja saastuneiden maamassojen sijoittamisesta aiheutuvia vaaroja ja haittoja, jotka voivat johtaa terveys- ja ympäristöriskeihin. Saastuneiden maamassojen käsittely tai loppusijoitus kohteen ulkopuolella edellyttää erillistä ympäristölupaa, ongelmajätteen käsittelylupaa tai hyväksytyssä jätehuoltosuunnitelmassa määriteltäviä oikeutta käsitellä saastuneita massoja.

Haittojen ja riskien arviointimenetelmistä sekä sallituista maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksista voidaan antaa jätelakia täsmentäviä valtioneuvoston (VN) yleisiä määräyksiä (26 §) (Jätelaki 1993). Tällaiset saastuneita alueita koskevat määräykset puuttuvat toistaiseksi (tilanne marraskuussa 1998). Ympäristöministeriössä on kuitenkin valmisteilla VNp 'maa-alueiden ja sen maaperän saastuneisuuden selvittämisestä ja puhdistustarpeen arvioinnista'. Päätöksen on määrä astua voimaan 1.5.1999 ja siinä määriteltäisiin mm. aine- ja aineryhmäkohtaiset saastuneen maan ohjearvot eli tavoite- ja raja-arvot (Seppänen 1998).

Jätehuolto- ja jätelain lisäksi saastuneen maa-alueen kunnostuksessa tulee etenkin kaavoitukseen liittyen ottaa huomioon rakennuslaki, ympäristölupamenettelylaki, YVA-laki, vesilaki, terveydenhoitolaki sekä mm. muutamat kemikaaleja, työsuojelua, merten suojelua ja ilmansuojelua koskevat lait ja säädökset (Koskela ym. 1993).

Rakennushankkeiden yhteydessä riskinarviointi voi olla välttämätön, sillä rakennuslupa ja kaavoitusta koskevat rakennuslain säännökset edellyttävät riittäviä selvityksiä saastuneen alueen tilasta ja saastumisen vaikutuksista. Rakennuslain nojalla rakentaminen voidaan kieltää rakennuslupavaiheessa, mikäli alueen voidaan todeta aiheuttavan terveydellistä haittaa. Saastuneen tai saastuneeksi epäillyn alueen tila ja mahdolliset riskit tulisikin arvioida jo ennen varsinaisen kaavoitusprosessin käynnistämistä.

2 AINEISTON HANKINTA JA KUVAUS

2.1 Tietolähteet, tiedonhankintamenetelmät ja rajaukset

Selvityksessä käytiin läpi

- a) kaikki saastuneita maa-alueita koskevat jätehuoltolain ja jätelain mukaisiin jätehuoltosuunnitelmiin ja -ilmoituksiin sekä jätelupahakemuksiin liittyvät hallintopäätökset vuosilta 1992-1997/7 ja näiden sisältämät yhteenedot kohteen saastuneisuuden ja mahdollisten haittojen / riskien arvioimiseen liittyvistä selvityksistä
- b) 1990-luvulla valtion jätehuoltotöinä tehtyjen kohteiden dokumentteja sekä
- c) SYKELLE lausuntopyyntöjen tms. yhteydessä v. 1990-1998/10 tullutta materiaalia.

Kohteiden kaavoitukseen sekä pohja- ja pintavesiolosuhteisiin liittyviä tietoja täydennettiin SYKEN 'Saha-alueiden dioksiinit'-projektissa (SADI) kerätyn aineiston (julkaisematon) sekä 'Saastuneiden maa-alueiden kartoitus'-projektin julkaisujen (Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja, julkaisut 363-375 1992&1993) avulla.

Kuvaus riskinarviointiin liittyvistä yleisistä resursseihin ja organisointiin liittyvistä ongelmista ja näiden taustalla olevista syistä pohjautuu eri yhteyksissä käytyihin keskusteluihin ja neuvotteluihin viranomaisten ja riskinarvioinnin eri osa-alueiden asiantuntijoiden kanssa sekä muissa yhteyksissä läpikäytyyn aineiston ulkopuoliseen materiaaliin (kohdeselvitykset, lausunnot, lupapäätökset yms.).

Tarkasteltavana olivat lähinnä teollisuudesta tai teollisuuteen rinnastettavasta jatkuvasta toiminnasta syntyneet alueellisesti rajatut kemiallisesti saastuneet alueet kuten saha- ja kyllästämöalueet, sekalaiset teollisuus- ja varastoalueet, huoltamot, kaatopaikat, ampumaradat ja kaivokset. Sekalaisiin teollisuus- ja varastoalueisiin kuuluvat tässä

alueet, joilla on harjoitettu mm. erilaisten raaka-aineiden prosessointia tuotteiksi, jätteiden tms. läjitystä tai käsittelyä sekä erilaisia varastointi-, huolto-, korjaamo- ja pesulatoimintoja. Aineisto ei sisältänyt onnettomuuksista, säiliövuodoista tms. satunnaisista päästöistä aiheutuneita maaperän saastumistapauksia. Se ei myöskään sisältänyt laajasti pohjavesien pilaantumistapauksia. Tarkasteltavana oli kaikkiaan 89 kohdetta. Näiden jakautuminen kohdetyypeittäin on esitetty jäljempänä (ks. taulukko 2 kpl 2.2).

2.2 Kohteiden sijoittuminen ja ympäristöolot

Alueen kaavoitustilanne on olennainen tekijä riskinarvioinnin tarpeesta ja sen laajuudesta sekä kunnostustavoitteista päätettäessä. Esim. asutus-, virkistys- tai teollisuuskäyttöön kaavoitetulla alueella riskien merkitys sekä keinot ja tarpeet niiden rajoittamiseksi poikkeavat toisistaan. Ympäristöoloista etenkin pohja- ja pintavesialueiden läheisyys on haitta-aineiden leviämisen ja altistumismahdollisuuksien kannalta tärkeää tietoa. Kaikista aineiston kohteista ei ollut saatavilla tietoa kaavoituksesta ja ympäristön ominaisuuksista (taulukko 2).

Taulukko 2. Aineiston sisältämien kohteiden (89 kpl) kaavoitustilanne sekä pohja- ja pintavesiolosuhteet.

Ympäristön herkkyys	Kohteiden määrä, kpl
Kaavoitus	
- asuinalueella	18
- virkistysalueella	3
Pohja- (pov) ja pintavesi (piv)	
- sijainti tärkeällä pov-alueella	13
- todettu pov:n saastuminen	24
- sijainti piv-alueella ¹	43

¹tarkkaa lukumäärä pintaveden saastumistapauksista ei ollut mittausten vähäisyyden, käytettävissä olleen dokumentoinnin puutteellisuuden ja päästölähteiden rajaamisvaikeuksien vuoksi saatavissa

Asuin- tai virkistyskäyttöön kaavoitetut alueet olivat tyypillisesti entisiä teollisuus-, saha- ja kyllästämöalueita.

2.3 Riskinarviointien määrä ja jakautuminen

Aineistosta oli löydettävissä ainoastaan muutamia kohteita, joissa oli tehty varsinaista riskinarviointia (vrt. Kpl 1.2 RA:n määritelmä). Muutamissa, pääasiassa entisiä huoltamoalueita koskevissa selvityksissä oli edetty aineiden leviämistä arvioivalle riskin tunnistustasolle asti. Kohdekohtaista kvantitatiivista riskinarviointia oli tehty neljässä kohteessa. Kaikki nämä sijaitsivat asuinalueiksi kaavoitetuilla alueilla.

Arvioinneissa oli keskitytty pääsääntöisesti terveysriskeihin (taulukko 3).

Taulukko 3. Aineiston sisältämät kvalitatiiviset ja kvantitatiiviset riskinarvioinnit (RA) jaoteltuna kohdetyypeittäin.

Kohdetyyppi	kpl	terveysriskit		ekologiset riskit
		kval. RA ¹ kpl	kvant. RA kpl	kval.+kvant. RA ² kpl
huoltoasema	30	10	0	0
saha	15	0	3	1
kyllästämö	8	3	0	1
teollisuusalue	28	8	1	0
kaatopaikka	4	0	0	0
ampumarata	2	0	1	1
kaivos	2	2	0	0
Yhteensä	89	23	5	3

¹ Sisältää myös suppeat, lähinnä riskien tunnistustasolle ulottuneet arvioinnit

² Sisältää sellaiset kohteet, joissa eko(toksiko)logista riskinarviointia on tehty erikseen. Mukaan ei ole luettu suppeita, terveysriskien arviointiin sisältyneitä, yleensä ilman selviä perusteluja esitettyjä sanallisia kuvauksia mahdollisista haitoista tai riskeistä (esim. ”ei aiheudu terveys- tai ympäristöhaittoja”). Nämä eivät täytä riskinarvioinnin määritelmässä (ks. kpl. 1.2.) kuvattua sisältöä.

Taulukoiden 2 ja 3 perusteella voidaan todeta vain neljänneksellä asuin- tai virkistysalueeksi kaavoitetulla ja noin kymmenesosalla pohjavesialueella sijaitsevalla saastuneella alueella suoritetun yksityiskohtaisempi kohdekohtainen kvantitatiivinen riskinarviointi. Muutamissa tapauksissa riskinarviointia ei ole tehty siksi, että on päädytty kunnostamiseen poistamalla kaikki saastunut maa-aines. Tällöin ei ole yleensä ollut tarvetta yksityiskohtaiseen riskinarviointiin.

Aineiston ulkopuolelta on tiedossa joitain eri tavalla otsikoituja, kvantitatiivista riskinarviointia sisältäviä kohdearviointeja, jotka ovat liittyneet mm. kaatopaikkoihin ja pohjavesien pilaantumistapauksiin. Etenkin Kärkölen tapauksessa on tutkittu varsin laajasti kloorifenoleilla saastuneen pohjaveden vaikutuksia mm. epidemiologisin ja ympäristön elämistön kohdistuvien tutkimuksin (Lampi 1996). Tällaiset vaikutusarviointia sisältävät raportit ja selvitykset eivät useinkaan ole olleet yhteydessä kunnostussuunnitteluun tai -päätöksiin, eikä riskinarviointia ole niissä aina tehty selvinä toimeksiantoina ja selvällä sisällöllä, vaan esim. yleisluonteisten tutkimusten, selvitysten ja valvonnan yhteydessä.

Varsinaista saastumisesta aiheutuvien ekotoksikologisten riskien arviointia oli tehty parissa aineiston sisältämässä kohteessa. Muutoin oli tyypillisesti rajoitettu toteamukseen ympäristöhaittojen vähäisyydestä ja pitoisuuksien vaarattomuudesta, yleensä ilman selviä perusteita.

Aineiston sisältämissä kohteissa ei oltu tehty taloudellisten riskien arviointia. Taloudellisten riskien arviointi on yleisesti ottaen ollut harvinaista ja ympäristön kunnostuksen

suunnittelusta ja toteutuksesta erillistä toimintaa ja riskejä on arvioitu lähinnä ympäristövahinkovakuutusten yhteydessä prosessiteollisuudessa. Ympäristövahinkosäädösten uusimisen myötä vakuutuksenotto on tullut pakolliseksi eräille toimialoille ja tietyn suuruisille toiminnoille, mikä tullee lisäämään myös saastuneiden alueiden taloudellisten riskien arviointia. Arviointitarvetta (mm. riski-hyöty-analyysillä) aiheuttavat myös muut syyt saastuneiden alueiden kunnostustoiminnan lisääntyessä ja vakiintuessa.

Saastuneiden alueiden esteettisiin vaikutuksiin ja niihin liittyviin riskeihin on toistaiseksi kiinnitetty huomiota lähinnä vain maankäytön suunnittelun yhteydessä eikä sielläkään eksplisiittisesti, varsinaisen riskianalyysin muodossa. Aineistossa oli muutamia kohteita, joita koskevissa dokumenteissa oli maininta mahdollisista hajuhaitoista ja niiden merkityksestä mm. kunnostuksen aikana. Esitettyjä lyhyitä päätelmiä esim. hajuhaittojen vähäisyydestä ei oltu perusteltu mittauksien, laskemien tms. avulla eikä riskejä varsinaisesti arvioitu. Muilta osin esteettisiä ja muita mahdollisia kuten psykologisia riskejä ei oltu arvioitu.

2.4 Tehtyjen kunnostussuunnitelmien ja -päätösten yleiset perusteet

Läpikäydyn aineiston perusteella voidaan todeta alueiden kunnostuspäätöksissä sovelletun lähes yksinomaan suoraan SAMASE-muistiossa v. 1994 (Puolanne ym. 1994) maaperälle esitettyjä yleisiä ohje- ja raja-arvoja, usein silloinkin, kun kohteessa on tehty jonkin tason riskinarviointi. Nämä ohje- ja raja-arvot perustuvat pitkälti ulkomaisiin ja etenkin Hollannissa esitettyihin ekotoksikologisesti painottuneisiin arvoihin. Näiden perusteena ovat yleensä erilaisilla testieliöillä määritetyt NOAEL- tai LOAEL-arvot. SAMASE-arvoja on muutamissa tapauksissa sovellettu virheellisesti suoraan myös sedimenttien saastuneisuuden määrittelyssä. Joidenkin aineiden osalta on tehty SAMASE-muistion ohje- ja raja-arvojen tarkistus viimeisimpien toksisuus- ja vaikutustietojen pohjalta (Assmuth 1997). Aineiston sisältämissä kohteissa ei kuitenkaan oltu vielä sovellettu näitä tarkistettuja arvoja.

Muutamissa aineiston sisältämissä, ennen SAMASE-muistion julkaisemista tehdyissä lupahakemuksissa, maaperän saastuneisuuden vertailukohtana oli käytetty mm. ulkomaisia vastaanvanlaisia case-tapauksia, hollantilaisia ohje- ja raja-arvoja sekä haitta-aineiden liukoisuutta kuvaavan liukoisuustestin pitoisuusrajoja. Yhdessä arvioinnissa kunnostuksen tavoitepitoisuuksiksi oli esitetty ulkomailla laadittuja, tiettyihin rajattuihin ekotoksikologisiin riskeihin perustuvia tavoitepitoisuuksia.

Pohjavesien tilan arvioinnissa oli käytetty etupäässä Sosiaali- ja terveysministeriön (STM) asettamia talousveden laatuvaatimuksia (STM 1994). Etenkin öljyhiilivety-yhdisteillä saastuneilla alueilla oli tarkasteltu haitta-aineiden pitoisuuksia ilmassa. Näille vertailukohdaksi oli useimmiten valittu WHO:n (World Health Organization 1984) tai Työministeriön (1996) työperäiselle altistukselle asettamat pitoisuusrajat. Muutamissa kunnostussuunnitelmissa arviointiperusteena oli käytetty varsin epätarkkaa hajukynnysmäärettä.

Muutamissa arviointiraporteissa oli tarkasteltu kriittisten haitta-aineiden taustapitoisuuksia. Selkeää vertailua mitattuihin pitoisuuksiin tai perusteellisempaa riskien luonnehdintaa ei kuitenkaan oltu tehty.

3 KVALITATIIVISET RISKINARVIOINNIT

3.1 Riskinarviointien yleinen sisältö

Aineistossa oli todettavissa useita kvalitatiivisella tasolla tehtyjä riskinarviointiotsikon alla esitettyjä osioita (ks. taulukko 2 s. 15).

Kvalitatiiviset arvioinnit olivat enimmäkseen hyvin pinnallisia ja ne rajoittuivat lähinnä vaaran / riskien tunnistustasolle asti. Monia keskeisiä asioita kuten leviämisreittejä, vaikutuskohteita ja vaikutustyyppisiä ei oltu tarkasteltu edes laadullisella tasolla. Riskeihin vaikuttavia tekijöitä ei selvästi ole pyritty tai kyetty tunnistamaan systemaattisesti ja riittävän laajasti. Arviointeja on tehty varsin kaavamaisesti etenkin huoltamotoinnin saastuttamille alueille.

Otsikoinnista huolimatta varsinaisesta riskinarvioinnista ei monissa tapauksissa voida puhua, koska kyseessä olivat pääosin lyhyet sanalliset kuvaukset riskien merkityksestä ja maaperätietojen perusteella arvioituista haitta-aineiden leviämismahdollisuuksista alueella, tyyliin 'leviämiskäyttöä pohjaveteen ei voida todeta johtuen pohjamaana olevasta savikerroksesta'. Riskinarviointi on siis jäänyt lähinnä vaaran tunnistamisen tasolle (ks. Riskinarvioinnin tasot, kuva 2), eikä ole siten vastannut RA:n määritelmässä kuvattua sisältöä (ks. kpl 1.2). Suunniteltujen kunnostustoimien merkityksestä oli yleensä todettu vain, että 'haitat vähenevät kunnostustoimien johdosta huomattavasti' tms. Selvät perusteet johtopäätöksille puuttuivat yleisesti.

Kvalitatiiviset arvioinnit kohdistuivat sekä terveysterveisiin että ekotoksikologisiin riskeihin. Kunnostuksen aikaisia riskejä oli tyyppillisesti arvioitu vain kvalitatiivisesti ja silloinkin vain lyhyeen sanalliseen kuvaukseen rajoittuen ja perusteita esittämättä. Yhdessä kohteessa oli tehty altistusmittauksia, joiden perusteella oli arvioitu kvalitatiivisesti kunnostuksen aikaisia riskejä. Kunnostuksen aikaisia riskejä oli kaikkiaan käsitelty vain muutamassa kohteessa.

Kvalitatiiviset arvioinnit ovat yleensä sisältyneet kunnostussuunitelmaraportteihin, joten niitä ei ole dokumentoitu erikseen. Muutamissa tapauksissa arviointi sisälsi ulkopuolisen asiantuntijan antaman laajahkon lausunnon. Kunnostustarpeen ja kohteen tilan arvioinnissa oli pitkälti pitäydtytty annettujen yleisten ohje- ja raja-arvojen soveltamisessa pyrkimättä tapauskohtaiseen tarkasteluun.

3.2 Terveysterveisten arvioinnit

Suppeissa kvalitatiivisissa terveysterveisten arvioinneissa kohteessa keskeisiä haitta-aineita ei ole aina pyritty tunnistamaan edes saastuttavia toimintoja ja tyyppisiä ainesosia koskevien tms. kvalitatiivisten tietojen nojalla. Niissä aineiston kohteissa, joissa kriittisten aineiden tunnistus oli tehty, riskinarvioinnin perustana oli käytetty näytteenottohetkellä todettuja haitta-ainepitoisuuksia ja pitäydtytty mahdollisten leviämisreittien kuvauksessa. Haitta-aineelle altistumisen ja vaikutusten kannalta olennaiset ominaisuudet kuten haihtuvuus, pysyvyys, muuntuminen jne. oli usein jäänyt huomiotta. Altistusreittejä ja olennaisia kohderyhmiä ei oltu juurikaan kuvattu. Kunnostuksen aikaiset

työperäiset riskit olivat monesti jääneet käsittelemättä. Erityisen niukkaa on ollut vasteiden kuvaus eli kuvaus siitä, minkä tyyppisiä terveysvaikutuksia kohteen haitta-aineista voi olla.

Etenkin suppeissa arvioinneissa riskien ajalliset ja alueelliset rajaukset puuttuivat tai ainakaan niitä ei oltu esitetty. Tehdyt johtopäätelmät vaikuttivat usein yksioikoisilta, joskus jopa riskejä vähätteleviltä ja ainakin riittämättömästi perustelluilta. Yksityiskoh- taisemman kuten kvantitatiivisen riskinarvioinnin ja lisäselvitysten tarvetta ei niinkään oltu arvioitu.

Aineistossa oli tarkasteltavana myös muutama varsin laaja kvalitatiivinen riskinarvioin- ti. Näissä maaperän saastuneisuutta, altistusmahdollisuuksia sekä haitta-aineiden kulkeutuvuutta, esiintymismuotoja ja vaikutuksia oli kuvattu osittain varsin tyhjentävästi. Maastotutkimukset, geofysikaaliset tutkimukset sekä pitoisuusmääritykset olivat olleet hyvinkin laajat ja perusteelliset. Joissain tapauksissa oli hyödynnetty aiempia epidemiologisia tutkimuksia vaikutusten kvalitatiivisessa kuvauksessa. Tulosten raportointi oli myös tyhjentävää sisältäen graafiset esitykset pitoisuusjakautumista ja näytteenottoverkostosta sekä tiedot olennaisista kohdetutkimuksista ja kohteen historias- ta. Laajuudestaan huolimatta riskinarviointi oli kuitenkin jäänyt pitkälti yleiselle vaikutusten kuvausten tasolle, eikä mahdollisia altistustilanteita kohteessa oltu käsitelty lähemmin. Ajallisia ja alueellisia rajoituksia ja altistuvia kohderyhmiä ei oltu kuvattu selkeästi.

3.3 Ekologisten riskien arvioinnit

Ekologisten riskien arviointia rajoittaa käytännössä tiedonpuute mm. altistusmekanis- meista, annos-vaste-yhteyksistä, biosaastavuudesta, vaikutusmekanismeista, ravintoket- juista, eri eliöryhmien herkkyksistä ja eliöiden välisestä vaihtelusta (Assmuth 1997). Todennäköisimmin tästä johtuen ekologisessa riskinarvioinnissa on rajoitettu lähinnä suppeaan kvalitatiiviseen-puolikvantitatiiviseen tarkasteluun. Ekotoksikologisia riskejä ei siis yleensä ole tarkasteltu kvantitatiivisesti huolimatta siitä, että niiden merkitys voi monissa kohteissa olla huomattava. Altistumisen suuruutta ja tästä aiheutuvia riskejä ei ole määritetty, vaan on verrattu vesieliöille ilmoitettuja NOAEC-, EC- tms. arvoja laskennallisesti arvioituihin tai mitattuihin pitoisuuksiin maaperässä.

Aineistossa kohteissa oli tarkasteltu ainoastaan yksilötason ekotoksisia vaikutuksia. Vaikutuksissa oli keskitytty akuuttitoksisuuteen. Vain parissa kohteessa oli tehty pitoisuusmäärityksiä alueen kasveista ja / tai eläimistä. Yhdessä kohteessa oli tehty toksisuusmäärityksiä vesieliöillä (*Daphnia magna*), mutta varsinainen riskinarviointi kuitenkin puuttui. Muita biologisia määrityksiä kuten selvityksiä lajistomuutoksista tms. vaikutusmittauksia ei oltu tehty yhdessäkään kohteessa.

Tarkasteluissa oli rajoitettu vesieliöihin mitä todennäköisimmin maaperäeliöitä koskevien tietojen vähäisyydestä johtuen. Riskien arvioinneissa oli todettavissa samoja puutteita kuin kvalitatiivisissa terveysriskien arvioinneissa. Mm. haitta-aineiden ominaisuuksia ei oltu otettu riittävästi huomioon, eikä tarkastelun alueellisia ja ajallisia rajoituksia, oletettavia altistusreittejä ja kohderyhmiä (mikrobit, eläimet, kasvit) oltu kuvattu tyhjentävästi.

Yhdessä aineistoon sisältyneessä, ympäristön kannalta erityisen herkässä, linnustolle tärkeässä kohteessa oli tehty muutamia varsin laajojakin kvalitatiivisia ekotoksikologisia arviointeja. Tarkasteltavana olivat kuitenkin lähinnä rakentamisen aikaiset vaikutukset, jotka eivät aiheutuneet saastuneesta maaperästä. Nämä arvioinnit olivat aineistossa ainoat, joissa oli otettu huomioon mm. ympäristön eläimistön lajikoostumus ja populaatioiden määrät sekä pyritty ennustamaan ekologisia haittavaikutuksia yleensä, rajoittumatta pelkästään toksisiin vaikutuksiin.

4 KVANTITATIIVISET TERVEYSRISKIEN ARVIOINNIT

Koska kvantitatiivista arviointia oli tehty ainoastaan terveysriskeistä, tässä keskitytään näiden kuvaukseen.

4.1 Arviointien lähtökohdat, tavoitteet, kontekstit ja yleiset lähestymistavat

Kvantitatiivisia riskinarviointeja on yleisesti ottaen tehty pääasiassa rakentamishankkeisiin liittyvän kunnostussuunnittelun kohdeselvitysten yhteydessä.

Aineiston perusteella voidaan todeta, että vaikka varsinainen riskinarviointi on usein tehty perusteellisestikin, kohdekohtaiset olosuhteet huomioonottaen, ei tuloksia ole tehokkaasti hyödynnetty kunnostuksen päätöksenteossa ja kunnostustekniikoiden valinnassa. Pikemminkin näyttäisi siltä, että kunnostussuunnitelmat on tehty riskinarvioinnista erillisinä osioina ja riskinarviointia on tehty ainoastaan "riskinarvioinnin vuoksi".

Riskinarviointia on usein käytetty saastuneen alueen tilan ja suunniteltujen kunnostusratkaisujen ja -toimien riittävyyden määrittämiseen. Kunnostustoimien riittävyyttä on todennettu laskemalla alueelle kunnostuksen jälkeinen riskiestimaatti. Riskinarvioinnin tulisi kuitenkin olla kunnostustoimia ohjaava ja kunnostuspäätöksentekoa tukeva. Vääristä lähtökohdista johtuen riskitarkastelu on kuitenkin usein jäänyt erilliseksi, suunnittelussa hyödyntämättömäksi osioksi ja sen merkitys hämärtynt.

Riskinarvioinnin lähtökohtiin vaikuttavia tekijöitä kuten resurssien puutetta ja työn organisointiin liittyviä ongelmia on tarkasteltu lähemmin kappaleessa 5.

4.2 Arvioinnin perustana olevan tausta-aineiston määrä ja laatu

Tausta-aineiston määrä ja sen laatu ovat kriittisiä tekijöitä riskinarviointia tehtäessä. Riskinarvioinnin taso ja epätarkkuus määräytyy jo kohdetutkimuksen alkuvaiheessa, sillä vähäisestä tai epäluotettavasta materiaalista on mahdotonta tehdä luotettavaa arviointia. Toisaalta mitä perusteellisempia ja tarkempia ovat käytössä olevat kohdetutkimukset, sitä luotettavampaan riskinarviointiin on mahdollista päästä edellyttäen, että riskinarvioinnin suorittaja tuntee riittävästi arvioinnin metodiikkaa ja menetelmien rajoituksia. Tarvittavan yleisen ja kohteeseen liittyvän tiedon määrä täsmentyy riskinarvioinnin edetessä ja usein tietoja joudutaan täydentämään esiselvityksen pohjalta.

4.2.1 Kohdetiedot

Useista aineiston sisältämien kohteiden dokumenteista ei käynyt ilmi näytemääriä, joiden perusteella olisi voitu suuntaa-antavasti arvioida näytteenoton kattavuus. Niissä tapauksissa, joissa kohdetutkimusten määrä oli esitetty, olivat tutkimukset olleet usein saastuneen alueen laajuuteen tai saastumisen leviämismahdollisuuksiin nähden varsin vähäisiä. Esimerkiksi sedimenttimäärityksiä oli tehty erittäin harvoin edes sellaisissa tapauksissa, joissa oli epäiltävissä vesistön saastuneen esim. dioksiineilla. Toisaalta oli todettavissa tapauksia, joissa useiden eri konsulttien ym. tahojen eri ajankohtina laatimaa ja kokoamaa tutkimusaineistoa, osittain päällekkäistäkin, on ollut tarjolla runsaasti, mutta jäsentymättömänä. Syynä tähän on voinut olla puutteellinen suunnittelu ja riittämättömät taustaselvitykset. Alueen historiaa ei ole aina pystytty selvittämään tyydyttävästi, mikä on osaltaan vaikeuttanut näytteenoton suunnittelua ja luotettavan riskinarvioinnin suorittamista.

Näytteenottopaikkojen ym. näytteenottotietojen kuvaus on ollut monesti epäselvää. Monissa tapauksissa olennaiset tiedot ovat saattaneet jäädä alun perinkin dokumentoimatta.

Yksiselitteisten ja riittävien mittaustietojen lisäksi luotettavan riskinarvioinnin laatiminen edellyttää, että alueesta on käytettävissä selkeät ja täsmälliset, riittävän tarkat kartat. Ilmakuvat ovat erittäin käyttökelpoisia etenkin tutkimusalueen rajaamisvaiheessa ja toimintahistorian sekä rakenteiden ym. fyysisten piirteiden sijoittumisen selvittämisessä. Toistaiseksi ilmakuvia on kuitenkin käytetty harvoin hyväksi.

Riskinarvioinnissa tarvitaan mainittujen tutkimuksiin pohjautuvien kohdetietojen lisäksi tietoa ympäristön sääolosuhteista. Säätilaa koskevat kohdetiedot on yleisesti otettu huomioon ainoastaan keskilämpötiloina. Muut altistukseen vaikuttavat tekijät kuten tuulen nopeus ja suunta, lumijakson pituus, sateen määrä ja esiintymistiheys yms. ovat jääneet yleensä tarkastelematta.

Kohteissa, joissa oli todettu pohjaveden saastumista oli inventoitu läheiset vedenottamot ja kaivot. Alustavan tarkastelun yhteydessä oli kartoitettu myös lähivaikutuspiirissä olevat asuinrakennukset ja muut herkät kohteet kuten koulut, päiväkodit, vanhainkodit tms.

4.2.2 Muut tiedot

Riskinarvioinnissa tarvittavista ei-kohdekohtaisista tiedoista keskeisiä ovat

- kriittisten haitta-aineiden fysikaaliset, kemialliset ja toksiset ominaisuudet
- kriittisten eliöryhmien (ml. ihmisten) keskeiset yleiset fysiologiset ominaisuudet ja käyttäytymismallit kuten elinikä, ruumiinpaino, keskeiset yleiset altistusparametrit kuten maansyönti, hengitystiheys, ravinnon määrä ja laatu, altistusaika
- kriittisten haitta-ainekohtaisten epidemiologisten tutkimusten tulokset
- luontaiset pitoisuudet ja tausta-altistuksen määrä.

Kriittisiä haitta-aineita koskevia epidemiologisia tutkimustuloksia ja tietoja taustapitoisuuksista tarvitaan etupäässä kohteen saastuneisuuden ja vaikutusten mittaus- tai arviointitulosten suhteuttamisessa.

Mainittuja ei-kohdekohtaisia tietoja oli tarkastelluissa arvioinneissa käytetty ja ainakin esitetty hyvin vähän. Erityisiä puutteita oli toksikologisten ja ympäristökemiallisten tietojen kohdalla.

Ihmisten ravinnon kautta tapahtuvaa altistusta arvioitaessa kvantitatiivisissa arvioinneissa ei oltu käytetty hyväksi kansallisista ravintotottumuksista saatavaa tietoa vaan oli pitäydytty enimmäkseen ulkomailla kehitettyjen ATK-pohjaisten altistusmallien sisältämissä valmiissa oletusarvoissa.

4.3 Riskinarviointien metodiikka

4.3.1 Arvioinnin rajaukset

Arvioinnissa joudutaan päättämään, mitkä ovat tarkasteltava aikajänne ja alueelliset, rakenteelliset ja laadulliset rajaukset. Näihin liittyviä kysymyksiä ovat esimerkiksi, millaisia ja mihin kohdistuvia vaikutuksia arvioidaan, onko mukana esimerkiksi epäsuoria vaikutuksia, mihin tarkastelu rajoitetaan ajallisesti ja alueellisesti jne.

Aineiston sisältämissä kvantitatiivisissa, ATK-pohjaisten laskentamallien avulla tehdyissä arvioinneissa aikajänteeksi oli valittu poikkeuksetta ihmisen elinikä, joksi on oletettu 70 vuotta. Tällöin on siis tarkasteltu kroonisia vaikutuksia. Altistusajaksi kohteessa oli valittu pääsääntöisesti 14 vuotta. Parametrivalinnat perustuvat amerikkalaiseen käytäntöön.

Riskitarkastelut oli pyritty rajaamaan alueeseen, jossa oli mittauksilla todettu kohonneita haitallisten aineiden pitoisuuksia. Alueellisia rajauksia ei oltu kuitenkaan aina esitetty selkeästi, etenkin niissä tapauksissa, joissa on ollut pohjaveden saastumisen riski.

Altistusreiteistä oli tarkasteltu tapauksesta riippuen altistumista hengitysilman (hiukkaset, kaasut) ruoansulatuksen (maansyönte, uimaveden juonti) tai ihon (maaperä, ilma, uimavesi) kautta. Lähtöoletuksena on usein ollut, ettei saastuneella alueella ole ravintokasvien viljelyä, kalastusta, metsästystä tms. Altistumista ravinnon kautta ei siten ole otettu huomioon. On myös oletettu, ettei mahdollisesti saastunutta pohja- ja/tai pintavettä käytetä talousvetenä.

Arvioinnin muu rajaus, mm. tarkasteltavien vaikutusten osalta, on usein ollut suppea tai epäselvä. Syöpäriskin lisäksi on laskettu riskisuhteita muille terveysvaikutuksille selventämättä, mitä nämä muut vaikutukset ovat.

4.3.2 Altistuksen arviointi

Aineiston kohteiden altistusarvioinnissa oli käytetty kemikaaliarvioinnissa rutiininomaisesti sovellettuja ns. fugasiteettimalleja, jotka perustuvat aineiden kulkeutumistai-pumusta eri ympäristönosiin kuvaavien fugasiteetti-muuttujien käyttöön. Yleensä on analysoitu altistusarviointiohjelmistoihin sisältyvillä Mackayn ns. multimediafugasiteettimalleilla aineiden jakautumista maaperän, veden ja ilman välillä.

Saasteiden biologista saatavuutta, joka voi vaikuttaa keskeisesti altistustasoihin, yleensä monissa tapauksissa sitä vähentäen, ei oltu yleensä tarkasteltu eksplisiittisesti ja määrällisesti. Perusteluna oli joskus käytetty konservatiivista eli ns. worst case-lähestymistapaa.

Tausta-altistus oli otettu huomioon joissain arvioinneissa. Sitä on kuitenkin käytetty lähinnä arvioitaessa saastumisen merkittävyyttä alueella. Arvioinneissa on siten tarkasteltu ainoastaan saastuneen alueen aiheuttamasta lisäaltistuksesta aiheutuvia riskejä. Kohonneesta tausta-altistuksesta johtuen kokonaisriski voi kuitenkin olla merkittäväkin.

Parissa tapauksessa oli eritelty kriittisten kohderyhmien kuten leikki- ja imeväisikäisten lasten altistuminen. Leikki-ikäisillä maansyönti saattaa olla merkittävä altistusreitti, imeväisikäisillä puolestaan haitta-aineita päätyy elimistöön äidinmaidosta. Muita kriittisiä kohderyhmiä kuten vanhuksia, sairaita, työssään altistuvia ammattiryhmiä, kunnostukseen ja rakentamiseen osallistuvia työntekijöitä jne. ei yhdessäkään arvioinnissa oltu tarkasteltu erikseen. Arvioita kohderyhmien suuruudesta ei niinkään ole esitetty. Altistumisen määrä on poikkeuksetta ilmoitettu elinikäisenä annoksena. Vaikka kriittisille ryhmille (lapset) oli joissain tapauksissa laskettu erikseen päivittäisannokset, sallitun päivittäisannoksen ylittävän altistuksen merkitystä tietyinä elinjaksina ei oltu tarkasteltu erikseen.

Altistusarvioinnin matemaattisina malleina on käytetty kohdekohtaisen altistuslaskennan monireitti ("multimedia") - tyyppisiä kaupallisia ATK-ohjelmia. Nämä ottavat huomioon kemikaalin ominaisuudet ja leviämisen useita reittejä pitkin ja laskevat näiden perusteella päivittäisen annoksen, jolle alueella oleskelevat ihmiset keskimäärin altistuvat elinaikanaan. Käytettyjen ohjelmien nimiä ei raporteissa oltu ilmoitettu, mutta tulosteiden perusteella voidaan päätellä käytetyn pääasiassa Kalifornian yliopistossa EPAn käyttöön kehitettyä CalTOX-ohjelmaa, joka perustuu olennaisilta osin Lawrence Livermore National Laboratoryn Tom McKonen esittämiin laskentamenetelmiin. Raskasmetallialtistuksesta aiheutuvan riskin arvioinnissa oli käytetty myös Hollannin terveys- ja ympäristöviraston (RIVM) CSOIL-malliin perustuvaa RiscHuman-ohjelmaa.

4.3.3 Vaikutusten arviointi

Vaikutusarviointi on yleisesti ollut altistusarviointia kehittymättömämpää. Tämä johtuu osin siitä, että kohdekohtaisen riskinarvioinnin tietokonemallit keskittyvät altistukseen sekä siitä, että leviämismallit ja mittaustulosten tulkinta ovat arviointien suorittajille todennäköisesti tutumpia kuin toksikologinen ja ekotoksikologinen riskianalyysi. Tarkastelluissa arvioinneissa oli keskitytty lähes yksinomaan terveysvaikutuksiin, ja niihinkin usein pinnallisesti ja puutteellisesti. Pääpaino on ollut syöpäriskin määrittämisessä.

Syöpäriskin arviointi perustuu lähinnä eläinkokeilla saatujen tulosten ekstrapolointiin lineaarisesta monivaihe eli ns. multistage-mallia käyttäen. Malli on mm. U.S. EPAn suositusten mukainen ja se perustuu oletukseen syövän kehittymisestä vaiheittain ja lineaarisesti, ilman annos-vaste-funktion kynnystasoa. Mallia on käytetty yleisesti muun vaikutusmekanismeja koskevan tiedon puuttuessa. Se ei kuitenkaan sovellu kaikkiin,

etenkään ei-genotoksisiin syöpävaarallisiin kuten dioksiineihin. Tämän vuoksi WHO:n ja Suomen normaalissa kemikaalien arviointimenettelyssä sovelletaan toisenlaista, turvakertoimiin nojaavaa vaikutusmallia.

Tarkastelluissa riskinarvioinneissa ei oltu syöpävaikutuksen osalta tarkasteltu lainkaan monivaihemalliin liittyviä epävarmuustekijöitä. U.S. EPA:n esittämiä syöpävaarallisuuden määrällisiä arvioita eli lineaarisen mallin kulmakertoimia (Cancer Slope Factors) oli siten sovellettu varsin kaavamaisesti. Epidemiologisia tutkimustietoja ei oltu juurikaan käytetty hyväksi. Myös vaikutustyyppien mm. eri syöpätyyppien erittely ja toksikologisen tietopohjan arviointi ym. normaalin toksikologisen riskinarvioinnin osat puuttuivat kaikista arvioinneista.

Syöpävaikutusten lisäksi aineilla voi olla alhaisissakin pitoisuuksissa useita muitakin haitallisia vaikutuksia (ks. kpl 1.2). Näiden vaikutusten arviointiin voidaan käyttää toksikologisen tutkimuksen vakiomenetelmiä kuten LOAEL- ja NOAEL-arvoja sekä turvakertoimia. Arvio muista vaikutuksista on tärkeä myös syöpävaarallisilla haitta-aineilla etenkin pitoisuuksien ollessa alhaisia. Tällaista laajempaa vaikutusarviointia on kuitenkin tehty erittäin vähän niissäkin tapauksissa, joissa se ko. aineiden ominaisuuksista johtuen olisi välttämätöntä (esim. lyijyn neurotoksisuus, kromin herkistävyys, dioksiinien kehitystoksisuus).

Kaikissa arvioinneissa riskejä oli tarkasteltu ainoastaan yksilötasolla, ottamatta huomioon niiden merkitystä ja laajuutta koko populaatiossa tai yhteisössä. Ihmisten ravinnon kautta tapahtuvaa altistumista lukuunottamatta ei oltu tarkasteltu epäsuoria vaikutuksia ja näiden riskejä.

4.3.4 Ainesestosten riskien arviointi

Monesti tutkittavalla saastuneella alueella esiintyy useita kriittisiä aineita, jotka käyttäytyvät ympäristössä toisistaan poikkeavalla tavalla. Tehdyissä saastuneiden alueiden riskinarvioinneissa on kuitenkin yleensä pitäydytty yhden valitun kriittisen aineen tai ekvivalenttipitoisuuksien (esim. dioksiinit, PCB:t) tarkastelussa.

Esimerkiksi kunnostamattomilla saha-alueilla dioksiinien (PCDD:t ja PCDF:t) ohella pitoisuuksiltaan pääasiallisina haitta-aineina esiintyvät kloorifenolit ovat huomattavasti vesiliukoisempia ja siten liikkuvampia kuin dioksiinit. Nämä yhdisteryhmät ovat siten käyttäytymiseltään olennaisesti erilaisia. PCDD- ja PCDF-yhdisteiden riskinarvioinnissa on toisaalta käytetty pääasiassa toksisuusekvivalenttilähtöistä tarkastelutapaa, jolloin eri kongeneerien pitoisuudet on muutettu toksisimman yhdisteen 2,3,7,8-TCDD:n suhteen määritellyiksi ekvivalentti- eli ns. I-TEQ- tai N-TEQ-pitoisuuksiksi. Kvantitatiivisissa riskinarviointilaskelmissa on tyypillisesti käytetty tällöin 2,3,7,8-TCDD:n fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia kuvaavien parametrien arvoja. Saha-alueilla esiintyvät dioksiinit ovat kuitenkin pääasiallisesti korkeammin kloorattuja dioksiineja kuten okta- ja heptakloorattuja furaaneja ja TCDD:n osuus on yleensä erittäin vähäinen. Joissain viimeaikaisimmissa arvioinneissa on käytetty leviämislaskelmissa mittauksissa todettujen, todellisten kongeneerien pitoisuuksia ja kemiallisia sekä fysikaalisia parametreja.

Ominaisuuksiltaan poikkeavien aineiden seosvaikutus oli jäänyt kaikissa tarkastelluissa riskinarvioinneissa huomioimatta, jolloin riskitarkastelut olivat irrallisia, aine- tai aineryhmäkohtaisia. Kuitenkin pitäisi pyrkiä arvioimaan kokonaisriskiä. Useimmissa tapauksissa raja-aineeseen tai aineryhmään on hyväksyttävä, mutta oli myös todettavissa tapauksia, joissa kohde on saastunut ominaisuuksiltaan toisistaan poikkeavilla aineilla (esim. metallit ja dioksiinit). Tieto tällaisten aineiden yhteisvaikutuksista on vielä vähäistä, joten seosvaikutusten luotettava kvantitatiivinen arviointi on mahdotonta. Eri haitta-aineiden vaikutukset ovat suoraan summautuvia ainostaan silloin, kun kyseessä ovat samalla toksisuusmekanismilla vaikuttavat yhdisteet. Joillain aineilla on todettu synergiaa ja antagonismia.

4.3.5 Mallien käyttö

Paitsi altistusmalleja (ks. kpl 4.3.2), joissain arvioinneissa oli joskus käytetty erillisiä kulkeutumista, liukoisuutta ja esiintymismuotoa kuvaavia matemaattisia malleja. Käytettyjä malleja ei tyypillisesti ole kuvattu lainkaan eikä mallin valintakriteerejä ole esitetty riskinarviointidokumentoinnin yhteydessä.

Samoin kuin kvalitatiivisissa myös kvantitatiivisissa arvioinneissa haitta-aineiden pitoisuuksien lähtökohdaksi oli yleisimmin valittu näytteenottoajankohtana määritetyt pitoisuudet. Näistä oli fugasiteettimallin mukaisesti laskettu tasapainopitoisuudet muissa ympäristöolosuhteissa. Muuntumista ei arvioinneissa oltu otettu huomioon. Esimerkiksi erittäin pysyvien dioksiinien kohdalla tämä lähestymistapa on hyväksyttävä. Sen sijaan mm. kloorifenolien osalta tulisi tarkastella myös muuntumisen merkitystä, sillä muuntumistuotteet kuten kloorianisolit ja fenoksisfenolit ovat lähtöaineita merkittävästi toksisempia.

Pitoisuuksien näytepisteittäiset vertikaalijakautumat oli yhtä kohdearviointia lukuunottamatta otettu huomioon jakaumalaskelmissa. Riskinarviointilaskelmissa oli käytetty tyypillisesti alueellisia maksimipitoisuuksia. Tämä lähestymistapa kuvaa 'worst case'-tapausta ja johtaa todennäköisesti riskien yliarviointiin.

Kun pyritään kuvaamaan eri reittien kautta tapahtuvaa mahdollista altistusta matemaattisen mallin avulla joudutaan väistämättä tekemään lukuisia, todellisista luonnonolosuhteista ja altistus- ja vaikutusmekanismeista poikkeavia yksinkertaistuksia. Usein mallien käyttö näyttää olleen etenkin rajauksia koskevien oletusten ja parametriasetusten osalta kaavamaisista, epäkriittistä ja epäselvästi sekä riittämättömästi dokumentoitua. Tehdyissä riskinarvioinneissa ei tyypillisesti ole otettu mm. riittävästi huomioon paikallisia olosuhteita vaan on käytetty usein laskentaohjelman valmiita parametriasetuksia. Mm. sääolosuhteita ja ravintotottumuksia kuvaavien muuttujien arvot voivat poiketa huomattavasti amerikkalaisten ATK-mallien oletusarvoista. Niissä arvioinneissa, joissa oli pyritty käyttämään suomalaisiin olosuhteisiin soveltuvia oletusarvoja, arvoja ja niiden tietolähteitä ei oltu kuvattu tyhjentävästi.

Riskinarviointiin valitun laskentamallin merkitystä lopputuloksessa ei raporteissa oltu tarkasteltu lainkaan. Malleja oli päinvastoin käytetty yleensä varsin suoraviivaisesti pohtimatta niiden soveltuvuutta tarkasteltaville haitallisille aineille. Mm. dioksiinien arvioinnin suhteen tulisi olla kriittinen, koska mallit saattavat sisältää laskentakaavoja, jotka eivät sovellu huomattavan lipofiilisille yhdisteille.

4.3.6 Epävarmuuden tarkastelu

Riski on tilastollinen käsite, ja sen ilmaiseminen yksittäisellä lukuarvolla ilman tuloksen epävarmuutta ilmaisevia määreitä on harhaanjohtavaa. Epävarmuutta voidaan todentaa matemaattisesti valmiiden tilastollisten ohjelmien avulla. Niillä voidaan mm. välttää epärealistisia arvioita riskeistä, jotka voivat sekä riskien yli- että aliarvioinnin kautta tulla kalliiksi. Tarkastelluissa arvioinneissa epävarmuutta ja siihen vaikuttavia tekijöitä oli kuvattu lähinnä sanallisesti. Epävarmuuden arviointi oli siis jäänyt kvalitatiiviselle tasolle.

Yhdessä tarkastelluista RA-raporteista avainparametrien epävarmuus oli arvioitu kvantitatiivisesti, esittämättä kuitenkaan tarkemmin arvioinnin perusteita. Yhdessä riskinarviointiraportissa todettiin, että avainparametrit oli identifioitu herkkyys-analyysin avulla. Tämän lisäksi yhdessä kohteessa oli tehty kvantitatiivinen Monte Carlo-tekniikkaan perustuva epävarmuustarkastelu. Lähtötietojen ja tulosten dokumentointi oli tässäkin kuitenkin puutteellista, mm. käytettyjen syöttöparametrien tunnusluvut (vaihteluvälit, jakaumat tms.) puuttuivat. Laskelmien oikeellisuutta ja merkitystä lopputulokseen oli siten mahdoton arvioida.

Kvalitatiivisissa epävarmuustarkasteluissa oli keskitytty epävarmuuden lähteiden arviointiin. Näiden suuruutta ei tyypillisesti oltu pyritty arvioimaan edes laadullisesti. Parissa arviointiraportissa oli listattu riskinarvioinnin tulokseen eniten vaikuttavat tekijät. Epävarmuutta aiheuttavina tekijöinä mainittiin

- kohdealueen sisäinen epähomogeenisuus
- vaihtelevuus tarkasteltavien aineiden kirjallisuudessa esitetyissä ominaisuustiedoissa
- näytteenoton rajallisuus
- parametriasetukset, joissa ei ole otettu huomioon paikallisia olosuhteita (esim. ravintotottumukset, talven vaikutus altistumisessa)
- vaihtelevuus altistusarvioinnissa käytettävissä tiedoissa, erityisesti maansyönnissä.

Arvioinneissa ei oltu käsitelty esimerkiksi analyysiepätarkkuudesta kuten virheellisestä näytteenotosta ja näytteenkäsittelystä johtuvia epävarmuuksia, vaikka nämä ovat usein helpostikin ilmaistavissa matemaattisesti.

4.4 Riskinarvioinnin tulosten tulkinta ja hyödyntäminen

Aineiston perusteella voidaan todeta, että riskien luonnehtimiseen kuten riskien laajuuden kuvaukseen ja arvostuskysymyksiin sekä suhteuttamiseen ja vertailuun esim. muissa kohteissa todettuihin riskeihin, tulosten yleistettävyyteen yms. ei ole kiinnitetty riittävästi huomiota. Riskinarvioinnissa saatua tulosta on poikkeuksetta verrattu suoraan kirjallisuudessa esitettyihin sallittuihin maksimiriskitasoihin. Tällaisina on käytetty USAssa esitettyjä syöväen elinaikaisen ilmaantuvuuden sallittua lisätodennäköisyyttä (10^{-4} - 10^{-6} tms.), ns. referenssiannoksia tai -pitoisuuksia (RfD- ja RfC-arvot) tai altistustason suhdetta erilaisiin sallittuihin elinikäisiin päivittäisannoksiin eli ADI- tai TDI-arvoihin. Valitun riskitason valintaperusteita ja soveltuvuutta kohteessa ei oltu perusteltu yhdessäkään raportissa.

Riskinarvioinnin tulosten kriittinen tarkastelu ja varsinainen tulosten kvantitatiivinen herkkyys- ja epävarmuustarkastelu puuttui lähes kaikista tehdyistä arvioinneista (vrt.

kpl. 4.3.6 ja 4.3.7). Vaikka laskentaan sisältyvät epävarmuustekijät oli tiedostettu ja dokumentoitukin, niiden merkitystä lopullisen, yksittäisenä numeroarvona ilmaistun lopputuloksen tulkintaan ei esitetty.

Kunnostussuunnitelmat oli laadittu pääasiassa yleisten ohje- ja raja-arvojen perusteella ottamatta huomioon paikallisia olosuhteita. Vaikka siis esim. aineiden leviämistä arvioitaessa oli mahdollisesti otettu huomioon paikalliset olosuhteet kuten maaperä-, ilmasto- ja vesistöolosuhteet, ei oltu pyritty asettamaan kohdekohtaisia leviämistä ja altistusolosuhteita huomioon ottavia kunnostuksen tavoitearvoja. Kunnostuksen jälkeiset riskit oli lähes poikkeuksetta laskettu ainoastaan yhdelle, joskus jo ennalta valitulle kunnostusvaihtoehdolle. Riskinarvioinnin tulosten hyödyntäminen on siten jäänyt paitsi kunnostussuunnittelussa, myös mm. kunnostuksen aikaisten ja sen jälkeisten riskien seurannan suunnittelussa erittäin vähäiseksi.

4.5 Riskinarvioinnin dokumentointi

Selkeä puute tehdyissä arvioinneissa oli dokumentoinnin riittämättömyys ja epäselvyys. Joissain arvioinneissa oli toisaalta esitetty laajastikin epäolennaista ja tulosten arvioinnin kannalta tarpeetontakin aineistoa. Tämä hankaloittaa raporttien tulkintaa, sillä työn arvioijan on epätäydellisen tai toisaalta liiallisen ja sekavan dokumentoinnin pohjalta lähes mahdotonta tehdä johtopäätöksiä lopputuloksen merkityksestä ja oikeellisuudesta sekä arvioinnin laadusta.

Näytteenoton suunnittelua ja sen perusteita ei oltu dokumentoitu riskinarvioinnin dokumentoinnin yhteydessä. Aineiston perusteella ei voitu siten arvioida näytteenoton kattavuutta. Pelkkä pinta-alatietoihin perustuva näytteenoton kattavuuden arviointi ei ole aina riittävä, sillä joissain kohteissa saastuminen voi alueen sisällä olla hyvinkin paikallistunutta, jolloin laajaa näytteenottoverkkoa ei tarvita.

Arviointiraporttien selviä puutteita olivat epäselvä tutkimuspisteiden dokumentointi ja riittämättömät ja epäselvät karttaesitykset (ks. 4.2). Tällöin alueen laajuuden ja eri toimintojen sijoittumisen ja sitä kautta myös riskien merkittävyyden hahmottaminen on vaikeaa.

Analyysitulokset oli yleisesti esitetty erillisessä raportissa, jolloin niitä ei oltu sisällytetty riskinarviointidokumenttiin. Eri tahoilla tuotettuja tuloksia ei oltu yleensä esitetty yhtenäisesti, niin että niistä saisi tyhjentävän kuvan kohteen tilanteesta.

Analytiikan laadunvarmuuden keskeisiä tietoja ei aina ole esitetty, varsinkin kun, kuten vaikeasti analysoitavien aineiden ja vaikutusten kohdalla yleensä, analyysit on tehty muualla kuin arvioinnista vastaavalla taholla. Useimmiten on toistettu suoraan analysoivan laboratorion kuvaus menetelmästä mm. kalibroinnin ja analyysiherkkyyden osalta. Koko analyysiketjusta ml. näytteenotto, kuljetus, säilytys ja esikäsittely aiheutuva vaihtelu tuloksissa ja mahdolliset virhelähteet sekä laadunvarmuus ovat sen sijaan tyypillisesti jääneet vähälle huomiolle.

Malleissa käytettyjen, arvioinnin kannalta olennaisten parametriasetusten ja tehtyjen oletusten kuvaus on ollut erittäin puutteellista. Käytettyjä haitta-aineiden ominaisuuksia sekä näiden tietolähteitä ei ole kuvattu tyhjentävästi.

5 ARVIOINTIEN ORGANISOINTI, RESURSOINTI JA MUUT PUITTEET

Riskinarviointien tekijöinä ovat olleet pääasiassa konsultit. Muutamiiin mittakaavaltaan suuriin hankkeisiin on osallistunut myös yliopistotutkijoita ja tutkimuslaitosten asiantuntijoita. Tällaisia laajempia arviointeja on tehty myös muissa, tarkastellun aineiston ulkopuolisissa kohteissa. Arvioinnit on tyypillisesti tehty yleisluonteisten tutkimusten yhteydessä, joskus selvinä arviointitoimeksiantoinakin. Etenkin laajoihin hankkeisiin voi usein liittyä organisointi- ja resursointiongelmia, joita kuvataan ohessa. Ongelmat ovat yleisluonteisia, eivät siis suoranaisesti aineiston sisältämiin kohteisiin liittyviä (vrt. kpl 4.2 tausta-aineisto).

Arvioinnin organisoinnin keskeisiä ongelmia ovat huonosti järjestetty suunnittelu ja koordinaatio sekä eri tahojen (toimeksiantaja, valvoja tai ohjaaja, pää- ja alikonsultit, mm. analysoiva laboratorio ja mahdollinen erillinen arvioija) välinen työnjako.

Keskeinen resurssihin liittyvä ongelma on riittävän laaja-alaisen asiantuntemuksen puute. Erityisesti puuttuu soveltavaa ympäristötoksikologista asiantuntemusta. Tyypillinen resurssiongelma on ajanpuute eli arviointiin varattu aivan liian vähän aikaa. On yhä yleistä, että riskinarviointia ei tehdä lainkaan, edes silloin kun se kunnostushankkeen koon ja merkityksen takia olisi erittäin perusteltua. Niissäkin tapauksissa, joissa arviointia on tehty, se on usein aloitettu kesken kunnostussuunnitteluprosessin. Tällöin riskinarviointi on saatettu nähdä vain päätöksentekoa ja kunnostustoimia viivyttävänä, eikä näitä olennaisesti ohjaavana, myös mm. kunnostusratkaisuihin tietoa tuottavana työvaiheena. Viivytyksistä ja ongelmista saatetaan syyttää huonosti resursoitua riskinarviointia, vaikka todellinen syy saattaa olla mm. kohdeselvitysten mittaustiedon riittämättömyys.

Ajanpuutteeseen liittyy rahoitusongelma. Kunnostustoimiin saatetaan sijoittaa kymmeniä miljoonia panostamatta riittävästi ongelman ja mahdollisten ratkaisujen tavoitteiden ja edellytysten arviointiin esim. rajoittamalla kohdetutkimustulosten perustason tulkintaan.

Selvityksessä todetut riskinarvioinnin puutteet johtunevatkin keskeisesti siitä, että konsulttien toimeksiannot arviointien tai laajempien kohdeselvitysten ja kunnostussuunnitelmien osalta ovat lähes poikkeuksetta aliresursoituja, jolloin ei saada laadukasta arviointia. Tämän ohella riskinarviointien tasoon vaikuttavat ongelmakentän uutuus ja siihen liittyvät arvioinnissa tarvittavan laaja-alaisen ja osin erikoistuneen asiantuntemuksen ja kokemuksen sekä menetelmien puute. Arvioinnin puutteet voivat johtua myös osittain valmiiksi sanelluista lähestymistavoista ja päätelmistä, jotka ovat yleisiä kiireellisissä tms. tiukoissa tilanteissa annetuille toimeksiannoille.

Saastuneiden alueiden riskinarvioinnit, samoin kuin kohdeselvitysten ja kunnostussuunnittelun ja -ohjauksen kokonaisuus, ovat usein puutteellisesti resursoituja ja organisoituja, epätietoisuuden ja poliittisten ym. paineiden ja eri intressitahojen välisten ristiriitojen keskellä tapahtuvia suunnittelutilanteita, joissa pitää selvittää mm. riskien arvotuskysymyksiä. Käytäntö on varsin erilainen kuin vakiintuneilla arviointi- ja suunnittelualueilla kuten geo-, rakennus- ja laiteteknisessä suunnittelussa, joissa selvityksiin ja suunnitelmiin varataan tarvittaessa vuosia ja runsaasti asiantuntijatyötä. Mainituilla

aloilla arvioinnit myös käynnistetään hyvissä ajoin suunnittelu- ja neuvotteluprosessin ja siihen liittyvän yhteydenpidon elimellisenä osana ja käytetyt menetelmät ovat kehittyneitä ja monipuolisia.

6 YHTEENVETO

Selvityksen perusteella kaikissa riskinarvioinnin osavaiheissa on ollut puutteita. Nämä liittyvät etenkin riskinarvioinnin rajauksiin ja tavoitteenasetteluihin, taustatietoihin, arviointimenetelmiin ja -malleihin, dokumentointiin ja tulosten hyödyntämiseen.

Arviointien tavoitteenasettelussa ja rajauksissa todettuja puutteita olivat

- täsmentymättömät tavoitteet
- epäselvä käsitys arvioinnin tarpeesta ja sen rajauksesta (vrt. kuva 1 s. 10)
- epätarkat alueelliset, ajalliset tms. rajaukset
- puutteellinen kohderyhmien suuruuden ja koostumuksen kuvaus.

Koska altistuneiden kohderyhmien suuruus ja koostumus sekä arvioinnin täsmälliset alueelliset, ajalliset tms. rajaukset ovat jääneet tekemättä tai ovat vähintäänkin puutteelliset, on tulosten merkitys ja niiden käyttökelpoisuus kunnostustarpeen arvioinnissa hämärtynyt.

Arviointia palvelevien *taustatietojen puute ja epäselvyys* on leimaa-antava piirre tehdyissä arvioinneissa. Mm. ekotoksikologiseen arviointiin tarvittavia tietoja on ollut erittäin harvoin käytettävissä.

Arvioinnin metodologiassa ilmenneitä puutteita olivat:

- pitäytyminen liian suoraviivaisesti yleisissä ohjearvoissa
- kehittymätön vaikutusarviointi
- keskittyminen liikaa deterministiseen arviointiin
- kvantitatiivisen epävarmuustarkastelun puuttuminen
- liiallinen rajoittuminen pelkästään terveysriskien ja näissä syöpärisikin arviointiin.

Dokumentoinnissa ja tulosten tulkinnassa oli havaittavissa seuraavia puutteita:

- arvioinnin tulokset oli usein kuvattu epäselvästi ja vaikeasti luettavissa tulosteissa
- taustatietojen ja laskentamalleissa käytettyjen lähtötietojen dokumentointi oli usein riittämätöntä, mm. kartat ja yhteenveto analyysituloksista puuttuivat tai olivat epäselviä, olennaisia altistuslaskelmissa tarvittavia parametreja ei oltu kuvattu tyhjentävästi
- tuloksia ei oltu osattu riittävästi hyödyntää kunnostussuunnittelussa.

Viimeisimmissä tehdyissä riskinarvioinneissa on käytetty aiemmasta käytännöstä poiketen epävarmuustekniikoita kuten Monte Carlo-simulaatiota. Tällaisten menetelmien avulla saadaan tietoa laskettujen riskien todennäköisyydestä, joten ne toimivat päätöksenteon apuvälineinä. Kehitys on siten selvästi menossa suositeltavampaan suuntaan, pois deterministisin menetelmin saatujen tulosten yksioikoisesta tulkinnasta. Myös tulostusten tasossa on todettavissa selvää paranemista, mikä näkyy dokumentointina karttapolhjien, pitoisuusdiagrammien, graafien yms. muodossa.

7 RISKINARVIOINNIN KEHITYSTARPEET JA SUOSITUKSET

7.1 Kehitystarpeita

Monet selvityksessä todetuista puutteista johtuvat riskinarvioinnissa tarvittavan tiedon vähyydestä ja kehittymättömistä menetelmistä. Erityisen suuria *yleisiä tiedontarpeita* on nähtävissä seuraavissa kohdin:

- saasteiden ympäristökäyttäytyminen (mm. biosaatavuus ja -kertyminen)
- muut kuin karsinogeeniset terveysvaikutukset ja niitä määräävät tekijät
- ekologiset ja ekotoksikologiset vaikutukset maaperäeliöissä
- ekotoksikologiset tiedot subletaaleista, subakuuteista ja muista kriittisistä vaikutuksista mm. lisääntymiseen ja käyttäytymiseen
- seosvaikutukset muiden kuin summautuvasti vaikuttavien aineiden osalta
- riskeihin liittyvä epävarmuus
- altistusarvioinnin menetelmät, mallit ja lähtötiedot
- tulosten tulkitseminen ja niiden käyttö kunnostussuunnittelussa.

Riskinarvioinnin tulosten tulkitseminen on riskinarvioinnin ehkä vaativin ja syvällistä asiantuntemusta edellyttävä vaihe. Tieto tulosten soveltamisesta kunnostuspäätöksenteossa ja kunnostustekniikoiden valinnassa on selvästi vähäistä. Tämän tiedonpuutteen poistamiseksi *kohdetyyppikohtaisten malliriskinarviointien laatiminen* on tärkeä kehitystyön kohde.

Riskinarvioinnin *tason valinnalle tulisi laatia jonkinlainen karkea ohje*. Ohje voisi olla lähinnä tarkistuslistan tyyppinen, sillä yksinkertaisen, joka tilanteeseen soveltuvan toimintakaavion luominen on mahdotonta.

Erityisiä *metodologisia tiedontarpeita* ovat mm. tiedot

- ravintoketjujen kautta tapahtuvista yhteisövaikutuksista
- haitta-aineiden leviämisestä ilmassa
- ihon läpäisystä altistusreitteinä
- alueen oloihin soveltuvista malliparametreista
- tausta-altistuksesta.

Tausta-altistukseen liittyvä tiedontarve tarkoittaa tässä sen merkityksen selventämistä ja arvioinnin kehittämistä. On mm. tarkasteltava, tulisiko arvioitavalla alueella sallia ohjarvoista poikkeavat pitoisuudet, mikäli tausta-altistus on arvioitu keskimääräistä merkittävämmäksi.

Riskinarvioinnin *raportointia tulisi kehittää*. Riskinarviointiraportin sisällölle tulisi laatia luettelo vähimmäisvaatimuksista.

7.2 Suositukset

7.2.1 Saastuneen maan ohjearvojen ja yleisten tavoitepitoisuuksien käyttö

Saastuneille maille annetut ohjearvot ovat ohjeellisia ja niiden tarkoituksena on toimia suuntaa-antavina päätöskriteereinä (Assmuth 1997). Päätöksentekoa tulisi pääsääntöisesti täydentää riskien arvioinnilla. Yksinkertaisissa tapauksissa ohjearvojen soveltaminen suoraan on kuitenkin perusteltua. Mm. saastumisen laajuus, riskien ennustettavuus ja niiden rajoittamistoimien toteutuskelpoisuus määräävät sen, miten "yksinkertainen" tapaus on kyseessä. Myös maankäyttö on tässä merkittävä tekijä. Tapauksen "yksinkertaisuus" arvioidaan esiselvitysten pohjalta.

Eri kirjallisuuslähteissä esitettyjä, muissa maissa johdettuja maaperän kunnostuksen yleisiä tavoitepitoisuuksia eli ns. PRG-arvoja (Preliminary Remediation Goals) ei tulisi soveltaa suoraan suomalaisiin kohteisiin. PRG-arvojen perustana ovat yleensä tietyn tyyppiselle kohteelle, tietyissä ympäristöolosuhteissa ja tietyillä menetelmillä (laskenta-kaavat) tehty kvantitatiivinen riskinarviointi. Tästä johtuen niitä tulisi pääsääntöisesti käyttää suoraviivaisesti ainoastaan kohteessa, jonka voidaan katsoa vastaavan ominaisuuksiltaan kohdetta, jolle kyseiset arvot on kehitetty. Tällaista tapausta esiintyy käytännössä harvoin, sillä useimmat julkaistut PRG-arvot perustuvat mm. amerikkalaiseen ja kanadalaiseen ympäristö- ja altistusolosuhteisiin. Mikäli tällaisia yleisiä tavoitearvoja halutaan käyttää, tulee selvittää niiden johtamisessa käytetyt lähestymistavat, laskentamenetelmät, altistusreitit, parametriarvot, rajaukset (alueellinen ja aikaskaala), resipientit eli altistuskohteet (ihmiset, eläimet, kasvit) ja tarkastellut vaikutukset (vaikutuskohteet ja -tyypit, tasot). Näiden pohjalta voidaan arvioida edelleen arvojen soveltuvuutta tarkasteltavassa saastuneessa kohteessa. Arviointidokumentissa tulee PRG-arvoja käytettäessä tuoda selkeästi ilmi

- valintaperusteet eli miksi on valittu lähtökohdaksi tietyt arvot
- miten ja millä perusteilla arvot soveltuvat käytettäväksi tarkasteltavassa kohteessa
- mitä yksinkertaistuksia arvojen soveltamisessa on tehty
- miten tarkasteltava kohde poikkeaa kohteesta, jolle arvot on kehitetty ja miten nämä eroavaisuudet on otettu arvojen soveltamisessa huomioon.

7.2.2 Kohdekohtaisen riskinarvioinnin suoritus, taustatietojen keruu ja raportointi

Ohessa on annettu muutamia kohdekohtaista riskinarviointia koskevia keskeisiä suosituksia ja ohjeita. Lista on laadittu selvityksessä esiin tulleiden ongelmien ja puutteiden pohjalta, jonka vuoksi se *ei ole tarkoitettu tyhjentäväksi riskinarvioinnin ohjeistukseksi*.

Riskinarvioinnin käynnistäminen ja arviointia varten tarvittavan tiedon keruu tulee ajoittaa kohteen tilan selvityksen alkuvaiheeseen, eikä lopullisten kunnostussuunnitelmien jälkeen kuten on usein ollut käytäntö.

Kohdetutkimusten suunnittelussa samoin kuin jo taustatietojen keruussa tulee ottaa huomioon esiselvitysten tarpeet. Esiselvitysten perusteella tehdään alustava päätös toteutettavasta riskinarvioinnin tasosta. Kohdetutkimusten suunnitteluun ja riskinarviointiin tulee varata riittävästi aikaa, rahaa ja asiantuntemusta. Huolellisella esisuunnit-

telulla ja tausta-aineiston keruulla saadaan karsittua turhat työvaiheet ja vältettyä erilliset, resurssuja vaativat lisäselvitykset ja toisaalta liialliset kohdetutkimukset kuten kalliit maaperäanalyysit. Näin säästetään voimavaroja varsinaista riskinarviointia varten. Tärkeitä taustaselvityksiä ovat mm. tiedot alueen historiasta, alustavat kenttämittaukset sekä geologiset ja hydrogeologiset ym. kohteen luonnonoloja kuvaavat tutkimustiedot. Kohdetietoja voidaan tarvittaessa täydentää lisätutkimuksin riskinarvioinnin edetessä. *Tutkimusten tulisi alkaa perusteellisella selvityksellä alueen historiasta*, jonka jälkeen voidaan valita tarkasteltavat kriittiset aineet ja edetä edelleen näytteenoton suunnitteluun. Apuvälineinä on hyvä käyttää ilmakuvia ja selkeitä karttapohjia (Assmuth ym. 1990).

Näytteenotossa on syytä selvittää ensin etenkin maaperä-, pohjavesi- ja pintavesi-olosuhteet. Niiden ja saasteiden ominaisuuksien pohjalta voidaan päätellä todennäköisin leviäminen (Assmuth ym. 1993). Näytteenoton huolellinen suunnittelu on ratkaisevaa etenkin dioksiinisaastumista tutkittaessa, koska määritykset muodostavat huomattavan kustannuserän. Näytteenoton suunnittelun on saatavana malliohjelmia.

Altistusarvioinnissa on monissa tapauksissa tarpeen eritellä kohderyhmiä. Ravinto samoin kuin ilma ovat monesti merkittäviäkin taustalähteitä. Näiden tekijöiden huomioonottaminen tulee yhä tärkeämmäksi jouduttaessa suhteuttamaan rajattujen saastuneiden alueiden riskejä muista lähteistä tuleviin riskeihin.

Eko(toksiko)logisen riskinarvioinnin puuttumista on yleensä perusteltu tiedonpuutteella, so. ei ole käytettävissä riittävästi relevanttia tietoa arvioinnin suorittamiseksi. Tästä tiedonpuutteesta huolimatta *tulisi pyrkiä arvioimaan ekologisetkin riskit edes kvalitatiivisella tasolla*, arviointiin liittyvät epävarmuudet tiedostaen ja esille tuoden. Tämä on tärkeää etenkin kun kyseessä on lajistoltaan herkkä ja helposti haavoittuva ympäristö. Ekotoksikologisia vaikutuksia voidaan tutkia laboratoriossa tai paikan päällä tehtävien toksisuusstestien, biomarkkereiden ja biologisten kartoitusten avulla.

Eri haitta-aineiden *seosvaikutukset tulisi ottaa huomioon*, sikäli kuin se on mahdollista eli lähinnä suoraan summautuvasti vaikuttavilla aineilla. Aineryhmittäin käsiteltävillä aineilla kuten dioksiineilla tulisi leviämisen arvioinnissa käyttää mittauksissa todetun kongeneerijakauman mukaisia pitoisuuksia ja kongeneerikohtaisia ympäristökäyttäytymistä kuvaavia kemiallisia ja fysikaalisia parametriarvoja. Kirjallisuudesta on dioksiinien osalta löydettävissä myös mm. joitain kongeneerikohtaisia biosaastavuusarvoja, absorptiokertoimia, eliminaatiokertoimia jne. Lopullista kvantitatiivista riskien suuruuden arviointia varten pitoisuudet joudutaan kuitenkin muuttamaan ekvivalenttisarvoiksi, koska ADI-/TDI- arvot ja RfD/RfC-arvot on ilmoitettu ekvivalenttipitoisuuksina. Jälkimmäisiä on tosin annettu myös joillekin yksittäisille kongeneereille.

Dioksiinien osalta on useissa yhteyksissä esitetty kritiikkiä ekvivalenttipainotteista tarkastelua kohtaan etenkin ekotoksikologista riskiä arvioitaessa. Muunnoskertoimet pohjautuvat etupäässä humanitoksisuuteen, joten niiden käyttö terveysriskien arvioinnissa on perusteltua. Ekologisessa riskinarvioinnissa sen sijaan on suositeltavampaa käyttää, mikäli mahdollista esim. WHO:n antamia eliöryhmäkohtaisia (kalat, linnut) ekvivalenttisarvoja. Humanitoksisuuspainotteisia ekvivalenttikertoimia käytettäessä on syytä tuoda esiin tästä aiheutuva epävarmuus arvioinnin tuloksessa.

Riskinarviointiraporttiin tulisi liittää *yhteenveto alueen maaperä-, pohja- ja pintavesitutkimuksista*, sillä ei voida olettaa joissain tapauksissa eri ajankohtina ja pitkällä aikavälillä tehdyt kohdeselvitykset ovat lukijan käytettävissä. Valitettavan usein nämä puuttuvat kokonaan itse riskinarviointiraportista, jolloin lukijan on vaikea arvioida työn laatua saati ymmärtää, miten saatuihin tuloksiin on päädytty.

Riskinarvioinnin pohjana olevia *kohdetutkimuksia on hyvä havainnollistaa* kartalle merkittyjen vertikaalisten pitoisuusdiagrammien tai pitoisuusalueiden avulla. *Altistusreittejä ja näiden osuutta kokonaisriskin muodostumiseen on hyvä kuvata graafisesti.*

KIRJALLISUUS

Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä. Suomen ympäristökeskuksen moniste 92. Helsinki, Suomen ympäristökeskus.

Jätelaki 3.12.1993/1072.

Koskela, G., Sanasvuori, E. ja Toropainen, T. 1993. Saastuneet maa-alueet maankäytön suunnittelussa. Selvitys 11. Helsinki, Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto.

Lampi, P. 1996. Population health after long-term chlorophenol exposure. Dissertation. Kuopio, National Public Health Institute (KTL).

Nikulainen, V. ja Kalevi, K. 1997. *Saastuneen maa-alueen tutkimuksen ja kunnostuksen työsuojeluopas*. Ympäristöopas 17. Helsinki, Suomen ympäristökeskus.

Puolanne J., Pyy, O. ja Jeltsch, U. 1994. Saastuneiden maa-alueiden puhdistuksen ja jätehuollon järjestäminen: maan saastuneisuuden arvioinnissa käytettävät arvot. Teoksessa Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa, Puolanne J., Pyy, O. ja Jeltsch, U., (toim.). Muistio 5 1994. Helsinki, ympäristöministeriö, s.159-164.

Seppänen, A. 1998. *Ehdotus valtioneuvoston päätökseksi maa-alueen ja sen maaperän saastuneisuuden selvittämisestä ja puhdistustarpeen arvioinnista*. Muistio 8.10. Helsinki, ympäristöministeriö.

Sosiaali- ja terveysministeriö. 1994. Sosiaali- ja terveysministeriön päätös talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Päätös n:o 74. Helsinki 27.10.

Tuomainen, J. ja Tuomala, J., *Hallintopäätös saastuneen maa-alueen kunnostamisesta - erityisesti jätehuoltolainsäädännön kannalta*, Ympäristöopas 20, Suomen ympäristökeskus, Helsinki 1997.

Työministeriö. 1996. *HTP-arvot 1996*. Turvallisuustiedote no 25. Tampere, kemian työsuojeluneuvottelukunta. ISBN 951-735-087-2.

Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja. 1992, 1993. Saastuneiden maa-alueiden kartoitus, julkaisut 363-375 (eri Vesi- ja ympäristöpiirien laatimat raportit, 13 kpl), Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus.

WHO. 1993. *Guidelines for drinking-water quality*. Vol. 1, Recommendations, 2nd ed. Geneva, World Health Organization. ISBN 92 4 154460 0.

MUUT OLENNAISET KIRJALLISUUSLÄHTEET

Ahonen, I., Jalkanen, A. Ja Vähäsöyrinki A. 1998. *Työntekijöiden kemikaalialtistuminen saastuneiden maa-alueiden kunnostuksessa*. Suomen ympäristö 197. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. ISBN 952-11-0269-1. ISSN 1238-7312.

Assmuth, T., Lääperi, O., Strandberg, T. & Suokko, T. 1990. Saastuneiden maa-alueiden kartoitusmenetelmät. Ympäristönsuojeluosaston selvitys D/88/1990. Helsinki, ympäristöministeriö. ISBN 951-47-2138-1. ISSN 0784-8153.

Assmuth, T., Strandberg, T., Joutti, A. & Kalevi, K. 1992. Kemiallisesti saastuneen maaperän tutkimusmenetelmät. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja, sarja A 97. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. ISBN 951-47-5716-5. ISSN 0786-9592.

Assmuth, T. 1996. Saastuneiden alueiden pitoisuusrajat ja muut kvantitatiiviset riskinhallintakriteerit. *Ympäristö ja Terveys* 27 no 3-4, 43-52.

Mroueh, U.-M., Järvinen, H.-L. ja Lehto, O. (toim.) 1996. *Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostus*. Teknologiakatsaus 47/96. Helsinki, Teknologian tutkimuskeskus.

TEKSTISSÄ KÄYTETYT LYHENTEET

ADI	acceptable daily intake eli sallittu päivittäisannos
BAF	bioaccumulation factor eli bioakkumulaatiokerroin; kuvaa aineen jakautumista organismin ja tietyn väliaineen (ilma, maa, vesi, sedimentti) välillä
BCF	bioconcentration factor eli biokertymiskerroin; kuvaa aineen organismissa olevan pitoisuuden ja ympäristön pitoisuuden suhdetta tasapaino-olosuhteissa
EC	effective concentration eli pitoisuus, jossa on todettu epäsuotuisia vaikutuksia kohdeorganismissa
EPA	Environmental Protection Agency, Yhdysvaltojen ympäristövirasto
I-TEQ/N-TEQ	kansainvälinen/pohjoismainen toksisuusekvivalenttipitoisuus, dioksiineilla toksisuus on suhteutettu toksisimman isomeerin 2,3,7,8-tetraklooridi-bentso- <i>p</i> -dioksiinin (TCDD) toksisuuteen (ekvivalenttikerroin = 1)
LOAEL/C	lowest observable adverse effect level/concentration alhaisin pitoisuus, jossa on todettu epäsuotuisia vaikutuksia kohdeorganismissa
NOAEL/C	no observed adverse effect level/concentration eli korkein testattu pitoisuus, jossa ei ole todettavissa epäsuotuisia vaikutuksia kohdeorganismissa
PCDD, PCDF	polyklooridibentso- <i>p</i> -dioksiinit, -furaanit
PNEC	predicted no-effect concentration eli ennustettu pitoisuustaso, joka ei aiheuta havaittavia vaikutuksia kohdeorganismissa
PRG	preliminary remediation goal eli alustava kunnostuksen tavoitearvo
RA	riskinarviointi
RfD/C	reference dose/concentration eli referenssiannos/pitoisuus; annos/pitoisuus, jonka oletetaan olevan turvallinen
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Hollannin ympäristövirasto
SAMASE	saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti
STM	sosiaali- ja terveysministeriö
SYKE	Suomen ympäristökeskus
TCDD	tetraklooridibentso- <i>p</i> -dioksiini
TDI	tolerable daily intake eli sallittu päivittäisannos
VN	valtioneuvosto
WHO	World Health Organization

Julkaisija
Suomen ympäristökeskus

Julkaisun päivämäärä
helmikuu 1999

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)
Jaana Sorvari ja Timo Assmuth

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)
Saastuneiden maa-alueiden kohdekohtainen riskinarviointi
- tilanne Suomessa

Detaljerad riskbedömning av förorende jord - läget i Finland

Julkaisun laji
Toimeksiantaja
Toimielimen asettamispvm
Selvitys

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Raportissa esitetään katsaus kemiallisesti saastuneiden maa-alueiden riskinarvioinnin tilaan Suomessa. Selvityksessä oli mukana kaikkiaan 89 kohdetta. Tavoitteena oli selvittää Suomessa tähän mennessä tehtyjen riskinarviointien taso ja laatu sekä arvioinnissa käytetyt menetelmät. Erityisesti kiinnitettiin huomiota mahdollisiin puutteisiin ja ongelmiin arvioinnin lähtökohtien määrittelyssä, arvioinnin suorituksessa ja dokumentoinnissa sekä tulosten hyödyntämisessä. Lisäksi tunnistettiin arvioinnin tiedonpuutteet ja kehitystarpeet.

Läpikäydyn aineiston perusteella voidaan todeta suurimman osan arvioinneista olleen laadullisella eli kvalitatiivisella tasolla. Arvioinneissa oli keskitytty terveysriskeihin, parissa kohteessa oli tarkasteltu ekotoksikologisia riskejä kvalitatiivisesti-puolikvantitatiivisesti. Yksityiskohtaisempia kvantitatiivisia terveysriskien arviointeja oli tehty aineiston viidessä kohteessa. Kaikissa riskinarvioinnin osavaiheissa ilmeni puutteita ja ongelmia. Puutteet liittyivät etenkin taustatietojen määrään ja laatuun, riskinarvioinnin rajauksiin ja tavoitteenasetteluihin, arviointimenetelmiin ja -malleihin, tulosten hyödyntämiseen ja luonnehdintaan (epävarmuustarkastelu ja riskien merkitys) sekä arvioinnin dokumentointiin. Kehitys- ja tiedontarpeista korostuivat ekotoksikologisten ja seosvaikutusten arviointimenetelmät ja tiedot eräisiin altistusreitteihin liittyvistä parametriarvoista.

Asiasanat (avainsanat)
selvitys, saastuneet maat, riskit, riskinarviointi, puutteet, ongelmat, kehitystarpeet, suositukset

Muut tiedot

Sarjan nimi ja numero
Suomen ympäristökeskuksen moniste 147

ISBN
952-11-0449-X

ISSN
1455-0792

Kokonaissivumäärä
38
Kieli
suomi

Hinta

Luottamuksellisuus
julkinen

Jakaja
Suomen ympäristökeskus, asiakaspalvelu
PL 140
00251 Helsinki
puh. 09-4030 0100
telefax 09-4030 0190
sähköposti: neuvonta.syke@vyh.fi

Kustantaja
Suomen ympäristökeskus
Kemikaaliyksikkö
PL 140
00251 Helsinki

Published by
Finnish Environment Institute

Date of publication
February 1999

Author(s)

Jaana Sorvari and Timo Assmuth

Title of publication

Site-specific risk assessment of contaminated soils
- situation in Finland

Type of publication

Commissioned by

Report

Parts of publication

Abstract

In the report an outlook to the state of risk assessment of chemically contaminated soils in Finland is given. Altogether 89 sites were included in this study. The aim of the study was to find out the quality and level as well as the methods used in previous site-specific risk assessments. Attention was especially paid to possible deficiencies and problems involved in defining the starting points, execution and documentation of the assessment and the use of results. Possible data gaps and development needs were also identified.

According to the material, it can be concluded that most of the assessments have limited to the descriptive, qualitative level. The assessments have concentrated on health risks, in few cases ecotoxicological risks have been assessed in qualitative-semi-quantitative level. A detailed site-specific quantitative had been done at five sites. Deficiencies and problems were discovered in all the stages of risk assessment procedure. Deficiencies were related especially to the amount and quality of background data, definition of dimensions (spatial and temporal) and objectives of risk assessment, assessment methods and models and the utilization of results and risk characterization (uncertainty analysis and significance of risks) and documentation of the assessment procedure. From the development and data needs, especially assessment methods of ecotoxicological risks and risks due to mixtures of chemicals as well as data concerning parameter values in some exposure routes were emphasized.

Keywords

study, contamination, soil, risks, risk assessment, deficiencies, problems, development needs, recommendations

Other information

Series (key title and no.)

Finnish Environment Institute Mimeograph 147

ISBN

952-11-0449-X

ISSN

1455-0792

Pages

38

Language

Finnish

Price

Confidentiality

Public

Distributed by

Finnish Environment Institute
PO Box 140
FIN-00251 Helsinki
FINLAND
tel. +358-9-4030 0100
fax +358-9-4030 0190
e-mail: neuvonta.syke@vyh.fi

Publisher

Finnish Environment Institute
Chemicals Division
PO Box 140
FIN-00251 Helsinki
FINLAND

ISBN 952-11-0449-X
ISSN 1455-0792