

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Kimmo Silvo, Matti Melanen, Lea Gynther, Sirpa Torkkeli,
Jyri Seppälä, Tellervo Kärmeniemi ja Juha Pesari

Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi

Lähestymistapoja
ympäristölupaprosessin tueksi



Kimmo Silvo, Matti Melanen, Lea Gynther, Sirpa Torkkeli,
Jyri Seppälä, Tellervo Kärmeniemi ja Juha Pesari

Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi

Lähestymistapoja
ympäristölupaprosessin tueksi

HELSINKI 2000

ISBN 952-11-0630-1
ISSN 1238-7312

*Kannen kuvat: Erkki Santala ja Esko Kuusisto
Taitto: Pikseri Julkaisupalvelut*

*Oy Edita Ab
Helsinki 2000*

Esipuhe

Monissa maissa on oivallettu päästöjen ja niiden vaikutusten sekä energian ja raaka-aineiden käytön kokonaistarkastelujen tarpeellisuus teollisen toiminnan aiheuttaman ympäristökuormituksen vähentämisessä. Erityisesti Euroopan yhteisöjen teollisia päästöjä säätelevä IPPC-direktiivi (96/61/EY) on lisännyt alan tutkimustarvetta ja tehostanut yhdenmennyyn päästöjen hallintaan perustuvaa ympäristönsuojelun ohjauksen kehittämistä. Suomen uusi ympäristönsuojelulaki puolestaan luo lainsäädäntökehyksen IPPC-direktiivin keskeisten periaatteiden ja vaatimusten toteuttamiselle Suomessa. Lain toimeenpanoa varten onkin nähty tarpeelliseksi vahvistaa yhdenmetyyn ympäristönsuojelun tietopohjaa ja asiantuntemusta.

Vuoden 1998 alussa käynnistettiin ympäristöministeriön rahoittamaan ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan kuuluva, Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) johtama hanke ”IPPC-direktiivin täytäntöönpanon tietopohja: BAT, energia, ympäristövaikutukset”. Hanke koostui kolmesta osahankkeesta: 1) parasta käyttökelpoista tekniikkaa koskevat tutkimukset, 2) energiatehokkuuden arviointi- ja seurantamenetelmien kehittäminen teollisuudessa ja 3) ympäristövaikutusten yhteismitallistaminen ympäristölupaprosessissa. Klusteriohjelmaan kuului lisäksi Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen hanke ”IPPC-direktiivin soveltaminen käytäntöön – uuden sukupolven metodologian kehittäminen ja case-tutkimuksia eri teollisuuden aloilta.” SYKE:n ja VTT:n IPPC-hankkeilla oli yhteinen johtoryhmä, johon kuuluivat puheenjohtajana Antero Honkasalo (ympäristöministeriö) ja jäseninä Alec Estlander (SYKE), Pirkko Molkentin-Matilainen (Metsäteollisuus ry), Meeri Palosaari (Teollisuuden ja Työnantajain Keskusliitto), Mervi Salminen (kauppa- ja teollisuusministeriö) sekä Kari Larjava (VTT:n hankkeen vastuullinen johtaja) ja Matti Melanen (SYKEN hankkeen vastuullinen johtaja).

Tässä julkaisussa, jonka ovat tehneet Suomen ympäristökeskus, Energia-Ekono Oy ja Kaakkois-Suomen ympäristökeskus ja joka on SYKEN IPPC-projektin osahankkeen 3 loppuraportti, tarkastellaan erilaisia mahdollisia lähestymistapoja arvioida ja käsitellä päästöjä ja ympäristövaikutuksia kokonaisuutena yhtenäisessä ympäristölupaprosessissa lähtökohtina IPPC-direktiivi ja valtioneuvoston eduskunnalle 24.9.1999 antama esitys ympäristönsuojelulaiksi. Työssä ei ole käsitelty ilmastomuutosta, koska se ei kuulu ympäristönsuojelulain mukaiseen lupamenettelyyn. Julkaisu ei myöskään ole viranomaisohje.

SYKE vastasi työn koordinoinnista, vesistövaikutusosuudesta sekä muista kuin taloudellisista arvottamismenetelmistä. Energia-Ekono Oy:n vastuualueena työssä oli laskentatekniikan kehittäminen teollisen sektorin eri ympäristövaikutusten taloudelliseen arvottamiseen. Kaakkois-Suomen ympäristökeskus kokosi laitospohjaisen case-aineiston sekä toimi asiantuntijana erityisesti jäte-, haju- ja meluasioissa.

Suomen ympäristökeskuksen IPPC-hankkeen vastuullisena johtajana ja myös osahankkeen 3 keskeisenä tekijänä on toiminut Matti Melanen (SYKE). Tämän julkaisun vastuuhenkilönä oli Kimmo Silvo (SYKE), joka pääosin kirjoitti julkaisun osan I sekä osan III luvut 1–2. Tellervo Kärmeniemi (SYKE) vastasi erityisesti vesistövaikutuksia koskevista osioista ja kirjoitti osan I liitteen 1. Jyri Seppälä (SYKE) kirjoitti osan I luvun 4.2 ja liitteen 12. Juha Pesari ja Jari Penttinen (Kaakkois-Suomen ympäristökeskus) tuottivat erityisesti melu- ja hajukysymyksiin sekä julkaisun osan III case-tarkasteluun liittyvää aineistoa ja antoivat arvokkaita kom-

mentteja lupa- ja valvontaviranomaisen näkökulmasta. Energia-Ekono Oy:ssä projektipäällikkönä toimi Tomas Otterström, päätekijöinä Lea Gynther ja Sirpa Torkeli sekä muina tekijöinä Harri Laurikka ja Mika Pohjonen. Energia-Ekono Oy vastasi erityisesti julkaisun osasta II sekä osan III luvusta 3. Työryhmä sai arvokasta tukea hankkeen johtoryhmän ohella Esa Simpuralta ja Ilkka Westergreniltä (UPM-Kymmene Kaukaan tehtaat) sekä Pertti Laineelta (Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry). Riitta Larnimaan (Teollisuuden ja Työnantajain Keskusliitto) palaute työn alkuvaiheissa, samoin kuin Antero Honkasalon, Airi Karvosen ja Timo Parkisen (ympäristöministeriö) sekä Jorma Leivosen ja Matti Verran (SYKE) kommentit julkaisun viimeistelyvaiheessa olivat merkittäviä. Jouko Petäjä (SYKE) teki laskennan laitoksen ulkopuolelta hankittavan sähkön aiheuttamista päästöistä osan III case-tarkastelussa.

Työtä esiteltiin 1.6.1999 järjestetyssä ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan kuuluvien IPPC-hankkeiden seminaarissa sekä 24.8.1999 pidetyssä ohjelman tutkijaseminaarissa. Tekijät ovat kiitollisia seminaareissa ja muissa yhteyksissä saadusta, uusia näkökulmia tuoneesta palautteesta.

Työryhmä koki kolmen erilaisen organisaation yhteisen tutkimusprosessin haasteellisenä ja myönteisenä ponnistuksena, joka toi esiin uusia kysymyksiä ja rohkaisi jatkamaan tutkimus- ja kehitystyötä yhdennetyn ympäristöasioiden hallinnan moniulotteisella pinnalla.

Helsinki 10.1.2000

Koko julkaisun sisällysluettelo

OSA I Säädöksiin ja yleisiin tavoitteisiin pohjautuva päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi

I Johdanto

2 Päästöjen ja ympäristövaikutusten arvioinnin lähtökohdat yhtenäisessä ympäristölupamenettelyssä

- 2.1 Taustaa
- 2.2 Euroopan unionin ja muiden kansainvälisten yhteisöjen päästöjä koskevat säädökset
 - 2.2.1 Ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi annettu direktiivi (IPPC) ja EY:n komission järjestämä tiedonvaihto
 - 2.2.2 Vesipuitedirektiivi
 - 2.2.3 Muut keskeiset päästöjä säätelevät direktiivit ja kansainväliset sopimukset
- 2.3 Ympäristönsuojelulain yleiset periaatteet ja vaatimukset
- 2.4 Yhtenäinen lupaharkinta ja lupapäätös
- 2.5 Jätelain vaatimukset
- 2.6 YVA-menettely

3 Katsaus eräiden Euroopan unionin maiden käytäntöihin

- 3.1 Iso-Britannia
- 3.2 Saksa
- 3.3 Alankomaat
- 3.4 Ruotsi

4 Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi

- 4.1 Yleistä
- 4.2 Elinkaariarvioinnissa sovellettava vaikutusten arviointi
- 4.3 Päästöjen ja ympäristövaikutusten haitallisuuden arviointikehikko
- 4.4 Ympäristövaikutusten käsittely
 - 4.4.1 Yläilmakehän otsonin väheneminen
 - 4.4.2 Happamoituminen
 - 4.4.2 Alailmakehän otsonin muodostuminen
 - 4.4.4 Ekotoksikologiset vaikutukset
 - 4.4.5 Rehevöityminen
 - 4.4.6 Hapen kuluminen
 - 4.4.7 Hiukkasmaiset kiintoaineet
 - 4.4.8 Lämpökuormitus
 - 4.4.9 Kiinteät jätteet
 - 4.4.10 Elinympäristömuutokset ja vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen
 - 4.4.11 Energian käytön tehokkuus
 - 4.4.12 Raaka-aineiden käyttö
- 4.5 Terveys- ja viihtyisyysvaikutusten käsittely
 - 4.5.1 Ilman terveydellinen laatu
 - 4.5.2 Haju

- 4.5.3 Melu
- 4.5.4 Vesien terveydellinen laatu

Liitteet

- 1 Vaikutusten arviointi vesioikeudellisessa lupamenettelyssä
- 2 Ilmansuojelu-, vesi-, jäte- ja meluntorjuntalain nojalla annetut valtioneuvoston päätökset
- 3 Ilman laadun ohjearvot
- 4 Ilman laadun raja-arvot
- 5 YVA-asetuksen (268/1999) 6 §:ssä mainitut energia- ja teollisuuslaitoksia koskevat hankkeet, joista on tehtävä YVA-lain 4 §:n mukainen ympäristövaikutusten arviointi
- 6 IPPC-direktiivin liite III
- 7 Toimialakohtaisten EU:n BAT-tiedonvaihtoasiakirjojen valmistelun käynnistämisaikataulu 1997–2000
- 8 Eräs BAT:n arviointimalliehdotus EU:n tasolla
- 9 Vesipuidedirektiivin (yhteinen kanta) mukainen vesien, eliöiden ja sedimentin hyvän ekologisen tilan kuvaus ja kemiallisen laadunormin määrittely sekä direktiivin 76/464/ETY nojalla annetut laatuavoitteet
- 10 Eräiden yhdisteiden ODP-arvot
- 11 Ilman laadun uudet raja-arvot (direktiiviehdotus) ja WHO:n ilman laadun ohjearvoja erälle vaarallisille aineille
- 12 Elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinneissa käytettävät karakterisointikertoimet ja normalisointitekijät

OSA II Ympäristövaikutusten taloudellinen arvottaminen

1 Johdanto

2 Ympäristökustannusten arviointimenetelmät

- 2.1 Vaikutuspolkumenetelmä (altistus–vaikutusmenetelmä)
- 2.2 Vältettyjen kustannusten menetelmä
- 2.3 Omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä
- 2.4 Contingent valuation -menetelmä
- 2.5 Tulostensiirtomenetelmä

3 Arvottamismenetelmien vertailua

- 3.1 Arvottamismenetelmille asetettavia vaatimuksia
- 3.2 Menetelmien vertailua
 - 3.2.1 Pätevyys ja luotettavuus
 - 3.2.2 Kattavuus
 - 3.2.3 Soveltuvuus ilmansaasteiden erilaisten vaikutusten arvottamiseen
 - 3.2.4 Toteuttamisen helppous

4 Ilmapäästöjen ympäristökustannusten arviointi

- 4.1 Tulostensiirtomenetelmä
- 4.2 Vaikutuspolkumenetelmä
 - 4.2.1 Työvaiheet
 - 4.2.2 Tietotarpeet ja tietojen saatavuus
- 4.3 Raportointi

5 Jätevesipäästöistä aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

- 5.1 Jätevesipäästöjen vaikutusten arviointi
- 5.2 Vesistölle aiheutuvien haittojen arvottamisesta tehtyjä tutkimuksia
 - 5.2.1 Vesistölle aiheutuvia virkistyshaittoja arvottavia CV-tutkimuksia
 - 5.2.2 Muita vesistön laatuun tai virkistyskäyttöarvoon liittyviä tutkimuksia
- 5.3 Vesistövaikutusten arvottaminen
 - 5.3.1 Virkistyskäyttöarvolle aiheutuvat vahingot
 - 5.3.2 Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot
 - 5.3.3 Käyttöveden laadulle aiheutuvat vahingot
- 5.4 Raportointi

6 Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

- 6.1 Jätteenkäsittelyn ympäristökustannusten arviointi
- 6.2 Maaperään joutuvien päästöjen ympäristökustannusten arviointi
- 6.3 Suositeltavat arvottamismenetelmät

7 Melusta aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

8 Hajusta aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

9 Energianhankinnan ympäristökustannusten arviointi

- 9.1 Oman energiantuotannon ympäristökustannusten arviointi
- 9.2 Ostetun lämmön ympäristökustannusten arviointi
- 9.3 Ostetun sähkön ympäristökustannusten arviointi

10 Taloudellisten arvottamismenetelmien soveltuvuus yhtenäistettyyn ympäristölupamenettelyyn

- 10.1 Taloudellinen arvottaminen lupaprosessissa
- 10.2 Taloudellisen arvottamisen kehittyminen
- 10.3 Menetelmien soveltuvuus ja kehitystarpeet

Käsiteluettelo

Liitteet

- 1 Taloudellisessa arvottamisessa käytettyjä altistus-vaikutusfunktioita ja yksikköarvoja

OSA III Case-tarkastelu

I Case-kohde: metsäteollisuusintegraatti UPM-Kymmene Kaukas

- 1.1 Case-kohteen kuvaus
- 1.2 Energian ja raaka-aineiden käyttö ja päästöt

2 Kaukaan tehtaiden ympäristövaikutusten arviointi

- 2.1 Yläilmakehän otsonin väheneminen
- 2.2 Happamoituminen
- 2.3 Alailmakehän otsonin muodostuminen

- 2.4 Ekotoksikologiset vaikutukset
- 2.5 Rehevöityminen
- 2.6 Hapen kuluminen
- 2.7 Kiintoaineet
- 2.8 Lämpökuormitus
- 2.9 Kiinteät jätteet
- 2.10 Luonnon monimuotoisuus
- 2.11 Energian käyttö
- 2.12 Raaka-aineiden käyttö
- 2.13 Yhteenveto ympäristövaikutusten merkittävydestä
- 2.14 Terveys- ja viihtyvyysvaikutukset
 - 2.14.1 Hiukkaset
 - 2.14.2 Typen oksidit
 - 2.14.3 Rikkidioksidi
 - 2.14.4 Hiilimonoksidi
 - 2.14.5 Otsoni
 - 2.14.6 Raskasmetallit
 - 2.14.7 Toksiset orgaaniset yhdisteet
 - 2.14.8 Haisevat yhdisteet
 - 2.14.9 Melu
 - 2.14.10 Vesien terveydellinen laatu
 - 2.14.11 Yhteenveto terveys- ja viihtyvyysvaikutusten merkittävydestä

3 Kaukaan tehtaiden vaikutusten taloudellinen arvottaminen

- 3.1 Savukaasupäästöjen vaikutusten arvottaminen
 - 3.1.1 Prosessipäästöjen pitoisuusarviot
 - 3.1.2 Terveysvaikutukset (kuolleisuus- ja sairastuvuusriski)
 - 3.1.3 Rakennusmateriaalien vahingot
 - 3.1.4 Metsävauriot
 - 3.1.5 Viljelykasvivaauriot
 - 3.1.6 Savukaasupäästöjen vaikutukset vesistöissä
 - 3.1.7 Käytetyn energian ympäristökustannukset
- 3.2 Jätevesipäästöjen vaikutusten arvottaminen
 - 3.2.1 Virkistyskäytölle aiheutuvien vahinkojen arvo
 - 3.2.2 Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot
- 3.3 Meluhaittojen arvottaminen
- 3.4 Hajuhaittojen arvottaminen
 - 3.4.1 Terveysvaikutukset
 - 3.4.2 Viihtyvyysvaikutukset
- 3.5 Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvien haittojen arvottaminen
 - 3.5.1 Kaatopaikat
 - 3.5.2 Maaperän saastuminen
- 3.6 Laitoksen ympäristökustannukset
 - 3.6.1 Yhteenveto arvioiduista ympäristökustannuksista
 - 3.6.2 Tarkasteluun sisältyviä epävarmuuksia

Yhteenveto ja johtopäätökset

Summary

Kirjallisuus

Kuvailulehdet

Yhteenveto ja johtopäätökset

Yhdennetty päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi

Ympäristölupaprosessissa tutkitaan säädösten ja yleisten määräysten mukaisuus sekä lisäksi tunnistetaan ja arvioidaan

- 1) toiminnan tekniset ratkaisut ja niiden käyttö;
- 2) päästöt, riskit sekä energian ja raaka-aineiden kulutustasot ja niiden tärkeimmät keskinäiset riippuvuussuhteet; sekä
- 3) ympäristö-, terveys- ja viihtyvyysvaikutukset sekä niiden merkittävyys.

Tietyn toiminnan ympäristövaikutusten arvioinnissa ja toimenpiteiden kohdentamisessa keskeisiä kysymyksiä ovat:

Mitkä ovat tarkasteltavan toiminnan aiheuttamat muutokset ympäristön tilassa? Mikä on näiden muutosten merkittävyys ihmisten, luonnon ja rakennetun ympäristön kannalta?

Mitkä ovat haitallisten muutosten vähentämisen tekniset ja taloudelliset mahdollisuudet?

Ympäristövaikutusten arvioinnissa tarkastelunäkökulma liittyy suojattavien kohteiden (luonto, luonnonvarat, terveys, rakennettu ympäristö) valintaan ja niissä tapahtuvien muutosten hyväksyttävyyteen sekä tiedon puutteiden ja epävarmuuksien käsittelyyn. Perinteisesti vaikutusten merkittävyyden arviointi on nähty hyötyjen ja haittojen taloudellisena kokonaistarkasteluna. Yhtenäisessä ympäristölupaprosessissa taloudellisen intressivertailun käyttö lupapäätöksen perusteena on kuitenkin erittäin rajattua.

Tässä työssä päästöjä ja niiden vaikutuksia arvioitiin ensisijaisesti lainsäädäntöön ja valtakunnallisiin ohjelmiin sisältyvien vaatimusten ja tavoitteiden pohjalta. Tätä arviointia täydennettiin kaukokulkeutuvien päästöjen osalta elinkaariarviointiin pohjautuvalla menetelmällä. Toisena täydentävänä lähestymistapana käytettiin ympäristökustannusten arviointia.

Ympäristönsuojelulain mukaisessa lupaharkinnassa on noudatettava ympäristönsuojelulain nojalla annettujen asetusten määräyksiä ja myös muissa ao. laeissa ja alemman asteen säädöksissä annettuja määräyksiä. Lisäksi kansainvälisten sopimusten, suositusten ja päätösten sekä valtakunnallisten ja alueellisten suunnitelmien ja toimenpideohjelmien vaatimukset tulee ottaa huomioon silloin, kun ne on nivottu osaksi kansallista lainsäädäntöä. Ilmastonmuutosta voidaan käsitellä ympäristönsuojelulain soveltamisalalla vain siten kuin siitä myöhemmin erikseen lailla säädetään, minkä vuoksi ilmastonmuutosta ei ole tässä julkaisussa käsitelty.

Lupaharkintaan vaikuttaa siten hyvin moninainen aineita, päästöjä ja ympäristön tilaa koskeva ajan myötä kehittyvä normisto ja tavoitteisto, jota huomattavalla osin on valmisteltu alunperin Euroopan unionissa tai muissa kansainvälisissä sopimusjärjestelmissä. Muun muassa vesiensuojelun osalta Euroopan unionissa on valmistumassa uusi vesien tilatavoitteita koskeva järjestelmä vesipuitedi-
rektiivin myötä.

IPPC-direktiivissä ja vesipuitedirektiivissä määritelty yhdistetty lähestymistapa edellyttää samanaikaisesti sekä parhaan käyttökelpoisen tekniikan (BAT) ja tarvittaessa parhaan ympäristökäytännön (BEP) että ympäristön laatu normien noudattamista ja ympäristön tilalle asetettujen tavoitteiden huomioonottamista. Toiminnoista aiheutuvien ympäristövaikutusten merkittävyyden arviointiin yleisesti hyväksytyt päästö- tai tilanormit asettavat vähimmäisvaatimuksia ja tavoitteet luovat hieman pidemmälle aikavälille ulottuvia viitekehyksiä. Yhdistetyn lähestymistavan mukaan harkinta etenee vaiheittain seuraavasti:

- 1) Arvioidaan tekniset ratkaisut BAT- ja varovaisuusperiaatteen mukaisesti.
- 2) Otetaan huomioon päästökiellot ja -rajoitukset sekä aineiden käyttökiellot.
- 3) Selvitetään ympäristövaikutukset ja varmistetaan, ettei ympäristölaatu normeja rikota ja pyritään saavuttamaan ympäristölaatu tavoitteet.

Ympäristölupaharkintaa rajaavat ympäristönsuojelulaissa olevat vähimmäisvaatimukset, alemman asteisten säädösten ja sitovien ohjelmien mukaiset aineiden ja päästöjen kiellot tai rajoitukset, ympäristön laatu normit ja -tavoitteet sekä teknisille ratkaisuille ja toimintatavoille asetetut periaatteelliset vaatimukset (paras käytökelpoinen tekniikka, ympäristön kannalta paras käytäntö). Lupaprosessin hyvän lopputuloksen kannalta onkin keskeistä, että kaikki lupaharkintaan vaikuttavat säädökset ja muut dokumentit ovat mahdollisimman hyvin yhteensovitettuja ja ajantasaisia. Kotimaisen lainsäädäntövalmistelun lisäksi Euroopan unionin säädökset ja kansainväliset sopimusjärjestelmät tuottavat uusia reunaehtoja, joihin tulisi pystyä joustavasti sopeutumaan.

Tärkeänä lähtökohtana on, että ympäristölupaprosessissa tehtävät ratkaisut perustellaan avoimesti. Erityisesti tapauskohtaiseen harkintaan nojaavien ratkaisujen kohdalla avoin vuorovaikutus on tärkeää.

Laaja-alaisten globaalisten ja alueellisten ympäristöongelmien ratkaisu vaatii kansainvälistä lainsäädäntöä tai sopimusjärjestelmää (ilmastonmuutos, yläilmakehän otsonikato, happamoituminen ja alailmakehän otsonin muodostuminen). Kansainvälisellä tasolla tehdyt sitoumukset saatetaan yleensä kansallisiksi yleisiksi määräyksiksi (asetus), joissa voidaan asettaa toimintokohtaisia vaatimuksia. Kansainvälisten sopimusten velvoitteet tulevat toiminnanharjoittajia sitoviksi vasta kun ne on siirretty osaksi kansallista lainsäädäntöä.

Tehokkaille ja toimiville lupaprosesseille on ollut ominaista BAT-periaatteen nojautuvan teknologiaperusteisen lähestymistavan ja ympäristön tilatavoitteisiin pohjautuvan lähestymistavan yhdistäminen (OECD 1999). Lupaprosessissa voidaan parhaimmillaan määrittää myös tärkeimpiä ympäristöasioiden kehittämisalueita lähitulevaisuudessa.

Ympäristölupaprosessissa toiminnoista aiheutuvien vaikutusten merkittävyyden arviointiin soveltuu hyvin monipuolinen, erittelevä tarkastelunäkökulma. Tähän liittyy hyvälle lupaprosessille ominainen avoimuus mm. erityyppisten vaikutusten kuvaamisessa. Ympäristön tilalle asetettujen tavoitteiden samanaikaiseen saavuttamiseen liittyvät vaikeudet ja ristiriidat sekä lähtötietoihin liittyvä epävarmuus on tärkeää tuoda esille. Samoin on olennaista eritellä ympäristön vähimmäislaatuvaatimukset ja ympäristön tavoitteelliset tilat toisistaan. Hyvän tarkastelupohjan antaa ajan tasalla oleva monipuolinen ympäristöntilatavoitteisto.

Yhteismitattomien vaikutusten yhdistämiseen (aggregointiin) pitäisi tämän selvityksen perusteella suhtautua varsin kriittisesti, koska tällöin on vaarana hukata ja piilottaa olennaista informaatiota. Yhdistelevät arviot voivat kuitenkin täydentävänä lähestymistapana tuoda hyödyllistä lisäinformaatiota ja uusia näkökulmia lupaharkintaan.

Arvio työssä käsiteltyjen lähestymistapojen soveltuvuudesta ympäristölupaprosessin apuvälineiksi

Ympäristölupaprosessissa lupaharkinta ja toiminnoista aiheutuvien päästöjen ja vaikutusten arviointi on voimakkaasti sidottu laeissa, asetuksissa ja valtakunnallisissa ohjelmissa annettuihin vaatimuksiin ja tavoitteisiin. Asetuksilla tai ohjelmilla määritellyjä ympäristötilanormeja ja -tavoitteita voidaan hyödyntää ympäristölupaprosessissa toimenpiteiden suuntaamisessa paikallisia vaikutuksia aiheuttavan kuormituksen osalta. Sen sijaan kaukokulkeutuvien päästöjen rajoittamisessa ympäristön tilatavoitteita tai valtakunnallisia kokonaispäästöjen vähentämistavoitteita ei voida suoraan käyttää laitostason päästöjen rajoittamisen perusteina vaan rajoitukset pohjautuvat pääosin lainsäädännössä kyseiselle toiminnalle annettaviin rajoituksiin. Normi- ja tilatavoitteista lähtevää menettelyä täydentäväksi ja suuntaa-antaviksi lähestymistavoiksi työssä todettiin elinkaariarviointiin perustuva vaikutusten arviointi kaukokulkeutuville päästöille sekä ympäristökustannusten arviointi. Ympäristövaikutusten taloudellinen arvottaminen on kuitenkin vielä siinä määrin epävarmalla pohjalla, ettei sitä käytännössä voida käyttää lupaharkinnan perusteena.

Lähestymistapoja demonstroititiin UPM Kymmene Kaukaan tehtaiden vuoden 1997 aineistolla. Case-tarkastelu paljasti miten eri lähestymistavoilla voidaan päätyä jossain määrin toisistaan poikkeaviin painotuksiin. Case-tapauksessa ympäristötilatavoitteisiin ja yleisiin määräyksiin pohjautuvan tarkastelun perusteella merkittävimmitä kuormituksen vähentämisalueiksi tulivat jätteet sekä rehevöitymistä ja ekotoksisuutta aiheuttavat päästöt. Elinkaariarviointiin pohjautuva tarkastelu osoitti typen oksidien olevan kaukovaikutusalueella merkittävin haitallinen päästökomponentti. Taloudellisen arvottamisen perusteella ilmaan menevien päästöjen osuus haisevat yhdisteet (haju) mukaan lukien oli 46 prosenttia (tästä puolet haisevien päästöjen aiheuttamia), veteen menevien päästöjen osuus 35 prosenttia ja jätteiden osuus 18 prosenttia kokonaisympäristökustannuksista.

Lähestymistapojen antamien tulosten eroihin on löydettävissä useita syitä. Säädösten määräykset ovat yleensä luonteeltaan vähimmäisvaatimuksia. Yleisten määräysten ongelmana on usein aikaviive ja niiden soveltamisalan kapeus. Ympäristötilatavoitteita on myös määritelty vajavaisesti. Erityisesti päästöjen aiheuttamien pitkän aikavälin ekotoksikologisten vaikutusten arvioinnin tieteellinen pohja on edelleen varsin heikko ja kaipaa lisää tieteellistä tutkimustietoa ja menetelmien kehittelyä.

Elinkaariarvioinnin menetelmät on vasta kehittymässä siihen suuntaan, että paikalliset ja alueelliset erityispiirteet voidaan ottaa huomioon. Ympäristölupaprosessin yhteydessä menetelmä soveltuu parhaiten kaukokulkeutuvien päästöjen merkittävyyden suuntaa-antavaan arviointiin.

Ympäristövaikutusten taloudellinen arvottaminen voi antaa suuntaa-antavaa lisäinformaatiota erilaisten ympäristövaikutusten taloudellisesta merkityksestä ja erilaisten vaihtoehtojen ympäristökustannusten eroista. Taloudellisessa arvottamisessa korostuvat vaikutukset, joiden taloudellisia hyötyjä ja haittoja on tällä hetkellä käytössä olevin menetelmin mahdollista arvioida, kuten taloudelliseen toimintaan ja terveyteen kohdistuvat vaikutukset. Keskeisessä asemassa on lähtöaineiston saatavuus: altistusvaikutusfunktiot, sovellettavat yksikköarvot ynnä muu määrällinen tieto. Laadullinen tieto, jota ympäristövaikutuksista on runsaastikin saatavilla, sopii heikosti taloudellisen arvottamisen pohjaksi. Soveltuvien menetelmien puuttuessa ja taloudellisen arvottamisen ihmiskeskeisestä näkökulmasta johtuen luonnon olemassaoloarvot jäävät taloudellisessa arvottamisessa lähes kokonaan huomioon ottamatta. Pitkällä aikavälillä ilmenevien vaikutusten

taloudellinen arvottaminen on myös hankalaa, sillä vaikutuksista on vaikea saada määrällistä tietoa ja ne ovat usein riskiluonteisia; myöskään sovellettavasta laskentakorosta ei ole yksimielisyyttä.

Mikään taloudellisista arvottamismenetelmistä ei toistaiseksi ole saavuttanut yksimielistä yleistä hyväksyttävyyttä, mutta tutkimus- ja kehitystyö on vilkasta ja menetelmien systemaattisuus ja tulosten käyttökelpoisuus ovat parane-
massa. Menetelmien vahvuudet samoin kuin puutteet sekä soveltamismahdolli-
suudet on tunnettava, jotta pystyttäisiin tekemään oikeita johtopäätöksiä. Vesistö-
ja ilmapäästöjen vaikutusten taloudellisesta arvottamisesta on jo saatu melko pal-
jon käytännön kokemusta ja menetelmiä on voitu kehittää niiden pohjalta. Melun,
hajun ja jätteiden vaikutusten taloudellisessa arvottamisessa vastaavan tason saa-
vuttaminen edellyttäisi riittävän laajojen perusselvitysten tekemistä.

Summary

The aim of the study was to develop methods for the evaluation of environmental and economical effects of emissions, energy use and resource use at plant level in the context of integrated environmental permitting. The study was part of a larger project "Knowledge basis for the implementation of the IPPC Directive: BAT, energy, environmental impacts", co-ordinated by the Finnish Environment Institute. The integrated assessment of emissions and environmental impacts required by the IPPC Directive and the Finnish Act on Pollution Prevention formed the starting point for the work. Permitting authorities as well as enterprises as permit applicants may utilise the results of the study in the environmental permitting process. The approaches and methods were demonstrated and tested at a large integrated pulp and paper plant in south-eastern Finland (UPM-Kymmene Kaukas).

The Finnish Environment Institute co-ordinated the work and evaluated impact methods concerning aquatic environment and non-economical valuation. Energy Ekono Ltd was responsible for the development of economical valuation of environmental effects. The South-Eastern Finland Environment Centre provided the case study material and expertise for waste, odour and noise issues.

The study consisted of the following parts:

- 1) State-of-the-art analysis of the assessment methods for environmental impacts and environmental costs. Focus was placed on ozone forming, acidifying, eutrophying, toxic, oxygen consuming, particulate and odourous emissions. Waste, energy and noise issues in permitting were scrutinized as well. Environmental impacts were assessed on the basis of impact categories applied in LCA and valued against targets and objectives set in national legislation and codes as well as against environmental costs. The economical valuation methods looked into included impact pathway, avertive behaviour, hedonic pricing, contingent valuation and benefit transfer.
- 2) Drawing up of a framework for the deliberation of emissions, waste, energy and resource use, impacts, environmental objectives and standards in the integrated permitting process. An application of the life cycle impact assessment method in the permitting process was developed.
- 3) Evaluation of methods for estimating environmental costs caused by air and water emissions, waste, noise, odourous emissions and energy use. The environmental costs of global climate change were excluded. The scope of application, strenghts and weaknesses of various methods were discussed.
- 4) Testing of the chosen assessment methods in a case study at an industrial plant level (integrated pulp and paper mill). Environmental, health and nuisance effects of air and water emissions, waste, noise, odours and use of energy were evaluated as a whole against environmental quality objectives and standards and environmental costs.
- 5) A critical review of the applicability of different valuation methods in the context of environmental permitting and a proposal for a sound practical approach.

The case study showed that economical valuation methods, life cycle impact assessment and valuation approaches based on legal norms and environmental objectives may produce clearly different results concerning the significance of different types of emissions and impacts.

Valuing the environmental impacts of the case mill against environmental objectives and norms, wastes, eutrophying emissions and ecotoxicological disturbances emerged as priority areas for further improvement. In the environmental permitting process there is a multitude of norms and targets, frequently changing in time, concerning emissions and state of the environment, often based on the Community Law or other international agreements. The results point out that assessment based on analytical and versatile approaches taking into consideration common set of norms and targets suit well to the permitting process. Well developed and commonly accepted sets of environmental quality objectives support substantially the permit deliberations.

Life cycle impact assessment, with regionally modified characterization factors, was applied to transboundary pollution (photochemical ozone formation, acidification and airborne eutrophication). In the case study nitrogen oxides emerged as significant transboundary pollutants. It was shown in the case study that life cycle impact assessment may provide useful indicative information on transboundary pollutants that may be utilized in the permitting process.

The share (percentage) of various environmental costs related to the case mill is shown in Table 1.

Table 1. The percentage of various environmental costs of the Kaukas pulp and paper mill in 1997 (climate change excluded).

Category	%
Emissions into air	23
health effects ¹	4
material damage ¹	0.1
forest damage ¹	1
crop damage ¹	0.4
effects on water bodies ¹	0.3
internal power generation	6
external power supply	11
Emissions into waters	35
recreational value	34
fishery damage	1
Noise	0.05
Odours	23
Waste	18
Emissions into soil	0.3
Total	100

¹ Emissions from processes

It was shown in the study that economical valuation of environmental impacts at plant level might be used as an indicative additional information in the permitting process. The environmental costs arising from atmospheric emissions may be evaluated using the impact pathway method employing exposure-response functions. It has to be recognized, however, that there are no credible exposure-response functions available for all impact pathways, e.g. health effects of nitrogen oxides, cultural values, economical and recreational value of forests and biodiversity. Reliably determined unit costs are also lacking for some harmful environmental and

health effects. The benefit transfer method might be applied instead of impact pathway method, if adequate basic data and time are not available, but inevitably this would increase uncertainties in the results. In Finland the background knowledge for the economical valuation of air and water emissions is considered to be fairly adequate for practical applications whereas the economical valuation of impacts of noise, odour and waste still requires some *in situ* surveys to reach the operational level. There are apparent weaknesses involved in the economical valuation of environmental impacts that need to be addressed in the application of results. The existence values of nature are ignored. Moreover the impacts that occur only in a long run are not sufficiently taken into consideration as a result of lack of knowledge. The level of interest rate to be chosen is under dispute as well.



Kirjallisuus

- Aakkula, J. 1997. Maaseutu ympäristö taloudellisena arvona. Julk.: Luostarinen, M. & Yli-Viikari, A. (toim.) Maaseudun kulttuurimaisemat. S. 35–45. SYKE:n ja MTT:n julkaisu. Helsinki.
- Abbey D. E., Lebowitz M. D., Mills P. K., Petersen F. F., Lawrence Beeson W. & Burchette R.J. 1995. Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology* 7, s. 19–34.
- Abdalla, C. W., Roach, B. A. & Epp, D. J. 1992. Valuing environmental quality changes using averting expenditures – an application to groundwater contamination. *Land Economics*, vol. 68(2) May 1992, s. 163–169.
- Ahbe, S., Braunschweig, A. & Müller-Wenk, R. 1990. Methodik für Oekobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung (A method for ecobalance and ecological optimization). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. Schriftenreihe Umwelt, nr. 133.
- Ahonen, A. & Leiviskä, V. 1993. Energiaturpeen tuotanto- ja käyttöketjun ympäristöhaittojen arvottaminen. University of Oulu, Research Institute of Northern Finland, Oulu. Research Reports 112.
- Aittoniemi, P. 1991. Vesistön virkistyskäytön ja sen muutosten arvottaminen. Imatran Voima Oy, Helsinki. T&K-tiedotteita.
- Aittoniemi, P. 1993. Vesistön säännöstelyn vaikutukset rantojen virkistyskäyttöön – arviointimenetelmä ja sovelluksia Kainuun järvellä. Imatran Voima Oy, Helsinki. Tutkimusraportteja.
- Alberini, A., Cropper, M. L., Fu, T.-T., Krupnick, A. J., Liu, J.-T., Shaw, D. & Harrington, W. 1994. Valuing health effects of air pollution in developing countries: The case of Taiwan.
- Anderson, H. R., Ponce de Leon, A., Bland, J. M., Bower, J. S. & Strachan, D. P. 1996. Air pollution and daily mortality in London: 1987–92. *BMJ* 312, s. 665–669.
- Arnold, M. 1995. Hajuohjearvojen perusteet. VTT, Espoo. VTT tiedotteita 1711.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P. R., Leamer, E. E., Rader, R. & Schuman, J. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register*, January 15, 1993, vol. 58, no. 10, s. 4601–4614.
- Asian Development Bank (ADB) 1996. Economic evaluation of environmental impacts – a workbook. Parts I and II. Manila.
- Assmuth, T. 1997. Selvitys ja ehdotuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä – tiedolliset perusteet, määrittelyperiaatteet, soveltaminen ja kehittäminen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 92.
- Baumann, H. & Rydberg, T. 1994. A comparison of three methods for impact analysis and valuation. *Journal of Cleaner Production*, vol. 2, no. 1, s. 13–20.
- Brisson, I. E. & Powell, J. 1995. Dump or burn? – the assessment of social costs and benefits of waste disposal, CSERGE. University College London and University of East Anglia.
- Carson, R. & Cameron, M. 1986. The value of clean water: The public's willingness to pay for boatable, fishable and swimmable quality water. Discussion paper QE85-08, rev., Resources for the Future, Washington D.C. (Julkaisussa: Using surveys to value public goods. The Contingent Valuation method. Resources for the Future, Washington D.C., 1993.)
- Carson, R. T., Wright, N. J., Carson, N. J., Alberini, A. & Flores, N. E. 1995. A bibliography of Contingent Valuation studies and papers. NRDA, Inc., January 1995.
- Cleary, T. V., O'Brien, A. & Ó Cléirigh, L. 1997. Integrated environmental protection based on BAT. Byrne Ó Cléirigh Ltd., Dublin. Document No:269X001. Final Report.
- Consoli, F., Allen, D., Boustead, I., Fava, J., Franklin, W., Jensen, A.A., de Oude, N., Parrish, R., Perriman, R., Postlethwaite, D., Quay, B., Séguin, J. & Vigon, B. (eds.) 1993. Guidelines for life-cycle assessment: A 'Code of Practice'. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Brussels.

- Dab, W., Quenel, S. M. P., Le Moullec, Y., Le Tertre, A., Thelot, B., Monteil, C., Lameloise, P., Pirard, P., Momas, I., Ferry, R. & Festy, B. 1996. Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 42–46.
- Deane, M., Sanders, G. & Jonsson, E. 1977. Trends and community annoyance reactions to odors from pulp mills Eureka, California 1969–71. *Env Res* 14, s. 232–244.
- Desvousges, W. H., Johnson, F. R., Dunford, R. W., Boyle, K. J., Hudson, S. P. & Wilson, K. N. 1993. Measuring natural resource damages with Contingent Valuation: Test of validity and reliability. Julk.: Hausman, J. A. (toim.) *Contingent Valuation, a critical assessment. Contributions to Economic Analysis*, vol. 220, Amsterdam, London and Tokyo, s. 91–159.
- Diamond, P. A., Hausman, J. A., Leonard, G. K. & Denning, M. A. 1993. Does Contingent Valuation measure preferences? Experimental evidence. Julk.: Hausman, J. A. (toim.) *Contingent Valuation, a critical assessment. Contributions to Economic Analysis*, vol. 220, Amsterdam, London and Tokyo, s. 41–85.
- Dockery, D. W., Speizer, F. E., Stram, D. O., Ware, J. H., Spengler, J. D. & Ferries, B. G. 1989. Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *Am Rev Respir Dis* 139, s. 587–594.
- Dotzour, M. 1997. Groundwater contamination and residential property values. *The Appraisal Journal*, July 1997, s. 279–285. (Julk.: *Environmental Damage Valuation and Cost Benefits News. Volume IV, August 1997.*)
- Downing, M. & Ozuna, T. Jr. 1996. Testing the reliability of the benefit function transfer approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(3) May 1996, s. 316–322.
- Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G. & van Oudvorst, A. B. 1995. Association of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory. *Am J Respir Crit Care Med* 152, s. 1932–1939.
- Eerolainen, R. 1999a. Ympäristölupaviranomaisen tietopohja ja ympäristötaloudellinen harkinta ilmaluvan valmistelussa. Pro gradu -tutkielma, Helsingin yliopisto, Taloustieteen laitos, Ympäristöekonomia.
- Eerolainen, R. 1999b. Lupaviranomaisen on oltava myös talouden taitaja. *Ympäristö-lehti* 2/1999.
- Ekholm, P. 1998. Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Finnish Environment Institute, Helsinki. Monographs of the Boreal Environment Research. No. 11.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T.) 1994. Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen vaikutusten arvottaminen. MOBILE-raportti 207Y. Espoo.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Laurikka, H., Gynther, L., Siitonen, S., Holttinen, E. & Häkinen, P.) 1998a. Tuulivoiman ja aurinkosähkön kilpailukyky ympäristöhyödyt huomioidaan ottaen. Selvitys 60K00794. KTM, Kemijoki Oy, Kemin kaupungin energialaitos, Kemi-Tornion ammattikorkeakoulu, Neste Oy, Pori Energia. Espoo.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Gynther, L. & Vesa, P.) 1998b. Halukkuus maksaa puhtaammasta ilmanlaadusta. Selvitys 60P00674. TEKES, Espoo. SIHTI 2-tutkimusohjelma, raportti 130T.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Gynther, L. & Laurikka, H.) 1998c. Ympäristökustannusten arviointimenetelmät. Ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 205.
- Energia-Ekono Oy 1999a. Energiatohokkuus yhtenäisessä ympäristölupamenettelyssä ja energiansäästösopimuksissa. Selvitys 60K01441-Q070-032B. Kauppa- ja teollisuusministeriö, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Energia-Ekono Oy (Gynther, L., Otterström, T., Hämeikoski, K. & Paavola, M.) 1999b. Suomen rautatieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamat ympäristökustannukset. Selvitys 60K01576. Ratahallintokeskus, Espoo.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Rissanen, H. & Leino, P.) & Maa ja Vesi Oy (Estlander, A., Kommonen, F. & Koski, P.) 1994. Energiantuotannon ulkoisten kustannusten arvioiminen Suomessa. Kauppa- ja teollisuusministeriö, Helsinki. SIHTI 2-tutkimusohjelma, raportti 101T.

- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Gynther, L. & Vesa, P.) & Maa ja Vesi Oy (Kosonen, M.) 1996. Energiasektorin päästöjen vähentämisen kustannus-hyötyanalyysi – tapaustarkastelu Tampere. Selvitys 60P00015. TEKES, Espoo. SIHTI 2-tutkimusohjelma, raportti 126Y.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Rissanen, H., Siitonen, S., Sarin, S. & Gustafsson, R.) & Maa ja Vesi Oy (Kosonen, M. & Lappalainen, R.) 1997. Polttoaineketjujen paikalliset ympäristövaikutukset. Selvitys 60P00650. TEKES, Espoo. SIHTI 2-tutkimusohjelma.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Gynther, L. & Rissanen, H.), Maa ja Vesi Oy (Kosonen, M.) & YTV (Häme Koski, K.) 1995. Energiantuotannon ulkoisten kustannusten arvioiminen pääkaupunkiseudulla. Selvitys EP-19259Q. Kauppa- ja teollisuusministeriö, Espoo. SIHTI 2-tutkimusohjelma, raportti 115Y.
- Environment Agency 1997. Guidance for operators and inspectors of IPC processes. Best Environmental Option assessments for Integrated Pollution Control. Volume I: Principles and methodology. Volume II: Technical data (for consultation). London.
- Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti 1995. VI Symposiumi, 21.9.1995, Ympäristötutkimuksen tarve Karjalassa.
- Euroopan komissio 1997a. External costs of transport in ExternE. JOULE III Programme. Toim. Bickel, B., Schmid, S., Krewitt, W. & Friedrich, R. IER. Final report, 01 January 1996 to 31 May 1997.
- Euroopan komissio 1997b. The national implementation in the EU of the ExternE accounting framework. CIEMAT, Madrid. Final report, 1 January 1996 to 31 October 1997.
- Euroopan komissio, DG XII 1995. Externalities of fuel cycles 'ExternE' Project – Vol. 1–6. Report number 2, Methodology. ECSC-EC-EAEC, Brussels, Luxembourg.
- Euroopan komissio, Directorate-General for Development 1993. Environment Manual – Environmental procedures and methodology governing Lomé IV development co-operation projects.
- European Commission 1996a. Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new and notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. Part I. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European Commission 1996b. Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new and notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. Part II. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- European Conference of Ministers of Transport (ECMT) 1997. Efficient transport for Europe: Policies for internalisation of external costs. Käsikirjoitus.
- EUROSTAT, Statistical Office of the European Communities 1998. Agricultural prices 2/1998. Luxembourg.
- Ewers H.-J. & Schulz, W. 1982. Die monetären Nutzen gewässergüteverbessernder Massnahmen – dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin. Umwelt Bundes Amt, Berichte 3/82.
- Ewers, H., Brabänder, H.D., Brechtel, H.-M., Both, M., Hayessen, E., Jahn, A., Möhring, B., Mcoy, M., Nohl, W.R. & Richter V. 1984. On the monetarization of forest damages in the Federal Republic of Germany. (Julkaisussa: Kosten der Umweltverschmutzung, Umwelt Bundes Amt, Berichte 7/86.)
- Finnveden, G. 1997. Valuation methods within LCA – Where are the values? The International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 2, s. 163–169.
- Flesh, R. D. & Turk, A. 1975. Social and economic effects of odors. Julk.: Cheremisinoff, P. N. & Young, R. A. (toim.). Industrial odor technology assessment. Ann Arbor Science Publishers. Ic. S. 57–74.
- Frberg, L., Jonsson, E. & Cederlöf, R. 1960. Studier över sanitära olägenheter av rökgaser från en sulfatsellulosa-fabrik. Nord. Hy. Tidskr. 41, s. 41–43, 45–50.
- Garrod, G. & Willis, K. 1992. The amenity value of woodland in Great Britain. Environmental and Resource Economics 2(4) 1992, s. 415–434.
- Gegax, D., McGuckin, T., Ghosh, S. & Eaton, J. 1995. An algorithm for estimating the benefit of pollution control along the US/Mexico Border. The University of Utah. <http://www.civil.utah.edu/scerp/projects/p12.html>.

- Geldermann, J., Christina, J. Spengler, T. & Rentz, O. 1999. Proposal for an integrated approach for the assessment of cross-media aspects relevant for the determination of "Best Available Techniques" BAT in the European Union. *Int. J. LCA* 4 (2), s. 94–106.
- Goedkoop, M. 1995. The eco-indicator 95. Final report. MultiCopy, Leiden. National Reuse of Waste Research Programme (NAOH) report 9523.
- Green, C. & Tunstall, S. 1990. The amenity and environmental value of river corridors. Flood Hazard Research Centre, Middlesex Polytechnic. Publication number 171. (Julkaisussa: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Gren, I.-M., Söderkvist, T. & Wulff, F. 1996. Lönar det sig att rena Östersjön? Beijer International Institute of Ecological Economics. The Royal Swedish Academy of Sciences. Beijer Reprint Series No. 77.
- Guntermann, K. L. 1995. Sanitary landfills, stigma and industrial land values. *The Journal of Real Estate Research* vol. 10, no. 5, s. 531–542. (Julkaisussa: Environmental Damage Valuation and Cost Benefits News. Volume III, December, 1996.)
- Haahtela, T., Marttila, O., Vilkkä, V., Jäppinen, P. & Jaakkola, J. 1992. The South Karelia air pollution study: Acute health effects of malodorous sulfur air pollutants released by a pulp mill. *American Journal of Public Health*, April 1992, vol. 82, no 4, s. 603–605.
- Haahtela, T., Partti-Pellinen, K., Jaakkola, J., Vilkkä, V., Piutunen, S., Silakoski, I., Jäppinen, P., Miettinen, P., Saarinen, K., Krooks, K., Monto, H. & Marttila, O. 1998. IEVA eli Imatran, Enson (Svetogorsk) ja Varkauden ilman hajurikkyhdisteet ja terveyst: loppuraportti. Ympäristö ja Terveyst -lehti, Tutkimusraportti 1:1998.
- Halvorsen, B., Strand, J., Sælensminde, K. & Wenstøp, F. 1996. Comparing contingent valuation, conjoint analysis and decision panels: An application to the valuation of reduced damages from air pollution in Norway. Department of Economics. University of Oslo, Oslo. Memorandum No. 37.
- Hanley, N. 1989. Problems in valuing environmental improvements resulting from agricultural policy changes: The case of nitrate pollution. Report, Department of Economics, University of Sterling. (Julkaisussa: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Hanley, N., Shogren, J. F. & White, B. 1997. Environmental economics – in theory and practice. MacMillan, Lontoo.
- Hasund, K., Hedvåg, L. & Pleijel, H. 1990. Ekonomiska konsekvenser av det marknära ozonets påverkan på jordbruksgrödor. Naturvårdsverket, Solna. Rapport 3862.
- Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A. & Sleswijk, A.W. 1992. Environmental life cycle assessment of products. MultiCopy, Leiden. CML (Centre of Environmental Science) Report 9267.
- Heikkinen, A. & Järvinen, P. 1994. Elinkaariarviointi ja sähköntuotanto. Imatran Voima Oy, Vantaa. Tutkimusraportteja IVO-A-06/94.
- Henriksen, A., Fjeld, E. & Lien, L. 1995. Luftforurensninger – effekter og verdier (LEVE), Effekter av sur nedbor på fiskebestander (skadesfunksjon). STF rapport 96:01.
- Hildén, M., Ostamo, E., Rahikainen, M. & Päivärinne, A.-M. 1997. Arviointiselostusten laadunarviointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Ympäristöopas 33.
- Hjalte, ym. 1982. Economic consequences of water quality changes in lakes. Report March 1982. TEM University of Lund. (Julkaisussa: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Hoevenagel, R. 1994a. An assessment of the Contingent Valuation method. *Julk.: Pethig, R. Valuing the environment: Methodological and measurement issues*. S. 195–227. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Hoevenagel, R. 1994b. Comparison of economic valuation methods. *Julk.: Pethig, R. Valuing the environment: Methodological and measurement issues*. S. 251–270. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Hongisto, M., Heikkinen, A., Soimakallio, H. & Järvinen, P. 1997. Sähköntuotantovaihtoehtojen ulkoiset ympäristökustannukset päätöksenteon apuna. Imatran Voima Oy, Ympäristönsuojeluyksikkö, Vantaa. Versio 3/ lopullinen luonnos.
- Huhtala, A. 1995. Is environmental guilt a driving force? An economic study on recycling. *Lapin yliopiston julkaisu* 1995.
- Hübler 1991. Economic losses resulting from soil pollution in the Federal Republic of Germany. Federal Environmental Agency, Berlin. Summary in Weskamp & Schulz (toim.) 1991. (Julkaisussa: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Häikiö, P. 1995. YVA-menettelyn vaikutuksista pilaamishankkeiden lupakäsittelyssä. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 516. Helsinki.

- Imatran kaupunki 1998. Imatran, Joutsenon, Lappeenrannan ja Svetogorskin ilman laatu vuonna 1997. Ympäristötoimi, Ympäristönsuojelu 14.4.1998.
- Insinööritoimisto Kari Pesonen Oy 1995. Selvitys koko tehdasalueen ympäristömelun vaimentamisesta arvoihin $L_{Aeq} 07-22h \leq 55$ dB ja $L_{Aeq} 22-07h \leq 45$ dB.
- IPPC 1996. Climate change 1995. The science of climate change. Contribution of working group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jaakkola, J. K., Vilkkä, V., Marttila, O., Jäppinen, P. & Haahtela, T. 1990. The South Karelia air pollution study: The effects of malodorous sulfur compounds from pulp mills on respiratory and other symptoms. *American Review of Respiratory Disease*, vol. 142, no. 6, Dec. 1990.
- Kanerva, V. & Matikainen, K. 1972. Tutkimus Pien-Saimaan veden likaantumisen aiheuttamista taloudellisista menetyksistä. VTT, Rakennustalouden laboratorio, tiedonanto 7.
- Kauppa- ja teollisuusministeriö (KTM) 1997. Energia-talous 2025, Skenaariotarkasteluja. Kauppa- ja teollisuusministeriön julkaisuja 3/1997.
- Konjunkturi-institutet och Statistiska Centralbyrån 1994. Svenska miljöräkenskaper (SWEEA). Stockholm.
- Krogerus, M. & Hynninen, P. 1992. Sellu- ja paperiteollisuuden päästöjen käsittelyvaihtoehdot ja kustannukset. Vesi- ja ympäristöhallitus, SYTYKE-ohjelma, Helsinki.
- Krupnick, A. 1995. Benefits module review comments in NAPAP peer review of the Tracking and Analysis Framework (TAF) for use in the 1996 NAPAP Integrated Assessment. 18.-20.12.1995. <http://www.lumina.com/taflist/tprbene.html>.
- Krupnick, A. J., Harrington, W. & Ostro, B. 1990. Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data. *J. Environ Econ Manage* 18, s. 1-18.
- Krupnick, A., Markandya, A. & Nickell, E. 1994. The external costs of low probability-high consequence events: Ex ante damages and lay risks. Paper in Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future: Fuel Cycle Externalities: Analytical Methods and Issues. Oak Ridge, Tennessee.
- Kuikka, S. & Hilden, M. 1992. Kalakannat: Kalakannan tuotanto. Julk.: Äijö ym. Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa. Teknillinen Korkeakoulu, Tammer-Linkki Oy, Tampere.
- Kurki, H. 1998. JKL-Ökobilanz. Monetär bewerteter Ökobilanzansatz. Jyväskylä Studies in Computer Science, Economics and Statistics 48, University of Jyväskylä.
- Kuusiniemi, K. 1995. Ympäristölupa. Lakimiesliiton kustannus, Helsinki.
- Kylä-Setälä, A. & Assmuth, T. 1996. Suomen maaperän tila, kuormitus ja suojelu. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 10.
- Laine, P. & Saukkonen, P. 1998. Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry. Etelä-Saimaata koskevia selvityksiä 4.1.
- Lappalainen, K. M. & Seppänen, P. 1990. Kunnostuksen ja hoidon yleissuunnittelu. Julk.: Ilmavirta, V. (toim.). Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino, Helsinki.
- Laughland, A., Musser, W. N., Shortle, J. S. & Musser, L. M. 1996. Construct validity of averting cost measures of environmental benefits. *Land Economics*, 72(1), February 1996, s. 100-112.
- Liikenneministeriö 1994. Liikenteen väylähankkeiden vaikutusselvitysten yhdenmukaistaminen. Lyhennelmä liikenneministeriön julkaisusta 26/94. Helsinki.
- Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Ronning, A., Ekvall, T. & Finnveden, G. 1995. Nordic guidelines on life-cycle assessment. AKA-PRINT A/S, Århus. Nord 1995:20.
- Linna, M. 1996. Tuotantofunktioihin perustuvat lähestymistavat (Production function approaches). Julk.: Miettinen - Hämäläinen (toim.). Ympäristön arvottaminen - taloustieteelliset ja monitavoitteiset menetelmät. HUT Systems Analysis Laboratory, Espoo. Research Reports, Series B19.
- Lundi, S. & Huppel, G. 1999. Environmental assessment of products: The Ranges of Societal Preferences Method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol.4, no. 2, s. 7-15.
- Maanmittauslaitos 1998. Kiinteistöjen kauppahintatilasto 1997. Helsinki 1998. (Saatavilla vuosittain.)
- Maddison, D. & Bigano, A. 1997. The amenity value of the Italian climate. *Fondazione Eni Enrico Mattei nota di lavoro (FEEM)* 11.97. Milano.

- Marttunen, M. (toim.).1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Vaihtoehtoisten kuormitustasojen vaikutukset sisävesissä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 160.
- Matero, J. & Saastamoinen, O. 1998. Monetary assessment of the impacts of forestry on water-based benefits in Finland. Joensuun yliopisto. Boreal Environment Research 3. S. 87–96. Helsinki July 1998.
- Mattila, T. 1995. Rantakiinteistön virkistysarvo ja vesistön likaantumisen vaikutus siihen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 6.
- Mayeres, I., Ochelen, S. & Proost, S. 1996. The marginal external costs of urban transport. Katholieke Universiteit Leuven, Center for Economic Studies. Transportation Research – D, vol. 1, no. 2 (1996), s. 111–130.
- Metsäntutkimuslaitos 1997. Metsätilastollinen vuosikirja 1997. Maa- ja metsätalous 1997:4. Helsinki.
- Metsäteollisuus ry. 1998. Ympäristönsuojelun vuosikirja. Vuoden 1997 tilastot.
- Michael, N. & Pearce, D. W. 1989. Cost benefit and land reclamation: A case study, IIED/UCL Environmental Economics Centre, London.
- Mitchell, R. C. & Carson, R. T. 1989. Using surveys to value public goods: The Contingent Valuation method. Resources for the Future, Washington D.C.
- Mundy, B. 1992. The impact of hazardous toxic material on property value. Appraisal Journal, vol. 60, no. 4, s. 463–471.
- Muurikainen, V. & Mäkelä, A.-L. 1998. Yhteenveto sahan ympäristömelun mittauksista. Muistio 20.2.1998, UPM-Kymmene Oyj, Kaukas, tutkimuskeskus.
- Mälkönen, E. (toim.) 1998. Ympäristömuutos ja metsien kunto – Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691.
- Mäntymaa, E. 1993. Ympäristöhyötyjen arviointi Contingent Valuation -menetelmällä (Valuing environmental benefits using the Contingent Valuation method). Oulun yliopisto, Pohjois-Suomen tutkimuskeskus, raportti 109/1993.
- Mäntymaa, E. 1997. Essays on environmental benefits and hypothetical markets. Acta Universitatis Ouluensis Oeconomica. Department of Economics, Oulu.
- National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP) 1991. The cause and effects of acid rain precipitation. Washington.
- Navrud, S. 1988. Recreational value of Atlantic salmon and sea trout angling in the River Vekedalselv in 1987 – before regular liming. Report from the Directorate for Nature Management. (Julkaisussa: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Navrud, S. 1989. Estimating social benefits of environmental improvements from reduced acid depositions: A Contingent Valuation survey. Julk.: Folmer, H. & Ierland, van der E. (toim.) Valuation methods and policy making in environmental economics. Studies in Environmental Science 36. S. 69–102, Elsevier Science Publishers, Amsterdam. (Julkaisussa: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Navrud, S. 1997. A Contingent Valuation study of health symptoms, noise and acidification impacts on fish population from air pollution. Report to the National Pollution Control Agency under the LEVE-project. ENCO Environmental Consultants a.s. (Norjaksi.)
- Navrud, S. (toim.) 1992. Pricing the European environment. Scandinavian University Press.
- Needelman, M. S. & Kealy, M. J. 1995. Recreational swimming benefits of New Hampshire lake water quality policies: An application of a repeated discrete choice model. Agricultural and Resource Economics Review, April 1995, vol. 24, no. 1, s. 78–87. (Julkaisussa: Environmental Damage Valuation and Cost Benefits News. Volume I, January 1997.)
- Nilsson, S. (toim.) 1991. European forest decline: The effects of air pollutants and suggested remedial policies. International Institute for Applied Systems Analysis, Luxemburg, Austria.
- Nohl, W. & Richter, U. 1984. Methodische Probleme der monetären Bewertung eines komplexen Umweltschadens am Beispiel des Waldsterbens in Der Bundesrepublik Deutschland. (Zur Monetären Bewerung von Umweltschäden, Umwelt Bundes Amt, Berichte 4/86).
- Nummenmaa, T., Konttinen, R., Kuusinen, J. & Leskinen, E. 1997. Tutkimusaineiston analyysi. WSOY, Porvoo.
- OECD 1994. Project and policy appraisal: Integrating economics and environment. Paris.

- OECD 1995. The economic appraisal of environmental projects and policies – A practical guide. Paris.
- OECD 1999. Environmental requirements for industrial permitting. OECD, Paris. Vol. 1: Approaches and instruments; Vol. 2: OECD workshop on the use of best available technologies and environmental quality objectives, Paris, 9–11 May 1996; Vol. 3: Regulatory approaches in OECD countries.
- Office of Technology Assessment (OTA), U.S. Congress 1994. Studies of the environmental costs of electricity. <http://www.emanifesto.org/OTAEnvironmentalCost/OTA5~1.htm>.
- Ostro, B. D. 1987. Air pollution and morbidity revisited: A specification test. *J Environ Econ Manage* 14, s. 87–98.
- Ostro, B. D. & Rothschild, S. 1989. Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants. *Environ Res* 50, s. 238–247.
- Ott, W. 1996. Die vergessenen Milliarden – die externen Kosten im Energie- und Verkehrsreich. *Impuls – Zeitschrift für IP Bau, RAVEL und PACER* Nr. 20–2/1996.
- Ott, W. & Koch, P. 1996. Externe Kosten von Photovoltaik-Anlagen, Sonnenkollektoren, Fenstern und Wärmedämmstoffen. Teilbericht 6 des Projektes 'Externe Kosten und kalkulatorische Energiepreiszuschläge für den Strom- und Wärmebereich in der Schweiz'. PACER, Bundesamt für Konjunkturfragen. Bern.
- Ovaskainen, V., Savolainen, H. & Sievänen, T. 1992. The benefits of managing forests for grouse habitats: A Contingent Valuation experiment. Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics, April 1991, Gausdal, Norway. *Scandinavian Forest Economics* 33.
- Parkkonen, J. 1998. Selvitys kalastusoloista ja kalastosta Etelä-Saimaalla vuosina 1986–1996. Etelä- Karjalan Kalatalouskeskus, Lappeenranta.
- Partti-Pellinen, K., Marttila, O., Vilkkä, V., Jaakkola, J. J. K., Jäppinen, P. & Haahtela, T. 1996. The South Karelia air pollution study: Effects of low-level exposure to malodorous sulfur compounds on symptoms. *Archives of Environmental Health*, vol. 51, no. 4, July/August 1996.
- Pate, J. & Loomis, J. 1997. The effect of distance on willingness to pay values: A case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics* 20, 1997, s. 199–207. (Julkaisussa: *Environmental Damage Valuation and Cost Benefits News*. Volume I, June 1998.)
- Pearce, D., Howarth, A., Gordon, F., Ozdemiroglu, E. & Hett, T. 1998. Benefit analysis per PEE. Background document for programme Economic Assessment of Priorities for a European Environmental Policy Plan. November 1998.
- Pietiläinen, O.-P. 1999. Typpi ja fosfori Pien-Saimaan, Nuorajärven, Nerkoanjärven ja Kemijärven kasviplankton tuotannon säätelijöinä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 312.
- Pietiläinen, O.-P. & Niinioja, R. 1998. Typpi ja fosfori Pyhäselän rehevöitymisen säätelijöinä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 189.
- Pietiläinen, O.-P. & Pirinen, M. 1997. Typpi- ja fosforikuormituksen vaikutus perifytonin kasvuun Kymijoen alueella. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 100.
- Pietiläinen, O.-P., Ristimella, T. & Itkonen, J. 1998. Typpi ja fosfori Kemijoen perifytonin tuotannon säätelijöinä. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 253.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 313.
- Pingoud, K., Mälkki, H., Wihersaari, M., Hongisto, M., Siitonen, S., Lehtilä, A., Johansson, M., Pirilä, P. & Otterström, T. 1999. ExternE national implementation Finland. VTT Technical Research Centre of Finland, Espoo. VTT Publications 381.
- Pipatti, R. 1998. Emission estimates for some acidifying and greenhouse gases and options for their control in Finland. Technical Research Centre of Finland VTT, Espoo. Publications 340.
- Pirilä, P., Ranne, A., Järvinen, P. & Luoma, P. 1997. Sähkölle ympäristöluokittelu? – ympäristöluokittelun perusteita. VTT, Espoo. VTT Tiedotteita 1878.

- Plagiannakos, T., Howes, H., Khan, A., Boone, C. & Reuber, B. 1997. Full cost accounting for decision-making at Ontario Hydro. Paper presented at the Total Cost Assessment Seminar, Nagu, Finland, June 15–17, 1997. (Contribution to the book *Steps Towards a Sustainable Company: Best Practice Approaches in Environmental Management*. Ed. by Klaus Fichter and Jens Clausen. Ecological Economics Research Institute, Berlin.)
- Ponce de Leon, A., Anderson, H. R., Bland, J. M., Strachan, D. P. & Bower, J. 1996. Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987–88 and 1991–92. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 63–70.
- Pope, C. A. & Dockery, D. W. 1992. Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. *Am Rev Respir Dis* 145, s. 1123–1126.
- Pope, C. A. III, Thun, M. J., Nimboodiri, M. M., Dockery, D.W., Evans, J. S, Speizer, F. E & Heath, C.W. Jr. 1995. Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Res Crit Care Med* 151, s. 669–674.
- Posch, M., Hettelingh, J-P., de Smet, P. & Downing, R. 1997. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. *CCE Status Report 1997*.
- Priha, M. 1994. Bioavailability of pulp and paper mill effluent phosphorus. *Water Science and Technology* 29(5-6), s. 93–103.
- Rabl, A. 1996. Air pollution damages and costs: an analysis of uncertainties. *Proceedings of Society of Risk Analysis Europe, U of Surrey 3–5 June 1996*. S. 185–188.
- Rabl, A., Curtiss, P. S., Spadaro, J. V., Hernandez, B., Pons, A., Dreicer, M., Tort, V., Margerie, H., Landrieu, G., Desaignes, B. & Proult D. 1996. Environmental impacts and costs: The nuclear and the fossil fuel cycles. ARMINES (Ecole des Mines), Paris. Report to EC, DG XII, Version 3.0 June 1996.
- Rahikainen, E. 1993. Hinnoittelun käyttökelpoisuus virkistyskalastuksen arvioinnissa. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kalatutkimuksia 71/1993.
- RCG/Hagler, Bailly, Inc. 1994. New York State environmental externalities cost study – Report: 2 Methodology. ESEERCO Project EP91-50. Boulder, Colorado.
- Roemer, W., Hoek, G. & Brunekreef, B. 1993. Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *Am Rev Respir Dis* 147, s. 118–124.
- Rossi, E. 1991. An index method for environmental risk assessment in wood processing industry. Väitöskirja, Jyväskylän yliopisto.
- Ruoppa, M., Kapanen, A. & Ahtiainen, J. 1996. Teollisuusjätevesien myrkyllisyyskartointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 54.
- Räike, A., Pietiläinen, O.-P. & Pitkänen, H. 1998. Typpikuormituksen vaikutus Lohjanjärven alapuolisen vesialueen tilaan. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 190.
- Saari, H., Salmi, T. & Kartastenpää, R. 1996. Taajamien ilmanlaatu suhteessa uusiin ohjearvoihin. Ilmatieteen laitoksen raportteja 1/1996. Helsinki.
- Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. & Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A 96.
- Sandström, M. 1996. Recreational benefits from improved water quality: A random utility model of Swedish seaside recreation. Stockholm School of Economics, Department of Economics, Working Paper Series in Economics and Finance, Working Paper No. 121. (Julkaisussa: *Environmental Damage Valuation and Cost Benefits News*. Volume IV, September 1996.)
- Sarkkula, J. (toim.). 1997. Proceedings of the final seminar of the Gulf of Finland Year 1996, March 17- 18, 1997. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 105. S. 9–18.
- Saukkonen, P., 1991. Matemaattinen malli veden laatuokituksen määrittämiseen Etelä-Saimaalla. *Vesitalous* 6/91, s. 19–24.
- Schimel, D. 1996. Radiative forcing of climate. *Julk.: Houghton, J. T., Meira Filho, L. G., Calender, B. A., Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K. (toim.) Climate change 1995: The science of climate change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Inter-Governmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.*
- Schwartz, J. & Morris, R. 1995. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Am J Epidem* 142, s. 23–35. *Am J Epidem* 137, s. 701–705.

- Seppälä, J. 1997. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Finnish Environment Institute, Helsinki. The Finnish Environment 123.
- Seppälä, J. 1999. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Julk.: Klöpffer, W. & Hutzinger (eds.), LCA Documents, Vol 4. Eco-Infoma Press, Landsberg.
- Seppälä, J. & Härmäläinen, R.P. 1999. On the meaning of the Distance-to-Target Weighting Method in life cycle impact assessment. (Lähetetty Int. J. LCA -lehteen)
- Seppälä, J. & Jouttijärvi, T. 1997. Metsäteollisuus ja ympäristö. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 89.
- Seppälä, J., Knuuttila, S. & Silvo, K. 1999. A method for calculation of the potential contribution of nitrogen and phosphorus to eutrophication of aquatic ecosystems. Suomen ympäristökeskus. Käsikirjoitus.
- Seppälä, M. 1996. Ilmansuojelulain muutokset – ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot. Ympäristö ja Terveys 6/96, s. 12–17.
- Seppänen, O., Säteri, J., Lehtinen, T. & Nevalainen, A. 1997. Tavoitteena terve talo. Sisäilmayhdistys ry, TEKES, Saarijärvi. SIY Raportti 9.
- Siikamäki, J. 1997. Torjunta-aineiden käytön vähentämisen arvo? Contingent Valuation -tutkimus kuluttajien maksuhalukkuudesta. Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos. Tutkimuksia 217/1997.
- Siitonen, H., Wartiovaara, J., Kasanen, P. & Kommonen, F. 1992. Sellu- ja paperitehdasintegraatin ympäristönsuojelutoimien hyötyjen ja haittojen arviointi – CASE-tutkimus. Vesi- ja ympäristöhallitus, SYTYKE-ohjelma, Helsinki.
- Siivola, L. 1992. Virkistyskäyttö. Julk.: Äijö ym. (toim.). Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa. Teknillinen korkeakoulu, Tammer-Linkki Oy, Tampere.
- Silvander, U. 1991. The willingness to pay for angling and ground water in Sweden. Dissertations No. 2, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Economics. (Julk.: Euroopan komissio, DG XII, 1995.)
- Sipponen, M. 1987. Keski-suomalaisten kotitarve- ja virkistyskalastuksesta ja sen arvosta v. 1981 erityisesti vesioikeudellisen intressivertailun kannalta. University of Jyväskylä, Department of Biology, Research notes 48.
- Smith, V. K. 1992. On separating defensible benefit transfers from "smoke and mirrors". Water Resources Research 28 (3), March 1992, s. 685–694.
- Smith, V. K. (toim.) 1996. Estimating economic values for nature. Edward Elgar Publishing Ltd., Cheltenham.
- Sojakka, P. 1996. Perifytonmenetelmien käyttökelpoisuus kalankasvatuksen vesistövaikutusten arvioinnissa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 28.
- Spix, C. & Wichmann, H. E. 1996. Daily mortality and air pollutants: findings from Köln, Germany. J Epidem Comm Health 50 (suppl 1), s. 52–58.
- Steen, B. & Ryding, S.-O. 1992. The EPS Enviro-Accounting Method – An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impact in product design. Göteborg, Swedish Environmental Research Institute (IVL), B 1080.
- Sundell, P. 1996. Puunjalostusteollisuuden kuormituksen vaikutukset kalatiheyksiin ja kalaston rakenteeseen Etelä-Saimaalla. Jyväskylän yliopisto, Jyväskylä. Ympäristöntutkimuskeskus.
- Sundell, P. 1998. Etelä-Saimaan kalasto ja kalastus vuonna 1996. Jyväskylän yliopisto, Jyväskylä. Ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti no. 53/1998
- Sunyer, J., Castellsague, J., Saez, M., Tobias, A. & Anto, J. M. 1996. Air pollution and mortality in Barcelona. J Epidem Comm Health 50 (suppl 1), s. 76–80.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. & Nihlgaard, B. 1993. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. Water, Air and Soil Pollution Journal.
- Söderqvist, T. 1991. Measuring the value of reduced health risks: The hedonic price technique applied on the case of radon radiation. EFI Research Report, Stockholm.
- Söderqvist, T. 1996. Contingent Valuation of less eutrophicated Baltic Sea. Beijer International Institute of Ecological Economics. The Royal Swedish Academy of Sciences. Beijer Discussion Paper Series No. 88.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea: Studies on phytoplankton, bacterioplankton and pelagic nutrient cycles. Väitöskirjayhteenveto. Helsingin yliopiston ympäristönsuojelulaitos.
- Tamminen, T. & Kivi, K. 1996. Typpikuormitus, ravinnekierrot ja rannikkovesien rehevöityminen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Pelag III-työryhmän loppuraportti.

- Tellus Institute 1992. The Tellus packaging study. Tellus Institute, MA, Boston. (Ref. Lindfors ym. 1995)
- Tervonen, J. 1994. Talousveden laatuun liittyvät kuluttajapreferenssit, diskreetti valinta ja yhteiskunnallinen päätöksenteko. Kansantaloudellinen aikakauskirja 90(4)1994.
- Tielaitos (toimeksiannosta Ekono Oy) 1992. Tieliikenteen päästöjen haittojen kustannukset. Tiehallituksen sisäisiä julkaisuja 3/1992. Helsinki.
- Tielaitos (toimeksiannosta Energia-Ekono Oy) 1997. Tieliikenteen päästöjen vaikutusten arviointi. Tielaitoksen selvitykset 8–9/1997. Helsinki.
- Tiihinen, J. & Hänninen, O. 1997. Meluntorjunnan perusteet. Meluntorjunnan koulutusaineisto ja käsikirja. Ympäristöministeriö ja Pohjois-Savon ympäristökeskus, Kuopio. Ympäristöopas 18.
- Tilastokeskus 1994. Ympäristötilasto. Ympäristö 1994:3. Helsinki.
- Tilastokeskus 1996. Tilastollinen vuosikirja 1996. Helsinki.
- Tilastokeskus 1997a. Luonnonvarat ja ympäristö 1997. Helsinki.
- Tilastokeskus 1997b. Tilastokeskuksen asuntojen hintatilasto 2. neljännes 1997. Helsinki.
- Tilastokeskus 1998a. Energiatilastot 1997. Helsinki.
- Tilastokeskus 1998b. Jäteluokitusopas. Käsikirjoja 37. Helsinki.
- Tilastokeskus 1998c. Luonnonvarat ja ympäristö. Helsinki.
- Tilastokeskus 1998d. Tilastollinen vuosikirja 1997. Helsinki.
- Tommila, E. 1985. Ympäristönsuojelutoimenpiteiden aiheuttaman ympäristönkuormituksen arviointi. Liseniaattityö. Helsingin yliopisto. Fysiikan laitos.
- Touloumi, G., Samoli, E. & Katsouyanni, K. 1996. Daily mortality and 'winter type' air pollution in Athens, Greece – a time series analysis within the APHEA project. *J Epidemiol Comm Health* 50 (suppl 1), s. 47–51.
- Työministeriö. 1996. HTP-arvot 1996. Turvallisuustiedote 2.
- Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W. & Müller-Wenk, R. (eds.) 1999. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. A background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, no. 2, s. 66–74 & no. 3, s. 167–174.
- Vainio, M. 1995. Traffic noise and air pollution – Valuation of externalities with hedonic price and Contingent Valuation methods. *Acta Universitatis Oeconomicae Helsingiensis A-102*. Helsinki.
- Verhoeff, A. P., Hoek, G., Schwartz, J. & van Wijnen, J. H. 1996. Air pollution and daily mortality in Amsterdam. *Epidemiology* 7, s. 225–230.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 20.
- Viitasalo, I., Einio-Selovuori, P., Arnold-Larsen, H. & Lehvo, A. 1992. The effect of different types of municipal sewage on the primary production, biomass and chlorophyll-a content of *Cladophora glomerata*. Proceedings of 12th Baltic Marine Biologist Symposium, Helsingör. Olsen & Olsen Scientific Publications, Copenhagen.
- Vilkka, V. 1991. Selluloosatehtaiden hajurikkipäästöjen terveysvaikutukset. Helsingin yliopisto, Kansanterveystieteen laitos. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti. Väitöskirja.
- Vuoristo, H. 1998. Sisävesien käyttökelpoisuusluokitus. XVIII Ympäristötutkimuspäivät. Kuopio 20.- 21.10.1998.
- Vuoristo, H. & Ruoppa, M. 1997. Massa- ja paperiteollisuuden vesistö- ja kalataloustarkkailut. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 94.
- Watson, R. T., Rodhe, H., Oescher, H. & Siegenthaler, U. 1990. Greenhouse gases and aerosols. *Julk.: Houghton, J. T., Jenking, G. J. & Ephraums J. J. (toim.). Climate change, the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wentzel, H., Hauschild, M. & Alting, L. 1997. Environmental assessment of products, Vol. 1. Chapman & Hall, London.
- Whittemore, A. S. & Korn, E. L. 1980. Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *Am J Public Health* 70, s. 687–696.
- WHO. 1987. Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23.
- WHO. 1995. Update and revision of the air quality guidelines for Europe. Copenhagen.

- von Winterfeldt, D. & Edwards, W. 1986. Decision analysis and behavioral research. Cambridge University Press, New York.
- WMO (World Meteorological Organisation) 1999. Scientific assessment of ozone depletion: 1998. WMO, Geneva. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report no. 44.
- Wordley, J., Walters, S. & Ayres, J.G. 1997. Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution. Carcinogenic Effects of Radionuclide Emissions.
- Ympäristöministeriö 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. Muistio 5 1994. Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1997. Teollisuuslaitoksen ympäristömelu. Suomen ympäristö 142. Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1998a. Happamoitumistoimikunnan mietintö. Suomen ympäristö 219. Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1998b. Maaperän suojelun tavoitteet. Maaperänsuojelun tavoitetyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 248. Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1998c. Valtakunnallinen jätesuunnitelma vuoteen 2005. Suomen ympäristö 260. Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1998d. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005. Suomen ympäristö 226. Helsinki.
- Zeiss, C. & Atwater, J. 1989a. Waste facility impacts on residential property values. Journal of Urban Planning and Development, vol. 115, no. 2, s. 64–80.
- Zeiss, C. & Atwater, J. 1989b. Property value quarantees for waste facilities. Journal of Urban Planning and Development, vol. 115, no. 3, s. 123–124.
- Äijö, H., Siivola, L. & Vakkilainen, P. (toim.) 1992. Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa, Teknillinen korkeakoulu, Rakennus- ja maanmittaustekniikan osasto, Vesitalouden laboratorio, 1992-1. Tammer-Linkki Oy, Tampere.

Tiedonannot ja muut lähteet

- Fennica www-sivut. FENNICA – SUOMI INTERNETISSÄ (<http://www.fennica.ascentia.fi/index.html>)
- Hurley, F. (Institute of Occupational Medicine, U.K.) 1999. Tiedonanto 1/99.
- Kaukas Oy 1999. Ilkka Westergren, tiedonanto 1/99.
- Maa ja Vesi Oy 1999. Teija Tohmo, arvio 1/99.
- P. Ristola Oy 1994. Sellutehtaan vaikutus ulkoilman laatuun. Leviämismallitarkastelu 9.9.1994. Kaukas Oy.
- Paduch, M. 1999. Kommission Reinhaltung der Luft, VDI und DIN, Saksa. Kirjallinen tiedonanto 5.2.1999.
- Suomen ympäristökeskus. K. Silvo 2/1999.
- Tilastokeskuksen www-sivut (Päästöt ilmaan. <http://www.stat.fi/tk/yr/yepaastot.html>.)
- Wirecon Oy 1997. Kaatopaikkakaasun muodostumisen esilaskenta. 16.9.1997. UPM-Kymmene, Kaukas.

Kuvailulehti

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus	Julkaisu-aika Tammikuu 2000
Tekijä(t)	Kimmo Silvo, Matti Melanen, Lea Gynther, Sirpa Torkkeli, Jyri Seppälä, Tellervo Kärmeniemi ja Juha Pesari	
Julkaisun nimi	Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi. Lähestymistapoja ympäristölupaprosessin tueksi	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	I Säädüksiin ja yleisiin tavoitteisiin pohjautuva päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi II Ympäristövaikutusten taloudellinen arvottaminen III Case-tarkastelu	
Tiivistelmä	<p>Ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan kuuluneen, Suomen ympäristökeskuksen johtaman hankkeen IPPC-direktiivin täytäntöönpanon tietopohja: BAT, energia ja ympäristövaikutukset osahankkeen 3 tavoitteena oli kehittää teollisiin toimintoihin liittyvän yhtenäisen ympäristölupaprosessin tueksi ympäristövaikutusten ja ympäristökustannusten arviointia. Työn lähtökohtana olivat IPPC-direktiivin sekä uuden ympäristönsuojelulain edellyttämät toimet ja vaatimukset päästöjen ja ympäristövaikutusten kokonaistarkastelusta. Sekä luvan hakijat että lupaviranomaiset voivat soveltaa työn tuloksia ympäristölupaprosessissa. Työssä kehitettyjä arviointitapoja demonstroitiin ja testattiin case-tarkastelussa UPM-Kymmene Kaukaan metsäteollisuusintegraattiin.</p> <p>Työssä tehtiin katsaus ympäristölupamenettelyssä käytettyihin ja käyttökelpoisiin ympäristövaikutusten kuvailu- ja arviointimenetelmiin. Ympäristövaikutusten arviointia tarkastellaan julkaisun I osassa vaikutusluokkien erittelyn, vaikutusten merkittävyyden arviointiin kehitetyn yleisen normiston ja ympäristön tilalle asetettujen tavoitteiden pohjalta, kaukokulkeutuvien päästöjen osalta elinkaari metodologian pohjalta sekä julkaisun II osassa taloudellisten arvottamismenetelmien pohjalta. Ilmastonmuutosta ei käsitelty, koska se ei kuulu ympäristönsuojelulain mukaiseen lupamenettelyyn. Katsauksessa käsitellään eri arviointimenetelmien soveltamiseen ympäristölupaprosessissa liittyviä näkökohtia. Ympäristölupakäsittelyä varten on laadittu ehdotus lähestymistavaksi päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointia varten. Julkaisun I osassa käsitellään erityisesti ympäristön tilalle asetettujen vaatimusten ja tavoitteiden määrittelyä ja soveltamista ympäristölupaprosessin kannalta sekä elinkaariarviointimethodiikan soveltamista yksittäisen toiminnon päästöjen arviointiin.</p> <p>Julkaisun III osassa on testattu yksittäisen laitoksen tasolla (UPM-Kymmene Kaukaan tehtaat) ilmaan, vesiistöön ja maaperään joutuvista päästöistä, jätteistä sekä melusta, hajusta ja energianhankinnasta (oma energiantuotanto ja ostoenergia) aiheutuvien ympäristö-, terveys- ja viihtyisyysvaikutusten kokonaisarviointia, vaikutusten merkittävyyden arviointia sekä ympäristökustannusten arviointia.</p> <p>Case-tarkastelu paljasti, että eri arvottamismenetelmillä voidaan päätyä selvästi erilaisiin painotuksiin erityyppisten päästöjen ja ympäristövaikutusten merkittävyydessä. Lupaharkinnan arvottamista rajaa hyvin moninainen aineita, päästöjä ja ympäristön tilaa koskeva, ajan myötä kehittyvä normisto ja tavoitteisto, joka on huomattavalta osin peräisin Euroopan unionista tai muista kansainvälisistä sopimusjärjestelmistä. Työssä tultiin siihen tulokseen, että lupaharkintaan soveltuu parhaiten erittelevä, monipuolinen ja yleiseen normistoon tukeutuva ympäristövaikutusten arviointitapa. Kehittynyt, yleisesti hyväksytty ympäristöntilavoitteisto tukee merkittävästi lupaharkintaprosessia. Elinkaariarviointilähestymistapaa voidaan hyödyntää lupaharkinnassa lisäinformaationa erityisesti kaukokulkeutuvien päästöjen merkittävyyttä arvioitaessa.</p> <p>Taloudelliset arvottamismenetelmät antavat lupaharkinnassa päätöksentekoa tukevaa lisäinformaatiota erilaisten ympäristövaikutusten taloudellisesta merkityksestä ja erilaisten vaihtoehtojen ympäristökustannusten eroista. Taloudelliseen arvottamiseen liittyy kuitenkin edelleen merkittäviä epävarmuuksia ja tiedon puutteita erityisesti melun, hajun ja jätteiden vaikutusten arvottamisessa. Luonnon olemassaoloarvoja ja vasta pitkällä aikajänteellä mahdollisesti ilmeneviä vaikutuksia ei taloudellisessa arvottamisessa voida myöskään riittävästi ottaa huomioon.</p>	
Asiasanat	Päästöt, ympäristövaikutukset, ympäristölupa, elinkaari metodikka, ympäristökustannukset	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 373	
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0630-1
	Sivuja 247	Kieli suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 129 mk
Julkaisun myynti/ jakaja	Oy Edita Ab, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 Edita puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380, sähköpostiosoite: asiakaspalvelu@edita.fi www-palvelin: http://www.edita.fi/netmarket	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Oy Edita Ab Helsinki 2000	

Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum Januari 2000
Författare	Kimmo Silvo, Matti Melanen, Lea Gynther, Sirpa Torkkeli, Jyri Seppälä, Tellervo Kärmeniemi och Juha Pesari	
Publikationens titel	Integrerad utvärdering av utsläpp och miljöpåverkan – metoder för stöd till miljötillståndsprovning	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	I Utvärdering av utsläpp och miljöeffekter baserad på lagen och allmänna mål II Ekonomisk utvärdering av miljöeffekter III Case behandling	
Sammandrag	<p>Forskningsprojektet lett av Finlands miljöcentral var en del av projektet Kunskapsbasis för implementering av IPPC-direktivet: BAT, energi och miljöeffekter. Syftet med detta projekt var att utveckla utvärdering av miljöpåverkan och miljökostnader för integrerad miljötillståndsprovning av industriella aktiviteter. De åtgärder och krav som IPPC-direktivet och Finlands nya miljöskyddslag sätter på helhetsutvärdering av miljöpåverkan var som utgångspunkt för arbetet. Både tillståndsansökare och tillståndsmyndigheter kan tillämpa projektets resultat vid miljötillståndsprovning. Utvärderingsmetoderna som utvecklades i arbetet demonstrenderades och testades på UPM-Kymmene Kaukas skogsindustriintegrat i Syd-Östra Finland.</p> <p>En översikt på miljökonsekvensbedömningsmetoder som används vid miljötillståndsprovning gjordes. I den första delen av publikationen utvärderas miljökonsekvensbedömning mot allmänna normer och miljömål i enlighet med den integrerade utvärderingsprincipen. Klimatförändring ingick inte i rapporten. En miljökonsekvensbedömning av långväga transport av föroreningar gjordes på basis av livscykelmetodologin. I den andra delen utvärderades miljökonsekvensbedömning av miljökonsekvenser från en industri anläggning. Speciell uppmärksamhet fästes vid tillämpning av utvärdering av miljökonsekvensmetoder för integrerad miljötillståndsprovning.</p> <p>I den tredje delen av publikationen testades de ovannämnda metoderna på en stor industriell anläggning (UPM-Kymmene Kaukas). Utsläpp till luft, vatten och mark samt avfall, buller och luftproblem utvärderades mot normer, allmänna miljömål och miljökonsekvenser.</p> <p>Case-studien avslöjade, att de olika metoderna resulterade i olika betoningar av betydelsen av utsläpp och miljöpåverkan. Vid miljökonsekvensbedömning måste man ta hänsyn till mångfaldiga och konstant utvecklande utsläpps- och miljökonsekvensnormer samt miljömål, som oftast härstammar från Europeiska Unionens lagstiftning och andra internationella avtal. Utvärdering av miljöeffekter som utförs på ett mångsidigt och analytiskt sätt inom de ramar som allmänna normer och mål sätter kan bäst tillämpas vid miljökonsekvensbedömning. För denna process är det viktigt att normer och mål är välutvecklade och tillräckligt förnyade. Livscykelmetodiken kan speciellt utnyttjas i tillståndsprovning för att utvärdera betydelsen av långväga transport av utsläpp.</p> <p>Ekonomiska utvärderingsmetoder ger information om den ekonomiska betydelsen av miljöpåverkan. Det finns ännu betydande osäkerheter och brister på kunskaper speciellt angående ekonomisk utvärdering av buller, lukt och avfall. Det är också svårt att pålitligt ta hänsyn till naturens existensvärden eller långtidseffekter i beräkning av miljökonsekvenser.</p>	
Nyckelord	Utsläpp, miljöeffekter, miljötillstånd, livscykelmetodik, miljökonsekvenser	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 373	
Publikationens tema	Miljövärd	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral	
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0630-1
	Sidantal 247	Språk finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 129 mk
Beställningar/ distribution	Edita Ab, Kundservice, PB 800, 00043 Edita tel. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380, e-mail: asiakaspalvelu@edita.fi www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Förläggare	Finlands miljöcentral, PO Box 140, FIN-00251 Helsingfors, FINLAND	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Oy Edita Ab, Helsingfors 2000	

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute	Date of publication January 2000
Author(s)	Kimmo Silvo, Matti Melanen, Lea Gynther, Sirpa Torkkeli, Jyri Seppälä, Tellervo Kärmeniemi and Juha Pesari	
Title of publication	Integrated assessment of emissions and environmental impacts – supportive approaches for environmental permitting	
Parts of publication/ other project publications	I Assessment of emissions and environmental impacts based on regulations and officially approved objectives II Economical valuation of environmental impacts III Case study	
Abstract	<p>The aim of the project – a sub-project of a wider project Knowledge Basis for the Implementation of the IPPC Directive: BAT, Energy and Environmental Impacts – was to develop environmental impact assessment and environmental cost assessment in the context of integrated environmental permitting. The IPPC Directive and the new national Act on Pollution Prevention with their emphasis on integrated and holistic environmental assessment provided the framework for the work. Both permit applicants and permitting authorities may utilize the results of the work which were demonstrated and tested at a large integrated pulp and paper plant, UPM-Kymmene Kaukas, in south-eastern Finland.</p> <p>Part I deals with environmental impact assessment against legal norms and environmental objectives in accordance with the principle of combined approach. Environmental impact assessment methods applied in environmental permitting were surveyed. Climate change was not dealt with in the report. Significance of transboundary pollutants was elucidated using LCA methodology. In Part II, environmental cost evaluation of impacts caused by an installation was looked into. Various aspects of applying economical valuation methods in the permitting process were highlighted. For testing the developed approaches and methods the environmental, health and nuisance effects and environmental costs arising from the case mill's air and water emissions, waste generation and energy supply were scrutinized in Part III.</p> <p>The case study revealed that different assessment and valuation methods produce different results concerning the significance of emissions and environmental impacts. In environmental permitting, numerous and dynamically developing norms and objectives concerning substances, emissions and status of the environment significantly form the basis for determining permit conditions. Many-sided and dynamically evolving assessment, framed by up-to-date norms and widely approved objectives, taking into account the local conditions seems to provide a good basis for transparent integrated assessment. It was demonstrated that LCA approach, modified for regional conditions, may be utilized as a supportive tool particularly in the case of transboundary pollutants.</p> <p>Environmental cost evaluation may be used as background information for decision support, particularly for assessing different investment options, in environmental permitting. It has to be recognized that there are still significant uncertainties and lack of knowledge related to many impacts, particularly nuisances and waste. It is also difficult to take adequately into account existence values of nature or long term risks in economical valuation.</p>	
Keywords	Emissions, environmental impacts, environmental permit, life cycle assessment methodology, environmental costs	
Publication series and number	The Finnish Environment 373	
Theme of publication	Environmental protection	
Project name and number, if any		
Financier/ commissioner	Finnish Environment Institute	
Project organization		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0630-7
	No. of pages 247	Language Finnish
	Restrictions Public	Price FIM 129
For sale at/ distributor	Edita Ltd, PB 800, FIN-00043 Edita tel. +358 9 566 0266, telefax (09) 566 0380, e-mail: asiakaspalvelu@edita.fi www-server: http://www.edita.fi/netmarket	
Financier of publication	Finnish Environment Institute P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, FINLAND	
Printing place and year	Edita Ltd, Helsinki 2000	

OSA 1

Säädöksiin ja yleisiin

tavoitteisiin

pohjautuva päästöjen ja

ympäristövaikutusten arviointi

Sisälllys

1 Johdanto	5
2 Päästöjen ja ympäristövaikutusten arvioinnin lähtökohdat yhtenäisessä ympäristölupamenettelyssä	6
2.1 Taustaa	6
2.2 Euroopan unionin ja muiden kansainvälisten yhteisöjen päästöjä koskevat säädökset	8
2.2.1 Ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi annettu direktiivi (IPPC) ja EY:n komission järjestämä tiedonvaihto	8
2.2.2 Vesipuitedirektiivi	11
2.2.3 Muut keskeiset päästöjä säätelevät direktiivit ja kansainväliset sopimukset	11
2.3 Ympäristönsuojelulain yleiset periaatteet ja vaatimukset	13
2.4 Yhtenäinen lupaharkinta ja lupapäätös	16
2.5 Jätelain vaatimukset	18
2.6 YVA-menettely	19
3 Katsaus eräiden Euroopan unionin maiden käytäntöihin	21
3.1 Iso-Britannia	21
3.2 Saksa	22
3.3 Alankomaat	23
3.4 Ruotsi	23
4 Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi	25
4.1 Yleistä	25
4.2 Elinkaariarvioinnissa sovellettava vaikutusten arviointi	27
4.3 Päästöjen ja ympäristövaikutusten haitallisuuden arviointikehikko	33
4.4 Ympäristövaikutusten käsittely	36
4.4.1 Yläilmakehän otsonin väheneminen	36
4.4.2 Happamoituminen	38
4.4.2 Alailmakehän otsonin muodostuminen	40
4.4.4 Ekotoksikologiset vaikutukset	41
4.4.5 Rehevöityminen	44
4.4.6 Hapen kuluminen	47
4.4.7 Hiukkasmaiset kiintoaineet	48
4.4.8 Lämpökuormitus	48
4.4.9 Kiinteät jätteet	48
4.4.10 Elinympäristömuutokset ja vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen	49
4.4.11 Energian käytön tehokkuus	50
4.4.12 Raaka-aineiden käyttö	50
4.5 Terveys- ja viihtyisyysvaikutusten käsittely	50
4.5.1 Ilman terveydellinen laatu	50
4.5.2 Haju	51
4.5.3 Melu	51
4.5.4 Vesien terveydellinen laatu	52

Liitteet

1	Vaikutusten arviointi vesioikeudellisessa lupamenettelyssä	54
2	Ilmansuojelu-, vesi-, jäte- ja meluntorjuntalain nojalla annetut.....	66
	valtioneuvoston päätökset	
3	Ilman laadun ohjearvot	68
4	Ilman laadun raja-arvot	69
5	YVA-asetuksen (268/1999) 6 §:ssä mainitut energia- ja teollisuus- laitoksia koskevat hankkeet, joista on tehtävä YVA-lain 4 §:n mukainen ympäristövaikutusten arviointi	70
6	IPPC-direktiivin liite III	72
7	Toimialakohtaisten EU:n BAT-tiedonvaihtoasiakirjojen valmistelun käynnistämisaikataulu 1997–2000	73
8	Eräs BAT:n arviointimalliehdotus EU:n tasolla	74
9	Vesipuitedirektiivin (yhteinen kanta) mukainen vesien, eliöiden ja sedimentin hyvän ekologisen tilan kuvaus ja kemiallisen laatunormin määrittely sekä direktiivin 76/464/ETY nojalla annetut laatutavoitteet	76
10	Eräiden yhdisteiden ODP-arvot	79
11	Ilman laadun uudet raja-arvot (direktiiviehdotus) ja WHO:n ilman laadun ohjearvoja erälle vaarallisille aineille	80
12	Elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinneissa käytettävät karakterisointikertoimet ja normalisointitekijät	82



Johdanto

Kehittyneissä teollisuusmaissa ympäristönsuojeluvaatimusten tiukkeneminen ja teknologinen kehitys ovat korostaneet teollisten toimintojen aiheuttamien ympäristöpaineiden kokonaisarvioinnin merkitystä, jolloin ympäristön kannalta parhaan ratkaisun saavuttamiseen on sektoroitunutta lähestymistapaa paremmat edellytykset. Tähän tavoitteeseen pyrkii myös Euroopan yhteisöissä 26.9.1996 hyväksytty direktiivi ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi (Directive on Integrated Pollution Prevention and Control, IPPC). Direktiivi edellyttää jäsenmailta kokonaisvaltaiseen ympäristötarkasteluun perustuvan teollisuus- ja energiantuotantolaitosten, jätteenkäsittely-yksiköiden sekä suurten eläintuotantoyksiköiden aiheuttamien ympäristöpaineiden sääntelyjärjestelmän luomista kansallisen lainsäädännön avulla. Direktiivin keskeisinä periaatteina ovat parhaan käyttökelpoisen tekniikan soveltaminen ja korkean ympäristön suojelun tason saavuttaminen kaikki ympäristön osat huomioon ottaen. Direktiivin vaatimukset toimeenpannaan Suomessa pääasiassa ympäristönsuojelulain ja -asetuksella.

Yhtenäiselle eli integroidulle päästöjen hallinnalle ei ole kansainvälisesti sovittu yksikäsitteistä määritelmää. IPPC-direktiivin yhteydessä se voidaan ymmärtää tiettyyn toimintaan, laitokseen tai toimipaikkaan liittyväksi erilaisten päästöjen, toiminnan vaatimien syötteiden ja muiden kuormitustekijöiden sekä niiden keskinäisten vuorovaikutusten tunnistamiseksi ja niistä aiheutuvien haitallisten vaikutusten estämiseksi tai vähentämiseksi koko ympäristön kannalta parhaalla tavalla. Yhtenäinen päästöjen hallinta siis edellyttää, että erilaisia päästöjä veteen ja ilmaan, jätteitä sekä energian tehokasta käyttöä tarkastellaan samanaikaisesti niiden keskinäiset riippuvuussuhteet huomioon ottaen. Erilaisia menetelmiä tämän arvioinnin systematisoimiseksi on kehitteillä erityisesti Euroopan unionin jäsenmaissa ja yhteisön tasolla.

Tässä työssä tarkastelun kohteena on teollinen toiminta ja sen ympäristövaikutukset. Tarkastelua ei uloteta raaka- ja apuaineiden tuotantoon tai kuljetukseen, kasvihuonekaasupäästöihin eikä tuotteiden käyttöön ja loppusijoitukseen, koska niitä ei voida sisällyttää yksittäistä toimintaa koskevaan ympäristölupakäsittelyyn. Sen sijaan energian tehokas käyttö, raaka-aineiden käyttö sekä tuotannossa syntyvät jätteet otetaan huomioon IPPC-direktiivin mukaisesti. Työn sovelluskohteena on ensisijaisesti suurehkon teollisuuslaitoksen yhtenäinen ympäristölupaprosessi ympäristönsuojelulain mukaisesti.

Ympäristövaikutusten arviointiin sovelletaan ensisijaisesti lainsäädännön vaatimukseen ja lainsäädännössä määriteltyihin tavoitteisiin pohjautuvaa lähestymistapaa sekä sitä täydentävänä lisäinformaationa elinkaariarviointien piirissä kehitettyä lähestymistapaa sekä ympäristökustannusten arviointia. Huomiota kiinnitetään erilaisten ympäristövaikutusten merkittävyyden, ympäristön tilalle asetettujen tavoitteiden ja vähimmäisvaatimusten arviointiin sekä ympäristökustannusten arviointiin. Paikalliset ympäristöolosuhteet otetaan keskeisesti huomioon arviointiprosessissa ns. yhdistetyn lähestymistavan mukaisesti. Yhdistetyssä lähestymistavassa päästöjä rajoitetaan samanaikaisesti sekä parhaan käyttökelpoisen tekniikan ja ympäristön kannalta parhaan käytännön että ympäristön tilalle asetettujen vähimmäisvaatimusten perusteella. Työssä tarkastellaan siten erilaisia mahdollisia lähestymistapoja arvioida ja käsitellä päästöjä ja ympäristövaikutuksia kokonaisuutena yhtenäisessä ympäristölupaprosessissa.

2

Päästöjen ja ympäristövaikutusten arvioinnin lähtökohdat yhtenäisessä ympäristölupamenettelyssä

2.1 Taustaa

Suomessa luvanvaraisten toimintojen aiheuttamien jätevesi- ja ilmapäästöjen ja niiden ympäristövaikutusten arviointimenettelyt ovat kehittyneet eri suuntiin muun muassa sektoroituneen lainsäädäntörakenteen vuoksi. Vesilain (264/1961) mukaisessa lupaharkinnassa tapauskohtaisuus ja paikalliset ympäristöolosuhteet ovat olleet korostuneita lähtökohdita, kun taas ympäristölupamenettelylain (735/1991) ja ilmansuojelulain (67/1982) mukaisessa lupaharkinnassa yleisillä määräyksillä ja ohjeilla on ollut tärkeä asema. Jätteitä koskeva normisäätely on 1990-luvulla (jätelaki 1072/1993) laajentunut voimakkaasti. Laitosmaisesta toiminnasta aiheutuvia terveydellisiä ja viihtyisyyteen liittyviä haittoja laitoksen ulkopuolella on arvioitu ja vähennetty terveydensuojelulain (763/1994), naapurussuhdelain (26/1920) ja meluntorjuntalain (382/1987) mukaisilla menettelyillä. Erilliset ympäristön pilaamista koskevat säädökset eivät ole mahdollistaneet kaikkien merkittävien päästöjen ja syötteiden yhtäaikaista tarkastelua lupaprosessissa. Ympäristönsuojelulaki luo sektoroitunutta lainsäädäntöä paremmat aineelliset ja menettelylliset edellytykset yhtenäiselle päästöjen ja ympäristövaikutusten käsittelylle lupaprosessissa.

Osana vesioikeudellista lupaprosessia hankkeiden vaikutuksia vesiympäristöön on arvioitu useilla erilaisilla menetelmillä. Rehevöitymisen, hapen kuluminen ja toksisuusvaikutusten arviointiin on käytetty havaintotietoja tarkkailuista ja erillisselvityksistä, mallilaskelmia, laboratoriokokeita ja kenttäkokeita. Olemassa olevan toiminnan osalta velvoitetarkkailuilla sekä vesioikeuden luvan nojalla hakijalta vaadituilla erillisselvityksillä on ollut suuri merkitys. Uusien laitosten osalta mallitarkasteluilla on keskeinen sija. Jätevesilupien tarkistamisvelvoite tavallisesti 5–10 vuoden pituisen jakson jälkeen on mahdollistanut velvoitetarkkailussa havaittujen ympäristövaikutusten tehokkaan huomioon ottamisen päästöjen rajoittamisessa. Vaikutusten kuvauksissa on käytetty ainepitoisuuksia vedessä, rehevyydystason määrittelyjä, vesien tilaluokitteluja, eliöyhteisökuvauksia ja -luokitteita sekä -tunnuslukuja. Liitteessä 1 on tarkemmin käsitelty vesistövaikutusten arviointia vesioikeudellisessa lupamenettelyssä.

Ympäristölupamenettelylain mukaisessa ilmaan joutuvien päästöjen arvioinnissa ja lupaharkinnassa huomiota on yleensä kiinnitetty niihin päästöihin ja vaikutuksiin, joista on annettu määräyksiä erillisillä valtioneuvoston päätöksillä. Valtioneuvoston päätöksissä (liitteet 2–4) määritellyt, ilmaa pilaavia yhdisteitä tai suureita ovat:

hiilimonoksidi, pitoisuus
typpidioksidi, pitoisuus
typen oksidit, pitoisuus
rikkidioksidi, pitoisuus

rikki, laskeuma
hiukkaset, kokonaisleijuma, pitoisuus
hengitettävät hiukkaset, pitoisuus
haisevien rikkiyhdisteiden kokonaismäärä, pitoisuus
otsoni, pitoisuus
lyijy, pitoisuus
haihtuvat orgaaniset yhdisteet, pitoisuus

Ympäristölupahakemuksen liitelomakkeissa on pyydetty prosessikaasujen keskimääräisiä pitoisuustietoja ($\text{mg}/\text{m}^3(\text{n})$, mg/MJ) sekä suurimpia tuntipitoisuuksia erityisesti hiukkasille, rikin oksideille, typen oksideille (NO_2 :na) ja hiilidioksidille sekä O_2/CO_2 -pitoisuus. Pitoisuustietoja on kysytty myös haihtuville orgaanisille yhdisteille yhteissummana ja yhdisteittäin eriteltynä, raskasmetalleille yhdisteittäin eriteltynä ja pelkistyneille rikkiyhdisteille (TRS-yhdisteet) rikkiä laskettuna. Ilmaan menevistä päästöistä on pyydetty mm. määrä (t/a) ja keskimääräinen ominaispäästö. Liitelomakkeissa on annettu erilaisille kattilaluokille raskasmetallien päästökertoimia sekä eri polttoaineille CO_2 -päästökertoimia.

Lupahakemuksissa arvioinnin lähtökohtana ovat edellä mainittujen suureiden päästötiedot sekä mallilaskelmiin perustuvat arviot niiden pitoisuuksista päästölähteen ympäristössä ja pitoisuuksien vertailu valtioneuvoston päätösten ohjeja raja-arvoihin. Joissakin hakemuksissa on arvioitu myös laitoksen aiheuttamaa laskeumaa sekä alueen kokonaislaskeumaa ja verrattu niitä alueen kriittiseen kuormitukseen. Metallien tai pysyvien orgaanisten yhdisteiden päästöistä ja niistä aiheutuvista laskeumista on yleensä tietoja varsin puutteellisesti. Metallien leviämistä on usein kuvattu sammalnäytteistä määritettyjen metallipitoisuuksien avulla.

Laitoksen ilmapäästöjen aiheuttamien pitoisuuksien nousua on kuvattu tavallisesti karttapohjalla olevilla samanarvokäyrillä tai kuvalla, jossa on vaaka-akselilla etäisyys laitoksesta ja pystyakselilla pitoisuus. Arviot tehdään normaalisti ohjearvoihin verrannollisina tunti-, vuorokausi- ja vuosikeskiarvoina. Lyhytaikaiset keskipitoisuudet kuvaavat erityisesti terveyteen ja viihtyvyyteen liittyviä riskejä, kun taas vuosikeskiarvoilla voidaan kuvata kasvillisuudelle aiheutuvaa haittaa.

Hakemuksissa ei yleensä ole arvioitu päästöjen vaikutusta alailmakehän otsonin muodostukseen. Ekotoksisuusvaikutuksia on usein kuvattu kasvillisuuden seurantatulosten perusteella. Yleisesti käytettyjä indikaattoreita ovat jäkäläkasvillisuuden muutokset, mäntyjen harsuuntuminen (neulasten vuosikerrat), neulasten haitta-ainepitoisuudet sekä mäntyjen ja kuusien vuosikasvujen muutokset.

Meluhaittojen arvioimiseksi on parhaassa tapauksessa tehty melukartoitus, jonka pohjalta on määritelty tietyn melutason ylittävät alueet. Meluasioihin liittyvät määräykset on annettu luvissa immissiomääräyksinä.

Ympäristölupahakemuslomakkeissa on jätteistä ja jätteiden käsittelystä pyydetty yleensä seuraavia tietoja:

- jätelajit jäteluettelon mukaisesti, kunkin jätelajin määrä vuodessa, syntypaikka, varastointipaikka ja -tapa, jätteen ominaisuudet, jätteen käsittelypaikka ja käsittelytapa
- jätteiden hyötykäyttömahdollisuudet
- hyödynnetyn ja hyödyntämiskelpoisen jätteen määrä
- selvitys jätteen kuljetuksesta
- selvitys ongelmajätteiden kirjanpidosta ja kuljetuksesta
- kuvaus ongelmajätteiden käsittelystä

Joissakin tapauksissa on vaadittu erillisselvityksiä mahdollisuuksista vähentää jätteiden syntymistä ja lisätä jätteiden hyödyntämistä. Kaatopaikkajätteiden aiheuttamien päästöjen ja muiden ympäristöriskien arviointi on hakemuksissa jäänyt usein varsin puutteelliseksi.

Suomessa laki ja asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (10.6.1994/468 ja 25.8.1994/792) tulivat voimaan 1.9.1994. Ennen toteutus- ja lupapäätöksiä on asetuksessa mainittuihin toimintoihin ja toiminnan olennaisiin muutoksiin tarvittu varsin laaja-alainen ympäristövaikutusten arviointi sekä kansalaisten kuuleminen. Luontoon sekä ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyvyyteen kohdistuvien vaikutusten lisäksi YVA-menettelyssä on tarkasteltu yhdyskuntarakenteeseen, rakennuksiin, maisemaan, kaupunkikuvaan, kulttuuriperintöön sekä luonnonvarojen hyödyntämiseen kohdistuvia vaikutuksia. YVA-menettelyä on käsitelty tarkemmin luvussa 2.6. Liitteessä 5 on lueteltu YVA-asetuksessa mainitut teollisia toimintoja koskevat hankkeet.

2.2 Euroopan unionin ja muiden kansainvälisten yhteisöjen päästöjä koskevat säädökset

2.2.1 Ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi annettu direktiivi (IPPC) ja EY:n komission järjestämä tiedonvaihto

IPPC-direktiivin (96/61/EY) yhtenä keskeisenä periaatteena on ns. yhdenmisyys (integroituu) pilaamisen tarkastelu, jolloin laitoksista aiheutuvia päästöjä ja ympäristövaikutuksia tarkastellaan samanaikaisesti yhtenä kokonaisuutena. IPPC-direktiivin 9 artiklan mukaan tulee mm. huolehtia siitä, että kaikissa tapauksissa lupaehdot varmistavat ympäristön korkean suojelun tason. Lisäksi 3a artiklan mukaan laitosta tulee käyttää siten, että kaikkiin asiaankuuluviin pilaantumista estäviin toimenpiteisiin on ryhdytty käyttäen parasta käyttökelpoista tekniikkaa. Ympäristöluvassa määriteltyjen päästöjen raja-arvojen, vastaavien parametrien ja teknisten toimenpiteiden tulee perustua parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan siten, että kyseisen laitoksen tekniset ominaisuudet otetaan huomioon samoin kuin sen maantieteellinen sijainti ja paikalliset ympäristöolosuhteet. Olemassa olevien laitosten osalta direktiivin keskeisiä periaatteita ja määräyksiä tulee soveltaa viimeistään vuoden 2007 lopussa.

Ympäristönsuojelulain ja -asetuksen mukaan, hieman IPPC-direktiivistä poiketen, parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla (BAT) tarkoitetaan *”mahdollisimman tehokkaita ja kehittyneitä, teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia tuotanto- ja puhdistusmenetelmiä ja toiminnan suunnittelu-, rakentamis-, ylläpito- sekä käyttötapoja, joilla voidaan ehkäistä toiminnan aiheuttama ympäristön pilaantuminen tai tehokkaimmin vähentää sitä.”* *”Tekniikka on teknisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoista silloin, kun se on saatavissa käyttöön yleisesti ja sitä voidaan soveltaa asianomaisella toiminnan alalla kohtuullisin kustannuksin.”*

”Parhaan käyttökelpoisen tekniikan sisältöä arvioitaessa on otettava huomioon:

- 1) *jätteiden synnyn ehkäiseminen;*
- 2) *käytettävien aineiden vaarallisuus sekä mahdollisuus käyttää entistä haitattomampia aineita;*
- 3) *tuotannossa käytettyjen aineiden ja siinä syntyneiden jätteiden uudelleenkäytön mahdollisuus;*
- 4) *syntyvien päästöjen luonne, määrä ja vaikutus;*
- 5) *käytettyjen raaka-aineiden luonne ja kulutus;*

- 6) *käytetty energia ja sen määrä;*
- 7) *toimintaan liittyvien riskien ja onnettomuustilanteiden ennaltaehkäisy sekä onnettomuuksien seurausten ehkäiseminen;*
- 8) *parhaan käyttökelpoisen tekniikan käyttöönottamiseen liittyvä aika ja toiminnan suunnitellun aloittamisajankohdan merkitys;*
- 9) *ympäristövaikutusten kokonaisuus;*
- 10) *teollisessa mittakaavassa käytössä olevat tuotantoa ja päästöjen hallintaa koskevat menetelmät;*
- 11) *tekniikan ja luonnontieteellisen tiedon kehitys; sekä*
- 12) *Euroopan yhteisöjen komission tai kansainvälisten toimielinten julkaisemat tiedot parhaasta käyttökelpoisesta tekniikasta.”*

Parhaan käyttökelpoisen tekniikan mukaisille toteutusvaihtoehdoille ominaisia piirteitä ovat prosessien ainekiertojen korkea sulkemisaste, päästöjen vähäinen määrä ja haitaton muoto, raaka-aineiden ja energian tehokas hyväksikäyttö sekä hyvä riskien hallinta. Laitoksen tärkeiden prosessitekniisten ratkaisujen ikävaiheella voi käytännössä olla huomattava vaikutus mahdollisuuksiin toteuttaa ympäristön kannalta parhaita ratkaisuja. Tietyille toiminnalle voidaan usein esittää monia BAT-kriteerit täyttäviä toteutusvaihtoehtoja. Ympäristön kokonaisuuden kannalta parhaan tai parhaiden vaihtoehtojen priorisointi edellyttää siten kyseisten vaihtoehtojen vaikutusten kokonaisarviointia.

IPPC-direktiivin 10 artiklan mukaan luvassa edellytetään lisäehtoja, jos jokin ympäristölaatu-normi edellyttää ankarampia ehtoja kuin mitä parhaan käyttökelpoisen tekniikan avulla voidaan saavuttaa. Ympäristölaatu-normeilla tarkoitetaan yhteisön lainsäädännössä eriteltyjä vaatimuksia, jotka tietyn ympäristön tai ympäristön osan on täytettävä. Tällaisia vaatimuksia on asetettu useissa ilman- ja vesiensuojeluun liittyvissä direktiiveissä (mm. ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot, vaarallisille aineille asetetut laatuvaatimet vesiympäristössä, vesilaitosten raakavesien, uimavesien ja kalavesien ohje- ja raja-arvot sekä hajakuormitettujen alueiden nitraattiraja-arvot).

IPPC-direktiivin 3 artiklassa säädetään mm. jätteisiin ja jätehuoltoon liittyvistä toiminnanharjoittajan perusvelvollisuuksista. Ensisijaisesti on vältettävä jätteen syntymistä. Syntynyt jäte on pyrittävä hyödyntämään, jos se on teknisesti ja taloudellisesti mahdollista. Ellei hyödyntäminen ole mahdollista, on jäte käsiteltävä ympäristöhaittoja aiheuttamatta. Nämä jätteitä ja jätehuoltoa koskevat perusvelvollisuudet ovat yksi keskeisistä näkökohdista, jotka lupaviranomaisen on IPPC-direktiivin perusteella otettava huomioon luvan myöntämisedellytyksiä ja lupamääräyksiä harkitessaan. IPPC-direktiivin jätteitä ja jätehuoltoa koskevat perusvelvollisuudet ovat yhdenmukaiset jätealan puitedirektiivin (75/442/ETY, muutettu 91/692/ETY) säännösten kanssa.

Jo aiemmin Suomen ympäristölainsäädännössä parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaate on otettu huomioon. Ilmansuojelulain (67/82, muutettu 1711/95) 2a §:ssä BAT-käsite oli määritelty ja 14 §:n mukaan ilmalupaa myönnettäessä oli otettava huomioon, että päästöjen rajoittamisessa sovelletaan BAT:a. Vesilain (264/61) 10 luvun 2a §:ssä edellytettiin, että luvassa on vesien ja meriympäristön suojelemiseksi pilaantumiselta otettava huomioon ympäristön kannalta paras käyttökelpoinen tekniikka. Jätelain (1072/93) 6 §:ssä edellytetään jätehuollossa käytettäväksi parasta taloudellisesti käyttökelpoista tekniikkaa. Ympäristönsuojelulaissa BAT-periaate korostuu entisestään.

IPPC-direktiivin mukaan luvan tulee käsittää päästöjen raja-arvot pilaaville aineille, erityisesti liitteessä III luetelluille (liite 6), joita voidaan päästää kyseisestä laitoksesta merkittäviä määriä suhteessa niiden ominaisuuksiin ja siirtymiseen ympäristön osasta (vesi, ilma, maaperä) toiseen. Tarpeen vaatiessa lupa käsittää asiaan kuuluvat maaperän ja pohjavesien suojelua sekä laitosten jätehuoltoa kos-

kevat määräykset. Tarvittaessa raja-arvoja voidaan täydentää tai ne voidaan korvata vastaavilla suureilla ja teknisillä toimenpiteillä. Kaikissa tapauksissa lupaehtojen tulee sisältää määräyksiä epäpuhtauksien kaukokulkeutumisesta tai valtioiden rajat ylittävän pilaantumisen minimoimisesta sekä taata ympäristön suojelun korkea taso. Neuvosto voi asettaa 18 artiklan mukaan päästöraja-arvoja direktiivin kattamille teollisuuden aloille liitteessä 6 mainituille aineille.

IPPC-direktiiviin sisältyy kaksi yhdenmukaisen tarkastelun näkökulmaa. Laitoksen ja prosessien valinnassa ja suunnittelussa tulee pyrkiä mahdollisimman alhaiseen kuormittavuuteen ympäristön kokonaisuuden kannalta tekninen ja taloudellinen toteuttamiskelpoisuus huomioon ottaen. Tämän lisäksi lupaviranomainen joutuu luvan myöntämisen edellytyksiä ja lupaehtoja harkitessaan arvioimaan, mitkä ovat toiminnan sallitut kokonaisympäristövaikutukset kyseisessä paikassa.

IPPC-direktiivin 16 artiklan 1 kohdassa edellytetään, että jäsenvaltiot ilmoittavat komissiolle joka kolmas vuosi saatavilla olevat edustavat tiedot direktiivin liitteessä I olevista toimialaluokittain asetetuista raja-arvoista sekä tarvittaessa parhaista käyttökelpoisista tekniikoista. Komissio julkaisee joka kolmas vuosi luettelon tärkeimmistä päästöistä ja niiden aiheuttajista.

IPPC-direktiivin 16 artiklan 2 kohdan mukaan EY:n komissio järjestää tiedonvaihdon jäsenvaltioiden välillä parhaasta käyttökelpoisesta tekniikasta ja sen kehityksestä sekä siihen liittyvästä tarkkailusta jäsenvaltioiden ja teollisuuden välillä. Komissio on järjestänyt tämän tiedonvaihdon ns. parhaan käyttökelpoisen tekniikan tiedonvaihtoasiakirjojen (IPPC BAT Reference Documents, BREF) muodossa. Liitteestä 7 ilmenee BAT-tiedonvaihtoasiakirjojen valmisteluajataulu. BAT-tiedonvaihtoasiakirjan valmistelu aloitetaan kokoamalla tietoa olemassa olevista ja kehitteillä olevista laitoksista, prosesseista sekä päästö- ja kulutustasoista. Tämän tiedon pohjalta kuvataan esimerkkejä yleisellä tasolla IPPC-direktiivin BAT-kriteerejä täyttävistä tekniikoista sekä niistä päästöjen, raaka-aineiden ja energian kulutuksen tasoista, jotka kyseisillä tekniikoilla voidaan saavuttaa. Päästö- ja kulutustasojen määrittely on perustunut asiantuntija-arvioihin, jotka on pääosin tehty toiminnassa olevista laitoksista saatujen tietojen pohjalta.

Suomen ympäristökeskus toimii EY:n komission järjestämän BAT-tiedonvaihdon kansallisena keskuksena ja koordinoi kansallisen BAT-työryhmän toimintaa. Kullekin IPPC-direktiivin 35 toimialalle on lisäksi muodostettu vastaava kansallinen toimialaryhmä, jonka tehtävänä on osallistua kyseisen toimialan BAT-tiedonvaihtoasiakirjan valmisteluun.

Muun muassa Cleary ym. (1997) ja Geldermann ym. (1999) ovat ehdottaneet parhaan käyttökelpoisen tekniikan arviointimalleja, joita ei kuitenkaan ole komission järjestämässä tiedonvaihdossa otettu käyttöön. Clearyn ym. (1997) arviointimalliehdotus on kuvattu liitteessä 8. Se edustaa yhtä ajattelumallia eikä sitä voida Suomessa soveltaa YSL:n mukaisessa lupaharkinnassa. Geldermann ym. (1999) ovat esittäneet paikasta riippumattomien BAT-tekniikoiden cross-media-vaikutusten määrittämiseksi päätöksentekomallia, jossa BAT-kandidaattitekniikoille laaditaan aine- ja energiataseet, päästöt luokitellaan ja karakterisoidaan elinkaariarviointimetodiikan mukaisesti sekä tarvittaessa tehdään arvottaminen ja asiantuntija-arviointi. Painottamismetodiksi esitetään kunkin asianmukaisen kriteerin parivertailua kullekin tekniikkavaihtoehdolle, ellei sopiva paneeli pysty määrittelemään painokertoimia. He ovat kokeilleet menettelyä rauta- ja terästeollisuudelle ja ehdottavat sen soveltamista EU:n BAT-vertailuasiakirjojen valmistelun työvälineeksi. Erityisesti vaikutusten arvioinnin moniulotteisuuden, paikkasidonnaisuuden ja tietojen puutteen vuoksi menettelyn käyttökelpoisuuteen liittyy kuitenkin merkittäviä rajoituksia.

Teollisuuslaitosten aiheuttaman ilman pilaantumisen estämisestä on annettu ns. ilmansuojelun puitedirektiivi 84/360/ETY, joka kumoutuu 11 vuoden kuluttua IPPC-direktiivin voimaantulosta. Ilmansuojelun puitedirektiivin nojalla on annettu polttolaitoksia koskevia tytärdirektiivejä. Suurista polttolaitoksista ilmaan pääsevien epäpuhtauksien rajoittamiseksi annettu direktiivi velvoittaa jäsenmaat rajoittamaan polttoaineteholtaan yli 50 megawatin polttolaitosten päästöjä (88/609/ETY, 94/66/ETY, uudistus meneillä). Suurille polttolaitoksille määriteltyjä poikkeuslausekkeita voidaan soveltaa IPPC-direktiivin voimassaolosta huolimatta. Yhdyskuntajätteen polttolaitoksille on säädetty erikseen uusia ja olemassa olevia laitoksia koskevat direktiivit (89/369/ETY, 89/429/ETY). Komissio on vuonna 1998 antanut direktiiviehdotuksen jätedirektiivin mukaisen jätteen polttamisesta, joka tulisi määrääjän jälkeen kumoamaan yhdyskuntajätteen poltosta annetut direktiivit. Vaarallisten jätteen polttoa puolestaan säätelee direktiivi 94/67/ETY. Bensiinin varastoinnista ja jakelusta aiheutuvien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjen rajoittamisesta on annettu direktiivi 94/63/EY. Lisäksi orgaanisten liuottimien käytöstä tietyissä toiminnoissa ja laitoksissa aiheutuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjen rajoittamisesta annettiin maaliskuussa 1999 erillinen ns. teollisuus-VOC-direktiivi (1999/13/EY).

Yhteisö on säännellyt jo 1980-luvun alusta lähtien ilman laatua useilla direktiiveillä (SO₂, leijuma, Pb, NO_x, O₃). Ilmanlaadun arvioinnista ja hallinnasta on annettu puitedirektiivi 96/62/ETY, jonka nojalla merkittävälle haitallisille yhdisteille on annettu ja tullaan antamaan tytärdirektiivejä (1999 SO₂, NO₂, PM₁₀, Pb, myöhemmin mm. CO, bentseeni, O₃, PAH, Cd, As, Hg ja Ni). Uudet tytärdirektiivit tulevat korvaamaan aiemmat ilmanlaatudirektiivit.

Vesiin johdettavia haitallisten ja vaarallisten aineiden päästöjä säädellään puitedirektiivillä 76/464/ETY, jonka vesipuitedirektiivi kumoaa 13 vuoden kulluttua voimaan tulostaan. Erilliset tytärdirektiivit, joissa määritetään sallitut päästöjen enimmäistasot, ympäristön laatuvaatimet (liite 9) ja tarkkailuvaatimukset, on annettu taulukossa 1 mainituille 17 ympäristölle vaaralliselle aineelle. Pohjavesiin joutuvien päästöjen estämiseksi ja rajoittamiseksi on annettu erillinen direktiivi (80/68/ETY). Yhdyskuntien ja eräiden orgaanista kuormitusta aiheuttavien teollisuuden alojen jätevesien käsittelystä säädetään direktiivillä 91/271/ETY. Titaanidioksiditeollisuuden vesi- ja ilmapäästöjen rajoittamisesta, jätteistä ja tarkkailuista on annettu määräyksiä kolmella direktiivillä (78/176/ETY, 82/883/ETY, 92/112/ETY).

Taulukko 1. Veteen johdettavien vaarallisten aineiden direktiivin (76/464/ETY) nojalla annetut tytärdirektiivit.

elohopea	82/176/ETY, 84/156/ETY
kadmium	83/513/ETY
heksakloorisykloheksaani	84/491/ETY
hiilitetrakloridi, DDT, pentakloorifenoli	86/280/ETY
aldriini, dieldriini, endriini, isodriini, heksaklooribentseeni,	88/347/ETY
heksaklooributadieeni, kloroformi	
1,2-dikloorietaani, trikloorietyleeni, perkloorietyleeni ja triklooribentseeni	90/415/ETY

Vesien kemiallisen tilan osalta on asetettu yhteisötasolla vähimmäisvaatimuksia juomaveden valmistamiseen käytettäville pintavesille (75/440/ETY), kalataloudellisesti merkittävälle suojelua ja parantamista tarvitseville vesille, ns. kalavesi-direktiivi (78/659/ETY), nilviäisten kasvatukseen tai hyödyntämiseen käytetyille vesille (79/923/ETY) sekä uimavesille (76/160/ETY). Näiden direktiivien vaatimukset tulee ottaa huomioon myös päästöjen rajoittamisessa. Maataloudesta peräisin olevien nitraattipäästöjen rajoittamisesta ja tarkkailuista on säädetty erikseen direktiivillä (91/676/ETY).

Yhteisön jätepolitiikkaa ohjaava puitesäädös on jätedirektiivi 75/442/ETY, jota on muutettu direktiivillä 91/156/ETY. Vaarallisille jätteille on säädetty erillinen direktiivi 91/689/ETY, jossa tietyt jätteet luokitellaan vaarallisiksi ja täsmennetään säännökset lupamenettelystä. Komissio on päätöksellään 94/3/EY vahvistanut Euroopan jäteluettelon ja neuvosto päätöksellään 94/904/ETY luettelon ongelmajätteistä. Lisäksi erillisiä yhteisösäädöksiä on annettu mm. jäteöljyhuollosta (75/439/ETY), asbestin aiheuttaman ympäristön pilaantumisen ehkäisemisestä (87/217/ETY), pakkausjätteistä (94/62/ETY), PCB:n ja PCT:n käsittelystä (96/59/EY) sekä kaatopaikoista (1999/31/EY).

Euroopan unionilla on myös laaja kemikaaleja ja suuronnettomuuksia koskeva lainsäädäntö sekä teollisuusyritysten vapaaehtoista ympäristöasioiden hallintaa koskeva asetus (1836/93, tarkistettavana), joilla on heijastusvaikutuksia päästöjen ehkäisemiseen ja rajoittamiseen.

Teollisesta toiminnasta aiheutuvien ilmapäästöjen rajoittamisesta on annettu määräyksiä ja suosituksia erityisesti YK:n tasolla solmitun valtiosta toiseen tapahtuvaa ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumista koskevan yleissopimuksen nojalla (Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP). Pöytäkirjoja on annettu rikkidioksidi-, typenoksidi-, raskasmetalli- ja POP-päästöjen rajoittamiseksi. Lisäksi on hyväksytty ns. moniaine-monivaikutuspöytäkirja, jossa rajoitetaan happamoittavia, otsonia muodostavia ja rehevöittäviä päästöjä (rikkidioksidi, typen oksidit, ammoniakki, VOC-yhdisteet) maille annettavien päästökattojen ja erilaisten toimenpidevaatimusten avulla.

Itämeren suojelusopimuksen nojalla toimiva Helsingin komissio on antanut lukuisia teollisuudenalakohtaisia päästöjen rajoittamista koskevia suosituksia. Koillis-Atlantin suojelusopimusta toteuttavalla Pariisin komissiolla on suositusten lisäksi sitovia päätöksiä. Suomi on osapuolena molemmissa merensuojelusopimuksissa.

Kansainvälisiä sopimuksia ei sellaisinaan voida käyttää lupaharkinnan perusteena. Kansainvälisten sopimusten velvoitteet tulevat lupaharkinnassa sitoviksi tai huomioon otettaviksi silloin, kun ne on siirretty kansalliseen lainsäädäntöön.

2.3 Ympäristönsuojelulain yleiset periaatteet ja vaatimukset

Ympäristönsuojelulain (YSL) yhdeksi tavoitteeksi on määritelty ympäristöä pilaaavan toiminnan vaikutusten arviointi ja huomioon ottaminen kokonaisuutena. Lain soveltamisalan kannalta keskeinen ympäristön pilaantuminen on määritelty sellaiseksi ihmisen toiminnasta johtuvaksi *aineen, energian, melun, värinän, säteilyn, valon, lämmön tai hajun* päästämiseksi ympäristöön, jonka seurauksena on yksin tai yhdessä muiden päästöjen kanssa

- a) *terveyshaittaa;*
- b) *haittaa luonnolle ja sen toiminnoille;*
- c) *luonnonvarojen käyttämisen estymistä tai melkoista vaikeutumista;*
- d) *ympäristön yleisen viihtyisyyden tai erityisten kulttuuriarvojen vähentymistä;*
- e) *ympäristön yleiseen virkistyskäyttöön soveltuvuuden vähentymistä;*
- f) *vahinkoa tai haittaa omaisuudelle taikka sen käytölle; tai*
- g) *muu näihin rinnastettava yleisen tai yksityisen edun loukkaus.*

Ympäristönsuojelulain säätelyjärjestelmä perustuu keskeisesti luvanvaraisuuteen sekä ilmoitusmenettelyihin ja tietojärjestelmään merkitsemiseen. Lupa vaaditaan asetuksella määritellyiltä toiminnoilta, vesistöä, uomaa tai allasta mahdollisesti

pilaavalta toiminnalta, kohtuutonta rasisusta naapurustolle aiheuttavalta toiminnalta sekä jätteen laitos- tai ammattimaiselta hyödyntämiseltä tai käsittelyltä. Asetuksella voidaan myös säätää tiettyjen haitallisten aineiden päästöt vesiin tai yleiseen viemäriin luvanvaraisiksi seurauksista riippumatta.

Ympäristönsuojelulain perustelujen mukaan ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttava toiminta voisi toimintakokonaisuutena sisältää erillisiä yksiköitä, joiden toiminnasta vastaavat eri toiminnan harjoittajat. Yhtenä toimintana pidettäisiin eri osatoimintoja, jotka muodostavat teknisesti ja tuotannollisesti riittävän kiinteän kokonaisuuden. Usean toiminnanharjoittajan yhteisesti harjoittama toiminta voitaisiin kuitenkin lupaharkinnassa eritellä riittävästi.

Ympäristönsuojelulaki mainitsee seuraavat *yleiset periaatteet ja velvollisuudet*, joita ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavassa toiminnassa on noudatettava:

- 1) *haitalliset ympäristövaikutukset ehkäistään ennakolta tai, milloin haitallisten vaikutusten syntymistä ei voida kokonaan estää, rajoitetaan ne mahdollisimman vähäisiksi (ennaltaehkäisy ja haittojen minimoinnin periaate);*
- 2) *menetellään muutoin toiminnan laadun edellyttämällä huolellisuudella ja varovaisuudella ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi sekä otetaan huomioon toiminnan aiheuttaman pilaantumisen vaaran todennäköisyys, onnettomuusriski sekä mahdollisuudet onnettomuuksien estämiseen ja niiden vaikutusten rajoittamiseen (varovaisuus- ja huolellisuusperiaate);*
- 3) *käytetään parasta käyttökelpoista tekniikkaa (parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaate);*
- 4) *noudatetaan ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi tarkoituksenmukaisia eri toimien yhdistelmiä, kuten työmenetelmiä sekä raaka-aine- ja polttoainevalintoja (ympäristön kannalta parhaan käytännön periaate).*

Ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavan toiminnan harjoittaja vastaa vaikutusten ennaltaehkäisystä ja ympäristöhaittojen poistamisesta tai rajoittamisesta mahdollisimman pieniksi (aiheuttamisperiaate).

Lisäksi YSL:ssa todetaan, että toiminnanharjoittajan on oltava riittävästi selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista, ympäristöriskeistä ja haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista (selvilläolo-velvollisuus).

Ympäristön kannalta parhaan käytännön periaate on tarkoitettu huomioon otettavaksi erityisesti hajapäästöjä aiheuttavien toimintojen säätelyssä, kun taas parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaate liittyy teollisuuden pistemäisen kuorituksen hallintaan.

Parhaan käyttökelpoisen tekniikan mukaisten tekniikoiden ja niillä saavutettavien päästötasojen kuvauksessa merkittävä dokumenttiaineisto muodostuu EU:n piirissä IPPC-direktiivin nojalla tehtävistä BAT-tiedonvaihtoasiakirjoista (BAT Reference Documents, BREF) (ks. luku 2.2.1 ja liite 7) sekä Helsingin ja Pariisin komission suosituksista. Ne on tarkoitettu luvan hakijoille ja lupaviranomaisille tausta-aineistoksi lupaharkintaa varten. On kuitenkin huomattava, että BAT-tiedonvaihtoasiakirjoissa ei ole otettu huomioon kansallisista lainsäädännöistä johtuvia erityismääräyksiä tai paikallisten ympäristöolosuhteiden erityispiirteitä, joita lupaharkinnassa joudutaan väistämättä tarkastelemaan. Siten BAT-tiedonvaihtoasiakirjojen päästötasoja ei sellaisenaan voida käyttää lupamääräysten ja päästöraja-arvojen perusteena, vaan ne tarjoavat lupapäätöksen tueksi EU:n piirissä kerätyn taustamateriaalin. Myös mm. Pariisin komission ja Helsingin komission suosituksissa sekä pilaavien aineiden kaukokulkeutumisesta koskevan yleissopimuksen (UN/CLRTAP) nojalla annetuissa pöytäkirjoissa on tuotettu eri teollisuussektoreille viiteaineistoa, jota voidaan käyttää BAT-periaatteen mukaisten tekniikoiden arviointiin.

Valtioneuvoston asetuksilla on YSL:n mukaisessa säätelyjärjestelmässä erittäin tärkeä merkitys. Myös ympäristöministeriö voi asetuksella säätää lain edellyttämistä tarkastuksista ja valvonnasta sekä talousjäteveden käsittelystä. Kunnalla on mahdollisuus antaa muuta kuin YSL:n mukaan luvan- tai ilmoituksenvaraista toimintaa koskevia kunnan ympäristönsuojelumääräyksiä.

Valtioneuvosto voi asetuksella säätää:

- 1) *ympäristön laadusta, seurannasta ja tarkkailusta;*
- 2) *päästöistä ympäristöön tai yleiseen viemäriin, päästöjen rajoittamisesta sekä päästörajoiden valvonnasta;*
- 3) *terveydelle tai ympäristölle vaarallisten aineiden ympäristöön tai yleiseen viemäriin päästämisen rajoittamisesta tai kieltämisestä;*
- 4) *erityisen häiritsevän melun ja värinän aiheuttamisen rajoittamisesta tai kieltämisestä määrättyinä aikoina;*
- 5) *lietteen ympäristöön päästämisen tai sijoittamisen rajoittamisesta taikka terveydelle tai ympäristölle vaarallisia aineita sisältävän lietteen ympäristöön päästämisen kieltämisestä;*
- 6) *maataloudesta peräisin olevien nitraattien pääsystä vesiin sekä maataloudessa noudatettavista muista vesiensuojeluvaatimuksista.*

Lisäksi valtioneuvosto voi antaa asetuksella ympäristönsuojeluvaatimuksia maa-, karja-, turkis- ja metsätalouden toiminnoille, turvetuotannolle, kalankasvatukselle, alle 10 megawatin voimala- tai kattilalaitokselle, asfalttiasemalle, kivenmurskaamolle, polttonesteiden jakeluasemalle ja vastaavalle toiminnalle, haihtuvia orgaanisia yhdisteitä käyttäville toimialoille tai toiminnoille sekä jätteen laitos- tai ammattimaiselle hyödyntämiselle tai käsittelylle. Terveydelle tai ympäristölle haitallisen aineen valmistusta, maahantuontia, markkinoille luovuttamista, maastavientiä, luovuttamista tai käyttöä voidaan niin ikään rajoittaa tai kieltää valtioneuvoston asetuksella. Määräyksiä voidaan antaa myös aineen, valmisteiden tai tuotteen koostumuksesta tai merkitsemisestä.

Ympäristönsuojelulakiin sisältyvän yhteistoteutusperiaatteen mukaan ympäristöministeriö voi hakemuksesta myöntää poikkeuksen asetuksella annettusta päästömääräyksestä tietyn toiminnan osalta, jos toiminnanharjoittaja toteuttaa muualla Suomessa tai toisessa valtiossa ympäristönsuojelutoimia, joiden vaikutuksesta päästöt tai niiden vaikutukset kokonaisuutena olennaisesti vähentyvät. Edellytyksenä yhteistoteutukselle on, että se ei ole vastoin Suomea sitovia kansainvälisiä velvoitteita, se on tarkoituksenmukaista ottaen huomioon toiminnan tekniset ja taloudelliset mahdollisuudet ympäristönsuojelutoimien toteuttamiseksi ja päästöjä voidaan seurata luotettavasti. Lisäksi Suomen alueeseen kohdistuvien päästöjen tulee vähentyä järjestelyn seurauksena, jos toiminnasta aiheutuu alueellisia haitallisia ympäristövaikutuksia.

Ympäristönsuojelulain yhtenä yleisenä tavoitteena on mm. torjua ilmastonmuutosta. Lain soveltamisalaan ilmastonmuutoksen torjunta voidaan sisällyttää kuitenkin vain siten kuin siitä myöhemmin erikseen lailla säädetään.

Liitteeseen 2 on koottu ilmansuojelu-, vesi-, jäte- ja meluntorjuntalakien nojalla annetut valtioneuvoston päätökset (tilanne vuoden 1999 lopussa), joiden määräykset jäävät edelleen voimaan ympäristönsuojelulain nojalla.

Ilmaan johdettavien päästöjen rajoittaminen on jo aiemminkin pitkälti pohjautunut päästöjen rajoittamiseksi annettuihin yleisiin määräyksiin ja ilman laadulle asetettuihin laatuvaatimuksiin (liite 2). Ilmansuojelulain nojalla annetun valtioneuvoston päätöksen 480/96 mukaiset ilman laadun ohjearvot ja rikkilaskeman tavoitearvot on koottu liitteeseen 3 ja valtioneuvoston päätöksen 481/96 mukaiset ilman laadun raja- ja kynnyсарvot liitteeseen 4.

Vesiin ja yleiseen viemäriin johdettaville päästöille on valtioneuvoston päätöksissä 363/94, 364/94 ja 365/94 annettu eräille aineille päästökieltoja ja eräille aineille tai suureille enimmäispäästönormeja EY:n direktiivien täytäntöönpanemiseksi. Vesiin tai viemäriin ei missään käyttötarkoituksessa saa päästää *triklooribentseeniä, heksaklooribentseeniä, heksaklooributadieeniä tai hiilitetrakloridia*. Liuottimina, suojauskemikaaleina tai eliöntorjunta-aineina käytettäessä vesiin tai viemäriin ei saa päästää *kloroformia, 1,2-dikloorietaania, trikloorietyleeniä, perkloorietyleeniä tai pentakloorifenolia*. Muulla tavalla syntyneet em. aineiden päästöt sekä *elohopean ja kadmiumin* päästöt vesiin ja yleiseen viemäriin vaativat luvan, jonka päästömääräysten on täytettävä direktiivien päästönormit.

Juomaveden valmistamiseen käytettävien pintavesien vähimmäislaadulle on asetettu vaatimuksia valtioneuvoston päätöksellä 366/94 perustuen EY:n direktiiviin 75/440/ETY. Valtioneuvoston päätöksellä kielletään vähimmäislaatuvaatimukset täyttämättömien pintavesien käyttö juomaveden valmistamiseen. Raakavedenhankintavesistön veden laadun säilyminen riittävän hyvänä tulee ottaa huomioon kyseessä olevan vesistön alueella ympäristölupia myönnettäessä. Samoin valtioneuvoston päätös suojelua ja parantamista edellyttävien sisävesien laadusta kalojen elinolojen turvaamiseksi (1172/99, perustuu direktiiviin 78/659/ETY) määrittää kyseisten vesien tilalle vähimmäisvaatimukset, jotka ympäristölupaharkinnassa on otettava huomioon.

Yleisten uimarantojen veden laatuvaatimuksista säädetään sosiaali- ja terveysministeriön päätöksellä 292/96. Vedenlaatuvaatimuksilla voi eräissä tapauksissa olla heijastusvaikutuksia myös päästölupamääräyksiin.

Pohjavesien pilaamiskielto määritellään YSL:n 8 §:ssä seuraavasti:

Ainetta tai energiaa ei saa panna tai johtaa sellaiseen paikkaan tai käsitellä siten, että

- 1) tärkeällä tai muulla vedenhankintakäyttöön soveltuvalla pohjavesialueella pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai sen laatu muutoin olennaisesti huonontua;*
- 2) toisen kiinteistöllä oleva pohjavesi voi käydä terveydelle vaaralliseksi tai kelpaamattomaksi tarkoitukseen, johon sitä muutoin voitaisiin käyttää; tai*
- 3) toimenpide vaikuttamalla pohjaveden laatuun muutoin saattaa loukata yleistä tai yksityistä etua.*

Pohjavesien pilaamiskieltoa on täydennetty valtioneuvoston päätöksellä 364/94, jossa kielletään tiettyjen aineiden (mm. eräät myrkylliset orgaaniset yhdisteet, metallit, syanidit, fluoridit, elohopea, kadmium, mineraaliöljyt, hiilivedyt, biosidit, karsinogeeniset aineet, hajua ja makua aiheuttavat aineet, epäorgaaninen fosfori, ammonium, nitriitit) päästäminen pohjavesiin.

2.4 Yhtenäinen lupaharkinta ja lupapäätös

Ympäristönsuojelulain mukaan ympäristöluvan myöntäminen edellyttää, että toiminnasta ei saa, asetettavat lupamääräykset huomioon ottaen, aiheutua yksinään tai yhdessä muiden toimintojen kanssa:

- 1) terveyshaittaa;*
- 2) merkittävästi muuta ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa;*
- 3) maaperän ja pohjavesien pilaamiskiellon sekä merensuojelua ja jätteitä koskevien erityisten kieltojen rikkomista;*
- 4) erityisten luonnonolosuhteiden huonontumista taikka vedenhankinnan tai yleiseltä kannalta tärkeän muun käyttömahdollisuuden vaarantumista toiminnan vaikutusalueella; eikä*
- 5) eräistä naapurisuhteista annetun lain 17 §:n 1 momentissa tarkoitettua kohtuutonta rasisitusta.*

Toimintaa ei saa sijoittaa asemakaavan vastaisesti. Ongelmajätteen ja muun jätteen käsittelytoiminnan harjoittajan on oltava toiminnan laajuus, luonne ja toimintaa varten annettavat määräykset huomioon ottaen riittävän vakavarainen tai hänen on asetettava riittävä vakuus asianmukaisten jätehuoltotoimenpiteiden varmistamiseksi.

Ympäristöluvassa on annettava tarpeelliset määräykset:

- 1) *päästöistä, niiden ehkäisemisestä ja muusta rajoittamisesta sekä päästöpaikan sijainnista;*
- 2) *jätteistä sekä niiden synnyn ja haitallisuuden vähentämisestä;*
- 3) *toimista häiriö- tai muissa poikkeuksellisissa tilanteissa;*
- 4) *toiminnan lopettamisen jälkeisistä toimista kuten alueen kunnostamisesta ja päästöjen ehkäisemisestä; sekä*
- 5) *muista toimista, joilla ehkäistään tai vähennetään pilaantumista, sen vaaraa tai siitä aiheutuvia haittoja.*

Lupamääräyksiä annettaessa on otettava huomioon toiminnan luonne, sen alueen ominaisuudet, jolla toiminnan vaikutus ilmenee, toiminnan vaikutus ympäristöön kokonaisuutena, pilaantumisen ehkäisemiseksi tarkoitettujen toimien merkitys ympäristön kokonaisuuden kannalta sekä tekniset ja taloudelliset mahdollisuudet toteuttaa nämä toimet. Päästöjen ehkäisemistä ja rajoittamista koskevien lupamääräysten tulee perustua parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan. Lisäksi on tarpeen mukaan otettava huomioon energian käytön tehokkuus ja varautuminen onnettomuuksien ehkäisemiseen ja niiden seurausten rajoittamiseen.

Ympäristöluvassa on annettava lisäksi tarpeelliset määräykset jätteistä ja jätehuollosta jätelain ja sen nojalla annettujen säännösten noudattamiseksi. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamolle johdettavan teollisuuden jäteveden esikäsittelystä on tarvittaessa määrättävä ympäristöluvassa siten kuin asetuksella tarkemmin säädetään.

Ympäristöluvassa on annettava tarpeelliset määräykset myös

- 1) *toiminnan käyttötarkkailusta*
- 2) *päästöjen*
- 3) *jätteiden ja jätehuollon*
- 4) *toiminnan vaikutusten sekä*
- 5) *toiminnan lopettamisen jälkeisestä ympäristön tilan tarkkailusta.*

Toiminta ei saa olla ristiriidassa valtakunnallisiin suunnitelmiin ja ohjelmiin sisältyvien, toiminnanharjoittajaa sitovien velvoitteiden kanssa. Luvanvaraisen jätteen hyödyntämis- ja käsittelypaikan luvassa on lisäksi otettava huomioon jätelain mukaiset jättesuunnitelmat ja tarvittavassa määrin muut valtakunnalliset suunnitelmat.

Jos asetuksella annetaan jo myönnetyn ympäristöluvan määräystä ankarampia säännöksiä tai luvasta poikkeavia säännöksiä luvan voimassaolosta tai tarkistamisesta, on asetusta luvan estämättä noudatettava. Toisaalta lupamääräys voi olla valtioneuvoston tai kunnanvaltuuston antamaa yleistä määräystä ankarampi luvan myöntämisen edellytysten täyttämiseksi, asetuksella annetun ympäristön laatuvaatimuksen turvaamiseksi tai vesien suojelemiseksi.

Ympäristönsuojelulain mukaiseen lupahakemukseen on liitettävä lupahakinnan kannalta tarpeellinen selvitys toiminnasta, sen vaikutuksista, asianosaisista ja muista merkityksellisistä seikoista siten kuin asetuksessa tarkemmin säädetään. Mikäli toiminta vaatii YVA-menettelyn toteuttamista, tulee hakemukseen liittää myös YVA-lain mukainen arviointiselostus. Ympäristönsuojeluasetuksessa

määritellään lupahakemuksessa tarvittavat toimintaa, sijaintipaikkaa, vaikutus-
aluetta, raaka-aineita, energiankäyttöä, jätteitä, päästöjä, melua sekä niiden vai-
kutuksia ja rajoituksia koskevat tiedot.

Ympäristölupaprosessissa tehtävä päästöjen ja niiden vaikutusten arviointi
joutuu keskeisesti ottamaan lähtökohdakseen edellä mainitut ympäristönsuojelu-
lain tavoitteet, periaatteet ja vaatimukset. Siten se melko huomattavastikin poik-
keaa YVA-lain mukaisesta arvioinnista. Vielä merkittävämpiä lähtökohtaisia eroja
on elinkaariarviointien piirissä tehtävien ja ympäristölupaprosessissa tapahtuvan
päästöjen ja vaikutusten arvioinnin rajauksissa ja toteutuksessa. Luvussa 4 tarkas-
tellaan päästöjen ja ympäristövaikutusten yhdenmukaisuutta arviointia ympäristönsuo-
jelulain ja IPPC-direktiivin määrittelemien lähtökohtien ja reunaehtojen pohjalta.

2.5 Jätelain vaatimukset

Jätelain keskeisiä oikeudellisia periaatteita ovat yleinen *huolehtimisvelvoite* sekä
jätteiden *hyödyntämisvelvoite*, jätteiden *erillään pitämisen periaate* ja *ongelmajätteiden*
sekoittamiskielto. Ympäristönsuojelulain mukaan ympäristön pilaantumisen vaa-
raa aiheuttavassa toiminnassa tulee noudattaa jätelain 4 ja 6 §:ssä säädettyjä ylei-
siä velvollisuuksia. Yleisen huolehtimisvelvollisuuden mukaan kaikessa toimin-
nassa on mahdollisuuksien mukaan huolehdittava siitä, *että jätettä syntyy mahdol-
lisimman vähän ja ettei jätteestä aiheudu merkityksellistä haittaa tai vaikeutta jätehuollon*
järjestämiselle eikä vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle.

Jätehuollon järjestämistä koskevien yleisten huolehtimisvelvollisuuksien
mukaan:

*jätteen haltijan on huolehdittava jätehuollon järjestämisestä, ellei valtioneuvoston päätök-
sellä toisin määrätä;*

*jäte on hyödynnettävä, jos se on teknisesti mahdollista ja jos siitä ei aiheudu kohtuuttomia
lisäkustannuksia; ensisijaisesti on pyrittävä hyödyntämään jätteen sisältämä aine ja tois-
sijaisesti sen sisältämä energia;*

jätteestä tai jätehuollosta ei saa aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle tai ympäristölle;

*jätehuollossa on käytettävä parasta taloudellisesti käyttökelpoista tekniikkaa sekä mahdol-
lisimman hyvää terveys- ja ympäristöhaitan torjuntamenetelmää;*

jätettä ei saa hylätä tai käsitellä hallitsemattomasti;

*jätteet on kerättävä ja pidettävä toisistaan erillään jätehuollon kaikissa vaiheissa siinä laa-
juudessa kuin se on terveydelle tai ympäristölle aiheutuvoan vaaran tai haitan ehkäise-
misen taikka jätehuollon asianmukaisen järjestämisen kannalta tarpeellista sekä teknisesti ja
taloudellisesti mahdollista;*

*erilaatuisia ongelmajätteitä ei saa sekoittaa keskenään eikä muihin jätteisiin tai aineisiin
paitsi, jos se on jätteiden hyödyntämisen tai käsittelyn kannalta välttämätöntä ja se voi-
daan tehdä aiheuttamatta terveydelle tai ympäristölle vaaraa tai haittaa;*

jätteet on käsiteltävä jossakin lähimmistä asianmukaisista jätteen käsittelypaikoista

Jätelain mukaan tuotannon harjoittajan ja tuotteen valmistajan tai maahantuojan
on oltava riittävän hyvin selvillä tuotannossaan tai tuotteestaan syntyvästä jät-
teestä, sen terveys- ja ympäristövaikutuksista sekä sen määrän ja haitallisuuden
vähentämisestä ja jätehuollosta sekä mahdollisuuksista kehittää tuotantoaan tai
tuotettaan siten, että jätteen määrä ja haitallisuus vähenee. Jätteen haltijan on olta-

va riittävän hyvin selvillä hallinnassaan olevan jätteen määrästä, lajista, laadusta, alkuperästä ja jätehuollon kannalta merkityksellisistä ominaisuuksista sekä terveys- ja ympäristövaikutuksista.

Valtakunnallisessa jätesuunnitelmassa vuoteen 2005 (hyväksytty valtioneuvoston yleisistunnossa 2.7.1998, Dnro 67/42/98) on määritelty yleiset tavoitteet, kehittämisstrategiat ja keinot mm. teolliselle toiminnalle. Erikseen on annettu jätteitä ja jätehuoltoa koskevia tavoitteita massa- ja paperiteollisuudelle, mekaaniselle metsäteollisuudelle, perusmetalliteollisuudelle, kemianteollisuudelle, elintarviketeollisuudelle, pk-teollisuudelle, energia- ja vesihuollolle sekä kaivostuominnalle. Jätteiden tavoitteelliset hyödyntämistäasteet vuoteen 2005 mennessä ovat massa- ja paperiteollisuudessa 80 prosenttia, mekaanisessa metsäteollisuudessa 98 prosenttia ja muilla teollisen toiminnan aloilla 50–70 prosenttia.

Ympäristöministeriö on antanut päätöksen jäte- ja ongelmajäteluettelosta (867/96), joka perustuu Euroopan jäteluetteloon (Komission päätös 94/3/EY) ja ongelmajäteluetteloon (Neuvoston päätös 94/904/EY). Luettelo ei ole tyhjentävä vaan luonteeltaan esimerkinomainen ja se on tarkoitettu sovellettavaksi yhdessä jätelain määräysten kanssa. Jätteiden luokittelun tueksi on laadittu jäteluokitusopas (Tilastokeskus 1998b).

2.6 YVA-menettely

Suomen sektorikohtaisessa ympäristö- ja jätevesilupajärjestelmässä ympäristövaikutuksia on jo varsin pitkään arvioitu osana lupaharkintaa vesien, ilmapäästöjen, melun ja jätteiden osalta erikseen. Tarkastelu on vain rajoitetusti sisältänyt sosiaalisia, yhdyskuntarakenteeseen, maisemaan, kulttuuriperintöön tai luonnonvarojen hyödyntämiseen ulottuvia vaikutuksia. YVA-menettelyssä sen sijaan pyritään tekemään kokonaisvaltainen ympäristövaikutusten arviointi jo osana hankesuunnittelua. Menettelyn tarkoituksena on edistää ympäristövaikutusten arviointia ja yhtenäistä huomioon ottamista suunnittelussa ja päätöksenteossa sekä samalla lisätä kansalaisten tiedonsaantia ja osallistumismahdollisuuksia. Suomessa YVA-menettelyä sovelletaan asetuksella säädettyihin hankkeisiin. Lisäksi ympäristöministeriö voi yksittäistapauksissa päättää arviointimenettelyn soveltamisesta muihinkin vastaavia vaikutuksia aiheuttaviin hankkeisiin. Liitteessä 5 on lueteltu YVAA 6 §:n hankkeet, jotka koskevat energia- ja teollisuuslaitoksia. Hankkeet tulevat käsiteltäviksi myös ympäristönsuojelulain mukaisessa lupamenettelyssä.

YVA-lain 2 §:ssä ympäristövaikutukset on määritelty laajasti hankkeen tai toiminnan aiheuttamiksi välittömiksi tai välillisiksi vaikutuksiksi ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyvyyteen; maaperään, vesiin, ilmaan, ilmastoon, kasvillisuuteen, eliöihin ja luonnon monimuotoisuuteen; yhdyskuntarakenteeseen, rakennuksiin, maisemaan, kaupunkikuvaan, kulttuuriperintöön ja luonnonvarojen hyödyntämiseen sekä kaikkien edellä mainittujen tekijöiden keskinäisiin vuorovaikutussuhteisiin.

Hankkeen vaikutukset on selvitettävä ennen kuin ryhdytään ympäristövaikutusten kannalta olennaisiin toimiin hankkeen toteuttamiseksi ja ennen ympäristöluparatkaisua. YVA-lain ja lupamenettelyjen edellyttämät kuulemiset sovitaan yhteen jo arviointiohjelman hyväksymisen yhteydessä. Lupaharkinnassa YVA-menettelyn arviointiselostus antaa monipuolisen tarkastelupohjan ympäristövaikutusten käsittelemiseksi. On kuitenkin huomattava, että YVA ei voi vaikuttaa lupapäätösten sisältöön laajemmin kuin sovellettavan sektorilain mukaan on mahdollista. Häikiö (1995) pitää YVA:n tärkeimpänä merkityksenä yrityssuunnitelman muovaamista ja kansalaisten aseman parantamista. Ympäristönsuojelulain mukaan lupapäätöksestä on käytävä ilmi, miten arviointiselostus on otettu huomioon lupaharkinnassa.

Hildén ym. (1997) ovat tehneet selvityksen arviointiselostusten sisällöstä ja laadusta. Ympäristövaikutusten arviointiin liittyvinä yleisinä puutteina tai ongelmakohtina he mainitsevat hankkeen vaikutusten tunnistamisen ja vaikutusalueiden rajaukset sekä vaikutusten merkittävyyden arvioinnin. Jos vaikutuksia ei ole tunnistettu järjestelmällisesti, voi osa ympäristövaikutuksista jäädä tarkastelun ulkopuolelle. Myös eri vaikutusten erilaisten vaikutusalueiden rajausten esittäminen on tarpeellista vaikutusten ulottuvuuksien hahmottamiseksi. Myöskään hankkeesta aiheutuvien vaikutusten merkittävyyttä ei yleensä ole käsitelty taikka perusteltu arviointiselostuksissa, vaikka ne ovat olennaisia hanketta arvioitaessa. Merkittävyys kytkeytyy kiinteästi ihmisten arvostuksiin.

Katsaus eräiden Euroopan unionin maiden käytäntöihin

3

3.1 Iso-Britannia

Isossa-Britanniassa ympäristönsuojelulain (Environmental Protection Act, 1990) mukaisessa laitosten yhtenäisessä päästöjen rajoittamisessa (Integrated Pollution Control, IPC) sovelletaan käsitettä "paras toteuttamiskelpoinen ympäristövaihtoehto" (Best Practicable Environmental Option, BPEO). BPEO-menettely pyrkii määrittelemään tietyn taloudellisesti hyväksyttävän toteutusvaihtoehdon, joka on ympäristön kokonaisuuden kannalta sekä lyhyellä että pitkällä tähtäimellä haitattomin. Myös ympäristölaatustandardeilla (Environmental Quality Standards, EQS) on brittiläisessä lupaprosessissa keskeinen merkitys. Luvan myöntäminen edellyttää, ettei ympäristölaatustandardeja ylitetä.

Isossa-Britanniassa lupaviranomaisina ovat Englantiin ja Skotlantiin perustetut ympäristövirastot (Environment Agency, EA) ns. A-prosesseille (yhtenäinen päästöarviointi, EP Act) ja paikalliset viranomaiset B-prosesseille (vain ilmapäästöt). Yhtenäisessä tarkastelussa käsitellään myös hajuhaittoja. Sen sijaan melukyvykset käsitellään erillisen lainsäädännön perusteella paikallistasolla. Viemärlaitokset määrittelevät niiden viemäriverkkoon johdettujen jätevesien koostumuksen ja käsittelyn vähimmäisvaatimukset. Ympäristölupaviranomainen voi antaa rajoituksia raaka-aineille ja liuottimien käytölle, jos se on perusteltua ympäristösyistä. Sen sijaan energian käyttöä ympäristölupaviranomainen ei voi rajoittaa.

Lupaviranomaisten käytössä on eri aloille noin 200 ympäristönsuojeluohjetta (Guidance Notes). Ohjeet ovat luonteeltaan suosituksenomaisia eivätkä siten aseta normatiivisia vaatimuksia teollisuudelle. Niissä kuvataan parasta käytökelpoista tekniikkaa ja sen mukaisia päästötasoja uusille ja olemassa oleville laitoksille. Päästöihin mahdollisesti sisältyvät vaaralliset ja haitalliset aineet käydään myös läpi.

Ympäristölaatunormit sitovat lainvoimaisesti päästöjä aiheuttavia laitoksia. Niitä on kuitenkin annettu vain rajoitetulle ainejoukolle. Varsin laajalle ainekirjolle on kuitenkin määritelty ympäristön tavoitetasoja (Environmental Assessment Level, EAL) pohjautuen mm. EY:n ohjearvoihin ja WHO:n ilmanlaatuohjeisiin (WHO 1987, 1995). Ympäristölaatutavoitteiden tarkoituksena on mahdollistaa päästöjen merkittävyyden arviointi. Lupaprosessissa (Environment Agency 1997) voidaan erilaisten prosessivaihtoehtojen ympäristöpisteitä määrittää yksittäisille aineille (1), ympäristön osille (2) ja koko ympäristölle (3). Laskentakaavat on esitetty seuraavassa.

$$(1) \quad EQ(s_i) = C(s_i) / T(s_i)$$

missä $EQ(s_i)$ = päästöaineelle s_i laskettu suhdeluku

$C(s_i)$ = laitoksen aiheuttama aineen s_i pitoisuuden muutos ympäristössä

$T(s_i)$ = ympäristölaatunormi (EQS) tai tavoitetaso (EAL) aineelle s_i

$$(2) \quad EQ(m_i) = EQ(s_1) + EQ(s_2) + \dots + EQ(s_n)$$

missä $EQ(m_i)$ = suhdeluku ympäristön osalle m_i (maa, vesi ja ilma)

$$(3) \quad IEI(a_i) = \sum EQ(m_i)$$

missä $IEI(a_i)$ = ympäristöindeksi (Integrated Environmental Index) prosessi- vaihtoehdolle a_i

Ympäristöindeksi määritellään päästöjen (ei kasvihuonekaasuille tai otsonin muodostusta aiheuttaville aineille eikä jätteille) pitkäaikaisille vaikutuksille. Tämän lisäksi arvioidaan erikseen päästöjen lyhytaikaiset vaikutukset, kasvihuonekaasupäästöt, otsonin muodostumista aiheuttavat potentiaaliset vaikutukset, jätteen (ympäristölle vaaralliset aineet) kaatopaikkasijoituksen vaikutukset (haittapisteet) ja mahdolliset muut merkittävät ympäristövaikutukset. Tulokset esitetään matriisina, joka helpottaa vaihtoehtojen vertailua tiivistämällä ympäristövaikutusinformaatiota. Lopuksi arvioidaan eri vaihtoehtojen ympäristönsuojelun rajakustannukset ja tietoa käytetään vaihtoehtojen vertailuun.

Environment Agency (1997) korostaa, että edellä kuvattua menettelyä ei sovelleta mekanistisesti, vaan kaikkien olennaisten tekijöiden asiantunteva harkinta on lähtökohtana. Menettely pyrkii kuitenkin erityisesti parantamaan avoimuutta ja tarkistettavuutta.

3.2 Saksa

Saksassa varovaisuusperiaatteella on ympäristölainsäädännössä varsin vahva asema. Tämä ilmenee päästöjen estämisen ja rajoittamisen ensisijaisuutena ympäristöntilatavoitteisiin verrattuna. Päästörajoitukset ovat Saksan lainsäädännössä pitkälle normitettuja. Lupaviranomaisina ovat joko osavaltioiden toimivaltaiset aluehallintoviranomaiset (Bezirksregierungen) tai paikallisviranomaiset (Staatl. Umweltämter, Kriese, Gross Stadt). Pilaamislainsäädäntö on Saksassa sektoroitunut immissio- (ilmapäästöt, tärinä, valo, lämpö, säteily tms.), vesi-, jäte- ja YVA-lainsäädäntöön. Laitos tarvitsee erillisen jätevesiluvan vesistöön meneville päästöille ja immissiolain mukaisen luvan. Alemman asteen säädökset (Verordnungen ja Verwaltungsvorschriften) asettavat pitkälle meneviä teknisiä vaatimuksia ilma-, jäte- ja vesipäästöjen rajoittamiseksi. Käytännössä lupaharkinnassa on otettu huomioon päästöjen keskinäiset riippuvuudet ja kokonaisvaikutukset.

Liittovaltion ympäristövirasto (Umweltbundesamt, UBA) on valmistelemasa ympäristölainsäädännön yhtenäistämistä. Nykyiset sektorilait on tarkoitus koota yhdeksi ympäristölaiksi, joka jakaantuisi yleiseen ja erityiseen osaan. Yleisessä osassa käsiteltäisiin ympäristönsuojelun periaatteita, velvollisuuksia ja oikeuksia, suunnitelmia, ympäristövaikutusten arviointia, yleisiä määräyksiä, lupia, maksuja ja tukia, ympäristövastuuta, vahinkojen korvaamista ja järjestöjen puhevaltaa. Erityinen osa sisältäisi eri aloja koskevat säännökset.

Ympäristövirasto (UBA) on kehittämässä sektoritasoista BAT:n arviointimenetelmää, joka pohjautuu käyttökelpoisten tekniikoiden keskinäiseen punnintaan. Kaikista käytössä olevista tekniikoista poimitaan kandidaattitekniikat (screening) EU:n ja kansallisen lainsäädännön sekä yleisen ohjeistuksen rajaamien ehtojen mukaisesti. Tämän jälkeen valituille tekniikoille laaditaan aine- ja energiataseet, tehdään mahdollinen vaikutusten arviointi (LCA-metodi) ja päätös BAT-tekniikoista asiantuntijaryhmässä. Ympäristölaatuunormeja ja WHO:n ohjeita käytetään terveydellisten ja ekotoksisten haittojen arviointiin. Päätöksenteon apuvälineeksi ehdotetaan parivertailutekniikoita.

3.3 Alankomaat

Alankomaissa ympäristönsuojelulaki (vuodelta 1993) on tärkein ympäristölupa-prosessia säätelevä laki. Se kattaa päästöt ilmaan, yleiseen viemäriin menevät päästöt, jäteasiat, turvallisuusasiat, energian käytön ja raaka- aineiden käytön. Vesistöjen pilaamisesta, meren pilaamisesta, maaperän suojelusta, ympäristölle vaarallisista aineista ja melusta on erilliset säädöksensä. Laitokset joutuvat yleensä hakemaan ympäristönsuojelulain ja vesien pilaamista koskevan lain mukaiset luvat. Suurille laitoksille luvat myöntää yleensä maakunnan ympäristöviranomaisen ja alueellinen vesiviranomainen. Pienille laitoksille lupaviranomaisena on kunnan ympäristöviranomaisen ja vesilautakunta. Lupaviranomaisten tulee suurten laitosten kohdalla neuvotella keskenään.

Ympäristönsuojelulaissa päästöjen sääntelyssä sovelletaan ”mahdollisimman vähäisen saavutettavissa olevan päästötason” -periaatetta. Lakia alemmalla tasolla on annettu määräyksiä ja ohjeita sallittavista päästötasoista sekä BAT-kuvauksia. Lupaviranomaiset käyttävät niitä perusteina ja ohjeina lupamääräyksiä antaessaan. Tietyille toimintasektoreille on asetustasolla annettu yleisiä määräyksiä, joita tulee noudattaa. Näiltä toiminnoilta ei vaadita ympäristönsuojelulain mukaista lupaa. Alankomaissa on myös otettu käyttöön teollisuusalojen ja ministeriön välillä solmittuja vapaaehtoisuuteen pohjautuvia sopimusjärjestelmiä. Ne perustuvat neljän vuoden välein julkaistavan kansallisen ympäristöohjelman (NEP) mukaisiin tavoitteisiin ja vaatimuksiin, joiden toteuttamiseen teollisuus sitoutuu.

Ympäristönsuojelulain mukaan (vuodesta 1993 lähtien) viranomaisen voi vaatia laitoksilta energian käytön tehostamista. Energiansäästötoimenpiteiden konsultointiin on Alankomaissa olemassa erillisiä yrityksiä ja laitoksia. Myös ympäristölle vaarallisia raaka- ja apu-aineita voidaan lupamenettelyssä nykyisin vaatia korvattavaksi haitattomammilla aineilla. Käytännössä lain suomaa pakotemahdollisuutta ei juuri ole käytetty. Muutamalle alalle (typpihapon valmistus, kierrätyspaperiin pohjautuva paperin valmistus, rauta- ja terästeollisuus) on Alankomaissa laadittu ohjeellisia BAT-katsauksia lähinnä EU:n BAT-työn tueksi.

Alankomaiden ympäristöministeriö ehdottaa sektorikohtaisissa BAT-arvioinneissa noudatettavaksi seuraavia osavaiheita: tiedon keruu, päästöjen luokittelu, normalisointi suhteessa Euroopan kokonaispäästöihin ja lopuksi painottaminen suhteessa kansallisiin tavoitteisiin, jos sellaisia on. Tässä arvioinnissa paikalliset ympäristövaikutukset sivuutetaan kokonaan.

3.4 Ruotsi

Ruotsissa tuli vuoden 1999 alussa voimaan ympäristölainsäädännön kokonaisuudistus, joka yhdisti pääosan olemassa olleesta ympäristölainsäädännöstä uudeksi ympäristökaareksi (miljöbalk). Se kattaa varsinaisen ympäristölainsäädännön lisäksi myös huomattavan osan vesilakia ja luonnonsuojelua koskevat lait. Laissa on muun muassa säännökset toiminnanharjoittajien velvollisuuksia koskevista yleisistä periaatteista, ympäristön laatunormien asettamisesta, ympäristönsuojelua koskevista yleisistä määräyksistä ja jätteiden hyödyntämisestä.

Jo aiemmin vuodelta 1969 peräisin olevan ympäristönsuojelulain mukaan voitiin vesien, ilman ja maaperän pilaantumista käsitellä yhtäaikaaisesti. Ympäristökaaren nojalla ihmisten terveyden tai ympäristön suojelemiseksi hallituksella on laajat valtuudet antaa yleisiä määräyksiä. Lupaviranomaisina toimivat maan hallitus, kuusi alueellista ympäristöoikeutta (miljödomstol), lääninhallitukset ja kuntien viranomaiset. Ympäristöoikeudet käsittelevät ensi asteena merkittävät ympäristön pilaantumista aiheuttavia hankkeita koskevat luvat, vesilain mukai-

set vesiasiat ja erilaisia korvausasioita sekä toimivat myös muutoksenhakutuo-
mioistuimina. Hallitus myöntää edelleen luvat suurille teollisuuslaitoksille, vesi-
rakennushankkeille sekä liikennettä palveleville hankkeille.

Eri teollisuussektoreille on lupa- ja valvontaviranomaisen tueksi laadittu sek-
torikohtaisia taustadokumentteja (Faktablad, vuonna 1997 n. 35 kpl), mutta varsi-
nainen lupaehtojen määrittäminen tapahtuu tapauskohtaisesti. Suurten laitosten
lupaprosessiin sisältyy asianosaisten, alueellisten ja paikallisten ympäristöviran-
omaisten sekä ympäristöviraston (Naturvårdsverket) kuuleminen.

Lupahakemukseen tulee liittää selvitys ympäristövaikutuksista. Ympäristö-
vaikutuksia voidaan tarkastella laajasta näkökulmasta eri tyyppisten päästöjen
keskinäiset vuorovaikutukset huomioon ottaen. Lupaharkinnassa asiantuntija-ar-
vioilla on merkittävä sija. Luvat myönnetään yleensä toistaiseksi ja lupien uusimi-
nen tapahtuu vähintään kymmenen vuoden jaksoin, ellei prosessissa tapahdu
merkittäviä muutoksia.

Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi

4

4.1 Yleistä

Yhtenäisessä päästöjen ja syötteiden tarkastelussa toiminnoista aiheutuvia ilma-, vesi- ja jätepäästöjä sekä raaka-aineiden ja energian käyttöä arvioidaan samanlaisesti. Päästöjen ja syötteiden keskinäiset riippuvuussuhteet pyritään tunnistamaan. Tavoitteena on luonnon sekä ihmisten terveyden ja viihtyisyyden kannalta mahdollisimman hyvä ratkaisu. Ympäristölupaprosessille on ominaista, että lainsäädäntö asettaa suoraan monia normiluonteisia vaatimuksia päästöjen estämiselle ja rajoittamiselle eikä siinä voida tarkastella koko raaka-aineiden ja energian hankinnan ketjua tai tuotteiden käytöstä ja käytöstä poistamisesta aiheutuvia ympäristövaikutuksia. Lupaprosessissa on lisäksi yleensä tarkasteltavana yksi päävaihtoehto, jota tosin voidaan muunnella tietyissä rajoissa.

Ympäristövaikutusten kokonaisuutta voidaan tarkastella siitä näkökulmasta, mikä merkitys laitoksella on paikallisten, alueellisten ja globaalisten ympäristöongelmien aiheuttajana. Laitoksen päästöt ja vaikutusosuus eri ympäristöongelmiin voidaan tieteellisin menetelmin arvioida monissa tapauksissa melko luotettavasti. Sen sijaan eri tyyppisten ympäristö-, terveys- ja viihtyvyysongelmien keskinäisen merkittävyyden vertailu joudutaan usein käytännössä tekemään lainsäädännön asettamien vaatimusten lisäksi osin eettisin, taloudellisin ja poliittisin perustein. Erilaisten arvojen ja intressien yhteensovittamista on jo tapahtunut merkittävässä määrin siinä poliittisessa prosessissa, jossa lainsäädännön ja yleisten määräysten sisällöstä on sovittu. Lupaharkinnassa jää kuitenkin jossain määrin tehtäväksi päätöksiä, joissa joudutaan tekemään arvovalintoja. Erityisesti silloin, kun ratkaisut perustuvat tapauskohtaiseen harkintaan eikä suoraan yleisen normiston soveltamiseen, avoimuus ja keskustelu eri tahojen kanssa ratkaisun perusteista ovat erityisen tärkeitä (OECD 1999). Kansalaisten ja eri tahojen kuuleminen ympäristölupaprosessissa tuo julki arvoperusteisia näkökulmia, jotka lupaharkinnassa joudutaan ottamaan huomioon.

Ympäristön kannalta parhaille laitosratkaisuille on yleensä ominaista, että raaka-aineet ja energia käytetään mahdollisimman tehokkaasti, ympäristöön joutuva haitallisten aineiden kokonaisvirta estetään tai minimoidaan ottaen huomioon mahdolliset kerrannaispäästöt ja ainevirrat kohdistetaan siten, että ympäristöhaitat minimoituvat.

Yksittäisen laitoksen päästövirtojen käsittelyssä ja puhdistamisessa on kyse aineen siirtämisestä toisesta päästövirrasta toiseen ja sen olomuodon tai kemiallisen rakenteen muuttamisesta. Ympäristön kannalta tilannetta voidaan parantaa myös kehittämällä prosesseja siten, että niissä syntyy haitallisia päästövirtoja entistä vähemmän ja haitalliset ainevirrat korvataan haitattomammilla ainevirroilla. Lisäksi voidaan kiinnittää huomiota siihen, ettei laitoksen kuormittavuutta vähennettäessä aiheuteta merkittävää ympäristön kuormittavuuden lisääntymistä laitokselle raaka-aineita, kemikaaleja ja energiaa tuottavissa yksiköissä laitoksen ulkopuolella (tertiäriset päästöt). Tyypillisesti teollisuuslaitoksissa käsitellään haitallisten aineiden päästövirtoja seuraavasti:

- a) Jätevesivirrasta aineita sidotaan biologiseen tai kemialliseen lietteeseen, joka voidaan polttaa tai sijoittaa kaatopaikalle taikka levittää maa- ja metsätalousalueille.
- b) Ilmapäästöistä aineita sidotaan kiinteään tai nestemäiseen muotoon. Kiintoaine sijoitetaan kaatopaikalle tai hyödynnetään esimerkiksi maanrakentamisessa tai lannoitteena.
- c) Vaaralliset kemikaalit pidetään erillään muista ainevirroista ja toimitetaan ongelmajättekäsittelyyn sekä siirrytään prosesseihin, joissa haitallisia ainevirtoja voidaan korvata haitattommilla ainevirroilla.
- d) Aineet pidetään mahdollisimman pitkään sisäisessä kierrossa.

Tommila (1985) on kehitellyt tapoja, joilla teollisuuden aiheuttamaa kokonaisympäristökuormitusta voidaan systemaattisesti arvioida. Hän on tarkastellut suoje-lutoimien aiheuttamaa ympäristökuormituksen muutosta ns. päästötuotosana-lyysillä, jossa lasketaan tai arvioidaan primääri-, sekundääri- ja tertiääripäästöt. Erilaisten päästöjen merkitysvertailun monimuuttujaongelmaan Tommila on so-veltanut ns. ristikkäiskuormitusanalyysiä kattavan päästötuotosanalyysin lisäk-si. Menetelmässä painotetaan eri päästömassavirtoja epäpuhtauksien leviämisen- ja muuntumiskyvyn sekä haitallisuuden mukaan.

Cleary ym. (1997) jaottelevat laitosten ympäristövaikutusten monimutkaisuuden eli kompleksisuuden kolmeen tyyppiin:

- 1) sisäinen kompleksisuus (intrinsic complexity)
- 2) ympäristön eri elementtien välillä tapahtuva vuorovaikutus (cross media effects)
- 3) ympäristönsuojelulliset vaihtosuhteet (environmental trade offs).

Sisäinen kompleksisuus muodostuu prosessien, raaka-aineiden, ainevirtojen sekä laitosalueen moninaisuudesta. Päästöjen kulkeutuminen ympäristössä ja siirtyminen maa- ja vesiekosysteemien sekä ilmakehän välillä vaikeuttaa vaikutusten arviointia. Päästöjen, jätteiden ja energian käytön keskinäisten merkittävyysien punninta pyrittäessä ympäristön kannalta parhaaseen tulokseen muodostaa kolmannen ongelmataason.

Yhteenvetona voidaan todeta, että pyrittäessä ympäristön kokonaisuuden kannalta parhaaseen tulokseen arvioinnin pohjaksi yleensä hankitaan tietoa seuraavista osakokonaisuuksista:

- 1) haitallisten aineiden päästöjen, jätteiden sekä melun ja lämmön laatu ja määrä sekä niiden ajallinen vaihtelu mukaan lukien poikkeustilanteet;
- 2) laitoksen energian käytön tehokkuus ja raaka-aineiden käytöstä aiheutuvat päästöt ja jätteet;
- 3) päästöjen haitallisten aineosien kulkeutuminen, hajoaminen, kertyminen ja muuntuminen ympäristössä sekä ekosysteemin kaikkien osien, ihmisten ja rakennetun ympäristön altistuminen;
- 4) päästöjen, jätteiden, melun ja lämmön vaikutukset eliöihin ja eliöyhteisöihin sekä ihmisen terveyteen ja viihtyvyyteen; sekä
- 5) vaikutusten merkitys luonnon, ihmisten ja yhteiskunnan kannalta.

Usein käytännössä resurssien, tietämyksen ja sopivien metodien puutteen vuoksi joudutaan lupaharkinnassa tyytymään puutteellisiin ja epävarmoihin tietoihin. Lupapäätöstä varten tarvitaan kuitenkin kaikista keskeisistä kuormitustekijöistä sekä niiden vaikutuksista ja merkityksestä mahdollisimman perusteltu arvio. Vai-ikutusten merkityksen tarkastelu on myös olennaista ympäristön kokonaisuuden kannalta mahdollisimman hyvään tulokseen pääsemiseksi.

Laitoksen toiminnasta aiheutuvaa erityyppistä ympäristökuormitusta ja sen merkittävyyttä voidaan yleispiirteisään tarkastella seuraavien yleisten ympäristön tilalle asetettujen tavoitteiden pohjalta; näillä tavoitteilla on käytännössä ollut huomattava vaikutus Suomen ympäristönsuojelun lainsäädännön sisältöön ja lupaprosessissa omaksuttuihin käytäntöihin:

- 1) *Gloaalisten ja mannertason ympäristömuutosten hillitseminen kansainvälisesti sovitulle tasolle – kansainvälisten sitoumusten täyttäminen.* Sitoumukset koskevat ilmastomuutosta, happamoitumista, yläilmakehän otsonikatoa ja alailmakehän otsonin muodostumista. Kyseisiä ympäristömuutoksia aiheuttaville laitostason päästöille on ominaista, ettei niiden vaikutuksia kyetä yksilöidysti kvantifioimaan tai kvantifiointi on epätarkkaa. Vaikutukset ovat hitaasti eteneviä ja hitaasti palautuvia ja niihin voidaan merkittävästi vaikuttaa vain kansainvälisellä tasolla. Suomen lainsäädännössä on osittain annettu tähän liittyvien päästöjen ja aineiden käytön ehdottomia kieltoja (esim. CFC, halonit, hiilitetrakloridi) ja vähimmäisvaatimuksia (SO₂, NO_x). Luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi on myös tehty sopimus kansainvälisellä tasolla, mutta luonnon monimuotoisuutta heikentävät tekijät ovat ilmapäästöistä poiketen luonteeltaan tyypillisesti paikallisia ja maankäyttöön liittyviä.
- 2) *Ei merkittävää haitallista muutosta eliöissä tai eliöyhteisöjen rakenteessa ja toiminnassa.* Tavoitetta on sovellettu erityisesti toksisille päästöille. Vaikutusten arviointiin eliöyhteisötasolla liittyy usein huomattavaa epävarmuutta, kun on kyse pitkäaikaisista kroonisista vaikutuksista. Vaikutuksia voidaan kuitenkin ainakin jossakin määrin kvantifioida. Kansallisessa lainsäädännössä on osittain annettu päästöjä koskevia yleisiä kieltoja (esim. triklooribentseeni ja heksaklooributadieeni veteen) ja vähimmäisvaatimuksia (esim. elohopea, kadmium sekä tri- ja perkloorieteeni veteen).
- 3) *Muutokset eliöyhteisöjen rakenteessa ja toiminnassa, ainekiertoissa ja luonnon energiataloudessa ovat hyväksyttävää luonnon toimintakyöyn sekä ihmisten käyttötarpeiden asettamien vaatimusten rajoissa.* Tällaisia vaikutuksia ovat rehevöityminen, hapen kuluminen, veden samentuminen, lämpöolojen muuttuminen, kiinteät jätteet ja biodiversiteettimuutokset paikallistasolla. Vaikutuksia voidaan yleensä kvantifioida varsin luotettavasti. Suomen lainsäädännöstä puuttuvat yleensä niitä koskevat yleiset normit. Rajoitukset perustuvat siten yleensä tapauskohtaiseen lupaharkintaan.
- 4) *Muutokset ympäristön viihtyisyydessä (ihmisten aistimukset) ovat enintään lieviä eikä varsinaista terveyshaittaa tai sen vaaraa aiheudu.* Terveydelle ja viihtyvyydelle haitalliset päästöt kuten pienhiukkaset ja karsinogeeniset aineet, hai-sevien aineiden päästöt ja melu kuuluvat tähän ryhmään. Niiden vaikutuksia voidaan kvantifioida. Suomen lainsäädännössä on osittain vähimmäisvaatimuksia.

4.2 Elinkaariarvioinnissa sovellettava vaikutusten arviointi

Ympäristöä kuormittavien tekijöiden ja ympäristövaikutusten käsittelyä on pyritty voimakkaasti systematisoimaan kansainvälisessä elinkaariarviointityössä. Arvioinnin periaatteet ja pääpiirteet on julkaistu SFS-EN ISO 14 040 -standardina ja sarja on täydentynyt ja täydentyy eri elinkaariarvioinnin osia koskevilla standardeilla.

Elinkaariarvioinnin lähtökohtana on inventaarioanalyysi, jossa on arvioitu johonkin tuotteeseen tai toimintoon liittyvät ympäristöä muuttavat ja kuormittavat tekijät. Inventaariotietojen analysointiin on elinkaariarvioinnissa käytetty muun muassa seuraavia vaikutusarviointimenetelmiä:

- sanallinen, perusteleva kokonaisarvio
- kvantitatiivinen asiantuntija-arviointi (quantitative expert judgment)
- ympäristöprioriteettistrategiat, EPS (environmental priority strategies in product design) (Steen ja Ryding 1992)
- Tellus-menetelmä (Tellus Institute 1992)
- ”ekoniukkuus”-menetelmä (ecoscarcity) (Ahbe ym. 1990)
- ”CML”-menetelmä (Heijungs ym. 1992)
- ”ympäristöteema”-menetelmä (environmental theme) (Baumann ja Rydberg 1994)
- ”ekoindikaattori 95”-menetelmä (Goedkoop 1995)
- päätösanalyysiin pohjautuva vaikutusten arviointi (DAIA, decision analysis impact assessment) (Seppälä 1997,1999)

Eri vaikutusarviointimenetelmien laskentaperusteet eroavat huomattavasti. Neljä viimeksi mainittua menetelmää noudattavat kuitenkin kansainvälisen ekotoksisuusjärjestön SETAC:n (Consoli ym. 1993, Udo de Haes ym. 1999) ja standardisointijärjestön ISO:n (ISO/DIS 14042) mukaisia vaikutusarviointivaiheita, jotka ovat seuraavat:

- inventaariotiedot jaotellaan vaikutusluokkiin (*luokittelu*)
- luokitellut tiedot lasketaan yhteen kussakin vaikutusluokassa ns. vaikutusluokkaindikaattoriksi (*luonnehdinta* eli *karakterisointi*)
- inventaariotiedoista lasketut vaikutusluokkaindikaattorit normalisoidaan eli ne jaetaan jonkin tietyn alueen vastaavilla vaikutusluokkaindikaattoriluvuilla (*normalisointi*)
- eri vaikutusluokkien merkitykset painotetaan niiden keskinäisen vertailun mahdollistamiseksi (*arvottaminen*) ja lasketaan painokertoimien ja normalisoitujen vaikutusluokkaindikaattorien avulla kokonaisvaikutuspisteet (*kokonaisarvio*).

Vaikka edellä esitetyt vaiheet ovat elinkaariarvioinnin tutkimusyhteisön mukaiset, ei ole olemassa yleisesti hyväksytyjä menetelmiä, joilla inventaariotietoja voidaan yhdistää johdonmukaisesti ja tarkasti ympäristövaikutustiedoiksi. Elinkaariarvioinneissa puhutaankin potentiaalisista, ei todellisista vaikutuksista. Eri menetelmät eroavat muun muassa vaikutusluokkien valinnan, karakterisoinnin ja normalisoinnin laskentaperusteiden sekä vaikutusluokkien painojen määrittämisen suhteen, minkä takia vaikutuslaskentaan sisältyy runsaasti epävarmuustekijöitä. Merkittävänä yleisenä puutteena on todettava, että elinkaariarvioinneissa käytettävät menetelmät ottavat varsin heikosti huomioon paikalliset erityisolosuhteet, minkä vuoksi niillä saadut tulokset voivat erityisesti pistemäisten ja paikallisten kuormituslähteiden ympäristövaikutusten arvioinnissa olla virheellisiä ja väärin painottuneita.

Vaikutusluokkien arvottaminen on edellytys kokonaisarvioinnin tekemiselle, mutta siihen liittyvän subjektiivisuuden takia sitä käytetään harvemmin. Usein elinkaariarvioinnista tehdäänkin vain karakterisointivaihe, ts. lasketaan vaikutusluokkaindikaattorit. Normalisointi ja arvottaminen sekä kokonaisarvioinnin tekeminen onkin ISO:n vaikutusarviointistandardissa (ISO/DIS 14042) esitetty vain ns. optimaalisina elementteinä.

Elinkaariarvioinnissa ympäristövaikutukset on usein jaettu seuraaviin pääluokkiin (Lindfors ym. 1995):

- Luonnonvarojen, alueen ja energian käyttö (resurssit)
- Terveysvaikutukset
- Ekologiset vaikutukset

Pääluokat jakaantuvat edelleen yksityiskohtaisempiin vaikutusluokkiin, joiden määrittelyssä tulisi ottaa huomioon muun muassa se, etteivät ne ole päällekkäisiä ja että kaikki oleelliset vaikutusalueet ovat tarkastelussa mukana.

Käytännön elinkaariarvioinneissa on käytetty erilaisia vaikutusluokkia, joiden osalta ollaan kansainvälisesti kuitenkin nyt pyrkimässä selkeisiin suosituksiin (Udo de Haes ym. 1999). Seuraavassa on koottu luettelo elinkaariarvioinneissa yleisimmin käytetyistä vaikutusluokista. Vaikutusluokkiin liittyvät tekijät ja vaikutusten luonne on myös kuvattu lyhyesti.

- 1) Resurssit – energia ja raaka-aineet
 - ulkopuolelta ostettu energia ja käytetyt luonnonvarat
- 2) Resurssit – vesi
 - käytetty vesimäärä, suhde käytettävissä olevaan määrään
- 3) Resurssit – maankäyttö
 - maa-ala, vaihtoehtoinen maankäyttö
- 4) Terveys – toksikologiset vaikutukset (ei työympäristössä)
- 5) Terveys – ei-toksikologiset vaikutukset (ei työympäristössä)
- 6) Terveys – työympäristössä
- 7) Ilmastonmuutos (kasvihuoneilmiö)
 - hiilidioksidi (CO₂), dityppioksidi (N₂O), metaani (CH₄), fluorihilivedyt (HFCt), perfluorihilivedyt (PFCT), rikkiheksafluoridi (SF₆)
 - globaalinen, hyvin pysyvä
- 8) Yläilmakehän otsonin väheneminen
 - kloorifluorihilivedyt (CFC, HCFC), hiilitetrakloridi, halonit, 1,1,1-trikloorietaani
 - globaalinen, melko pysyvä
- 9) Happamoituminen
 - rikkidioksidi (SO₂), ammoniakki (NH₃), typen oksidit (NO_x), vetykloridi (HCl)
 - alueellinen tai mannermainen, hitaasti palautuva
- 10) Alailmakehän otsonin muodostuminen (foto-oksidantit)
 - hiilimonoksidi (CO), haihtuvat hiilivedyt, muut kuin metaani (NMVOC), CH₄, NO_x
 - alueellinen, melko palautuva
- 11) Rehevöityminen
 - fosfori (P), typpi (N), NO_x, NH₃
 - alueellinen tai paikallinen, palautuvuus vaihtelee alueittain
- 12) Hapen kuluminen (käsitellään yleensä rehevöitymisen yhteydessä)
 - vesiympäristö: biologinen hapenkulutus (BOD), ammonium (NH₄), sekundäärinen hapen kuluminen (P, N)
 - paikallinen, palautuvuus vaihtelee alueittain
- 13) Ekotoksikologiset vaikutukset
 - akuutti/krooninen, akvaattinen/terrestrinen
 - toksiset orgaaniset yhdisteet, raskasmetallit
 - paikallinen tai alueellinen, palautuvuus vaihtelee

- 14) Elinympäristön muutokset ja vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen
- suorat vaikutukset eliöyhteisöihin, muut kuin em. kohdissa
 - paikallinen tai alueellinen, palautuvuus vaihtelee

Luonnehdinnassa eli karakterisoinnissa lasketaan kuhunkin vaikutusluokkaan vaikuttavien tekijöiden määrätietojen ja ns. karakterisointitekijöiden avulla vaikutusluokkaindikaattori seuraavasti:

$$(4) \quad I_i(a) = \sum_{j=1}^m \text{Load}_j(a) \cdot C_{i,j}$$

missä $I_i(a)$ = vaikutusluokan i indikaattoriarvo, joka aiheutuu tuotejärjestelmästä a
 $\text{Load}_j(a)$ = ympäristöä kuormittavan ja muuttavan tekijän j (päästö, luonnonvaran otto tai maankäyttö) arvo
 $C_{i,j}$ = tekijän j karakterisointikerroin (tai ekvivalenttikerroin) vaikutusluokan i yhteydessä.

Karakterisointikertoimet pyritään määrittämään mahdollisimman tieteellisesti, ts. vaikutuksiin liittyvien todellisten syy-seuraustietojen perusteella. Karakterisointikertoimien taustalla on jokin ns. loppupiste (endpoint), jonka suhteen eri tekijät yhteismitallistetaan. Esimerkiksi happamoittavat päästöt yhteismitallistetaan terestrisessä ympäristössä vapautuvien protonien määrän perusteella. Elinkaariarvioinnissa globaalien vaikutusluokkien, ilmastonmuutoksen ja yläilmakehän otsonin vähenemisen karakterisointikertoimet perustuvat kansainvälisten järjestöjen suositukseen (IPCC 1996 ja WMO 1999; liite 10). Muiden vaikutusluokkien karakterisointikertoimien osalta tilanne ei ole yhtä selvä. SETACin elinkaariarvioinnin vaikutusarviointiryhmä pyrkiikin tekemään lähivuosina suosituksia eri vaikutusluokkien karakterisointikertoimille (Udo de Haes ym. 1999).

Perinteisesti elinkaariarvioinneissa on lähdeetty arvioimaan ympäristöä muuttavia ja kuormittavia tekijöitä ilman, että niitä on sidottu mitenkään todelliseen ympäristöön. Tosiasia kuitenkin on, että päästöjen vaikutukset voivat vaihdella huomattavasti olosuhteista riippuen. Elinkaariarviointien uutena suuntauksena onkin todellisempien vaikutusten mallintaminen. Seppälä (1997) on esittänyt eräänä ratkaisumallina sen, että yleisten karakterisointikertoimien sijasta käytetään päästökohtaisia karakterisointikertoimia $C_{i,j}(a)$, joissa elinkaariarvioinneissa yleisesti käytetyt ekvivalenttikertoimet on korjattu vaikutus- ja kulkeutumiskertoimilla. Seppälä (1997, 1999) on laskenut happamoittaville ja alailmakehän otsonia muodostaville päästöille sekä rehevöittäville ravinteille karakterisointikertoimet (liite 12), jotka ottavat karkeasti huomioon Suomen maantieteellisen aseman.

Tuotejärjestelmän a aiheuttama kokonaisvaikutusindikaattori $V(a)$ lasketaan tyypillisesti seuraavasti:

$$(5) \quad V(a) = \sum_{i=1}^n w_i \frac{I_i(a)}{N_i}$$

missä w_i = vaikutusluokan i painokerroin
 N_i = vaikutusluokan i normalisointitekijä

Yhtälön (5) jälkimmäistä osaa ($I_i(a)/N_i$) kutsutaan elinkaariarvioinnissa normalisoinniksi. Normalisointitekijä N_i on jonkin määrätyn alueen aiheuttama vaikutusluokkaindikaattori kokonaisarvo jonkin ajanjakson, esimerkiksi vuoden aikana (Consoli ym. 1993, Wenzel ym. 1997). Normalisoinnissa lasketaan siis tarkastelta-

van tuotejärjestelmän suhteellinen vaikutusosuus referenssiarvoon nähden. Todettakoon, että jos Suomen päästökijät ovat normalisoinnin perustana, normalisointitekijä $N_i = I_i(\text{Suomi})$ lasketaan yhtälöllä (4).

Normalisointi on välttämätön vaihe ennen kokonaisvaikutusindikaattorien laskentaa (ks. Seppälä 1997, 1999), mutta toisaalta pelkän normalisoinnin perusteella voidaan myös helpottaa tulosten tulkintaa ilman, että lasketaan yhtälön (5) mukaisia kokonaisvaikutusindikaattorilukuja (Consoli ym. 1993). Normalisoinnin tuloksena voidaan esimerkiksi saada, että tuotejärjestelmän osuus Suomen happamoittavista päästöistä on 0,03 % ja rehevöittävästä päästöistä 0,00001 %. Jotta rehevöittävien päästöjen rajoittaminen olisi yhtä tärkeää kuin happamoittavien päästöjen, täytyisi rehevöitymisen painokertoimen olla 3 000 kertaa suurempi kuin happamoitumisen painokertoimen. Tällaisesta tuloksesta voidaan jo sanoa luotettavasti, että tarkasteltavan tuotejärjestelmän happamoittavien päästöjen rajoittaminen on tärkeämpää kuin rehevöittävien, vaikka eri vaikutusluokkien välistä painottamista ei olekaan tehty. Edellä mainittu johtopäätös perustuu siihen tosiasiaan, ettei erilaisissa kansainvälisissä arvottamistutkimuksissa ole saatu vaikutusluokkien painokerrointen suuruusluokkaeroiksi yli 10:n eroja (Lundie ja Huppel 1999).

Yhtälön (5) eräänä suurena kysymyksenä on kuinka vaikutusluokkapainot w_i määritellään. Yleisimmät painottamismenetelmät voidaan jakaa kolmeen eri pääryhmään: 1) taloudelliset menetelmät, 2) asiantuntijapaneelien/ yhteisöjen preferensseihin perustuvat menetelmät ja 3) tavoitetasoihin suhteuttavat menetelmät.

Taloudellisissa painotusmenetelmissä lähtökohtana on, että ympäristöhaitalle voidaan määrittellä hinta. Ympäristökustannusten väliset erot kertovat suoraan eri vaikutusluokkien välisen tärkeyseron. Ympäristökustannusarviointimenetelmiä on useita (esim. maksuhalukkuusmenetelmä, matkakustannusmenetelmä, omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä, ks. julkaisun osa II) ja ne soveltuvat erilaisiin käyttötarkoituksiin. Eri menetelmien käyttökelpoisuus yhtälön (5) painokertoimien määrittämiseen on hieman epäselvä ja kansainvälisen kehitystyön kohteena. Eräs keskeinen ongelma kaikissa taloudellisissa menetelmissä on tulevaisuudessa realisoituvien hyötyjen ja haittojen nykyarvon määrittäminen eli diskonttaaminen. Ympäristökustannusten arviointia ja siihen käytettäviä taloudellisia arvottamismenetelmiä käsitellään julkaisun osassa II.

Asiantuntijapaneelin käyttöön liittyvät menetelmät perustuvat vastaajien preferensseihin ympäristövaikutusten keskinäisestä tärkeyseroista. Tehtävä muodostuu muun muassa seuraavista vaiheista: vastaajajoukon valinta, taustatiedon valmistelu, kyselytekniikan valinta, toteutus, tulosten yhdistäminen ja tulkinta. Kaikkiin vaiheisiin liittyy erilaisia vaihtoehtoisia toteutustapoja, joiden vaikutukset lopputulokseen tunnetaan vain joiltakin osin.

Asiantuntijoiden, eturyhmien tai muiden yhteisöjen preferensseihin pohjautuen painokerrointen määrittämiseen voidaan käyttää useita tekniikoita. Päätösanalyysiin perustuvissa lähestymistavoissa tällaisia tekniikoita ovat mm. vaihtosuhdemenetelmä (tradeoff method), heilahdusmenetelmä (swing weighting) ja suhdemenetelmä (ratio method) (ks. esim. von Winterfeldt ja Edwards 1986). Mikäli ympäristöongelmien painottamiseen käytetään asiantuntija- tai muuta raatia esimerkiksi suhdemenetelmällä, voidaan painojen merkittävyyden arvioinnin helpottamiseksi pyytää arvioitsijoita kiinnittämään huomiota seuraaviin näkökohtiin (Seppälä 1997, 1999):

- vaikutusalueen laajuus
- vaikutuksen kohteet
- vaikutuksen voimakkuus
- vaikutuksen ajankohta ja kesto

- vaikutuksen palautuvuus
- vaikutuksen ajoittuminen
- epävarmuudet em. tekijöissä

Suomen metsäteollisuuden elinkaariarvioinnissa (Seppälä ja Jouttijärvi 1997, Seppälä 1997, 1999) käytettiin asiantuntija-arvioihin pohjautuvassa suhdemenetelmässä ympäristöongelmien painottamiseen seuraavanlaista kysymyksenasettelua: ”Kuinka paljon tärkeämpänä pidät Suomen happamoittavien päästöjen rajoittamista kuin rehevöittävien päästöjen (tai päinvastoin)?” Eri arvioitsijoiden ja arviointiryhmien antamat painot erosivat varsin suuresti toisistaan. Kun tarkasteltiin metsäsektorin eri elinkaarivaiheiden tai päästötekijöiden kokonaishaittapisteitä, todettiin eri ryhmien antamien erilaisten painojen keskeisesti vaikuttavan lopputulokseen.

Yhteisön preferensseihin pohjautuvien painottamismenetelmien käyttöä vaikeuttaa ympäristölupaprosessissa se, että lupaprosessille on ominaista tiukka pitäytyminen lainsäädännössä määriteltyihin tavoitteisiin, periaatteisiin, vaatimuksiin ja määräyksiin. Etenkin paikallisten ongelmien arvottamista rajoittaa myös kaikki se aineisto, joka on syntynyt poliittisen prosessin kautta lakien, asetusten sekä valtioneuvoston tai kunnanvaltuuston päätösten sisältöä hyväksyttäessä. Lisäksi lupaprosessin osapuolten – luvan hakijan, luvan ratkaisijan ja asianosaisten – tehtävät, valtuudet ja oikeussuojat on lainsäädännössä määritelty varsin tarkasti.

Tavoitteisiin suhteuttavissa menetelmissä ongelman painoarvo määräytyy sen perusteella kuinka etäällä tavoitetasosta ollaan kyseisen ympäristöongelman suhteen. Etäisyys tavoitteeseen -menetelmää ja sen muunnoksia on käytetty yleisesti painokertoimien määrittelyssä (esim. ET-menetelmä (Baumann ja Rydberg 1994), Ekoidindikaattori 95 (Goedkoop 1995)). Yksinkertaisimmillaan painokerroin on

$$(6) \quad w_i = \frac{N_i}{T_i}$$

missä T_i = yhteiskunnan tavoitetaso vaikutusluokassa i
 N_i = normalisointitekijä (vrt. yhtälö (5)).

Todettakoon, että yhtälössä (6) sekä T_i :n että N_i :n laskenta perustuu yhtälöön (4). Tavoitetason määrittelyyn on käytetty poliittisia tai lainsäädännöllisiä päätöksiä (esim. Baumann ja Rydberg 1994) tai taso on voitu määrittellä erikseen käyttäen lähtökohtana esimerkiksi luonnon sietokykyarvioita (esim. Ahbe ym. 1990). Tavoitetaso sijasta T_i on siten voitu määrittellä myös kestäväksi tasoksi (sustainable level) tai hyväksyttäväksi tasoksi (acceptable level).

Tavoitteisiin suhteuttavien painotusmenetelmien käyttöön liittyy näennäisestä helppoudesta huolimatta omat ongelmansa. Kriittisiä kuormia on vaikea määrittää. Poliittisiin ja lainsäädännöllisiin päätöksiin liittyvien tavoitearvojen ”ympäristöperusteita” on usein vaikeaa erotella. Menetelmien teoreettinen perusta on lisäksi kyseenalainen (esim. Finnveden 1997, Seppälä ja Hämäläinen 1999).

Yhteenvetona voidaan todeta, että vaikutusarvioinnin tuloksen epävarmuus kasvaa mitä aggregoidummaksi tulokset viedään. Subjektiivisuus ja yleisten hyväksyttävien periaatteiden puuttuminen vaikutusluokkien painokerrointen määrittelyssä merkitsee sitä, että kokonaisvaikutusindikaattoritulosten laskenta palvelee ennen kaikkea vain eri tahojen sisäistä käyttöä.

Luvuissa 4.3 ja 4.4 käsitellään lähemmin miten elinkaariarvioinneissa sovellettua ympäristövaikutusten arviointia voidaan vaikutusluokittain hyödyntää yhtenäisessä ympäristölupamenettelyssä.

4.3 Päästöjen ja ympäristövaikutusten haitallisuuden arviointikehikko

Ympäristönsuojelulaki määrittelee perusmenettelyn, jonka mukaisesti luvan myöntämisen edellytyksiä ja lupaehtojen määräämistä tulee tarkastella. Ympäristönsuojelulain mukaisessa lupaharkinnassa lupakäsittelijä tutkii, voidaanko lupa myöntää ja millä edellytyksillä. Luvassa voidaan antaa määräyksiä, jotka perustuvat lain yleisiin periaatteisiin – ennaltaehkäisy ja haittojen minimointi, varovaisuus ja huolellisuus, paras käyttökelpoinen tekniikka ja ympäristön kannalta paras käytäntö. Toiminnanharjoittajan on oltava riittävästi selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista, ympäristöriskeistä ja haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista. Yritys itse harkitsee tekniset ratkaisut ja tekee päätökset käyttöönotettavista tekniikoista. Parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaatteen mukaisten päästö- ja kulutustasojen arvioinnin tukena yleisellä tasolla lupaviranomainen voi käyttää mm. EU:n BAT-tiedonvaihtoasiakirjoja sekä mahdollisia Helsingin ja Pariisin komissioiden suosituksia. Tausta-aineistona voidaan lisäksi käyttää esimerkiksi valtakunnallisia päästötietoja vastaavista laitoksista.

Luvan myöntäminen edellyttää, ettei toiminnasta yksin tai yhdessä muiden toimintojen kanssa aiheudu

- terveyshaittaa
- merkittävää muuta ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa
- maaperän, pohjaveden tai meren pilaantumista
- erityisten luonnonolosuhteiden huonontumista taikka vedenhankinnan tai yleiseltä kannalta tärkeän muun käyttömahdollisuuden vaarantumista toiminnan vaikutusalueella eikä
- naapurussuhteista annetun lain tarkoittamaa kohtuutonta räsitystä.

Lisäksi valtioneuvoston ja ympäristöministeriön antamia asetuksia sekä kunnan ympäristönsuojelumääräyksiä tulee noudattaa. Toimintaa ei saa sijoittaa asema-kaavan vastaisesti ja mahdollisuuksien mukaan toiminta on sijoitettava niin, ettei siitä aiheudu pilaantumista tai sen vaaraa ja että pilaantumista voidaan ehkäistä. Ympäristölupaharkinnassa lähtökohtana on yleensä lupahakemuksen mukaisen vaihtoehdon tutkiminen, mutta joissakin tapauksissa saatetaan joutua punnitsemaan erilaisten vaihtoehtojen hyvyttä ympäristön kokonaisuuden kannalta.

Luparatkaisun tulee täyttää sekä päästöjen rajoittamista koskevien yleisten periaatteiden (mm. paras käyttökelpoinen tekniikka) ja päästöille annettujen yleisten normien vaatimukset että ympäristön laadulle ja tilalle asetetut vaatimukset. Tämä ns. *yhdistetty lähestymistapa* on kirjattu keskeiseksi periaatteeksi myös IPPC-direktiivissä ja vesipuitedirektiivissä. OECD (1999) toteaa yhdistettyyn lähestymistapaan pohjautuvan yhdenmisen lupajärjestelmän luovan edellytykset mahdollisimman tehokkaalle ja toimivalle teollisen toiminnan ympäristöasioiden hallinnalle. Huomiota lupajärjestelmän toimeenpanossa tulee OECD:n (1999) mukaan kiinnittää muun muassa tulevaisuuteen tähtääviin ympäristötavoitteisiin, teknisen innovoinnin edellytysten luomiseen ja parantamiseen sekä avoimeen tiedon välitykseen ja eri tahojen laajaan osallistumiseen.

Toimintojen ympäristövaikutusten kokonaisarvioinnissa tärkeänä lähtökohtana on kaikkien merkityksellisten päästöjen ja muiden kuormittavien tekijöiden sekä niiden keskinäisten vuorovaikutusten tarkastelu. Tarkastelu ulotetaan kaikkiin toiminnasta aiheutuviin päästöihin (johdetut päästöt ja hajapäästöt) ja niiden muodostumisen riskeihin myös epätavallisissa olosuhteissa (onnettomuudet ja yllättävät luonnonilmiöt). Huomiota kiinnitetään myös raaka- ja apuaineisiin sekä energian käytön tehokkuuteen. BAT-periaatteeseen sisältyy myös mahdollisim-

man vaarattomien aineiden käytön vaatimus, jolloin samaan tarkoitukseen soveltuvista aineista tulisi valita ympäristön ja ihmisten terveyden kannalta mahdollisimman haitaton aine.

Päästöjen leviämisen ja muuntumisen mallintaminen on yleensä edellytys luonto- ja terveysvaikutusten luotettavaan arviointiin. Kvantifioitavien vaikutusten merkittävyyden arviointi puolestaan edellyttää tavallisesti suhteutusta tarkoituksenmukaisiin ohje-, raja-, tavoite- tai muihin referenssitasoihin.

Yhtenäisessä ympäristölupaprosessissa ympäristövaikutusten merkityksen arvioinnissa joudutaan ensisijaisesti tukeutumaan lainsäädännössä, yleensä valtioneuvoston asetuksilla määriteltyihin ympäristölaatusoihin. Myös vahvistetut valtakunnalliset ja alueelliset ohjelmat ja suunnitelmat tarjoavat useissa tapauksissa lähtökohdan vaikutusten merkityksen arvioinnille ja kehittämistavoitteille.

Lupaprosessissa vaikutusten kokonaisarvioinnin keskeisenä tavoitteena on toteuttaa prosessi mahdollisimman avoimesti ja selkeästi, jolloin tehdyn ratkaisun perustelut ja seuraukset ovat yleisesti nähtävissä. Mikäli hanke kuuluu YVA-menettelyyn piiriin, YVA-lain mukainen ympäristövaikutusten arviointi saattaa antaa hyvän pohjan yhtenäisen ympäristölupaprosessin mukaiselle päästöjen ja niiden vaikutusten tarkastelulle.

Lupaharkinnan kannalta on merkittävää, että erilaisten kuormittavien tekijöiden vaikutuksia joudutaan käsittelemään eri tavoin. Ilmastonmuutoksen, yläilmakehän otsonikadon, alailmakehän otsonin muodostuksen, ilmaväntäisen rehevöitymisen ja usein happamoitumisen osalta yksittäisen laitoksen päästöillä ei ole kvantifioitavaa vaikutusta kyseiseen haitalliseen ilmiöön, mutta laitoksella saattaa kuitenkin olla kvantifioitava päästö, joka vaikuttaa tähän ilmiöön. Näiden päästöjen osalta päästöjen rajoittamisesta joudutaan pääosin määräämään valtioneuvoston asetuksilla. Näihin vaikutusluokkiin kuuluvien haitallisten ympäristövaikutusten lieventämiseksi onkin merkityksellisintä se, että kansainväliset sitoumukset ja tavoitteet sekä mahdolliset muut kansalliset päästötavoitteet kyettään saavuttamaan.

Laitoksen happamoittavien ja toksisten päästöjen kohdalla saatetaan todeta kvantifioitavia vaikutuksia lähiympäristössä samalla, kun huomattava osa päästöistä leviää kaukokulkeutumana ilman spesifisiä ympäristövaikutuksia. Näiden päästöjen kulkeutumisen ja vaikutusten arviointi lähiympäristössä joudutaan siten usein tekemään ympäristölupaprosessissa, vaikka näistä päästöistä olisi annettu yleisiä määräyksiä.

Vaikutukset lähialueen rehevöitymiseen, hapen kulumiseen, lämpöoloihin, kiintoaine- ja hiukkaspitoisuuksiin, jätteen muodostukseen, luonnon monimuotoisuuteen sekä meluun ja hajuun ovat yleensä luonteeltaan paikallisia ja kvantifioitavissa. Näiden vaikutusten merkittävyyttä joudutaan arvioimaan yleisten ja kyseiseen alueeseen sovellettavien ympäristön laatuvaatimusten ja -tavoitteiden pohjalta.

Ympäristövaikutusten tarkastelua varten on usein tarkoituksenmukaista luokitella päästöt ja muut kuormittavat tekijät elinkaariarvioinneissa sovelletulla tavalla. Ympäristölupaharkinnassa elinkaariarviointimetodiikan mukainen päästötietojen luonnehdinta eli vaikutusluokkaindikaattorin määrittäminen ja normalisointi soveltuvat parhaiten globaalien ja mannertason vaikutusten arvioinnin suunta-antavaksi taustainformaatioksi. Tarkastelun kohteina ovat tällöin yläilmakehän otsonikerroksen heikentyminen, alailmakehän otsonin muodostus, happamoituminen ja ilmaväntäinen rehevöityminen. Näille vaikutusluokille pitää luonnehdinnassa ottaa huomioon aluetason erityispiirteet mahdollisimman oikean vaikutusluokkaindikaattorin määrittämiseksi. Lähestymistapaa on sovellettu UPM Kymmene Kaukaan tehtaille julkaisun osan III luvussa 2.

Vaikutusluokkien keskinäinen arvottaminen on edellytys kokonaisarvioinnin tekemiselle, mutta tähän menettelyyn liittyvän subjektiivisuuden ja menetelmien vakiintumattomuuden vuoksi sitä ei ympäristölupaprosessissa voida pitää tarkoituksenmukaisena. Laitostason kuormituksesta lähialueella aiheutuvien vaikutusten arviointiin elinkaarianalyysien menetelmät ovat tavallisesti liian yleisiä ja epätarkkoja. Lupaprosessissa erityisesti lähialueelle kohdistuvien vaikutusten arviointi edellyttää mahdollisimman suurta tarkkuutta ja tiettyyn paikkaan liittyvien erityispiirteiden huomioon ottamista.

Ympäristönsuojelulain mukaisessa lupaharkinnassa joudutaan luontoon liittyvien ympäristövaikutusten lisäksi arvioimaan ihmisten terveyshaittaa, rasiutusta naapurustolle, ympäristön yleisen viihtyisyyden ja erityisten kulttuuriarvojen vähenemistä, luonnonvarojen käyttämisen estymistä tai vaikeutumista, ympäristön yleiseen virkistyskäyttöön soveltuvuuden vähentymistä sekä haittaa omaisuudelle tai sen käytölle.

Terveyshaitan arviointi on ympäristönsuojelulaissa yhdenmukainen terveysnsuojelulain kanssa. Terveyshaittana pidetään elinympäristön tekijästä tai olosuhteesta aiheutuvaa ihmisessä todettua terveydellistä häiriötä, kuten sairauden oireita, solun tai elimen patologista muutosta. Myös sellainen pitkäaikainen altistus, jonka aiheuttaman konkreettisen haitan ilmenemistä voidaan pitää todennäköisenä esimerkiksi epidemiologisten tutkimusten perusteella, katsotaan terveyshaitaksi.

Ympäristön yleisen viihtyisyyden vähentyminen voi aiheutua esimerkiksi hajusta, melusta tai vesien rehevöitymisestä. Kulttuuriarvojen heikkeneminen voi puolestaan ilmetä esimerkiksi rakennusten vaurioitumisena tai likaantumisenä ilman epäpuhtauksien vuoksi taikka meluna ja hajuna.

Luonnonvarojen käyttämisen vaikeutumisenä voidaan pitää esimerkiksi kalastuksen vaikeutumista ja veden talouskäytön estymistä veden heikon laadun vuoksi. Ympäristön yleinen virkistyskäyttö saattaa estyä tai vaikeutua esimerkiksi melun, hajun tai vesiin kohdistuvien lämpöpäästöjen vuoksi.

Omaisuuksille aiheutettuina vahinkoina ja haittoina ympäristönsuojelulaissa pidetään korroosiota, maalipintojen vaurioitumista, metsän ja viljelysten kasvutappioita sekä muita taloudellisia vahinkoja kuten kiinteistöjen arvon alenemista. Haitta omaisuudelle voi ilmetä myös siten, että omaisuuden käyttö vaikeutuu.

Päästöjen lähivaikutusten haitan merkittävyyttä voidaan arvioida ympäristövaikutusluokittain tarkastelemalla

- 1) *täyttyvätkö ympäristön tilalle asetetut tavoitteet ja laatuvaatimukset sekä*
- 2) *mikä on tarkasteltavan toiminnon aiheuttama osuus ympäristön tilan haitallisessa muuttumisessa nykytilanteessa sekä ympäristön tilalle asetettujen tavoitteiden mukaisessa tilanteessa.*

Tavoitetilan määrittelyssä on syytä pitää erillään yleensä terveyden suojelemiseksi annetut ehdottomat ympäristölaatu-normit (esimerkiksi ilman laadun raja-arvot) sekä ohjeelliset ympäristölaatu-tavoitteet (esimerkiksi ilman laadun ohje-arvot ja tavoitearvot, vesien hyvän ekologisen tilan kriteerit, vesien käytölle asetetut tilatavoitteet). Erityisesti happamoittavalle laskeumalle on lisäksi määritelty kriittisiä tasoja, joita voidaan pitää vähimmäistavoitteina. Luvussa 4.4 käsitellään ympäristön tilatavoitteiden määrittelyä eri vaikutusluokissa. Terveydellisiin perusteisiin asetettuja ympäristölaatu-normeja tarkastellaan luvussa 4.5. Vaikutusten arviointia tällä lähestymistavalla on sovellettu UPM Kymmene Kaukaan tehtaille julkaisun osan III luvussa 2.

Kaatopaikoille, läjitysalueille, pelloille tai metsiin sijoitettavien kiinteiden jäteaineiden ja lietteiden haitallisuutta joudutaan arvioimaan eri tavalla kuin ilmaan ja veteen joutuvien päästöjen vaikutuksia. Kaatopaikkojen ja läjitysalueiden ym-

päristöhaittojen arvioinnissa on otettava huomioon mm. vaikutukset maankäyttöön, maisemaan sekä vaikutukset ja riskit, jotka syntyvät aineiden kulkeutuessa kaatopaikalta ympäristöön pitkällä aikavälillä myös erilaisissa poikkeustilanteissa kuten palojen ja tulvien seurauksena. Pitkän aikavälin päästöjen arviointiin liittyy usein huomattavaa epävarmuutta. Kaatopaikkojen rakenteille, hoidolle ja jätteen kaatopaikkakelpoisuudelle onkin asetettu vaatimuksia yleisillä määräyksillä (VNp 861/1997).

Energian käytön tehokkuutta tarkastellaan sektoritasolla Euroopan unionin BAT-tiedonvaihtoasiakirjoissa. Laitostasolla energiatehokkuuden aviointia ja seuranta on käsitelty Energia-Ekonon (1999a) raportissa. Tämän julkaisun osan II luvussa 9 on tarkasteltu energianhankinnan aiheuttamien ympäristökustannusten arviointia.

Kuvassa 1 on esitetty systemaattinen lähestymistapa ympäristönsuojelulain mukaiseksi yhtenäiseksi lupaharkinnaksi. Eri tyyppisten ympäristö-, terveys- ja viihtyisyysvaikutusten käsittelyä tarkastellaan yksityiskohtaisemmin kuvassa suluissa mainituissa julkaisun luvuissa.

4.4 Ympäristövaikutusten käsittely

Tässä luvussa tarkastellaan erityyppisten päästöjen ja ympäristöongelmien haitallisuuden arviointimahdollisuuksia yhtenäisessä ympäristölupaprosessissa. Huomiota kiinnitetään erityisesti haitallisuuden merkittävyyden arviointiin. Päästöillä tarkoitetaan sekä normaalista toiminnasta aiheutuvia jatkuvia päästöjä että häiriötilanteista ja muista satunnaisista tekijöistä johtuvia poikkeuksellisia päästöjä. Päästöt jaotellaan usein myös hallitusti johdettuihin pistemäisiin päästöihin ja toisaalta heikosti hallittuihin tai hallitsemattomiin hajapäästöihin. Ilmastonmuutoksen torjunta voidaan sisällyttää ympäristönsuojelulain soveltamisalaan kuitenkin vain siten kuin siitä myöhemmin lailla erikseen säädetään. Siten kasvihuonekaasupäästöjen arviointia ei tässä käsitellä.

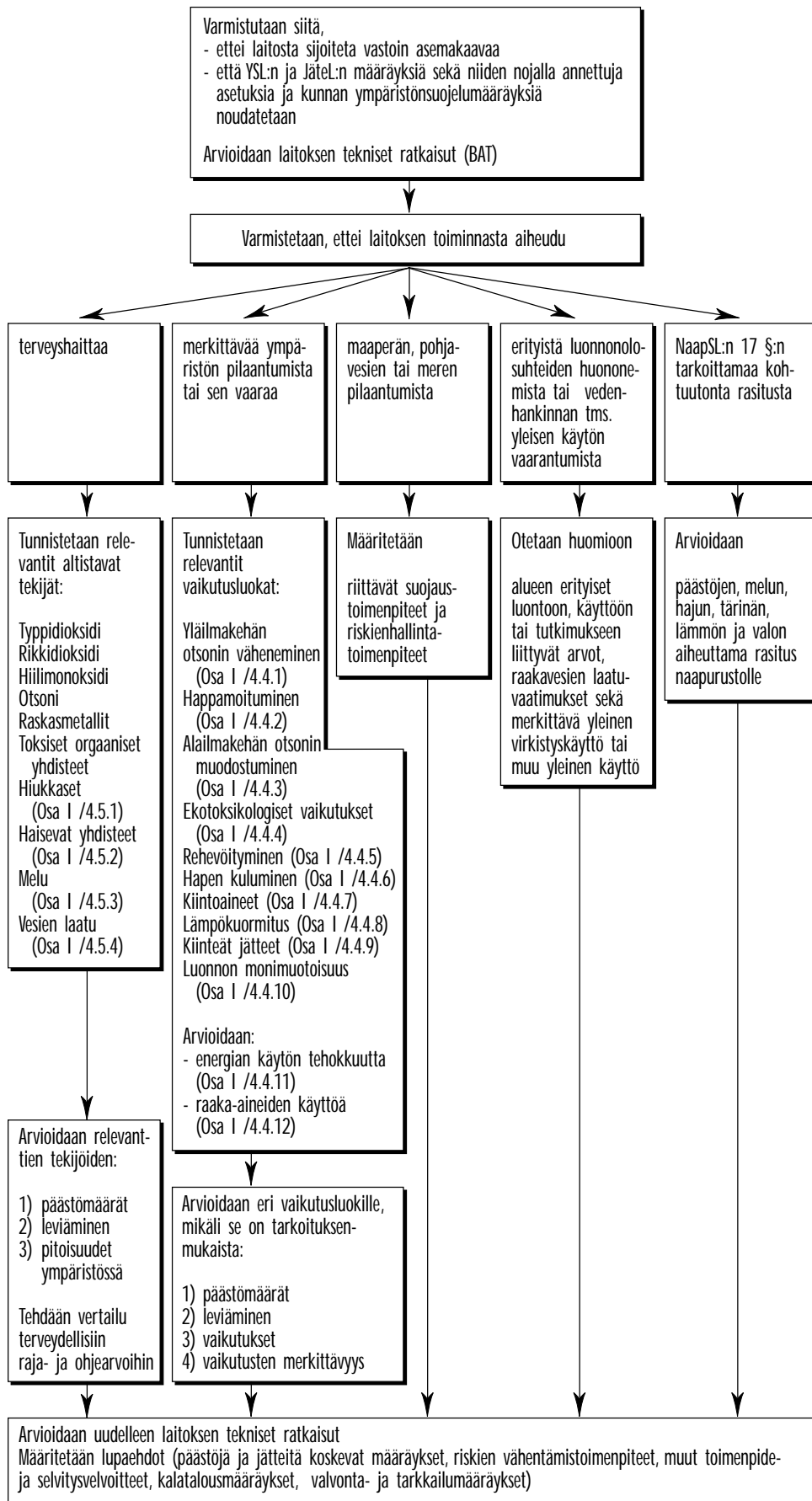
4.4.1 Yläilmakehän otsonin väheneminen

Yläilmakehän (stratosfääriin) otsonikerroksen tuhoutuminen lisää maanpinnalle tulevan UV-säteilyn määrää, millä on haitallisia vaikutuksia eliöyhteisöihin ja ihmisen terveyteen. Merkittävimmät otsonikerrosta tuhoavista aineista ovat CFC-yhdisteet, HCFC-yhdisteet, halonit, hiilitetrakloridi, 1,1,1-trikloorietaani sekä metyylibromidi. Eri yhdisteiden potentiaalista otsonin heikennysvaikutusta kuvataan ODP-arvoilla (Ozone Depletion Potential), joissa vertailuyhdisteenä on usein CFC-11. Maailman ilmatieteen järjestö (World Meteorological Organisation, WMO) on laatinut useille halogenoiduille yhdisteille ODP-arvoja. Liitteessä 10 on esitetty eräiden aineiden ODP-arvoja. Otsonin kokonaisheikentyminen (OD) voidaan laskea kaavasta:

$$(7) \quad OD = \sum_{j=1}^n ODP_j m_j$$

missä ODP_j = yhdisteen j otsonia heikentävä potentiaali
 m_j = yhdisteen j päästö (t/a)

Otsonikerroksen suojelua koskeva Montrealin pöytäkirja allekirjoitettiin 1987. Suomi on kansallisella lainsäädännöllä rajoittanut voimakkaasti otsonikerrosta heikentävien aineiden valmistusta, maahantuontia ja käyttöä (liite 2). Halonien



Kuva 1. Yhtenäisen ympäristölupaharkinnan vaiheet (suluissa on viitattu asianomaiseen kohtaan tässä julkaisussa).

käyttö uusissa laitteissa on kielletty 1.1.1993 alkaen, hiilitetrakloridin käyttö 1.8.1993 alkaen, CFC-aineiden käyttö lukuunottamatta hengitysteihin inhaloitavia lääkkeitä 1.1.1995 alkaen sekä 1,1,1-trikloorietaanin käyttö 1.1.1995 alkaen. HCFC-yhdisteitä saa toistaiseksi käyttää mm. teollisuuden ja kaupan kylmälaitteissa, mutta kotitalouksien kylmälaitteissa ne on kielletty. HCFC-aineiden käyttö lämmönsiirtoaineena uusissa laitteissa kielletään 1.1.2000 alkaen. Laitteista poistettavat CFC- ja HCFC-yhdisteet on otettava talteen ja toimitettava hyödynnettäväksi tai käsiteltäväksi jätteenä jätelaisissa edellytetyllä tavalla.

Ympäristölupamenettelyssä kuten laitosten valvonnassa muutoinkin tulee varmistua, että otsonikerrosta heikentävien aineiden kieltoja ja rajoituksia noudatetaan. Valmisteilla olevat kiellot ja rajoitukset tulisi pyrkiä ottamaan huomioon ennakoivasti.

4.4.2 Happamoituminen

Ympäristön happamoituminen aiheutuu protonien vapautumisesta maa- ja vesiympäristössä. Vapautuneiden protonien määrään vaikuttavat mm. maaperän ja vesien ominaisuudet ja koostumus sekä kasvillisuus. Happamoituminen aiheuttaa Suomessa edelleen paikoitellen puusto-, kalasto- ja ravustovaurioita tai niiden uhkia. Merialueella happamoitusvaikutuksia ei sen sijaan todeta. Vesiin voi myös suoraan joutua jätevesien kautta epäorgaanisia ja orgaanisia happoja. Terrestrisissä ekosysteemeissä happamoitumista voi tapahtua myös kasvillisuuden muutosten seurauksena esimerkiksi avomaiden muuttuessa kuusikoiksi.

Yhdisteet voivat aiheuttaa happamoitumista, jos ne tuottavat protoneja ympäristöön ja aiheuttavat anionien huuhtoutumista pois ekosysteemistä. Tärkeimmät happamoittavat yhdisteet ovat rikkidioksidi, typpimonoksidi, typpidioksidi, ammoniakki, vetykloridi eli suolahappo sekä vetyfluoridi. Myös hajurikkiyhdisteet (TRS) hapettuvat nopeasti happamoittavaksi rikkidioksidiksi.

Päästöjen happamoittavan potentiaalin määrittämisessä lähtökohtana ovat teoreettiset ekvivalenttikertoimet, jotka kuvaavat happamoittavan yhdisteen päästön kykyä vapauttaa protoneja maaperästä. Seppälä (1997, 1999) on laskenut tärkeimmille happamoittaville yhdisteille ns. karakterisointikertoimet (liite 12), jotka on saatu kertomalla ekvivalenttikertoimet kulkeutumis- ja vaikutuskertoimilla. Karakterisointikertoimet ottavat siten karkeasti huomioon Suomessa tapahtuvien päästöjen leviämisen ja laskeuma-alueen maaperäominaisuudet. Happamoittavien päästöjen aiheuttama happamoittava vaikutus (A) voidaan laskea kaavasta:

$$(8) \quad A = \sum_{j=1}^n AP_j m_j$$

missä AP_j = yhdisteen j happamoittamispotentiaali (H^+ ekv)
 m_j = yhdisteen j päästö (t/a)

Seppälän (1997, 1999) DAIA-mallin mukaiset efektiiviset karakterisointikertoimet (liite 12) vastaavat happamoittamispotentiaalin (AP_j) arvoja Suomen oloissa.

Happamoittava laskeuma ilmoitetaan puolestaan yleensä ns. happamoitumisekvivalentteina (milliekvivalenttia neliometriä kohti vuodessa), mikä ilmaisee suoraan eri laskeumakomponenttien potentiaalisen happamoittavan vaikutuksen. Yksi ekvivalentti vastaa 16 grammaa rikkiä ja 14 grammaa typpeä.

Valtaosa Suomen happamoittavasta laskeumasta (noin 90 prosenttia rikkilaskeumasta ja noin 85 prosenttia hapettuneen typen laskeumasta) on peräisin Suomen rajojen ulkopuolisista päästölähteistä. Vastaavasti Suomen omista happamoittavista päästöistä 70–80 prosenttia kulkeutuu maamme rajojen ulkopuolelle (Ympäristöministeriö 1998a).

Nykyisten kansainvälisten sopimusten täyttämiseksi ei happamoittavien päästöjen vähentämiseen Suomessa ole tarvetta. Suomen rikki- ja typenoksidipäästöjen määrät olivat vuonna 1996 pienemmät kuin Suomen allekirjoittamat pöytäkirjat edellyttävät. Happamoitumistoimikunnan (Ympäristöministeriö 1998a) tarkastelun perusteella on ilmeistä, että typenoksidipäästöjen 30 prosentin vähennystavoite voidaan saavuttaa vuoteen 2004 mennessä. Euroopan unionissa on aloitettu happamoitumisstrategian ja jäsenmaiden kokonaispäästöjen suurinta määrää koskevan ns. päästökattodirektiivin valmistelu sekä suurien voimalaitosten päästöjä säätelevän direktiivin uusiminen. Lisäksi on vastikään hyväksytty YK:n Euroopan talouskomission (ECE) alainen ns. moniaine-monivaikutuspöytäkirja. Ne tulevat määrittelemään uusia, lainsäädännöllä toimeenpantavia reunaehtoja happamoittaville päästöille.

Suomessa on rikin ja typen happamoittavan laskeuman sietokykyä eli ns. kriittistä kuormitusta tutkittu järville ja metsämailla. Kriittinen kuormitus on yhden tai useamman epäpuhtauden kvantitatiivinen arvo, jonka alapuolella ei määrityille herkille ympäristön osille aiheudu nykytietämyksen valossa pitkällä aikavälillä merkittäviä haitallisia vaikutuksia. Tähän mennessä on Euroopassa parhaiten kartoitettu happamoittavan laskeuman kriittiset kuormitukset järville, metsämailla ja muille luontaisille ekosysteemeille. Koska Suomessa rapautuminen kallioperästä on hidasta, maaperän ja vesien happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus on yleisesti hyvin alhainen. Rikkidioksidi, typpidioksidi ja ammoniakki voivat aiheuttaa haitallisia vaikutuksia metsille myös suoraan ilman kautta.

Huolimatta happamoittavan laskeuman erittäin huomattavasta vähenemisestä kriittiset kuormitukset ylittyvät edelleen varsin laajalti Uusikaupunki-Lappeenranta-linjan eteläpuolella sekä paikoitellen pohjoisempaan erityisesti maan itäisimmissä osissa. Vuonna 1995 kriittinen kuormitus ylittyi edelleen noin 20 000 km²:n suuruisella alueella ja noin joka kymmenennessä järvessä. Tilanne on heikoin Kaakkois-Suomessa, Itä-Kainuussa ja suurten kaupunkien lähistöllä. Järvi- ja metsäeliöstölle aiheutuvien vaikutusten ehkäisemiseksi Suomen metsätalousalueilla rikkilaskeuman vuotuiseksi tavoitearvoksi on valtioneuvoston päätöksessä 480/96 annettu enintään 0,3 g/m² rikkiä.

Euroopan unionin kalavesidirektiivi (78/659/ETY) määrittelee kyseisen direktiivin mukaisille lohi- ja särkikalavesille hyväksyttäväksi happamuustasoksi pH-alueen 6–9. Suomen humuspitoisissa vesissä pH-taso 6 alittuu melko yleisesti. Direktiivi sallii kuitenkin luontaisista olosuhteista johtuvat poikkeukset.

Happamoittavan kuormituksen ylityksiä aiheuttavat Suomessa sekä rikki- että typpilaskeumat (Ympäristöministeriö 1998a). Valtaosassa ylitystilanteita kriittinen kuormitus on saavutettavissa pelkästään rikkilaskeumaa pienentämällä. Etelä-Suomessa kriittinen kuormitus voidaan yleisesti saavuttaa joko rikki- tai typpilaskeumaa pienentämällä. Pohjois-Suomessa korostuu rikkilaskeuman vähennystarve (Ympäristöministeriö 1998a). Alueelliset kriittisen rikki- ja typpilaskeuman funktiot ja kuvaajat ovat käyttökelpoinen apukeino rikki- ja typpipäästöjen vähennystarpeita suunniteltaessa (Posch ym. 1997).

Happamoittavan laskeuman vaikutusten voimakkuuden ja vaikutusalueen laajuuden arviointiin soveltuvat varsin hyvin jäkäläkartoitukset (standardisoitu menetelmä SFS 5670, 1990) sekä neulasten rikkipitoisuuksien selvitykset. Puuston harsuuntumista ja vuosikasvun hidastumista on myös käytetty happamoitumisen ja muiden stressitekijöiden arviointiin. Näillä bioindikaatioilla ei kuitenkaan saada tietoa happamoittavan laskeuman suuruudesta, vaan tähän tarvitaan aina mittauksia.

Valtioneuvoston päätöksillä annetut päästömääräykset (liite 2) sekä ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot (liitteet 3 ja 4) ovat käytännössä usein keskeisimpiä rikin ja typen oksidien päästömäärien rajoittamiseksi. Euroopan unionin ilmanlaadun tytärdirektiivissä (yhteinen kanta 1998) on määritetty rikkidioksidille ja typen ok-

sideille uudet raja-arvot, jotka tulevat voimaan vuosina 2000–2010 (liite 11). Pääosin raja- ja ohjearvot on määritetty terveydellisin perustein, mutta kasvillisuuden suojelemiseksi on annettu typen oksidien ja rikkidioksidin ohjeelliset enimmäisvuosikeskiarvot (liite 3).

Ympäristölupaa varten voidaan arvioida päästöjen aiheuttama pitoisuuden nousu suhteessa ohje- ja raja-arvoihin sekä päästöjen aiheuttaman happamoittavan laskeuman suuruus ja vaikutusalue. Esimerkiksi BAT-tiedonvaihtoasiakirjoissa on tietoa tarkasteltujen BAT-tekniikoiden happamoittavista ominaispäästöistä. Laitoksen aiheuttamaa happamoittavaa laskeumaa voidaan suhteuttaa vaikutusalueen vesien ja maaperän rikin ja typen kriittisiin kuormituksiin. Laitoksen ympäristön tilan kehittymisen kannalta on tärkeää selvittää alueen happamoittavan kokonaislaskeuman suuruus ja sen kehityssuunta sekä niiden suhde alueen kriittiseen kuormitukseen. Kaukokulkeuman osuus kokonaislaskeumasta tulisi selvittää. On tärkeää tunnistaa rikkidioksidin, typen oksidien, ammoniakkin tai mahdollisten muiden (esim. vetykloridi, fluorivety) happamoittavien päästöjen keskinäinen merkitys kriittisen kuormituksen kannalta. Tavoitteeksi lähivuosien aikajännteellä tulee asettaa, ettei vaikutusalueella ylitetä kriittistä kuormitusta.

4.4.3 Alailmakehän otsonin muodostuminen

Alailmakehän (troposfäärin) foto-oksidanteista on eniten kiinnitetty huomiota otsoniin. Muiden foto-oksidanttien osalta muodostumis- ja vaikutustiedot ovat edelleen varsin puutteellisia. Typen oksideja sisältävässä alailmakehässä otsonia muodostuu auringon säteilyn vaikutuksesta. Ilmassa olevat orgaaniset yhdisteet lisäävät edelleen otsonin muodostumista. Eri hiilivedyt reagoivat erilaisilla nopeuksilla ja tehokkuuksilla. Alailmakehässä erityisesti kuormitetuilla alueilla muut haihtuvat orgaaniset yhdisteet kuin metaani (NMVOC) ovat selvästi merkityksellisempiä kuin metaani ja hiilimonoksidi. Suomessa alailmakehän otsonin muodostumista säätelee kuitenkin pääosin typen oksidien pitoisuus. Muun muassa Heijungs ym. (1992) ovat raportoineet useille haihtuville orgaanisille yhdisteille otsonin muodostumispotentiaaliarvoja (POCP, Photochemical Ozone Creation Potential, etyleeni = 1) keskieuropalaisiin aineistoihin pohjautuen, mutta niiden käyttöön Suomen olosuhteissa tulee suhtautua varauksellisesti. Seppälä (1997, 1999) on määritellyt Ilmatieteen laitoksen otsonin muodostumista kuvaavien mallien avulla karakterisointikertoimet (liite 12), jotka kuvaavat eri yhdisteiden otsonin muodostumispotentiaalia Suomen oloissa. Päästöjen aiheuttama otsonin muodostuminen (POC) voidaan laskea kaavasta:

$$(9) \quad POC = \sum_{j=1}^n POCP_j m_j$$

missä $POCP_j$ = yhdisteen j fotokemiallinen otsonin muodostumispotentiaali
 m_j = yhdisteen j päästö (t/a)

Alailmakehän otsonin pitoisuuksia on Suomessa selvitetty sekä mittauksin että malliarvioin. Suomessa yleisesti havaitut otsonipitoisuudet ovat keskimäärin varsin korkeita (40–100 µg/m³ eli 20–50 ppb, yhden tunnin keskiarvojen vuosimaksimit 150–200 µg/m³). Suurkaupungeille ominaisia erittäin korkeita otsonipitoisuuksia (300–500 µg/m³) Suomessa ei kuitenkaan ole esiintynyt. Otsonipitoisuuksia säätelee Suomessa pitkälti kaukokulkeutuminen. Suomen alueella tapahtuva otsoninmuodostus riippuu paikallisten typenoksidipäästöjen lisäksi myös kaukokulkeutuneiden typen oksidien määristä.

Otsoni heikentää metsän kasvua ja aiheuttaa viljelyksillä satotappioita. Vaikutusten kvantifiointi on kuitenkin vielä voimakkaasti kehittymässä. Kriittiset kynnystasot viljelykasveille ja metsälle on määritetty YK/ECE:n alaisessa tutkimustyössä. Otsonin kriittiset kynnystasot on määritetty kumulatiivisten indeksien avulla. Metsien ja viljelyskasvien altistusta kuvaamaan käytetään AOT-40-indeksejä (Accumulated Ozone Exposure above the Threshold of 40 ppb). Niissä pitoisuuden 40 ppb ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylitysaika tunteina kerrotaan pitoisuuden 40 ppb ylitysmäärällä. Indeksit lasketaan päivänvalotuntien osalta koko kasvukauden ajalle. Viljelykasveille kasvukausi määritellään touko-heinäkuuksi ja puille huhtisyyskuuksi. Nykyisen tietämyksen mukaan on määritelty viljelyskasvien kriittiseksi AOT-40-kynnystasoksi 3 000 ppb-tuntia ja metsien kriittiseksi kynnystasoksi 10 000 ppb-tuntia (Ympäristöministeriö 1998a). Kriittisten kynnystasojen määrittelyssä on käytetty perustana todettavissa olevia tilastollisesti merkittäviä kasvutappioita (n. 10 prosenttia puille, n. 5 prosenttia viljelyskasveille). Otsonin kasvukauden aikaiset kriittiset altistustasot (AOT-40) ylittyvät Etelä- ja Keski-Suomessa viljakasveille useimpina vuosina ja Pohjois-Suomessakin on joinakin kesinä todettu ylityksiä. Metsille laskettu kasvukausien otsonialtistuksen kriittinen taso ei ole ylittynyt Suomen metsäalueilla.

Otsonipitoisuuksien tulevaisuuden tasot Suomessa riippuvat siitä, miten typen oksidien ja haihtuvien hiilivetyjen päästöjä vähennetään Suomessa ja muualla Euroopassa. Mallitarkastelujen perusteella kotimaiset 30 prosentin typenoksidipäästöjen ja 50 prosentin hiilivetypäästöjen vähennykset voivat alentaa vuorokauden korkeimpia otsonipitoisuuksia parhaimmillaan noin 10 prosentilla (Ympäristöministeriö 1998a).

Orgaanisten liuottimien käytöstä aiheutuvien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjen rajoittamisesta tietyissä teollisissa toimissa on annettu EY:n ns. VOC-direktiivi (1999/13/EY). Direktiivissä on erilaisille liuottimia käyttäville toimintoille määritetty haihtuvien orgaanisten yhdisteiden enimmäispäästöarvoja sekä kerätyille poistokaasuille ($\text{mg C}/\text{m}^3$) että hajapäästöille (prosentteina liuottimen käytöstä).

EY:ssä on valmisteilla otsonistrategia ja kansallisia päästökattoja koskeva direktiiviehdotus, jossa tultaneen määrittelemään jäsenmaille sallittavat enimmäismäärät NO_x - ja VOC-päästöille.

Yleisenä tavoitteena voidaan pitää, että kasvillisuudelle kriittisiä otsonin altistustasoja ei ylitetä. Esimerkiksi BAT-tiedonvaihtoasiakirjat kuvaavat BAT-tekniikoilla saavutettavia NO_x - ja VOC-päästöarvoja. Yksittäisen laitoksen aiheuttamien NO_x - ja VOC-päästöjen vaikutuksia ilman otsonipitoisuuksiin ei käytännössä kyetä luotettavasti arvioimaan tai mallintamaan. Päästöjen rajoittaminen perustuu siten pääosin typpipäästöjä ja haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjä koskevien valtioneuvoston asetuksilla (mm. liitteen 2 määräykset ja VOC-direktiivin 1999/13/EY toimeenpanosäädökset) sekä mahdollisesti ministeriön asetuksilla ja ohjeilla annettujen terveyst- ja luontoperusteisten määräysten noudattamiseen.

4.4.4 Ekotoksikologiset vaikutukset

Ilma- ja vesipäästöjen sekä jätteiden kautta ympäristöön joutuvien toksisten aineiden vaikutusten arviointi on yleensä vaikeaa erityisesti kun on kyse pitkäaikaisista, vähitellen ilmenevistä vaikutuksista. Ekotoksisuuden arviointiin liittyvät päästöjen määrän, leviämisen ja kulkeutumisen lisäksi tarkasteltavien yhdisteiden ja niiden hajoamistuotteiden lyhyt- (akuutit) ja pitkäaikaisten (krooniset) myrkylli-

syysvaikutusten arviointi sekä lisäksi kertyvyyden ja pysyvyyden huomioon ottaminen. Ekotoksisuutta tarkastellaan usein erikseen maa-, vesi-, ilma- ja sedimenttiympäristössä.

Euroopan unionin piirissä on kehitetty varsin pitkälle toksisten aineiden ympäristöriskien arviointimenettelyjä, joita voidaan soveltuvin osin hyödyntää myös laitostason päästöjen ekotoksisuuden arviointiin (European Commission 1996a, 1996b). Yleisesti käytetyille ja uusille yhdisteille on osana riskin arviointia pyritty määrittämään vesi- ja maaympäristön pitoisuustasot, joissa ei havaita haitallisia vaikutuksia eliöihin (Predicted No Effect Concentration, PNEC). PNEC-arvojen määrittely perustuu eri trofiatason testieliöillä tehtyihin laboratorikokeisiin ja mahdollisiin kenttäkokeisiin. Lisäksi tulee ottaa huomioon yhdisteen kertyvyys ja pysyvyys kokonaisympäristöriskiä arvioitaessa. Sekä vesi- että maaympäristölle käytetään samoja turvakertoimia riippuen tutkimusten luonteesta (lyhytaikainen, pitkäaikainen), testattujen trofiatasojen lukumäärästä ja yleisestä epävarmuudesta laboratoriotulosten soveltamisesta luonnonoloissa. Maaeliöistä tutkimustuloksia on huomattavasti niukemmin kuin vesieliöistä. Tutkimustuloksia ilmakehässä olevien kemikaalien suorista vaikutuksista eliöihin, lukuun ottamatta nisäkkäiden inhalaatiotutkimuksia, on hyvin niukalti ja menetelmät ovat siten vasta kehitteillä.

EU:n riskinarviointi oli vuonna 1999 tehty vasta noin 70 aineelle, joten kaikkien merkittävien toksisten aineiden riskinarviointiin kuluu vielä huomattavasti aikaa. Esimerkkeinä EU:n riskinarviointityössä jo määritetyistä PNEC-arvoista vesiympäristössä voidaan mainita perkloorieteeni 0,17 µg/l, trikloorieteeni 0,72 µg/l, naftaleeni 2,4 µg/l ja nonyyliifenoli 0,33 µg/l.

Aineiden ekotoksikologisista ominaisuuksista voi saada melko vaivattomasti tietoja erilaisista kemikaaleja koskevista tietokannoista. Niissä tiedot voivat kuitenkin olla tarkistamattomia ja puutteellisia. Päästöihin sisältyvien toksisten aineiden vaikutusten arviointiin soveltuvat esimerkiksi Suomen ympäristökeskuksessa olevat IUCLID-faktatietokanta (International Uniform Chemical Information Database), HSDB-tietokanta (Hazardous Substances Databank), OHM/TADS-tietokanta (Oil and Hazardous Materials/Technical Assistance Data System) tai Suomen ympäristökeskuksen kemikaalien ympäristötietorekisteri.

Jätevesien toksisuutta kuvaa toksisuusyksikkökäsite (*TU*, Toxic Unit). Tietyn jäteveden toksisuus ilmaistaan toksisuusyksikköinä seuraavasti:

$$(10) \quad TU = \frac{100\%}{96hLC50(\%)}$$

missä $96hLC50(\%)$ on se jäteveden prosentuaalinen laimennos, jossa puolet testieliöistä (esim. kala) kuolee 96 tunnin altistuksen kuluessa.

Kertomalla toksisuusyksikkö jätevesivirtaamalla (m^3/d) saadaan *TER*-arvo (Toxicity Emission Rate). Toksisuuden määrä suhteessa tuotantoon voidaan ilmaista *TEF*-arvon avulla (Toxicity Emission Factor). *TEF*-arvo saadaan kertomalla *TU*-arvo jätevesimäärällä tuotettua tuotetonna kohti.

$$(11) \quad TER = TU \cdot \text{vuorokautinen jätevesimäärä} (m^3/d)$$

$$(12) \quad TEF = TU \cdot \text{jätevesimäärä tuotetonna kohti} (m^3/t)$$

Ruoppa ym. (1996) ovat kartoittaneet teollisuusjätevesien myrkyllisyyttä Suomessa. Tutkimuksen perusteella puhdistetuissakin jätevesissä esiintyi joissakin tapauksissa akuuttiakin myrkyllisyyttä. Teollisuusjätevesien toksisuuden selvittämiseen herkeimmiksi osoittautuivat levä-, valobakteeri- ja vesikirpputestit. Myrkyllisyys-

testaukseen suositeltiin biotestipatteristoa tapauskohtaisen harkinnan pohjalta. Jätevesien riittävän tarkan kemiallisen analysoinnin ja toksisuustestien avulla tulisi tapauskohtaisesti pyrkiä selvittämään syy- ja seuraussuhteita. Varsin laajalti Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa on saanut kannatusta ns. TIE-strategia (Toxicity Identification and Evaluation), jonka mukaan biotestein havaittu mahdollisen myrkyllisyyden aiheuttaja pyritään selvittämään näytteen fraktioinnin ja biotestien avulla

Viime aikoina huomiota on alettu kiinnittää joidenkin aineiden aiheuttamiin, vaikeasti todennettaviin eläinten hormonitoimintaa häiritseviin vaikutuksiin. Monet aineista, joiden epäillään häiritsevän hormonitoimintoja, ovat ihmisen tuottamia pysyviä ja kertyviä orgaanisia klooriyhdisteitä. Lisäksi on havaittu, että myös eräät luonnon itsensä tuottamat aineet, mm. puun uuteaineet voivat vaikuttaa hormonien tavoin.

Kalavesidirektiivissä (78/659/ETY) on eräille toksisille aineille määritetty enimmäispitoisuustasoja kyseisen direktiivin mukaisissa lohi- ja särkikalavesissä. Fenoliyhdisteitä ei näissä vesissä saa esiintyä sellaisina pitoisuuksina, että niistä aiheutuu kaloihin makuvirheitä. Kokonaisjäännösklooripitoisuuden tulee olla alle 0,005 mg/l HOCl. Sinkin kokonaispitoisuus saa olla pehmeissä (CaCO₃-kovuus alle 10 mg/l) lohikalavesissä enintään 0,03 mg/l Zn ja särkikalavesissä enintään 0,3 mg/l Zn. Ohjeellisesti liuenneen kuparin määrä saa olla pehmeissä (CaCO₃-kovuus alle 10 mg/l) lohi- ja särkikalavesissä enintään 0,005 mg/l Cu.

Vesipuitedirektiivin nojalla yhteisötasolla tullaan määrittelemään ympäristön laatuormeja vesiympäristön kannalta priorisoiduille vaarallisille aineille. Lisäksi jäsenmaiden tulee määrittellä laatuormit muille vesiin johdettaville, pilaaamista aiheuttaville aineille (liite 9). Laatuormien määrittelyssä on lähtökohtana pitoisuustaso, josta ei aiheudu haittaa vesieliöstölle (95 prosenttia eliöistä suojattuja). Euroopan yhteisöjen vaarallisia aineita koskevissa, direktiivin 76/464/ETY nojalla annetuissa tytärdirektiiveissä on asetettu laatuavoitteet 17 vaaralliselle aineelle (liite 9). Suomessa kyseisiä laatuavoitteita ei kuitenkaan ole lainsäädännöllä määrätty sitoviksi tai ohjaaviksi. Suomen vesilainsäädännössä annettuja aineiden päästökieltoja on käsitelty luvussa 2.3.

Maaperän pilaantumista ympäristölle vaarallisilla aineilla voidaan arvioida saastuneista maista annettujen ohjearvojen perusteella. Arviointia on käsitelty ympäristöministeriön (1994) raportissa ja ohjearvot tultaneen vahvistamaan valtioneuvoston päätöksellä. Assmuth (1997) on tehnyt taustaselvityksen ja esittänyt tarkistuksia ympäristövaarallisten aineiden pitoisuuksien ohjearvoista maaperässä. Ohjearvot on tarkoitettu otettavaksi huomioon saastuneen maaperän kunnostustarvetta arvioitaessa.

Pohjavesien pilaaminen (YSL 8§) ja haitallisten aineiden päästöt pohjavesiin (VNp 364/94) on lainsäädännön perusteella kielletty. Valtioneuvoston periaatepäätöksen mukaan (Ympäristöministeriö 1998b) pohjavesien suojelua toteutetaan ensisijaisesti ennalta ehkäisevin toimin. Maankäytön suunnittelulla sekä lupa- ja ilmoitusmenettelyillä pyritään ohjaamaan uudet pohjavesiriskejä aiheuttavat toiminnot ja laitokset tärkeiden ja vedenhankintaan soveltuvien pohjavesialueiden ulkopuolelle. Ellei tämä ole mahdollista, estetään pohjavesiriskeit toimintaan kohdistuvin riittävin suojelutoimenpitein ja toiminnallisoin rajoituksin.

Vuoteen 2005 ulottuvassa vesiensuojelun tavoiteohjelmassa (Ympäristöministeriö 1998d) on potentiaalisesti toksisen kuormituksen osalta teollisuudelle kokonaisuutena asetettu 45 prosentin COD_{Cr} -, 55 prosentin öljy-, 90 prosentin kromi-, 75 prosentin nikkeli-, 80 prosentin kupari- ja 65 prosentin sinkkipäästöjen vähentämistavoitteet käyttäen vertailuvuotena vuotta 1995.

Ilmaan joutuvien raskasmetallipäästöjen ja hitaasti hajoavien orgaanisten yhdisteiden (POPs) päästöjen rajoittamista koskevat pöytäkirjat (YK/ECE) hyväksyttiin kesäkussa 1998. Raskasmetallipäästöjen vähentämistä koskevassa pöytä-

kirjassa rajoitetaan elohopean, lyijyn ja kadmiumin päästöjä ilmaan. POP-pöytäkirja määrittelee hitaasti hajoaviksi yhdisteiksi joukon biosidejä, polysykliset hiilivedyt (PAH) sekä dioksiinit ja furaanit (PCDD/F). Sekä raskasmetallien että POP-yhdisteiden päästöjä vähennetään perusvuoden päästöjen määräästä, mutta päästöjen vähennysprosenttia ei pöytäkirjassa määrätä. Perusvuosi on alustavasti vuosi 1990, mutta pöytäkirjojen ratifiointin yhteydessä kukin maa voi vahvistaa perusvuodeksi jonkin muun vuoden vuosien 1985 ja 1995 väliltä. Vähennykset perustuvat kiinteissä lähteissä parhaan käyttökelpoisen tekniikan tai päästöraja-arvojen käyttöönottoon.

Indikaatioita ilmaveintäisten toksisten yhdisteiden kertymästä ja vaikutusalueesta saadaan kasvillisuusvaikutustutkimuksista. Yleisesti on käytetty seinä- ja kerrossammalien kolmesta viimeisestä vuosikasvaimesta tehtyjä raskasmetallianalyysejä, joiden näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen on standardisoitu (SFS 5671, 1990). Myös happopestyistä rahkasammaleista tehtyä palloa (sammalpallomenetelmä, 2 kuukauden altistaminen 3 metrin korkeudella, SFS 5794, 1994) voidaan käyttää ilman epäpuhtauksien, pääasiassa raskasmetallien leviämisen tutkimiseen.

Maaperän ja vesiympäristön suojelemiseksi ollaan metalleille arvioimassa kriittisten kuormitusten tasoja, mutta toistaiseksi ei ole varmuutta voidaanko kriittisen kuormituksen lähestymistapaa soveltaa metalleille pohjoismaisissa olosuhteissa. Sekä maaperästä että ilman kautta tulevan kuormituksen perusteella tavaataan ympäristössä sellaisia metallipitoisuuksia, että ne jonkin eliöryhmän kannalta voivat olla lähellä haitallista tasoa. Maaperään ja sedimentteihin kertyneet metallit voivat lisäksi muuttuneissa olosuhteissa joutua myöhemmin vesiin ja eliöihin. Metallikuormitusta pitäisi siten rajoittaa ensisijaisesti riskinarvioinnin ja BAT-periaatteen pohjalta.

Laitoksen päästöjen ekotoksisuuden arvioinnissa lähtökohtana on toksisten yhdisteiden ainevirtojen, aineiden kulkeutumisen ja muuntumisen tunnistaminen ja yhdisteiden pitoisuustasojen arviointi ympäristössä. Lisäksi voidaan jätevesistä ja niiden jakeista suoraan selvittää toksisuutta sopivien testien avulla. Tavoitteeksi voidaan asettaa, ettei päästöistä aiheudu eliöille haitallisia vaikutuksia eikä ihmisille terveydellistä haittaa. Ekotoksisuuden haitallisuusastetta arvioitaessa laitoksen päästöistä johtuvia toksisten yhdisteiden pitoisuuksia voidaan suhteuttaa PNEC-arvoihin, jos niitä on käytettävissä. Myös muiden em. vertailutasojen käyttö on mahdollista, mikäli niiden sopivuus kyseiseen tapaukseen voidaan perustella. Yleisesti ottaen päästöjen ekotoksisuuden luotettavan arvioinnin pohjaksi tarvitaan lisää tutkimustietoa.

4.4.5 Rehevöityminen

Arvioitaessa ravinnekuormituksen vaikutuksia vesien rehevöitymiseen tulisi olla tiedossa perustuotantoa rajoittavat ravinteet (fosfori ja/tai typpi), leville ja makrofytyille käyttökelpoisten ravinteiden päästömäärät sekä ravinnekuormituksen leviäminen purkuvesistössä. Tärkeää on myös arvioida muista lähteistä–pistemäiset lähteet, hajalähteet, ilmaperäinen kuormitus, sisäinen kuormitus – purkuvesistöön kohdistuva ravinnekuormitus. Erityisesti ilmaperäisen ja sisäisen kuormituksen arviointiin tulisi kiinnittää aiempaa enemmän huomiota.

Tavallisesti rehevöitymisvaikutusten arviointi on perustunut vain kokonaisravinnetason muutosten tarkasteluihin. Usein on kuitenkin tarpeen selvittää leville käyttökelpoisten liukoisten ravinteiden pitoisuuksien muutokset. Ekholm (1998) on tarkastellut maataloudesta ja yhdyskuntien jätevesistä peräisin olevien ravinteiden käyttökelpoisuutta leville ja Priha (1994) puolestaan massa- ja paperiteollisuuden jätevesien ravinteiden käyttökelpoisuutta. Lisäksi tulee ottaa huomi-

oon sedimentoituminen ja typen kohdalla typensidonta, nitrifikaatio sekä typen vapautuminen ilmakehään (denitrifikaatio). Tällaiset selvitykset ovat välttämättömiä harkittaessa ravinteiden poiston tarvetta jätevesistä. Ravinnesuhteita tarkasteltaessa on otettava huomioon myös niiden vuodenaikaisvaihtelu. Liitteessä 1 on kuvattu käytössä olevia vesien rehevöitymishaittojen arviointimenetelmiä.

Vesien perustuotantoa rajoittavista ravinteista on jo varsin selkeä kuva rannikkoalueilla (Tamminen 1990, Tamminen ja Kivi 1996). Merenkurkun eteläpuolisella merialueella typpellä on yleensä hallitseva vaikutus suurimman osan kasvukautta. Lähellä rannikkoa on vaihtelevan levyinen vyöhyke, jossa fosforirajoittisuus muuttuu typpirajoittisuudeksi. Fosfori on tärkein rajoittava ravinne Perämerellä ja suurimmassa osassa sisävesiä. Sisävesien minimiravinneseelvityksiä on tehty mm. Kymijoelta (Pietiläinen ja Pirinen 1997), Kemijoelta (Pietiläinen ym. 1998), Pyhäselältä (Pietiläinen ja Niinioja 1998), Lohjajärveltä (Räike ym. 1998) sekä Pien-Saimaalta, Nuorajärveltä, Porovedeltä ja Kemijärveltä (Pietiläinen 1999). Pietiläisen ja Räikkeen (1999) tutkimuksen mukaan sisävesien pääasiallinen minimiravinne on fosfori. Erityisesti suuret järvet ja reittivedet ovat voimakkaasti fosforirajoitteisia. Pienet, karuhkot järvet ovat fosforin ja typen suhteen usein yhteisrajoitteisia. Rehevimmät, voimakkaasti ulkoisesti tai sisäisesti fosforikuormitetut järvet ja joet ovat kasvukauden aikana ajoittain typpirajoitteisia. Marttunen (1998) on tarkastellut erilaisten fosfori- ja typpikuormitustasojen vaikutuksia sisävesissä. Merkittävää on, että vaikka typpi ei vesistöalueella olisikaan rajoittava ravinne, on usein tarpeen arvioida typpiravinteiden kulkeutumismahdollisuus typpirajoitteiselle merialueelle.

Liitteeseen 12 on koottu Seppälän (1997, 1999) esittämät rehevöittävien yhdisteiden karakterisointikertoimet Suomen oloissa sekä Seppälän ym. (1999) esittämät arviot leville käyttökelpoisen fosforin ja typen osuuksista jätevesien kokonaisfosfori- ja typpimääristä. Seppälä ym. (1999) ovat esittäneet laskentamenetelmän fosforin ja typen efektiivisen rehevöittävä vaikutuksen arvioimiseksi. Menetelmässä on kiinnitetty huomiota ravinteen minimiravinneluonteeseen, kulkeutumiseen ja käyttökelpoiseen osuuteen sekä kasvukauden pituuteen.

Ravinnekuormituksen vaikutusta voidaan kuvata esimerkiksi laitoksen aiheuttamana kasvukauden keskimääräisen klorofylli-a-pitoisuuden tai maksimipitoisuuksien (erityisesti järvet) taikka perifytonlevästön biomassan (erityisesti virtaavat vedet ja rannikkovedet) muutoksena purkuvesistössä. Kasviplanktonin, perifytonin ja vesikasvien biomassan vuodenaikaismuutokset tulisi ottaa tarkasteluissa huomioon. Vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) laatimassa vesien käyttökelpoisuusluokituksessa on esitetty keskimääräisten a-klorofyllipitoisuuksien raja-arvoja viidelle eri luokalle. Hyvälle luokalle asetetut raja-arvot ovat:

- yleisluokituksessa 10 µg/l,
- virkistykäyttöluokituksessa 20 µg/l,
- raakavesiluokituksessa 5 µg/l,
- kalavesiluokituksessa 4 µg/l.

Raja-arvot soveltuvat kuitenkin melko huonosti rannikkovesille, vahvasti humuspitoisille vesille ja savisameille jokivesille.

Rehevöitymisvaikutusten arvioinnissa olisi kiinnitettävä entistä enemmän huomiota rantavyöhykkeessä tapahtuviin muutoksiin, mm. kasvillisuuden ja perifytonkasvuston lisääntymiseen. Varsinkin virkistyskäytön kannalta rantavyöhykkeessä tapahtuvat muutokset ovat olennaisia. Rannikkoalueille soveltuvia menetelmiä ovat käsitelleet mm. Viitasalo ym. (1992). Pietiläinen ja Pirinen (1997) sekä Sojakka (1996) ovat puolestaan kuvanneet menetelmiä virtaavien vesien ravinne-

vaikutusten tutkimiseen. Myös pohjaeläinselvitykset kuvaavat usein hyvin rehevöitymisen pitkäaikaisvaikutuksia vesistöissä. Niiden käyttöä vesistötarkkailussa ja vaikutusten arvioinnissa tulisikin lisätä (Vuoristo ja Ruoppa 1997).

Kalavesidirektiivi (78/659/ETY) määrittelee kyseisen direktiivin mukaisille lohi- ja särkikalavesille fosfori- ja typpipitoisuuden ohjeellisia ja pakollisia enimmäistasoja seuraavasti:

Lohikalavedet:

- kokonaisfosforipitoisuus enintään 65 µg/l P,
- nitriittityppipitoisuus ohjeellisena enintään 3 µg/l NO₂-N,
- ammoniumtyppipitoisuus enintään 800 µg/l NH₄-N, ohjeellisena 30 µg/l NH₄-N,
- ionisoitumaton ammoniumtyppipitoisuus enintään 20 µg/l NH₄-N, ohjeellisena 4 µg/l NH₄-N.

Särkikalavedet:

- kokonaisfosforipitoisuus enintään 130 µg/l P,
- nitriittityppipitoisuus ohjeellisena enintään 9 µg/l NO₂-N,
- ammoniumtyppipitoisuus enintään 800 µg/l NH₄-N, ohjeellisena 160 µg/l NH₄-N,
- ionisoitumaton ammoniumtyppipitoisuus enintään 20 µg/l NH₄-N, ohjeellisena 4 µg/l NH₄-N.

Kalavesidirektiivin raja-arvoja ei voida kaikilta osin pitää Suomen oloihin kovin sopivina.

Jätevesi- ja ympäristölupamenettelyissä ei yleensä ole kiinnitetty riittävästi huomiota ilmasta tulevan rehevöittävän kokonaislaskeuman eikä tarkasteltavan kuormittajan aiheuttaman ilmaperäisen rehevöittävän kuormituksen vaikutuksiin. Ilman kautta Suomen sisävesiin tulevan fosforilaskeuman on arvioitu olevan lähes 10 prosenttia sisävesien kokonaisfosforikuormituksesta. Suomenlahdelle tulevasta typen kuormituksesta noin 17 prosenttia on arvioitu olevan ilmapäästöistä peräisin (Sarkkula 1997).

Maaekosysteemeille kriittisten rehevöittävien typpikuormitusten arviointi on vielä voimakkaasti kehittymässä. Suomen metsämaille kansainvälisten suositusten mukaan määritetyt rehevöitymisen kriittiset kuormitukset ovat Euroopan alhaisimpia ilmastollisten ja maaperään liittyvien syiden vuoksi (Ympäristöministeriö 1998a). Typpilaskeuman merkitys metsien kunnan kannalta Suomessa on kahtalainen. Typpi on osatekijänä happamoittavassa laskeumassa, mutta Suomen metsät kärsivät yleisesti typen puutteesta viljavampia kasvupaikkoja lukuun ottamatta. Tämän vuoksi typpilaskeuma voi jonkin verran parantaa puiden kuntoa ja vastustuskykyä stressitekijöitä vastaan. Pitkällä aikavälillä typpikuormitus voi kuitenkin vähitellen aiheuttaa ravinne-epätasapainoa ja lisätä nitraattitypen huuhtoutumista (Mälkönen 1998).

Valtioneuvoston periaatepäätös vesiensuojelun tavoitteiksi vuoteen 2005 (Ympäristöministeriö 1998d) asettaa yleistavoitteeksi, että rannikkovesien ja sisämaan pintavesien tila ei enää huonone ihmisen aiheuttamien toimien seurauksena ja haitallisesti muuttuneiden vesien tila paranee. Vesiin johdettaville ravinnepäästöille on asetettu valtioneuvoston periaatepäätöksellä toimialakohtaiset tavoitteet vuoteen 2005 (Ympäristöministeriö 1998d). Ravinnekuormituksen vähentämistavoitteet on asetettu toimintasektoreittain, joten niitä ei suoraan voida siirtää laitostasolle. Teollisuudelle asetettuja 50 prosentin fosfori- ja typpikuormituksen vähentämistavoitteita vuoteen 1995 verrattuna voidaan tarkastella lähinnä massa- ja paperiteollisuuden keskeisten tuotantolajien tavoitteellisina ominaiskuormitustasoina, koska massa- ja paperiteollisuus vastaa yli kahdesta kolmasosasta koko teollisuuden ravinnekuormituksesta. Valtioneuvoston periaatepäätöstä täydentä-

vän toimenpideohjelmaluonnoksen mukaan kuormitusta vähentäviä toimenpiteitä tulee kohdentaa sellaisille kuormitetuille alueille, joilla fosforipitoisuus ja klorofyllipitoisuus nousevat kuormituksen vuoksi yli kolminkertaisiksi tai yleinen käytökelpoisuusluokka uhkaa klorofyllipitoisuuden nousun vuoksi huonontua.

Rehevöitymisen merkityksen arvioinnissa voidaan päästöjen aiheuttamia rehevyytason muutoksia suhteuttaa tavoiteltavaan rehevyytastason. Vesipuitedirektiivi velvoittaa jäsenmaat asettamaan kriteerit vesien hyvälle ekologiselle tilalle, joka tulee saavuttaa (liite 9). Hyvä ekologinen tila mahdollistaa vain lievän rehevyytason kasvattamisen. Tavoitteeksi voidaan myös asettaa se, ettei rehevöitymisestä aiheudu haittaa vesien virkistyskäytölle, kalastukselle tai raakaveden hankinnalle. Säätekijöiden, geologisten ja hydrologisten olosuhteiden, sisäisen kuormituksen ja vesien luontaisen humuspitoisuuden vaikutukset tulee ottaa huomioon tavoitetta asetettaessa.

4.4.6 Hapen kuluminen

Jätevesien orgaaninen aines, ammonium ja muut pelkistyneet yhdisteet aiheuttavat purkuvesistössä välitöntä hapen kulumista. Ravinnekuormituksen seurauksena syntyvän biomassan hajoaminen aiheuttaa puolestaan sekundääristä hapen kulumista. Liitteessä 1 on kuvattu happea kuluttavan kuormituksen arviointia vesioikeudellisissa lupaprosessissa.

Laitoksen aiheuttama hapen kuluminen on varsin luotettavasti arvioitavissa mallilaskelmin. Huomiota tulee kiinnittää myös mahdollisen rehevöitymisen aiheuttamaan sekundääriseen hapen kulumiseen. Hyvään luokkaan kuuluville vesille on vesi- ja ympäristöhallitus (1988) määritellyt seuraavia happipitoisuuden raja-arvoja:

- vesilaitosten raakavedet 80–110 % kyllästysarvosta
- kalavedet 80–110 % kyllästysarvosta, yli 2,0 mg/l 1 metri pohjasta (karut vedet)
75–110 % kyllästysarvosta, yli 1,0 mg/l 1 metri pohjasta (luontaisesti rehevätköt vedet)
- yleisluokitus 80–110 % kyllästysarvosta päällysvedessä, alusvedessä ei hapettomuutta

Kalavesidirektiivin (78/659/ETY) mukaan lohikalavesien ohjeellisen happipitoisuuden tulee säilyä vähintään tasolla 7 mg/l O₂. Vähintään puolen havainnoista tulee osoittaa vähintään happipitoisuutta 9 mg/l O₂. Mikäli happipitoisuus alenee tasolle 6 mg/l O₂, viranomaisten on ryhdyttävä erityistoimiin. Särkikalavesille happipitoisuuden ohjeellinen vähimmäistaso on 5 mg/l O₂ (50 prosenttia yli 8 mg/l O₂). Erityistoimiin on ryhdyttävä pitoisuuden alentuessa tasolle 4 mg/l O₂. Lohikalavesien BOD₇-pitoisuuden tulee ohjeellisesti olla enintään 3,5 mg/l O₂. Vastaavasti särkikalavesien BOD₇-pitoisuuden ohjeellinen enimmäistaso on 7 mg/l O₂.

Vesipuitedirektiivin mukaan vesien happipitoisuuden tulee säilyä tasolla, joka ei aiheuta häiriötä purkuvesistön luontaisen eliöyhteisön toimintaan direktiivin tarkoittaman hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi (liite 9). Tämän mukaan veden happipitoisuus ei saisi siten alittaa vesistössä tavattavien kalalajien tai pohjaläinten vaatimaa kriittistä tasoa.

4.4.7 Hiukkasmaiset kiintoaineet

Jätevesien sisältämän kiintoaineen aiheuttama veden samentuminen ja näkösyvyyden heikkeneminen otetaan huomioon jätevesien haittavaikutuksia arvioitaessa. Tavoitteeksi voidaan määritellä, että veden sameustasossa havaitaan kohoamista ainoastaan purkupaikan lähivaikutusalueella eikä sillä ole mainittavaa haitallista vaikutusta purkuvesistön luontaisen eliöyhteisön toimintaan. Yleisten kriteerien antaminen vesien hyväksyttävälle kiintoainepitoisuudelle on varsin keinotekoista, koska siihen vaikuttavat vesien luontainen savisamennus ja rehevyys sekä valuma-alueelta tapahtuvan huuhtoutumisen vaihtelut. Vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) vesien käyttökelpoisuusluokituksessa on sameudelle ja kiintoainepitoisuudelle kuitenkin annettu luokitteluraja-arvoja.

Kalavesidirektiivi (78/659/ETY) määrittelee kyseisen direktiivin mukaisille lohi- ja särkikalavesille suurimmaksi ohjeelliseksi kiintoainepitoisuudeksi 25 mg/l (sallitaan luonnonoloista johtuvat ylitykset).

Ilmaan päästettyjen tai siellä muodostuvien hiukkasten aiheuttamia terveysvaaroja on tarkasteltu luvussa 4.5.1. Ympäristölupaharkinnassa joudutaan huomiota kiinnittämään myös pölyämisen aiheuttamiin muihin kuin terveydellisiin haittoihin. Lähtökohdista on, että laitoksen toiminnasta ei aiheudu laitoksen ulkopuolisille kiinteistöille merkittävää pysyvää pölyhaittaa (NaapL 17 §, YSL).

4.4.8 Lämpökuormitus

Vesiin kohdistuva lämpökuormitus lisää vesiympäristön hapenkulumisnopeutta ja vähentää hapen liukoisuutta sekä saattaa kiihdyttää perustuotantoa ja muuttaa haitallisten aineiden kertyvyyttä eliöstöön. Vesistön säilyminen sulana talvikaudella voi toisaalta parantaa happitilannetta talvella. Vesien käytön kannalta lämpökuormitus voi vaikeuttaa talvikalastusta jääoloja heikentämällä.

Jäähdytysvesien aiheuttaman lämpökuormituksen vaikutuksia voidaan kuvata alueellisena purkuvesistön lämpötilojen nousuna. Lämpökuormituksen haitallisuuden arvioinnissa korostuvat paikallisten olosuhteiden erityispiirteet sekä vesien käyttömuodot ja -intensiteetti. Tavoitteena voi olla eliöstön, erityisesti kalaston, sekä kalastuksen kannalta mahdollisimman haitaton lämpötilojen muutos ja lämpötilan kohoamisen rajoittaminen mahdollisimman suppealle alueelle purkupaikan lähiympäristöön.

Kalavesidirektiivi (78/659/ETY) määrittelee melko yksityiskohtaisesti direktiivin mukaisille lohi- ja särkikalavesille sallitut lämpötilan nousun enimmäisarajat. Jäähdytysvesien sekoittumisvyöhykkeen rajalla lohikalavesien lämpötila saa nousta enintään 1,5 °C ja särkikalavesien lämpötila 3,0 °C vertailualueeseen nähden. Toimivaltainen viranomais voi kuitenkin määrittää alueen, jossa sallitaan suuremmat lämpötilapoikkeamat. Lämpökuormitus ei myöskään saa sekoittumisvyöhykkeen rajalla nostaa lohikalavesien lämpötilaa yli 21,5 °C:een ja särkikalavesien lämpötilaa yli 28 °C:een. Kylmää vettä vaativien lajien lisääntymisaikana lämpötila ei kummassakaan vesityypissä saa ylittää 10 °C, jos kyseisiä lajeja saattaa alueella esiintyä. Direktiivi sallii ajallisesti enintään kahden prosentin lämpötilarajojen ylitykset ja luonnonoloista aiheutuneet poikkeamat.

4.4.9 Kiinteät jätteet

Jätelaki määrittelee toiminnanharjoittajan yleiset velvollisuudet jätteiden määrän vähentämiseksi, jätteiden hyödyntämiseksi ja kaatopaikkajätteistä aiheutuvien haittojen estämiseksi tai minimoimiseksi (ks. 2.5). Syntyvien jätteiden laadusta ja

määrästä toiminnanharjoittajan edellytetään pitävän kirjaa. Jätteenkäsittelypaikan luvassa on ympäristönsuojelulain mukaan otettava huomioon jätelain 40 §:n mukaiset valtakunnalliset ja alueelliset jätesuunnitelmat.

Ongelmajätteiden käsittelystä on annettu varsin tarkat määräykset ympäristöriskien minimoimiseksi. Ympäristöministeriö on antanut päätöksen jäte- ja ongelmajäteluettelosta (867/96). Se on kuitenkin luonteeltaan esimerkinomainen. Jätteiden luokittelun tueksi on laadittu jäteluokitusopas (Tilastokeskus 1998b).

Ympäristölupaharkinnassa joudutaan tarkastelemaan laitoksen kaatopaikkajätteen aiheuttamia ympäristöhaittoja ja -riskejä. Kaatopaikoista ja niille sijoitettavista jätteistä on annettu varsin yksityiskohtaiset määräykset valtioneuvoston päätöksellä 861/97. Valtioneuvoston päätöksen mukaan kaatopaikat luokitellaan ongelmajätteen, tavanomaisen jätteen ja pysyvän jätteen kaatopaikoiksi. Jätteen hyväksymisen tietyn luokan kaatopaikalle tulee perustua jätteen alkuperään ja ominaisuuksiin. Ominaisuuksista on arvioitava jätteen koostumus, jätteen orgaanisten aineiden määrä ja niiden liukoisuus sekä jätteen ja jätteestä muodostuvan kaatopaikkaveden ekotoksikologiset ominaisuudet. Ympäristöministeriön muistiossa 1/401/97 (13.2.1997) on käsitelty alustavasti jätteiden vaarallisten ominaisuuksien selvittämistä. Uuden kaatopaikkoja koskevan direktiivin voimaan tullessa säännöksiä jouduttaneen edelleen tarkistamaan.

Kaatopaikkojen aiheuttamat kerrannaispäästöt ilmaan ja vesiin ovat usein heikosti tunnettuja tai vaikeasti arvioitavissa. Kaatopaikat voivat aiheuttaa mm. kasvihuonekaasupäästöjä (metaani merkittävän) ja orgaanisten yhdisteiden päästöjä ilmaan sekä rehevöittäviä ja toksisia suotovesipäästöjä. Ennakoimattomia päästöjä syntyy esimerkiksi paloista. Lisäksi ympäristöhaittoja voi aiheutua hajuista, maiseman heikentymisestä ja jätteen kuljetuksen aiheuttamista häiriöistä.

Lähtökohtana on riskien minimoiminen jätemäärää vähentämällä sekä sijoittamalla kaatopaikoille vain sellaisia aineita, jotka eivät ole helposti haihtuvia, liukenevia tai muuten kulkeutuvia. Tärkeää on myös kaatopaikan hyvien hoitotapojen noudattaminen. Ympäristölupakäsittelyssä laitoksen kaatopaikkajätteiden päästöt ja niiden vaikutukset arvioidaan osana kokonaispäästöjen arviointia.

4.4.10 Elinympäristömuutokset ja vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen

Tarkasteltaessa laitoksen vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen keskeisessä asemassa ovat jo kaavoituksessa tehdyt ratkaisut teollisen toiminnan sijoittumisen edellytyksistä. Luonnonsuojelulain 66 §:n mukaan viranomaisen ei saa myöntää lupaa hankkeeseen, jos hanke yksistään tai yhdessä muiden hankkeiden kanssa heikentää valtioneuvoston Natura 2000 -verkostoon ehdottaman tai siihen sisällytetyn alueen luonnonarvoja. Hankkeen toteuttajan on tehtävä vaikutusten arvio, jos luonnonarvojen merkityksellinen heikentyminen on todennäköistä.

Luvan myöntäminen ei voisi olla mahdollista esimerkiksi luonnonsuojelulain 9 §:n mukaan luonnonsuojeluohjelma-alueelle, jos toiminta voisi vaarantaa suojelun tarkoituksen. Myös lain 29 §:n mukaisten luontotyyppien suojelu, 47 §:n mukaan erityisesti suojellun lajin esiintymispaikan hävittämis- ja heikentämiskiello sekä 49 §:n mukaan Euroopan yhteisön lajisuojelun erityissäännös voisivat estää luvan myöntämisen hankkeelle ilman poikkeuslupaa. Lupaharkinnassa tulisi ottaa huomioon myös luonnonsuojelulain 48 §:n mukainen rauhoitettuja eläimiä ja kasveja koskeva haittojen vähentämisen velvoite.

Paitsi laitoksen aiheuttamilla maankäyttömuutoksilla myös päästöillä ilmaan, veteen ja maaperään voi olla välillisesti vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen esimerkiksi rehevöitymisen, hapen kulumisen, ekotoksisuuden, lämpöolojen muuttumisen tai kiintoaine- ja hiukkaspäästöjen vuoksi.

4.4.11 Energian käytön tehokkuus

Energian käytön tehokkuus on yksi parhaan käyttökelpoisen tekniikan kriteereistä ja sen mukaisia energian kulutustasoja käsitellään mm. EU:n BAT-tiedonvaihtoasiakirjoissa (BREF). Näitä tietoja sekä energiakatselmuksista ja muista lähteistä saatuja energian käytön tehokkuustietoja voidaan ottaa huomioon lupaharkinnassa. Energian käytön tehostamiseksi on monilla aloilla tehty myös vapaaehtoisia energiansäästö sopimuksia.

Laitosten energiatehokkuuden arviointiin ja seurantaan on Suomessa tehty taustaselvitys (Energia-Ekono 1999a). Siinä päädyttiin suosittelemaan energian käytön tehokkuusindeksin määrittämistä. Mitattu energian kulutus tiettyinä vuosina jaetaan laskennallisella energian kulutuksella kyseisenä vuonna. Laskennallisessa energian kulutuksessa otetaan huomioon tuotannosta riippumaton perusenergian kulutus, tuotannosta riippuva energian kulutus sekä esimerkiksi tuotannon muutoksista tai ulkoilman lämpötilasta johtuvat rakenteelliset muutokset energian kulutuksessa.

Päästöjen vähentämiseksi tehtävien prosessi- ja puhdistusteknisten ratkaisujen vaatiman lisäenergian tarpeen aiheuttamia päästöjä voidaan myös arvioida ja suhteuttaa niitä laitoksen muihin päästöihin.

4.4.12 Raaka-aineiden käyttö

Raaka- ja apuaineiden käytön tarkastelu ympäristölupaprosessissa on perusteltua pääosin sen vuoksi, että näillä aineilla saattaa olla merkitystä haitallisten päästöjen, jätteiden ja ympäristöriskien aiheuttajana. Myös yleinen materiaalien käytön tehokkuuslähtökohta on osa parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaatetta. Parhaan käyttökelpoisen tekniikan periaatteeseen sisältyy IPPC-direktiivin liitteen IV mukaan mm. mahdollisimman vaarattomien aineiden käyttö sekä raaka-aineiden, myös veden, mahdollisimman tehokas käyttö.

4.5 Terveys- ja viihtyisyysvaikutusten käsittely

4.5.1 Ilman terveydellinen laatu

Ihmisten terveyden turvaamiseksi on valtioneuvoston päätöksillä asetettu raja- ja/tai ohjearvoja hiilimonoksidille, typpidioksidille, rikkidioksidille, lyijylle, otsonille, kokonaisleijumalle (TSP), hengitettävälle hiukkasille (PM_{10}) ja haiseville rikkiyhdisteille (TRS) (liitteet 3 ja 4). Tämä laatumormisto muodostaa keskeisimmän ilman terveydellisen laadun arviointiperustan ympäristölupaprosessissa.

Euroopan unionin ilmanlaadun tytärdirektiivissä (yhteinen kanta 1998) on määritelty rikkidioksidille, typen oksideille ja hengitettävälle hiukkasille (PM_{10}) uudet raja-arvot, jotka tulevat voimaan vuosina 2000–2010 (liite 11). Direktiivi edellyttää myös pienten hiukkasten ($PM_{2,5}$) pitoisuuksien tarkkailun käynnistämistä. Seuraavaksi komissio aikoo tehdä ehdotukset hiilimonoksidin ja bentseenin raja-arvoista sekä otsonin tavoitearvoista. Tämän jälkeen tarkasteluun tulevat PAH-yhdisteet, kadmium, arseeni, elohopea ja nikkeli.

WHO (1987, 1995; ks. liite 11) on määritellyt eräiden metallien ja orgaanisten yhdisteiden ilman laadun terveysperusteisia ohjearvoja, joita voidaan joissakin tapauksissa käyttää vertailuarvoina (liite 11). Työpaikan ilman epäpuhtauksien ohjearvoina käytetään Suomessa haitalliseksi tunnettuja pitoisuuksia, jotka on annettu yhdisteestä riippuen 8 tunnin, 15 minuutin ja/tai hetkellisille keskiarvopitoisuuksille (Työministeriön päätös 397/96, Työministeriö 1996).

Erityisesti taajamissa suurin terveydellinen ilmanlaatuhaaitta ovat hengitysilman hiukkasten korkeat pitoisuudet varsinkin keväisin (Saari ym. 1996). Merkitävä ongelma ovat myös typen oksidien pitoisuudet. Erityisesti typen oksidien vuorokausikeskiarvo ylittyy ajoittain suurten kaupunkien keskustoissa. Hiilimonoksidille annettuja ohjearvoja ylitetään vain satunnaisesti, mutta useimpien kaupunkien keskustoissa havaitaan pitoisuuksia, jotka ovat 70–90 prosenttia ohjearvoista (Saari ym. 1996). Rikkidioksidipitoisuudet ovat lähes kaikkialla terveydellisesti turvallisella tasolla, joskin lyhytaikaispitoisuuksille annetut ohjearvot saattavat ylittyä joidenkin suurten teollisuuslaitosten välittömässä läheisyydessä.

Otsonin terveysvaikutusten kynnyspitoisuus (WHO, EU) $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (55 ppb) kahdeksan tunnin keskiarvona ylittyy kaikkialla Suomessa toistuvasti vuosittain (Ympäristöministeriö 1998a). Terveysvaikutusten osalta on kansainvälisiä päästörajoitusneuvotteluja varten käytetty indeksiä AOT-60, joka ilmaisee vuoden aikana tietyllä paikalla havaitut 60 ppb:n ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pitoisuuksien ylitykset laskettuna liukuvana 8 tunnin keskiarvona. Laskennassa kaikki pitoisuuden 60 ppb ylitykset on katsottu mahdollisesti väestön terveydelle haitallisiksi.

4.5.2 Haju

Hajuhaitalla tarkoitetaan ihmisten kokemia epämiellyttäviä hajuaistimuksia. Alhaisin pitoisuustaso, ns. hajukynnyspitoisuus, jossa tietyn aineen aiheuttama hajuaistimus syntyy, vaihtelee merkittävästi eri ihmisillä. Suomessa hajuhaittojen kannalta merkityksellisimpiä yhdisteitä ovat pelkistyneet rikkiyhdisteet (Total Reduced Sulphur, TRS). TRS-yhdisteiden pääkomponentit ovat rikkivety ja orgaaniset rikkiyhdisteet: metyylimerkapttaani, dimetyylisulfidi ja dimetyylidisulfidi. Sellunvalmistusprosessissa voi muodostua myös muita haisevia rikkiyhdisteitä kuten tiofeenejä, myristaatteja ja merkaptoyhdisteitä. Haisevien rikkiyhdisteiden hajukynnyspitoisuudet ovat erittäin alhaisia (n. $0,2\text{--}7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Muita merkittäviä hajuhaittoja aiheutuu erityisesti hiilivetyjen ja orgaanisten liuottimien, voi-happojen hajoamistuotteiden sekä ammoniakkin päästöistä.

Hajun arviointimenetelmiä ovat leviämislaskelmat, kenttähavainnointi sekä asukaspaneelitutkimukset ja kertakysely. Hajuhaitan muodostuminen riippuu sekä aistifysiologisista että psykososiaalisista tekijöistä, joihin vaikuttavat hajun peruslaatu, miellyttävyys ja voimakkuus sekä esiintymistiheys.

Hajua mitataan yleensä hajuyksiköllä, jonka perusteella on mahdollista vertailla erilaisten hajujen aistittavuutta. Hajuyksiköiden määrittely perustuu aineille määritettyihin hajukynnyspitoisuuksiin. Hajuhaittojen perusteella ilmanlaadun ohjearvot on annettu vain haiseville rikkiyhdisteille (TRS) (liite 3). Tavoitteeksi voidaan asettaa hajuhaittoja aiheuttavien päästöjen rajoittaminen sellaiselle tasolle, jossa laitoksen läheisyydessä ei esiinny päästöistä aiheutuvaa jatkuvaa, määrärajoitettua tai muutoin merkittävää hajuhaittaa. Käytännössä tavoitteeseen päästään usein vain asteittain.

4.5.3 Melu

Melulla tarkoitetaan terveydelle haitallista, ympäristön viihtyisyyttä merkityksellisesti vähentävää tai työntekoa merkityksellisesti haittaavaa ääntä taikka siihen rinnastettavaa tärinää (Meluntorjuntalaki 392/87). Äänen fyysikaalinen luonnehdinta perustuu kolmeen osatekijään: äänen voimakkuuteen eli tasoon, äänen taajuuteen sekä aikaan. Tiihinen ja Hänninen (1997) ovat tarkastelleet äänen ja meluntorjunnan perusteita. Ympäristöministeriö (1997) on laatinut selvityksen teollisuuslaitosten ympäristömelusta.

Teollisuus- ja energialaitosten tehdasalueella melua syntyy mm. prosessi- ja ilmanvaihtopuhaltimista, moottoreista sekä erilaisista laitteista. Lisäksi alueen sisäinen liikenne, lastaukset sekä laitoksen kuljetukset aiheuttavat melua.

Ulkoinen teollisuusmelu voi olla erittäin vaihtelevaa, koska melulähteen ominaisuudet ovat varsin erilaisia. Teollisuusmeluun vaikuttavat mm. laitoksen ominaisuudet, osamelulähteet ja tuotantomäärät. Melu saattaa olla impulssimaisista ja kapeakaistaista, usein jatkuvaa ja jopa ympärivuorokautista. Äänen vaimenemiseen ympäristössä puolestaan vaikuttavat etäisyys, maan pinnan laatu ja muoto, esteet, kasvillisuus ja säätila.

Ympäristömelun ohjearvoja on annettu kahdessa asiakirjassa. Melun terveydellisten haittojen arvioinnissa ja lupamenettelyissä käytetään sosiaali- ja terveysministeriön sisäilmaohjetta (ohje 1/1997), joka sisältää melutason ohjearvot sisätiloille. Suunnittelua, mm. maankäyttöä koskevat ohjearvot on annettu melutason ohjearvoissa (valtioneuvoston päätös melutason ohjearvoista, 993/92), jotka perustuvat meluntorjuntalakiin (kumotaan YSL:lla). Ohjearvot ovat lukuarvoiltaan käytännössä lähes samat.

Melun keskiäänitason L_{aeq} (dB) ohjearvoina ovat VNp:ssä 993/92 päiväsaikaan (klo 7–22) asuntoalueilla ja yleisten rakennusten alueilla 55 dB sekä loma-asuntoalueilla, taajamien ulkopuolisilla virkistysalueilla ja luonnonsuojelualueilla 45 dB. Öiset ohjearvot ovat 5 dB, uusilla asuntoalueilla 10 dB, päiväarvoja pienemmät. Valtioneuvosto on lisäksi antanut meluntorjuntalain nojalla melupäästönormeja rakennuskoneille ja laitteille, mm. kompressoreille, torninostureille, hitsausgeneraattoreille ja generaattoreille (VNp 994/92, muutos 1463/95). Sisätiloissa päiväsaikaiset (klo 7–22) ohjearvot asuinhuoneistoille, potilas- ja majoitustiloille sekä opetus- ja kokoontumistiloille ovat 35 dB. Liike- ja toimistohuoneille ohjearvo on 45 dB. Asuin-, potilas- ja majoitushuoneiden yöaikainen ohjearvo on puolestaan 30 dB. Mikäli arvioitava melu on impulssimaista tai kapeakaistaista, mittaus- tai laskentatulokseen lisätään 5 dB ennen sen vertaamista ohjearvoon. Iskuja ja kolahduksia aiheuttavat tapahtumat synnyttävät impulssimelua. Puhaltimien, sähkömoottorien ja muuntajien melu on puolestaan usein kapeakaistaista.

Detaljikaavaratkaisuissa otetaan huomioon melua aiheuttavan toiminnan sijoittumisedellytykset. Ympäristölupaprosessissa pitää varmistaa toiminnan kaavamääräysten mukaisuus ja se, että melusta annettuja ohjearvoja ja melupäästönormeja noudatetaan. BAT-periaatteen mukaisesti myös lievempää ympäristömelun syntymistä tulee estää, jos se on kohtuullisin kustannuksin toteutettavissa. Hyvän perustan meluhaittojen hallinnan parantamiseksi erityisesti uusien laitteiden käyttöönottoa harkittaessa antaa systemaattinen meluntorjuntasuunnittelu, johon voidaan sisällyttää mm. melua aiheuttavien kohteiden melutaseiden laadinta (Ympäristöministeriö 1997).

4.5.4 Vesien terveydellinen laatu

Yleisiä terveydellisiin perusteisiin annettuja vesien laatonormeja on laadittu talousvesille (STM:n päätökset 21.1.1994/74, uusi päätös valmisteilla ja 27.10.1994/953), uimavesille (STM:n päätös 25.4.1996/292) sekä vesilaitosten käyttämille pintavesille (VNp 19.5.1994/366). Talousveden laatonormistot on tehty erikseen pienille, alle 10 huoneiston tai 50 hengen yksiköille sekä sitä suuremmille yksiköille. Vesilaitosten käyttämille pintavesille on raja-arvoja ja ohjearvoja annettu 35 fysikaalis-kemialliselle muuttujalle ja neljälle mikrobiologiselle muuttujalle. Myös uimavesien laatua arvioidaan mikrobiologisten muuttujien lisäksi fysikaalis-kemiallisten muuttujien avulla.

Riski talousvesien laadun heikkenemisestä teollisen toiminnan seurauksena on suurin silloin, kun toiminta on sijoittunut pohjavesialueille. Pintavesiin johdettujen päästöjen vaikutukset voivat myös joissakin tapauksissa ulottua vesilaitosten raakavedenottoalueille tai yleisille uimarannoille.

Teollisesta toiminnasta aiheutuvat päästöt eivät lähtökohtaisesti saa heikentää talous- ja uimavesien laatua siten, etteivät ne täytä em. laatunormien vaatimuksia. Tämä varmistetaan pääosin jo kaavaratkaisuilla, jolloin tarkastellaan yleisesti teollisten toimintojen, veden hankinnan ja uimarantojen sijoittumista. Lisäksi laatunormien edellyttämä veden laadun taso tulee tarvittaessa varmistaa päästörajajoituksilla ja riittävällä suojaustoimenpiteillä onnettomuustilanteita varten. Tavoitteena on myös, ettei päästöjen seurauksena kaloihin kerry terveydellisesti haitallisia aineita taikka hajua ja makua aiheuttavia aineita siten, että kalat tulevat ihmisravinnoksi kelpaamattomiksi.

Liite 1. Vaikutusten arviointi vesioikeudellisessa lupamenettelyssä

Yleistä

Teollisuuslaitosten lupamenettelyssä joudutaan erilaisten kuormitustekijöiden vesistövaikutuksia arvioimaan ennakoita uusia laitoksia tai laajennuksia suunniteltaessa sekä jo toimivien laitosten päästöjä valvottaessa. Lupahakemuksiin liittyvän vaikutusten arvioinnin tulee tuottaa mahdollisimman luotettavaa tietoa hankkeen aiheuttamista haitoista luvan myöntämisedellytysten, lupaehtojen ja korvausten määrittämiseksi.

Ravinnelisäyksen aiheuttama rehevöityminen, happitalouden heikkeneminen, happamoituminen ja haitallisten aineiden joutuminen vesistöön alentavat vesistöjen virkistys- ja kalatalousarvoa sekä veden käyttökelpoisuutta yhdyskuntien ja teollisuuden vedenhankintaan. Korvattavia virkistyshaittoja ovat mm. myrkylliset tai makua ja hajua aiheuttavat leväsiintymät, rantojen limoittuminen ja umpeenkasvu, uimakelpoisuuden heikkeneminen ja esteettiset haitat. Kalataloudellisia korvauksia on maksettu pyydysten limoittumisesta, kalaston määrällisestä ja laadullisesta heikkenemisestä sekä saaliskaloissa ilmenneistä maku- ja hajuvirheistä. Raakaveden laadun heikkenemisestä aiheutuu korvattavaa haittaa vedenottamoille mm. kasvavina vedenkäsittelykustannuksina tai vedenottopaikan muutoksena.

Lupahakemuksia käsiteltäessä on purkuvesistössä tapahtuvien muutosten arvioinnissa käytetty yleensä tapauskohtaista harkintaa ja suhteutettu hankkeesta aiheutuvat hyödyt mahdollisiin haittoihin (vesilain mukainen intressivertailu). Uuden toiminnan aiheuttamia muutoksia on arvioitu erilaisilla virtaus- ja vedenlaatumalleilla. Jatkolupien edellytysten harkinnassa on käytettävissä vertailutietoina kuormitus- ja vesistötarkkailutuloksia edellisiltä lupakausilta. Lupakäsittelyssä tarvittavat tiedot on saatu luvanhaltijoille määrätystä velvoitetarkkailusta ja valtakunnallisesta seurannasta. Usein on myös jouduttu tekemään erillisselvityksiä hakemuksen käsittelyä varten.

Rehevöitymisvaikutukset

Arviointimenetelmät

Ravinnekuormituksen vaikutuksia arvioitaessa selvitetään kuormituksen vesistössä aiheuttamat pitoisuusmuutokset, muutosten vaikutus vesistön happitalouteen ja ekologiaan sekä näiden vaikutusten merkitys vesistön eri käyttömuodoille.

Seuraavaan luetteloon on koottu yleisimmät rehevöitymishaittojen arvioinnissa käytetyt muuttujat ja arviointimenetelmät:

Ravinnepitoisuudet

- kokonaisravinnepitoisuudet (P ja N)
- mineraaliravinteet (PO_4 , NO_3 , NH_4)
- ravinnesuhteet (N/P, kokonaisravinteet/mineraaliravinteet)
- vedenlaatu- ja virtausmallit

Kasviplankton

- a-klorofyllipitoisuus
- lajisto ja biomassa
- perustuotanto ja perustuotantokyky
- levätestit

Perifyton

- verkkohavaksille tai keinoalustoille muodostuvan kasvuston kiintoaine- ja a-klorofyllipitoisuus

Rantojen luonnontaloudellinen tila

- korkeamman vesi- ja rantakasvillisuuden (makrofytyt) lajisto, biomassa ja versotiheys
- rantojen limoittumisen arviointi

Pohjasedimentti

- sedimentin yleiskoostumus, hapenkulutus ja ravinnepitoisuudet
- sedimentin plankton- ja pohjaeläinjäänteet
- vesistön rehevöitymishistorian määrittäminen sedimentin kerrosteisuuden perusteella

Pohjaeläimistö

- lajisto ja biomassa

Kalataloudelliset selvitykset

- saalislajisto ja -määrät
- pyydysten limoittuminen

Virtaus- ja vedenlaatumallit

Matemaattisissa malleissa tarkastellaan vesistöön tulevia ja sieltä lähteviä ainevirtaamia sekä ainepitoisuuksissa vesistön sisällä tapahtuvia muutoksia. Yksinkertaisimmissa malleissa on mukana vain yksi muuttuja, esim. fosfori ja yksi prosessi, esim. fosforin sedimentoituminen. Tällaisilla malleilla voidaan arvioida ennalta fosforipitoisuuden muutoksia vakiintuneissa kuormitusoloissa. Monimutkaisemmissa malleissa tarkastellaan lisäksi typen ja fosforin eri olomuotoja, lähinnä liukoisia ravinteita eli mineraaliravinnepitoisuuksia. Huomioon voidaan ottaa myös vesieliöstö, esim. kasvi- ja eläinplankton. Näin voidaan kuvata ravinteiden kiertoa vesiekosysteemissä ja niiden vaikutusta vesistön biologiaan. Varsinkin uusien laitosten vaikutusalueita rajattaessa virtaus- ja vedenlaatumallit ovat käytökelpoisia. Graafisten pintakuormitusmallien soveltaminen ravinnevaikutusten arviointiin ei ole nykyisin vallitsevan tietämyksen mukaan luotettavaa.

Rehevöitymisen arvioinnissa käytettävistä virtaus- ja vedenlaatumalleista mainittakoon seuraavat:

- 2- ja 3-ulotteiset mallit
- dynaaminen jokimalli
- yksinkertaiset jokimallit
- yksinkertaiset järvimallit
- yksiulotteiset järvimallit

Ravannesuhteet

Typen ja fosforin osuutta perustuotantoa rajoittavina tekijöinä joudutaan arvioidaan pohdittaessa jommankumman tai molempien poistotarvetta jätevesistä rehevöitymisen vähentämiseksi. Myös vahinkoja ositeltaessa tiedot ravannesuhteista ovat tarpeellisia.

Suomen sisävedet ovat valtaosin fosforirajoitteisia (Pietiläinen ja Kauppi 1993) ja merialueet typpirajoitteisia (Tamminen ja Kivi 1996). Lähellä rannikkoa on vaihtelevan levyinen vyöhyke, jossa fosforirajoitteisuus muuttuu typpirajoitteisuudeksi (Kirkkala ym. 1998, Pitkänen ja Tamminen 1995). Tästä kokonaiskuvasta on kuitenkin useita poikkeuksia. Jotkin järvet ja joet ovat typpirajoitteisia (Pietiläinen ja Kauppi 1993, Pietiläinen 1997) ja toisaalta Perämeri sekä Suomenlahden itäisin osa ovat fosforirajoitteisia (Pitkänen ja Tamminen 1995, Tamminen ja Kivi 1996). Virtaavat vedet ovat ravinnepitoisuuksien ja ravannesuhteiden perusteella arvioiduna useammin typpirajoitteisia kuin järvet (Pietiläinen ja Kauppi 1993).

Ravannesuhdetarkastelut antavat alustavan käsityksen minimiravinteesta. Luotettavimmin minimiravinne voidaan määrittää vesistössä tehtävillä ravinneliäyskokeilla ja -testeillä.

Minimiravinteen arvioimiseksi on käytetty seuraavia ravinnesuhteita:

- a. kokonaisravinteet
kok-N / kok-P
- b. mineraaliravinteet
(NH₄-N + NO₃-N + NO₂-N) / PO₄-P
- c. ravinteiden tasapainosuhte
edellä esitettyjen suhde (a / b)

Näistä kokonaisravinteiden suhde (a) on vähiten herkkä ja ravinteiden tasapainosuhte (c) herkin kuvaamaan ravinteiden rajoittavuutta (Tamminen 1990).

Vaikutusten arvioinnissa on käytetty apuna seuraavia ravinnesuhteiden raja-arvoja (Forsberg ym. 1978):

Kokonaisravinteiden (a)	suhde Mineraaliravinteiden (b)	suhde	Minimiravinne
< 10	< 5	N	
10 – 17	5 – 12	N tai P	
> 17	> 12	P	

Vaikka edellä esitettyssä taulukossa esitetyt suhdeluvut ovat peräisin 1970-luvulla tehdyistä tutkimuksista, niitä on käytetty edelleen käytännön arviointityössä.

Ravinteiden tasapainosuhdetta (c) on käytetty kuvaamaan minimiravinnetta siten, että kun suhde on suurempi kuin 1, on minimiravinne tyyppi, muussa tapauksessa fosfori (Salonen ym. 1992).

Luokitukset

Rehevöitymisen alueellisia eroja arvioitaessa käytetään apuna erilaisia vedenlaatu- ja rehevyytasoluokituksia. Luokitus voidaan tehdä mm. seuraavien periaatteiden mukaan:

- verrataan mitattuja arvoja yläpuolisen vesistöalueen, muun vertailukelpoisen alueen tai mallinnuksen antamiin arvoihin
- verrataan mitattuja arvoja erilaisille käyttötarkoituksille määriteltyihin vaatimuksiin
- verrataan mitattuja arvoja vesieliöiden elinvaatimuksiin

Luokitusperusteina on käytetty rehevöitymistä arvioitaessa yleisimmin happitilannetta, fosfori- ja typpipitoisuuksia sekä kasviplankton tuotantoa kuvaavia tekijöitä.

Vaikutusten arvioinnissa on yleisimmin käytetty vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) käyttökelpoisuusluokitusta, joka sisältää yleisluokituksen lisäksi luokitukset eri käyttömuodoille. Tarkasteltavia käyttömuotoja ovat virkistyskäyttö, vedenhankinta ja kalatalous. Luokitus perustuu pitoisuuksia ilmentävien raja-arvojen lisäksi sanalliseen kuvaukseen. Laatuluokkia on kuusi: I erinomainen, II hyvä, III tyydyttävä, IV välttävä, V huono ja VI sopimaton.

Rehevöitymisen arvioinnissa on käytetty lisäksi luokituksia, jotka perustuvat ravinnepitoisuuksiin, klorofylli-a-pitoisuuteen sekä kasviplankton tuotantoon ja biomassaan. Tällaisia luokituksia on käytettävissä erikseen järviin ja rannikko-

vesiin (Salonen ym. 1992). Kasviplanktonlajistossa on kiinnitetty huomioita myrkyllisiin sinileviin ja leväkukintoihin. Muita ilmentäjälajiselvityksiä on käytetty harvemmin.

Ravinnepitoisuuksien lisäksi merkittävin rehevöitymisvaikutusten arvioinnissa tarkasteltu tekijä on klorofylli-a-pitoisuus. Siinä tapahtuvia muutoksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että pitoisuuden kohoaminen ei ole riippuvainen yksinomaan ravinnelisäyksestä, vaan siihen vaikuttavat mm. veden lämpötila ja valaistus. Esimerkiksi runsashumuksisissa vesissä klorofylli-a-pitoisuus vaikuttaa olevan keskimäärin korkeampi kuin rehevyydestään vastaavissa vaaleammassa vesissä. Ravinnelisäyksen vaikutusta klorofylli-a-pitoisuuden nousuun on arvioitu mm. Oulujärvellä havaintoaineiston pohjalta lasketun regressiokertoimen avulla (Dahlbo 1989).

Happea kuluttava kuormitus

Jätevedet aiheuttavat vesistöissä sekä primääristä että sekundääristä hapenkulutusta. Edellisellä tarkoitetaan jätevesien välittömästi aiheuttamaa hapen kulumista, jälkimmäisellä ravinnekuormituksen seurauksena syntyvän biomassan hajoisesta kerrostuneiden vesialueiden alusvedessä aiheutuvaa hapenkulutusta.

Vesioikeudellisissa lupaehdoissa happea kuluttavan kuormituksen raja-arvot annetaan biologista hapenkulutusta kuvaavana BOD_7 - ja kemiallista hapenkulutusta kuvaavana COD_{Cr} -kuormituksena. Kuormitusrajat ilmoitetaan sekä painoyksikköinä vuorokaudessa että ominaiskuormituksena eli esimerkiksi tuotettua sellutonnian kohti sallittuna maksimikuormituksena.

Jätevesien vaikutuksia arvioitaessa on happitilanteen kehitystä vesistöissä seurattu ensisijaisesti veden happipitoisuuden mittauksilla. Lisäksi on mitattu kemiallista hapenkulutusta (COD_{Mn}) ja varsinkin virtaavissa vesissä biologista hapenkulutusta (BOD_7). Kemialliseen hapenkulutukseen vaikuttaa jätevesien lisäksi merkittävästi vesistön humuspitoisuus. Pohjasedimentin happitilannetta on seurattu mm. redox-potentiaalimittauksilla sekä tekemällä johtopäätöksiä sedimentin koostumuksesta ja pohjaeläimistöä.

Uusien hankkeiden ja tuotannon laajennusten sekä eri kuormitusvaihtoehtojen vaikutuksia arvioitaessa virtaus- ja vedenlaatumallien käyttö on osoittautunut käyttökelpoiseksi menetelmäksi tulevan happitilanteen kartoituksessa. Mallien avulla on voitu arvioida happipitoisuuden kehitystä eri vesikerroksissa ja niillä saatuja tuloksia on käytetty eri kohteista tulevan kuormituksen leviämisalueiden rajaamisessa ja vahinkojen osituksessa. Tulosten perusteella on voitu päätellä mm. vaikutusten minimoimisen kannalta edullinen purkupaikan sijainti ja niitä on muutenkin hyödynnetty katselmustoimituksessa lupaehdoja esitettäessä ja vahinkoja arvioitaessa (mm. Vepsä ym. 1990, Kärmeniemi 1990). Vuotoksen tekoaltaan lupakäsittelyssä on mallitarkastelun avulla tehty ennuste rakentamisen vaikutuksista hydrologiaan, happitalouden kehitykseen ja rehevöitymiseen (Virtanen ym. 1996).

Vesistövahinkojen arvioinnissa primäärisen hapenkulutuksen ositusperusteena on käytetty BOD_7 -kuormitusta. Aikaisemmin ositus on suoritettu yleensä primäärisen ja sekundäärisen hapenkulutuksen summan perusteella. Fosforikuormitus on muutettu biologiseksi hapenkulutukseksi tätä tarkoitusta varten lasketujen kerrointen avulla. Sekundäärisen hapenkulutuksen käytöstä arviointiperusteena on nyttemmin luovuttu kerrointen teoreettisuuden vuoksi ja jätevesivahingot on ositeltu erikseen hapenkulutuksen, ravinteiden ja mahdollisesti haitallisten aineiden osalta.

Happitilanteen muutosten selvittäminen on ensiarvoisen tärkeää muiden vesistövaikutusten arvioinnille, koska happipitoisuus vaikuttaa monien aineiden, mm. raudan ja ravinteiden liukenemiseen pohjasedimentistä. Vesistöjen sisäisestä

kuormituksesta johtuva rehevöityminen on suurelta osin pohjanläheisen vesikerroksen happivajauksen aiheuttamaa. Kalataloudellisten vaikutusten arvioinnissa tiedot happitilanteesta sekä vedessä että pohjasedimentissä ovat välttämättömiä. Sedimentin laatu vaikuttaa ratkaisevasti monien kalalajien ravintoeläimiin ja lisääntymisolosuhteisiin.

Haitalliset aineet

Teollisuusjätevedet saattavat sisältävää myrkyllisiä ja ravintoketjussa rikastuvia haitallisia aineita. Ekologisten vaikutusten lisäksi tällaiset aineet voivat hankaloittaa vedenhankintaa ja ovat aiheuttaneet korvattavaa haittaa vesilaitoksille.

Vesistövaikutusten arvioinnissa haitallisiin aineisiin on 1970-luvulta alkaen kiinnitetty huomiota enenevässä määrin. Voimakkaasti vähentyneestä kuormituksesta huolimatta metsäteollisuudesta pääsee edelleen vesiin mm. organoklooriyhdisteitä sekä puuperäisiä rasvahappoja, hartsihappoja, steroleja ja betulinolia. Joillakin kemianteollisuuden ja metalliteollisuuden kuormittamilla alueilla ongelmia ovat olleet metallit, fenolit ja öljyt.

Vesistöissä haitallisia aineita esiintyy niin pieninä pitoisuuksina, että niiden analysointi vedestä on hankalaa. Ne kertyvät kuitenkin eliöihin, varsinkin rasvakudokseen ja maksaan. Siksi tutkimusmenetelmätkin ovat biologisia. Haitallisia aineita on analysoitu pohjaeläimistä sekä kalojen lihaskudoksesta ja maksasta. Näytteitä on kerätty suoraan vaikutusalueelta ja verrattu niiden pitoisuuksia puhtaiden alueiden eliöissä havaittuihin pitoisuuksiin. Yleisesti käytetty menetelmä on myös puhtailta alueilta pyydettyjen kalojen ja simpukoiden sumputtaminen jätevesien vaikutusalueella. Laboratoriotutkimuksina tehdään myrkyllisyystestejä erilaisilla jätevesipitoisuuksilla. Testieliöinä on käytetty bakteereja, leviä, vesikirppuja, pohjaeläimiä ja kaloja.

Haitallisten aineiden leviämistä ja pitoisuustason nousua vesistöissä voidaan tarkastella myös mallilaskelmien avulla. Esimerkkinä voidaan mainita, että kun Kajaaniin 1990-luvulla suunniteltiin perustettavaksi uusi suuri sellutehdas (Pohjan Sellu Oy), tehtiin ennuste orgaanisten klooriyhdisteiden leviämisestä vesistöissä matemaattista mallia apuna käyttäen. Tulosten perusteella arvioitiin mm. Kajaanin kaupungin vedenhankinnalle aiheutuvia haittoja. (Oy Vesi-Hydro Ab 1989)

Vaikka teollisuusjätevesien sisältämien haitallisten aineiden kuormitus on vähentynyt 1980-luvulla, saattaa pitkään käytössä olleiden purkupaikkojen sedimenttiin olla varastoituneena erilaisia haitallisia aineita, kuten elohopeaa, muita raskasmetalleja, klooriyhdisteitä sekä torjunta- ja suojauskemikaaleja. Vesistövaikutuksia arvioitaessa tällaisten alueiden sijainti ja laajuus tulee selvittää, että myös vanhat vahingot saadaan otetuksi huomioon lupakäsittelyssä. Tällaisissa tapauksissa haitallisten aineiden esiintymisestä voidaan tehdä havaintoja mittaamalla sedimentin haitta-ainepitoisuuksia, tekemällä sedimentin myrkyllisyystestejä tai määrittämällä pohjaeläimiin, kaloihin ja sumputettuihin simpukoihin kertyviä ainemääriä. Likaantuneet pohja-alueet saattavat vaikuttaa useita vuosia, jopa vuosikymmeniä, vesistön ekologiaan, kalataloudelliseen arvoon ja ihmisten altistumiseen.

Muut kuormitustekijät

Väri, kiintoaine ja happamoituminen

Erilaiset jätevedet saattavat aiheuttaa vesistöissä mm. värin voimistumista, sähkönjohtavuusarvojen kohoamista ja kiintoainepitoisuuden lisääntymistä sekä happamoitumista. Vaikutuksia arvioitaessa näihin tekijöihin kiinnitetään huomiota, mutta niiden vaikutus on merkittävä yleensä likaantuneimmilla alueilla purkupaikkojen läheisyydessä.

Väriin voimistuminen vaikuttaa mm. kasviplankton tuotantoon, mutta ensisijaisesti se on merkki orgaanisen, hajotessaan happea kuluttavan aineksen lisääntymisestä. Kiintoainepitoisuuden lisääntyminen vaikuttaa sekä kasviplankton tuotantoon että veden ulkonäköön samentumisen seurauksena. Sekä väriin voimistuminen että kiintoainepitoisuuden lisääntyminen saattavat myös haitata vedenhankintaa ja alentaa virkistysarvoa.

Happamoituminen saattaa hillitä rehevöitymistä mutta on kokonaisvaikutuksiltaan haitallista. Se johtaa ekologiisiin vaurioihin, biodiversiteetin köyhtymiseen ja heikentää useimpien kalalajien elinolosuhteita.

Lämpökuormitus

Suomessa on yli 100 yksittäistä tai teollisuuslaitosten yhteydessä toimivaa lämpövoimalaitosta, joista joutuu vesistöihin lauhdevesiä. Niiden vaikutukset ovat useimmiten olleet vähäisiä ja suppea-alaisia. Lämpötilan kohoamisen on kuitenkin havaittu aiheuttavan vesistöissä plankton tuotannon ajoittaista lisääntymistä. Kirjallisuustietojen mukaan ympäristömyrkkujen ja raskasmetallien kertyminen eliöstöön saattaa tehostua (Numminen ym.1983). Jäähdytysvesien purkualueilla myös happitilanne on heikentynyt mm. hajotuksen tehostumisen seurauksena. Järviruo'on ja rihmamaisten makrolevien on havaittu lisääntyvän esimerkiksi Loviisan edustalla.

Lämpökuormituksen vaikutuksia on arvioitu vesioikeudellisessa lupakäsittelyssä mm. Loviisan ydinvoimalan, Teollisuuden Voima Oy:n Olkiluodon laitoksen sekä Inkoon lämpövoimalan edustalla. Korvattavaa haittaa on aiheutunut kalastajille talvisten kalastusmatkojen pitene misenä ja vaikeutumisena. Varsinkin Loviisan edustalla on hyvinkin kauas laitoksesta syntynyt arvaamattomia avantoja lämpimän veden kummutessa virtausten mukana pintaan. Purkualueiden virkistyskäytölle sen sijaan ei ole aiheutunut merkittävää haittaa.

Vahingoista maksettavat korvaukset ja niiden määräytyminen

Käyttöhaitta lupamenettelyssä

Vesilain 1 luvun 19 §:ssä on määritelty käsite vesistön pilaaminen. Käytännössä pilaamisella tarkoitetaan jätevesien johtamista vesistöön tai jotain muuta toimintaa, josta aiheutuu

- vesistön haitallista madaltumista
- vesiluonnon vahingollista muuttumista tai ilmeistä vahinkoa kalakannalle
- vaaraa terveydelle
- ympäristön viihtyisyyden tai kulttuuriarvojen tai vesistön vedenhankintaan tai virkistyskäyttöön soveltuvuuden melkoista vähenemistä
- muu edellä mainittuihin rinnastettavan yleisen tai yksityisen edun loukkaus.

Vesistön pilaantuminen aiheuttaa mm. virkistyskäytön estymistä ja vaikeutumista, mikä ilmenee vesistön käyttömuotojen kuten uinnin, virkistyskalastuksen, saunaj- ja talousvesikäytön sekä veneilyn vaikeutumisena ja estymisenä. Pilaantuneella alueella on vaikea myydä loma-asuntoja ja niiden myyntihinnat laskevat. Myynnin vaikeutuminen ja myyntiarvon lasku eivät sinänsä ole vesilain mukaan korvattavaa vahinkoa. Pilaantumisesta kärsivät virkistyskäyttömuodot perustuvat jokamiehenoikeuteen, jonka estyminen ei myöskään ole korvattavaa. Kuitenkin näiden käyttömuotojen perustuessa rannan omistusoikeuteen ne saavat erityisen suojan ja niiden estyminen tai vaikeutuminen on korvattava vesistön virkistyskäyttöhaittana vesilain 11 luvun 3 §:n kohdan 6 perusteella.

Oikeuskäytäntö on ohjannut jätevesien johtamisesta rantakiinteistöille aiheutuneiden vahinkojen ja haittojen arviointia vesistön virkistyskäyttöhaitan arvioinnin suuntaan. Nykyisessä korvauskäytännössä korvaukset määrätään vesistön virkistyskäytön estymisestä aiheutuvasta haitasta, mutta ne arvioidaan lähtien liikkeelle omaisuusarvioista eli lähinnä myyntiarvon alenemisesta.

Virkistysarvon alenema

Vesioikeudellisissa luvissa määrättyjen korvausten arviointia varten on vesi- ja ympäristöhallituksessa laadittua virkistyskäyttöluokitusta tarkennettu virkistysarvon alenemaa kuvaavilla prosenttiluvuilla jotka ovat yleensä olleet laatuluokittain seuraavat:

luokka I	erinomainen	0 %
luokka II	hyvä	0 %
luokka III	tydyttävä	0–30 %
luokka IV	välttävä	30–60 %
luokka V	huono	60–80 %
luokka VI	sopimaton	80–100 %

Vedenlaatuluokituksen kriteerien lisäksi on vahinkoprosentteja arvioitaessa kiinnitetty huomiota mm. korkeampaan vesi- ja rantakasvillisuuteen sekä rantojen limoittumiseen (perifyton).

Vesi- ja ranta-alueiden virkistysarvon aleneminen ei ole suoraviivaisesti verrattavissa veden laadun heikkenemiseen. Lievät muutokset eivät vaikeuta virkistyskäyttöä. Mikäli vesialue muutoksista huolimatta kuuluu luokkaan II, ei virkistysarvon voida katsoa häiriytyvän. Luokkaan III kuuluvilla alueilla virkistyskäyttö saattaa vaikeutua ajoittain tai jatkuvasti. Luokissa IV, V ja VI se vaikeutuu jatkuvasti tai estyy kokonaan. Virkistysarvon alenemaa katsotaan siis aiheutuvan luokissa III–VI.

Vahinkojen ositus

Yksittäisen hankkeen tai samaa vesialuetta kuormittavien useiden hankkeiden vaikutuksia arvioitaessa joudutaan suorittamaan vahinkojen ositus. Vaikka hankkeita olisi vain yksi, on alueella yleensä hajakuormitusta, jonka vaikutukset on erotettava pistekuormituksesta.

Jätevesien aiheuttamien vesistövahinkojen ositusperusteena on aikaisemmin, varsinkin 1970- ja 1980-luvulla käytetty primäärisesti ja sekundäärisesti happea kuluttavan kuormituksen summaa. Alueilla, joilla fosfori on perustuotantoa rajoittava tekijä, on fosforikuormitusta pidetty sekundäärisesti happea kuluttavan kuormituksen mittana. Se aiheuttaa vesistössä kasviplankton tuotannon ja muunkin kasvillisuuden lisääntymistä. Hajoava planktonmassa kuluttaa vesistön happivarjoja. Päälyysvedessä yhteytystoiminta korvaa kuluneen hapen ja sekundäärisellä hapenkulutuksella onkin merkitystä lähinnä alusvedessä. Fosforin aiheuttama sekundäärinen hapenkulutus on suurimmillaan vesistöissä, joiden kerrosteisuus on vakaa, alusvesitilavuus suuri ja viipymä pitkä. Virtaavissa vesissä sekundäärisellä hapenkulutuksella ei ole merkitystä.

Fosforikuormituksen muuttamisessa yhteismitalliseksi BOD₇-kuormituksen kanssa eri tutkijat ovat käyttäneet erilaisia kertoimia (k). Kertoimien arvot ovat olleet 10–150 vesialueen luonteesta riippuen. Esimerkiksi jonkin teollisuuslaitoksen happea kuluttava kuormitus laskettiin kaavalla:

$$\text{hapenkulutus vesistössä (kg/d)} = \text{BOD}_7 \text{ (kg/d)} + k \cdot \text{P (kg/d)}$$

Kertoimien määrittämiseen ja käyttöön liittyy useita epävarmuustekijöitä ja niistä on viime vuosina useimmissa tapauksissa luovuttu.

Vesistövahinkojen osituksessa selvitetään aluksi, aiheuttaako alueen arvon heikkenemisen rehevöityminen, hapenkulutus, happamoituminen, hygieenisen tilan heikentyminen, haitallisten aineiden esiintyminen tai useampi näistä yhdessä. Viime vuosina ositus on suoritettukin erikseen esim. hapenkulutuksen ja ravinnekuormituksen osalta. Eri kuormitustekijät voidaan osituksessa ottaa huomioon myös eri lailla painotettuina. Tällainen käytäntö tekee mahdolliseksi erilaisten hankkeiden kokonaisvaikutusten vertaamisen toisiinsa.

Eri tyyppisissä vesissä luontainen ravinnepitoisuus on lähinnä valuma-alueen perusluonteen vuoksi erilainen. Useimmiten fosforikuormitusta ositettaessa on aluksi vähennetty ainevirtaamasta luonnontaustana valuma-alueen luonteesta riippuen 6–12 µg/l ja typpikuormituksesta noin 400 µg/l.

Erilaisista kuormituslähteistä peräisin olevat ravinteet liukenevat veteen eri tavoin ja niiden käyttökelpoisuus kasviplanktonin perustuotannolle on erilainen. Hajakuormitusfosforista on arvioitu olevan leville käyttökelpoisessa muodossa noin 60 prosenttia ja typestä 80 prosenttia. Loppuosa on sitoutunut kiintoaineeseen ja se sedimentoituu nopeasti. Teollisuuslaitosten ravinnekuormitus on yleensä otettu huomioon kokonaisuudessaan, vaikka esim. metsäteollisuuden jätevesien ravinteista osa on sitoutunut kiintoaineeseen. Sitoutuneiden ravinteiden määrästä ja sitoutumisen voimakkuudesta ei ole kuitenkaan ollut käytettävissä riittäviä selvityksiä. Suuri osa sitoutuneesta fosforista on kiinnittynyt orgaaniseen ainekseen, josta se liukenee vesistössä helpommin kuin epäorgaaniseen ainekseen sitoutunut hajakuormitusfosfori.

Uusimpien tutkimusten (Ekholm 1998) mukaan 28 prosenttia peltoviljelystä tulevasta fosforista on välittömästi leville käyttökelpoista. Karjatalouden suorissa fosforipäästöissä osuus on todennäköisesti jonkin verran suurempi. Yhdyskuntien fosforikuormituksesta 36 prosenttia on Ekholmin mukaan leville käyttökelpoisessa muodossa.

On myös otettava huomioon, että valtaosa hajakuormituksesta joutuu vesistöihin kevättulvien aikana. Näin ollen pistekuormituksen osuus korostuu varsinkin kesäisin, jolloin virkistyskäyttökin on vilkkaimmillaan.

Vesimäärän ja virtaamien vaikutus jätevesien laimenemiseen vesistössä on otettu huomioon siten, että vahingot on useimmiten ositeltu kesäisen keskialivirtaamatilanteen mukaan.

Vesistöihin aikaisemmin tulleesta ravinne- ja muusta kuormituksesta osa on sedimentoitunut pohjaan ja aiheuttaa varsinkin heikoissa happioloissa sekä turbulenssivirtausten ja kalojen ravinnonoton seurauksena sisäistä kuormitusta. Sitä ei ole otettu huomioon tapauksissa, joissa kuormittajat ovat olleet samat pitkään, koska on arvioitu, että niiden osuus sisäisestä kuormituksesta on suhteellisesti sama kuin ulkoisesta kuormituksesta. Uusille hankkeille lupia myönnettäessä myös sisäinen kuormitus on otettava huomioon. Sen määrää voidaan arvioida laboratorio- ja kenttäkokein, diffuusiolaskelmin sekä ainetaseen avulla.

Ilmasta tulevaan laskeumaan on viime aikoina alettu kiinnittää entistä enemmän huomiota vahinkojen osituksessa. Hakemuksiin liitetyissä selvityksissä siitä, kuten ei sisäisestäkään kuormituksesta kuitenkaan yleensä ole esitetty laskelmia.

Virtaavissa vesissä ositus on perusteltua tehdä siten, että määritellään virkistysarvon alenema yläpuolisessa vesistönosassa ja ositellaan sitten aleneman lisäys likaajien kesken sitä mukaa kuin likaajia jokivarressa tulee lisää.

Korvausten määräytyminen

Korvausten määrääminen lupamenettelyssä perustuu vesistön tilassa tapahtuneisiin haitallisiin muutoksiin. Kaiken kaikkiaan vesistöasiantuntijan arvio virkistyskäytölle aiheutuneesta haitasta (virkistysarvon alenema) koostuu seuraavista vaiheista:

1. Vesistön veden laatu luokitellaan vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) suositusten mukaisesti.
2. Luokitusta tarkennetaan arvioimalla vesistön tilan heikkeneminen virkistysarvon alenemaa kuvaavina prosentteina. Tässä vaiheessa kiinnitetään huomiota myös mm. rantojen luonnontaloudelliseen tilaan. Prosenttiluku kuvaa kaikkien aluetta kuormittavien tekijöiden kokonaisvaikutusta.
3. Vahinkoalue jaetaan osa-alueisiin virkistysarvon alenemaprosenttien perusteella.
4. Lasketaan eri kuormitustekijöiden ja hankkeiden osuus (%) kullekin osa-alueelle kohdistuvasta kokonaiskuormituksesta.
5. Yksittäisen luvanhakijan aiheuttamaa vesistön virkistysarvon alenemaa kuvaava vahinkoprosentti saadaan kertomalla sen osuus (%) kokonaiskuormituksesta alueellisella virkistysarvon alenemalla (%).

Virkistyskäyttöhaitasta johtuvien markkamääräisten korvausten arviointiin tarvitaan myös tiedot rantakiinteistön arvosta. Rantakiinteistön virkistysarvosta vain osa on vesistöstä johtuvaa. Kiinteistön vesistöstä johtuva virkistysarvo määritetään seuraavasti:

1. Arvioidaan esim. kauppahintatutkimuksen perusteella mikä rantatontin keskimääräinen hinta olisi, jos vesi olisi puhdasta.
2. Neliöhintaa korjataan tontin ominaisuuksien (avautumissuunta, rannan laatu) mukaan valituilla kertoimilla.
3. Arvioidaan rantatontin veteen perustuva virkistysarvoprosentti. Virkistysarvoprosentilla tarkoitetaan sitä osuutta rantakiinteistön hinnasta, joka johtuu sijainnista vesistön äärellä. Se saadaan vertaamalla alueen haja-asutustonttien ja rantatonttien keskimääräisiä neliöhintoja toisiinsa. Myös veden laadun heikkenemisen vaikutus eri harrastemuotoihin otetaan huomioon. Vesistöstä johtuva virkistysarvo on yleensä 70–90 prosenttia tontin arvosta.
4. Tontin vesistöstä johtuva virkistysarvo (mk) saadaan siten, että sen kokonaishinta kerrotaan vesistöstä johtuvalla virkistysarvoprosentilla.
5. Arvioidaan rakennuksen käypä arvo.
6. Arvioidaan rakennuksen vesistöstä johtuva virkistysarvoprosentti. Se on yleensä noin puolet tontin virkistysarvoprosentista eli 35–45 prosenttia.
7. Rakennuksen vesistöstä johtuva virkistysarvo (mk) saadaan kertomalla sen käypä arvo vesistöstä johtuvalla virkistysarvoprosentilla.

Yksittäisen luvanhakijan aiheuttama markkamääräinen virkistyshaitta lasketaan vesistöarvion ja kiinteistöarvion pohjalta seuraavalla kaavalla:

$$H = A \cdot B (C + D)$$

H = luvanhakijan aiheuttama virkistyshaitta (mk)

A = vesistön virkistysarvon alenema (%)

B = luvanhakijan osuus vesistön virkistysarvon alenemasta (%)

C = tontin vesistöstä johtuva virkistysarvo (mk)

D = rakennuksen vesistöstä johtuva virkistysarvo (mk)

Näin saatu kokonaiskorvaus muutetaan vielä vuosikorvauksiksi vesilain 3 luvun 3 § perusteella koron huomioimalla tavalla jakamalla kokonaiskorvaus kahdella-kymmenellä vuodella.

Ylisuurten korvausten välttämiseksi on käytetty korvattavuuden ylärajana esimerkiksi 5 000 m²:n hyvälaatuisen rantatontin ja 70 m²:n hyväkuntoisen hirsirakennuksen arvoa (Mattila 1995).

Joissakin lupakäsittelyissä yksittäisten kiinteistöjen arvo ei ole ollut arvioinnin lähtökohtana. Lea Siivola on tarkastellut tällaisiakin tapauksia kirjassa "Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa" (Äijö ym. 1992). Hän toteaa mm., että eräissä katselmustoimituksissa pilaantumisen aiheutuva haitta on arvioitu samansuuruisena kaikille saman vahinkovyöhykkeen kiinteistöille. Haitan suuruus on ollut 100–3 500 mk/a ja se on perustunut pelkästään toimitusmiesten harkintaan. Vesioikeudet ovat ratkaisseet monia tällaisia korvausasioita muuttamatta toimitusmiesten esitystä. Vesiylioikeus on todennut tämänkaltaisista ratkaisuista seuraavaa (esim. VYO 43/1990): "Sanotusta haitasta määrättävää korvausta ei tule perustaa maan ja rakennusten arvoihin siinä määrin kuin vesioikeus on perustanut. Haitan suuruutta määrättäessä on otettava huomioon, kuinka hyvin ranta-alue rakennuksineen soveltuu vesistösidonnaiseen virkistyskäyttöön ja missä määrin sitä käytetään virkistystarkoituksiin."

Virkistyshaitan lisäksi korvattavaa haittaa on aiheutunut käyttöveden laadun heikkenemisestä tai käytön estymisestä. Korvauksia on maksettu yksityistalouksille mm. kasteluvvedestä ja karjanjuomavedestä sekä vedenottamoille vedenhankinta- ja käsittelykustannusten kohoamisesta. Tällaiset vahingot ovat helpommin rahassa arvioitavia kuin virkistyshaitta.

Rehevöitymisen aiheuttamina kalatalousvahinkoina on maksettu korvauksia ammattikalastajille saaliin arvon heikkenemisestä ja pyydysten likaantumisesta. Vesialueen omistajille on korvattu menetettyjä vuokratuloja ja kalaston määrällistä ja laadullista heikkenemistä. Kalatalousvahinkojen arvioiminen perustuu hintatietoihin, joten korvausten määrääminen on suhteellisen selkeää, mikäli tiedot kalastossa tapahtuneista muutoksista ovat riittävät. Virkistyskalastukselle koitunut haitta sisältyy virkistyskäyttökorvauksiin.

Lupakäsittelyssä esitetään korvausvelvollisuus vain luvan hakijoille. Näin ollen esimerkiksi hajakuormituksen aiheuttamat vahingot jäävät aina korvaamatta.

Johtopäätöksiä ja suosituksia

Merkittävin ja laaja-alaisin vesistöihin kohdistuvan kuormituksen aiheuttama haitta Suomessa on nykyisin rehevöityminen. Yleensä sen arvioinnissa on tarkasteltu pääasiassa fosforipitoisuuden lisäyksen seurauksia. Varsinkin rannikkoalueilla typpi on usein minimiravinteena ja myös sisävesillä siihen on alettu kiinnittää entistä suurempaa huomiota. Kokonaisravintetaso muutosten lisäksi on viime vuosina alettu yhä useammassa tarkkailuissa tehdä havaintoja leville käyttökelpoisten mineraali- eli liukoisten ravinteiden pitoisuusmuutoksista, mikä onkin tarpeen todellista rehevyystilannetta selvittäessä. Lisäksi tulee ottaa huomioon sedimentoituminen sekä typensidonta (nitrifikaatio) ja typen vapautuminen ilmakehään (denitrifikaatio). Tällaiset selvitykset ovat välttämättömiä harkittaessa ravinteidenpoiston tarvetta jätevesistä. Ravinnesuhteita tarkasteltaessa on otettava huomioon myös niiden vuodenaikaisvaihtelu.

Vaikutusten arviointia kehitettäessä on kiinnitettävä entistä enemmän huomiota rantavyöhykkeessä tapahtuviin muutoksiin, mm. kasvillisuuden lisääntymiseen ja limoittumiseen. Niiden arviointi on perustunut pitkälti silmämääräisiin havaintoihin. Varsinkin virkistyskäytön kannalta rantavyöhykkeessä tapahtuvat muutokset ovat olennaisia. Muutosten seuraamiseksi ei ole toistaiseksi käytettävissä riittävän helppokäyttöisiä ja luotettavia menetelmiä. Rannikkoalueilla on tosin

saatu lupaavia tuloksia suolilevän kasvua mittaavalla menetelmällä (Viitasalo ym. 1992). Toisaalta Kiirikki (1996) on päätellyt luonnonoloissa tehtyjen tutkimusten perusteella, että makrolevien ekologia on kallioisilla rannikkoalueilla niin monimutkainen, että niiden käyttäminen ympäristömuutosten ilmentäjinä on nykytietämyksen valossa vaikeaa.

Pohjaeläinselvitykset kuvaavat hyvin rehevöitymisen ja muidenkin kuormitustekijöiden pitkäaikaisvaikutuksia vesistöissä. Niiden käyttöä vesistö tarkkailussa ja vaikutusten arvioinnissa tulisi lisätä (Vuoristo ja Ruoppa 1997).

Arvioitaessa vesistövaikutuksia lupamenettelyä varten ei läheskään kaikissa tapauksissa ole kiinnitetty riittävästi huomiota ilmasta tulevan kokonaislaskeuman eikä tarkasteltavan kuormittajan aiheuttaman ilmaperäisen kuormituksen vaikutuksiin.

Erilaisia käyttökelpoisuusluokituksia on arvosteltu siitä, ettei niissä oteta tarpeeksi huomioon esim. fosfori- ja a-klorofyllipitoisuuksien eroja erityyppisissä vesissä. Raja-arvot eivät todennäköisesti ole sellaisenaan sopivia rannikkovesille, vahvasti humuspitoisille vesille eivätkä savisameille jokivesille. Luokitukset ovat myös liian väljiä erilaisten hankkeiden rehevöitymisvaikutusten arviointiin.

Puhdistustoimenpiteiden tehostuessa tai kuormituksen loppuessa kokonaan haitat eivät poistu välittömästi. Esimerkiksi rantojen umpeenkasvua on sen päästyä alkuun vaikea saada hallintaan. Viive on otettava huomioon vaikutuksia arviotaessa ja lupaehtoja ja korvauksia määrättäessä.

Yhteiseen ympäristölupamenettelyyn siirryttäessä tulee vesistövaikutuksia arvioitaessa päästä tulokseen, jossa vesistössä tapahtuneen muutoksen merkitystä voidaan verrata mm. ilmapäästöjen vaikutuksiin. Vesistöön kohdistuvan ravintekuormituksen vaikutus voidaan ilmoittaa esimerkiksi klorofylli-a:n kohoamiseen perustuvana prosenttilukuna, joka ilmaisee haitallisen muutoksen suuruuden vesistölle asetettuun tavoitetilään verrattuna. Kun erilaisten kuormitustekijöiden ilmanlaadussa ja maaperässä aiheuttamat muutokset arvioidaan vastavasti, voidaan suorittaa vertailua ja tehdä johtopäätöksiä haitallisten päästöjen vähentämisestä parhaalla mahdollisella tavalla. Muuten voidaan joutua tilanteeseen, jossa vesistö päästöt lisääntyvät haitallisesti ilmapäästöjä ehkäistäessä tai päinvastoin. On myös otettava huomioon, että ilmapäästöt vaikuttavat laskeumana vesistöön ja saattavat vaikuttaa vahinkoalueiden rajaukseen.

Kirjallisuus

- Dahlbo, K. 1989. Oulujärven klorofylli-fosfori-korrelaatiot. Muistio 19.5.1989. Vesi- ja ympäristöhallitus.
- Ekholm, P. 1998. Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Monographs of the Boreal Environment Research. No 11. Finnish Environment Institute.
- Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & Forsberg, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay? Sewage effluent and polluted lake studies. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 21. S. 352–363.
- Kiirikki, M. 1996. Dynamics of macroalgal vegetation in the northern Baltic Sea – evaluating the effects of weather and eutrophication. Walter and Andrée de Nottbeck foundation scientific reports.
- Kirkkala, T., Helminen, H. & Erkkilä, A. 1998. Variability of nutrient limitation in the Archipelago Sea, SW Finland. *Hydrobiologia* 363, s. 117–126.
- Kärmeniemi, T. 1990. Kemi Oy:n ja Veitsiluoto Oy:n jätevesien vaikutus Perämeren tilaan. Avustavan virkamiehen lausunto katselmustoimituksessa.
- Mattila, T. 1995. Rantakiinteistön virkistysarvo ja vesistön likaantumisen vaikutus siihen. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen moniste 6.
- Numminen, S., Järvi, J., Kärmeniemi, T. & Lameranta, J. 1983. Voimalaitosten jäähdytysvesien lämpökuorma vesiensuojelun kannalta. Vesiensuojelun tavoiteohjelman projektin osareportti n:o 4. Vesihallituksen monistesarja.

- Pietiläinen, O.-P. 1997. Agricultural phosphorus load and phosphorus as a limiting factor for algal growth in Finnish lakes and rivers. Teoksessa: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P. C. & Johnston, A. E. (toim.) Phosphorus loss from soil to water. S. 354–356. CAB international, Wallingford, UK.
- Pietiläinen, O.-P. & Kauppi, L. 1993. Suomen sisävesistöjen typpi/fosfori-suhteista – käyttökelpoista tietoa vesiensuojelun kannalta? *Vesitalous* 34(6), s. 1–7.
- Pitkänen, H. & Tamminen, T. 1995. Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. *Mar. Ecol. Proc. Ser.* 129, s. 283–294.
- Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. & Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A 96*.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea: Studies on phytoplankton, bacterioplankton and pelagic nutrient cycles. Väitöskirjayhteenveto. Yliopistopaino, Helsinki.
- Tamminen, T. & Kivi, K. 1996. Typpikuormitus, ravinnekierrot ja rannikkovesien rehevöityminen. Pelag III -työryhmän loppuraportti. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Vepsä, H., Alasaarela, E., Koponen, J. & Lehtinen, K. 1990. Puunjalostusteollisuuden jätevesien leviäminen ja vaikutus veden laatuun Kemin edustalla. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri. Valtion teknillinen tutkimuskeskus / Reaktorilaboratorio.
- Oy Vesi-Hydro Ab 1989. Pohjan Sellu Oy:n sulfaattiselluloosatehtaan käyttöönoton ja Kajaani Oy:n paperitehtaan tuotannon laajentamisen vesistövaikutukset yhdyskuntien vedenhankinnan kannalta. Pohjan Sellu Oy ja Kajaani Oy.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. *Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 20*.
- Viitasalo, I., Einiö-Selovuori, P., Arnold-Larsen, H. & Lehvo, A. 1992. The effect of different types of municipal sewage on the primary production, biomass and chlorophyll-a-content of *Cladophora glomerata*. Proceedings of 12'th Baltic Marine Biologist Symposium, Helsingör. Olsen & Olsen Scientific Publications, Copenhagen.
- Virtanen, M., Koponen, J. & Hellsten, S. 1996. Tarkennuksia ja täydennyksiä KEVE-projektin loppuraporttiin. Vuotoksen allashanketta koskevan katselmuskirjan liite 11/12. Suomen ympäristövaikutusten arviointikeskus, Espoo ja VTT-yhdyskuntatekniikka, vesi- ja ekotekniikan tutkimusryhmä, Oulu.
- Vuoristo, H. & Ruoppa, M. 1997. Massa- ja paperiteollisuuden vesistö- ja kalataloustarkkailut. Suomen ympäristökeskuksen moniste 94.
- Äijö, H., Siivola, L. & Vakkilainen, P. (toim.) 1992. Hyödyn ja vahingon arviointi vesitaloudessa. Teknillinen korkeakoulu, Rakennus- ja maanmittaustekniikan osasto, Vesitalouden laboratorio 1992-1. Tammer-Linkki Oy, Tampere.

Liite 2. Ilmansuojelu-, vesi-, jäte- ja meluntorjuntalain nojalla annetut valtioneuvoston päätökset (vuoden 1999 lopussa)

Ilmansuojelulain mukaiset päätökset

Ilmanlaatua koskevia ohjeita ja määräyksiä

VNp 480/96 ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoitearvoista

VNp 481/96 ilmanlaadun raja-arvoista ja kynnysarvoista

Päästöjä koskevia ohjeita ja määräyksiä

VNp 157/87 yleisistä ohjeista voimalaitosten ja kattilalaitosten hiukkaspäästöjen rajoittamiseksi

VNp 158/87 kevyen polttoöljyn ja dieselöljyn rikkipitoisuudesta

VNp 160/87 yleisistä ohjeista sulfaattisellutehtaiden rikkiyhdisteiden päästöjen rajoittamiseksi

VNp 161/87 yleisistä ohjeista rikkihappotehtaiden rikkiyhdisteiden päästöjen rajoittamiseksi

VNp 888/87 kivihiilen rikkipitoisuudesta

VNp 1025/88 moottoribensiinin lyijy- ja bentseenipitoisuudesta

VNp 889/89 yleisistä ohjeista öljynjalostamoiden rikkiyhdisteiden päästöjen rajoittamiseksi

VNp 256/90 kivihiiltä käyttävien voimalaitosten ja kattilalaitosten rikkidioksidipäästöjen rajoittamiseksi

VNp 527/91 yleisistä ohjeista kattiloiden ja kaasuturbiinien typenoksidipäästöjen rajoittamiseksi

VNp 1542/91 moottoriajoneuvojen joutokäynnin rajoittamisesta

VNp 174/92 runsasrikkisen raskaan polttoöljyn käytön rajoittamisesta

VNp 453/92 raskaan polttoöljyn rikkipitoisuudesta

VNp 541/93 öljyjätehuollosta

VNp 367/94 turvetta polttoaineena käyttävien kattiloiden rikkidioksidipäästöjen rajoittamiseksi

VNp 368/94 kattiloiden hiukkaspäästöjen rajoittamisesta

VNp 626/94 yhdyskuntajätettä polttavien laitosten aiheuttaman ilman pilaantumisen ehkäisemisestä

VNp 468/96 bensiinin varastoinnista ja jakelusta aiheutuvien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjen rajoittamisesta

VNp 142/1997 dieselöljyn ja kevyen polttoöljyn rikkipitoisuudesta

VNp 842/1997 ongelmajätteen poltosta

VNp 408/1998 liikkuviin työkoneisiin asennettavien polttomoottoreiden pakokaasu- ja hiukkaspäästöjen rajoittamisesta

Tuotteen käyttöä tai maahantuontia koskevia rajoituksia

VNp 262/1998 otsonikerrosta heikentävistä aineista (kumosi aiemmat otsonikerrosta heikentäviä aineita koskevat VNp:t)

Vesilain mukaiset päätökset

VNp 363/1994 eräiden ympäristölle tai terveydelle vaarallisten aineiden johtamisesta vesiin

VNp 364/1994 pohjavesien suojelemisesta eräiden ympäristölle tai terveydelle vaarallisten aineiden aiheuttamalta pilaantumiselta

VNp 365/1994 yleisestä viemäristä ja eräiltä teollisuudenaloilta vesiin johdettavien jätevesien sekä teollisuudesta yleiseen viemäriin johdettavien jätevesien käsittelystä; muutettu liitettä 1 VNp:llä 757/1998

VNp 366/1994 juomaveden valmistamiseen tarkoitetun pintaveden laatuvaatimuksesta ja tarkkailusta

VNp 112/1997 hammashoidon amalgaamipitoisista jätevesistä ja jätteistä

VNp 219/1998 maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta

VNp 1172/1999 suojelua ja parantamista edellyttävien sisävesien laadusta kalojen elinolojen turvaamiseksi

Jätelain mukaiset päätökset

VNp 282/1994 puhdistamolietteen käytöstä maanviljelyksessä

VNp 105/1995 eräistä vaarallisia aineita sisältävistä paristoista ja akuista, muutettu 2 ja 3 §:iä VNp:llä 17/1999

VNp 1246/1995 käytöstä poistettujen renkaiden hyödyntämisestä ja käsittelystä

VNp 659/1996 ongelmajätteistä annettavista tiedoista sekä ongelmajätteiden pakkaamisesta ja merkitsemisestä

VNp 101/1997 öljyjätehuollosta

VNp 295/1997 rakennusjätteistä

VNp 842/1997 ongelmajätteiden poltosta

VNp 861/1997 kaatopaikoista

VNp 962/1997 pakkauksista ja pakkausjätteistä

VNp 1191/1997 öljyjättemaksuina kertyvien varojen käytöstä öljyjätehuoltoon

VNp 495/1998 jätteiden kansainvälisiä siirtoja koskevasta valtakunnallisen jätesuunnitelman osasta

VNp 711/1998 PCB:n ja PCB-laitteistojen käytöstä poistamisesta sekä PCB-jätteen käsittelystä

VNp 883/1998 keräyspaperin talteenotosta ja hyödyntämisestä

Meluntorjuntalain mukaiset päätökset

VNp 993/92 melutasojen ohjearvoista

VNp 994/92, muutos 1463/95 rakennuskoneiden ja -laitteiden melupäästöjen rajoittamisesta ja määrittämisestä

VNp 995/92 ruohonleikkureiden melupäästöjen rajoittamisesta

VNp 53/97 ampumaratojen aiheuttaman melutason ohjearvosta

Liite 3. Ilman laadun ohjearvot (VNp 480/96)

Ohjearvot ilman epäpuhtauksien aiheuttamien terveydellisten haittojen ehkäisemiseksi alueilla, joilla asuu tai oleskelee ihmisiä tai joilla ihmiset saattavat altistua ilman epäpuhtauksille.

Aine	Pitoisuus (20 °C)	Tilastollinen määrittely
Hiilimonoksidi (CO)	20 mg/m ³ 8 mg/m ³	tuntiarvo tuntiarvojen liukuva 8 tunnin keskiarvo
Typpidioksidi (NO ₂)	150 µg/m ³ 70 µg/m ³	kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Rikkidioksidi (SO ₂)	250 µg/m ³ 80 µg/m ³	kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Hiukkaset, kokonaisleijuma (TSP)	120 µg/m ³ 50 µg/m ³	vuoden vuorokausiarvojen 98. prosenttipiste vuosikeskiarvo
Hengitettävät hiukkaset (PM ₁₀)	70 µg/m ³	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Haisevien rikkiyhdisteiden kokonaismäärä (TRS)	10 µg/m ³	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo, TRS ilmoitetaan rikkinä

Ohjearvot kasvillisuusvaikutusten ehkäisemiseksi laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla.

Typen oksidit (NO + NO ₂)	30 µg/m ³	vuosikeskiarvo
Rikkidioksidi (SO ₂)	20 µg/m ³	vuosikeskiarvo

Tavoitearvo järvi- ja metsäekosysteemeissä aiheutuvien vaikutusten ehkäisemiseksi Suomen metsätalousalueilla keskimäärin.

Rikkilaskeuma	0,3 g/m ²	vuosiarvo
---------------	----------------------	-----------

Liite 4. Ilman laadun raja-arvot (VNp 481/96)

Raja-arvot ilman epäpuhtauksien aiheuttamien terveydellisten haittojen ehkäisemiseksi alueilla, joilla asuu tai oleskelee ihmisiä tai joilla ihmiset saattavat altistua ilman epäpuhtauksille.

Aine	Pitoisuus (20 °C)	Tilastollinen määrittely
Typpidioksidi (NO ₂)	200 µg/m ³	vuoden tuntiarvojen 98. prosenttipiste
Rikkidioksidi (SO ₂)	250 µg/m ³ 80 µg/m ³	vuoden vuorokausiarvojen 98. prosenttipiste vuoden vuorokausiarvojen mediaani
Hiukkaset, kokonaisleijuma (TSP)	300 µg/m ³ 150 µg/m ³	vuoden vuorokausiarvojen 95. prosenttipiste vuosikeskiarvo
Lyijy (Pb)	0,5 µg/m ³	vuosikeskiarvo

Kynnysarvot otsonin aiheuttamien terveydellisten haittojen ehkäisemiseksi, kasvillisuuden suojelemiseksi sekä väestölle tiedottamiseksi ja sen varoittamiseksi.

Peruste	Pitoisuus (20 °C)	Tilastollinen määrittely
Terveyden suojeleminen	110 µg/m ³	tuntiarvojen liukuva 8 tunnin keskiarvo (lasketaan 4 kertaa vuorokaudessa)
Kasvillisuuden suojeleminen	200 µg/m ³	tuntiarvo
Väestölle tiedottaminen	180 µg/m ³	tuntiarvo
Väestön varoittaminen	360 µg/m ³	tuntiarvo

Liite 5. YVA-asetuksen (268/1999) 6 §:ssä mainitut energia- ja teollisuuslaitoksia koskevat hankkeet, joista on tehtävä YVA-lain 4 §:n mukainen ympäristövaikutusten arviointi

- 1) eläinten pito:
kanalat ja sikalat, joissa kasvatetaan yli a) 85 000 kananpoikaa tai 60 000 kanaa; b) 3 000 sikaa (paino yli 30 kg); c) 900 emakkoa
- 2) luonnonvarojen otto ja käsittely:
 - a) metallimalmien ja muiden kaivoskivennäisten louhinta, rikastaminen ja käsittely, kun irrotettavan aineksen kokonaismäärä on vähintään 550 000 tonnia vuodessa tai avokaivokset, joiden pinta-ala on yli 25 hehtaaria;
 - b) kiven, soran tai hiekan otto, kun louhinta tai ottamisalueen pinta-ala on yli 25 hehtaaria tai otettava ainesmäärä on vähintään 200 000 kiintokuutiometriä vuodessa;
 - c) asbestin louhinta tai laitokset, jotka käsittelevät ja muuntavat asbestia tai asbestia sisältäviä tuotteita;
 - d) turvetuotanto, kun turvetuotantoon suunnitellun yhtenäiseksi katsottavan alueen pinta-ala on yli 150 hehtaaria;
 - e) yli 200 hehtaarin laajuinen, yhtenäiseksi katsottavan alueen metsä-, suo- tai kosteikkoluonnon pysyväisluonteinen muuttaminen toteuttamalla uudis- ojituksia tai kuivattamalla ojittamattomia suo- ja kosteikkoalueita, poistamalla puusto pysyvästi tai uudistamalla alue Suomen luontaiseen lajistoon kuulumattomilla puulajeilla;
 - f) raakaöljyn tai maakaasun kaupallinen tuotanto;
- (3) vesistön rakentaminen ja säännöstely)
- 4) metalliteollisuus:
 - a) valimot tai sulatot, joiden tuotanto on vuodessa vähintään 5 000 tonnia;
 - b) rautatehtaat, terästehtaat, sintraamot, rautalejeerinkien valmistuslaitokset tai pasutuslaitokset;
 - c) muita kuin rautametalleja jalostavat metallitehtaat tai pasutuslaitokset;
- 5) metsäteollisuus:
 - a) massatehtaat
 - b) paperi- tai kartonkitehtaat, kun tuotantokapasiteetti on yli 200 tonnia päivässä;
- 6) kemian teollisuus ja mineraalituotteiden valmistus:
 - a) raakaöljynjalostamot;
 - b) laitokset, jotka kaasuttavat tai nesteyttävät öljyliusketta, kivihiiltä tai turvetta vähintään 500 tonnia päivässä;
 - c) tekokuituja valmistavat tehtaat;
 - d) liuottimia tai liuottimia sisältäviä aineita käyttävät laitokset, joiden liuottimien käyttö on vähintään 1 000 tonnia vuodessa;
 - e) kemikaalilain (744/89) 32 §:ssä tarkoitettuja terveydelle ja ympäristölle vaarallisia kemikaaleja laajamittaisesti valmistavat tehtaat;
 - f) mineraalivillaa tai sementtiä valmistavat tehtaat;
- 7) energian tuotanto:
 - a) kattila- ja voimalaitokset, joiden suurin polttoaineen teho on yli 300 MW;
 - b) ydinvoimalaitokset ja muut ydinreaktorit, mukaan lukien näiden laitosten tai reaktoreiden purkaminen tai käytöstä poistaminen, lukuun ottamatta halkeamis- ja hyödyntämiskelpoisten aineiden tuotantoon ja konversioon

tarkoitettuja tutkimuslaitoksia, joiden suurin jatkuva lämpöteho ei ylitä yhtä kilowattia; ydinvoimalaitokset ja muut ydinreaktorit lakkaavat olemasta tällaisia laitoksia, kun kaikki ydinpolttoaine ja muut radioaktiivisesti saastuttavat elementit on pysyvästi poistettu laitosalueelta;

- c) laitokset, joissa jälleenkäsitellään säteilytettyä ydinpolttoainetta;
- d) laitokset, jotka on suunniteltu
 - ydinpolttoaineen tuottamiseen ja isotooppiirikastamiseen;
 - säteilytetyn ydinpolttoaineen tai runsasaktiivisen jätteen käsittelyyn;
 - säteilytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen;
 - ainoastaan radioaktiivisen jätteen loppusijoittamiseen tai
 - ainoastaan säteilytettyjen ydinpolttoaineiden tai radioaktiivisen jätteen varastointiin muualla kuin tuotantopaikassa (suunniteltu pidemmäksi ajaksi kuin 10 vuodeksi);
- 8) energian ja aineiden siirto sekä varastointi:
 - (a-c, öljyn ym. runkoputket, kaasuputket, yli 220 kV ja yli 15 km pitkät voimajohdot)
 - d) öljyn, petrokemian tuotteiden tai kemiallisten tuotteiden varastot, joissa näiden aineiden varastosäiliöiden tilavuus on yhteensä vähintään 50 000 m³.
- (9) liikenne
- 10) vesihuolto:
 - a) pohjaveden otto tai tekopohjaveden muodostaminen, jos sen vuotuinen määrä on vähintään 3 miljoonaa kuutiometriä;
 - b) suuret raakavesi- tai jätevesitunnelit;
 - c) yli 100 000 asukasvastineluvulle mitoitettut yhdyskuntajätevesien käsittelylaitokset;
- 11) jätehuolto:
 - a) ongelmajätteiden käsittelylaitokset, joihin ongelmajätettä otetaan poltettavaksi, käsiteltäväksi fysikaalis-kemiallisesti tai sijoitettavaksi kaatopaikalle, sekä sellaiset biologiset käsittelylaitokset, jotka on mitoitettu vähintään 5 000 tonnin vuotuiselle ongelmajättemäärälle;
 - b) muiden jätteiden kuin ongelmajätteiden polttolaitokset tai fysikaalis-kemialliset käsittelylaitokset, joiden mitoitus on enemmän kuin 100 tonnia jätettä vuorokaudessa sekä biologiset käsittelylaitokset, jotka on mitoitettu vähintään 20 000 tonnin vuotuiselle jättemäärälle;
 - c) yhdyskuntajätteiden tai -lietteiden kaatopaikat, jotka on mitoitettu vähintään 20 000 tonnin vuotuiselle jättemäärälle;
 - d) muiden kuin a tai c kohdassa tarkoitettujen jätteiden kaatopaikat, jotka on mitoitettu vähintään 50 000 tonnin vuotuiselle jättemäärälle

Liite 6. IPPC-direktiivin liite III (96/61/EY)

Luettelo tärkeimmistä pilaantumista aiheuttavista aineista, jos ne ovat merkittäviä, kun asetetaan päästöjen raja-arvoja.

Ilma

1. Rikin oksidit ja muut rikkiyhdisteet
2. Typen oksidit ja muut typpiyhdisteet
3. Hiilimonoksidi
4. Helposti haihtuvat orgaaniset yhdisteet
5. Metallit ja niiden yhdisteet
6. Hiukkaset
7. Asbesti (suspendoituneet hiukkaset, kuidut)
8. Kloori ja sen yhdisteet
9. Fluori ja sen yhdisteet
10. Arseeni ja sen yhdisteet
11. Syanidit
12. Aineet ja valmisteet, joilla osoitetaan olevan ilman välityksellä karsinogeenisiä, mutageenisia tai lisääntymiseen vaikuttavia ominaisuuksia
13. Polyklooratut dibentsodioksiinit ja polyklooratut dibentsofuraanit

Vesi

1. Organohalogeniyhdisteet ja aineet, jotka vesiympäristössä voivat muodostaa sellaisia yhdisteitä
2. Organofosforiyhdisteet
3. Orgaaniset tinayhdisteet
4. Aineet ja valmisteet, joilla osoitetaan olevan karsinogeenisiä, mutageenisia tai lisääntymiseen vaikuttavia ominaisuuksia vesiympäristössä tai sen välityksellä
5. Pysyvät hiilivedyt ja pysyvät ja biokertyvät myrkylliset orgaaniset aineet
6. Syanidit
7. Metallit ja niiden yhdisteet
8. Arseeni ja sen yhdisteet
9. Biosidit ja kasvinsuojeluaineet
10. Suspendoituneet aineet
11. Rehevöitymistä aiheuttavat aineet (erityisesti nitraatit ja fosfaatit)
12. Happitasapainoon epäedullisesti vaikuttavat aineet (jotka ovat mitattavissa parametreilla kuten BOD ja COD)

Liite 7. Toimialakohtaisten EU:n BAT-tiedonvaihtoasiakirjojen valmistelun käynnistämisaikataulu 1997–2002 (vuoden 1999 lopussa)

1997	Rauta- ja terästeollisuus (primääri/sekundääri) Sementti- ja kalkkiteollisuus Massa- ja paperiteollisuus Teollisuuden jäähdytysjärjestelmät (horisontaalinen)
1998	Rautametallien jalostus Värimetalliteollisuus (sis. kevyet metallit)(primääri/sekundääri) Lasin valmistus Kloorialkaliteollisuus Tekstiiliteollisuus Nahanvalmistus Päästöjen tarkkailu (horisontaalinen)
1999	Öljynjalostamot Suurimittakaavainen orgaanisten peruskemikaalien valmistus Suurimittakaavainen epäorgaanisten kaasumaisten ja nestemäisten peruskemikaalien valmistus Sikojen ja kanojen tehokasvatus Kemianteollisuuden bulkkitarvikevaran ja vaarallisten aineiden varastointi (horisontaalinen) Kemianteollisuuden jätevesien ja -kaasun käsittely (horisontaalinen) Takomot ja valimot Päästöjen samanaikaiset vaikutukset sekä taloudelliset vaikutukset (horisontaalinen)
2000	Epäorgaanisten kiinteiden peruskemikaalien valmistus Suuret polttolaitokset Teurastamot ja ruhojen käsittely Elintarvikkeiden ja maidon valmistus ja jalostus
2001	Keraamisten tuotteiden valmistus Polymeerien valmistus Metallien pintakäsittely Liuottimia käyttävä pintakäsittely Jätteiden poltto
2002	Epäorgaanisten erikoiskemikaalien valmistus Orgaanisten hienokemikaalien valmistus Kaatopaikat Tavanomaisen jätteen käsittely Vaarallisten jätteiden sijoittaminen ja talteenotto

Liite 8. Eräs BAT:n arviointimalliehdotus EU:n tasolla

Cleary ym. (1997) ovat ehdottaneet EY:n komissiolle, että laitostoimintojen tasolla sovellettaisiin seuraavaa menettelytapaa IPPC-direktiivin tavoitteiden toteuttamiseksi:

- 1) *Käyttökelpoisten tekniikoiden identifiointi*
Taustamateriaalina voidaan käyttää BREF-asiakirjoja, kansallisia BAT-kuvauksia, prosessisuunnittelijoiden ja laitosten tietoja. Lupaviranomaisen ja hakijan välillä pidetään keskinäinen neuvottelu.
- 2) *Vaihtoehtojen turvallisuuden tarkistus*
Hakija selvittää.
- 3) *Riskien vertaaminen hyväksyttävään tasoon*
Hyväksyttävyyden julkiset kriteerit.
- 4) *Tärkeimpien päästöjen määrittely*
- 5) *Päästötietojen selvittäminen*
Sisältää kokonaispäästöt, suurimmat hetkelliset päästöt, energian, veden ja muiden raaka-aineiden kulutuksen, melutasot ja hajupäästöt.
- 6) *Ympäristövaikutusindeksin laskeminen*
Painokertoimina käytetään joko EU-tasolla tai niiden puuttuessa kansallisesti tai paikallisesti sovittuja kertoimia taikka asiantuntija-arvioita.
- 7) *Vaihtoehtojen vertaaminen ja asettaminen järjestykseen ympäristövaikutusindeksin perusteella*
- 8) *Lopullisen vaihtoehdon valinta paikallista tarkastelua varten*
Huomiota kiinnitetään ympäristövaikutusten lisäksi energian, veden ja muiden raaka-aineiden käyttötasoon.
- 9) *Vaihtoehdosta paikalliseen ympäristöön kohdistuvan kuormituksen laskeminen*
Arvio perustuu esim. kulkeutumis-, leviämis- ja vedenlaatumalleihin
- 10) *Arvio siitä, täyttääkö vaihtoehto paikalliset ympäristölaatuohjeet ja -tavoitteet*
Ympäristölaatuohje- ja raja-arvoja on voitu antaa paikallisella, kansallisella ja EU-tasolla tai esim. WHO:n piirissä. Niiden puuttuessa voidaan käyttää asiantuntijoiden määrittelemiä tasoja. Ympäristökuormitus tulisi suhteuttaa ympäristön ohje- ja raja-arvoon. Laitoksen sallittu maksimikuormitus määritellään suhteessa ympäristön ohje- tai raja-arvoon. Vaihtoehdon tulee täyttää paikalliset ympäristölaatuvaatimukset.

Prosessikohtaisen BAT-arvion pohjaksi Cleary ym. (1997) esittävät seuraavaa kokonaisympäristöindeksin (vrt. edellä kohta 6) laskentakaavaa:

$$IEI_{int} = \sum \alpha((\beta\gamma)_{i1} + (\beta\gamma)_{i2} + (\beta\gamma)_{i3})$$

- missä
- IEI_{int} = yhdenntetty ympäristöindeksi (Integrated Environmental Index)
 - α = suhteutuskerroin
 - β = painokerroin
 - γ = päästö tuotantoyksikköä kohti
 - i = päästökomponentti ($i=1, n$)
 - 1 = päästöt ilmaan
 - 2 = päästöt veteen
 - 3 = päästöt maaperään

Tietylle päästökomententille (i) ympäristövaikutusindeksi (IEI_i) voidaan laskea kaavasta:

$$IEI_i = \alpha((\beta\gamma)_{i1} + (\beta\gamma)_{i2} + (\beta\gamma)_{i3})$$

Päästökomententit on ryhmitelty päästömäärien perusteella kolmeen ryhmään: 1) suuret, 2) pienet ja 3) hyvin pienet päästöjen ainemäärät. Seuraavassa on lueteltu esimerkkejä päästökomententtien jakaantumisesta eri ryhmiin:

Ryhmä 1 ($\alpha=1$):

SO₂, CO₂-ekvivalenttikaasut, NO_x, hiukkaset, VOC, typi, fosfori, BOD, COD

Ryhmä 2 ($\alpha=10^3$):

raskasmetallit (paitsi Cd ja Hg), PCBt, karsinogeenit, fluoridit, CFCt

Ryhmä 3 ($\alpha=10^6$):

PAHt, Cd, Hg, dioksiinit ja furaanit, fenolit

Johtopäätöksenään eräiden maiden lupaviranomaisten ja teollisuuden kanssa käymistään keskusteluista Cleary ym. toteavat mm., että paikalliset erityisolosuhteet dominoivat käyttöön otettuja ja hyväksytyjä laitostekniikoita. Myös paikan infrastruktuurilla on usein huomattava vaikutus käyttöön otettuun tekniikkaan. Cleary ym. esittävät myös, että EY:n komission tulisi laajapohjaisen valmistelun perusteella määrittellä painokertoimia ja ympäristölaatuormeja eri päästösuureille.

Kirjallisuus

Cleary, T.V., O'Brien, A. & Ó Cléirigh, L. 1997. Integrated environmental protection based on BAT. Byrne Ó Cléirigh Ltd, Dublin. Document No: 269X001. Final Report.

Liite 9. Vesipuitedirektiivin (yhteinen kanta) mukainen vesien, eliöiden ja sedimentin hyvän ekologisen tilan kuvaus ja kemiallisen laatu normin määrittely sekä direktiivin 76/464/ETY nojalla annetut laatu tavoitteet

A. Jokien ja järvien hyvän ekologisen tilan yleismääritelmät

Yleistä

Vesityypin biologisten laatu tekijöiden arvot osoittavat merkkejä ihmistoiminnasta johtuneista vähäisistä muutoksista, mutta eroavat ainostaan vähän niistä arvoista, jotka tavallisesti liitetään kyseisen vesityypin häiriintymättömiin olosuhteisiin.

Kasviplankton

Vähäisiä muutoksia kasviplankton taksoneissa ja runsaussuhteissa tyyppille ominaisiin yhteisöihin verrattuna. Kyseiset muutokset eivät osoita sellaista lisääntyneitä levien kasvua, jonka seurauksena on ei-toivottuja muutoksia vesien eliöstössä taikka veden tai sedimentin fysikaalis-kemiallisessa laadussa. Tyyppille ominaiseen tilanteeseen verrattuna planktonkukintojen tiheys tai voimakkuus voivat kasvaa vähän.

Makrofytyt ja perifyton

Vähäisiä muutoksia makrofytytien ja perifytonin taksoneissa ja niiden runsaussuhteissa tyyppille ominaisiin yhteisöihin verrattuna. Kyseiset muutokset eivät osoita sellaista lisääntyneitä makrofytytien ja perifytonin kasvua, jonka seurauksena on ei-toivottuja muutoksia veden eliöstössä taikka veden tai sedimentin fysikaalis-kemiallisessa laadussa. Ihmistoiminnoista aiheutuvat bakteerien muodostamat kasvustot eivät haittaa perifytonyhteisöjä.

Selkärangattomat pohjaeläimet

Vähäisiä muutoksia pohjaeläimistön taksoneissa ja runsaussuhteissa tyyppille ominaisiin yhteisöihin verrattuna. Muutoksille herkkien taksonien ja sietokykyisten taksonien suhde osoittaa vähäisiä muutoksia häiriintymättömiin tyyppikohtaisiin tasoihin verrattuna. Pohjaeläimistön monimuotoisuus osoittaa vähäisiä muutoksia häiriintymättömiin oloihin verrattuna.

Kalasto

Ihmistoiminnan aiheuttamien fysikaalis-kemiallisten tai hydromorfologisten laatu tekijöiden muutosten seurauksena vähäisiä muutoksia lajikoostumuksessa ja runsaussuhteissa tyyppille ominaisiin yhteisöihin verrattuna. Kalaston ikärakenteessa on merkkejä muutoksista, jotka johtuvat ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin ja hydromorfologisiin laatu tekijöihin sekä joissakin tapauksissa siinä on merkkejä yksittäisen lajin lisääntymisen tai yksilönkehityksen häiriintymisestä siinä määrin, että jotkut ikäluokat voivat puuttua kokonaan.

Hydrologia, esteettömyys ja morfologiset tekijät

Vallitsevat olot eivät haittaa edellä yksilöityjen biologisten laatu tekijöiden arvojen saavuttamista.

Fysikaalis-kemialliset olosuhteet yleisesti

Lämpötila, happitasapaino, pH, puskurikyky ja suolojen pitoisuus pysyvät tasolla, joka on määritetty varmistamaan tyyppille ominainen ekosysteemin toiminta ja

edellä määritettyjen biologisten laatutekijöiden saavuttaminen. Ravinnepitoisuudet eivät ylitä tasoja, jotka on määritetty varmistamaan tyypille ominainen ekosysteemin toiminta ja edellä yksilöityjen biologisten laatutekijöiden arvojen saavuttaminen.

Tietyt synteettiset tai ei-synteettiset pilaavat aineet

Pitoisuudet eivät ylitä laatuunormeja, jotka on määritetty alla kohdassa B olevan menettelyn mukaisesti tämän kuitenkaan rajoittamatta direktiivin 91/414/EY (kasvinsuojeluaineet) tai direktiivin 98/8/EC (biosidit) soveltamista (pitoisuuksien ei kuitenkaan tarvitse alittaa taustapitoisuuksia).

B. EU:n jäsenvaltioiden käyttämä kemiallisten laatuunormien laatimismenettely

Määritellessään ympäristön laatuunormeja liitteen 6 kohdissa 1–9 luetelluille pilaa-ville aineille vesieliöstön suojelemiseksi, jäsenvaltioiden on noudatettava seuraavia säännöksiä. Laatuunormeja voidaan asettaa vesille, sedimentille tai eliöille.

Mikäli mahdollista sekä akuutteja että kroonisia tietoja tulisi hankkia seuraavista eliöryhmistä, jos ne ovat kyseiselle vesityypille sopivia, kuten myös muista vesieliöistä, joista tietoja on saatavilla. Eliöryhmien perusvalikoimana ovat levät ja/tai makrofytyt, Daphnia (vesikirppu) tai edustavat suolaisen veden eliöt sekä kalat.

Ympäristön laatuunormin (pitoisuuden enimmäisvuosikeskiarvo) asettaminen

- i) Jäsenvaltioiden on määriteltävä sopivat turvakertoimet kussakin tapauksessa käytettävissä olevien tietojen luonteen ja laadun mukaisesti noudattaen ohjeita, jotka on määritelty uusien ilmoitettujen aineiden ihmisille ja ympäristölle aiheuttamien vaarojen arviointiperiaatteiden vahvistamisesta annetun komission direktiivin 93/67/ETY sekä olemassa olevien aineiden ihmisille ja ympäristölle aiheuttamien riskien arvioinnista annetun komission asetuksen (EY) nro 1488/94 tueksi annettujen teknisten ohjeiden osan II kohdassa 3.3.1, sekä seuraavan taulukon mukaiset turvakertoimet.

	Turvakerroin
Vähintään yksi akuutti L(E)C50 perusvalikoiman kultakin kolmelta trofiatasolta	1000
Yksi krooninen NOEC joko kaloilla tai Daphnialla tai vastaavalla suolaisen veden eliöllä	100
Kaksi kroonista NOEC lajeilla, jotka edustavat kahta trofiatasoa (kalat ja/tai Daphnia tai vastaava suolaisen veden eliö ja/tai levät)	50
Krooninen NOEC vähintään kolmella lajilla, jotka edustavat kolmea trofiatasoa (tavallisesti kalat, Daphnia ja levät)	10
Muut tapaukset, mukaan lukien kenttätutkimukset tai malliekosysteemit, jotka mahdollistavat tarkempien turvakerointen laskemisen ja soveltamisen	Tapauskohtainen määrittely

- ii) Jos käytettävissä on tietoja yhdisteen hajoavuudesta ja kertyvyydestä, ne tulee ottaa huomioon määrittäessä lopullista ympäristön laatuunormia.
- iii) Näin määriteltyjä ympäristön laatuunormeja tulee verrata kaikkiin kenttätutkimuksista saatuihin tietoihin. Jos poikkeamia havaitaan, määrittelymenettelyä on tarkistettava, jotta voidaan laskea oikeampi turvakerroin.
- iv) Määritellyt laatuunormit on tarkistutettava asiantuntijoilla ja käsiteltävä julkisesti, jotta voidaan laskea mahdollisimman oikeat turvakertoimet.

Direktiivin 76/464/ETY perusteella annettuja ympäristön laatuvaatimuksia

Noudatetaan alla olevaa sopivaa laatuvaatimusta tai laatuvaatimuksia päästöjen vaikutusalueella, jonka toimivaltainen viranomainen määrittelee.

Elohopea

Kalan lihaksen Hg-pitoisuus on enintään 0,3 mg/kg (tuorepaino).

Sisävesien kokonais-Hg-pitoisuus on enintään 1 µg/l aritmeettisena vuosikeskiarvona.

Suistovesien liuennut Hg-pitoisuus on enintään 0,5 µg/l aritmeettisena vuosikeskiarvona.

Muiden rannikkovesien liuennut Hg-pitoisuus on enintään 0,3 µg/l aritmeettisena vuosikeskiarvona.

Sedimenttien ja äyriäisten Hg-pitoisuus ei saa ajan kuluessa merkittävästi nousta.

Kadmium

Sisävesien kokonais-Cd-pitoisuus on enintään 5 µg/l.

Suistovesien liuennut Cd-pitoisuus on enintään 5 µg/l.

Muiden rannikkovesien liuennut Cd-pitoisuus on enintään 2,5 µg/l.

Sedimenttien ja äyriäisten Cd-pitoisuus ei saa ajan kuluessa merkittävästi nousta.

Hiilitetrakloridi

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien CCl₄-pitoisuus on enintään 12 µg/l.

Pentakloorifenoli

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien PCP-pitoisuus on enintään 2 µg/l.

Sedimentin, nilviäisten, äyriäisten ja kalojen PCP-pitoisuus ei saa ajan kuluessa merkittävästi nousta.

Aldriini, dieldriini, endriini, isodriini

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien aldriini- ja dieldriinipitoisuus on enintään 10 ng/l sekä endriini- ja isodriinipitoisuus enintään 5 ng/l. Sedimentin, nilviäisten, äyriäisten ja kalojen aldriinin, dieldriinin, endriinin tai isodriinin pitoisuudet eivät saa ajan kuluessa merkittävästi nousta.

Heksaklooribentseeni

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien HCB-pitoisuus on enintään 0,03 µg/l.

Sedimentin, nilviäisten, äyriäisten ja kalojen HCB-pitoisuus ei saa ajan kuluessa merkittävästi nousta.

Heksaklooributadieeni

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien HCBd-pitoisuus on enintään 0,1 µg/l. Sedimentin, nilviäisten, äyriäisten ja kalojen HCBd-pitoisuus ei saa ajan kuluessa merkittävästi nousta.

Kloroformi

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien CHCl₃-pitoisuus on enintään 12 µg/l.

1,2-dikloorietaani, trikloorieteeni, tetrakloorieteeni, triklooribentseeni

Sisävesien, suistovesien, muiden rannikkovesien ja aluevesien 1,2-dikloorietaanin, trikloorieteenin ja tetrakloorieteenin pitoisuus on enintään 10 µg/l ja triklooribentseenin pitoisuus enintään 0,4 µg/l.

Liite 10. Eräiden yhdisteiden ODP-arvot

ODP-arvot (Ozone Depletion Potential) ovat CFC-ekvivalentteina¹.

Aine	Kemiallinen kaava	ODP
Hiilitetrakloridi	CCl_4	1,20
Metyylikloroformi	CH_3CCl_3	0,12
CFC-11	$CFCl_3$	1,0
CFC-12	CF_2Cl_2	0,82
CFC-113	$C_2F_3Cl_3$	0,90
CFC-114	$C_2F_4Cl_2$	0,85
CFC-115	C_2F_5Cl	0,40
HCFC-22	CF_2HCl	0,034
HCFC-123	$C_2F_3HCl_2$	0,012
HCFC-124	C_2F_4HCl	0,026
HCFC-141b	$C_2FH_3Cl_2$	0,086
HCFC-142b	$C_2F_2H_2Cl$	0,043
HCFC-225ca	$C_3F_5HCl_2$	0,017
HCFC-225cb	$C_3F_5Cl_2$	0,017
Halon-1301	CF_3Br	12
Metyylibromidi	CH_3Br	0,37

¹ European Environment Agency (EEA) 1999. Environment in the European Union at the turn of the century. Environmental Assessment Report No. 2.

Liite 11. Ilman laadun uudet raja-arvot (direktiivi 1999/30/EY) ja WHO:n ilman laadun ohjearvoja eräille vaarallisille aineille

Uudet raja-arvot (direktiiviehdotus)

Aikajakso	Peruste	Raja-arvo	Raja-arvon voimaantulo
Rikkidioksidi			
1 tunti	terveys	350 µg/m ³ (enint. 24 ylitystä vuodessa on sallittu)	1.1.2005
24 tuntia	terveys	125 µg/m ³ (enint. 24 ylitystä vuodessa sallittu)	1.1.2005
1 vuosi ja 1.10.–31.3.	luonto	20 µg/m ³	19.7.2001
Typidioksidi ja typpioksidi			
1 tunti	terveys	200 µg/m ³ NO ₂ (enint. 18 ylitystä vuodessa sallittu)	1.1.2010
1 vuosi	terveys	40 µg/m ³ NO ₂	1.1.2010
1 vuosi	kasvillisuus	30 µg/m ³ NO ₂	19.7.2001
Hiukkaset (PM₁₀)			
Vaihe 1			
24 tuntia	terveys	50 µg/m ³ PM ₁₀ (enint. 35 ylitystä vuodessa)	1.1.2005
1 vuosi	terveys	40 µg/m ³ PM ₁₀	1.1.2005
Vaihe 2			
24 tuntia	terveys	50 µg/m ³ PM ₁₀ (enint. 7 ylitystä vuodessa)	1.1.2010
1 vuosi	terveys	20 µg/m ³ PM ₁₀	1.1.2010
Lyijy			
1 vuosi	terveys	0,5 µg/m ³	1.1.2005 (1.1.2010 Pb-saastuneet alueet)

WHO:n ilmanlaadun ohjearvoja, jotka perustuvat muihin terveysvaikutuksiin kuin syöpävaarallisuuteen tai hajuun ja epäiihtyvyyteen ¹

Aine	Pitoisuus	Jakso
Kadmium	1–5 ng/m ³	1 vuosi (maaseutu)
	10–20 ng/m ³	1 vuosi (kaupunkialue)
Rikkihiili	100 µg/m ³	24 tuntia
Hiilimonoksidi	100 mg/m ³	15 minuuttia
	60 mg/m ³	30 minuuttia
	30 mg/m ³	1 tunti
	10 mg/m ³	24 tuntia
1,2-dikloorietaani	0,7 mg/m ³	24 tuntia
Dikloorimetaani	3 mg/m ³	24 tuntia
Formaldehydi	100 µg/m ³	30 minuuttia
Rikkivety	150 µg/m ³	24 tuntia
Mangaani	1 µg/m ³	1 vuosi
Styreeni	800 µg/m ³	24 tuntia
Tetrakloorieteeni	5 mg/m ³	24 tuntia
Tolueeni	8 mg/m ³	24 tuntia
Trikloorieteeni	1 mg/m ³	24 tuntia
Vanadiini	1 µg/m ³	24 tuntia

¹ WHO 1995. Update and revision of the air quality guidelines for Europe. Copenhagen.

Liite 12. Elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinneissa käytettävät karakterisointikertoimet ja normalisointitekijät

Elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnin mukaiset karakterisointikertoimet ja normalisointitekijät esitetään seuraavassa yläilmakehän otsonikerroksen vähenemiselle, happamoitumiselle, alailmakehän otsonin muodostumiselle ja rehevöitymiselle. Vaikutusluokat on valittu sen perusteella, että kyseisten vaikutusluokkien päästötekijöille pystytään suhteellisen hyvin arvioimaan karakterisointikertoimet ja Suomen kokonaispäästöt. Muun muassa ekotoksisuuden ja luonnon monimuotoisuuden osalta tiedollinen perusta on liian epävarmalla pohjalla vaikutusluokkaindikaattorien laskemiseksi.

Karakterisointikertoimien ja normalisointitekijöiden esittely perustuu arvoihin, joita on käytetty päätösanalyysiin pohjautuvassa vaikutusarviointimallissa (DAIA=Decision Analysis Impact Assessment) (Seppälä 1997, 1999). Siinä happamoittavien ja alailmakehän otsonia muodostavien päästöjen sekä rehevöittävien ravinteiden karakterisointikertoimet eroavat jonkin verran esimerkiksi yleisesti käytetyn Ekoindikaattori 95 -mallin (Goedkoop 1995) kertoimista. Erot johtuvat siitä, että DAIA:ssa on pyritty ottamaan karkealla tavalla huomioon Suomen maantieteellinen asema. Ekoindikaattori 95:ssä ei ole merkitystä missä päin Eurooppaa päästöt tapahtuvat. Lisäksi Ekoindikaattori 95:ssä normalisoinnin lähtökohtana ovat koko Euroopan päästöt ja niiden yleiskarakterisointikertoimet. Menetelmä antaa siten myös erilaisen perustan päästötekijöiden arvioinnille kuin DAIA, jossa normalisoinnin lähtökohtana ovat Suomen päästöt ja Suomen olosuhteet karkeasti huomioonottavat karakterisointikertoimet.

Taulukossa 1 on esitetty eri päästömuuttujille DAIA-mallissa käytettävät karakterisointikertoimet vaikutusluokittain. Vaikutusluokkien karakterisointikertoimien perusteita on luonnehdittu lyhyesti seuraavassa.

Yläilmakehän otsonikerroksen vähenemisen karakterisointikertoimet perustuvat suoraan ns. ODP (Ozone Depletion Potentials)-kertoimiin, jotka ovat pitkälti Maailman ilmatieteen järjestön (World Meteorological Organisation) esittämiä. Uusimmat arviot on esitetty muun muassa Euroopan ympäristöviraston ympäristöntilaportissa (EEA 1999).

Happamoitumisessa päästöjen yhteismitallistamisen lähtökohtana ovat teoreettiset ekvivalenttikertoimet, jotka kuvaavat happamoittavan päästön kykyä vapauttaa protoneja maaperästä. DAIA-mallin lopulliset karakterisointikertoimet on saatu, kun ekvivalenttikertoimet on vielä kerrottu kulkeutumisen- ja vaikutuskertoimilla, jotka ottavat karkeasti huomioon Suomen päästöjen leviämisen ja laskeuma-alueen maaperän ominaisuudet.

Foto-oksidanteista käsitellään perinteisesti elinkaariarvioinneissa vain alailmakehän otsonia. Muiden oksidanttien osalta tiedot ovat liian puutteellisia. *Alailmakehän otsonin muodostumisen* karakterisointikertoimissa on otettu huomioon Suomen maantieteellinen asema Ilmatieteen laitoksen otsonin muodostumista kuvaavien leviämismallien avulla.

Rehevöitymisen karakterisointi perustuu vesistöön tulevien ravinteiden aiheuttaman biomassan tuotannon lisäyksen arviointiin. Päästölähteiden sijainnin vaikutus otetaan huomioon vaikutus- ja kulkeutumiskertoimien avulla. Yhteismitallistamisen lähtökohtana on yleisesti käytetty Redfieldin ym. (1963) esittämää N:P-suhdetta (16:1). NO_x- ja NH₃-ilmapäästöjen aiheuttama biomassan tuotannon lisäys on myös mukana karakterisointikertoimien määrittelyssä. Eri kuormituslähteistä tulevien kokonaisravinteiden biologinen käyttökelpoisuus vaihtelee huomattavasti. DAIA-mallissa ravinteiden käyttökelpoisuus leville otetaan huomioon eri päästölähteille määritettyjen vaikutuskertoimien avulla. Taulukossa 2 on esitetty arvioita eri toimintosektoreille käytettävistä vaikutuskertoimista. Levien

kasvua vesistöissä rajoittava minimitekijä vaihtelee. DAIA-mallissa kaikki Suomen sisävedet on oletettu fosforirajoitteisiksi ja merialueet Pohjanlahtea lukuun ottamatta typpirajoitteisiksi. Merialueilla myös fosforin on oletettu lisäävän biomassan tuotantoa. Minimiravinteiden vesistökohtaisuus on otettu DAIA-mallissa huomioon kulkeutumiskertoimien avulla, ja typen laskeutumasta ainoastaan merialueelle joutuva ainemäärä otetaan huomioon. Kulkeutumiskerroin kertoo sen ravinnemääräosuuden kokonaispäästöstä, joka päätyy alueelle, jossa ko. ravinteiden voidaan ajatella toimivan rehevöittäväksi tekijänä. Lopulliset karakterisointikertoimet saadaan, kun taulukon 1 karakterisointikertoimien maksimiarvot kerrotaan tarkasteltavan kohteen vaikutus- ja kulkeutumiskertoimilla.

Taulukko 1. DAIA-mallissa käytetyt päästömuuttujat ja karakterisointikertoimet.

Vaikutusluokka (yksikkö)	Päästömuuttuja	Karakterisointikerroin ($C_{i,j}$)
Otsonikerroksen väheneminen (ODP ekv)	CHC, HCFC jne.	ks. EEA (1999); liite 10
Happamoituminen (H^+ ekv)	SO_x (SO_2 :na) NO_x (NO_2 :na) NH_y (NH_3 :na)	0,01635 ¹ 0,00639 ¹ 0,02646 ¹
Otsonin muodostuminen (POCP ²)	NM VOC NO_x CO CH_4	0,209 ¹ 0,727 ¹ 0,064 ¹ 0,003 ^{1,3}
Rehevöityminen (PO_4 ekv)	NO_x (NO_2 :na) NH_y (NH_3 :na) P-tot (D) ⁴ N-tot (W) ⁵ P-tot (W) ⁵	0,008 ¹ 0,023 ¹ 1,53 0–0,42 ⁵ 0–3,06 ⁵

Huomautukset:

¹ Edustavat keskimääräisiä karakterisointikertoimia Suomen päästöille.

² Tässä POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) -yksikkö on mallikohtainen. Sen avulla ilmaistut lukuarvot eivät ole vertailukelpoisia kirjallisuudessa yleisesti etyleeniekvivalenttina esitettyihin POCP-lukuihin nähden.

³ Metaania ei ole otettu alkuperäisessä mallissa (Seppälä 1997) huomioon. Metaanin karakterisointikerroin on määritetty suoraan Ekoindeksiin 95:ssä (Goedkoop 1995) esitetyn NMVOC:n ja metaanin karakterisointikertoimien suhteen perusteella.

⁴ Suora fosforilaskeuma vesiin. Oletus: puolet laskeumafosforista on biologisesti käyttökelpoisessa muodossa (= DAIA:ssa vaikutuskerroin fosforilaskeumalle vesiin on 0,5).

⁵ Typpi- ja fosforipäästöt vesiin. Kulkeutumis- ja vaikutuskertoimien käytön takia karakterisointikertoimen suuruus vaihtelee DAIA:ssa päästölähteittäin. Kaukaan tehtaasta fosforin biologisen käyttökelpoisuuden on oletettu olevan 80 % ja kaiken tämän määrän on oletettu kulkeutuvan alueelle, jossa fosfori toimii rehevöittäväksi aineena. Sen sijaan typpipäästöjen ei ole oletettu vaikuttavan rehevöitymiseen.

Taulukko 2. Rehevöitymisen karakterisointikertoimien korjaamisessa käytettäviä vaikutuskertoimia, jotka ilmaisevat leville käyttökelpoisen osuuden ravinnepäästöjen kokonaismäärästä (Seppälä ym. 1999).

Päästölähde	Kokonaistyyppi		Kokonaisfosfori	
	Keskiarvo	Vaihteluväli	Keskiarvo	Vaihteluväli
Massa- ja paperiteoll.	0,50	0,40–0,60	0,80	0,70–0,90
Muu teollisuus	0,90	0,85–0,95	0,50	0,40–0,60
Yhdyskunnat	0,90	0,85–0,95	0,40	0,30–0,50
Kalankasvatus	0,90	0,85–0,95	0,90	0,85–0,95
Turkistarhaus	0,80	0,70–0,90	0,80	0,70–0,90
Puutarhatuotanto	0,70	0,60–0,80	0,30	0,20–0,40
Haja-asutus	0,80	0,70–0,90	0,40	0,30–0,50
Peltoviljely	0,70	0,60–0,80	0,30	0,20–0,40
Karjatalous	0,60	0,50–0,70	0,80	0,70–0,90
Metsätalous	0,20	0,10–0,30	0,30	0,20–0,40
Turvetuotanto	0,20	0,10–0,30	0,30	0,20–0,40
Laskeuma, peräisin				
- NO _x ilmaan	1			
- NH ₄ ilmaan	1			
- muusta			0,50	0,40–0,60

Taulukossa 3 esitetään DAIA-mallissa käytetyt normalisointitekijät.

Taulukko 3. Suomen päästöjen perusteella lasketut normalisointitekijät.

Vaikutusluokat	Normalisointitekijä (<i>N</i>)
Otsonikerroksen väheneminen (ODP ekv)	?
Happamoituminen (t H ⁺ ekv)	4 212
Alilmakehän otsonin muod. (t POCP)	253 863
Rehevöityminen (t PO ₄ ekv)	18 453

Huomautus:

Normalisointitekijän *N*_i arviointi perustuu vuoden 1997 Suomen päästöihin muilta osin paitsi rehevöitymisen osalta. Rehevöitymisen normalisointitekijä perustuu julkaisuun Seppälä ym. 1999, jossa päästöt edustavat 90-luvun puolivälin tilannetta.

Kirjallisuus

- Goedkoop, M. 1995. The eco-indicator 95. Final report. MultiCopy, Leiden. National Reuse of Waste Research Programme (NAOH) report 9523.
- European Environment Agency (EEA) 1999. Environment in the European Union at the turn of the century. Environmental Assessment Report No. 2.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. & Richards, F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. Julk.: Proc. Second Int. Water Poll. Res. Conf. Tokyo. Pergamon Press, Oxford.
- Seppälä, J. 1997. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 123.
- Seppälä, J. 1999. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Julk.: Klöpffer, W. & Hutzinger (eds.), LCA Documents, Vol 4. Eco-Inforna Press, Landsberg.
- Seppälä, J., Knuutila, S. & Silvo, K. 1999. A method for calculation of the potential contribution of nitrogen and phosphorus to eutrophication of aquatic ecosystems. Suomen ympäristökeskus. Käsikirjoitus, lähetetty lehteen Journal of Environmental Management.

OSA II

Ympäristövaikutusten

taloudellinen

arvottaminen

Sisällys

1	Johdanto	5
2	Ympäristökustannusten arviointimenetelmät	7
2.1	Vaikutuspolkumenetelmä (altistus–vaikutusmenetelmä)	8
2.2	Vältettyjen kustannusten menetelmä	12
2.3	Omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä	15
2.4	Contingent valuation -menetelmä	18
2.5	Tulostensiirtomenetelmä	23
3	Arvottamismenetelmien vertailua	27
3.1	Arvottamismenetelmille asetettavia vaatimuksia	27
3.2	Menetelmien vertailua	27
3.2.1	Pätevyys ja luotettavuus	30
3.2.2	Kattavuus	31
3.2.3	Soveltuvuus ilmansaasteiden erilaisten vaikutusten arvottamiseen	32
3.2.4	Toteuttamisen helppous	33
4	Ilmapäästöjen ympäristökustannusten arviointi	35
4.1	Tulostensiirtomenetelmä	35
4.2	Vaikutuspolkumenetelmä	37
4.2.1	Työvaiheet	37
4.2.2	Tietotarpeet ja tietojen saatavuus	39
4.3	Raportointi	42
5	Jätevesipäästöistä aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi	44
5.1	Jätevesipäästöjen vaikutusten arviointi	44
5.2	Vesistölle aiheutuvien haittojen arvottamisesta tehtyjä tutkimuksia	45
5.2.1	Vesistölle aiheutuvia virkistyshaittoja arvottavia CV-tutkimuksia	45
5.2.2	Muita vesistön laatuun tai virkistyskäyttöarvoon liittyviä tutkimuksia	47
5.3	Vesistövaikutusten arvottaminen	49
5.3.1	Virkistyskäyttöarvolle aiheutuvat vahingot	52
5.3.2	Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot	54
5.3.3	Käyttöveden laadulle aiheutuvat vahingot	54
5.4	Raportointi	54
6	Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi	56
6.1	Jätteenkäsittelyn ympäristökustannusten arviointi	56
6.2	Maaperään joutuvien päästöjen ympäristökustannusten arviointi	58
6.3	Suosittelvat arvottamismenetelmät	59

7	Melusta aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi	60
8	Hajusta aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi	63
9	Energianhankinnan ympäristökustannusten arviointi	66
9.1	Oman energiantuotannon ympäristökustannusten arviointi	66
9.2	Ostetun lämmön ympäristökustannusten arviointi	66
9.3	Ostetun sähkön ympäristökustannusten arviointi	67
10	Taloudellisten arvottamismenetelmien soveltuvuus yhtenäistettyyn ympäristölupamenettelyyn	71
10.1	Taloudellinen arvottaminen lupaprosessissa	71
10.2	Taloudellisen arvottamisen kehittyminen	71
10.3	Menetelmien soveltuvuus ja kehitystarpeet	72
	Käsiteluettelo	76
	Liitteet	
1	Taloudellisessa arvottamisessa käytettyjä altistus–vaikutusfunktioita ja yksikköarvoja	84



Johdanto



Viime aikoina on tehty ja parhaillaan on tekeillä useita selvityksiä, joissa on sovellettu ympäristövaikutusten ja -kustannusten erilaisia arvottamismenetelmiä, mm. vaikutuspolkumenetelmää (impact pathway method, perustuen altistus–vaikutus-funktioihin), contingent valuation -menetelmää ja hedonista hinnoittelua. Mikään menetelmistä ei toistaiseksi ole saavuttanut yksimielistä yleistä hyväksyttävyyttä, mutta tutkimus- ja kehitystyö on vilkasta. Se onkin merkittäväällä tavalla parantanut menetelmien systemaattisuutta ja tulosten käyttökelpoisuutta. Menetelmien vahvuudet samoin kuin puutteet sekä soveltamismahdollisuudet on tiedostettava, jotta tulosten luotettavuudesta, käyttökelpoisuudesta ja tulkinnasta pystyttäisiin tekemään oikeita johtopäätöksiä.

Eri arvottamismenetelmiä soveltamalla saatujen ympäristökustannusten käytöstä päätöksenteon tukena on useita esimerkkejä. Sveitsissä ympäristökustannuksia käytetään julkisten tai valtion tukemien uusinvestointien kannattavuusvertailuissa muutamissa kantoneissa (Ott 1996). Monissa Yhdysvaltojen osavaltioissa on energiantuotannon ympäristökustannusten arviointia käsittelevää lainsäädäntöä (OTA 1994). Myös tietyt rahoituslaitokset, kuten Aasian kehityspankki (ADB 1996), ovat vaatineet ympäristökustannusten selvittämistä projekteja arvioitaessa. Ontario Hydro, eräs Pohjois-Amerikan suurimmista voimayhtiöistä käyttäjä menetelmiä hyväkseen arvioidessaan eri energiamuotojen kannattavuutta ja niiden vaikutuksia ympäristöön; sähkön hinnoitteluun kustannuksia ei ole vielä siirretty (Plagiannakos ym. 1997).

Suomessa Tielaitos on vuodesta 1992 alkaen arvioinut tieliikenteen pakokaasupäästöjen ja melun aiheuttamia ympäristökustannuksia osana tiehankkeiden suunnittelua. Aiemmin menetelmiä on Suomessa käytetty lähinnä vesihuollossa ja vesiensuojelussa.

Alan suomenkielinen terminologia on vasta jäsentymässä ja siksi osa tässä raportissa käytetyistä suomennoksista on vielä vakiintumattomia. Ongelmaa on pyritty lieventämään esittämällä ohessa englanninkielinen alkuperäistermi. *Ympäristökustannuksista* käytetään usein nimitystä ulkoiset kustannukset, vaikka tarkoitetaan kustannuksia, joista osa on jo mahdollisesti sisäistetty erilaisten verojen ja maksujen kautta. Ympäristökustannus voikin olla *ulkoinen* (*ulkoinen kustannus, external cost tai externality*) tai se voi olla eri tavoin osittain tai kokonaan *sisäistetty*. Kustannus on ulkoinen, jos jonkin hyödykkeen tuottamisesta tai kuluttamisesta syntyneet vaikutukset eivät näy hyödykkeen tuottajan tai kuluttajan taloudellisessa hyvinvoinnissa vaan jäävät "kolmansien osapuolien kannettaviksi".

Eräs keskeinen ongelma on tulevaisuudessa realisoituvien hyötyjen ja haittojen nykyarvon määrittäminen eli diskonttaaminen. Kuten yleisesti talousmatematiikassa, myös tässä diskonttaamisella tarkoitetaan laskentakoron käyttöä siten, että tuleville hyödyille ja kustannuksille annetaan pienempi arvo kuin nykyisille. Ympäristövaikutusten taloudellista arvoa tarkasteltaessa diskonttaaminen on tärkeä kysymys, sillä varsin yleisesti nykyisen toiminnan vaikutukset ulottuvat pitkälle tulevaisuuteen tai näkyvät vasta pitkän ajan kuluessa. Mitä korkeampi laskentakorko, sitä alhaisempi arvo tulevaisuudessa esiintyvillä haitoilla tai hyödyillä muodostuu. Kirjallisuudessa on käyty paljon keskustelua siitä, mikä olisi oikea laskentakorko. Useimmiten suositetaan 1–3 prosentin korkokantaa, mutta myös

hyvin erilaisia, jopa negatiivisia korkoja on yritetty perustella. Kysymys on pitkälti eettinen. Mikäli tulevien sukupolvien tarpeet kestävän kehityksen periaatteiden mukaisesti asetetaan ensisijaiseksi perusteeksi, on korkokannan oltava alhainen. Keskimääräisen globaalin BKT:n kasvun perusteella laskentakorko on lähellä yhtä.

Ympäristökustannusten arviointimenetelmät

2

Tässä raportissa käsiteltävät ympäristökustannusten arviointimenetelmät ovat *vaikutuspolkumenetelmä* (impact pathway method, perustuen *altistus–vaikutusfunktion*ihin, ks. luku 2.1), *vältettyjen kustannusten menetelmä* (mm. *avertive behaviour method* tai *defensive expenditure method*, ks. luku 2.2), *omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä* (hedonic pricing method, ks. luku 2.3), *contingent valuation–menetelmä eli CV–menetelmä* (ks. luku 2.4) sekä *tulostensiirtomenetelmä* (benefit transfer method, ks. luku 2.5).

Näiden lisäksi ympäristökustannuksia voidaan arvioida mm. *matkakustannusmenetelmällä* (travel cost method), *ennallistamiskustannusmenetelmällä* (replacement / restoration cost method), *palkkariski–menetelmällä* (wage-risk method), *rahankäytön seurannalla* (environmental expenditure), *conjoint–analyysillä* (mm. *conjoint analysis* tai *choice experiment model*) ja *asiantuntijapaneelilla* (expert panel). Lisäksi on olemassa eräitä harvinaisempia menetelmiä kuten *intervallimenetelmä* (interval method), *huutokauppamenetelmä* (second bid auction) ja *lahjoituspele* (contribution game), jotka ympäristöhyödykkeiden arvottamisessa ovat lähinnä contingent valuation –menetelmän muunnelmia.

Lähempään tarkasteluun on valittu juuri ne menetelmät, joita todennäköisimmin voidaan soveltaa lupamenettelyssä. Matkakustannusmenetelmän ja palkkariskimenetelmän käyttö ei ole mahdollista arvioitaessa sellaisia kohteita, joilla on monia hyvin erilaisia vaikutuksia kuten esimerkiksi teollisuuslaitoksilla ja voimalaitoksilla on. Rahankäytön seuranta ei sovellu vaikutusten etukäteiseen arviointiin. Ennallistamismenetelmällä voidaan arvottaa vain niitä vaikutuksia, jotka on mahdollista korjata; esimerkiksi tuotantolaitoksen päästöjen vaikutuksia ei koskaan voida täysin neutraloida. Conjoint–menetelmä on lähinnä CV–menetelmän muunneltu. Asiantuntijapaneeli on menetelmällisesti mahdollinen arviointitapa, mutta sen käytännön soveltaminen lupamenettelyssä on jokseenkin mahdotonta mm. jääviyskysymysten vuoksi. Menetelmiä on kuvattu seuraavassa esitettyä yksityiskohtaisemmin muun muassa julkaisussa Energia-Ekono (1998c).

Seuraavassa on esitetty lyhyt katsaus eri menetelmiin. Menetelmien luokittelusta ei ole olemassa yksikäsitteisiä ohjeita, mutta tässä menetelmät on jaettu neljään pääluokkaan. Luokittelu on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Ympäristökustannusten arviointimenetelmät.

Eri menetelmien yhdistelmä	Vaikutuspolkumenetelmä	
Todellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät	Kustannusten analysointiin perustuvat menetelmät	Matkakustannusmenetelmä
		Vältetyt kustannukset
		Muut kustannusten analysointiin perustuvat menetelmät
	Hintojen analysointiin perustuvat menetelmät	Omaisusarvojen muutoksia mittaava menetelmä
		Palkkariskimenetelmä
Kokeellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät	Contingent valuation -menetelmä (CV-menetelmä)	
	Conjoint-analyysi	
	Asiantuntijapaneeli	
Tulosten siirto	Tulostensiirtomenetelmä	
Ympäristövaikutusten arviointi	Altistus–vaikutusmenetelmä	

Vaikutuspolkumenetelmä on jossain määrin yhdistelmä muista menetelmistä. Se alkaa altistus–vaikutusmenetelmän soveltamisella. Tätä seuraava taloudellinen arvottaminen voidaan tehdä perustuen markkinahintoihin tai muilla menetelmillä muodostettuihin yksikköarvoihin. Altistus–vaikutusmenetelmä perustuu ympäristön kuormitustekijöiden ja ympäristössä näiden vuoksi tapahtuvien muutosten välisten yhteyksien selvittämiseen.

Todellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät mittaavat ”osoitettua” maksuhalukkuutta. Ympäristöhyödykkeen arvo pyritään määrittämään markkinoilla olevien hyödykkeiden kaupan perusteella; ympäristöhyödykkeen arvo pyritään yhdistämään jonkin vapaassa vaihdannassa olevan hyödykkeen arvoon. Nämä menetelmät voidaan jakaa edelleen kustannuksiin perustuviin menetelmiin sekä hintojen analysointiin perustuviin menetelmiin.

Kokeellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät mittaavat ”ilmaistua” maksuhalukkuutta. Niissä ei tutkita todellisia markkinoita, vaan ihmisiltä kysytään, kuinka he (yleensä) käyttäytyisivät kuvitellussa markkinatilanteessa.

Täydelliset arvioinnit voivat olla monimutkaisia ja kalliita. Siksi tarkastellaan erillisenä menetelmänä sitä, onko tietynä aikana tietyssä paikassa saatuja tuloksia mahdollista siirtää toiseen yhteyteen. Tällöin on kyse tulostensiirtomenetelmästä, joka on ns. sekundäärinen arvottamismenetelmä (ks. luku 2.5).

2.1 Vaikutuspolkumenetelmä (altistus–vaikutusmenetelmä)

Menetelmäkuvaus

Vaikutuspolkumenetelmä (myös vaikutusketjumenetelmä, impact pathway method) perustuu ympäristön muutosten arviointiin altistus–vaikutusfunktion (exposure-response functions¹), jota seuraa vaikutusten taloudellinen arvottaminen jollakin muulla menetelmällä. Menetelmä kehitettiin Euroopan komission rahoit-

¹ Käytetty myös nimityksiä annos–vaikutus -menetelmä (dose response method) tai haittafunktiomenetelmä (damage function approach)

tamassa ExternE-tutkimusohjelmassa, jossa tavoitteena oli arvioida energiantuotannon ulkoisia kustannuksia. Tutkimusohjelma käynnistyi EU:n ja Yhdysvaltojen yhteishankkeena vuonna 1991, ja sen ensimmäinen vaihe saatiin päätökseen vuonna 1995, minkä jälkeen kehitystyö on jatkunut ohjelman jatkovaiheissa (Euroopan komissio 1995, Pingoud ym. 1999). Muun muassa ExternE-projekteissa suositeltuja altistus–vaikutusfunktioita ja yksikköarvoja esitetään liitteessä 1. Nii- tä käsitellään myös lähteessä Pingoud ym. (1999).

Altistus–vaikutusfunktiot arvioivat lääketieteellistä ja fysikaalista vuorovai- kutusta ympäristömuuttujien ja ihmisten terveyden, luonnonympäristön sekä raken- netun ympäristön välillä. Esimerkkinä altistuksesta voidaan mainita vaikka- pa typpilaskeuma, jonka vaikutuksesta puuston kasvu joko kiihtyy tai vähentyy. Funktion muoto voi vaihdella ilmiön mukaan ollen joko lineaarinen tai epälineaa- rinen, sisältäen kynnyksarvon tai kyllästymispisteen tai ollen epäjatkuva. Talou- dellinen arvottaminen on oma vaiheensa, jossa joudutaan turvautumaan muihin menetelmiin; se voidaan toteuttaa osin markkinahinnoilla, mutta lisäksi voidaan käyttää myös muihin menetelmiin perustuvia yksikköarvoja (esim. CV-tutkimuk- silla saatuja yksikköarvoja). Markkinahinnat antavat vain kohteen käyttöarvon alarajan, kun kokonaisarvon määrittämiseen sopivat paremmin esim. CV-mene- telmällä saadut yksikköarvot.

Vaikutuspolkumenetelmää käytetään kahdesta syystä. Tilanteissa, joissa il- miöt ovat monimutkaisia ja ihmisten on vaikea nähdä ja tietää päästöjen vaiku- tuksia, suoraan arvostuksiin perustuvat menetelmät antavat vääristyneitä tulok- sia. Toinen syy on se, että muita menetelmiä ei välttämättä ole edes mahdollista käyttää tai olosuhteet eivät ole niille suotuisat. Todellisiin markkinoihin perustu- ville menetelmille ei aina löydy tarpeeksi tietoa, koska tilastointi voi olla puutteeli- lista. Kokeellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät voivat myös olla tilantee- seen muuten sopimattomia.

Menetelmän toteutus

Vaikutuspolkumenetelmän yksinkertaistettu kulku on seuraava:

1. Selvitetään muutos päästöissä esimerkiksi ominaispäästöjen muuttuessa.
2. Selvitetään muutos pitoisuuksissa esimerkiksi leviämismallilaskelmin.
3. Arvioidaan muutos ympäristössä altistus–vaikutusfunktion siten, että huomioon otetaan kohteen altistus ympäristömuuttujalle ja muut vaikutta- vat muuttujat.
4. Arvioidaan vältetyt tai lisääntyneet kustannukset lukemalla haittafunktiosta vaikutus ja kertomalla se haitan yksikköarvolla (esimerkiksi mk/mene- tetty viljakilo tai mk/oireilupäivä).

Menetelmän soveltamisen ratkaisee hyvä altistus–vaikutusfunktion määrittely, mikä on usein varsin hankalaa. Kaikki tärkeät muuttujat on tunnistettava ja saata- va mukaan malliin. On myös tärkeää, että tarkkailtavat ympäristömuutokset on valittu oikein. Useimmiten altistuksen ja vaikutuksen välistä yhteyttä ei ole kiis- tattomasti selvitetty ja eräät vaikutukset ovat muita helpommin selvitettäviä. Funk- tion muodostaminen vaatii usein oletuksia. Eräs ongelma ovat vaikutukset, jotka syntyvät usean eri ympäristömuuttujan synergisestä yhteisvaikutuksesta. Saattaa myös olla vaikeaa erottaa esimerkiksi paikallisesti vaihtelevan ilmaston vaikutus ja luonnon omien lähteiden aiheuttamat vaikutukset ihmisen aiheuttamista vai- kutuksista. Edelleen ongelma ovat epälineaariset funktiot ja funktiot, joilla on kyn- nysarvo. Näitä esiintyy luonnossa paljon monien takaisinkytkentöjen seuraukse- na. Lisäksi suuri osa kokeellisesta työstä esimerkiksi ilmansaasteiden yhteydessä on tehty olosuhteissa, joissa altistus on ollut suuri. Tällöin alhaisten pitoisuuksien vaikutusten arviointi on vaikeaa.

Vaikutuksilla on tietty aika- ja paikkaulottuvuus. Vaikutukset tulisi arvottaa nykyhetken osalta, mutta myös mahdollisimman pitkälle tulevaisuuteen. On tärkeää arvioida ja raportoida tulevat ja epävarmat vaikutukset. Eri-aikaisten vaikutusten diskonttaamisessa olisi käytettävä johdonmukaisesti yhtä, perusteltua korkoa, joka on sama kaikille vertailtaville vaihtoehdoille. Altistus–vaikutusfunktiot ovat myös sidoksissa niiden lähdetutkimusten maantieteellisiin olosuhteisiin, joten funktion pätevyys olisi varmistettava mahdollisimman hyvin.

Sopivan aineiston saaminen voi olla vaikeaa. Tieto on usein epätarkkaa tai liian yhdisteltyä. Esimerkiksi ilman laadun mittauksia tehdään yleensä vain muutamassa pisteessä tarkasteltavalla alueella. Tämä ongelma voidaan tosin usein ratkaista leviämismallilaskelmilla, joiden tuloksia voidaan verrata mittaustuloksiin. Ratkaisuna aineisto-ongelmiin saattaa joissain tapauksissa olla tulosten siirto. Tulostensiirrossa (ks. luku 2.5) käsitellään aiemmin tehtyjä tutkimuksia regressio-tekniikalla. Tavoitteena on selittää hinta-arvioiden vaihtelu ja yrittää hyödyntää otoksen tilastollisia arvoja myös tarkasteltavassa tapauksessa. Voidaan esimerkiksi todeta tapauksen edustavan otosta hyvin ja käyttää keskiarvoa. Tulostensiirto ei kuitenkaan tarjoa yksiselitteistä ja oikeutettua menetelmää muualta otettujen arvojen käyttöön, mutta sitä voidaan käyttää, kun analyysin budjetti on pieni (ECMT 1997, OECD 1994).

On tärkeää ymmärtää, että mikäli taloudellinen arvottaminen toteutetaan vain markkinahinnoilla, kuvataan tällöin ainoastaan tarkasteltavan kohteen käyttöarvoa ja sitäkin useimmiten vajavaisesti. Kohteella voi kuitenkin olla myös muita arvoja, kuten potentiaalisen käytön arvo ja kohteen olemassaoloarvo (itseisarvo). Menetelmä arvioi siis tällaisessa tapauksessa kohteen arvon alarajaa (OECD 1994). Esimerkkinä ovat terveyshaitat; ympäristön pilaantuminen aiheuttaa sairastelun lisääntymistä. Tällöin saasteiden minimihaitta voidaan laskea lääke- ja hoitokulujen sekä sairaspäivien ansionmenetyksen avulla (ADB 1996, RCG/Hagler 1994). Jos taas esimerkiksi tietyn järven tila heikkenee, voidaan haitan minimiarvo laskea siitä saatavan kalasaaliin laskun arvona eli tuottavuuden vähenemisen kautta (ADB 1996).

Muiden arvottamismenetelmien, kuten CV-menetelmän, tuottamien yksikköarvojen käyttö markkinahintojen sijasta on yleistynyt. CV-menetelmää käytettäessä pystytään kuvaamaan käyttöarvon lisäksi myös kohteen muita arvoja. Sairastapauksissa näitä olisivat esimerkiksi kivulle ja särylle sekä menetetyille laadukkaalle vapaa-ajalle annettava arvo. Yhteiskunnan näkökulmasta² maksuhaluuden on todettu olevan Yhdysvalloissa 1,3–2,4-kertainen sairauskustannuksiin nähden sairaudesta riippuen (RCG/Hagler 1994). Edellä esitetyssä rehevöitymisesimerkissä kokonaishaittaan pitäisi sisällyttää myös järven alentuneen virkistysarvon aiheuttama haitta.

Ihmiset voivat reagoida ympäristömuuttujan muutokseen suojautumalla (averting behaviour). Jos esimerkiksi materiaalien korrosio lisääntyy ilmansaasteiden lisääntyessä, voidaan pintojen maalausta lisätä, jolloin ilmansaasteiden vaikutus jää pienemmäksi. Tällaisen toiminnan kustannukset olisi luonnollisesti liitettävä laskelmiin.

Jos menetelmää käytetään päätöksenteossa, on tiedettävä rajakustannus ympäristömuuttujan arvon muuttuessa. Altistus–vaikutusfunktiot ovat usein epälineaarisia, mikä vaikeuttaa päätöksentekoa. Vaikka fyysikaalinen vaikutus olisi lineaarinen, rahallinen muutos voi silti olla epälineaarinen eli vaikutuksen arvo suhteessa sen lukumäärään ei ole vakio. Tästä syystä keskimääräisiin vaikutusten yksikköarvoihin perustuvat funktiot usein aliarvioivat vaikutuksen suurissa altistuksissa ja yliarvioivat sen pienissä. (OECD 1994)

² Sairauskustannukset voidaan arvioida joko yhteiskunnan tai yksilön näkökulmasta. Yhteiskunnan kirjaamat sairauskustannukset ovat yleensä suuremmat, koska yhteiskunta sisällyttää laskelmiin mm. kiinteitä kustannuksia, joita yksilö ei kirjaa. Tällöin kertoimet maksuhaluuden laskemiseksi sairaskustannuksista ovat pienempiä yhteiskunnan näkökulmasta lasketuille sairauskustannuksille. (RCG/Hagler 1994)

Menetelmän käytännön soveltamistyössä tulostensiirto (ks. luku 2.5) ja ohjelmistotyökalujen käyttö lisääntyvät tulevaisuudessa. ExternE-tutkimusohjelmassa on kehitetty vaikutuspolkumetologiaan perustuva EcoSense-tietokoneohjelma, jota on hyödynnetty eri jäsenmaiden kansallisen tason tapaustarkasteluissa. EcoSense:llä voidaan laskea sähköntuotantojärjestelmien ympäristövaikutukset ja -kustannukset. Ohjelma sisältää useista moduuleista koostuvan tietokannan, savukaasujen leviämismallit (myös kaukokulkeutuminen) sekä ympäristövaikutusten määrällisen ja taloudellisen arvioinnin. (Euroopan komissio 1995, 1997a, 1997b)

Sovellusesimerkkejä

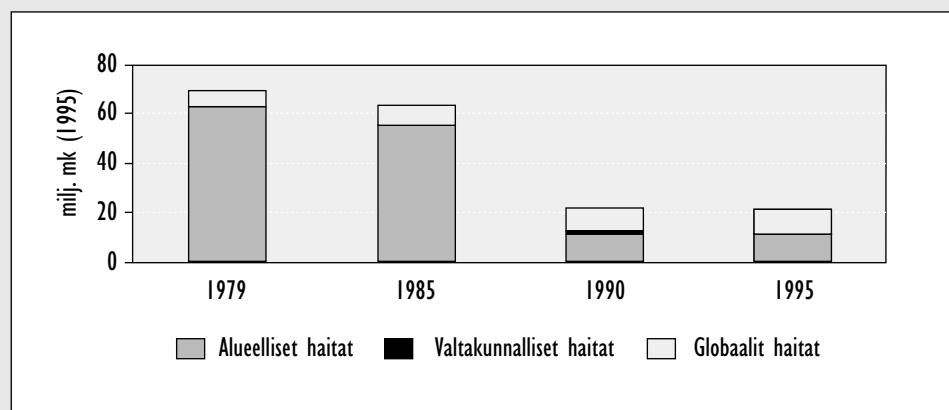
Menetelmä on sopiva useimpien vaikutusten arviointiin. Keskeisimpänä rajoittavana tekijänä on tunnettujen ja riittävän luotettavina pidettyjen altistus-vaikutusfunktioiden rajallinen määrä.

Energia-Ekono Oy on selvittänyt energiantuotannon ympäristökustannuksia Suomessa vaikutuspolkumetelmällä koko maassa (Energia-Ekono ja Maa ja Vesi 1994), pääkaupunkiseudulla (Energia-Ekono ym. 1995) ja Tampereen kaupunkiseudulla (Energia-Ekono ja Maa ja Vesi 1996). Mukana olivat kaikki tärkeimmät päästökomponentit. Vaikutustekijöitä olivat tutkimuksesta riippuen terveysvaikutukset, materiaalihaitat, metsävauriot, sadonmenetykset, vesistövaikutukset, ilmastonmuutos ja otsonikerroksen ohentuminen. Vastaavia selvityksiä on tehty tieliikenteen päästöjen vaikutuksille 1990-luvun alusta lähtien (Tielaitos ja Ekono Oy 1992, Energia-Ekono Oy 1994, Tielaitos ja Energia-Ekono Oy 1997, Liikenneministeriö 1994).

Hongisto ym. (1997) ovat tutkineet ydin-, vesi- ja puuvoiman ulkoisia kustannuksia tapaustarkasteluin Suomessa. Ydinvoiman osalta tulosten todettiin riippuvan lähtötietojen ja muiden parametrien valinnasta sekä analyyseissä tehdyistä oletuksista. "Tieteellisesti määritettyjen" ympäristökustannusten laskenta todettiin toistaiseksi mahdottomaksi. Vesivoiman ulkoiset kustannukset todettiin voimakkaasti paikkasidonnaisiksi. Puuvoiman ympäristökustannuksiksi laskettiin 0,5–0,8 p/kWh, mutta lukuja pidettiin erittäin epävarmoina.

Seppänen ym. (1997) arvioivat eri menetelmillä huonon sisäilmaston kustannuksia Suomessa. Sisäilmastolla tarkoitetaan sisätiloissa vallitsevaa ilmastoa, jonka laatu koostuu fysikaalisista tekijöistä (esim. lämpötila), ilman kaas- ja hiukkasmaisista epäpuhtauksista sekä bioaerosoleista (esim. homeitiöt ja bakteerit). Kustannuksia laskettiin välittömien hoitokustannusten, välillisten kustannusten ja tuottavuuden vähenemisen kautta. Tulokseksi saatiin lähes 14 miljardia mk vuodessa, mistä suurin osa aiheutuu allergioiden hoitokustannuksista ja töistä poissaolon kustannuksista.

Sovellusesimerkki



Tampereen kaupunkiseudulla arvioitiin energiantuotannon aiheuttamien ympäristökustannusten muutoksia johtuen 1980- ja 1990-luvulla tehdyistä polttoainemuutoksista ja ympäristöinvestoinneista (Energia-Ekono ja Maa ja Vesi 1996). Ympäristökustannuksia arvioitiin vaikutuspolkumenetelmällä. Päästökomponeenteista mukana olivat rikki, typpi, hiukkaset ja kasvihuonekaasut. Vaikutustekijöitä olivat terveysvaikutukset, materiaalien korroosio ja likaantumisen, happaman laskeuman ja otsonin aiheuttamat metsävauriot, otsonin aiheuttamat sadonmenetykset sekä ilmastonmuutos. Terveysvaikutuksia arvioitaessa altistuvana väestönä oli Tampereen ja sen lähikuntien eli Tampereen kaupunkiseudun väestö. Saadut arviot kokonaishaitasta on esitetty yllä olevassa graafissa. Terveysvaikutukset ja ilmastonmuutos ovat merkittävimpiä yksittäisiä vaikutuksia.

Ympäristökustannukset arvioitiin käyttämällä vaikutuspolkumenetelmää. Se soveltui käytännössä hyvin valittuihin tarkastelukohteisiin. Ongelmana olivat lähinnä rajaukset. Koska leviämismallilaskelmat voitiin tehdä vain rajatulle alueelle, jouduttiin esimerkiksi terveysvaikutukset arvioimaan vain alueellisesti, mikä johtaa lievään aliarvioon haitoista. Samoin kaikkia vaikutuspolkua, kuten otsonin terveysvaikutuksia, ei voitu pitoisuustietojen epävarmuuden vuoksi ottaa mukaan tarkasteluun. Pitoisuustiedot, maantieteelliset rajaukset ja altistusvaikutusfunktioiden puute eräille tunnetuille vaikutuspoluille ovatkin menetelmän käytännön toteuttamisessa yleisimpiä vaikeuksia. Tässä tutkimuksessa kuitenkin pitoisuustiedot olivat varsin hyvin saatavilla, sillä projektissa suoritettiin runsaasti leviämismallilaskelmia. Ilmastonmuutoksen kustannuksia arvioitaessa kriittinen tekijä on hiilidioksiditonille käytetty haittakerroin, johon tällä hetkellä vielä sisältyy merkittävää epävarmuutta.

2.2 Vältettyjen kustannusten menetelmä

Menetelmäkuvaus

Vältettyjen kustannusten menetelmän³ perusajatus on ympäristö- ja markkinahyödykkeiden keskinäinen korvaavuus. Elinympäristön muuttuessa väestö yleensä pyrkii eri tavoin kompensoimaan uhkaavia haittoja. He voivat hankkia hyödyk-

³ Käytetty nimityksiä *avertive/averting expenditure method, defensive expenditure method, avertive behaviour method ja avoided/avoidance cost method*. On myös erotettu haittojen välttämiseksi tehdyt investoinnit (*avertive behaviour*) ja haittojen lieventämiseksi tehdyt investoinnit (*mitigation*). (Hanley ym. 1997, ADB 1996, OECD 1994, Abdalla ym. 1992)

keitä, tavaroita ja palveluja, joiden tarkoituksena on säilyttää elinolosuhteet ennallaan. Näitä hyödykkeitä voidaan pitää ympäristötekijöiden korvikkeena ja niiden avulla arvioida ympäristölle annettua arvoa. Jos esimerkiksi melun määrä asuinalueella lisääntyy, voidaan tilanne (ainakin osaksi) korvata ostamalla taloihin lisää äänieristeitä. Tällöin lisääntyneen melun arvoksi voidaan laskea *vältetyt kustannukset*, jos melutaso ympäristössä ei nousekaan. Vältetyt kustannukset muodostuisivat siis kaikkien alueelle ostettujen äänieristeiden hankintakulujen summana. (OECD 1995)

Ympäristö- ja markkinahyödykkeiden keskinäistä korvaavuutta kuvaa seuraava yhtälö (OECD 1994):

$$(1) \quad Y = X + kQ$$

missä Y = tuotos henkilölle
 X = markkinahyödykkeen arvo
 Q = ympäristöhyödykkeen arvo
 k = korvaavuusaste

Jos ympäristöhyödykkeen Q arvo laskee, on markkinahyödykettä X lisättävä määrällä k kertaa Q :n muutos, jotta tuotos pysyisi samana. Menetelmässä on siis oletettava, että markkina- ja ympäristöhyödykkeet korvaavat toisensa täydellisesti tai on tunnettava korvaavuusaste k . Näin asia on hyvin harvoin. Aina ei välttämättä ole selvää, onko jokin investointi tehty pelkästään ympäristöhyödykkeen korvaamiseksi. Edellä esitetyssä meluesimerkissä kaksinkertaisten ikkunoiden asentaminen ei ainoastaan vähennä melutasoa sisällä, vaan pienentää myös lämmityskustannuksia. Tällöin vältettyjen kustannusten menetelmä yliarvioi melun arvon, jos $k=1$.

Ympäristöhyödykkeet voidaan korvata monella eri tavalla. Melun lisääntyessä perhe voi muuttaa pois tai parantaa äänieristystä. Puutarhaansa kotitaloudet eivät pysty edes eristämään. Äänieristys ei siis pysty täydellisesti korvaamaan melun lisääntymistä, ja menetelmä aliarvioi melun arvon. Edelleen: korvaavuus ei ole alussa esitetyn yhtälön mukaisesti jatkuvaa, vaan useimmiten diskreettiä – henkilö joko ostaa äänieristeet tai ei osta. Tämä johtaa hyötyjen aliarvioimiseen, ellei mallia muuteta. Menetelmä ei myöskään reagoi ympäristön laadun paranemiseen. Jos melutaso pienenee, tulisi kotitalouksien teorian mukaan vähentää markkinahyödykkeiden kulutusta. Näin he eivät yleensä käytännössä toimi. (OECD 1994 ja 1995, Linna 1996, Abdalla ym. 1992)

Vältettyjen kustannusten menetelmää pidetään teoreettisesti hyvänä tapana tutkia ympäristöhyödykkeiden suoraa käyttöarvoa ja selvittää ainakin maksuhalukkuuden ylä- ja alarajat. Menetelmässä tutkitaan ihmisten todellista käyttäytymistä eikä erilaisten kyselytekniikoihin perustuvien selvitysten tavoin mielipiteitä.

Menetelmän toteutus

Tutkimuksen käytännön toteutus koostuu kolmesta vaiheesta:

1. ympäristövaikutuksen identifiointi,
2. altistuvan väestön selvittäminen ja
3. tiedon kerääminen väestön vaikutuksen välttämiseksi suorittamista toimenpiteistä.

Vältettyjen kustannusten menetelmä vaatii tietojen keräämistä markkinoista. Mahdollisia tapoja ovat kyselytutkimukset joko kaikille altistuville kotitalouksille tai niiden otokselle. Apuna voidaan käyttää myös asiantuntijoita, joilta voidaan tiedustella mm. käyttökelpoisia korvaavia ympäristöhyödykkeitä ja niiden kustan-

nuksia. Tutkimusten suorittaminen vältettyjen kustannusten menetelmällä on edullisimpia vaihtoehtoja, mutta se voi olla laajamittaisesti toteutettuna suhteellisen työläs ja kallis. Myös tutkimuksen tulokset ovat usein vaikeasti tulkittavissa ja usein epäluotettavia. Useinkaan ei ole varmaa, että kotitaloudet tuntevat kyseisen riskin kovin hyvin ja käyttäytyisivät rationaalisesti. Myös poikkeamat markkinoilla, kuten erityisen suuri köyhyys voivat vääristää tuloksia.

Laughland ym. (1996) ovat verranneet menetelmän antamia tuloksia CV-menetelmän antamiin tuloksiin. Korrelaatio oli alhainen, minkä tekijät katsoivat johtuvan vältettyjen kustannusten alhaisesta luotettavuudesta maksuhaluukkuutta tutkittaessa.

Sovellusesimerkkejä

Menetelmän mahdollisia sovellusalueita ovat ilman ja vesistöjen saastumisen lisäksi melu ja erilaiset maaperään liittyvät ongelmat. Menetelmä on parhaimmillaan, kun väestö tuntee ja ymmärtää ne ympäristöriskit ja -haitat joille se altistuu, kyseisiltä haitoilta on mahdollista suojautua ja suojautumiselle on mahdollista määritellä hinta.

Menetelmää on sovellettu esimerkiksi juomaveden laadun muutosten taloudelliseen arvottamiseen (Abdalla ym. 1992). Tästä projektista ja sen tuloksista enemmän seuraavassa sovellusesimerkissä.

Sovellusesimerkki

Perkasieen kaupungissa Yhdysvaltojen Pennsylvaniassa havaittiin vuonna 1987 terveydelle haitallista trikloorietyleeniä (TCE) yhdessä kaupungin kaivoista. Määrä oli seitsemänkertainen ympäristönsuojeluviranomaisten suositukseen verrattuna. Puoli vuotta myöhemmin kaupungin asukkaita varoitettiin korkeammista määristä, mutta kaksi vuotta ensimmäisen havainnon jälkeen korjaaviin toimenpiteisiin ei ollut vielä ryhdytty. Asukkaille lähetettiin kysely, jossa heiltä tiedusteltiin mahdollisia korvaavia toimenpiteitä, joita olivat mm. lisääntynyt pullotetun veden käyttö ja vedenpuhdistuslaitteiden hankinta omaan kotiin. Lomakkeessa kysyttiin suoria kustannuksia sekä vesihuoltoon käytettyä aikaa, josta arvioitiin aikakustannukset joko minimipalkan tai arvioidun palkan mukaisesti. Myös demografisia muuttujia, asenteita, mahdollisia terveydentilan muutoksia ja arvioita syöpäriskin suuruudesta kysyttiin. Lomakkeissa pyydettiin vastaajia ilmoittamaan vain TCE:n vähentämiseksi tehdyt toimenpiteet. (Abdalla ym. 1992)

Lomakkeita lähetettiin noin 1 700 kotitaloudelle ja vastausprosentiksi muodostui 47. Haitta-arviot ekstrapoloitiin kaupungin kaikille talouksille, joita oli 2 760, mutta lopullisessa haitta-arviossa otettiin huomioon vain ne kotitaloudet, jotka olivat tietoisia vedenlaatuongelmasta; näitä talouksia oli 43 prosenttia kaikista talouksista. Kustannusten arvioitiin olevan 88 viikon mittaisen tarkasteluperiodin aikana välillä 61 000–130 000 dollaria. Vaihteluväli riippui voimakkaasti veden käsittelyn vaatimalle menetetylle vapaa-ajalle annettusta arvosta. Seuraavassa taulukossa on esitetty kustannuksen muodostuminen. Matalassa arviossa vapaa-ajalle on annettu minimipalkan suuruinen yksikköarvo 3,35 USD/h ja korkeassa arviossa käytettiin vastaajien todellisia tuntipalkkoja.

<i>Kustannuslaji</i>	<i>Matala arvio</i>	<i>Korkea arvio</i>
Lisääntynyt pullotetun veden käyttö	11 135	11 135
Siirtyminen pullotetun veden käyttöön	17 342	17 342
Vedenpuhdistuslaitteiden hankinta omaan kotiin	4 691	4 691
Vedenhaku muualta	12 513	34 031
Veden keittäminen	15 633	64 135
Kustannukset yhteensä	61 313 USD	131 334 USD

Tutkijoiden oman käsityksen mukaan menetelmä soveltui hyvin tutkimuskoh- teeseensa; menetelmää pidettiin hyvänä sekä teoreettiselta perustaltaan että käytännön sovellettavuudeltaan. Tutkijat tiedostivat ettei tutkimus mahdolli- sesti kattanut kaikkia TCE:n aiheuttamia haittoja. He olivat myös yllättyneitä siitä, miten pieni osuus talouksista oli tietoinen vedenlaatuongelmasta. Tämä onkin oleellista, sillä korjaaviin toimenpiteisiin ryhtyy enintään se väestönosa, joka tuntee ongelman, mutta huonosta vedenlaadusta kärsivät kaikki.

2.3 Omaisuuksien muutoksia mittaava menetelmä

Menetelmäkuvaus

Omaisuuksien muutoksia mittaavaa menetelmää (hedonic pricing method) on kehitetty 1960-luvulla. Menetelmää on käytetty teollisuusmaissa pääasiassa melun ja ilmansaasteiden ympäristökustannusten ja -hyötyjen arvottamisessa. Menetelmää on käytetty Suomessa jätevesilupaprosessin yhteydessä jo ainakin 1970-luvulla (Kanerva ja Matikainen 1972).

Lähestymistavassa tarkastellaan jonkin hyödykkeen (tavaran tai palvelun) todellisia markkinoita. Markkinahyödyke valitaan siten, että ympäristöhyödyke on sen ominaisuus: esimerkiksi talon (markkinahyödyke) ominaisuus on hiljainen ympäristö (ympäristöhyödyke). Vertailemalla systemaattisia eroja todellisilla markkinoilla ympäristöhyödykkeen arvon muuttuessa saadaan käsitys ympäristöhyödykkeen merkityksestä markkinoilla. Merkitys tulkitaan ympäristöhyödykkeen arvoksi. Esimerkkinä todellisista markkinoista ovat kiinteistömarkkinat, jossa kiinteistöjen ympäristön laadun voidaan olettaa vaikuttavan niiden hintaan.

Todellisilla markkinoilla on ympäristön lisäksi monia muita tarkasteltavan hyödykkeen arvoon vaikuttavia tekijöitä. Näiden vaikutus on erotettava ympäristöhyödykkeen vaikutuksesta regressioanalyysillä.

Menetelmän toteutus

Menetelmän periaatteellinen kulku on seuraava (OECD 1994):

1. Määritellään markkinahyödyke ja ympäristöhyödyke (tai -hyödykkeet)
2. Muodostetaan hedonisen hinnan funktio (hedonic price function), jossa määritellään kaikki merkittävät markkinahyödykkeen hintaan vaikuttavat ominaisuudet.
3. Kerätään tietoja markkinahyödykkeen hinnoista joko tietynä hetkenä tai tietyn jakson aikana.
4. Lasketaan ympäristöhyödykkeen vaikutus hyödykkeen hintaan moni- muuttujaregressiolla.

Ostajan kysyntäfunktio kuvaa hänen maksuhalukkuuttaan tietyistä hyödykkeistä hyödykkeen laadun muuttuessa. Myyjän tarjontafunktio kuvaa puolestaan summaa, jonka hän on vielä valmis hyväksymään luovuttaakseen hyödykkeen sen laadun muuttuessa. Myyjän ja ostajan välillä voi syntyä hyödykkeestä kauppa vain, jos nämä kaksi käyrää kohtaavat toisensa. Kun sekä myyjä että ostaja on markkinoilla paljon, saadaan hedonisen hinnan funktion kuvaaja niiden pisteiden kautta piirrettynä käyränä, joilla kauppoo syntyy, eli kysyntä- ja tarjontafunktioiden tasapainokäyränä. (Vainio 1995, OECD 1994)

Omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä olettaa, että tarkasteltavat markkinat ovat täydelliset ja tehokkaat eli ihmiset saavat täydellistä informaatiota ja voivat vapaasti valita haluamansa markkinahyödykkeen. Käytännössä näin ei usein ole, vaan markkinat saattavat olla segmentoituneita tai osin säädeltyjä. (OECD 1994, ECMT 1997)

Menetelmän vaatima aineiston määrä on suuri. Tarvitaan paljon tietoa hyvin erilaisista muuttujista, joiden arvoja voi joskus olla vaikea saada. Hintojen tulisi olla peräisin todellisista kaupoista. Verotuksen vaikutus kauppahintoihin olisi otettava huomioon, jotta hintoja ei yliarvioitaisi. Omaisuuden hintaan voivat vaikuttaa myös spekulatiot tulevasta kehityksestä, mikä hankaloittaa analyysiä, sillä niitä ei voida selittää tarkasteluhetken muuttujia tutkimalla. Ostajien alitajuiset diskonttauskertoimet tulevasta ympäristön laadun muutoksista eivät myöskään ole tiedossa. (OECD 1994, ECMT 1997)

Hedonisen hinnan funktioon tulisi liittää mahdollisimman monta muuttujaa systemaattisen virheen välttämiseksi. Toisaalta liian monen muuttujan käyttäminen voi johtaa selittävien muuttujien keskinäiseen korrelointiin, mikä on regressioanalyysin lähtöoletusten vastaista. (OECD 1994, Nummenmaa ym. 1997) Ympäristöhyödykkeiden kohdalla on määritettävä, mitkä ovat kiinnostavia muuttujia, ja selvitettävä, onko niiden arvoista saatavana tietoa. Käytettäessä vain yhtä ympäristömuuttujaa saatetaan tehdä vääriä päätelmiä, jos muuttuja on kollineaarinen jonkin toisen selittävän tekijän kanssa. Esimerkiksi alueella, jossa on liikenteen vuoksi huono ilmanlaatu, voi olla myös keskimääräistä korkeampi melutaso, ja molemmat tekijät vaikuttavat ostajien päätöksiin. (OECD 1994)

Laadun (esimerkiksi ilman puhtaus) ajalliseen vaihteluun on valittava tarkoitukseen sopivin tarkastelutapa. Omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä perustuu maksuhalukkuuksiin, ja jokaisen tarkastelun kohdalla on mietittävä, onko ympäristöhyödykkeiden laatu ihmisten tiedossa ja kuinka tarkasti ihmiset kykenevät erottelemaan esimerkiksi meluisia alueita hiljaisista alueista.

Useiden ympäristöhyödykkeiden puute tai huono laatu voidaan korvata tai vaikutuksia voidaan lieventää. Esimerkiksi huonoa ilman laatua talossa voidaan parantaa ilmanpuhdistimilla tai melua vaimentaa moninkertaisilla ikkunoilla. Tällaiset toimet vääristävät menetelmän antamia tuloksia, jos otoksen muissa taloissa ei ole vastaavia laitteita.

Ongelmaksi on nähty myös ihmisten suhtautuminen riskeihin. Jos henkilö maksaa maanjäristyksille alttiilla seudulla enemmän päästäkseen keskimääräistä turvallisemmaksi luokitellulle alueelle, hän usein arvioi väärin riskin todennäköisyyden ja suuruuden. Tutkimusten mukaan ihmiset yliarvioivat alhaisten todennäköisyyksien riskit ja aliarvioivat suurten todennäköisyyksien riskit. On myös mahdollista, että riskistä saatavana olevan tiedon määrä ja laatu vaikuttavat päätöksiin. (Hanley ym. 1997)

Toisaalta tavallisten ihmisten arviot riskeistä ovat kuitenkin *arvottomamisen* kannalta yhtä oikeutettuja kuin asiantuntijoiden arviot. Siksi on myös korostettu niiden merkityksen kasvattamista arvioitaessa pienen todennäköisyyden ja vakavien seurausten tapahtumia (Krupnick ym. 1994). Ongelman voi suhteuttaa myös markkinahyödykkeisiin; jos henkilö ostaa tupakkaa kioskista saadakseen mieli-

hyvää, on maksuhalukkuus tupakka-askista oikein hinnoiteltuna myyjän pyytämä rahasumma riippumatta siitä, onko henkilö arvioinut oikein siitä aiheutuvan mielihyvän ja terveysriskin välisen suhteen.

Hedonisen hinnan funktion kulmakerroin kertoo, kuinka paljon on maksettava tietyn verran ympäristön suhteen paremmasta, mutta muuten samanlaisesta hyödykkeestä. Hinnan voi tulkita rajahyödyksi vain, jos päätöksentekijät ovat kaikki samanlaisia, eli kuluttajat ovat ostaneet itselleen juuri rajakustannustansa vastaavan määrän ympäristöhyödykettä. Jos he ovat esimerkiksi saaneet eri määrän informaatiota, ei hedonista hintaa voida tulkita rajahyödyksi. (OECD 1994, Hanley ym. 1997)

Sovellusesimerkkejä

Menetelmä on parhaimmillaan kun markkinat toimivat aktiivisesti ja väestö pitää ympäristön laatua merkittävänä omaisuuden hintaan vaikuttavana tekijänä. Tämän edellytyksenä on, että ympäristön laadun vaikutus elämänlaatuun ja muutokset laadussa ovat selvästi havaittavissa. Myös markkinoiden tulee olla varsin häiriintymättömät ja markkinatoimenpiteiden läpinäkyviä.

Monet omaisuusarvojen muutoksia selvittäneet tutkimukset käsittelevät ilman laadun vaikutusta talojen hintoihin. Tyypillinen on Söderqvistin (1991) tutkimus, jossa arvioitiin radonin aiheuttamien terveysriskien arvoa hedonisten hintojen menetelmällä. Tutkimukseen oli valittu noin 300 radonin saastuttamaa ja noin 1 800 normaalia omakotitaloa, jotka oli myyty vuosina 1981–1987 Tukholman maakunnan alueella. Hedonisen hinnan funktiossa oli yhteensä yhdeksäntoista muuttujaa, joista kuusitoista kuvasi taloa itseään, kaksi (veroäyri, ajoaika Tukholman keskustaan) aluetta ja yksi ympäristön laatua (radonpitoisuus). Tutkimus arvioi maksuhalukkuuden yhden Bq/m³ vähennyksestä olevan 57,50 SEK taloutta kohden.

Kiinteistöjen arvojen avulla on myös analysoitu ilmaston arvoa Italiassa, jossa alueelliset maantieteelliset erot ovat suuria. Hedonisen hinnan funktiossa oli kuusi ilmastoa kuvaavaa muuttujaa sekä 17 aluetta muuten tai sen asukkaita kuvaavaa muuttujaa. Tulokset osoittivat odotetusti merkittävää positiivista vaikutusta ilmaston muuttuessa parempaan suuntaan (vähemmän sadetta, viileämpää, vähentynyt pilvisuus). (Maddison ja Bigano 1997)

Garrod ja Willis (1992) ovat tutkineet Isossa-Britanniassa metsien läheisyyden vaikutusta talojen hintoihin. He yhdistivät tietokannat talojen hinnoista metsähallinnon tietokantaan, joka näytti metsämaan määrän maan jokaisella neliökilometrillä. Työvoimahallinnon tietokannoista saatiin lisämuuttujiksi paikallinen työttömyysaste, väestön tiheys ja ikäjakauma. Koko maata tutkittiin yhtenä markkina-alueena. Tulosten mukaan talojen hinnat nousivat eniten lehtipuuhehtaarien määrän lisääntyessä. Lehtikuusi- ja mäntymetsät nostivat hintoja myös hieman, mutta kuusimetsillä oli jopa negatiivinen vaikutus hintoihin. (Hanley ym. 1997)

Sovellusesimerkki

Suomessa on tutkittu liikenteen aiheuttaman melun vaikutusta talojen hintoihin omaisuusarvojen muutoksia mittaavalla menetelmällä Helsingissä (Vainio 1995). Tutkimuksessa oli mukana 1 522 kerros-, rivi- ja paritaloa, joiden kauppojen hintatiedot kerättiin kiinteistövälittäjältä sekä sijainti- ja kuntotiedot isännöitsijätodistuksista vuodelta 1991. Pääteiltä oli käytettävissä mittaus-tietoja melutasosta, mutta pienempien katujen melutaso jouduttiin arvioimaan. Tarkastelun kohteena oli keskimääräinen melutaso, joka ei erikseen huomioi poikkeustilanteita kuten ruuhkia ja kausivaihteluita.

Hedonisen hinnan funktiossa oli yhdeksäntoista muuttujaa talojen ominaisuuksista, kahdeksan muuttujaa alueen ominaisuuksista sekä seitsemän ympäristömuuttujaa. Helsingin asuntomarkkinoiden todettiin olevan segmentoituneita ainakin keskustaan ja lähiöihin. Melun haitan arvoa tutkittiin vertailun vuoksi myös CV-menetelmällä.

Tulosten mukaan yhden desibelin lisäys taustamelussa aiheutti 0,36 prosentin vähennyksen talojen hintaan taustamelun ollessa suurempi kuin 55 desibeliä. Tämä vastaa keskimääräistä melutasoa erittäin hiljaisella kaupunkikadulla. Kun melutaso nousi 55 desibelistä 65 desibeliin, asuntojen hinta laski keskimäärin 18 420 mk. Tätä tulosta vertailtiin CV-menetelmällä saatuun haitta-arvioon, joka oli 5 160 mk/a tai 10 prosentin laskentakorolla yhteensä 51 600 mk, mikä on huomattavasti korkeampi kuin omaisuusarvojen muutoksia mittaavan menetelmän antama tulos.

Eri menetelmin saatujen tulosten vertailu on mielenkiintoista. On mahdollista, että omaisuusarvojen muutoksia mittaavalla menetelmällä saatu tulos on alhainen, sillä asuntomarkkinoilla ei tutkimushetkellä vallinnut menetelmän edellyttämä lyhytaikainen "tasapainotilanne" vaan hintojen muutos oli vilkasta. CV-menetelmällä saatu tulos voi puolestaan olla korkea sen vuoksi, että vastaajat ovat saamistaan ohjeista huolimatta voineet ottaa huomioon muitakin tekijöitä kuin melun. Vaatimus markkinoiden "tasapainosta" on eräs hedonisen hinnoittelun heikkouksia. Tutkimusraportista on myös pääteltävissä, että tutkimuksen läpivieminen on ollut vaativa ja aikaavievä prosessi sekä vaatinut suuren määrän lähtötietoja.

2.4 Contingent valuation -menetelmä

Menetelmäkuvaus

Contingent valuation -menetelmä (CV-menetelmä) kehitettiin jo 1940-luvulla, mutta sitä sovellettiin ensimmäisen kerran 1960-luvulla. Viime vuosikymmenellä menetelmän käyttö on yleistynyt ja siitä on tullut laajimmin käytetty ympäristöhyödykkeiden taloudellinen arvottomismenetelmä. Vuoteen 1995 mennessä oli tehty yli 2 000 tutkimusta (Carson ym. 1995).

Menetelmä perustuu haastattelututkimuksiin, joissa ihmisiltä kysytään kuinka paljon he olisivat valmiita maksamaan välttääkseen ympäristön laadun huonontumisen tai saadakseen aikaan parannusta tai kuinka paljon heille pitäisi maksaa, jotta he hyväksyisivät tietyn ympäristön laadun huonontumisen. Kysymykset ovat ainakin osittain kuvitteellisia, koska itse haastattelutilanteessa haastattelijalla ei ole tarjota kyseistä hyödykettä vastaajalle.

CV-menetelmässä voidaan selvittää *maksuhalukkuuden* (Willingness-to-Pay, WTP) lisäksi myös *hyväksymishalukkuutta* (Willingness-to-Accept, WTA). Menetelmästä käytettyjä suomennoksia ovat subjektiivisten arvostusten menetelmä sekä

maksuhalukkuusmenetelmä ja suora maksuhalukkuusmenetelmä. Koska suomen-
nokset ovat kömpelöitä tai epätäsmällisiä, on tässä raportissa käytetty englannin-
kielistä termiä ja siitä johdettua lyhennettä CV-menetelmä.

Menetelmän toteutus

CV-menetelmän kulku voidaan jakaa kolmeen osaan:

1. kuvitteellisten markkinoiden luomiseen,
2. haastattelutilanteeseen sekä
3. maksuhalukkuuden arviointiin vastausten perusteella.

Ihmisten ostopäätöksiin vaikuttavat todellisilla markkinoilla hyvin monet seikat. CV-menetelmässä ovat kyseessä kuvitteelliset markkinat, jolloin ihmisille tulisi kuvailla kaikki tekijät, jotka saattavat vaikuttaa heidän vastauksiinsa. Arvotettavan ympäristöhyödykkeen lisäksi tulee kuvailla mm. milloin hyödykettä on saatavissa, kuinka siitä maksetaan (esimerkiksi kertamaksu vai kuukausimaksu), maksavatko myös muut kuin vastaaja sekä mikä instituutio huolehtii maksujen keräämisestä ja skenaarion toteuttamisesta.

CV-tutkimus voidaan toteuttaa kirjekyselyinä, puhelimitse tai henkilökohtaisena haastatteluna. Näistä henkilökohtaisia haastatteluja pidetään yleisesti luotettavimpina ja suositeltavimpina, joskin myös kirjekyselyjä tehdään paljon. Myös kysymys siitä, kuinka paljon vastaaja olisi valmis maksamaan ympäristön laadun muutoksista, voidaan esittää eri tavoin. Vaihtoehtoina ovat tarjouspuu, maksukortti, avoin kysymys ja diskreetin valinnan tekniikka. *Tarjouspuu* (bidding game) on menetelmä, jossa vastaajaa pyydetään maksamaan yhä suurempia ja suurempia summia kunnes hän kieltäytyy eli on saavutettu maksuhalukkuuden yläraja. *Maksukortissa* (payment card) vastaaja saa valita valmiista vaihtoehdoista sen, joka parhaiten vastaa hänen maksuhalukkuuttaan. *Avoimessa kysymyksessä* (open-ended question) vastaajaa yksinkertaisesti pyydetään ilmoittamaan suurin summa, jonka hän on valmis maksamaan. *Diskreetin valinnan tekniikassa* (discrete choice, close-ended question tai dichotomous choice) kukin vastaaja vastaa ainoastaan yhteen kysymykseen siitä, olisiko hän valmis maksamaan jonkin tietyn summan ympäristöhyödykkeestä vai ei. Kun kysymyksiä tehdään riittävän monelle henkilölle käyttäen eri summia, voidaan arvioida keskimääräinen maksuhalukkuus. Tällä hetkellä yleisesti suositeltavimpana pidetään diskreetin valinnan tekniikkaa. Siinä kysymys jäljittelee hyvin normaalia markkinatilannetta, jossa vastaaja voi joko ostaa tai jättää ostamatta hyödykkeen tietyllä hinnalla. Ongelmana menetelmässä ovat sen vaatima suuri haastattelujen määrä sekä tulosten analysoinnin vaikeudet.

Mikäli maksuhalukkuutta on kysytty avoimella kysymyksellä, voidaan keskimääräinen maksuhalukkuus arvioida joko vastausten keskiarvon tai mediaanin perusteella. Diskreetin valinnan tekniikkaa käytettäessä joudutaan käyttämään jonkin verran monimutkaisempia analysointitapoja (mm. Hanley ym. 1997).

Yleensä vastauksista on syytä tehdä myös ekonometrinen analyysi, jossa pyritään selittämään maksuhalukkuuden vaihtelua eri taustatekijöiden avulla. Tällaisia selittäviä tekijöitä ovat mm. vastaajan tulot, hänen saamansa hyödyn määrä sekä hänen sosioekonominen asemansa (ikä, koulutus yms.). Ekonometrisen analyysin avulla voidaan selvittää tutkimuksen luotettavuutta ja tutkia taustalla olevan teorian pitävyyttä. Parhaassa tapauksessa analyysillä voidaan myös laajentaa tutkimuksen soveltamisalaa ja korjata vastaamattomuudesta aiheutunutta virhettä.

CV-tutkimuksiin liittyy useita virhemahdollisuuksia sekä eräitä teoreettisia ongelmia. Mitchell ja Carson (1989) ovat esittäneet yli kolmekymmentä mahdollista virhetyyppiä.

CV-tutkimuksella arvoitettavat ympäristöhyödykkeet ovat tyypillisesti sellaisia, jotka koituvat kaikkien niiden vaikutuspiirissä olevien hyväksi. Ei ole esimerkiksi mahdollista, että hyöty jonkin tehtaan savukaasunpuhdistuksesta kohdistuisi vain niille lähiseudun asukkaille, jotka ovat valmiita maksamaan siitä. Tämän takia joku voi ilmoittaa todellista alhaisemman maksuhalukkuuden, koska arvelee saavansa itselleen hyödyn joka tapauksessa muiden huolehtiessa maksuista. Tällaista virhelähdettä kutsutaan *strategiseksi käyttäytymiseksi*.

Joissain tapauksissa strateginen käyttäytyminen voi aiheuttaa myös maksuhalukkuuden liioittelua. Vastaaja saattaa olla varma, ettei hän joudu koskaan todellisuudessa maksamaan mitään ja ilmoittaa jonkin summan korostaakseen asian tärkeyttä. Samoin mikäli vastaaja tietää, että kaikki muutkin joutuvat maksamaan loppujen lopuksi saman summan kuin hänkin, saattaa hän ilmoittaa todellista suuremman maksuhalukkuuden ja varmistaa näin hänelle mieluisan projektin toteuttamisen. Tämä on esimerkki *vapaamatkustajaongelmasta*.

Strategisen käyttäytymisen aiheuttaman virheen korjaamiseksi on esitetty useita keinoja. Virhe voidaan ehkä havaita vastausten jakaumaa tutkimalla, koska strategisen käyttäytymisen oletetaan "lätistävän" jakaumaa eli aiheuttavan normaalia enemmän pieniä tai suuria vastauksia. Tutkimuslomakkeeseen voidaan myös liittää strategista käyttäytymistä mittaavia kysymyksiä. Myös kysymysmuoto vaikuttaa vastauksiin: diskreetin valinnan tekniikkaa käytettäessä mahdollisuus strategiseen käyttäytymiseen on pieni. Vaikka aiheesta on keskusteltu paljon, on strategisen käyttäytymisen aiheuttama virhe kuitenkin useiden lähteiden mukaan hyvin suunnitellussa CV-tutkimuksessa pieni. (Hoevenagel 1994a, Mitchell ja Carson 1989 ja Hanley ym. 1997)

Joissain tapauksissa on todettu, että vastaajien maksuhalukkuus ei muutu, vaikka arvoitettavan hyödykkeen määrä muuttuu huomattavasti. Desvousges ym. (1993) tutkivat, kuinka paljon ihmiset olivat valmiita maksamaan lintujen suojelemisesta öljyvahingoilta. Vastaajat oli jaettu kolmeen ryhmään, joista yhdeltä kysyttiin maksuhalukkuutta 2 000 linnun pelastumisesta ja muilta 20 000 tai 200 000 linnun säästymisestä. Tutkimuksessa ei voitu todeta keskimääräisen maksuhalukkuuden poikkeavan tilastollisesti merkitsevästi missään näissä tapauksissa, vaikka lintujen lukumäärässä olikin suuri ero. Toisessa tutkimuksessa mitattiin maksuhalukkuutta kolmesta eri luonnonsuojelualueesta erikseen sekä kaikista kolmesta alueesta yhteensä (Diamond ym. 1993). Tässäkään tapauksessa maksuhalukkuus kaikista kolmesta luonnonsuojelualueesta yhteensä ei ollut summa maksuhalukkuudesta suojella erikseen arvoitettuja alueita.

Pääsyyinä tähän ongelmaan pidetään ihmisten halua antaa pieniä summia hyvänä pitämiinsä tarkoituksiin, vaikkeivät saisikaan niistä itselleen mitään hyötyä. Ongelma esiintyykin lähinnä muiden kuin käyttöarvojen arvottamisessa. Tällöin pyritään selvittämään maksuhalukkuutta jostain, joka ei tuota mitään konkreettista hyötyä vastaajalle. Esimerkiksi edellisessä kappaleessa esitellyssä tutkimuksessa ihmiset olivat valmiita maksamaan jonkin verran lintujen suojelemisesta, vaikkeivat koskaan tulisi näkemään yhtään näistä linnuista tai saamaan näistä muutenkaan mitään hyötyä. Tavallisten käyttöarvojen arvottamisessa ongelma ei ole niin suuri. Kaikissa tutkimuksissa on kuitenkin erittäin tärkeää saada vastaajat ymmärtämään mahdollisimman havainnollisesti ja täydellisesti se, mitä ollaan arvottamassa. Erityisesti tulee kiinnittää huomiota hyvin suurten tai hyvin pienten lukujen havainnollistamiseen.

CV-tutkimuksissa kysymys voidaan asettaa kahdella eri tavalla. Voidaan kysyä, kuinka paljon vastaaja olisi valmis maksamaan (WTP), jos ympäristön laatu paranee tai ei huonone. Toisaalta voidaan kysyä, kuinka paljon vastaajalle tulisi

maksaa (WTA), jotta hän hyväksyisi sen, että ympäristön laatu ei parane tai huononee. Käytännön tutkimuksissa on todettu, että WTA-arvot ovat jopa kolme kertaa suurempia kuin vastaavat WTP-arvot. Ensisijaisesti tämä johtuu siitä, että WTA-kysymyksenasettelussa vastaajat eivät juurikaan joudu ottamaan huomioon taloudellisia realiteetteja. WTP-kysymyksissä kysymyksenasettelussa vastaajia kehoitetaan ottamaan huomioon todelliset tulonsa. Tämä saattaa johtua osittain myös siitä, että vastaajien voi olla vaikea kuvitella tilannetta, jossa heille maksettaisiin ympäristön laadun huononemisesta. He saattavat kokea moraalittomaksi ottaa vastaan korvausta ympäristön laadun huononemisesta. Talousteoreettiset selitykset tälle liittyvät lähinnä tulojousto- ja siihen, että rahalla ei ole mahdollista korvata täydellisesti ympäristömuutoksia.

Nykyään CV-tutkimuksissa suositellaan käytettäväksi maksuhalukkuuskysymyksiä, joita käytetäänkin lähes poikkeuksetta. Tätä voidaan perustella mm. sillä, että hyväksymishalukkuustutkimusten suuret arvot voivat olla merkkejä vastausten irrationalisuudesta. Mikäli hyväksytään talousteoreettiset selitykset siitä, että WTA-arvot todella ovat huomattavasti WTP-arvoja suurempia, joudutaan tapauskohtaisesti pohtimaan uudelleen, kumpaa kysymysmuotoa missäkin CV-tutkimuksessa tulisi käyttää.

Vastaajille tulisi antaa mahdollisimman kattavasti tietoa arvoitettavasta ympäristöhyödykkeestä sekä käytettävästä maksutavasta. Vastaajille annettavan informaation lisääntyessä myös maksuhalukkuus yleensä kasvaa (Hanley ym. 1997). Jossain vaiheessa on siis pohdittava, kuinka paljon informaatiota keskimääräinen vastaaja voi omaksua ja ymmärtää. Toisaalta voidaan myös kysyä, kertooko paljon informaatiota saaneen vastaajan maksuhalukkuus enää mitään vähemmän tietoa saaneen keskimääräisen väestön maksuhalukkuudesta.

Sovellusesimerkkejä

Kuten aiemmin mainittiin, on CV-menetelmä tällä hetkellä eniten käytetty taloudellinen arvottamismenetelmä. Menetelmä on erittäin laajakäyttöinen ja sitä on sovellettu hyvin monenlaisiin tapauksiin. Tulokset soveltuvat käytettäväksi myös muiden menetelmien (esimerkiksi altistus–vaikutusfunktioihin perustuvan vaikutuspolkumenetelmän) osana.

Öljytankkeri Exxon Valdez haaksirikkoutui Alaskan rannikolla 1989. Onnettomuutta seuranneiden oikeustapausten aikana heräsi kysymys siitä, voidaanko CV-menetelmää käyttää aiheutuneiden tuhojen rahalliseen arvioimiseen ja vahingonkorvausten määrittämiseen. Tämän selvittämiseksi perustettiin tutkimusryhmä (Arrow-Solow-paneeli, Arrow ym. 1993). Siinä pidettiin maksuhalukkuusmenetelmän käyttöä mahdollisena sekä annettiin ohjeita tutkimuksen toteuttamiseksi. Raportti on sen julkaisemisen jälkeen ollut CV-tutkimusten luotettavuuden arvioinnin lähtökohtana. Kaikkia ryhmän esittämiä suosituksia ei kuitenkaan ole hyväksytty sellaisenaan vaan niistä on käyty jatkuvaa keskustelua. Osa ryhmän yli kahdestakymmenestä suosituksesta on melko itsestään selviä ja osa liittyy vain vahingonkorvausoikeudenkäyntiä varten tehtyihin tutkimuksiin (mm. Carson ym. 1995).

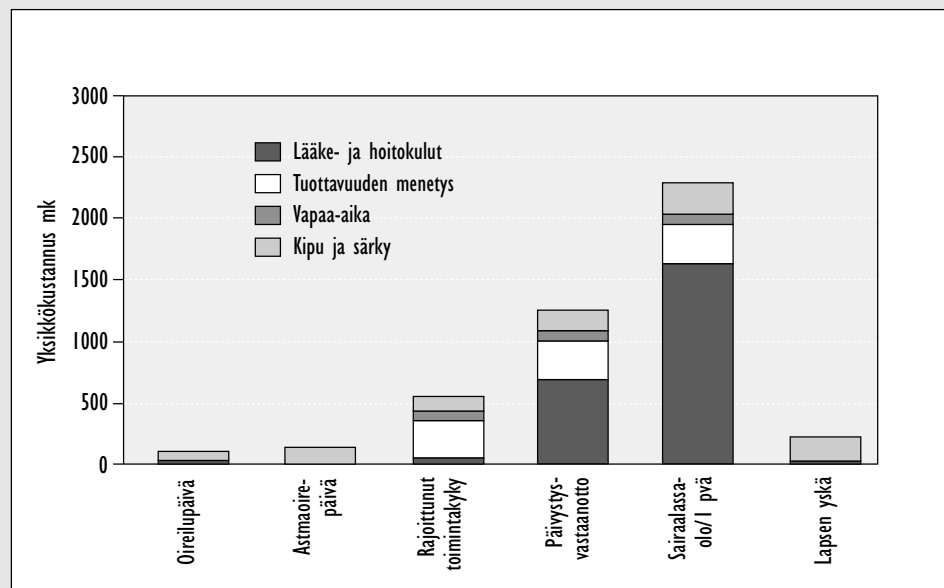
Terveysvaikutusten kustannuksia selvittäviä CV-tutkimuksia on tehty sekä sairastumis- että kuolemanriskin arvottamiseksi. Tuoreimpia ovat mm. Alberini ym. (1994), Halvorsen ym. (1996) ja Navrud (1997). Energia-Ekono (1998b) teki aiheesta tutkimuksen Suomen pääkaupunkiseudulla ja samankaltainen pilot-tutkimus tehtiin aiemmin Tampereella (Energia-Ekono ja Maa ja Vesi 1996).

Perinteistä CV-menetelmän ydinaluetta ovat olleet ainutlaatuisten luonnon-suojelun alueiden sekä uhanalaisten lajien taloudellinen arvottaminen. Näitä, kuten muitakin eurooppalaisia arvottamistutkimuksia, on referoitu mm. Navrudin (1992) kirjassa.

Suomessa CV-tutkimuksia on tehty edellä kuvattujen tutkimusten lisäksi mm. virkistyskalastuksen arvosta (Sipponen 1987), metsästyksen arvosta (Ovaskainen ym. 1991), Oulujärven virkistysyödyistä (Mäntymaa 1993), kuluttajien talousveden laatuun liittyvistä preferensseistä (Tervonen 1994), jätteiden kierrätyksestä (Huhtala 1995), maaseutumaiseman arvosta (Aakkula 1997) sekä torjunta-aineiden käytön vähentämisen arvosta (Siikamäki 1997).

Sovellusesimerkki

Energia-Ekono toteutti contingent valuation -tutkimuksen terveysvaikutusten kustannuksista Suomen pääkaupunkiseudulla (1998b). Tavoitteena oli selvittää, kuinka paljon asukkaat olisivat valmiita maksamaan, mikäli he pystyisivät välttämään eräitä ilmansaasteiden aiheuttamia terveysvaikutuksia. Lisäksi pyrittiin selvittämään, mistä taustatekijöistä maksuhalukkuus riippuu ja kuinka saadut arvot suhtautuvat vastaaviin ulkomaisiin tutkimustuloksiin. Tutkimuksessa laadittiin ympäristökustannusten arvioimisessa tarvittavat sairastapausten yksikköarvot seuraaville oireille: lievä oireilupäivä, astmaoirepäivä, rajoittuneen toimintakyvyn päivä, päivystysvastaanottokäynti, sairaalassaolo/päivä ja lapsen yskä. Näitä sovellettiin kyseisten oireiden lisäksi muutamien muiden samaa vakavuusastetta olevien oireiden arvottamiseen.



Tutkimus toteutettiin kirjekyselynä, jonka otos oli 2 000 henkilöä. Kyselyn vastausprosentti oli 37, mikä on alhainen, mutta tyypillinen vastausprosentti kirjekyselynä toteutetuille CV-tutkimuksille. Kysymysmuotona oli maksukortin muunnelma. Tulokset on esitetty yllä olevassa graafissa. Graafissa on esitetty yksikköarvot, jotka muodostuvat lääke- ja hoitokuluista, tuottavuuden menetyksestä sekä kyselyn tuloksena saadusta maksuhalukkuudesta välttää kipu ja särky sekä laadukkaan vapaa-ajan menetys.

Näitä terveysvaikutusten yksikköarvoja ja muiden ympäristövaikutusten (materiaalihaitat, luontovaikutukset ja ilmastonmuutos) kohdalla markkinahintoja sovellettiin kahteen tapaustarkasteluun. Toinen tarkastelukohde oli Helsingin Energian Hanasaari B-voimalaitoksen rikinpoistolaitoksen käyttöönotto. Toinen kohde oli teoreettinen tarkastelu, jossa Helsingin kaupungin liikennelaitoksen koko nykyinen citydieselä polttoaineenaan käyttävä linja-

autokalusto vaihdettaisiin maakaasubusseihin. Tapaustarkasteluissa sovellettiin vaikutuspolkumenetelmää. Rikinpoistolaitoksen ympäristöhyötyjen nettoarvo arvioitiin noin 12 milj. markaksi vuosittain. Samaan aikaan rikinpoistolaitoksen käyttö- ja kunnossapitokustannukset olivat 11 milj. mk ja investointien poistot 16,5 milj. mk vuodessa. Linja-autojen polttoainemuutoksen ympäristöhyödyt arvioitiin yhteensä noin 33 miljoonaksi markaksi vuosittain. Muutoksen vaatimien investointien pääomakustannukset olisivat 5–15 prosentin laskentakorolla laskettuna 13–22 milj. mk vuodessa polttoainekustannusten noustessa noin 2 milj. mk vuodessa.

CV-menetelmä osoittautui käyttökelpoiseksi terveysvaikutusten yksikkökustannusten muodostamisessa myös Suomessa; muualta vastaavia sovelusesimerkkejä on ollut jo saatavissakin. Tutkimus oli kuitenkin käytännössä varsin aikaavievä ja työläs toteuttaa sekä vaati useiden eri alojen asiantuntijoiden yhteistyötä. Vaikutuspolkumenetelmää käytettiin hyväksi tapaustarkastelujen kustannus-hyötyanalyysissä. Näihin se sopikin varsin hyvin. Ongelmana olivat lähinnä maantieteelliset rajaukset sekä rajatut mahdollisuudet arvioida eräiden vaikutusten ympäristökustannuksia. Koska leviämismallilaskelmat voitiin tehdä vain rajatulle alueelle, jouduttiin esimerkiksi terveysvaikutukset arvioimaan vain paikallisesti, mikä johtaa lievään aliarvioon muutoksista. Samoin kaikkia vaikutuspolkuja, kuten otsonin terveysvaikutuksia, ei voitu pitoisuustietojen epävarmuuden vuoksi ottaa mukaan tarkasteluun. Pitoisuustiedot, maantieteelliset rajaukset ja altistus-vaikutusfunktioiden puute eräille tunnetuille vaikutuspoluille ovatkin menetelmän käytännön toteuttamisessa yleisimpiä vaikeuksia.

2.5 Tulostensiirtomenetelmä

Menetelmän kuvaus

Tulostensiirtomenetelmä (benefit transfer method) ei ole itsessään arvottamismenetelmä, vaan siinä siirretään aikaisempien tutkimusten tuloksia⁴ – tarvittaessa lähtöarvojen erot huomioon ottaen – käytettäväksi tarkasteltavan kohteen arvottamisessa. Sitä voidaan siksi kutsua *sekundääriseksi* tai *historialliseksi* ympäristökustannusten arviointimenetelmäksi. (ADB 1996, OECD 1994)

Tulostensiirtomenetelmällä on kaksi kiistatonta etua primäärisiin arvottamismenetelmiin verrattuna; se on nopeampi ja halvempi. Alhaisemmat kustannukset johtuvat luonnollisesti menetelmän nopeudesta, mutta myös tietojen keruu on helpompaa kuin primäärisissä menetelmissä. Parhaimmillaan menetelmä on, kun tarkasteltava kohde muistuttaa ominaisuuksiltaan paljon alkuperäistä kohdetta, tilanteen muutos tarkasteltavassa kohteessa on samanlainen kuin alkuperäisessä kohteessa, alkuperäinen tutkimus on hyvin laadittu ja resurssit (aika, raha, henkilöstö) eivät riitä korkeatasoisempaan tutkimukseen.

Nopeudella ja alhaisilla kustannuksilla on kuitenkin varjopuolia, jotka vaikuttavat tuloksiin. Menetelmän luotettavuutta on testattu virkistyskohteissa maksuhaluuskyselyillä, ja se on todettu heikoksi (Downing ja Ozuna 1996, Krupnick 1995, OECD 1994). Ei ole kuitenkaan mahdotonta, ettei menetelmä pystyisi joissakin tapauksissa antamaan myös luotettavampia tuloksia kuin ensisijaiset arvottamismenetelmät (OECD 1994). Tulostensiirtomenetelmälle on esitetty standardin tekemistä. Standardissa ohjattaisiin vaikutusten laajuuden määrittämistä,

⁴ Tuloksilla tarkoitetaan aikaisempien tutkimusten tuottamaa lisäarvoa. Tämä ei tarkoita pelkästään lopputuloksia, vaan myös käytettyjä funktioita jne.

lähteiden valintaa ja arviointia, lähteiden käyttöä ja virheiden arviointia sekä annettaisiin ohjeita standardin soveltamiseksi (Smith 1992, 1996). Karkeat ohjeet menetelmän soveltamiselle on esittänyt mm. Aasian kehityspankki (ADB 1996).

Käytännössä primäärisen menetelmän ja tulostensiirtomenetelmän raja on häilyvä. Monissa ympäristökustannusten tutkimuksissa joudutaan yhdistelemään eri menetelmien antamia tuloksia tai soveltamaan muualta saatua tietoa.

Menetelmän toteutus

Menetelmän peruskulku on seuraava (ADB 1996):

1. Valitaan sopivimmat lähteet eli viitekohteet (study sites) tulostensiirtoon.
2. Sovitetaan lähteiden parametrit tarkasteltavaan kohteeseen (policy site).
3. Lasketaan uudet haittojen/hyötyjen arvot aikayksikköä kohden.
4. Arvioidaan haittojen/hyötyjen ajalliset kestot.
5. Lasketaan kokonaiskustannukset sovittua diskonttauskerrointa käyttäen.

Tulostensiirtomenetelmä voidaan toteuttaa joko *asiantuntijapaneelilla* tai *meta-analyysillä*. Asiantuntijapaneeli arvioi, voidaanko jotakin tiettyä tutkimusta käyttää tulostensiirtoon sekä millaisia muutoksia tarkasteltavan kohteen suhteen vaaditaan. Meta-analyysi on menetelmä, jolla voidaan käsitellä useaa, samaa aihetta selvittänyttä tutkimusta, kun niiden taustat ovat erilaisia. Meta-analyysissä yritetään löytää systemaattisia eroja lopputulosten ja taustamuuttujien välillä ja soveltaa saatuja tuloksia tarkasteltavan kohteen arvottamiseen. Muodollisesti toteutettuna se on työläs toimintatapa. (Euroopan komissio 1995)

Lähdettä tai viitekohdetta etsittäessä on kiinnitettävä huomiota seuraaviin seikkoihin (ADB 1996, Krupnick 1995):

- Ympäristövaikutusten tulisi olla samantyyppisiä ja -suuruisia tarkasteltavan kohteen kanssa.
- Myös paikan ja väestön sosioekonomisten ominaisuuksien pitäisi olla samankaltaisia.
- Mahdolliset kulttuurierojen vaikutukset on analysoitava tarkasti.
- Lähteen tekninen laatu on tarkastettava. Tulisi käyttää uusimpia tutkimuksia ja alkuperäisiä raportteja, joiden on täytettävä yleiset tieteelliset vaatimukset.

Tulostensiirtomenetelmällä saaduissa arvoissa on aina alkuperäisen tutkimuksen virheiden lisäksi myös tulosten siirrosta johtuvia virheitä. Arvottajan tehtävä on arvioida niiden suuruus. Menetelmän käytöstä olisi syytä luopua, jos joistakin vaikutuksista on liian vähän tietoa, oleellisten parametrien muuntaminen tarkasteltavaan kohteeseen sopiviksi ei ole mahdollista ja alkuperäinen ja tarkasteltava kohde ovat liian erilaisia esimerkiksi väestöpohjaltaan tai mittakaavaltaan.

Sekä fysikaalisia että taloudellisia parametreja voidaan muuttaa. Parametrien muuttaminen on pääsääntöisesti sitä helpompaa, mitä enemmän informaatiota molemmista kohteista on löydettävissä. Fysikaalisia arvoja voidaan muuttaa joko lähtöarvoja muokkaamalla tai muuntamalla esimerkiksi altistus–vaikutusfunktioita kohteeseen paremmin sopivaksi. Taloudellisia arvoja voidaan muuttaa valitsemalla suoraan alkuperäisessä tutkimuksessa käytetty ”sopivin” tai ”todennäköisin” arvo, käyttämällä useasta tutkimuksesta saatua arvon vaihteluväliä tai keskiarvoa tai siirtämällä kysyntäfunktio alkuperäisestä tutkimuksesta tarkasteltavaan kohteeseen sellaisenaan tai muunnettuna. (ADB 1996, Euroopan komissio 1995)

Tulevaisuuden haittojen ja hyötyjen taloudellinen arvottaminen on aina subjektiivista. Laskentakoron merkitys korostuu kun tarkastellaan pitkälle tulevaisuuteen ulottuvia ympäristövaikutuksia kuten ilmastonmuutosta. (ADB 1996)

Euroopan komission ExternE-tutkimusohjelmassa kehitetty vaikutuspolkumenetelmään perustuva tietokoneohjelma EcoSense sisältää tietokannan erilaisista altistus–vaikutusfunktioista ja rahallisista yksikköarvoista. Myös Yhdysvaltain happaman laskeuman arviointiohjelmassa (NAPAP 1991) käytetty tietokoneohjelma TAF (Tracking and Analysis Framework) perustuu tulostensiirtomenetelmän hyväksikäyttöön. Tällaisten ohjelmien kehittäminen on eräänlaista automatisoitua tulostensiirtoa, minkä tarkoituksena on nimenomaan yksinkertaistaa ja nopeuttaa arvottamista ja tehdä siitä käyttäjälle helppoa. Käyttäjän on kuitenkin tärkeää tuntea metodologinen perusta ja raportoida käytetyt lähtötiedot ja oletukset yhtä huolellisesti kuin alkuperäistutkimuksia tehtäessä.

Sovelluskohteita

Tulostensiirtomenetelmää on käytetty varsin laajasti mm. ExternE:ssä. Toteutus-tapana on ollut lähinnä asiantuntijapaneeli, jonka apuna on käytetty epävirallista meta-analyysiä. Tilastollinen elämän arvo⁵ määriteltiin käyttäen hyväksi asiantuntijapaneelia ja useaa aikaisempaa tutkimusta. Tarkasteltujen eurooppalaisten tutkimusten (CV-menetelmä, palkka-riskimenetelmä, markkinapohjaiset selvitykset) keskiarvo vaihteli välillä 0,7–6,0 milj. euroa. Eliminoimalla eräitä poikkeuksellisia tuloksia päästiin vaihteluväliin 2,1–3,0 milj. euroa, josta otettiin keskiarvoksi 2,6 milj. euroa vuoden 1990 hintatasolla. Arvoa on myöhemmin päivitetty kuluttajanhintaindeksin kehityksen perusteella 3,1 milj. euroon vuoden 1995 hintatasolla. (Euroopan komissio 1995)

Utahin yliopistossa on tutkittu ongelmajätteiden kuljetusta ja käsittelyä Yhdysvaltain ja Meksikon välisellä rajalla algoritmilla, jossa on käytetty tulostensiirtomenetelmää. Kysyntäfunktion muoto ja kysynnän jousto siirrettiin Bostonissa, Massachusettsissa, tehdystä tutkimuksesta ja yhdistettiin Albuquerqueissa, New Mexicossa, tehtyyn CV-tutkimukseen. CV-tutkimuksella saatiin paikalliset sosioekonomiset tekijät ja maksuhalukkuus. Seuraavassa vaiheessa Albuquerqueen tulokset siirrettiin edelleen itse raja-alueelle. (Gegax ym. 1995)

⁵ Tilastollinen elämän arvo on maksuhalukkuuden ja riskin muutoksen osamäärä. Jos maksuhalukkuus kuolemisriskin vähentymisestä 1110000 on 100 euroa, on tilastollinen elämän arvo $10\,000 \cdot 100 \text{ euroa} = 1\,000\,000 \text{ euroa}$.

Sovellusesimerkki

Hongisto ym. (1997) käyttivät tulostensiirtomenetelmää mm. aurinkosähkön ulkoisten kustannusten laskentaan. Tavoitteena oli arvioida aurinkosähköjärjestelmien, aurinkokeräimien, energiansäästöikkunoiden ja eristeiden kilpailukykyä, jos ulkoiset kustannukset otettaisiin huomioon taloudellisissa laskelmissa.

Kustannuksia kartoitettiin sveitsiläisen ulkoiskustannustutkimuksen (Ott ja Koch 1996) perusteella. Aurinkojärjestelmien aiheuttamista ympäristökustannuksista merkittävä osa syntyy laitteiden valmistuksen vaatiman sähkön tuottamisen aiheuttamista päästöistä, mikä otettiin huomioon elinkaaritarkastelussa. Haitoiksi saatiin 3 kW:n aurinkosähköjärjestelmässä 3 690–6 940 Sveitsin frangia (1993) nykyiselle monikidepiipaneelille ja 1 660–2 123 Sveitsin frangia tulevaisuuden yksikidepiipaneelille. Haitat painoutuivat rikkidioksidille typenoksidien ja hiukkasten ollessa muut merkittävät päästökäsit.

Hongiston ym. tutkimuksessa tulostensiirrossa tehtiin seuraavat muunnokset ja oletukset:

- Sveitsiläisen tutkimuksen aurinkosähköjärjestelmän valmistamiseen liittyvät ulkoiskustannukset muunnettiin Suomen rahaan vuoden 1993 ostovoimapariteettien suhteella ja korjattiin vastaamaan vuoden 1995 hintatasoa.
- Paneelit on valmistettu joko Sveitsissä tai Keski-Euroopan sähkön tuottajien unionin UCPTEn sähköjärjestelmän alueella.
- Sähköä ei varastoida akustossa, vaan se syötetään verkkoon.
- Aurinkosähkölaitoksen eliniäksi oletetaan 30 vuotta.
- Laitos sijaitsee Imatran Voima Oy:n Kopparnäsin aurinkovoimalaitoksen olosuhteita vastaavassa paikassa, jolloin vuotuisesti huipputehon käyttöajaksi oletetaan 750 h/a.

Tulokset olivat siirron jälkeen 16–30 p/kWh nykyiselle monikidepiipaneelille ja 7–13,5 p/kWh tulevaisuuden yksikidepiipaneelille.

Tulostensiirtomenetelmän soveltaminen tähän sovelluskohteeseen ei sisältänyt erityisiä ongelmia ja menetelmää pidettiin tässä tapauksessa soveltuvana, sillä aurinkosähkön kohdalla merkittävimmät vaikutukset aiheutuvat laitteiden elinkaaren muiden vaiheiden (esimerkiksi laitteiden tuotannon) kuin käytön aikana.

Arvottamismenetelmien vertailua

3.1 Arvottamismenetelmille asetettavia vaatimuksia

Arvotettaessa ympäristökustannuksia keskeisiä harkinnan kohteita ovat, mikä metodologia on teoreettisesti kestävin ja toisaalta, mitä menetelmiä on mahdollista soveltaa käytännössä. Tuskin mikään menetelmä voi ottaa huomioon tarkastelun kohteen kaikkien ympäristövaikutusten kustannuksia, mutta sekä ne vaikutukset, joiden ympäristökustannukset on voitu arvioida että ne, joille näitä arvioita ei ole voitu tehdä, on syytä raportoida päätöksenteon tueksi. Keskeisiä tekijöitä ympäristövaikutusten taloudellisessa arvioinnissa ovat sopivan arvottamismenetelmän valinta, diskonttaaminen sekä riskien ja epävarmuuksien huomioon ottaminen.

Kirjallisuudessa on esitetty hyvin vähän eri menetelmien vertailua ja useimmat vertailut eivät ole kattavia vaan keskittyvät kahden tai kolmen menetelmän väliseen vertailuun. Vertailuun ei myöskään ole kehitetty yleispäteviä mittareita. Hoevenagel (1994b) on esittänyt vertailukriteerejä, joita on tässä sovellettu. Menetelmien teknistä soveltuvuutta voidaan mitata niiden *teoreettisten perusteiden pätevyydellä ja luotettavuudella* (validity and reliability) sekä *kattavuudella* (comprehensiveness). Käytännön soveltuvuuden mittareita ovat *soveltuvuus erilaisiin kohteisiin* (completeness) ja *menetelmän toteuttamisen helppous*.

Optimaaliseen arvottamismenetelmään voidaan liittää näiden kriteerien lisäksi vaatimukset *läpinäkyvyydestä* (transparency) ja *johdonmukaisuudesta* (consistency). Läpinäkyvyys tarkoittaa arvottamisprosessin, tulosten ja niihin liittyvien epävarmuustekijöiden selkeää ja kattavaa kuvattavuutta. Johdonmukaisuus metodologiassa, käytettävissä malleissa ja lähtöoletuksissa mahdollistaa erilaisten tekniikoiden, kohteiden ja sektorien yhteismitallisen tarkastelun. Useimmiten menetelmille asetettavien erilaisten vaatimusten sekä taloudellisten reunaehtojen välillä joudutaan tekemään kompromisseja.

Idealisella menetelmällä on oltava vankka tieteellinen pohja. Jokaista erillistä vaikutusta pitäisi voida tarkastella erikseen, jotta ympäristössä tapahtuvien muutosten merkitys tulisi selkeästi esiin. Kaikkein lähimpänä ideaalista menetelmää on ExternE-projektissa kehitetty vaikutuspolkumenetelmä (impact pathway method), kun altistus–vaikutusfunktioin arvioitujen ympäristömuutosten taloudellinen kokonaisarvo arvioidaan tekemällä vaikutuskohtaisia CV-tutkimuksia.

3.2 Menetelmien vertailua

Seuraavassa esitetään eri menetelmien vertailua. Arvio teknisestä soveltuvuudesta on tehty yleisemmästä näkökulmasta kaikkien sovellusalueiden kannalta, mutta käytännön soveltuvuutta arvioitaessa erityistä huomiota on kiinnitetty menetelmien soveltuvuuteen ilmansaastepäästöjen erilaisten vaikutusten arvioinnissa.

Taulukossa 2 on esitetty tämän raportin laatijoiden subjektiivinen käsitys siitä, miten eri menetelmät vastaavat edellä mainittuja arviointikriteerejä. Kriteerikohtaiset arviot kuvaavat paremmin menetelmien välisiä suhteellisia eroja kuin sitä, miten hyviä menetelmät absoluuttisesti mitattuna ovat. Kriteereistä ei voida kuitenkaan suoraan päätellä ”keskimääräistä paremmuutta”.

Valittaessa menetelmää tiettyyn arvottamiskohteeseen kriteerit eivät ole samanarvoisia. Menetelmän on oltava sellainen, jolla kohteen taloudellinen arvo on ylipäättänsä mahdollista arvioida. Tärkein kriteeri on tulosten laadusta kertova pätevyys ja luotettavuus. Ne korostuvat, sillä ei ole mitään mieltä käyttää menetelmää, jolla ei uskota saatavan oikeita tuloksia. Muiden kriteerien painoarvo riippuu sovellustilanteesta. Käytännössä toteuttamisen helppous on monissa tilanteissa olennaisen tärkeä kriteeri. Kattavuuden suhteen joudutaan tekemään usein kompromisseja, mutta tällöin on kuitenkin identifioitava ne arvot, jotka jäävät arvottamisprosessissa selvittämättä.

Taulukko 2. Arviointimenetelmien metodologinen arviointi. Tekninen soveltuvuus on arvioitu yleisemmästä näkökulmasta eli useilla sovellusalueilla ja käytännön soveltuvuus ilmansaasteiden vaikutusten arvioinnin kannalta.

Kriteeri Menetelmä	Tekninen soveltuvuus		Käytännön soveltuvuus	
	Pätevyys ¹ ja luotettavuus ²	Kattavuus ³	Soveltuvuus erilaisiin kohteisiin ⁴	Toteuttamisen helppous ⁵
Vaikutuspolkumenetelmä	erittäin hyvä	hyvä	hyvä	hyvä
Omaisusarvojen muutos	hyvä	kohtuullinen	heikko	kohtuullinen
Vältettyjen kustannusten menetelmä	kohtuullinen	kohtuullinen	heikko	kohtuullinen
Contingent valuation -menetelmä	hyvä	erittäin hyvä	erittäin hyvä	hyvä
Tulostensiirto	riippuu siirrettävistä tuloksista		erittäin hyvä	erittäin hyvä

¹ Pätevyys = Mitäaiko menetelmä sitä mitä sen on tarkoituskin mitata?

² Luotettavuus = Kuinka luotettavasti menetelmä antaa oikean tuloksen toistetuissa mittauksissa?

³ Kattavuus = Mitä kustannustekijöitä menetelmä ottaa huomioon?

⁴ Soveltuvuus = Kuinka monien erilaisten ympäristöhyödykkeiden arvoa menetelmällä voidaan arvioida?

⁵ Toteuttamisen helppous = Mitkä ovat menetelmän vaatimat resurssit?

Hoevenagel (1994b) on arvioinut joitakin menetelmiä samoilla kriteereillä. Taulukossa 3 on esitetty hänen arvioimansa soveltuvuus. Suurimmat erot taulukoissa 2 ja 3 esitetyissä arvioissa ovat vaikutuspolkumenetelmässä (Hoevenagelin arvioinnissa altistus–vaikutusmenetelmä), jossa tässä useimmat kriteerit ovat saaneet hiekan paremman arvion. Vaikutuspolkumenetelmän parempi arvio taulukossa 2 on perusteltavissa sillä, että menetelmä on kehittynyt merkittävästi vuoden 1994 jälkeen, jolloin Hoevenagel esitti oman arvionsa, joka pohjautui silloin käytössä olleeseen suppeampaan altistus–vaikutusmenetelmään. Käyttöön on saatu uusia funktioita, on alettu soveltaa muilla arvottamismenetelmillä saatuja vaikutusten yksikköarvoja ja lisäksi on kehitetty käytännön toteutusta helpottavia ohjelmistoja. Myös kattavuus on parantunut, kun yksikköarvoina käytetään CV-menetelmällä muodostettuja yksikköarvoja pelkkien markkinahintojen sijasta.

Taulukossa 4 on esitetty Euroopan komission julkaisemassa oppaassa ympäristövaikutusten arvioinnista kehitysyhteistyöprojekteissa (Euroopan komissio...1993) suoritettu menetelmien vertailu. Taulukossa käytetty menetelmien jaottelu on erilainen kuin tässä raportissa käytetty.

Taulukko 3. Arviointimenetelmien metodologinen arviointi (Hoevenagel 1994b).

Kriteeri Menetelmä	Pätevyys ja luotettavuus	Kattavuus	Soveltuvuus erilaisiin kohteisiin	Toteuttami- sen helppous
Altistus–vaikutusmenetelmä	kohtuullinen	erittäin heikko	hyvä	kohtuullinen
Omaisusarvojen muutos	kohtuullinen	kohtuullinen	heikko	kohtuullinen
Matkakustannusmenetelmä	kohtuullinen	kohtuullinen	heikko	kohtuullinen
Vältettyjen kustannusten menetelmä	kohtuullinen	kohtuullinen	heikko	kohtuullinen
Contingent valuation -menetelmä	kohtuullinen	erittäin hyvä	erittäin hyvä	hyvä

Taulukko 4. Taloudellisten arvottamismenetelmien vertailua (Euroopan komissio...1993).

Ominaisuudet				
Lähesty- mistapa	Menetelmä	Tietojen keräämisen tarve	Heikkoudet	Vahvuudet
Markkinoihin perustuvat	Tuotanto- vaikutus	vähän	Jättää usein huomiotta sekundaariset ja kumulatiiviset vaikutukset.	Suhteellisen helppo käyttää. Päätäjien näkökulmasta ymmärrettävä.
	Ansionmenetys	vähän	Eettisesti kyseenalainen.	Lähtötietojen saatavuus usein hyvä.
	Ennallistamis- kustannukset	keski- määräisesti	Korjaavien toimenpiteiden kustannuksilla ei ole välttämättä yhteyttä markkinavoimiin.	Suhteellisen helppo toteuttaa. Lähtötietojen saatavuus usein hyvä.
Kokeelliset markkinat	Contingent valuation	paljon	Vastaaajan tulotason vaikutus. Erot maksu- ja kompensatio- halukkuuden välillä. Tulkinnan vaikeus.	Hyödyllinen projektivaihto- ehtojen / ympäristönsuojelu- investointien esikarsinnassa. Paljon kokemuksia käytöstä kehitysmaissa.
Hedonisen hinnoittelun menetelmät	Omaisuus- arvojen muutos	vähän	Kilpailuja omaisuusmarkkinoita ei ehkä ole. Vaativa tilastollinen analyysi.	Hyvä indikaattori isoissa projekteissa.
	Matkakustannus- menetelmä	paljon	Puutteellinen jos sosioekonomisia tekijöitä ei tunneta hyvin.	Hyödyllinen jos etäisyys on päämuuttuja (vapaa-aika, kehitysmaiden polttopuu- ja vesihuolto).
	Korvaavat hyödykkeet	vähän	Epätarkka jos läheistä korvaavaa hyödykettä ei ole.	Suhteellisen helppo käyttää. Päätäjien näkökulmasta ymmärrettävä.

3.2.1 Pätevyys ja luotettavuus

Pätevyys ja luotettavuus ovat käsitteinä hyvin lähellä toisiaan. Pätevyydellä eli *validiteetilla* tarkoitetaan, mittaako menetelmä sitä mitä sen on tarkoituskin mitata. Luotettavuudella eli *reliabiliteetilla* mitataan, kuinka luotettavasti menetelmä antaa oikean tuloksen toistetuissa mittauksissa. Pätevyys ja luotettavuus voidaan edelleen jakaa seuraavasti (Hoevenagel 1994b):

1. *Teoreettinen perusta (content validity)*: vastaako menetelmän teoreettinen perusta tarkasteltavaa ongelmaa?
2. *Rakenteellinen pätevyys (construct validity)*: voidaanko saatu tulos selittää teorian mukaisesti tiettyjen taustamuuttujien (esimerkiksi tulojen) tuloksena?
3. *Erottelukyky (divergent validity)*: saadaanko menetelmällä erilaisia tuloksia, kun todellinen arvo muuttuu?
4. *Yhtenevyys (convergent validity)*: antavatko eri menetelmät samasta mitattavasta asiasta saman tuloksen?
5. *Ennustettavuus (predictive validity)*: vastaako saatu tulos ennakkokäsitystä tuloksen suuruudesta?
6. *Luotettavuus (reliability)*: saadaanko menetelmällä useammalla mittauksella sama tulos?

Menetelmien pätevyyden ja luotettavuuden arviointi on erittäin vaikeaa, koska käsitteet ovat moniulotteisia ja aihetta käsitteleviä tutkimuksia on tehty vähän (Hoevenagel 1994b). Taulukossa 5 on esitetty tämän raportin tekijöiden arvio. Perustelut on kuvattu lyhyesti taulukon jälkeen. Rakenteellisesta pätevyydestä on useimpien menetelmien kohdalla vain vähän näyttöä. Toistaiseksi on tehty vain muutamia tutkimuksia, joissa samaan mitattavaan asiaan on sovellettu eri arvottamistekniikoita (yhtenevyys). Muutamissa tapauksissa CV-menetelmä on antanut korkeampia tuloksia kuin omaisuusarvojen muutos -menetelmä.

Taulukko 5. Arviointimenetelmien pätevyyden ja luotettavuuden osatekijöiden arviointi.

Kriteeri Menetelmä	Teoreettinen perusta	Erottelukyky	Ennustet- tavuus	Luotettavuus	Yhteenveto
Vaikutuspolku- menetelmä	hyvä	erittäin hyvä	erittäin hyvä	erittäin hyvä	erittäin hyvä
Vältetyt kustannukset	heikko	erittäin heikko	erittäin hyvä	hyvä	kohtuullinen
Omaisuusarvojen muutos	kohtuullinen	heikko	erittäin hyvä	hyvä	hyvä
Contingent valuation	hyvä	heikko	hyvä	hyvä	hyvä
Tulostensiirto	riippuu siirrettävistä tuloksista (menetelmä, toteutus)				

Vaikutuspolkumenetelmä (vaikutusketjumenetelmä, impact pathway method) on altistus–vaikutusmenetelmästä kehitetty kattavampi arvottamismenetelmä. Kun perinteinen altistus–vaikutusmenetelmä arvioi vain fyysisiä ympäristövaikutuksia, jatkaa vaikutuspolkumenetelmä taloudelliseen arvottamiseen asti.

Vaikutuspolkumenetelmän pätevyyden ja luotettavuuden arviointi sisältää siis kaksi osatekijää: vaikutusten ja niiden markkamääraisten kustannusten arvioinnin pätevyyden ja luotettavuuden. Koko menetelmän käyttökelpoisuus syntyy näiden kahden vaiheen yhdistelmänä.

Vaikutuspolkumenetelmän teoreettinen perusta on hyvä: lähestymistavassa pyritään seuraamaan ympäristövaikutuksen tapahtumaketjua objektiivisesti lähteiltä saakka. Käytetyt mallit edustavat (luonnon)tieteellistä näkemystä tarkasteltavasta asiasta, mutta on kyseenalaista, onko se oikea käsitys todellisesta arvosta. Tuloksia ei välttämättä pystytä selittämään tiettyjen muuttujien tuloksena, sillä kaikkia vaikuttavia muuttujia ei koskaan saada mukaan malliin. Muutokset funktiossa olevien muuttujien arvoissa näkyvät luonnollisesti tuloksissa odotetulla tavalla (muutoksen suunta ja suuruus). Sen sijaan ei ole takeita siitä, että funktion muoto on oikea, mikä saattaa johtaa tulosten vääristymiseen. Systemaattinen virhe voi olla edellä mainituista syistä suuri, mutta tilanne paranee tiedon jatkuvasti lisääntyessä. Menetelmällä saadut tulokset ovat vastanneet ennakkokäsityksiä. Luotettavuus on edellä määritetyllä tavalla erittäin hyvä, koska arvioinnissa käytetään matemaattisia lausekkeita.

Taloudellisen arvottamisen osalta vaikutuspolkumenetelmän pätevyys ja luotettavuus määräytyy suurelta osin CV-menetelmän pätevyyden ja luotettavuuden mukaisesti, sillä suuri osa yksikkökustannuksista muodostetaan tätä menetelmää käyttäen.

Vältettyjen kustannusten menetelmän tavoitteena on maksuhalukkuuden ylä- ja alarajan selvittäminen, ja sitä on pidetty teoreettisesti oikeana tapana tutkia ympäristöhyödykkeiden suoraa käyttöarvoa. Käytännössä menetelmä sisältää kuitenkin useita ongelmakohtia, joita on käsitelty luvussa 2.2. Maksuhalukkuus voi olla suurempi tai pienempi kuin syntyneet kustannukset. Erottelukyky on erittäin heikko, koska ympäristön laadun muuttuminen ei välttämättä vaikuta kustannuksiin. Vältetyt kustannukset itsessään pystytään määrittämään melko luotettavasti.

Omaisuusarvojen muutoksia mittaavan menetelmän tavoitteena on kohteen kokonaisarvon määrittäminen. Menetelmä saattaa kuitenkin antaa todellista maksuhalukkuutta pienemmän arvon, jos kyseessä ovat ”ostajan markkinat” tai jos ostajan varat ovat rajalliset, jolloin saatetaan esimerkiksi ostaa ympäristöhaitoille altis edullisempi asunto ja kohdistaa varat haittojen korjaamiseen/vähentämiseen. Vaikka maksuhalukkuus pyritään selvittämään ekonometrisin menetelmin, on aina epävarmaa, saadanko malliin kaikki markkinahyödykkeen hintaan vaikuttavat muuttujat. Tulokset ovat olleet ennakkokäsitysten mukaisia. Luotettavuus on ollut melko hyvä esimerkiksi tieliikenteen melun arvottamistutkimuksissa (ks. Mayeres ym. 1996).

CV-menetelmän tavoitteena on kohteen kokonaisarvon määrittäminen. Teoreettinen perusta – asian kysyminen suoraan – on hyvä. Keskeinen ongelma on kuitenkin keinotekoisien valintatilanteen ja todellisen käyttäytymisen välinen ero. Erottelukyky on todettu joissakin tapauksissa heikoksi. Luotettavuus on todettu hyväksi, ja rakenteellisesta pätevyydestä on saatu sekä puoltavia että vastustavia tuloksia (Hoevenagel 1994a).

Tulostensiirtomenetelmän tavoitteena voi olla kokonaisarvon tai fysikaalisen vaikutuksen määrittely. Teoreettinen perusta on hyvä, mutta vaatii laadukasta toteutusta; siirrossa on oltava varovainen ja joitakin parametreja on todennäköisesti muutettava. Käytännössä tähän ei ole aina mahdollisuuksia, jolloin perusta jää heikoksi. Muut osatekijät riippuvat paljon alunperin käytetystä menetelmästä.

3.2.2 Kattavuus

Kattavuus viittaa niihin kustannustekijöihin, jotka menetelmä ottaa huomioon. Se paranee, jos muut kuin käyttöarvot (non-use values) voidaan lisätä muihin arvioihin käyttäjien hyödyistä. Menetelmät voidaan karkeasti jakaa etupäässä käyttöarvoja sekä kokonaisarvoa mittaaviin menetelmiin. Ensimmäiseen ryhmään kuulu-

vat lähinnä vältettyjen kustannusten ja omaisuusarvojen muutosta kuvaavat menetelmät. Altistus–vaikutusmenetelmä yhdistettynä muihin menetelmiin sijoittuu välimaastoon. Toisessa ryhmässä ovat CV-menetelmä, conjoint-analyysi ja asian-tuntijapaneeli sekä usein myös tulostensiirto.

Vaikutuspolkumenetelmä, jossa sovelletaan altistus–vaikutusfunktioita yhdistettynä erilaisiin yksikköarvoihin on kattavuudeltaan hyvä. Alunperin altistus–vaikutusmenetelmässä rahallisen arvioinnin vaiheessa käytettiin yksikköarvoina markkinahintoja, jolloin kattavuus oli erittäin heikko. Vaikutuspolkumenetelmässä kattavuus on kuitenkin oleellisesti parempi, sillä yksikköarvoina on ruvettu käyttämään CV-menetelmällä saatuja yksikköarvoja. Tämän vuoksi menetelmä mittaa erilaisia kustannustekijöitä varsin hyvin.

Omaisuusarvojen muutos ottaa kohtuullisesti huomioon muitakin kuin käyttöarvoja, sillä menetelmä mittaa kokonaisarvoa. Omaisuuden hintaan liittyy muitakin kuin käyttöarvoja, joista tyypillinen esimerkki on käyttöarvoltaan alhaisen kohteen suojeleminen, jolloin kyseessä voi olla kohteen perintöarvo tai halu säilyttää se mahdollisesti kunnostettavaksi myöhempää käyttöä varten ja ostaja maksaa kohteesta käyttöarvoa korkeamman hinnan. Vältettyjen kustannusten menetelmä ottaa kohtuullisesti huomioon myös muut kuin käyttöarvot. Lähdetäänhän menetelmässä liikkeelle toiminnanharjoittajan tai yhteiskunnan halukkuudesta tai velvoitteista maksaa haittojen välttämiseksi. Tämä kokonaisarvo pitää sisällään sekä käyttöarvot että muut kuin käyttöarvot, joiden erottaminen toisistaan voi olla hankalaa.

Eräs parhaista menetelmistä muiden kuin käyttöarvojen mittaamisessa on CV-menetelmä. Menetelmän tavoitteena on mitata nimenomaan kohteen kokonaisarvoa. Oleellista siinä, miten hyvin tässä onnistutaan on se, miten hyvin vastaajille on kyetty kuvailemaan kaikki päätöksentekoon vaikuttavat tekijät. Jos tässä epäonnistutaan, saattaa se johtaa juuri käyttöarvojen korostumiseen.

Tulostensiirron kattavuus riippuu siirrettävistä tuloksista. Keskeistä on, millä menetelmällä ja millä oletuksilla alkuperäiset tulokset on saatu. Menetelmän tavoitteena on usein kokonaisarvon määrittely.

3.2.3 Soveltuvuus ilmansaasteiden erilaisten vaikutusten arvottamiseen

Menetelmän soveltuvuutta mitataan niiden erilaisten ympäristöhyödykkeiden määrällä, joiden arvoa menetelmällä voidaan arvioida. Menetelmien soveltuvuuden monipuolisuutta on helpointa arvioida lähtien liikkeelle niistä erilaisista vaikutuksista, joita ilman epäpuhtauksilla on: terveysvaikutukset (sairastuvuus- ja kuolleisuusriski), materiaali- ja ympäristövauriot (materiaalien syöpyminen, likaantuminen ja vaikutukset kulttuurihistoriallisiin arvoihin), metsävauriot, satovauriot, vaikutukset luonnon virkistyskäyttöön, vaikutukset yleiseen viihtyvyyteen, ilmastomuutoksen ja otsonikerroksen ohenemisen vaikutukset sekä vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen.

Eräillä menetelmillä on mahdollista arvioida ilmansaasteiden yksittäisiäkin vaikutuksia, kun taas toiset soveltuvat vain kokonaishaitan arviointiin. Ääripäitä edustavat altistus–vaikutusmenetelmä, jonka metodologinen pohja on yksittäisten vaikutusten arvioinnissa, ja menetelmät, joiden tarkoituksena on antaa arvio kokonaishaitasta, kuten vältetyt kustannukset ja omaisuusarvojen muutos.

Vuonna 1995 julkaistussa OECD:n ohjekirjassa ympäristöprojektien ja ympäristöpolitiikkaratkaisujen ympäristötaloudellisesta arvioinnista (OECD 1995) on annettu viitteitä siihen, minkä tyyppisten vaikutusten arviointiin eri menetelmät soveltuvat. Ilman laatuun liittyvissä selvityksissä suositeltiin käytettävien useimpia tässä raportissa kuvattuja menetelmiä.

Monipuolisimmin erilaisten vaikutusten arviointiin soveltuu CV-menetelmä. Tulostensiirto on parhaimmillaan enintään yhtä hyvä kuin käytetty lähdetutkimus. Vaikutuspolkumenetelmän soveltamisalueita rajoittaa käytettävissä olevien riittävän luotettavien altistus–vaikutusfunktioiden lukumäärä. On myös vaikutuksia, kuten kulttuurihistorialliset arvot ja luonnon virkistysarvo, joiden arvottaminen vaikutuspolkumenetelmää hyväksi käyttäen ei ole lainkaan mahdollista. Omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä soveltuu esimerkiksi ilmansaasteiden ja melun vaikutusten arviointiin, mutta yksittäisten vaikutusten (esimerkiksi terveysvaikutusten) erittelemisen on ongelmallista. Vältettyjen kustannusten menetelmässä esiintyy samanlaisia ongelmia.

3.2.4 Toteuttamisen helppous

Toteuttamisen helppouden mittarina ovat menetelmän vaatimat resurssit eli työaika ja tarvittavat erityyppiset henkilöresurssit (eri alojen asiantuntijat) sekä kustannukset, jotka vaaditaan luotettavien tulosten aikaansaamiseksi.

Vaikutuspolkumenetelmässä, jossa käytetään hyväksi altistus–vaikutusfunktioita, sopivan aineiston saaminen voi olla vaikeaa, sillä tieto on usein epätarkkaa tai liian yhdisteltyä. Ilman laadun mittauksia tehdään yleensä ainoastaan muutamassa pisteessä tarkasteltavalla alueella ja mittaustulosten käyttö on mahdollista vain mikäli on tarkoitus selvittää kaikista eri lähteistä syntyvän altistuksen yhteisvaikutus. Mikäli halutaan tarkastella yksittäistä päästölähdettä tai sektoria, on useimmiten suoritettava leviämismallilaskelmia, mikä lisää työtä ja siten kustannuksia. Altistuvien ympäristöhyödykkeiden (väestön terveys ja viihtyvyys, materiaalit, kasvillisuus jne.) selvittäminen on työlästä. Muita työvaiheita, esimerkiksi sopivien altistus–vaikutusfunktioiden valintaa, helpottavat viime aikoina tehdyt mittavat yleiseurooppalaiset tutkimukset, joissa on identifioitu luotettavuudeltaan käyttökelpoisia funktioita. Arvottamisvaihe on halvin toteuttaa, kun on mahdollista käyttää muista tutkimuksista saatuja yksikköarvoja. Luotettavuutta ja hintaa lisäävät kohdealueella tehtävät CV-tutkimukset ja omaisuusarvojen muutosta mittaavat selvitykset. Menetelmä on siis nykyisessä kehitysvaiheessaan jo varsin hyvin toteutettavissa ja toteutettavuus helpottuu tulevaisuudessa valmiiden, integroitujen mallien kehittämisen myötä.

Omaisuusarvojen muutoksen menetelmän vaatima aineiston määrä on suuri. Tarvitaan paljon tietoa hyvin erilaisista muuttujista, hintojen tulisi olla peräisin todellisista kaupoista ja verotuksen vaikutus, spekulatiot ja ostajien alitajuiset diskonttauskertoimet olisi otettava huomioon. Hedonisen hinnan funktion tulisi liittää mahdollisimman monta muuttujaa systemaattisen virheen välttämiseksi, mutta liian monen muuttujan käyttäminen voi johtaa selittävien muuttujien keskinäiseen korrelointiin, mikä on regressioanalyysin lähtöoletusten vastaista. Menetelmää voidaan pitää keskimääräisen työläänä toteuttaa.

Vältettyjen kustannusten menetelmän toteuttaminen vaatii tietojen keräämistä kotitalouksilta esimerkiksi kyselytutkimuksilla, mikä on työlästä ja kallista. Muihin menetelmiin verrattuna toteuttamisen vaativuus lienee keskimääräinen, joten arvio toteutettavuudesta on tässä kohtuullinen.

CV-menetelmän etuna useimpiin muihin menetelmiin on se, että sen toteuttamiseksi tarvitaan vain hyvin vähän lähtötietoja ja menetelmä tuottaa itse oman tutkimusaineistonsa. Menetelmälle on tässä annettu toteuttamisen helppoudesta arvio hyvä. Toisaalta kyselyn laatiminen vaatii erityistä asiantuntemusta ja esitesausta eli toteuttaminen on usein hyvin kallista ja tutkimukset ovat aikataulullisesti varsin pitkiä. Esimerkiksi Carsonin ym. vuonna 1992 toteuttama Exxon Valdezin öljyvuodon arvoa mitannut CV-tutkimus maksoi kolme miljoonaa dollaria.

Tulostensiirtoa käytetään usein, kun analyysin budjetti on pieni ja aikataulu kireä. Toteuttamisen helppous vaihtelee sen mukaan miten tulostensiirto tapahtuu. Toteutus meta-analyysillä on muodollisesti toteutettuna työläs toimintatapa. Samoin asiantuntijapaneelin hyödyntäminen voi vaatia runsaasti resursseja, mutta suppeimmillaan paneeli voi käytännössä koostua yhdestäkin asiantuntijasta. Koska menetelmä on kuitenkin kaikkein suppeimmin resurssein toteutettavissa, on sille tässä annettu toteutettavuudesta arvio erittäin hyvä.

Ilmapäästöjen ympäristökustannusten arviointi

4

Savukaasujen ympäristövaikutusten arviointiin suositellaan tulosten-siirtomenetelmää tai vaikutuspolkumenetelmää.

Menetelmän valinta riippuu varsin pitkälle siitä, miten yksityiskohtaisia lähtötietoja on käytettävissä. Mikäli tarkasteltavalle kohteelle on tehty leviämismallilaskelmat, tarkastelu on mahdollista toteuttaa käyttäen ainakin osaksi vaikutuspolkumenetelmää. Jos leviämismallilaskelmia ei ole tehty, on tulostensiirtomenetelmä usein käytännössä ainoa mahdollinen menetelmä. Tulevaisuudessa vaikutuspolkumenetelmän soveltaminen tulee mitä todennäköisimmin mahdolliseksi lähes kaikissa tapaustarkasteluissa työkaluohjelmistojen kehittyessä. Tämä tulee vaikuttamaan myönteisesti paitsi tulosten tarkkuuteen ja vertailukelpoisuuteen, myös arvottamisprosessin vaatimiin resursseihin.

Vertailtaessa eri menetelmiä yhtäläisin kriteerein (ks. taulukko 2) havaittiin, että omaisuusarvoja mittaava menetelmä ja vältettyjen kustannusten menetelmä soveltuvat savukaasujen vaikutusten arviointiin enintään kohtuullisesti. Hyviksi tai erittäin hyviksi menetelmiksi vertailussa osoittautuivat vaikutuspolku- ja CV-menetelmät sekä niiden pohjalta tehtävä tulostensiirto. Koska kuitenkin ympäristölupamenettelyn läpiviemisen aikataulu asettaa tietyn aikaraamin ympäristökustannusten arvioinnin aikataululle, ei CV-tutkimusta käytännössä ole tässä aikataulussa mahdollista toteuttaa ja vaikutuspolku- ja tulostensiirtomenetelmät ovat myös selkeästi kustannustehokkaampia vaihtoehtoja.

Seuraavassa on kuvattu kummankin menetelmän käytännön toteuttamiseen liittyviä työvaiheita ja lähtötietoja. Luvussa 4.3 on esitetty molemmilla menetelmillä suoritettujen analyysien raportoinnin yleisperiaatteet.

On huomattava, että tässä luvussa on luonnehdittu arvottamismenetelmiä puhtaasti teknisestä näkökulmasta eikä tässä siksi vielä oteta kantaa siihen, onko ympäristökustannusten arviointi tarkoituksenmukainen menettely lupamenettelyssä ja miten saatuja arvioita olisi sovellettava. Tätä pohditaan tämän osan luvussa 10 ja koko julkaisun yhteenvedossa, joissa paneudutaan yksityiskohtaisemmin myös arvottamiseen liittyvien epävarmuustekijöiden käsittelyyn.

4.1 Tulostensiirtomenetelmä

Käytännössä useissa tutkimuksissa on havaittu, että taloudellisesti merkittävimmät analysoitavat vaikutukset ovat terveysvaikutukset, ilmastonmuutoksen vaikutukset sekä vaikutukset rakennettuun ympäristöön. Vaikutukset luontoon, mukaan lukien metsä- ja satovauriot, muodostavat usein hyvin pienen osan ilman epäpuhtauksien taloudellisista haitoista.

Tulostensiirto sisältää kuusi vaihetta, joita seuraa vielä epävarmuuksien identifiointi ja lähtötietojen ja olettamusten sekä tulosten raportointi:

1. Valitaan sopiva lähde- eli referenssitutkimus. Tällainen tutkimus voi olla esimerkiksi Suomessa toiselle samantyyppiselle laitokselle tai koko sektorille tehty tutkimus. Koska savukaasujen leviäminen teollisuuslaitoksista on jossain määrin samanlaista kuin energiantuotantolaitoksista, saattaa olla mahdollista hyödyntää energiasektorilla tehtyjä selvityksiä teollisuuslaitokselle ja päinvastoin. On mahdollista käyttää myös ulkomaisia tutkimuksia, jos ne on tehty riittävässä määrin Suomea muistuttavissa olosuhteissa. Lähdetutkimus on parhaiten sovellettavissa, jos haitta-arviot on siinä esitetty muodossa mk/päästötonni eri päästökomponenteille.
2. Tarkastetaan, miten päästöjen haittakertoimet (mk/t) lähdetutkimuksessa muodostuvat eli kuinka kokonaisarvo jakautuu eri arvottamiskohteiden kuten terveys-, materiaali- ja luontovaikutusten kesken. Nämä tiedot ovat löydettävissä läpinäkyvästi raportoidusta lähdetutkimuksesta.
3. Arvioidaan lähdeselvityksessä käytettyjen altistus–vaikutusfunktioiden soveltuvuus tarkastelun kohteena olevan laitoksen vaikutuksiin. Olisi parasta, jos käytetyt funktiot olisi kehitetty samanlaisissa olosuhteissa. Kohtuullisen turvallinen valinta funktioiksi ovat myös monikansallisissa tutkimuksissa, esimerkiksi ExternE:ssä (Euroopan komissio 1997a) yleiseurooppalaiseen käyttöön suositellut altistus–vaikutusfunktiot (ks. liite 1).
4. Tarkastetaan lähdetutkimuksessa käytettyjen yksikköarvojen käyttökelpoisuus. Terveysvaikutuksia arvioitaessa tulisi käyttää yksikköarvoja, jotka sisältävät sairauden hoidon kustannusten lisäksi työaikamenetykset ja yksilön subjektiivisen kärsimyksen (kipu ja särky) kustannukset. Terveysvaikutusten arviointiin soveltuvia yksikköarvoja ovat kansallisissa tutkimuksissa muodostetut sekä esimerkiksi ExternE:ssä suositellut yksikköarvot. Materiaalivaurioiden kustannusten arvioinnissa tulisi käyttää suomalaisia eri materiaalien huolto- ja vaihtokustannuksia. Koska näitä ei ole kuitenkaan ainakaan vielä kattavasti tilastoitu, voi olla välttämätöntä käyttää esimerkiksi ruotsalaisia kustannusarvioita. Viljatuotteilla on kansainväliset markkinat ja siksi yksikköarvoina tulisi käyttää esimerkiksi keskimääräisiä eurooppalaisia hintoja. Puuraaka-aineella on kansainväliset markkinat, mutta kotimaisten kantohintojen käyttö on perusteltua, sillä raaka-aine käytetään pääosin kotimaisessa puunjalostusteollisuudessa eikä hinnanmuodostus ole tukien vääristämää kuten esimerkiksi maataloudessa.
5. Seuraavaksi suoritetaan varsinainen tulostensiirto. Jos altistus–vaikutusfunktioita tai yksikköarvoja on tarpeen korjata, tehdään tämä ensin. Koska funktiot ovat useimmiten lineaarisia, tapahtuu tämä useimmiten yksinkertaisesti verrannolla. Seuraavaksi tulokset siirretään myös pääparametrien erojen suhteessa lähdetutkimuksesta tarkasteltavaan kohteeseen. Terveysvaikutusten arvioinnissa merkittävin parametri on väestötiheys, materiaali-vaikutusten kohdalla (usein väestötiheydestä riippuva) materiaali- tiheys, viljelyalat ja vuosisadot sekä metsien vuotuinen kasvu puulajeittain. Lähdetutkimuksessa tarkasteltavan maantieteellisen alueen tulisi olla suunnilleen samankokoinen tarkasteltavan kohteen vaikutusalueen kanssa, sillä tämä vaikuttaa esimerkiksi altistuvan väestön määrään.
6. Lopuksi eri vaikutuksille saadut haitta-arviot yhdistetään uudeksi haittakertoimeksi (mk/t), jonka avulla haitta-arvio arvottamiskohteen päästöinventaarion (t/a) perusteella tehdään.

Sovellusesimerkki

Arvottamiskohteena olevan teollisuuslaitoksen rikkidioksidipäästöt ovat vuodessa x tonnia. Väestötiheys tarkastelualueella, joka ulottuu 20 kilometrin etäisyydelle laitoksesta, on keskimäärin 50 hlö/km².

Lähdetutkimuksessa on käytetty ExternE:ssä (Euroopan komissio 1997b) suositeltuja altistus–vaikutusfunktioita ja yksikköarvoja. Saatu tulos rikkidioksidin aiheuttamien terveysvaikutusten osalta on y mk/t. Tulokseen on päästy alueella, jolla väestötiheys on 200 hlö/km², ja joka on pinta-alaltaan suunnilleen samankokoinen kuin tarkasteltavan laitoksen vaikutusalue.

Arvioksi teollisuuslaitoksen rikkipäästöjen aiheuttamista terveyshaitoista saadaan

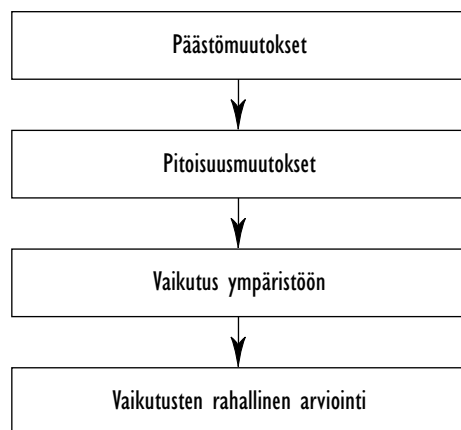
$$\text{haitta (mk/a)} = x \text{ tonnia} \cdot y \text{ mk/tonni} \cdot 50/200$$

Samoin menetellään arvioitaessa muita rikkidioksidin vaikutuksia, kuten materiaali-aurioita. Lopuksi kaikki rikkidioksidin eri vaikutusten kustannukset lasketaan yhteen yhdeksi rikkidioksiditonnin haittakertoimeksi (mk/t).

4.2 Vaikutuspolkumenetelmä

4.2.1 Työvaiheet

Teollisuuslaitoksen savukaasuille sovellettavissa olevan arvottamismenetelmän vaiheistettu kulku on esitetty kuvassa 1. Työ sisältää neljä vaihetta, joita seuraa vielä epävarmuuksien identifiointi ja lähtötietojen ja olettamusten sekä tulosten raportointi.



Kuva 1. Työvaiheet.

Ensimmäisessä vaiheessa kerätään teollisuuslaitoksen päästötiedot, minkä jälkeen tehdään arvio päästöjen aiheuttamista pitoisuuksista laitoksen ympäristössä. Tästä työvaiheesta on kerrottu yksityiskohtaisemmin luvussa 4.2.2.

Vaikutuspoluksi kutsutaan jokaista päästön ja sen ympäristövaikutuksen yhdistelmää, jonka välinen yhteys on tunnettu vähintään laadullisesti. Näistä oleelliset on esitetty taulukossa 6. Vaikutuspoluista arvottamisessa soveltamiskelpoisia ovat ne, joille on olemassa joko altistus–vaikutusfunktio tai haittakerroin. Taulukossa 6 on esitetty, mille vaikutuspoluille ExternE-projektissa todettiin olevan riittävän luotettavia altistus–vaikutusfunktioita tai haittakertoimia. Hajua aiheuttavat yhdisteet kuuluvat savukaasupäästöihin, mutta niiden ympäristökus-

tannusten arviointimenetelmiä käsitellään luvussa 8. Savukaasut sisältävät myös muita kuin taulukossa 6 mainittuja VOC-yhdisteitä ja raskasmetalleja, mutta näiden vaikutusten arvioimiseksi ei vielä ole käytettävissä riittävän luotettavia altistus–vaikutusfunktioita tai vaikutukset sisältyvät ainakin osittain esimerkiksi hiukkasten vaikutuksiin.

Käytännössä useissa tutkimuksissa on havaittu, että merkittävimmät kustannukset aiheutuvat vaikutuksista terveyteen ja rakennettuun ympäristöön sekä ilmastomuutoksesta. Vaikutukset luontoon, mukaan lukien metsä- ja satovauriot, muodostavat usein hyvin pienen osan ilman epäpuhtauksien taloudellisista haitoista.

Mikäli haittojen mittaamiseen käytetään altistus–vaikutusfunktioita (AVF), on pystyttävä arvioimaan päästön aiheuttama pitoisuus. Haittakertoimia (HK) käytettäessä riittää tieto päästömäärästä. Sovellettavien altistus–vaikutusfunktioiden valinnasta keskustellaan luvussa 4.2.2. Ilmansaasteiden vaikutuksia, joille ei ole olemassa riittävän luotettavia altistus–vaikutusfunktioita tai joita ei voida funktion lainkaan arvioida, ovat mm. metsien virkistysarvo, vaikutukset vesistöihin ja kulttuurihistorialliset arvot.

Taulukko 6. Vaikutuspolut (Euroopan komissio 1997a,b).

Päästö	Ilmansaaste/ haitan muoto	Vaikutus	Päästön yhteys vaikutuksiin
Bentseeni	Bentseeni	Terveysvaikutukset	AVF
1,3-butadieeni	1,3-butadieeni	Terveysvaikutukset	AVF
Hiilimonoksidi	Hiilimonoksidi	Terveysvaikutukset	AVF
Hiukkaset palamisesta	Hiukkaspäästöt	Terveysvaikutukset	AVF
Formaldehydi	Formaldehydi	Terveysvaikutukset	AVF
Etaani	Etaani	Terveysvaikutukset	AVF
Lyijy	Lyijy	Terveysvaikutukset	ei käyttökelpoista AVF:ta
NO _x	NO ₂	Terveysvaikutukset	AVF
PAH	PAH	Terveysvaikutukset	AVF
SO ₂	SO ₂	Terveysvaikutukset	AVF
SO ₂ /NO _x	Aerosolit	Terveysvaikutukset	AVF
Kasvihuonekaasut	Ilmastonmuutos	Monia vaikutuksia	HK: CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
VOC/NO _x	Otsoni	Terveysvaikutukset	HK: NMVOC, NO _x ja CH ₄
VOC/NO _x	Otsoni	Satovauriot	HK: NMVOC, NO _x ja CH ₄
VOC/NO _x	Otsoni	Materiaalivauriot	HK: NMVOC, NO _x ja CH ₄
SO ₂	SO ₂	Satovauriot	AVF
SO ₂ /NO _x	Happamoituminen/typpi	Satovauriot	AVF
SO ₂ /NO _x	Happamoituminen/typpi	Metsävauriot	ei käyttökelpoista AVF:ta
SO ₂ /NO _x	Happamoituminen/typpi	Ekosysteemi	kriittiset kuormat eivät tiedossa
Raakaöljy ja liikennepolttoaineet	Öljyn vuotaminen	Ekosysteemi	ei käyttökelpoista AVF:ta
SO ₂ /NO _x	Happamoituminen	Kalatalous	ei käyttökelpoista AVF:ta
SO ₂ /NO _x	Happamoituminen	Materiaalivauriot	AVF
Hiukkaset palamisesta	Hiukkaspäästöt	Materiaalien likaantuminen	suora WTP-perustainen arvottaminen
SO ₂ /NO _x	Aerosolit	Materiaalien likaantuminen	soveltuvaa leviämismallia ei ole käytettävissä
Hiukkaset palamisesta	Hiukkaspäästöt	Näkyvyys	AVF (tulosten siirrettävyys epävarma)
SO ₂ /NO _x	Aerosolit	Näkyvyys	AVF (tulosten siirrettävyys epävarma)

AVF = altistus–vaikutusfunktio (exposure-response function)

HK = haittakerroin (damage factor)

Vaikutusten rahallinen arviointi tapahtuu erikseen kunkin vaikutuspolun loppuvaiheessa. Tämä tapahtuu käytännössä joko käyttämällä yksikköarvoina jonkin hyödykkeen markkinahintoja (esimerkiksi materiaali-, sato- ja metsävaurioiden osalta) tai CV-tutkimuksiin perustuvia yksikköarvoja (esimerkiksi terveysvaikutusten osalta). Sovellettavien yksikköarvojen valinnasta keskustellaan luvussa 4.2.2.

Kaikkiin työvaiheisiin liittyy epävarmuutta. Pienin epävarmuus liittyy päästötietoihin. Pitoisuusarvioihin liittyvä epävarmuus on kohtalaisen pieni, jos ne on saatu käyttämällä leviämismallilaskelmia, mutta ilmassa muodostuvien aerosolien ja otsonin aiheuttamien pitoisuuksien haitta-arvioiden suorittaminen on huomattavasti epävarmempaa. Altistus–vaikutusfunktioihin liittyy epävarmuutta, jonka suuruus vaihtelee hyvin paljon. Muutamien vaikutusten kohdalla taloudellinen arvottaminen suoritetaan markkinahinnoin ja tällöin epävarmuus tässä työvaiheessa on varsin pientä. Suuremmat epävarmuudet liittyvät CV-tutkimuksilla saatuihin yksikköarvoihin. Tällä hetkellä ei vielä ole myöskään arviota siitä, kuinka suuri osuus kokonaishaitoista on katettu tähän mennessä muodostetuin altistus–vaikutusfunktioin sekä haittakertoimin.

Epävarmuuden suuruusluokkaa tulisi arvioida herkkyystarkastelulla variomalla niiden lähtötietojen arvoja, joihin liittyy merkittävintä epävarmuutta. Täydellisimmillään herkkyysanalyysi vaatii erilaisten tilastollisten menetelmien kuten Monte Carlo -analyysin käyttöä, mutta useinkaan tällaisten menetelmien käytön vaatimia lähtötietoja ei ole saatavilla ja analyysi vaatii kohtuullisen paljon resursseja. Suositeltavaa on esittää herkkyystarkastelun tulokset siten, että todennäköisen arvon lisäksi esitetään korkea ja matala arvio. Tällaisten arvioiden suorittamiseen soveltuvan menetelmän on esitelty esimerkiksi ExternE-tutkimuksiin osallistunut Rabl (1996). Menetelmässä yhdistellään eri vaiheisiin liittyvät geometriset keskihajonnat (yleensä tiedossa altistus–vaikutusfunktioista ja CV-tutkimuksissa muodostetuista yksikköarvoista) matemaattisesti varsin yksinkertaisesti. ExternE:ssä (Euroopan komissio 1997a, b) on myös raportoitu valmiiksi yhdistettyjä keskihajontoja esimerkiksi terveysvaikutuksille, mikä helpottaa herkkyystarkastelun tekemistä.

4.2.2 Tietotarpeet ja tietojen saatavuus

Päästöt prosessista ja energiantuotannosta kerätään vuositasolla (tonnia/vuodessa) päästökomponentteittain. Päästötiedot on hyvä raportoida erikseen sekä prosessin että energiantuotannon osalta ja yhteensä. Kiinnostavia päästökomponentteja ovat rikkidioksidi, typen oksidit (typpidioksidina), hiukkaset ($PM_{2,5}$, PM_{10} ja TSP eriteltynä), kasvihuonekaasut (eriteltynä), raskasmetallit (eriteltynä), hiilivedyt (eriteltynä) ja hiilimonoksidi. Nämä tiedot saadaan hankkeen suunnittelutiedoista.

Energianhankinnan rakenne kuvataan. Tarvittavia tietoja ovat ostoenergia ja oma tuotanto energialajeittain (sähkö, lämpö ja polttoaineet) vuodessa. Nämä kaikki tiedot ovat saatavissa hankkeen suunnittelutiedoista.

YVA-selostukseen tai lupahakemukseen on usein laitostyyppistä riippuen sisällytetty leviämismallilaskelmat rikki-, typpi- ja/tai hiukkaspäästöille. Tulokset esitetään useimmiten isokäyrinä, joissa karttapohjalle on piirretty tarkastellun laitoksen aiheuttama muutos vallitsevassa pitoisuustasossa. Tämä on hyvä lähtökohta pitoisuusarvioille. Pitoisuustiedot vaativat kuitenkin yleensä hieman muokkaamista. Eri laskentapisteissä saadut tulokset on ryhmiteltävä keskimääräisiksi pitoisuuksiksi esimerkiksi kaupunginosittain tai tiettyihin ”karttaruutuihin”, joista on saatavissa altistuvat väestömäärät.

Rikki- ja typpidioksidin osalta leviämismallilaskelmien tulokset ovat suoraan käytettävissä arvioitaessa terveys- ja materiaalihaittoja. Hiukkaspäästöjen vaikutuksia arvoittaessa tarvitaan erikseen kohteen aiheuttamat $PM_{2,5}$ - ja PM_{10} -pitoisuudet. Käytännössä kuitu- tai sähkösuodattimilla varustetusta energiantuotantolaitoksesta pääsee ilmaan yli $2,5 \mu m$:n hiukkasia vain poikkeustilanteissa. Myös teollisuuden prosessien hiukkaspäästöt ovat käytännössä pääsääntöisesti tätä kokoluokkaa. Terveyshaittojen arvioinnissa on käytettävissä altistus–vaikutusfunktioita juuri tämän kokoluokan hiukkasille.

Ongelmana hiukkasten kohdalla ovat laitoksen aiheuttamat aerosolipitoisuudet. Rikki- ja typpipäästöistä muodostuu sulfaattia ja nitraattia, joiden aiheuttamat haitat tulisi myös arvioida hiukkasille muodostetuin altistus–vaikutusfunktion. Käytännössä yksittäisen laitoksen aiheuttamia sulfaatti- ja nitraattipitoisuuksia on lähes mahdotonta tai tuskin ainakaan mielekästä arvioida. Tässä on järkevintä käyttää tulostensiirtoa. Esimerkiksi energiantuotanto- ja liikennesektoreilla on tehty selvityksiä siitä, millaisia sulfaatti- ja nitraattipitoisuuksia näiltä sektoreilta muodostuu sekä mitkä ovat näiden epäpuhtauksien aiheuttamat ympäristökustannukset. Kun saatu haitta-arvio jaetaan rikkidioksidipäästöjen määrällä vuodessa, saadaan karkea arvio sulfaatin aiheuttamista haitoista ilmaan päässyt rikkidioksiditonnia kohden; samoin voidaan menetellä nitraatin ja typen oksidien kohdalla.

Vaikutuksia arvioitaessa tarvitaan inventaario altistuvista kohteista eli *reseptoreista*. Näitä ovat ilman epäpuhtauksille altistuva väestö, materiaalit, metsät ja viljelyalueet. Väestötiedot tarvitaan yleensä eri ryhmiin jaettuna: kokonaisväestö, lapset, aikuiset, vanhuksat sekä astmaatit. Näitä tietoja on saatavilla sekä kaupunginosittain että tietyn kokosiin ”karttaruutuihin” allokointuna. Vaikutusarvioita varten tarvitaan myös tietoa ulkoilmalle altistuvista eri materiaalien pintaaloista sen mukaan, mille materiaaleille on käytettävissä altistus–vaikutusfunktioita. Suomessa ei ole inventoitu ulkoilmalle altistuvia eri materiaalien määriä kattavasti. Tämän vuoksi arviot joudutaan tekemään muualla, esimerkiksi Tukholmassa, tehtyihin arvioihin perustuen. Nämä tulokset voidaan siirtää Suomeen skaalaamalla materiaalimäärät asukaslukujen suhteella. Tämä toimenpide sisältää oletuksen samantyyppisestä rakennuskulttuurista. Metsävaroista tarvitaan tiedot eri puulajien määristä metsissä, vuotuisesta kasvusta ja hyödyntämistasteesta. Maanviljelyksestä kerätään tiedot peltoaloista ja vuotuisesta sadosta niistä lajikkeista, joille on käytettävissä altistus–vaikutusfunktio.

Usein juuri altistus–vaikutusfunktioiden saatavuus, valinta ja käyttökelpoisuus on arvottamisessa kriittinen työvaihe. Päästölaskelmat ovat rutiininomaista suunnittelutyötä ja pitoisuuksia on mahdollista arvioida leviämismallilaskelmin. Lisäksi vaikutukset, jotka on mahdollista mitata, on yleensä mahdollista myös esittää markoissa tai vaikutuksille on ainakin mahdollista arvioida suuruusluokkaa, esimerkiksi kustannusten ala- tai yläraja. Sen sijaan kaikille altistus–vaikutusyhteyksille ei ole vielä laadittu riittävän luotettavia altistus–vaikutusfunktioita. Altistus–vaikutusfunktioita on laadittu paljon ja oikeiden funktioiden valitseminen käyttöön ei ole suoraviivainen toimenpide ja vaatii erityisalojen kuten epidemiologian, rakennustekniikan tai maa- ja metsätieteiden erityisasantuntemusta. Esimerkiksi toisella maantieteellisellä alueella laaditut funktiot eivät välttämättä sovellu toisenlaisiin sää-, kulttuuri- tai sosioekonomisiin olosuhteisiin. Tämän vuoksi onkin suositeltavaa käyttää funktioita, jotka on valmiiksi arvioitu alan asiantuntijoiden toimesta ja koottu suositeltujen funktioiden luetteloksi. Tällaisia luetteloita on laadittu esimerkiksi ExternE-tutkimuksissa (Euroopan komissio 1997a, b). (Ks. liite 1)

Terveysvaikutusten arvioinnissa yksikköarvoina käytetään CV-tutkimuksissa muodostettuja maksuhalukkuuteen perustuvia eri sairauksien yksikköarvoja. Varsinaiset sairaskustannukset (*cost of illness, COI*) ilmaisevat vain terveysvaiku-

tusten haittojen alarajan. Maksuhalukkuusperusteiset arvot ottavat huomioon myös yksilön subjektiivisen kärsimyksen arvon. Näitä yksikköarvoja on kerätty eri tutkimuksista esimerkiksi ExternE:ssä sekä muodostettu suomalaisessa tutkimuksessa (Energia-Ekono 1998b). ExternE:ssä on muodostettu CV-perusteinen yksikköarvo myös likaantumisen aiheuttamille materiaalihaitoille. Voi myös olla mahdollista arvioida likaantumishaittaa käyttäen toteutuneita puhdistuskustannuksia, mutta yksittäisen laitoksen haittoja arvioitaessa tämä on hyvin hankalaa.

Materiaalien korroosion sekä metsä- ja satovaurioiden haittojen arvioinnissa voidaan käyttää markkinahintoja. Materiaalin korroosiovaurioiden kustannuksia arvioitaessa käytetään huolto- sekä vaihtokustannuksia (mk/m²). Metsävaurioiden arvottamisessa voidaan käyttää eri puulajien kantohintoja. Satotappiot arvotetaan käyttämällä eri lajikkeiden maailmanmarkkinahintoja, joita käyttämällä saadaan tasoitettua kansallisten tukien vaikutusta hinnanmuodostukseen. Eräillä tuotteilla kuten rehuilla ei ole juurikaan kansainvälisiä markkinoita jolloin on mahdollista käyttää tuotantokustannuksia.

Kasvihuonekaasujen aiheuttaman ilmastonmuutoksen vaikutusten arvottaminen on kaikkein vaikein ja samalla tulosten kannalta yksi merkittävimmistä arvottamiskohteista. Ilmastonmuutoksen vaikutuksista on olemassa runsaasti tietoa ja näiden vaikutusten kustannuksistakin on tehty jo useita selvityksiä. Kustannusten arviointiin on kehitetty malleja, joissa sovellettavat skenaariot ja tehdyt perusolettamukset vaihtelevat toisistaan paljonkin. Useimmissa tutkimuksissa maailmanlaajuisten haittojen arvioidaan olevan luokkaa 1–2 prosenttia bruttokansantuotteesta. Nämä haitat eivät jakaudu tasaisesti ja on mahdollista, että Suomi ja muut pohjoiset alueet hyötyvät ilmastonmuutoksesta. Arvioitaessa ilmastonmuutoksen aiheuttamia ympäristökustannuksia on syytä aina käydä läpi tuoreimmat aiheesta tehdyt tutkimukset ja vertailla eri tutkimusten perusolettamuksia ja parametrejä, joista keskeisimpiä on käytetty laskentakorko.

Sovellusesimerkki

Altistus–vaikutusfunktioiden (AVF) käyttö

Teollisuuslaitoksesta pääsee ilmaan pienhiukkasia ($PM_{2,5}$ eli halkaisija on alle $2,5 \mu m$), joista leviämismallilaskelmien mukaan aiheutuvan pitoisuuden vuosikeskiarvo tietyssä kaupunginosassa on $X \mu g/m^3$. Tässä kaupunginosassa asuu Y henkilöä. ExternE:ssä (Euroopan komissio 1997a) suositeltiin pienhiukkasten aiheuttamia hengitystieoireilusta johtuvia sairaalasisäänottoja koko väestössä arvioitavan Dabin ym. (1996) mukaan. Suositeltu AVF on muotoa (ks. liite 1):

$$\text{sairastapauksien lukumäärä} = 3,46E-6 \cdot X \cdot Y$$

Hengitystieoireista johtuville keskimäärin viisi päivää kestäville sairaalasisäännotoille on kotimaisessa CV-tutkimuksessa muodostettu yksikköarvo 10 619 mk vuoden 1997 rahassa (Energia-Ekono 1998b). Tällöin sairastumisen aiheuttamiksi ympäristökustannuksiksi saadaan:

$$\text{ympäristökustannus} = \text{sairastapauksien lukumäärä} \cdot 10\,619 \text{ mk/tapaus}$$

Samanlainen tarkastelu suoritetaan myös muissa vaikutuspoluissa.

Haittakerrointen (HK) käyttö

Teollisuuslaitoksesta pääsee ilmaan vuodessa tietty määrä erilaisia kasvihuonekaasuja. Nämä yhteismitallistetaan hiilidioksidiekvivalenteiksi käyttämällä suositeltuja GWP-arvoja (Global Warming Potential). Suosituksia on antanut mm. Inter-Governmental Panel on Climate Change IPCC (Schimel ym. 1996). Kirjallisuudesta löytyy erilaisilla malleilla ja lähtöolettamuksilla muodostettuja hiilidioksidin haittakertoimia muodossa mk/t. Ympäristökustannusarvio saadaan kertomalla haittakerroin hiilidioksidiekvivalenteiksi muunnetuilla päästöillä.

Ilmastonmuutoksen haittojen arviointi sisältää todennäköisesti eniten epävarmuutta. Epävarmuutta lisäävät esimerkiksi tarkastelun pitkä aikajänne sekä yksimielisyyden puuttuminen siitä, mikä on oikeudenmukainen laskentakorko.

4.3 Raportointi

Raportoinnissa samat periaatteet pätevät käytettäessä sekä tulostensiirtoa että vaikutuspolkumenetelmää. Huolellinen raportointi on hyvin tärkeää, jotta tuloksia voitaisiin käyttää päätöksenteon apuna. Kuitenkin myös selkeän yhteenvedon laatiminen on tärkeää, sillä päätöksentekijöillä on päätöksiä tehdessään rajatut mahdollisuudet paneutua yksityiskohtiin.

Koska arvottamistuloksille usein on ominaista riippuvuus ajasta ja paikasta, on tehty oletukset ja rajaukset raportoitava selkeästi. Tällaisia arvottamistyön ensivaiheessa tehtäviä rajauksia ovat, miten käsitellään Suomen rajojen ulkopuolelle kulkeutuvia päästöjä ja miten käsitellään käyttöä edeltävien polttoaineketjujen vaiheiden päästöjä. Mikäli päädytään käyttämään osittainkin tulostensiirtoa, on selitettävä, miten referenssitutkimus on valittu, ja mitkä ovat sen yhtäläisyydet ja poikkeavuudet käsiteltävänä olevaan arvottamiskohteeseen nähden.

Päästölaskelmat on yleensä esitetty hankkeen suunnittelutiedoissa, YVA-selostuksessa ja/tai lupahakemuksessa ja siksi niiden osalta riittää tulosten raportointi. Myöskään pitoisuusarviot, perustuessaan leviämismallilaskelmiin, eivät välttämättä kaipaa tuloksia laajempaa raportointia. Koska arvottamisessa useim-

miten tarvitaan pitoisuustietoja tietyiltä alueilta, joilla mm. altistuva väestö on tiedossa (esimerkiksi kaupunginosittain), on alkuperäisen datan muokkausprosessi syytä dokumentoida.

Käytetyt altistus–vaikutusfunktiot (AVF) ja yksikköarvot on käytännöllisintä esittää taulukkoina. Taulukossa on syytä listata vaikutus, AVF, AVF:n lähde (tutkimus), altistuva kohde (esim. väestönosa), altistuspitoisuus (esim. vuosikeskiarvo tai vuorokausikeskiarvo), vaikutuksen yksikköarvo (esim. mk/oireilupäivä) ja sen lähde (tutkimus tai tilasto). Yksikköarvojen lähdevuosi, eli minkä vuoden rahassa raportointi tapahtuu, on ilmaistava selkeästi. Eri vuosien rahassa olevat yksikköarvot on siirrettävä sopivin indekseihin samaan tarkasteluvuoteen. Tarkasteluvuodeksi kannattaa valita sama vuosi, jonka kustannustasolla suunnitellun projektin investointikustannuksetkin on esitetty.

Tulokset esitetään virherajoineen. Tuloksissa on syytä esittää sekä mitattu muutos ympäristössä (esimerkiksi oireilupäivien lukumäärä) että arvio tämän aiheuttamista kustannuksista. Täten on helppo nähdä, mitkä tekijät kustannusarviossa ovat merkittävimpiä, laajamittainen vaikutus vai korkea yksikköarvo.

Johtajatuksena raportoinnissa tulee olla läpinäkyvyys (*transparency*). Laskennan kulun kuvauksen on edettävä loogisesti, jotta sitä on mahdollista seurata. Lukijaa on kuitenkin tarpeetonta kuormittaa suurella määrällä teoreettista tietoa eri laskennan vaiheiden taustoista, sillä teoretietoa on tarvittaessa helppo hankkia alan kirjallisuudesta. Tarkastelusta laadittava raporttihan ei ole varsinainen tutkimusraportti vaan laadittu päätöksenteon tueksi. Kirjallisuusviittauksia sen sijaan on aiheellista käyttää. Erityisen tärkeää on laskentaan liittyvien epävarmuuksien huolellinen raportointi, mikä sisältää myös niiden vaikutusten luetteloinnin ja kuvauksen, joita ei ole ollut mahdollista arvottaa. Tähän tulee sisältyä myös arvio näiden vaikutusten mahdollisesta merkittävydestä tai osuudesta arvotamiskohteen kokonaisarvosta.

5

Jätevesipäästöistä aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

Jätevesipäästöjen ympäristökustannusten arvioimiseksi tarkastellaan ensin päästöjen vaikutuksia vesistössä ja vaikutusten arviointia luvussa 5.1. Jätevesipäästöjen ympäristökustannusten arviointiin soveltuvia menetelmiä selvitetään kartoittamalla aiheesta tehtyjä tutkimuksia (luku 5.2). Luvussa 5.3 on esitetty jätevesipäästöjen vaikutusten arvottamiseen soveltuviksi arvioituja menetelmiä sekä menetelmien käytännön toteuttamiseen liittyviä työvaiheita ja tarvittavia lähtötietoja. Luvussa 5.4 on esitetty suoritettujen analyysien raportoinnin yleisperiaatteet.

5.1 Jätevesipäästöjen vaikutusten arviointi

Jätevesipäästöt vaikuttavat vesien ekosysteemiin ja sen seurauksena aiheutuu mm. vesistön sekä veden käytön rajoituksia terveydellisistä syistä, rajoituksia vesistön virkistyskäyttömahdollisuuksille, vesistöstä saatavan kalansaaliin määrän vähenemistä ja saaliin laadun heikkenemistä sekä kalastuksen vaikeutumista. Lisäksi rantavyöhykkeessä tapahtuvat muutokset vaikuttavat vesistön ulkonäköön ja maisemaan.

Jätevesikuormituksen vaikutusten arviointia vesioikeudellisen lupamenettelyn yhteydessä ja käytettävissä olevia arviointimenetelmiä on kuvattu julkaisun osan I liitteessä 1.

Tarkasteltaessa tiettyä kuormittajaa on sen aiheuttamien vaikutusten osuus erotettava muiden alueen kuormittajien vaikutuksista (ks. em. liite 1, Vahinkojen ositus).

Virkistyskäyttöarvolle aiheutuvat vahingot

Jätevesipäästöjen aiheuttamien pitoisuusmuutosten perusteella voidaan vesistön virkistyskäyttöarvolle aiheutuvaa vahinkoa määrittää mm. vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) käyttökelpoisuus- tai virkistyskäyttöluokituksen avulla (ks. em. liite 1, Luokitukset).

Kun laatuluokat on määritelty vesistön eri vyöhykkeillä, voidaan haitan suuruus kullakin vyöhykkeellä arvioida virkistysarvon alenemaa kuvaavan vahinkoprosentin avulla (ks. em. liite 1, Virkistysarvon alenema).

Vesi- ja ympäristöhallituksen käyttökelpoisuusluokitus on tehty sisävesille, ensisijaisesti järville, mutta sitä on käytetty myös rannikkovesien tilan arviointiin. Viimeisimmät koko Suomen kattavat pintavesien laatuluokitukset perustuvat vuosien 1994–1997 veden laatutietoihin (Vuoristo 1998). Myös alueellisia luokituksia on kehitelty. Matemaattisessa laatuluokitusmallissa kullekin vesialueelle on määritelty luontainen vedenlaatu ilman kuormitusvaikutuksia, joiden perusteella lasketaan eri vedenlaatuparametrejä vastaavat indeksit (Saukkonen 1991).

Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot

Hankkeiden ympäristövaikutusten arvioimiseksi kalabiologian kannalta on olemassa erilaisia malleja. Kalakannan ja ympäristön väliset suhteet ovat monimutkaisia ja tapauskohtaisia, joten kausaalisuhteiden löytäminen on vaikeaa. Arvi-

oinneissa voidaan hyödyntää myös aiempien hankkeiden yhteydessä tehtyjä selvityksiä. Jätevesipäästöjen vaikutuksia kalastoon on tutkittu paljon; eräitä viimeisimpiä selvityksiä ovat mm. Jyväskylän yliopistossa tehdyt tutkimukset (Sundell 1996, 1998). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos kerää kalataloudellista tietokantaa, joka sisältää myös hankkeisiin liittyneitä selvityksiä (Kuikka ja Hildén 1992). Jätevesipäästöjen ohella myös ilman kautta tulevalle kuormituksella on vaikutuksia kalojen elinoloihin.

Kalastolle aiheutuvia vaikutuksia voidaan arvioida eri tekijöiden, mm. happipitoisuuden ja happamuuden sietoarvojen avulla. Optimi-, kriittisiä ja hetkelliseen oleskeluun kelpaavia raja-arvoja on esitetty, ja ne ovat useimmille lajeille samaa suuruusluokkaa (esim. Salonen ym. 1992, s. 93). Jätevesien kalastolle aiheuttamista vaikutuksista kerätään tietoa velvoitetarkkailujen yhteydessä. Kalasaalis- määristä, pyydysten likaantumisen aiheutuvista ja muista haitoista saadaan tietoa myös velvoitetarkkailun kautta.

Käyttöveden laadun heikkeneminen

Suomessa käyttövedettä otetaan sekä pinta- että pohjavesistä. Pohjavesien osalta voimassa on ehdoton pohjavesien pilaamiskielto. Arvioituja vedenlaatuvaikutuksia voidaan verrata veden laatusuosituksiin ja raja-arvoihin.

5.2 Vesistölle aiheutuvien haittojen arvottamisesta tehtyjä tutkimuksia

Vesistövaikutuksien arvottamismenetelmiä on selvitetty mm. EU:n ExternE-projektin puitteissa (Euroopan komissio 1995). Selvityksen perusteella vesistön virkistysvaikutuksista on löydettävissä runsaasti kirjallisuutta, mutta tutkimuksissa ei yleensä ole julkaistu vaikutuksiin liittyviä kuormitusmääriä, jolloin niistä voitaisiin arvioida yksikköarvoja. Toisaalta tarvittaisiin myös tietoa vesistön tyypistä (mm. koko). Matkakustannusmenetelmä⁶ on vallitseva virkistyshyötyjen arvioinnissa, mutta myös CV-menetelmä⁷ on käytetty.

Selvityksessä todetaan, että jos kyseessä ovat tiettyjen lajien tai luonnonympäristön vahingot, niitä voidaan mahdollisesti arvottaa myös muista, vastaavissa olosuhteissa tehdyistä tutkimuksista saatavilla arvoilla. Jos kyse on abstraktimmasta, mm. maisema-arvojen menetyksistä, niitä on vaikea yhdistää tiettyyn päästö määrään ja mahdollisesti voitaisiin hyödyntää toisen vastaavan laitoksen vaikutuksia koskevaa CV-tutkimusta.

5.2.1 Vesistölle aiheutuvia virkistyshaittoja arvottavia CV-tutkimuksia

Veden laadun muutosten arvoa on arvioitu CV-menetelmän avulla useissa tutkimuksissa. Fyysisen muutoksen mittaaminen on perustunut mm. happipitoisuuksiin, rehevöitymiseen, raskasmetalli- ja hiilivetykonsentraatioihin, sekä roskien tai öljyn aiheuttamaan pintalikaantumiseen.

⁶ Ympäristökustannusten arviointimenetelmä, jossa käytetään matkan ja matkaan käytetyn ajan kustannuksia arviona kohteen arvosta.

⁷ Haastatteluihin perustuva taloudellinen arviointimenetelmä, jossa ihmisiltä kysytään kuinka paljon he olisivat valmiita maksamaan (maksuhalukkuus) tai kuinka paljon heille pitäisi maksaa (hyväksymishalukkuus) tarkastellusta asiasta. Yleensä toteutuksessa on käytetty lähes poikkeuksetta maksuhalukkuutta. Englanniksi: Contingent Valuation Method / CV Method.

Carson ja Cameron (1986) arvioivat USA:n vesilain (Clean Water Act, 1972) myötä saavutettuja hyötyjä CV-menetelmän avulla kansallisessa tutkimuksessa. Tutkimuksessa saatiin veneily- ja uimakelpoisen vesistön arvon eroksi 103,5–208,5 mk (1989 rahassa) kotitaloutta kohden (Siitonen ym. 1992). Vesi- ja ympäristöhallituksen laatuluokituksen mukaisesti vesi olisi uimakelpoista luokasta välttävä (IV) tai tyydyttävä (III) lähtien.

Green ja Tunstall (1990) ovat tutkineet veden laadun muutoksiin liittyviä arvostuksia Isossa-Britanniassa. Ongelmaksi todettiin, että haastateltavien on vaikea havaita arvotettavan, parantuneen laadun eroa nykyiseen. Maksuhalukkuudeksi parhaimmalle laatuluokalle 1 (turvallinen uintipaikka lapsille) saatiin 814 euroa henkilöä kohti vuodessa, luokalle 2 (sovelias monille kalalajeille) 786 euroa ja luokalle 3 (sovelias vesilinnuille) 737 euroa henkilöä kohti vuodessa. Luokka 1 vastaisi vesi- ja ympäristöhallituksen määrittelemiä luokkia "tyydyttävästä" lähtien, luokka 2 "välttävästä" lähtien ja luokka 3 "huonosta" lähtien.

ExternE-projektin raportissa (Euroopan komissio 1997a, b) esitettiin kolmessa CV-tutkimuksessa (vuosilta 1987, 1988 ja 1989) saadut keskimääräiset maksuhalukkuudet veden laadun parantumisesta norjalaisissa vuonoissa kotitaloutta kohti vuodessa. Tulokset olivat 430, 560 ja 840 Norjan kruunua. Laatumuutosten määrittely perustui fysikaalisiin suureisiin kuten happipitoisuus, rehevöityminen, raskasmetallit ja klooratut hiilivedyt.

Needelman ja Kealy (1995) tutkivat Englannissa New Hampshiren järvien uimiseen liittyvää arvoa diskreettiin valintaan perustuvalla CV-menetelmällä. Järven valintaan vaikuttavia muuttujia olivat hinta, uimarannan olemassaolo, järven korkeus merenpinnasta, ravinnetaso, bakteerien esiintyminen ja öljymäisten epäpuhtauksien esiintyminen. Matkakustannusmenetelmällä määritetyksi käynnin arvoksi saatiin 6,43 dollaria. Rehevöitymishaittojen eliminoinnin hyödyksi saatiin 1,16 miljoonaa dollaria vuodessa ja kaikkien päästöjen poistamisen hyödyksi 3,57 miljoonaa dollaria vuodessa.

Mäntymaa (1993 ja 1997) on tutkinut Oulujärven arvoa CV-menetelmän avulla. Oulujärvellä ympäristönlaadun arvioimisessa käytettiin apuna vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) laatuluokitusta. Viranomaiset olivat arvioineet Oulujärven veden laadun tutkimushetkellä suurimmaksi osaksi hyväksi, mutta osa järvestä oli tyydyttävässä tai välttävässä laatuluokassa. Maksuhalukkuuskyselyssä vastaajat saivat itse arvioida veden laadun. Keskimääräinen maksuhalukkuus veden laadun säilyttämisestä nykyisellä tasolla oli 791 mk ja laadun parantamisesta 546 mk kotitaloutta kohti vuodessa. Mediaani sekä laadun parantamiseksi että säilyttämiseksi oli noin 200 mk kotitaloutta kohden vuodessa. Tutkija arvioi mediaanin kuvaavan ihmisten maksuhalukkuutta paremmin kuin keskiarvotulosten. Tutkimuksen tulosten perusteella noin 2/3 ihmisistä oli halukkaita maksamaan muutamia satoja markkoja vuodessa veden laadun säilyttämisestä tai parantamisesta. Vastausaineiston perusteella muodostettiin myös maksuhalukkuudet veden laadun eri luokkien välillä (taulukko 7).

Taulukko 7. Kotitalouksien vuotuisten maksuhalukkuuksien mediaaniarvot veden laadun parantumisesta erinomaiselle tasolle tai säilyttämisestä nykyisellä tasolla (Mäntymaa 1997).

Laatuluokka	Veden laadun parantaminen mk/a	Veden laadun säilyttäminen mk/a
Erinomainen	0	0
Hyvä	300	300
Tyydyttävä	600	600
Välttävä	1 300	1 100
Huono	2 000	1 800

Sandströmin (1996) tutkimuksessa arvioitiin ravinnekuormituksen vähentämisestä ja parantuneesta veden laadusta saavutettavia hyötyjä Ruotsin merenrannoilla matkakustannuksiin ja diskreetin valinnan malleihin perustuen. Veden laatu on sisällytetty matkakustannusmalliin näkösyvyysmuuttujan avulla. Näkösyvyys korreloi hyvin ravinnekuormituksen kanssa ja muuttujalle on saatu arvot veden typpi- ja fosforipitoisuuksien perusteella. Ravinnekuorman vähentäminen 50 prosentilla antoi arvioksi kuluttajaylijäämästä⁸ virkistysalueella käyntiä kohti 140 tai 315 Ruotsin kruunua, diskreetin valinnan mallista riippuen. Virkistyskäyttömäärien perusteella saatiin korkeimmaksi tulokseksi 540 miljoonaa kruunua vuodessa. Yhden suositun merenlahden tapauksessa ravinnekuorman alentaminen 50 prosentilla antoi arvioksi 9,8 tai 26 miljoonaa kruunua vuodessa.

Söderkvist (1996) ja Gren ym. (1996) ovat tutkineet CV-menetelmällä ruotsalaisten maksuhalukkuutta Itämeren ravinnekuormituksen vähentämiseksi "kestävälle tasolle". Keskimääräiseksi maksuhalukkuudeksi saatiin 3 000 Ruotsin kruunua henkilöä kohti vuodessa. Tutkimuksen kohdeväestönä olivat 18–85-vuotiaat ruotsalaiset. Tuloksia sovellettiin myös muissa Itämeren alueen maissa suhteuttamalla ruotsalainen tulos bruttokansantuotteiden perusteella, jolloin Suomessa saatiin arvioksi 2 229 kruunua henkilöä kohti vuodessa.

Sipponen (1987) on tutkinut kotitarve- ja virkistyskalastuksen arvoja CV-menetelmällä. Postikyselyssä kysyttiin mm. kalastusmahdollisuuden arvoa tärkeimmällä kalastuspaikalla. Keskimääräiseksi järvikalastuksen kokonaisarvoksi ruokakuntaa kohti saatiin 41 300 markkaa ja virtaavan veden kalastuksen kokonaisarvoksi 53 700 markkaa (1987 rahassa). Kokonaisarvo kuvasi talouksien kalastusmahdollisuudelle antamaa arvoa pitkällä ajanjaksolla, ei koettua vuotuista hyötyä.

Rahikainen (1993) on tarkastellut virkistyskalastushyötyjen kysyntäteoriaan perustuvan hinnoittelun käyttökelpoisuutta matkakustannusmenetelmien sekä CV-menetelmien avulla. Loppupäätelmien mukaan hinnoittelumenetelmät rajoittavat virkistyskalastajien kokemaa hyötyä sikäli, että niillä saatava tulos ei perustu virkistyskalastuskokemukseen tai sen virkistyksellisesti merkityksellisiin erityispiirteisiin. Matkakustannusmenetelmä, jossa arvot perustuvat yksinomaan kalastuskäynnin rahamääräisiin kustannuksiin ja vapaa-ajan laskennallisiin arvoihin, jättää virkistyskokemuksen ja siihen liittyvät erityispiirteet huomioimatta. CV-menetelmässä hinnoittelukriteeri saattaa helposti kuvastaa maksukykyä. Virkistyshyötyjen monimuotoisuus on hinnoittelun kannalta ongelma.

Pate ja Loomis (1997) ovat tutkineet etäisyyden vaikutusta vesistöalueen eliöstön suojeluun ja lohen kalastusalueisiin liittyvään maksuhalukkuuteen. Etäisyyden todettiin vaikuttavan ympäristöhyödykettä koskevaan maksuhalukkuuteen, mutta vaikutus riippuu myös mm. korvaavien hyödykkeiden saatavuudesta sekä hyödykkeen "paikallisuudesta". Tietyn alueen saastuessa vaikutus riippui merkittävästi etäisyydestä. Lohen kalastusalueilla etäisyydellä ei sen sijaan havaittu olevan vaikutusta; etäämpänäkin asuvat ihmiset katsovat lohen kalastusmahdollisuudella tai kalan kulutuksella olevan itselleen mahdollisesti arvoa.

5.2.2 Muita vesistön laatuun tai virkistyskäyttöarvoon liittyviä tutkimuksia

Kiinteistön vesistön läheisyyteen perustuvaa virkistysarvoprosenttia lomakiinteistöjen myyntihinnassa on arvioitu vesioikeuskäsittelyissä vesistöä johtuvan osuuden perusteella. Rannattoman ja rantatontin arvoja verrataan esimerkiksi kaup-

⁸ Kuluttajan hyöty hyödykkeestä siitä aiheutuneiden kustannusten jälkeen eli maksuhalukkuuden ja hinnan välinen ero.

pahintatilaston avulla (Maanmittauslaitos 1998). Veden läheisyydestä muodostuvan osuuden tontin kokonaishinnassa on arvioitu olevan 70–90 prosenttia; korkeamman kysynnän alueilla virkistysarvo-osuus on suurempi kuin matalamman kysynnän alueilla (Siivola 1992). Mattila (1995) sai rantakiinteistön vesistöstä johdettavaksi virkistysarvo-osuudeksi kauppahintamallien perusteella keskimäärin 80 prosenttia.

Matero ja Saastamoinen (1998) ovat arvioineet metsätalouden aiheuttamien vesistövaikutusten kustannuksia. Arvioita tehtiin mm. vesistön virkistyskäyttöarvolle aiheutetuista vahingoista. Vesistöjen virkistyskäyttöarvon oletettiin liittyvän pääosin kesämökkeilyyn, ja virkistystoiminnan arvoksi kesämökkiä kohti arvioitiin omaisuusarvojen muutoksia mittaavan menetelmän avulla 4 700–5 100 mk vuodessa (vuoden 1992 rahassa).

Uimarantojen ja leirintäalueiden virkistysarvo määräytyy käyntikertojen ja käyttäjäpäivien perusteella. Uimarantakäynnin arvoa on arvioitu matkakustannusten ja uimahallien ja maauimaloiden maksujen avulla. Uimarannalla käynnin virkistysarvona on käytetty 10 mk/käynti/henkilö. Leirintäpäivän arvon vesistöä riippuvana osuutena on käytetty 50 mk/hlö/vrk. (Aittoniemi 1993)

Hjalte ym. (1982) saivat eteläruotsalaisen järven virkistysarvoksi matkakustannusmenetelmällä (ottaen huomioon mm. korvaavat kohteet) eri virkistyskäyttömuodoille (onkiminen, uiminen, veneily, lintujen katselu, kävely ja järvimaisema) keskimäärin 4 kruunua/vierailija/a (1982).

Ewers ja Schulz (1982) ovat selvittäneet vesistön kunnostustoimenpiteillä aikaan saatuja hyötyjä Tegeler-järvellä Berliinissä. Esimerkkitarkastelussa arvoitettiin seuraavia toimintoja: juomaveden hankinta (tarvittavien puhdistustoimenpiteiden kustannukset), ammattikalastus (saaliin markkina-arvo), virkistyskäyttö (matkakustannukset, virkistykseen käytetyn ajan kustannukset), asuminen (omaisuusarvojen muutokset) ja ravintolatoiminta (tuotto/kävijä). Tuloksia laskettiin useilla eri veden laatutasoilla. Tulokset järven hyödyntämisen kokonaisarvosta parhaimmilla laatutasoilla olivat 44–63 miljoonaa Saksan markkaa vuodessa. Virkistyskäytön osuus oli noin 80 prosenttia.

Metsän virkistyskäyttöarvoa määritettäessä Ewers ym. (1984) ovat erotelleet paikallisen ja muun kuin paikallisen väestön virkistysmahdollisuuksien arvon, käyttömahdollisuuden arvon sekä turismin arvon. Esimerkkitarkastelussa (Nohl ja Richter 1984) on määritetty Saksan liittotasavallan metsien virkistyskäyttöarvo. Suoran käytön arvo perustuu metsän käyttötunteihin ja vapaa-ajan tunnin arvoon. Muun kuin paikallisen väestön virkistyskäyttöarvon määrittäminen perustuu metsäalueille suuntautuneisiin lomamatkoihin (käyntien lukumäärä ja oleskeluaika). Käyttömahdollisuuden arvo perustuu väestön keskimääräisen maksuhalukkuuden arvoon metsien laadun säilyttämiseksi. Metsän virkistyskäytön arvona käytettiin 4,87 Saksan markkaa metsässä käytettyä tuntia kohti. Optioarvolle⁹ käytettiin arviota 7,50 Saksan markkaa aikuista kohti vuodessa. Optioarvon osuus metsän virkistyskäytön kokonaisarvosta oli 1,5 prosenttia.

Juomaveden laadun muutosten arvottamisessa on sovellettu vältettyjen kustannusten menetelmää (ks. luku 2.2).

Itäisessä Englannissa on tutkittu CV-menetelmän avulla maksuhalukkuutta veden nitraattipitoisuuksien alittaessa WHO:n ohjearvot. Tulokseksi saatiin 13 puntaa/hlö/a. (Hanley 1989)

Ruotsalaisessa tutkimuksessa (Silvander 1991) on arvioitu pohjaveteen joutuvien typpipäästöjen vähentämisestä koituviksi yhteiskunnallisiksi hyödyiksi 5–51 kruunua pohjaveteen pääsystä typpikiloa kohti. Arvotukseen on sisällytetty myös muita kuin suoria käyttöarvoja.

⁹ Optioarvolla tarkoitetaan hyödykkeen käyttömahdollisuuden arvoa. Käyttö tulevaisuudessa on epävarmaa, mutta sillä nähdään olevan arvoa.

Norjalaisessa tutkimuksessa (Navrud 1988) on arvioitu väestön maksuhalukkuutta happamoittavan sateen vahingoittaman veden laadun parantamiseksi. Tulokset olivat luokkaa 300–600 Norjan kruunua kotitaloutta kohti vuodessa. Norjalaisissa tutkimuksissa on arvotettu CV-menetelmällä myös arvokalajärvien ja -jokien määrän lisääntymistä happamoitumisen vähenemisen myötä (Navrud 1989). Maksuhalukkuudet olivat 390 kruunua/kotitalous/a, mistä muiden kuin suorien käyttöarvojen osuus oli 246–343 kruunua. Maksuhalukkuudet eri kalalajien katoamisesta olivat 40–360 kruunua/kotitalous/a.

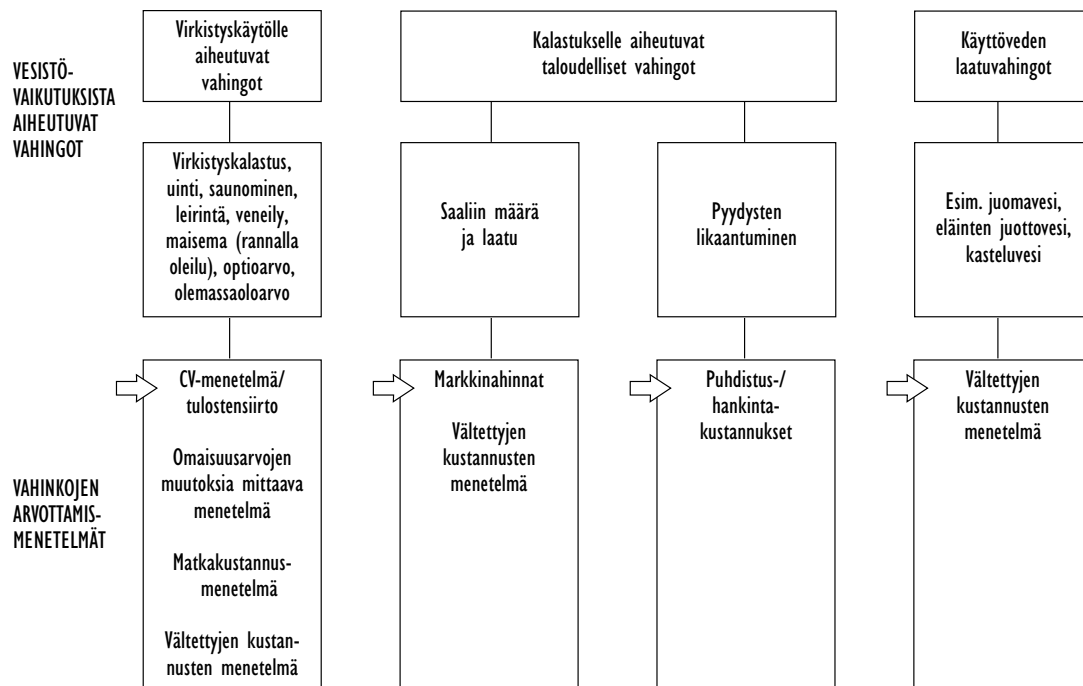
Norjalaisessa tutkimuksessa on myös kehitetty altistus–vaikutusfunktioita happamoittavien päästöjen osalta kriittisten kuormitustasojen ylityksen vaikutuksista kalakantoihin. Menetelmä ottaa huomioon mm. vesistön tilan. (Henriksen ym. 1995)

5.3 Vesistövaikutusten arvottaminen

Taloudellisesti arvotettavia vaikutuksia ovat vesistöjen virkistyskäytölle ja kalataloudelle aiheutuvat vahingot sekä käyttöveden laadun heikkenemisestä aiheutuvat vahingot. Virkistykseen käytettävillä alueilla on suoran käyttöarvon lisäksi otettava huomioon myös maisemallinen arvo ja olemassaolon arvo sekä tulevaisuudessa mahdollisesti syntyvän virkistyskäytön optioarvo. (mm. Aittoniemi 1991, Mattila 1995)

Virkistysresurssin osittaisen muutoksen arvon määrittäminen on vaikeaa mm., koska resurssin arvo ei yleensä tuhoudu kokonaisuudessaan, tiettyyn virkistysarvomutokseen johtavat vaikutuspolut ovat monimutkaisia ja tulokset ovat hyvin tapauskohtaisia. Jos kyse on suhteellisen pienen ympäristön laadussa tapahtuvan muutoksen arvottamisesta, ongelma on vaikeampi kuin jos kyseessä on ympäristöresurssin ratkaiseva muuttuminen. (Mäntymaa 1993)

Vesistöissä aiheutuvia vahinkoja ja niihin sovellettavia arvottamismenetelmiä on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. Vesistö päästöistä aiheutuvat vahingot ja vahinkojen arvottamismenetelmät (suositeltava arvottamismenetelmä on merkitty nuolella).

Seuraavassa tarkastellaan mahdollisuuksia vesistövaikutusten arvottamiseen eri menetelmien avulla. Tarkastelussa pyritään arvioimaan soveltuvuutta erilaisiin kohteisiin sekä toteuttamisen helppoutta, kuten on tehty ilmapäästöille soveltuviin menetelmien arvioinnin yhteydessä (luku 4). Luvuissa 5.3.1–5.3.3 käsitellään lähemmin arvottamismenetelmien soveltamista vesistön virkistyskäytölle, kalastolle ja käyttöveden laadulle aiheutuville vaikutuksille.

Vaikutuspolkumenetelmän (ks. luku 2.1) soveltamista vesistövaikutusten arviointiin rajoittaa se, että näiltä vaikutuksilta puuttuvat menetelmään kuuluvat altistus–vaikutusfunktiot. Funktioiden soveltamisen on todettu olevan vaikeampaa vaikutuksiin, jotka saattavat riippua useista eri tekijöistä samanaikaisesti (esim. vesistövaikutukset), kuin pääosin yhden tekijän selittämiin vaikutuksiin (Hongisto ym. 1997). Funktioita tarvittaisiin lukuisille erilaisille päästöille, eri kalalajeille ja eri hydrologisille ja ilmasto-olosuhteille.

Vesistön laadun muutoksen sekä kalastovaikutusten arvioimiseksi on olemassa monimutkaisia malleja, joissa useat vaikuttavat muuttujat ovat mukana. Veden laatua ja kalastoa koskevaa tietoa kerätään teollisuuslaitosten velvoitetarkkailun puitteissa. Erilaisten vaikutusten arviointi on suoritettava paikalliset vesistöolosuhteet huomioon ottaen tapauskohtaisesti. Virkistysarvon muutoksia voidaan arvioida mm. vesistön laatuun perustuvan vesi- ja ympäristöhallituksen (1988) kehittämän virkistyskäyttöluokituksen avulla.

Omaisuusarvojen muutoksiin perustuvaa menetelmää (ks. luku 2.3) on sovellettu vesistövaikutusten virkistysarvon osuudelle useissa tutkimuksissa, joten tutkittua tietoa esimerkiksi kiinteistöjen vesistöä johtuvista virkistysarvo-osuuksista on saatavilla. Menetelmä ottaa kuitenkin huomioon vain alueen omistajille aiheutuvia vahinkoja, joten se ei yksinomaan ole riittävä.

Vältettyjen kustannusten menetelmää (ks. luku 2.2) ja *matkakustannusmenetelmää* on aiemmin sovellettu mm. uimarantojen ja leirintäalueiden virkistyskäyttöarvon osuudelle. Tiedontarpeita voidaan täyttää aiemmista tutkimuksista saatavilla arvoilla. Vältettyjen kustannusten menetelmä on todettu käyttökelpoiseksi menetelmäksi myös käyttöveden laatumuutosten arvottamisessa. Menetelmään sisältyvä oletus korvaavien toimenpiteiden täydellisestä korvaavuudesta saattaa kuitenkin olla kyseenalainen. Korvaavuusastetta on usein vaikea määrittellä. Menetelmä soveltuisi periaatteessa myös kalastukselle aiheutuvien vahinkojen arviointiin. Saaliin menetyksiä korvataan mm. siirtymällä kalastamaan puhtaammille alueille, jolloin pidentyneet kalastusmatkat aiheuttavat lisääntyviä kustannuksia. Pyydysten likaantumisesta muodostuvat kustannukset syntyvät puhdistuskustannuksista tai uusien pyydysten hankintakustannuksista. Käyttökelpoisimmaksi menetelmäksi kalastukselle aiheutuvien taloudellisten vaikutusten arvottamiseksi esitetään tapauskohtaisesti arvioitujen kalastomuutosten arvottamista saaliin markkinahintojen perusteella.

CV-menetelmän (ks. luku 2.4) avulla saadaan erilaiset vesistön virkistyskäyttöön liittyvät arvot kokonaisuutena, joten se on virkistysarvovaikutusten kohdalla suositeltava menetelmä. Menetelmän toteuttaminen on kuitenkin usein kallista. Aiemmista tutkimuksista saatavat vesistön laatumuutosten arvottamista koskevat tulokset saattaisivat olla jossain määrin sovellettavissa.

Tulostensiirtomenetelmä (ks. luku 2.5) voi tulla kyseeseen kaikkien edellä mainittujen menetelmien soveltamisen yhteydessä. Aiemmissä tutkimuksissa saatuja yksikköarvoja tai muita lähtöarvoja voitaisiin tietyissä rajoissa soveltaa täydentämään tietotarpeita. Asiantuntijapaneelin tai meta-analyysin toteuttaminen saattaa tehdä tulostensiirtomenetelmän toteuttamisesta työlää.

Yllä mainittujen menetelmien lisäksi vesistö päästöjen ympäristökustannuksia voitaisiin arvioida toteutettujen *ympäristönsuojelutoimenpiteiden kustannusten* perusteella, joita ovat esimerkiksi investoinnit jätevesipäästöjen puhdistukseen tai järvien kunnostuksen kustannukset eli *ennallistamiskustannukset*.

Kurki (1998) esittää väitöskirjassaan yritysten ympäristökustannusten arviointiperusteeksi ympäristönsuojelutoimenpiteiden kustannuksia. Kustannukset voidaan jaotella ennakoiviin kustannuksiin, joita ovat mm. raaka-aineiden tai prosessien muutokset ympäristöhaittojen vähentämiseksi, päästöjen puhdistus- ja käsittelykustannuksiin ja syntyneen ympäristövaikutuksen vähentämistoimenpiteistä syntyviin kustannuksiin. Viimeksi mainittuihin kuuluvat mm. päästöjen terveysvaikutuksista aiheutuvat kustannukset. Toimenpiteiden tarve määräytyy yrityksen aiheuttamien ympäristövaikutusten ja yhteiskunnan vaatimuksiin perustuvan hyväksyttävän ”tavoitetason” erotuksesta. Kehitetystä kustannusten arviointimenetelmässä ei pyritä arvottamaan ympäristöhyötyjä tai vahinkoja, vaan lähtökohtana ovat todelliset aiheutuvat kustannukset.

Selvityksessä ”Sellu- ja paperiteollisuuden päästöjen käsittelyvaihtoehdot ja -kustannukset” (Krogerus ja Hynninen 1992) tarkastellaan 50 erilaista kaasujen, jäteveden ja kiinteän jätteen käsittelymenetelmää ja niiden kustannuksia. Käsittelytoimenpiteiden ansiosta saavutettavien päästöjen vähennysten perusteella voitaisiin arvioida ympäristönsuojelutoimenpiteiden kustannuksia tiettyä päästömäärää kohden.

Esimerkiksi järvien hapettamisen kustannukset ovat tyypillisesti 300–1 000 mk/ha (Lappalainen ja Seppänen 1990). Arvioitujen vaikutusten perusteella voitaisiin arvioida ennallistamistoimenpiteiden tarpeita ja niiden kustannuksia.

Ympäristökustannusten arvioinnin lähtökohdaksi voitaisiin myös ottaa veden laadun huonontumisesta ja kalataloudellisista vahingoista kalastajille, vesialueiden omistajille ja huviloiden omistajille vesioikeuden päätösten perusteella maksetut *korvaukset*. Korvauksissa ei kuitenkaan ole virkistysarvon osalta otettu huomioon muille kuin vesialueen omistajille koituneet vahingot; esimerkiksi jokamiehen oikeuteen perustuvalla virkistysarvolle aiheutuvat vahingot eivät sisälly korvauksiin.

Vesistöpäästöjen ympäristövaikutuksia ja niistä seuraavia vahinkoja voidaan siis arvioida erilaisten arviointimenetelmien, mm. vedenlaatu- ja vaikutusmallien sekä vesistön virkistyskäyttöluokituksen avulla. Vahinkojen arvottamisessa voidaan soveltaa tuottoarvoaikutusten tapauksessa markkinahintoja ja virkistysarvon osalta yksikköarvoja, jotka perustuvat omaisuusarvojen muutoksia mittaavaan menetelmään, CV-menetelmään, matkakustannuksiin, vältettyjen kustannusten menetelmään tai ennallistamiskustannuksiin. Mahdollisuuksien mukaan voidaan hyödyntää aiemmista tutkimuksista saatavilla olevia tuloksia.

Edellä olevan tarkastelun perusteella suositeltavin menetelmä vesistön virkistyskäyttömuutoksen arvottamiseen on CV-menetelmä. Menetelmän soveltaminen voidaan toteuttaa tulostensiirron avulla. Kalastukselle aiheutuvan haitan taloudellinen arvo suositellaan arvioitavaksi kalastusmuutosten ja saaliin markkinahintojen perusteella. Muut kalastukselle aiheutuvat haitat saadaan kasvaneiden tuotantokustannusten, mm. välineiden uusimisesta aiheutuvien kustannusten perusteella. Käyttöveden laatumuutosten arvottamiseen soveltuu vältettyjen kustannusten menetelmä.

5.3.1 Virkistyskäyttöarvolle aiheutuvat vahingot

Haittojen arvottaminen CV-menetelmällä

Vesistön virkistyskäyttöarvolle arvioitu haitta voidaan arvottaa CV-menetelmään perustuvien maksuhalukkuusarvojen avulla. Maksuhalukkuusarvoja on määritetty aiemmissa tutkimuksissa mm. veden laatutason muutoksille veneilykelpoisesta uimakelpoiseksi (ks. luku 5.2.1). CV-menetelmää käytettäessä saadaan eri virkistyskäyttömuodoille koituvien vahinkojen arvo kokonaisuutena ja myös muut kuin suorat käyttöarvot (mm. olemassaoloarvo) sisällytetyksi arvioon.

Määritettäessä tietyn kohteen kokonaisarvoa CV-menetelmän avulla on maksuhalukkuus laskettava tietylle väestölle. Tarkasteltavan kohteen arvo tietylle väestölle riippuu mm. tulotasosta, etäisyydestä jne. Tulostensiirtomenetelmää käytettäessä maksuhalukkuusarvoja voidaan korjata tulotasoltaan erilaisten alueiden välillä ostovoimapariteettien avulla. Suomen alueella voidaan ottaa huomioon mm. hintatason vaihtelu maan eri osissa.

Haittojen arvottaminen muilla menetelmillä

Edellä esitetyn, CV-menetelmään perustuvan arvottamistavan ohella toinen tapa olisi arvottaa virkistysvaikutusten eri osatekijöitä erikseen. Esimerkiksi rantakiinteistöjen omistajille aiheutuvaa haittaa voidaan arvioida omaisuusarvojen muu-
tosta mittaavalla menetelmällä.

Tietyn kuormittajan vesistöalueella aiheuttaman virkistysarvon alenemisen arvottamiseksi kiinteistöarvojen muutoksen perusteella tarvitaan arvio rantakiinteistöjen keskimääräisestä hinnasta alueella, missä vesi olisi puhdasta ja virkistyskäyttöarvo maksimissaan. Arvio voidaan saada kauppahintatilastoista tai mm. paikallisten kiinteistövälittäjien arviona. Tarkasteltavalta alueelta tarvitaan kiinteistöjen määrät veden laatuluokituksen mukaisilla haittavyyhykkeillä (ks. luku 5.1). Tarkasteltavalle kuormittajalle haitoista kohdistetaan vain aiheutettu osa. Virkistysarvovahingon suuruus saadaan kertomalla kullakin haittavyyhykkeellä sijaitsevien kiinteistöjen keskimääräinen maksimiarvo (mikäli vesi olisi puhdasta) virkistysarvo-osuudella ja kyseisen haittavyyhykkeen vahinkoasteella. Virkistysarvo-osuutena voidaan käyttää aiempien tutkimusten perusteella saatuja arvoja. Loma-asuntojen lukumäärät tietyllä vesistöalueella saadaan Maanmittauslaitoksen tilastoista.

Erilaisille virkistyskäyttömuodoille (virkistyskalastus, uinti, veneily jne.) aiheutuva haitta voidaan osittain olettaa näkyväksi omaisuusarvojen muutoksissa. Muille kuin rantakiinteistöjen omistajille aiheutuva virkistysarvon menetys on arvioitava erikseen. Eri virkistyskäyttömuodoille koituvan haitan määrä, kuten vaikutus uimarantakäyntien määrään, on tällöin arvioitava esimerkiksi veden laatu-
muutosten perusteella. Arviointia varten tarvitaan myös arviot eri virkistyskäyttömuotojen käyttäjämääristä.

Uimarantojen ja leirintäalueiden käytölle aiheutuvaa haittaa voidaan arvottaa matkakustannusmenetelmään tai vältettyjen kustannusten menetelmään perustuen. Uimarantakäynnin arvoa voidaan arvioida korvaavien virkistäytymispaikkojen, mm. uimahallien ja maauimaloiden maksujen perusteella. Leirintäalueiden virkistysarvoa on arvioitu telttapaikkojen, asuntovaunupaikkojen ja lomamökkien vuorokausihintojen sekä käyttäjämäärien perusteella (Aittoniemi 1993). Virkistyskalastukselle aiheutuvaa haittaa voitaisiin arvioida mm. CV-menetelmällä saatujen maksuhalukkuuksien perusteella. Matkakustannusmenetelmää sovellettaessa arvot perustuvat virkistystoiminnan rahamääräisiin kustannuksiin ja vapaa-ajan laskennallisiin arvoihin.

Sovellusesimerkki

Vesistövaikutusten arviointi

Arvottamiskohteena olevan laitoksen jätevesikuormitus (kg/päivä: BOD, kokonais-P, kokonais-N jne.) tunnetaan. Lisäksi vesistön hydrologisia ja veden laatuominaisuuksia koskevien tietojen perusteella arvioidaan vaikutukset vesistön laatuun ja mahdolliset laatuluokan muutokset. Arvioinneissa voidaan hyödyntää käytettävissä olevia arviointimenetelmiä, aiempia selvitystuloksia ja asiantuntija-arvioita. Vaikutuksen kohteena olevasta vesistöalueesta voidaan erottaa tiettyssä laatuluokassa oleva osuus. Lisäksi vesistöalueen muiden kuormittajien päästötietojen perusteella kohdistetaan kyseiselle laitokselle sen aiheuttama osuus.

Analyysin perusteella 40 prosenttia vesistön pinta-alasta on luokassa "tydyttävä", josta tarkasteltavan laitoksen aiheuttama osuus on 20 prosenttia, luokassa "välttävä" 25 prosenttia, josta laitoksen osuus on 30 prosenttia ja laitoksen aiheuttaman "huonoksi" luokitellun alueen osuus pinta-alasta on 3 prosenttia.

Virkistysarvoaikutusten arvottaminen

Arvioitu laatuluokan muutos arvotetaan aiemmista CV-tutkimuksista saatavilla tuloksilla maksuhalukkuuksista laatuluokkien väliselle muutokselle. Eräässä tutkimuksessa (Siitonen ym. 1992) on arvioitu, että maksuhalukkuus luokasta "huono" tyydyttävälle tai välttäväälle tasolle on 103,5–208,5 mk/kotitalous/a (vuoden 1989 rahassa) eli 120–240 mk/kotitalous/a (1997 rahassa).

Arvioidaan maksuhalukkuudeksi luokasta "huono" tyydyttävälle tai välttäväälle tasolle 200 mk/kotitalous/a. Aiempien tutkimusten (mm. Mäntymaa 1993, 1997) perusteella muutoksesta korkeampien laatuluokkien välillä oltaisiin halukkaita maksamaan vähemmän. Oletetaan keskimääräiseksi maksuhalukkuudeksi muutoksesta tasolta "tydyttävä" tai "välttävä" laatuluokkaan "hyvä" tai "erinomainen" 100 mk/kotitalous/a. Tällöin maksuhalukkuus luokasta "huono" hyväälle tai erinomaiselle tasolle olisi 300 mk /kotitalous/a (200 mk + 100 mk).

Maksuhalukkuus on laskettava vesistöä käyttävän tai muuten arvossa pitävän väestön kannalta. Tarkastelussa otetaan huomioon vesistöaluetta ympäröivien kuntien väestön maksuhalukkuudet. Lisäksi vesistöalueella voi olla myös kauempana asuvalle väestölle sekä käyttöarvoa että optio- ja olemassaoloarvoa. Suomessa on kuitenkin paljon sisävesistöjä ja oletetaan, että väestö on ensi sijassa valmis maksamaan lähialueella sijaitsevan vesistön laadusta. Optioarvon osuus kokonaisarvosta on todettu vähäiseksi ainakin metsien virkistyskäyttöarvon tapauksessa (Nohl ja Richter 1984).

Tarkasteltavan alueen kotitalouksien lukumäärä on 50 000. Maksuhalukkuus lasketaan tällöin seuraavasti:

	<i>osuus vesistöstä</i>	<i>laitoksen aiheuttama osuus</i>	<i>WTP tasolle "hyvä"</i>	<i>väestö, kotitalouksia</i>	<i>väestön maksuhalukkuus</i>
	(%)	(%)	(mk/kotitalous/a)	(kpl)	(mk/a)
tydyttävä	40	20	100	50 000	= 400 000
välttävä	25	30	100	50 000	= 375 000
huono	3	100	300	50 000	= 450 000
					<u>1 225 000</u>

Aiheutuneen laatu muutoksen arvoksi saadaan yllä olevan laskelman perusteella 1,2 milj. mk/a.

Virkistysarvolle aiheutuvien haittojen arvottamisessa voidaan hyödyntää myös tietoja vesioikeudellisissa menettelyissä maksetuista korvauksista. Vesialueen kiinteistön omistajille on vesioikeuden päätöksestä maksettu korvauksia rannan käytön estymisestä ja vaikeutumisesta, myyntiarvon alenemisesta, karjan juoton vaikeutumisesta ja kaivoveden likaantumisesta.

Korvausten suuruus voitaisiin suhteuttaa lupaehtojen mukaisiin päästöihin, jonka perusteella saataisiin jonkinlainen arvio ”yksikköhaitoista”. Toisaalta jätevesipäästöille ei voida määrittää yleisesti sovellettavia haittakertoimia, koska sama päästö aiheuttaa eri vesistöympäristössä erilaisia vaikutuksia.

5.3.2 Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot

Kalastus voi olla ammattimaista tai vapaa-ajan kalastusta. Vapaa-ajan kalastus voidaan jakaa virkistyskalastukseen, jossa saaliin taloudellisella arvolla ei katsota olevan merkitystä sekä kotitarvekalastukseen, jossa saaliilla katsotaan olevan taloudellinen lisäarvo (Parkkonen 1998). Ammatti- ja kotitarvekalastukselle aiheutuvan vahingon arvo voidaan määrittää kalansaaliin vähenemisen ja sen taloudellisen arvon perusteella. Kalastolle aiheutuvat vahingot voidaan arvottaa mm. saaliin myyntihintojen tai kalastajahintojen perusteella.

Ammattikalastukselle aiheutuvasta haitasta on vesioikeudellisissa menettelyissä maksettu korvauksia saalisvähenemisen lisäksi mm. puhtaammille alueille siirtymisestä aiheutuneista pidentyneistä kalastusmatkoista ja pyydysten lisääntyneestä likaantumisesta. Myös näitä tietoja voidaan hyödyntää kalastovaikutusten ympäristökustannusten arvioinnissa.

5.3.3 Käyttöveden laadulle aiheutuvat vahingot

Laatumuutoksista aiheutuvia kustannuksia voitaisiin arvioida mm. aiempien, vältettyjen kustannusten menetelmiin perustuvien tutkimusten tuloksia soveltaamalla. Mahdollisissa terveysvaikutusten tapauksissa (esim. syöpätapausten lisääntyminen) voidaan haittoja arvottaa mm. ExternE-projektissa määritettyjen yksikköarvojen avulla.

Käyttöveden laadulle aiheutuvaa vahinkoa voitaisiin arvottaa myös käyttöveden käsittelykustannusten perusteella siltä osin kuin käyttöveden otto perustuu jätevesipäästöjen kohteena oleviin pintavesiin. Käyttöveden käsittelyn kustannuksista olisi kuitenkin saatava eroteltua teollisuuden vaikutus luonnontilaisen veden käsittelytarpeen kustannuksiin, joten seurantaan tarvittaisiin pidemmältä ajalta. Kustannukset voitaisiin kohdistaa vesistöalueiden eri sektoreille kuormitusmäärien, esimerkiksi hapenkulutuksen perusteella. Valtakunnallisia tilastoja käyttöveden käsittelykustannuksista kerätään Suomen ympäristökeskuksessa.

5.4 Raportointi

Tietyn kuormittajan aiheuttamien ympäristökustannusten arviointia koskevan raportoinnin periaatteita on esitetty ilmapäästöjen arvottamisen yhteydessä luvussa 4.3. Samat periaatteet koskevat myös jätevesipäästöjen ympäristökustannusten raportointia.

Ympäristövaikutusten tarkastelun maantieteelliset ja ajalliset rajaukset on määriteltävä. Vesistövaikutukset ovat paikallisia ja niiden rajaus on helpompaa kuin ilmapäästöjen.

Pitoisuusarvioissa käytetyt tiedon lähteet (mallilaskelmat tai mittaukset) tulee esittää. Vaikutusten arvioinnissa käytetyt muut lähtötiedot ja oletukset tulee esittää läpinäkyvästi ja tulostensiirron yhteydessä on esitettävä referenssitutkimuksen soveltavuuden arviointi. Vesistövaikutuksia arvioitaessa erityisesti paikallisten vesistöolosuhteiden kuvaus on tärkeää.

Yksikköarvot ja lopputulokset tulee esittää yhtenäisesti tarkastelun kannalta relevantin vuoden kustannustasossa.

Tulosten läpinäkyvyyden ja merkityksen arvioinnin kannalta on tarpeen esittää erikseen arviot sekä ympäristössä tapahtuvista muutoksista että niistä aiheutuneista kustannuksista. Tulosten yhteydessä tulee esittää myös herkkyysarviointia. Erityisesti tulee listata myös ne vaikutukset, joita ei ollut mahdollista arvottaa ja niiden merkitystä kokonaistuloksen kannalta tulee arvioida.

6

Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

Teollisuudessa syntyvät jätteet pyritään kierrättämään uudelleen raaka-aineeksi tai hyödyntämään energiana. Jätteiden hyödyntämisaste koko teollisuudessa oli noin 59 prosenttia vuonna 1992 ja tavoite vuodelle 2005 on 70 prosenttia (Ympäristöministeriö 1998c). Kaatopaikalla jätteiden haittavaikutuksia ovat hajoamisen tuloksena syntyvät ilmaan pääsevät yhdisteet sekä suoto- ja valumavedet. Kaatopaikat ovat sinänsä myös alueelliseen viihtyvyyteen vaikuttava tekijä.

Teollisuuden kemikaali- ja polttoainevarastot sekä vaarallisten aineiden kuljetukset saattavat aiheuttaa riskin maaperälle. Maan radioaktiivista saastumista aiheuttavat mineraalien louhinta, ydinvoiman käyttöhäiriöt sekä turpeen ja kivihiilen polttojätteet (Kylä-Setälä ja Assmuth 1996). Teollisuudessa kemikaalien hallinta ja ympäristönsuojelu ovat kuitenkin nykyisen ympäristölainsäädännön mukaisten toimenpiteiden ja valvonnan seurauksena varsin hyvin hallinnassa ja päästöjä maaperään aiheutuu vain poikkeustapauksissa (Ympäristöministeriö 1998b).

6.1 Jätteenkäsittelyn ympäristökustannusten arviointi

Jätteistä aiheutuvien vaikutusten arviointi

Jätteistä kaatopaikalla aiheutuvat vaikutukset riippuvat mm. jätteiden orgaanisen aineksen pitoisuudesta, raskasmetallien ja myrkyllisten aineiden pitoisuuksista sekä kaatopaikkojen tasosta.

Mahdollisia kaatopaikoilla syntyviä päästöjä ja vaikutuksia ovat

- kasvihuonekaasut (CH₄ on jätteenkäsittelyssä merkittävin)
- suoto- ja valumavesien vaikutukset
- muut, sekundääriset päästöt: toksisia aineita, kuten raskasmetalleja sisältävät, tai hajoamisesta syntyviä haitallisia yhdisteitä sisältävät päästöt ilmaan, veteen ja maaperään (ks. jätevesipäästöjen vaikutukset)
- haju- ja maisemalliset haitat

Jätteen kaatopaikkakäsittelystä aiheutuvia päästöjä voitaisiin periaatteessa arvioida jätteiden koostumuksesta saatavilla olevan tiedon ja aiempien, hajoamis- ja liukenemistuotteita koskevien mittausten ja tutkimustulosten perusteella. Metaanin osuudeksi kasvihuoneilmiötä aiheuttavista päästöistä Suomessa on arvioitu 5–6 prosenttia. Kaatopaikoilla syntyvien metaanipäästöjen osuus Suomen metaanipäästöistä oli Pipatin (1998) mukaan noin 55 prosenttia vuonna 1995. Täten kaatopaikkojen metaanipäästöjen ilmastovaikutus olisi 2–3 prosenttia.

Jätteistä kaatopaikoilla aiheutuvien päästöjen arviointi saattaa olla suhteellisen työlästä ja toisaalta niiden vaikutusten osuus verrattuna teollisuuslaitoksen muihin vaikutuksiin on oletettavasti nykyisellä jätteenhallinnan tasolla suhteellisen vähäinen.

Arvioita toksisten päästöjen aiheuttamista pitoisuustasoista ympäristössä voidaan verrata erilaisille haitallisille kemikaaleille annettuihin laatumormeihin sekä ohje- ja kynnyksarvoihin. Vaikutusten arviointia vaikeuttaa mm. niiden syntyminen pitkän ajan kuluessa.

Jätteenkäsittelyn vaikutusten arvottaminen

Brisson ja Powell (1995) ovat arvioineet kaatopaikkojen ja jätteiden polton ympäristökustannuksia Englannissa. Tarkasteluun sisältyivät ilmastovaikutukset, suotovesien vaikutukset, kuljetusten vaikutukset ja päästöjen korvaaminen. Päästöjen korvaamisella tarkoitettiin energian talteenotosta saatavaa hyötyä verrattuna muulla tavalla tuotettavaan energiaan. Eri vaikutuksille sovellettiin maksuhalukkuusarvioita ja yhdistämällä eri vaikutusten kustannukset saatiin ympäristökustannus päästötonnia kohti. Kustannusarviot tehtiin sekä kaupunki- että haja-asutusalueella ja eri teknologioilla (energian talteenotto tai ei energian talteenottoa). Kaatopaikkakustannuksiksi saatiin $-0,4-4,4$ puntaa/ $t_{\text{jätettä}}$ ja jätteen polton kustannuksiksi $-10,2-15,9$ puntaa/ $t_{\text{jätettä}}$ (negatiivinen arvo tulee energian talteenotosta saatavasta hyödystä). Kaatopaikkojen suurimmat kustannukset aiheutuivat metaanipäästöjen kasvihuonevaikutuksista. Haittoja ei arvioitu muille ilmapäästöille, toksisille ilmapäästöille, eikä viihtyvyyshaitalle.

Kaatopaikan aiheuttamia viihtyvyyshaittoja ovat mm. visuaalinen haitta, melu, haju ja huoli terveysvaikutuksista. Yllä mainitussa tutkimuksessa löydettiin kirjallisuudesta muutamia USA:ssa tehtyjä tutkimuksia viihtyvyyshaitan arvottamisesta. Yhdysvaltalaisen tulosten perusteella maksuhalukkuus välttää kaatopaikan vaikutukset viihtyvyyteen oli 160 puntaa/kotitalous/a. Tuloksien siirtäminen yhdysvaltalaisesta tutkimuksesta eurooppalaiseen tai tiettyyn maakohtaiseen kontekstiin olisi kuitenkin tehtävä harkiten.

Joidenkin yhdysvaltalaisen omaisuusarvojen muutoksiin perustuvien tutkimusten perusteella haitat ovat nähtävissä asuntojen hinnoissa jopa yli kuuden kilometrin etäisyydellä kaatopaikasta. Näitä haittoja arvioidaan parhaillaan englantilaisessa konsulttiyrityksessä EFTEC:ssa. (Pearce ym. 1998)

Zeissin ja Atwaterin tutkimuksessa (1989a) on esitetty katsaus yhdysvaltalaisiin tutkimuksiin jätteenkäsittelylaitosten vaikutuksista omaisuusarvoihin. Joissakin tutkimuksissa esimerkiksi kaatopaikan läheisyyden yhteys omaisuusarvoon on ollut merkittävä. Kaatopaikan välittömässä läheisyydessä näkymän ja hajun vaikutukseksi asuntojen hintaan on saatu esimerkiksi 20 prosenttia. Joissakin tutkimuksissa taas yhteyttä ei ole lainkaan havaittu. Ristiriitaisia tuloksia on selitetty mm. tutkittavien vaikutuksia kuvaavien indikaattorien puutteellisuudella. Myöskään tarkasteltavan yhdyskunnan paikallisia ominaisuuksia ei ole riittävästi otettu huomioon.

Kanadalaisessa tutkimuksessa (Zeiss ja Atwater 1989a, 1989b) selvitettiin jätteenkäsittelylaitosten (kaatopaikkojen ja jätteenpolttolaitosten) vaikutuksia kiinteistöjen hintoihin sekä omaisuusarvovakuutusten merkitystä haittojen kompensoijana. Tutkimuksissa analysoitujen fyysisten vaikutusten ja kiinteistön hintojen välille ei löydetty yhteyttä. Tulosta selitettiin mm. seuraavilla seikoilla: kiinteistöjen ostajat eivät ole saaneet tarpeeksi tietoa mahdollisista vaikutuksista, ostajat ovat keskimääräistä vähemmän herkkiä vaikutuksille ja laitos voi toiminnallaan muuten vaikuttaa lähialueen kiinteistöjen arvoon positiivisesti. Haastatellut asukkaat pitivät kuitenkin omaisuuden arvon alenemista vakavana huolenaiheena, eikä vakuutuksien katsottu välttämättä korvaavan jätteenkäsittelylaitoksesta aiheutuva haittaa.

Guntermann (1995) on esittänyt katsauksen ympäristöhaittojen läheisyydestä aiheutuvia omaisuusarvon muutoksia koskeviin tutkimuksiin. Tutkimusten perusteella toksisten ja vaarallisten aineiden sekä jätealueiden läheisyydellä oli selvästi havaittavissa alentava vaikutus omaisuuden arvoihin. Hoidettujen kaatopaikkojen tapauksessa suurimmassa osassa tutkimuksia haitallista vaikutusta omaisuusarvoissa ei ollut nähtävissä. Vaarallisia aineita sisältävien jätealueiden läheisyyden vaikutusta kiinteistöjen hintoihin on tutkinut Mundy (1992). Saastumisen vaikutus kiinteistön arvoon realisoituu joko tuloverroissa (mm. vuokrissa), puhdistus- ym. kustannuksissa tai myyntiarvoissa.

Jätteenkäsittelystä aiheutuvien kasvihuonekaasupäästöjen vaikutusten arvottamisessa voitaisiin hyödyntää tuoreimpia aiheesta tehtyjä tutkimuksia. Suositeltavia arvottamismenetelmiä on esitetty ExternE-tutkimusohjelman National Implementation -projektissa (Euroopan komissio 1997b).

Tarkempien ympäristövaikutuksia koskevien tietojen puuttuessa jätteistä aiheutuvien ympäristökustannusten vähimmäistasoa voitaisiin arvioida myös kaatopaikan ylläpitokustannusten ja jätteen kuljetus- ja käsittelykustannusten sekä kaatopaikan sulkemisesta ja maisemoinnista aiheutuvien kustannuksien eli ennallistamiskustannusten perusteella.

6.2 Maaperään joutuvien päästöjen ympäristökustannusten arviointi

Maaperävaikutusten arviointi

Maaperän saastuttamiseksi on jätelaissa määritelty jätteen tai muun aineen jättäminen maaperään siten, että siitä voi aiheutua vaaraa tai haittaa terveydelle ja ympäristölle, viihtyvyyden melkoista vähenemistä tai muu yksityisen edun loukkaus. (JL 22§)

Maaperälle aiheutuvat vaikutukset ja niihin liittyvät vaikutusketjut ovat moninaisia. Maaperän saastuminen myrkyllisistä yhdisteistä, kuten raskasmetalleista, haittaa maaperän toimintaa, mm. maahengitystä. Myrkylliset yhdisteet saattavat kertyä maaperän eliöihin aiheuttaen riskejä pidemmällä aikavälillä. Maaperän saastumiseen saattaa liittyä pohjaveden saastuminen, mikä voi aiheuttaa terveysvaikutuksia (Kylä-Setälä ja Assmuth 1996). Pohjavesien pilaaminen ja haitallisten aineiden päästöt pohjavesiin on jo aiemmin lainsäädännöllä kielletty (VL 1:22, VNp364/94). Uudessa ympäristönsuojelulaissa (YSL 8§) pohjaveden ehdoton pilaamiskielto säilyy, mutta lisäksi laki sisältää maaperän ehdottoman pilaamiskiellon.

Maaperävaikutusten arvottaminen

Maaperän vaurioitumisen vaarantamille eliölajeille, kulttuurisille ja esteettisille arvoille määritellään rahallisia arvoja, joita muodostuu mm. maaperän käytön rajoitusten korvausmenettelyn yhteydessä. Maaperän saastumistapauksessa maksetuissa korvauksissa perusteena on yleensä ollut aineellisen arvon menetys eikä säästyvän aineettoman arvon suoranaisten vastine. Arvojen määrittäminen voidaan perustaa esimerkiksi haastattelututkimuksin selvitettyihin väestön maksuhalukkuuksiin tai toteutuneeseen talouskäyttäytymiseen, kuten saastuneiden maa-alueiden kunnostustoimenpiteisiin käytettyihin kustannuksiin. (Kylä-Setälä ja Assmuth 1996)

Mikäli maaperään ja ekosysteemiin syntyviä haittoja voidaan arvioida esimerkiksi kriittisten arvojen perusteella, voitaisiin arvottamisessa soveltaa uhattuna olevaan ympäristöön liittyviä maksuhalukkuuksia. Maksuhalukkuuksia selvittäessä kohteena olevan ympäristön, kasveineen ja eliölajeineen, kuvaaminen haastateltaville on oleellista, jotta saadaan selville tietyn tyyppiseen ympäristöön liittyviä arvoja eikä "yleistä maksuhalukkuutta" ympäristön suojelemiseksi. Toisaalta tietyssä ympäristössä saatuja tuloksia voi olla vaikea soveltaa jossakin toisessa.

ExternE-projektissa (Euroopan komissio 1995) todetaan, että tietyn toiminnan aiheuttamien maaperävaikutusten kustannukset usein sisältyvät toiminnan käyttöön hankitun maa-alan kustannuksiin. Sen lisäksi ympäristökustannuksia voi aiheutua, jos päästöjä kulkeutuu laajemmalti maaperään ja pohjaveteen. Ai-

heeseen liittyvistä tutkimuksista mainitaan mm. Michael ja Pearce (1989), jotka ovat tutkineet CV-menetelmän avulla halukkuutta maksaa maaperän kunnostuksesta. Arvoiksi saatiin 11,6–12,6 euroa henkilöä kohti vuodessa.

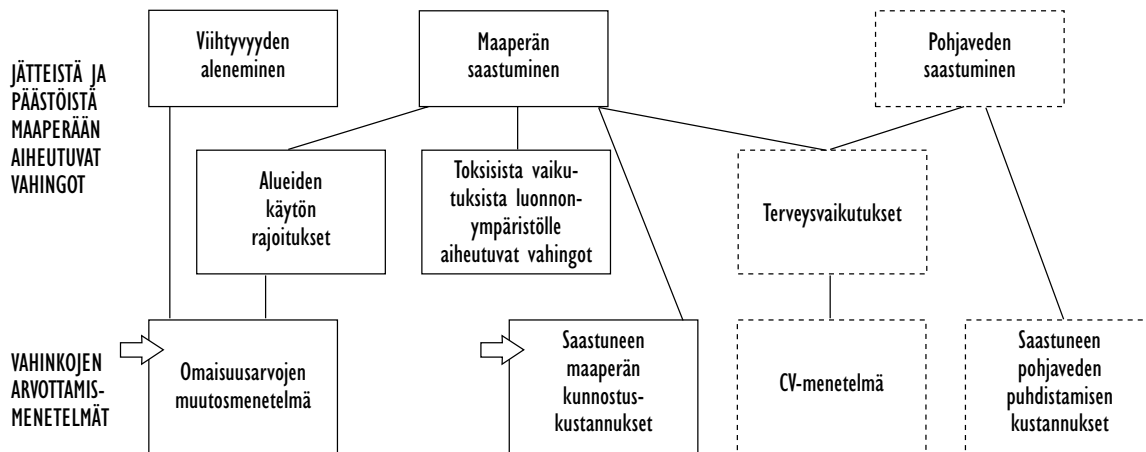
Hübler (1991) on arvioinut maaperän saastumisesta aiheutuvia kustannuksia Saksassa kansallisella tasolla. Arviot perustuvat saatavilla oleviin tietoihin joidenkin saastuneiden maa-alueiden kunnostamisen ym. kustannuksista. Tällaisista luvuista voitaisiin ehkä saada yksikköarvoja eri päästöille, mikäli päästöt on raportoitu riittävän yksityiskohtaisesti. Suomessa on SAMASE-projektin puitteissa arvioitu toimialoittain eri toimintoihin liittyvää maaperän saastumisen astetta ja sen laajuutta (pinta-ala, maa-aineksen määrä) sekä kartoitettu erilaisten kunnostusmenetelmien soveltuvuutta ja kustannuksia. Arvioinnin yhteydessä on myös koottu laadullisia tietoja eri toimialoilla yleisesti käytetyistä haitta-aineista (Ympäristöministeriö 1994). Kyseisen selvityksen perusteella voitaisiin kenties arvioida toimialoittain keskimääräisiä kunnostustoimenpiteiden aiheuttamia kustannuksia sekä merkittävimpiä, saastumista aiheuttavia haitta-aineita (käytetyt määrät tuotemääriä kohti). Tietyin teollisuuslaitoksen kohdalla maaperän saastumisen potentiaalisia ympäristökustannuksia voitaisiin arvioida vertaamalla esimerkiksi käytettyjen haitta-aineiden määriä alan keskimääräisiin lukuihin.

Dotzour (1997) tutki asuntojen hintoja saastuneen pohjaveden alueella Kansasissa. Merkittäviä eroja hinnoissa ei ollut havaittavissa ennen ja jälkeen saastumisen.

Maaperän kautta vesistöihin aiheutuvien rehevöittävien tai haitallisten aineiden vaikutusten osalta ks. luku 5.

6.3 Suositeltavat arvottamismenetelmät

Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvia haittoja ja niihin sovellettavia arvottamismenetelmiä on esitetty kuvassa 3.



Kuva 3. Jätteistä ja päästöistä maaperään aiheutuvat vahingot ja niihin sovellettavat arvottamismenetelmät (suositeltava arvottamismenetelmä on merkitty nuolella).

Jätteistä aiheutuvia ympäristökustannuksia (kustannusten alarajaa) suositellaan arvioitavaksi jätteenkäsittelykustannusten avulla. Jätteenkäsittelyn (sijoittamisen) viihtyvyytsvaikutuksia olisi lisäksi suositeltavaa arvioida omaisuudenarvon muutosmenetelmän perusteella (mikäli yhteys voidaan tutkimuksin osoittaa). Maaperän saastumisen arvottamiseen suositellaan kunnostuskustannuksia.

7

Melusta aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

Teollisuus- ja energialaitosten alueella melua syntyy mm. prosessi- ja ilmanvaihtopuhaltimista sekä erilaisista laitteista. Lisäksi alueen sisäinen liikenne sekä laitoksen kuljetukset aiheuttavat melua. Melu on luonteeltaan hyvin paikallinen ympäristökuormitustekijä. Työsuojelullisesta näkökulmasta meluun liittyvät asiat otetaan yleensä tarkoin huomioon laitosten suunnittelun yhteydessä, mutta ympäristömelun osalta tilanne ei ole yhtä hyvä. Yleensä on olemassa keinoja melun vähentämiseksi paikallisen ympäristön kannalta hyväksyttävälle tasolle. Melu vaikuttaa lähinnä ympäristön viihtyisyyteen, mutta melulla saattaa olla myös terveydellisiä vaikutuksia.

Meluvaikutuksen arviointi

Melun leviämisen tutkimiseksi on olemassa eri tasoisia malleja. Monimutkaisemmat mallit sisältävät säätietoja, ympäristön absorptio-ominaisuuksia jne. Tehdaslaitoksen aiheuttama melutaso ja leviäminen vyöhykkeittäin voidaan määrittää yhteispohjoismaisen teollisuuden ympäristömelun laskentamallin avulla (Ympäristöministeriö 1997). Lähtötiedoiksi tarvitaan tiedot pääasiallisten melulähteiden aiheuttamasta melupäästöistä.

Tietyn meluhaitan kokemiseen vaikuttavat monet tekijät, kuten ympäristön taustamelu, melun lähteeseen liittyvät asenteet, jne.

Melun ympäristökustannusten arvioimiseksi tarvitaan seuraavia tietoja (Euroopan komissio 1995):

- melun muutokset ajan funktiona
- äänen sävyn analyysit
- melun voimakkuus: tavallisesti käytetään huipputasoa (dB) tai A-ekvivalenttitasoa (L_{Aeq}).

Ekvivalenttitaso kuvaa ajan funktiona tasoltaan vaihtelevan melun voimakkuutta. Tarkastelupisteessä ekvivalenttiäänitaso on tasaisen äänen taso, jonka äänienergiämäärä vastaa tarkasteluaikana vaihtelevan äänen energiämäärää.

Meluvaikutusten arvottaminen

Melun kustannuksia on yleensä arvioitu hedonisen hinnoittelun avulla (*omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä*) (Euroopan komissio 1995). Ympäristön ominaisuuksien, kuten melutason, on oletettu heijastuvan talojen hinnoissa talon ominaisuuksien ohella. ExternE:ssä esitettiin suositus, jonka mukaan jatkuvan melun tapauksessa yhden desibelin melun nousu vastaisi 0,4–1,4 prosenttia (keskimäärin 0,9 prosenttia) omaisuuden arvon laskua. Melun vaikutuksia talojen hintoihin on tutkittu myös Helsingissä (Vainio 1995). Taustamelun ollessa yli 55 desibeliä melutason nousu yhdellä desibelillä alensi asuntojen hintoja keskimäärin 0,36 prosentilla. Melutason noustessa 55 desibelistä 65:een hinta laski keskimäärin 18 420 mk.

Vainion (1995) tekemien CV-haastatteluiden perusteella kotitalouksien maksuhalukkuuden keskiarvo melutason muutoksesta 65:stä 55 desibeliin oli kokonaissummana 51 500 mk (10 prosentin laskentakorolla 5 160 mk vuodessa), mikä oli huomattavasti hedonisen mallin tulosta korkeampi. Maksuhalukkuus melun vähentämiseksi "ei häiritsevälle" tasolle alueilla, joilla melutaso ylitti 55 dB, oli keskimäärin 341 mk/kotitalous/a.

Koska kirjallisuudesta löydetty melun arvottamistutkimukset koskevat yleensä liikennemelua ja koska meluhaitan muodostumiseen vaikuttavat lukuisat melun tyyppiin ja ympäristön olosuhteisiin liittyvät tekijät, arvot eivät välttämättä ole suoraan sovellettavissa muissa yhteyksissä.

ExternE:n (Euroopan komissio 1995) yhteydessä suositeltiin meluhaittojen arvottamiseksi kahta menetelmää:

1. *AVN (Annual Value of Noise) eli melun vuotuinen arvo* voidaan esittää kaavalla

$$(2) \quad AVN = (L_{year, obs} - L_{dn, back}) \cdot N_{houses} \cdot A(P) \cdot NDSI$$

missä $L_{year, obs}$ = havaittu keskimääräinen vuotuinen melutaso, jossa otetaan huomioon tarkasteltavan melulähteen toiminta-ajan osuus vuodessa

$L_{dn, back}$ = taustamelun osuus

$L_{year, obs} - L_{dn, back}$ = muutos vuotuisessa melussa

N_{houses} = altistuneiden asuntojen lukumäärä

$A(P)$ = asuntojen keskimääräisestä hinnasta vuotta kohti laskettu annuiteetti

$NDSI$ = yhden meluyksikön nousun aiheuttama alenema asuntojen hinnassa (Noise Depreciation Sensitivity Index), (%)

2. *Haittahinnoittelumenetelmässä* otetaan huomioon ihmisten erilainen herkkyystaso melulle:

$$(3) \quad P(HA) = \exp [-10^{p/10} (D-L_{dn})]$$

missä D = meluhaitan taso

$P(HA)$ = niiden ihmisten prosentuaalinen osuus, jotka kokevat huomattavaa haittaa (haitan tasolla D)

p = herkkyden elastisuus eli hajonta

L_{dn} = vuorokauden keskimääräinen melutaso

Muuttujien arvot vaihtelevat tarkasteltavasta alueesta riippuen. Tyypillisinä arvoina liikennemelututkimuksissa on käytetty $D = 70-75$ ja $p = 0,3$.

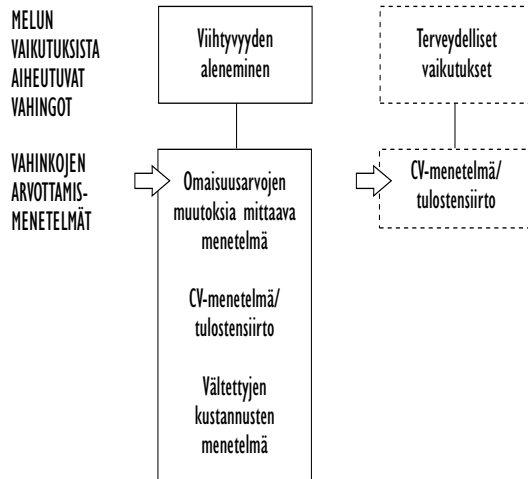
Haittahinnoittelumenetelmä tuottaa AVN-menetelmään verrattuna parempia (ja alhaisempia) tuloksia syrjäseuduilla. Haittahinnoittelumenetelmä arvioi hyvin pieniäkin haittakokemusten todennäköisyyksiä. AVN-menetelmän käyttöä suositellaan, koska se tuo paremmin esille uusien melulähteiden vaikutuksia taustamelun ollessa alhainen ja tuottaa yleensä suurempia arvoja, joilla voidaan arvioida ympäristökustannusten ylärajaa, mikä on kiinnostava tieto poliittisten päätösten yhteydessä.

Meluhaittaa voidaan pienentää mm. äänieristeiden lisäyksellä. *Vältettyjen kustannusten menetelmässä* oletetaan täydellinen korvaavuus, vaikka haittaa ei pystytä täydellisesti korvaamaan. On olemassa monia eri mahdollisuuksia korvata haitta, mm. muuttamalla pois. Korvaavilla toimenpiteillä on myös muita vaiku-

tuksia, kuten lämmityskustannusten aleneminen. Vältettyjen kustannusten menetelmän etuna on, että se perustuu altistuneen väestön suorittamiin toimenpiteisiin eli todelliseen käyttäytymiseen eikä ilmaistuihin mielipiteisiin.

Melun mahdollisesti aiheuttamien terveydellisten haittojen arvottamisessa voitaisiin soveltaa *CV-menetelmää*.

Melusta aiheutuvia vahinkoja ja niihin sovellettavia arvottamismenetelmiä on esitetty kuvassa 4.



Kuva 4. Meluhaitat ja niiden arvottaminen (suositeltava arvottamismenetelmä on merkitty nuolella).

Meluhaittojen arviointiin suositellaan omaisuusarvojen muutoksia mittaavaa menetelmää (AVN-menetelmä).

Hajusta aiheutuvien ympäristökustannusten arviointi

8

Suurimmat hajuhaittoja aiheuttavat toiminnot Suomessa ovat puunjalostusteollisuus, jossa selluteollisuus on merkittävin, sekä jätteiden käsittely ja elintarviketeollisuus. (Arnold 1995)

Hajuhaittojen arviointi

Haju määritetään hajuhaittana tai hajun esiintymisenä (hajuimmissio). Hajuhaitan perusteena on altistuneen väestön kokema haitta. Hajun esiintyminen perustuu ulkoilman hajupitoisuuteen ja esiintymistiheyteen. Hajun määrittäminen menetelmiä ovat leviämislaskelmat, kenttähavainnointi sekä asukaspaneelitutkimus ja kertakysely. Leviämislaskelmien avulla voidaan ennustaa tulevia tilanteita, mutta ne eivät anna tietoa väestön kokemasta viihtyisyyshaitasta. Hajut eivät yleensä aiheuta välitöntä terveydellistä vaaraa, vaan niiden merkitys on ennen kaikkea viihtyisyyden väheneminen. Hajupäästön, siitä aiheutuvan hajuhaitan ja mahdollisen terveyshaitan korrelaatiosta on tehty useita psykososiaalisia ja epidemiologisia tutkimuksia eriävin tuloksin, eikä yleispätevää syy-seuraussuhdetta ole voitu osoittaa. Hajuhaitan muodostuminen riippuu sekä aistifysiologisista että psykososiaalisista tekijöistä, joihin vaikuttavat hajun peruslaatu, miellyttävyys ja voimakkuus sekä sen esiintymistiheys.

Hajun vaikutus viihtyvyyteen

Suomessa on tutkittu hajuimmission ja hajuhaitan välistä yhteyttä 1993–1994 laajan asukaskyselyn pohjalta (Arnold 1995). Tutkimuksessa on myös viitattu aiheesta tehtyihin tutkimuksiin muualla Euroopassa, mm. Saksassa ja Hollannissa. Hajuimmissiota arvioitiin esiintymistiheyden perusteella ja aiheutuvaa haittaa mitattiin asukkaiden ilmoittamana haitta-asteena sekä haittaa kokevien henkilöiden prosentiosuutena. Tutkimuksen perusteella hajuhaitta luokitellaan merkittäväksi, kun sen haitta-asteeksi voidaan määrittellä vähintään ”häiritsee vähän”, ”selvä haitta” tai ”hyvin häiritsevä” ja keskimääräinen esiintymistiheys (prosenttia vuoden tunneista) on vähintään 3–9 prosenttia. Tätä suurempi esiintymistiheys tai haitta-aste viittaa vakavaan haittaan.

Kyselyssä kartoitettiin yleisesti myös vastaajien kotiympäristössä esiintyviä ympäristöhaittoja. Hajun ohella merkittävänä ympäristöhaittana tuli esille varsinkin kaupungissa liikenne. Hajua pidettiin kuitenkin yleisesti melua suurempana ongelmana, ja muita ympäristöhaittoja, esimerkiksi pölyä ei koettu kovin merkityksellisiksi.

Hajun haittapotentiaali kuvaa häiritsevän hajun osuutta kokonaishajukuorasta. Tutkimuksessa määriteltiin haittapotentiaalit eri teollisuudenaloille. Pelkistyneitä rikkiyhdisteitä sisältävien päästöjen ja metallituotannon liuotepäästöjen haittapotentiaalit olivat suurimmat.

Hajurikkipäästöistä aiheutuvia, koettuja haittavaikutuksia ovat tutkineet mm. Frberg ym. (1960) Ruotsissa, Flesh ja Turk (1975) sekä Deane ym. (1977) Kaliforniassa.

Hajun terveydelliset vaikutukset

Suomessa on tutkittu sulfaattisellun valmistusprosessissa syntyvien haisevien rikkiyhdisteiden terveys- ja ympäristövaikutuksia vuodesta 1986 lähtien (Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti 1995, Haahtela ym. 1998). Laajoissa tutkimuksissa on osoitettu näiden ilmansaasteiden vaikutus väestön terveyteen ja viihtyvyyteen. Hajurikkisaasteiden on todettu selvästi aiheuttavan ainakin lyhytaikaista oireilua (hengenahdistus, yskä, nuha, silmäoireet, päänsärky jne., lisäksi vaikutuksia psyykeen). Jo pienienkin pitoisuuksien (10–30 µg/m³ vuorokauden keskiarvona) on todettu aiheuttavan haittaa.

Vilkan tutkimuksessa (1991) hajurikille altistuneilla oireiden määrän havaittiin lisääntyvän niinä päivinä, jolloin hajurikkiyhdisteiden (TRS, Total Reduced Sulphur) pitoisuuksien tunti- tai vuorokausikeskiarvot olivat suurentuneet tasolle 40 µg(SO₂)/m³. Kohtalaisesti saastuneen alueen asukkaiden kohdalla ei havaittu yhteyttä TRS-yhdisteiden pitoisuuksien ja oireiden välillä. Suoraa syy-yhteyttä astmaa sairastavien voinnin ja TRS-yhdisteiden pitoisuuksien välillä ei havaittu.

Tutkimuksissa on selvitetty mm. muutoksia hengitysinfektioiden lukumäärissä päästöjen ja pitoisuuksien muuttuessa sekä erilaisten oireiden esiintyvyyttä väestössä tietyillä altistumis- ja pitoisuuksilla. Oireiden esiintymisen yhteyden määrittämistä tiettyyn päästötasoon vaikeuttaa mm. se seikka, että kyseisiä oireita ilmenee väestössä myös muista tekijöistä kuin ilmansaasteista johtuen. Ongelmana on myös mm., pitäisikö oiremäärien tarkastelun lähtökohdaksi ottaa keskiarvopitoisuudet vai äkillisten, korkeiden pitoisuuksien esiintyminen.

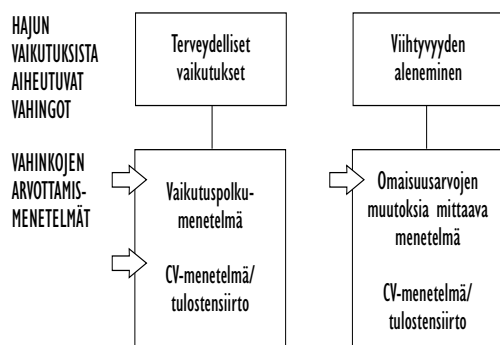
Hajuhaittojen arvottaminen

Hajurikkiyhdisteistä terveydelle aiheutuvia kustannuksia voitaisiin määrittää *vaikutuspolkumenetelmän* avulla. Tällöin tarvitaan tietoa fysikaalisen vaikutuksen syy-seuraussuhteista eli hajurikkiyhdisteiden pitoisuuksista yhdyskuntailmassa ja altistuvalla väestöllä esiintyvistä terveydellisistä haitoista. Terveydelle aiheutuvien haittojen arvoa voitaisiin määrittää niihin liittyvistä lääke- tai hoitokuluista, sairauspäivien ansionmenetyksistä jne. *CV-menetelmän* avulla voidaan määrittää halukkuus maksaa oireilupäivän (mm. astmaoirepäivän, rajoittuneen toimintakyvyn päivän) välttämiseksi (esim. Energia-Ekono 1998b).

Hajupäästöjen aiheuttamien terveyshaittojen arvioimiseksi ei ole käytettävissä suoraan sovellettavia altistus–vaikutusfunktioita, mutta tehtyjen tutkimusten perusteella hajun aiheuttamien haittojen määrää voitaisiin jossain määrin arvioida. Haittojen kvantifiointi ja yhteyden määrittäminen tiettyyn päästö- ja pitoisuustasoon onnistuisi parhaiten, kun voitaisiin suorittaa tutkimuksia, jotka olisi suunniteltu rahallista arvottamista silmällä pitäen. Tällaisten menetelmien kehittäminen olisi parhainta tehdä sekä terveysvaikutusten että arvottamisen asiantuntijoiden yhteistyönä.

Terveysvaikutusten ohella myös hajun vaikutukset ympäristön viihtyvyyteen ovat merkittäviä. Erilaisten hajuhaittojen suuruutta on määritetty tutkimuksin, mutta teollisuuden hajuhaitan arvottamisesta tehtyjä tutkimuksia ei ole tiedossa. Saksassa on tehty joitakin tutkimuksia karjankasvatuksessa aiheutuvan hajuhaitan vaikutuksista kiinteistöjen arvoihin (Paduch 1999). Hajuhaittojen arvottamiseen voitaisiin myös soveltaa *CV-menetelmällä* selvitettyjä maksuhalukkuuksia, kuten esimerkiksi meluhaitan arvottamisen yhteydessä (ks. luku 7). Hajun aiheuttama viihtyvyyden aleneminen tulisi mm. Arnoldin (1995) mukaan arvottaa meluhaittaa suuremmaksi.

Hajusta aiheutuvia vahinkoja ja niihin sovellettavia arvottamismenetelmiä on esitetty kuvassa 5.



Kuva 5. Hajusta aiheutuvat haitat ja niiden arvottaminen (suositeltava arvottamismenetelmä on merkitty nuolella).

Vaikutuspolkumenetelmä ja haittojen arvottaminen CV-tutkimusten perusteella olisi suositeltavin tapa arvioida hajuhaittojen terveydellisiä vaikutuksia. Hajun aiheuttamien viihtyvyyksivaikutusten arviointiin voitaisiin soveltaa omaisuusarvojen muutoksia mittaavaa menetelmää.

Sovellusesimerkki

Laitoksen hajupäästöjen terveysvaikutusten arvottaminen

Tarkasteltavan laitoksen paikkakunnan ilmanlaadun seurannasta saadaan TRS-päästöjen vuorokausipitoisuuksien eri pitoisuusluokkien esiintymistiheydet prosentteina vuoden vuorokausista. "Vähäiseksi" luokiteltua pitoisuutta (hajurikkien terveysvaikutustutkimuksissa käytettyjen altistusluokkien perusteella) esiintyy 280 päivänä vuodessa, "kohtalaista" pitoisuutta 70 päivänä ja "voimakasta" pitoisuutta 15 päivänä. Tarkasteltavan laitoksen lisäksi alueella ei ole muita hajurikkipäästöjen lähteitä.

Laitokselle tehdyn TRS-päästöjen leviämismallislaskelmakartan perusteella arvioidaan hajurikkipäästöistä aiheutuville pitoisuustasoille altistuvia väestömääriä. Kohtalaiselle pitoisuudelle altistuu 5 000 ihmistä. Voimakkaan pitoisuuden alueella on 700 ihmistä.

Hajurikkipäästöjen terveysvaikutuksista tehtyjen tutkimusten perusteella arvioidaan erilaisten oireitten esiintymistä väestössä eri tasoisen vuorokausi-altistuksen seurauksena. Hajurikkitutkimuksissa tarkasteltuja oireita ovat: hengitystieinfektiot, päänsärky, silmäoireet, nenäoireet, kurkkuaireet, yskä, hengenahdistus ja pahoinvointi. "Kohtalaisen" altistuksen seurauksena 5 prosenttia väestöstä kokee erilaisia oireita, "voimakkaan" altistuksen seurauksena oireita esiintyy 15 prosentilla väestöstä.

	pitoisuusluokan esiintyvyys, vrk/a	altistuva väestö	oireiden kokeminen, osuus väestöstä	oireilu- päiviä	oirepäivän arvo, mk/päivä	oireilupäivien kustannukset, mk/a
kohtalainen	70	· 5 000	· 5 % =	17 500	96	1 680 000
voimakas	15	· 700	· 15 % =	1 575	96	151 200
yhteensä				19 075		1 831 200

Lähtötietojen perusteella saadaan 19 075 oireilupäivää vuoden aikana. Energia-Ekonon (1998b) tutkimuksessa selvitettiin ilmapäästöjen terveysvaikutusten kustannuksia Suomen pääkaupunkiseudulla CV-menetelmällä. Oireilupäivän arvoksi saatiin 96 mk. Kertomalla oireilupäivien lukumäärä oireilupäivää kohti määritetyllä arvolla saadaan hajurikkipäästöjen terveyshaitan kustannukseksi 1,8 milj. mk vuodessa.

9

Energianhankinnan ympäristökustannusten arviointi

Yksittäisen tuotantolaitoksen tarvitseman energian tuotannon vaikutukset ovat monissa tapauksissa kyseisen laitoksen eräs merkittävimmistä ympäristökuormituksista. Ympäristökuormitusta syntyy:

- raaka-aineiden käytöstä
- päästöistä ilmaan
- päästöistä vesistöön ja
- jätteistä

Kuormitus vaihtelee kuitenkin huomattavasti energiantuotantotavan ja polttoaineen mukaan. Yksittäisen tuotantolaitoksen energianhankinta voi tapahtua joko siten, että laitos tuottaa itse tarvitsemansa energian, tai siten, että se ostaa osin tai kokonaan tarvitsemansa energian (kuva 6). Energianhankinnalla tarkoitetaan sekä lämmön- että sähkönhankintaa.



Kuva 6. Energianhankinnan mahdollisuudet

Ympäristökustannusten arvioinnin kannalta vaihtoehdot vaativat erilaisia lähestymistapoja. Seuraavassa tarkastelussa käsitellään ympäristökustannusten arviointia puhtaasti teknisestä näkökulmasta. Tarkastelussa ei siksi oteta kantaa siihen, onko ympäristökustannusten arviointi tarkoituksenmukaista ympäristölupamenettelyssä. Tätä käsitellään luvussa 10 sekä koko julkaisun yhteenvedossa.

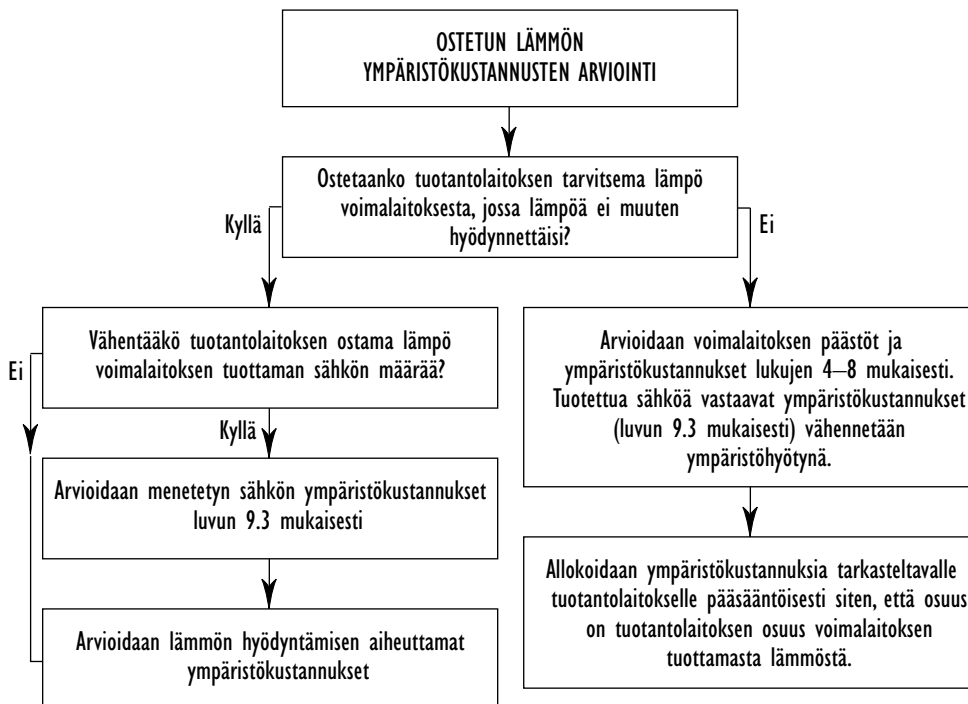
9.1 Oman energiantuotannon ympäristökustannusten arviointi

Laitoksen oman energiantuotannon tiedot ovat helposti saatavissa tai arvioitavissa, kun laitoksen konsepti on selvä. Oman energiantuotannon ympäristövaikutuksia voidaan arvioida luvuissa 4–8 esitetyillä menetelmillä.

9.2 Ostetun lämmön ympäristökustannusten arviointi

Myös lämmöntuotannon vaikutukset ovat yleensä helposti kohdistettavissa siihen laitokseen, jossa lämpö tuotetaan. Keskeinen kysymys ulkopuolelta ostetun lämmön ympäristökustannusten arvioinnissa on lämmön tuotantolaitoksen asema uuteen laitokseen nähden (kuva 7). Mikäli lämpö hankitaan uudelle laitokselle olemassa olevasta voimalaitoksesta tai muusta kohteesta, jossa se ilman tätä olisi mennyt hukkaan, ja jota ei ole rakennettu uutta laitosta varten, ei laitokselle

tule allokoida ympäristökustannuksia lämmöntuotannosta. Allokoitavia ympäristövaikutuksia aiheuttavat tällöin vain lämmön hyödyntämiseen liittyvät toimenpiteet.



Kuva 7. Ostetun lämmön ympäristökustannusten arviointiprosessi.

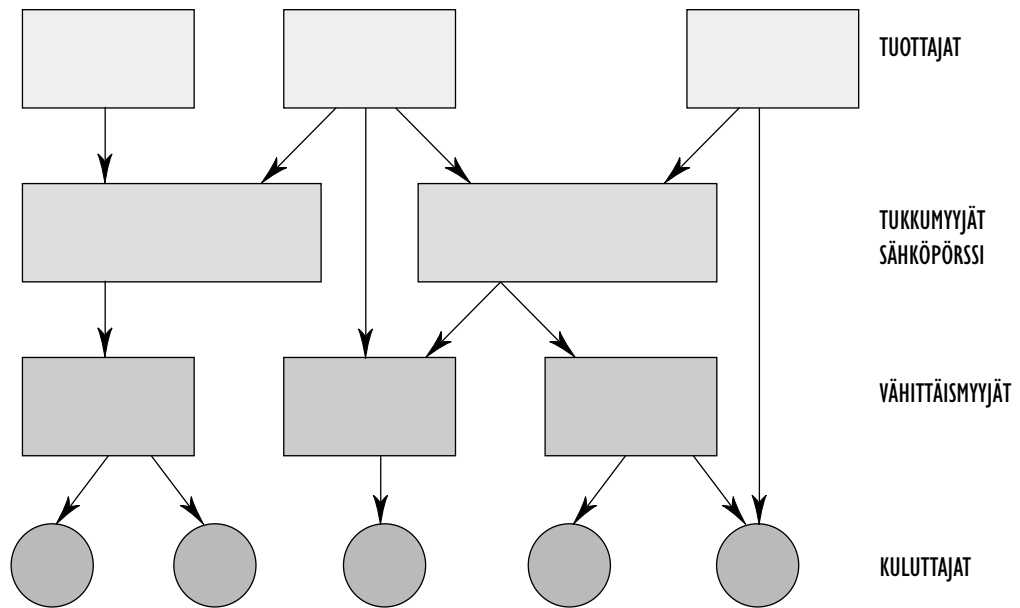
Mikäli uuteen laitokseen toimitettu lämpö vähentää olemassa olevan voimalaitoksen sähköntuotantoa, on menetetyn sähkön määrää vastaavat ympäristökustannukset allokoitava uudelle laitokselle. Ympäristökustannukset lasketaan luvun 9.3 mukaisesti.

Mikäli lämpöä tuottava laitos on rakennettu osin tai kokonaan tarkasteltavaa tuotantolaitosta varten, on kaikki voimalaitoksen ja lämmön hyödyntämisen aiheuttamat ympäristövaikutukset otettava huomioon lukujen 4–8 mukaisesti. Yhdistetyn sähkön- ja lämmöntuotannon päästöjen jakamiseen eri energiatuotteille on esitetty useita tapoja (Heikkinen ja Järvinen 1994). Tarkasteltaessa yksittäistä tuotantolaitosta vapautuneilla sähkömarkkinoilla on tässä katsottu tarkoituksenmukaisimmaksi allokoida kaikki sähkön- ja lämmöntuotantolaitoksen ympäristövaikutukset lämmölle. Tuotettu sähkö käsitellään laitoksen aiheuttamana ympäristöhyötynä (negatiivisena ympäristökustannuksena), joka vähentää sähköverkkoon syötettävän sähkön tarvetta (ja siten päästöjä). Ympäristöhyöty voidaan laskea luvun 9.3 mukaisesti. Tarkasteltavan tuotantolaitoksen osuus lämmöntuotantolaitoksen ympäristövaikutuksista on pääsääntöisesti sen osuus tuotetusta lämmöstä. Mikäli uusi voimalaitos on kuitenkin energiaa säästävä ratkaisu energiahuollossa ja tarkasteltava tuotantolaitos on sen käyttöönoton suhteen ratkaisevasa asemassa, voidaan tämä ottaa laskelmissa huomioon tapauskohtaisesti.

9.3 Ostetun sähkön ympäristökustannusten arviointi

Ostosähkön kohdalla välitön yhteys tuotantolaitokseen menetetään; sähkö saadaan ”töpselistä”, ja sen toimittaa yhtiö, jonka kanssa sähkösopimus on tehty (kuva 8). Sähkömarkkinoiden vapautumisen ansiosta jokaisella sähkökuluttajalla on

mahdollisuus valita, miltä yritykseltä he sähkönsä ostavat ja yhä useammin myös sähköön tuotantotapa. Tämä tarkoittaa sitä, että myös jokainen yksittäinen laitos pystyy vaikuttamaan ostosähköön ympäristövaikutuksiin.



Kuva 8. Sähkötarkkinoiden kaupallinen rakenne (Pirilä ym. 1997).

Sähköverkkoa voidaan verrata isoon vesisaaviin, johon tulee monesta putkesta vettä ja jossa on monta hanaa. Kun kaikkia näitä käytetään epäsäännöllisesti ja samanaikaisesti, helposti havainnoitavat yhteydet hanoista putkiin katoavat. Kyseessä on monimutkainen dynaaminen systeemi. Sähkökauppa voi perustua esimerkiksi vuosittaiseen kiintiöön, jossa sähköön toimittaja ja kuluttaja sopivat, että toimittaja "kaataa saaviin" kuluttajan tarpeen mukaisen määrän sähköä vuoden aikana.

Sähköön elinkaari voidaan jakaa karkeasti kolmeen osaan. Ensimmäiseen osaan kuuluvat kaikki vaiheet ennen voimalaitoksella tapahtuvaa varsinaista sähköntuotantoa. Toisessa osassa voimalaitokselle toimitettu primäärienergia muunnetaan (yleensä polttamalla) sähköksi. Kolmanteen osaan kuuluu sähkö siirto, jakelu ja loppukäyttö. Ympäristökustannusten arvioinnin kannalta teoreettisesti oikea ratkaisu olisi tarkastella polttoaineiden ja teknologioiden koko elinkaarta (Euroopan komissio 1995, Energia-Ekono 1998a, Energia-Ekono ja Maa ja Vesi 1997). Ympäristölupamenettelyssä tämä on tällä hetkellä käytännössä vaikeaa ilman suuria yksinkertaistuksia. Toisaalta myös ainoastaan polttovaiheen päästöjen tarkastelu on suuri yksinkertaistus todellisesta tilanteesta.

Tuotteena sähköön valmistusprosessi on hahmotettavissa raaka-aineiden alkulähteiltä siihen vaiheeseen, jossa sähkö siirretään jakeluverkkoon. *Ostetun sähköön todellisia ympäristökustannuksia on mahdotonta täsmällisesti arvioida, sillä tarkkaa lähdeä ei enää pystytä määrittämään.* Toisaalta on kuitenkin otettava huomioon, että jokainen yksittäinen uusi laitos (joka ei korvaa vanhaa laitosta) lisää koko systeemin sähköntuotantotarvetta. Sähköntuotantotarpeen lisääntyminen koko systeemissä näkyy korkeampina huipunkäyttöaikoina, uusina voimalaitosinvestointeina ja/tai tuonnin lisääntymisenä.

Ostosähköön ympäristökustannusten arvioinnissa on tässä vaiheessa mahdollista ottaa huomioon vain päästöt ilmaan. Menetelmät ovat samat kuin jo aiemmin on kuvattu luvussa 4. Arvioinnin kannalta keskeisiä kysymyksiä ovat:

1. Mihin ja kenen sähköntuotantorakenteeseen arviointi perustuu – yksittäinen toimittaja / markkina-alue?
2. Mitä tuotantolaitoksia tarkastellaan – nykyiset (average) / rakenteilla olevat (marginal) voimalaitokset?
3. Miten ostosähkön tarve vaihtelee ajallisesti?

Yksittäisen toimittajan tarkastelu on ongelmallista, sillä laitos voi halutessaan vaihtaa sähköntoimittajaa. Ympäristökustannusten arviointia ei voida tästä syystä tehdä sen yrityksen koko tuotannon tai yksittäisen tuotantotavan perusteella, jonka kanssa sähkösojimus on tehty. Viitealueeksi on otettava koko sähkön markkina-alue, ja arvioinnin pohjana on oltava sen sähköntuotantorakenne. Periaatteessa on mahdollista, että markkina-alueella on suuria sähköntuottajia, joiden sähkö ei tule lainkaan markkinoille, vaan sen ostavat esimerkiksi sähköyhtiön osakkaat. Tilanteessa voi kuitenkin tapahtua muutoksia laitoksen käyttöaikana.

Toinen kysymys on uusien tuotantolaitosten suhde olemassa olevaan sähköntuotantoon. Oikeudenmukaisempi tapa olisi kohdistaa vain uusien voimalaitosten ympäristökustannuksia uusille tuotantolaitoksille. Toisaalta uusi sähköntuottaja voi kuitenkin halutessaan hankkia sähkönsä myös vanhasta voimalaitoksesta ja vastaavasti jo sähköjärjestelmään kuuluneet kuluttajat voivat hankkia sähkönsä uudesta voimalaitoksesta. Syy-yhteys ei tällöin enää ole perusteltu.

Ostosähkön ympäristökustannusten arvioinnin kannalta keskeinen tekijä on siis sähkön mahdollinen hankinta-alue (markkina-alue) ja sen sähköntuotantorakenne. Käytännössä markkina-alueen määrittäminen on vaikeata, sillä markkina-alueet eivät ole selkeästi rajattuja. Suomeen tulee tällä hetkellä tuontisähköä Norjasta ja Ruotsista (vesi- ja ydinvoima) sekä Venäjältä. Pietarin alueella olevan sähköntuotannon jakauma on vesi-, lämpö- ja ydinvoimaa noin suhteessa 20/50/30. Lämpövoima on pääosin maakaasua. Tuontisähkön osuus on ollut 1990-luvulla pieni, noin 12 prosenttia (taulukko 8), mutta sen merkitys tulevaisuudessa on epäselvä. KTM:n energiamarkkinaskenaariossa tuontisähkön osuus on noin 10 prosenttia vuonna 2010 (KTM 1997). Tuonnin osuuden kasvua vähentää osaltaan sähkön halpa hinta Suomessa.

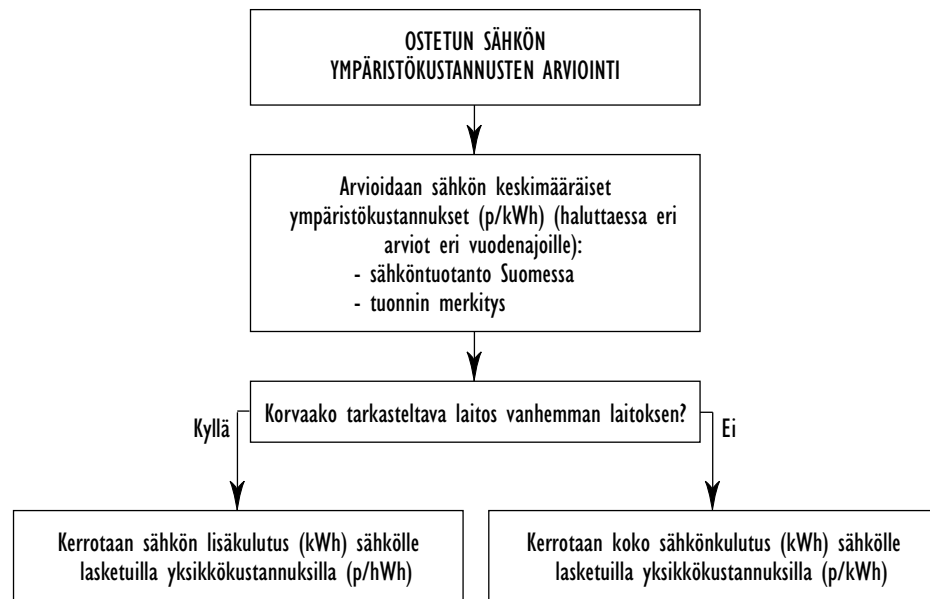
Taulukko 8. Tuotantomuotojen ja tuonnin osuus sähkönhankinnasta Suomessa 1990-luvulla (Tilastokeskus 1998a).

Tuotantomuoto	Osuudet (%)								
	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990	Keskimäärin
Vesivoima	16	16	19	17	20	23	21	17	19
Tuulivoima	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
Ydinvoima	27	26	26	27	29	28	29	29	28
Muu lauhdutusvoima	15	19	13	17	11	7	11	10	13
Huippukaasu- ja turbiinivoima	0,02	0,04	0,03	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02
Teollisuuden yhteistuotanto	15	14	14	14	13	12	12	12	13
Kaukolämpö	16	17	16	16	15	15	15	14	16
Tuonti	11	7	12	10	12	14	12	18	12
Yhteensä	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Kolmas tekijä ympäristökustannusten arvioinnissa on tarkasteltavan laitoksen tehontarpeen ajallinen vaihtelu. Sähköntuotannon rakenne, ominaispäästöt ja siten laskeut ympäristökustannukset vaihtelevat tunneittain, vuorokausittain ja vuodenajoin. Pääsääntö on, että ympäristökustannusten tulisi olla sitä korkeammat, mitä enemmän laitoksen tehontarve ajoittuu talvikuukausille ja päiväaikaan, jolloin koko systeemin huippusähkön tarve on suurin. Tällöin Suomessa käytetään enemmän päästöjä aiheuttavia polttoaineita. Sähköntuotannon rakenne vaihtelee myös kuluttajaryhmittäin. Heikkisen ja Järvisen (1994) tutkimuksessa kuluttajaryhmittäinen tar-

kastelu antoi kuitenkin keskimäärin vain ± 10 prosentin eron ominaispäästöissä keskimääräisiin arvoihin verrattuna. Tekijät päättelivät, että sähköntuotannon keskimääräisen ominaispäästön käyttö sähkön käytön välillisten päästöjen arvioinnissa on kohtuullisen hyvä lähtökohta päästöjen laskentaa varten.

Suomessa ostettavan sähkön ympäristökustannukset voidaan karkeasti ottaen arvioida Suomen sähköntuotannon keskimääräisillä arvoilla (kuva 9). Koska tuontisähkön noin kymmenen prosentin osuudella koko sähkönhankinnasta ei vielä ole ympäristökustannusten kannalta kovin suurta merkitystä, sille voidaan arvioida päästökertoimet lähteistä saatavilla olevien tietojen mukaan.



Kuva 9. Ostetun sähkön ympäristökustannusten arviointiprosessi.

Suomessa on tehty jo useita energiantuotannon ympäristökustannusten arviointeja, mm. Energia-Ekono (1998a), Energia-Ekono ym. (1995) sekä Energia-Ekono ja Maa ja Vesi (1994, 1996), joissa on tarkasteltu energiasektoria koko maan tai alueellisella tasolla. Samanlainen tarkastelu on mahdollinen myös pelkälle sähköntuotannolle. Ostosähkölle voidaan laskea yksi keskimääräinen yksikkökustannus koko vuodelle (p/kWh) tai erikseen yksikkökustannukset eri vuodenaikoina, mikäli se katsotaan tarpeelliseksi. Jos tarkasteltava tuotantolaitos korvaa vanhan tuotantolaitoksen, on ympäristökustannusten arviointi tehtävä vain sähkön lisäkulutuksen osalta.

Suomen keskimääräisiä sähkönhankinnan ympäristökustannuksia on arvioitu projektissa *Suomen rautatieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamat ympäristökustannukset* (Energia-Ekono 1999b). Projektissa tehtiin arvio rautatieliikenteen tarvitseman sähkön hankinnan ympäristökustannuksista. Lähtökohtana oli aiemmin ilmestynyt selvitys *Tuulivoiman ja aurinkosähkön kilpailukyky ympäristöhyödyt huomioon ottaen* (Energia-Ekono 1998a). Tässä projektissa arvioitiin fossiilisiin ja biopolttoaineisiin perustuvan energiantuotannon aiheuttamat ympäristökustannukset Suomen sähköntuotannossa. Rautatieliikenteen sähkönhankinnan ympäristöhaittojen kustannuksia arvioitaessa otettiin huomioon myös ydin- ja vesivoima sekä tuonti. Haitta-arvioksi ostosähkölle saatiin siirtohäviöt huomioon ottaen 5,5 p/kWh (vuoden 1997 rahassa). Arvio perustui eri primäärienergiälähteiden käyttöön ja tuontiin vuonna 1995. Mikäli primäärienergiälähteiden käytössä tai tuotantotekniikoissa ja puhdistuslaitteissa tapahtuu oleellisia muutoksia, olisi tätä haitta-arviota tarkistettava.

Taloudellisten arvottamismenetelmien soveltuvuus yhtenäistettyyn ympäristölupamenettelyyn

10

10.1 Taloudellinen arvottaminen lupaprosessissa

Uuden ympäristönsuojelulain yhtenä tavoitteena on mahdollistaa ympäristöä pi-laavan toiminnan vaikutusten kokonaisuuden arviointi ja huomioonottaminen päätöksenteossa. Käytännössä tämä tarkoittanee sitä, että erilaisia ympäristövaikutuksia on pystyttävä arvottamaan. Tämä taas edellyttää sitä, että käytettävissä on tähän soveltuvia menetelmiä. Vaikutusten taloudellinen arvottaminen on yksi tapa yhteismitallistaa ympäristövaikutuksia.

Eerolainen (1999a) haastatteli lupatehtävissä toimivia kokeneita henkilöitä neljästä Etelä-Suomen alueellisesta ympäristökeskuksesta. Tavoitteena oli selvittää, millainen on lupaviranomaisen ilmalupaa koskevan harkinnan tietopohja ja prosessi ja millaista taloudellista pohdintaa prosessi sisältää. Periaatteessa lupaviranomainen voi esimerkiksi ilmaluvassa päättää vain päästöjen rajoittamisesta. Käytännössä lupapäätökseen liittyy kuitenkin paljon taloudellista pohdintaa mm. ympäristönsuojelun kustannuksista, toiminnanharjoittajan edellytyksistä ja yleisen ja yksityisen edun painotuksista.

Eerolainen (1999b) kiteyttää yleisen ja yksityisen edun painotuksiin liittyvän taloudellisen problematiikan seuraavasti: "Lupaviranomainen ei yleensä voi määrittää ympäristövaikutusten merkittävyyttä rahamääräisesti. Voidakseen verrata erilaisia ympäristövaikutuksia keskenään tai esimerkiksi luvanhaltijan taloudellisiin intresseihin hän joutuu kuitenkin jollakin tietoisella tai tiedostamattomalla menetelmällä etsimään vaikutusten arvon. Tätä arvonmäärittäystä viranomainen tekee jokaisessa lupakäsittelyssä."

10.2 Taloudellisen arvottamisen kehittyminen

Ympäristövaikutusten taloudellinen arviointi on tullut mahdolliseksi viimeaikaisen ympäristötieteiden ja ympäristötalouden ripeän kehityksen vuoksi. Varsin keskeinen on kysymys, kuinka paljon epävarmuutta lähtötiedoissa ja tuloksissa siedetään, eli milloin saatavat tulokset ovat riittävän varmoja otettavaksi mukaan päätöksentekoon. Koska kyseessä ei ole matematiikan tai fysiikan kaltainen eksakti luonnontiede, ei ole olemassa "absoluuttista totuutta", joka löytyy, jos tutkimukseen vain kohdennetaan riittävästi voimavaroja.

Ilmapäästöjen osalta menetelmien ja suunnittelun apuvälineiden (esim. valmiit tietokoneohjelmat) kehitystaso on niin pitkällä, että taloudellinen arvottaminen voidaan ottaa mukaan lupaharkintaan lähivuosina. Soveltamista tukevaa lisätutkimusta kuitenkin vielä tarvitaan ja epävarmuudet on syytä tiedostaa. Sen sijaan muiden päästöjen osalta menetelmien kehitys on vielä kesken. Vaikka teoreettisesti soveltuvia menetelmiä onkin käytettävissä, vaatii niiden käytännön soveltaminen vielä runsaasti lisätutkimusta. Toisaalta esimerkiksi vesistövaikutukset taas tunnetaan varsin hyvin ja ongelmat liittyvät lähinnä taloudelliseen arvottamiseen. Melu, haju ja jätteet ovat paikallisia ongelmia, joten niiden vaikutusten

mittaaminen ja arvottaminen on selkeämpi ja rajatumpi ongelmakenttä kuin ilmapäästöjen vaikutusten. Ilmapäästöt muodostavat useimmiten merkittävimmän osan energiantuotantolaitosten ja teollisuuslaitosten ympäristökustannuksista, joten näitä kannattaa arvioida, vaikka muita päästökomponeentteja ei vielä voitaisikaan luotettavasti taloudellisesti arvottaa.

10.3 Menetelmien soveltuvuus ja kehitystarpeet

Taulukossa 9 on esitetty yhteenveto siitä, mitkä tällä hetkellä käytettävissä olevat menetelmät parhaiten soveltuvat erilaisten päästöjen ja vaikutusten arvottamiseen. Sen jälkeen esitetään arvio menetelmien kehitysvaiheesta, tärkeimmistä epävarmuustekijöistä ja siitä, millaista lisätutkimusta tarvittaisiin, jotta menetelmiä voitaisiin soveltaa lupaharkinnassa. Myös julkaisun osana III esitetyssä case-tarkastelussa saadut kokemukset on otettu huomioon.

Yleistäen voidaan todeta, että taloudellisen arvottamisen hankalin työvaihe ei ole taloudellisen arvon määrittäminen erilaisille vaikutuksille vaan vaikutusten mittaaminen ja erityisesti yksittäisen laitoksen aiheuttamien vaikutusten erottaminen muiden kuormittajien yhteisvaikutuksista. Mikä voidaan mitata, voidaan yleensä myös arvottaa taloudellisesti.

Taulukko 9. Taloudelliseen arvottamiseen suositellut menetelmät.

Päästötyyppi	Vaikutus	Menetelmä
Päästöt ilmaan	Useimmat vaikutukset (ks. taulukko 6)	Vaikutuspolkumenetelmä Tulostensiirtomenetelmä (perustuen esim. vaikutuspolkumenetelmän tai CV-menetelmän tuloksiin)
Päästöt vesistöihin	Virkistysarvo Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot Käyttöveden laatu Luonnon olemassaoloarvot	Tulostensiirtomenetelmä (perustuen CV-menetelmän tuloksiin) Kalastomuutosten arviointi + kalaston markkina-arvo Vältettyjen kustannusten menetelmä Ei voida tyydyttävästi arvottaa
Melu	Viihtyvyyys	Tulostensiirtomenetelmä (perustuen omaisuusarvojen muutoksia mittaavan menetelmän tai CV-menetelmän tuloksiin)
Haju	Terveys Viihtyvyyys	Vaikutuspolkumenetelmä Tulostensiirtomenetelmä (perustuen CV-menetelmän tai omaisuusarvojen muutoksia mittaavan menetelmän tuloksiin)
Jätteet ja päästöt maaperään	Vaikutukset luontoon Viihtyvyyksivaikutukset Terveys	Jätteiden käsittelykustannukset Maaperän kunnostuskustannukset (+ riskinarviointi) Tulostensiirtomenetelmä (perustuen CV-menetelmän tai omaisuusarvoja mittaavan menetelmän tuloksiin) Ei enää ongelma, ei tarvitse arvottaa
Päästöt energian hankinnasta • oma energiantuotanto • ostosähkö	Ilmapäästöjen eri vaikutukset	Sovelletaan eri polttoaineille ja Suomen keskimääräiselle energianhankinnalle jo arvioituja yksikkökustannuksia (p/GJ tai p/kWh)

Päästöt ilmaan

Teollisesta toiminnasta aiheutuvien ilmapäästöjen ympäristökustannusten arviointi voidaan suorittaa vaikutuspolkumenetelmän avulla soveltamalla altistusvaikutusfunktioita, joissa muuttujina ovat päästöjen vaikutusalueen väestö (ter-

veysvaikutusten arvioinnissa) ja muut altistuvat kohteet (mm. materiaali-, metsä- ja satovaurioiden arvioinnissa) sekä päästöjen aiheuttamat ilman epäpuhtauspitoisuudet (ks. liite 1). Kaikille erilaisille vaikutuspoluille (mm. typen oksidien terveysvaikutukset, kulttuurihistorialliset arvot, metsien taloudellinen arvo ja virkistysarvo, biodiversiteetti) ei kuitenkaan vielä ole olemassa riittävän luotettavia altistus–vaikutusfunktioita. Myöskään luonnon olemassaoloarvosta ei (vielä) ole esitetty tyydyttäviä arvioita. Erityisen suuria epävarmuuksia liittyy ilmastonmuutoksen taloudelliseen arvottamiseen.

Tulostensiirtoa voidaan hyödyntää, jos vaikutuspolkumenetelmän soveltaminen ei ole mahdollista puutteellisista lähtötiedoista tai tiukasta aikataulusta johtuen. Ensisijaisesti suositeltava menetelmä on kuitenkin vaikutuspolkumenetelmä. Tulostensiirtomenetelmällä saataviin tuloksiin sisältyy aina suurempaa epävarmuutta kuin vaikutuspolkumenetelmän soveltamiseen.

Vaikutuspolkumenetelmän käyttö edellyttää työkaluohjelman kehittämistä suunnittelun yhdenmukaistamiseksi ja nopeuttamiseksi. Leviämismalliohjelmien käyttö yhdessä taulukkolaskentasovelluksen kanssa on työlästä ja saattaa johtaa epäyhtenäisiin soveltajasta riippuviin käytäntöihin. Tämän raportin case-tarkastelussa (osa III) ilmapäästöjen ympäristökustannusten arvioinnissa hankalin vaihe oli pitoisuusarvioiden tekeminen, sillä käytettävissä ei ollut tarkasteluvuoden leviämismallilaskelmien tuloksia.

Kehitettävän työkaluohjelman tulee soveltua Suomen olosuhteisiin. Esimerkiksi eri sairauksien haittojen arvioinnissa tulee käyttää suomalaisia yksikköarvoja. Niitä ei vielä ole laadittu elinajan lyhenemiselle eikä kaikille merkittävillä oireille. Soveltaminen vaatii myös yleisten toimintaohjeiden laatimista lähtötietojen, tarkastelualueen laajuuden ja epävarmuuksien käsittelyn osalta. Epävarmuuksista merkittävimmät liittyvät hiilidioksidipäästöjen ilmastovaikutuksille käytettyihin haittakertoimiin sekä vaikutuksiin, joita ei riittävän luotettavien altistusvaikutusfunktioiden puuttuessa voida vielä tyydyttävästi taloudellisesti arvottaa.

Päästöt vesistöihin

Vesistöpäästöjen vaikutuksista taloudellinen arvottaminen voidaan suorittaa lähinnä virkistyskäytölle, kalastukselle ja käyttöveden laadulle. Vesistöpäästöjen vaikutuksia luonnon olemassaoloarvoon ei voida (vielä) tyydyttävästi arvottaa. Tarkasteltaessa tiettyä laitosta lähtökohdaksi otetaan laitoksen vesistöalue ja sille tehty laatuluokitus, minkä jälkeen selvitetään laitoksen aiheuttaman kuormituksen vaikutus vesistön laadun alenemaan. Nykyisin tämä voidaan selvittää kohtuullisen hyvällä tarkkuudella.

Jos laitoksen aiheuttama vaikutus veden laatuun tunnetaan riittävän yksityiskohtaisesti, voidaan virkistyshaittaa arvioida tulostensiirtomenetelmällä perustuen CV-menetelmällä saatuihin tuloksiin. Aiheesta on jo tehty ainakin yksi kotimainen tutkimus (Siitonen ym. 1992), jota voidaan käyttää hyväksi tulostensiirrossa. Koska tulokset ovat paikkasidonniaisia, olisi niiden verifioimiseksi syytä tehdä lisää selvityksiä ja soveltaa myös mahdollisesti omaisuusarvojen muutoksia mittaavaa menetelmää tai matkakustannusmenetelmää. Vaikutusten arvo esimerkiksi virkistyskäytön kannalta riippuu monista tekijöistä, kuten korvaavista alueista, muista palveluista ja ilmasto-oloista, minkä vuoksi tulostensiirtoon tulee suhtautua varovaisesti.

Ammatti- ja kotitarvekalastukselle aiheutuva taloudellinen haitta voidaan arvioida kalastomuutosten ja saaliin markkina-arvon perusteella. Ongelmana myös tämän vaikutuksen taloudellisessa arvottamisessa on laitoksen vaikutuksen mittaaminen ja vaikutusten ajallinen ulottuvuus.

Käyttöveden laadun muutoksia voidaan arvottaa taloudellisesti käyttäen vältettyjen kustannusten menetelmää. Vältettyjen kustannusten määrittäminen vaatii paljon lähtötietoja, joten menetelmän soveltaminen käytännössä vaatinee tulostensiirtoa. Suomessa ei juurikaan ole tehty kattavia selvityksiä vedenhankinnan kustannuksista, jos aiemmin käytössä ollut pintavesi- tai pohjavesivaranto ei ole käytettävissä tai vaatii puhdistamista. Tietoja on kerätty Suomen ympäristökeskuksessa yhdyskuntien käyttöveden puhdistuksen investointikustannuksista. Tietokannan kehitystyö on meneillään, ja tarvittavia lähtötietoja saadaan muutama vuoden sisällä helposti.

Veden laadulla voi olla myös merkittäviä välillisiä vaikutuksia esimerkiksi matkailupalvelujen kysyntään ja tätä kautta myös alueen sosioekonomisten olojen kehittymiseen.

Melu

Melun terveysvaikutuksista, erityisesti määrällisesti mitattavista, on vielä puutteellisesti tietoa. Tämän vuoksi melun vaikutuksia voidaan taloudellisesti arvottaa lähinnä viihtyvyyden osalta. Parhaiten soveltuva menetelmä on tulostensiirto perustuen omaisuusarvojen muutoksia mittaavan menetelmän tai CV-menetelmän tuloksiin. Suomessa on tehty vain muutamia näihin menetelmiin perustuvia tutkimuksia ja ne ovat keskittyneet pääasiassa liikennemeluun. Tämän vuoksi soveltamisen edellytyksenä on uusien lähdetutkimusten tekeminen erityyppisestä melusta.

Jos käytettävissä on melun leviämismallilaskelma ja tiedot altistuvasta väestömäärästä, on tulostensiirto käytännössä kohtuullisen suoraviivaista.

Haju

Hajun terveysvaikutusten arvottamiseen soveltuu vaikutuspolkumenetelmä. Vaikutusten mittaaminen on kuitenkin jonkin verran ongelmallista, sillä hajua aiheuttavien yhdisteiden pitoisuuksista johtuvista terveysvaikutuksista on tehty joitakin selvityksiä, mutta näissä ei ole muodostettu varsinaisia altistus–vaikutusfunktioita. Tutkimuksissa kerätyn tiedon pohjalta altistus–vaikutusfunktioiden muodostaminen saattaa olla mahdollista. Mikäli oireilupäivien määrä voidaan mitata, on haittojen taloudellisen arvon määrittäminen mahdollista käyttäen CV-menetelmään perustuvia yksikköarvoja kuten muiden terveysvaikutusten kohdalla.

Hajun viihtyvyyksivaikutusten arvottamiseen soveltuu tulostensiirtomenetelmä perustuen CV-menetelmällä saatuihin tuloksiin. Suomessa ei kuitenkaan ole vielä tehty lähdetutkimuksia, joiden tuloksia voitaisiin käyttää hyväksi. Jos käytettävissä on hajun leviämismallilaskelma ja tiedot altistuvasta väestömäärästä, on tulostensiirto käytännössä kohtuullisen suoraviivaista.

Jätteet ja päästöt maaperään

Jätteiden käsittelykustannukset ja maaperän kunnostuskustannukset, eli ns. ennallistamiskustannukset, arvioivat näiden vaikutusten haitan alarajaa. Koska normaalitoiminnassa päästöjä maaperään ei pitäisi esiintyä, olisi tässä yhteydessä aiheellista tehdä riskianalyysi siitä, kuinka todennäköinen on onnettomuus, ja mitkä sitä seuraavan kunnostamisen kustannukset olisivat. Jätteiden osalta huomiioon tulisi ottaa lisäksi kaatopaikkojen viihtyvyyksivaikutukset ja menetetyt maan arvo ekosysteemissä.

Viihtyvyytsvaikutusten arvioiminen on mahdollista perustuen tulostensiirtoon CV-menetelmällä ja omaisuusarvojen muutoksia mittaavalla menetelmällä tehdyistä lähdetutkimuksista. Kotimaisia lähdetutkimuksia on kuitenkin varsin huonosti saatavilla ja näitä tarvittaisiin lisää, jotta tulostensiirtomenetelmää voitaisiin soveltaa käytännössä.

Koska jätteiden määrä kasvaa, olisi aiheellista tutkia yksityiskohtaisemmin kaatopaikkojen aiheuttamia ympäristökustannuksia ja pyrkiä saamaan tarkasteluihin mukaan ne kustannuskomponentit, joita ei tämän selvityksen case-tarkastelussa ollut mahdollista käsitellä. Päästöt maaperään sen sijaan ovat väistyvä ongelma poikkeustilanteita lukuun ottamatta ja case-tarkastelun pohjalta päästöt maaperään vaikuttavat muodostavan varsin pienen osan laitosten ympäristökustannuksista yhteensä. Täten käytettävissä oleva tieto kunnostamiskustannuksista lie-nee tarpeeksi yksityiskohtaista riittävän luotettavien haitta-arvioiden tekemiseksi.

Energianhankinnan päästöt

Energianhankinnalla tarkoitetaan sekä lämmön- että sähkönhankintaa. Yksittäisen tuotantolaitoksen energianhankinta voi tapahtua joko siten, että laitos tuottaa itse tarvitsemansa energian, tai siten, että se ostaa osin tai kokonaan tarvitsemansa energian. Tämä vaikuttaa kustannusten kohdistamiseen ja käsittelytapaan, mutta menetelmällisesti arvottaminen tapahtuu samoilla menetelmillä kuin ilmapäästöjen kohdalla, sillä energianhankinnan merkittävimmät vaikutukset aiheutuvat ilmapäästöistä. Tällöin tarkastelussa on otettava huomioon myös samat epävarmuustekijät.

Suomen energiantuotannolle on laadittu altistus–vaikutusmenetelmää käyttäen keskimääräisiä ja polttoainekohtaisia yksikkökustannuksia ($p/GJ_{\text{polttoainetta}}$, $p/GJ_{\text{lämpö}}$ ja $p/kWh_{\text{sähkö}}$) (mm. Energia-Ekono 1999b). Jos laitoksen (muiden) ilmapäästöjen arvottamisessa käytetään soveltuva työkaluohjelmaa, tulee varmistua siitä, että energiantuotannolle sovellettavat yksikkökustannukset on laadittu käyttäen samoja altistus–vaikutusfunktioita, yksikköarvoja ja haittakertoimia kuin muiden ilmapäästöjen kohdalla.

Käsitteistö

Aikakustannukset	Menetetyksi katsotuksi ajalle annettu rahallinen <i>arvo</i> . On määriteltävä, miten käytetty aika on hyödyllistä.
Altistusindeksi AOT-40	Otsonin luontovaikutusten kriittiset kynnystasot on määritelty kumulatiivisten altistusindeksien avulla. AOT-40 on metsille ja viljelykasveille määritelty indeksi, jossa pitoisuuden 40 ppb ylitysmäärä kerrotaan tunneilla, jolloin <i>ao</i> . pitoisuus ylittyy (yksikkö ppb-h). Määritelty kynnystaso ei kuitenkaan ole kynnysarvo, jonka alapuolella ei esiinny vaikutuksia. Englanniksi: <i>Accumulated Ozone Exposure over the Threshold of 40 ppb</i> .
Altistus–vaikutusfunktio (AVF)	Funktio, joka yhdistää ilman epäpuhtauspitoisuuden muutoksen ympäristöhyödykkeen laadussa tai määrässä tapahtuvaan muutokseen.
Altistus–vaikutusmenetelmä	Ensisijaisesti ympäristövaikutusten tunnistamiseen pyrkivä menetelmä, jonka jatkovaiheessa rahallinen arvottaminen voidaan toteuttaa usealla eri menetelmällä. Englanniksi: <i>Damage Function Approach, Exposure-Response / Dose-Response Method (laajennettuna myös Impact-Pathway Method)</i> .
Arvo	Asian kokonaismerkitys. Jos arvoa mitataan rahassa, saadaan <i>hint</i> a. Arvoja on ryhmitelty erilaisiin luokkiin: käyttöarvo, optioarvo, itseisarvo. Englanniksi: <i>Value</i> .
Arvottaminen	Menettely, jossa erimittaisille asioille tai vaikutuksille annetaan yhteismitallinen, yleensä rahallinen <i>arvo</i> .
Asiantuntijapaneeli	Asiantuntijapaneelissa joukko asiantuntijoita antaa keskustelun jälkeen näkemyksensä tarkasteltavaan ongelmaan. Tässä raportissa asiantuntijapaneelia käytetään <i>ympäristökustannusten</i> arviointiin. Ryhmä henkilöitä valitaan toimimaan päätöksentekijöinä väestön edustajina arviointiprosessissa. Englanniksi: <i>Expert Panel</i> .
Conjoint-analyysi	Haastatteluihin perustuva arviointimenetelmä, jossa ihmisiä pyydetään valitsemaan tiettyjen ernalta suunniteltujen vaihtoehtojen välillä. Valinnoista voidaan jälkikäteen päätellä <i>maksuhalukkuus</i> , kun mukana on ympäristön laatua ja kustannuksia kuvaavia muuttujia. Englanniksi: <i>Conjoint-Analysis, Choice Experiment Model, Stated Preference Model ja Contingent Ranking</i> .

Contingent Valuation -menetelmä	Haastatteluihin perustuva taloudellinen arviointimenetelmä, jossa ihmisiltä kysytään kuinka paljon he olisivat valmiita maksamaan (<i>maksuhalukkuus</i>) tai kuinka paljon heille pitäisi maksaa (<i>hyväksymishalukkuus</i>) tarkastellusta asiasta. Yleensä toteutuksissa on käytetty lähes poikkeuksetta maksuhalukkuutta. Englanniksi: <i>Contingent Valuation Method / CV Method</i> .
CV-menetelmä	Ks. <i>Contingent Valuation -menetelmä</i> .
Diskonttaaminen	Toimenpide, jolla eriaikaiset <i>hyödyt ja kustannukset</i> saadaan vertailukelpoisiksi esimerkiksi investointivaihtoehtojen vertailussa. Käytännössä tämä tehdään <i>laskentakoron</i> avulla ja investoinneille lasketaan useimmiten <i>nykyarvo</i> . Mitä korkeampi korko on, sitä tärkeämpiä lähellä nykyhetkeä toteutuvat <i>hyödyt ja kustannukset</i> ovat verrattuna tulevaisuudessa tapahtuviin. Englanniksi: <i>Discount/Interest Rate</i> .
Diskonttokorko	Ks. <i>laskentakorko</i> .
Elinkaari	Tuotteen vaiheet siihen käytettyjen raaka-aineiden hankinnasta ja tuottamisesta tuotteesta syntyvien jätteiden loppukäsittelyyn. Englanniksi: <i>Life Cycle LC</i> .
Ennallistamiskustannusmenetelmä	<i>Ympäristökustannusten</i> arviointimenetelmä, jossa selvitetään ennen tarkasteltua hanketta vallinneen ympäristön tilan palauttamiskustannuksia. Englanniksi: <i>Replacement/Restoration Cost Method</i> .
Epäsuorat käyttöarvot	<i>Käyttöarvot</i> , jotka kertyvät <i>hyödykkeestä</i> epäsuorasti. Esimerkiksi biodiversiteetin suojele parantaa ravintoketjujen toimintaa, joiden yksi osa ihminen on. Ihminen saa hyötyä esimerkiksi kalasaaliin parantumisesta/ennallaansäilymisestä tai ilmansaasteista johtuvien terveysriskien vähenemisenä.
Funktio	Matemaattisesti ilmaistu suhde, jossa toisistaan riippumattomien muuttujien avulla voidaan ratkaista niistä riippuvan muuttujan arvo. Esimerkiksi junamatkan kesto riippuu yksinkertaistaen matkan pituudesta ja junan nopeudesta.
Haittakerroin (HK)	Ympäristökustannukset kohdistettuna päästö määrää kohden (mk/t).
Hedonisten hintojen menetelmä	Ks. <i>omaisuusarvojen muutoksia mittaava menetelmä</i> .
Hedonisen hinnan funktio	<i>Funktio</i> , joka näyttää miten omaisuuden arvo muuttuu tiettyjen, tunnistettujen tekijöiden (esimerkiksi sijainti, hiljainen ympäristö) seurauksena.
Hengitettävät hiukkaset	Hiukkaset, joiden halkaisija on alle 10 µm (PM ₁₀).

Hinta	<i>Hyödykkeen</i> hinta osoittaa, mistä sen saamiseksi on luovuttava. <i>Markkinahyödykkeiden</i> hinta voidaan antaa rahassa.
Hiukkaspäästöt	Ilmaan esimerkiksi polton seurauksena joutuvia tai muodostuvia erilaatuisia ja -kokoisia hiukkasia. Ihmiselle vaarallisimpia ovat pienet hiukkaset, joiden läpimitta on pienempi kuin 2,5 µm (PM _{2,5}). Myös pienemmät kuin 10 µm:n kokoiset hiukkaset (PM ₁₀) aiheuttavat terveysriskejä. Suuremman kokoluokan hiukkaset aiheuttavat kustannuksia myös likaantumisen kautta.
Hyväksymishalukkuus	Minimisumma rahaa, joka saa yksilön hyväksymään tietyn heikennyksen ympäristön tilassa. Hyväksymishalukkuus mittaa sekä <i>käyttöarvoja</i> että <i>hyödykkeen</i> muita <i>arvoja</i> (<i>olemassaoloarvo</i> , <i>lahjoitusarvo</i> , <i>optioarvo</i>). Hyväksymishalukkuutta mitataan kyselytutkimuksilla (ks. <i>Contingent Valuation - menetelmä</i>). Englanniksi: <i>Willingness to Accept (WTA)</i>
Hyödyke	Tavara tai palvelu, joka tuottaa saajalle <i>hyötyä</i> .
Hyöty	Termi, joka yhdistetään usein hyvinvointiin. Henkilön voidaan kuitenkin katsoa saavan hyötyä asiasta, jos hän mieluummin näkee asian olevan olemassa kuin päinvastoin.
Ilmainen hyödyke	<i>Hyödyke</i> , josta ei ole niukkuutta ja joka on siksi markkinamekanismin ulkopuolella.
Jalostusarvo	Yrityksen lisäarvon tuottoa kuvaava mittari. Yksinkertaistettu määritelmä: jalostusarvo = käyttökate + palkat ja sosiaalikulut
Kaukokulkeutuminen	Epäpuhtauksien leviäminen päästölähteestä useiden satojen kilometrien etäisyydelle.
Kokeelliset markkinat	Kyselyihin tai keinotekoisiiin valintatilanteisiin perustuva todellisten markkinoiden simulointi.
Kokonaisleijuma (TSP)	Ulkoilman kokonaishiukkaspitoisuus. Erikokoiset hiukkaset voivat olla peräisin esimerkiksi polttoprosesseista, hiekoituksesta tai tien pinnasta ja autojen renkaista irronnutta ainesta. Englanniksi: <i>Total Suspended Particles</i> .
Korrelointi	Kaksi muuttujaa ”käyttäytyvät” samalla tavalla tai päinvastaisesti eli jos toisen arvo on pieni, antaa myös toinen yleensä joko pienen arvon (positiivinen korrelaatio) tai suuren arvon (negatiivinen korrelaatio). Tämä ei aina johdu syy-seuraussuhteesta. Kyse voi olla joko keskinäisestä riippuvuudesta, sattumasta tai molempien muuttujien yhteydestä kolmanteen, selittävään muuttujaan.
Kuluttajajlijäämä	Kuluttajan <i>hyöty</i> <i>hyödykkeestä</i> siitä aiheutuneiden kustannusten jälkeen eli <i>maksuhalukkuuden</i> ja <i>hinnan</i> välinen ero.

Kustannus-hyötyanalyysi	Menetelmä, jossa päätöksestä aiheutuvia <i>hyötyjä</i> ja <i>haittoja</i> verrataan keskenään.
Kynnysarvo	Pitoisuus tai pitoisuuskertymä, jonka alittavan altistuksen ei katsota aiheuttavan ihmisissä tai luonnossa haitallisia vaikutuksia.
Kysyntäfunktio	<i>Funktio</i> , joka kuvaa <i>hyödykkeen</i> kysynnän riippuvuutta <i>hinnasta</i> .
Käyttöarvot	<i>Hyödykkeiden</i> käytön tai nauttimisen arvot niiden kuluttajille. Käyttöarvot voidaan jakaa joko <i>suoriin</i> tai <i>epäsuoriin käyttöarvoihin</i> , ja ne liittyvät elannon hankkimistarkoituksiin sekä kaupallisiin tai vapaa-ajan tarkoituksiin. Englanniksi: <i>Use Values</i> . Käyttöarvojen lisäksi puhutaan muista arvoista (englanniksi: <i>Nonuse values</i>), joita ovat <i>optioarvo</i> , <i>olemassaoloarvo</i> ja <i>lahjoitusarvo</i> .
Lahjoitusarvo	<i>Hyödykkeen</i> merkitys muille kuin itselle, myös tuleville sukupolville. Englanniksi: <i>Bequest Value</i> .
Laskentakorko	Korkokanta, joka ilmaisee ajan merkityksen <i>hyötyjen</i> ja kustannusten <i>arvolle</i> . Jos laskentakorko on 10 %, ovat vuoden kuluttua saatava 110 mk ja kahden vuoden kuluttua saatava 121 mk samanarvoisia kuin heti saatava 100 mk.
Lineaarinen funktio	Linearisessa funktiossa tietty muutos riippumattomassa muuttujassa aiheuttaa aina tietyn, samansuuruisen muutoksen siitä riippuvassa muuttujassa. Lineaarisen funktion kuvaaja on suora.
Maksuhalukkuus	Maksimisumma rahaa, jonka yksilö on valmis maksamaan tietystä parannuksesta ympäristön tilassa. Maksuhalukkuus mittaa sekä <i>käyttöarvoja</i> että muita <i>arvoja</i> (<i>olemassaoloarvo</i> , <i>lahjoitusarvo</i> , <i>optioarvo</i>). Englanniksi: <i>Willingness to Pay (WTP)</i> .
Maksuhalukkuusmenetelmä	Ks. <i>Contingent Valuation</i> .
Markkinahinta	<i>Hinta</i> , jolla <i>hyödykkeen</i> kysyntä ja tarjonta ovat yhtä suuria.
Markkinahyödyke	<i>Hyödyke</i> , jota ostetaan ja myydään markkinoilla.
Matkakustannusmenetelmä	<i>Ympäristökustannusten</i> arviointimenetelmä, jossa käytetään matkan ja matkaan käytetyn ajan kustannuksia arviona kohteen <i>arvosta</i> .
Meta-analyysi	Menetelmä, jolla voidaan käsitellä useaa, samaa aihetta selvittävää tutkimusta, kun niiden taustat ovat erilaisia. Menetelmässä yritetään löytää systemaattisia eroja lopputulosten ja taustamuuttujien välillä ja soveltaa saatuja tuloksia tarkasteltavan kohteen arvottamiseen.

Nykyarvo	Summa, joka saadaan eriaikaisten <i>hyötyjen</i> ja <i>kustannusten diskonttauksen</i> jälkeen ja joka ilmaisee kyseisten hyötyjen ja kustannusten arvon tarkasteluhetkellä. Nykyarvo ei ota huomioon hyötyjen ja kustannusten toteutumisen riskejä.
Olemassaoloarvo	Hyödykkeen pelkän olemassaolon merkitys henkilölle. Esimerkkinä voidaan pitää vaikka jonkin sademetsissä, lähellä sukupuuttoa olevan lajin merkitystä eurooppalaiselle ihmiselle, kun hänellä ei ole aikomusta saada lajista minkäänlaista suoraa hyötyä. Englanniksi: <i>Existence Value</i> .
Omaisuuksien muutoksia mittaava menetelmä	Arviointimenetelmä, jossa tutkitaan <i>markkinahyödykkeiden</i> (esimerkiksi kiinteistöjen) arvon riippuvuutta niiden <i>ulkoisiin kustannuksiin</i> (esimerkiksi <i>ympäristökustannuksiin</i>) liittyvistä ominaisuuksista (esimerkiksi melutasosta). Englanniksi: <i>Hedonic Pricing Method</i> .
Optioarvo	<i>Hyödykkeen</i> mahdollisen käytön <i>arvo</i> . Esimerkiksi, vaikka henkilö ei aio käyttää tällä hetkellä hyväkseen tiettyä virkistysaluetta, hän antaa arvoa sille, että hänellä on mahdollisuus hyödyntää aluetta myöhemmin.
Ostovoimapariteetti	Kahden maan asukkaiden ostoihinsa käytettävissä olevan rahamäärän yhteismitalliseen vertailuun käytettävä indeksi.
Palkka-riskimenetelmä	Arviointimenetelmä, jossa tutkitaan työhön liittyvien terveystieteiden vaikutuksia ammattien palkkatasoon. Näin päästään arvioimaan esimerkiksi <i>tilastollista elämän arvoa</i> . Englanniksi: <i>Wage Risk</i> tai <i>Hedonic Wage Method</i> .
Pienhiukkaset	Hiukkaset, joiden halkaisija on alle 2,5 µm (PM _{2,5}).
Piilorajahinta	Käytetään <i>omaisuusarvojen muutoksia mittaavassa menetelmässä</i> kuvaamaan sitä, kuinka paljon tietyn hintaisen omaisuuden arvon arvioidaan muuttuvan sen jonkin ominaisuuden muuttuessa. Englanniksi: <i>Marginal Implicit Price</i> .
Polttoaineketju	Polttoaineiden jalostamiseen ja käyttöön liittyvistä osaprosesseista ja toiminnoista muodostuva ketju, joka yleensä alkaa luonnonvarojen hankinnasta ja päättyy jätteiden käsittelyyn.
Primääriset arviointimenetelmät	<i>Ympäristökustannusten</i> arviointimenetelmiä, jotka vaativat tiedon keräämistä kentältä ja sen analysoimista. Näitä ovat esimerkiksi <i>Contingent valuation</i> ja <i>matkakustannusmenetelmä</i> . (Ks. myös <i>sekundääriset arviointimenetelmät</i>)
Rajakustannus	Yhden lisäyksikön tuottamiseen vaadittava kustannus. Rajakustannus eroaa usein kaikkien yksiköiden tuottamisen keskimääräisestä kustannuksesta. Englanniksi: <i>Marginal Cost</i> .

Regressioanalyysi	Menetelmä, jossa luodaan joistakin muuttujista kerätyn tiedon perusteella matemaattinen malli (<i>funktio</i>) siten, että se kuvaa mahdollisimman hyvin kerättyä aineistoa. Voidaan esimerkiksi tutkia, miten talojen hinnat riippuvat asuinalueen hiljaisuudesta ja kauneudesta, kulkuyhteyksien laadusta ja palvelujen läheisyydestä.
Reseptori	Altistuva kohde, esimerkiksi väestö tai erilaisten materiaalien määrä.
Sekundääriset arviointimenetelmät	Aikaisempien tutkimusten ja <i>primääristen arviointimenetelmien</i> tuottamia tuloksia soveltavat menetelmät.
Strateginen käyttäytyminen	Tarkoitushakuinen toiminta, jossa ei toimita parhaan tiedon mukaisesti.
Subjekttiivisten arvostusten menetelmä	Ks. <i>Contingent Valuation</i> .
Suorat käyttöarvot	<i>Hyödykkeen</i> suoran käytön merkitys joko tuotannollisiin (esimerkiksi kaupallinen kalastus) tai kulutustarkoituksiin (esimerkiksi polttopuun käyttö).
Takaisinkytkentä	Systeemitteoreettinen termi, jolla kuvataan sitä, että tarkasteltavan prosessin lopputulos vaikuttaa sen toimintaan.
Tilastollinen elämän arvo	Ihmisten keskimääräisestä <i>maksuhalukkuudesta</i> kuolemanriskin vähentämiseksi johdettu arvio ihmiselämän keskimääräisestä <i>arvosta</i> . Englanniksi: <i>Value of Statistical Life</i> .
Tulostensiirtomenetelmä	<i>Sekundäärinen arviointimenetelmä</i> , jossa käytetään hyväksi muiden menetelmien aikaisemmissa tutkimuksissa antamia tuloksia. Englanniksi: <i>Benefit Transfer Method</i> .
Ulkoisen kustannus/hyöty	<i>Ulkoisesta vaikutuksesta</i> aiheutunut taloudellinen <i>haitta/hyöty</i> . Englanniksi: <i>External Cost/Benefit, Externality</i> .
Ulkoisen vaikutus	<i>Hyödykkeen</i> tuottamisesta tai kuluttamisesta syntyneet vaikutukset, jotka eivät näy kustannuksissa tai hinnoissa ja vaikuttavat taserajan ulkopuolelle ”kolmansiin osapuoliin”. Esimerkkejä ovat ilmansaasteiden aiheuttamat sairaudet tai mehiläisfarmin naapurissa asuvien viljelijöiden saamat hyödyt.
Vaikutuspolkumenetelmä	Euroopan komission rahoittamassa ExternE-tutkimuskokonaisuudessa kehitetty nelivaiheinen (päästöt, pitoisuudet, vaikutukset, kustannukset) ympäristövaikutusten ja -kustannusten arviointimenetelmä. Englanniksi: <i>Impact Pathway Method</i> .

Vapaamatkustajaongelma	Henkilö ilmoittaa olevansa valmis osallistumaan yhteisen hyvän tuottamiseen, mutta ei todellisuudessa joko tietoisesti (<i>strateginen käyttäytyminen</i>) tai huomaamattaan osallistu. Syynä ovat henkilön odotukset yhteisen hyvän toteutumisesta omasta panoksesta riippumatta.
Varjohinta	Käytetään sellaisten <i>hyödykkeiden</i> arvottamisessa, joilla ei ole <i>markkinahintaa</i> . Varjohinta kuvaa tuotto-odotusta, mikäli tarkastellun hyödykkeen sitoma pääoma (tai muu voimavara) olisi sijoitettu vaihtoehtoiseen kohteeseen. Esimerkiksi <i>matkakustannusmenetelmässä</i> käytetään <i>aikakustannusten</i> arvioinnissa tuntipalkkaa menetetyt ajan varjohintana. Englanniksi: <i>Shadow Price</i> .
Vältettyjen kustannusten menetelmä	<i>Ympäristökustannusten</i> arviointimenetelmä, jossa puhtaan ympäristön avulla vältettyjä ympäristönsuojelukustannuksia käytetään arviona ympäristön arvosta. Englanniksi: <i>Avoided Costs/Avoidance Costs Method, Averting/Avertive/Defensive Behaviour Method, Averting/Avertive/Defensive Expenditure Method</i> .
Yksikköarvo	Vaikutuspolkumenetelmää sovellettaessa käytettävä, ympäristövaikutuksen yksikköä kohti määritetty arvo (esim. mk/oirepäivä, mk/viljatoni). Yksikköarvo voi sisältää sekä markkinahinnoin määritettyjä kustannuksia että muita komponentteja, esim. oirepäivälle määritellyn subjektiivisen arvon.
Yksikkökustannus	Suoritetta kohti määritetty ympäristökustannus (esim. mk/kuljetussuorite tai mk/tuotettu energia).
Ympäristöhaitta	Negatiivinen <i>ympäristövaikutus</i> . Käytetään sekä määrällisen että rahallisen arvon muutoksesta.
Ympäristöhyödyke	Ympäristöön liittyvä, yleensä ilmainen, markkinamekanismin ulkopuolella oleva tavara (esimerkiksi puhdas ilma) tai palvelu (esimerkiksi virkistys).
Ympäristöhyöty	Positiivinen <i>ympäristövaikutus</i> . Käytetään sekä määrällisen että rahallisen arvon muutoksesta.
Ympäristökustannus	Tässä selvityksessä termiä on käytetty kuvaamaan <i>ympäristöhaitoista</i> aiheutuvaa menetystä rahassa arvoitettuna. Ympäristökustannus voi olla ulkoinen tai se voi olla eri tavoin sisäistetty. Ympäristökustannusten laskemiseen on kehitetty erilaisia menetelmiä, joiden kattavuus ja luotettavuus vaihtelevat. Englanniksi: <i>Environmental Cost</i> . Muissa yhteyksissä ympäristökustannuksilla tarkoitetaan myös ympäristönsuojelutoimenpiteistä (sisäinen kustannus) aiheutuvaa rahallista menetystä.

Ympäristömuuttuja	Ympäristön laatua kuvaava muuttuja, esimerkiksi ilman häkäpitoisuus.
Ympäristövaikutus	<i>Ympäristöhyödykkeen</i> laadussa tai määrässä tapahtunut muutos jonkin hankkeen seurauksena. Ympäristövaikutukset kuvataan yleisesti vaikutuksina ihmisten terveyteen, ihmisten hyvinvointiin, luontoon ja koko maailmaan. Ne voivat olla fyysisiä, sosioekonomisia tai psykologisia; ne voidaan jakaa lyhyt- tai pitkäkestoisiin vaikutuksiin, ja ne voivat olla taloudellisesta näkökulmasta sisäisiä tai ulkoisia.

Liite I. Taloudellisessa arvottamisessa käytettyjä altistusvaikutusfunktioita ja yksikköarvoja

Taulukko I. Ilman epäpuhtauksista johtuvan kuolleisuusriskin arvioimiseksi ExternE-projektissa (Euroopan komissio 1997) suosittelut altistusvaikutusfunktiot ja yksikköarvot (1997 rahassa).

KROONINEN KUOLLEISUUS / YOLL ^{1,2}				
Päästö	Tutkimus	Funktion kulmakerroin	Altistuva väestö	Yksikköarvo
Nitraatti, PM ₁₀ ja energiantuotannon suorat hiukkaspäästöt	Pope ym. (1995)	0,5 • 0,00072	yli 30-vuotiaat	485 000 mk/ menetetty elinvuosi
Sulfaatti, dieselhiukkaset ja muu PM _{2,5}	Pope ym. (1995)	0,5 • 0,0012	yli 30-vuotiaat	485 000 mk/ menetetty elinvuosi
AKUUTTI KUOLLEISUUS / TAPAUKSET				
Päästö	Tutkimus	Funktion kulmakerroin ³	Altistuva väestö	Yksikköarvo
Nitraatti, PM ₁₀ ja energiantuotannon suorat hiukkaspäästöt	Spix ja Wichmann (1996), Verhoeff ym. (1996)	0,040 %	koko väestö	668 000 mk/tapaus
Sulfaatti, dieselhiukkaset ja muu PM _{2,5}	Spix ja Wichmann (1996), Verhoeff ym. (1996)	0,068 %	koko väestö	668 000 mk/tapaus
SO ₂	Anderson ym. (1996), Touloumi ym. (1996)	0,072 %	koko väestö	668 000 mk/tapaus
Otsoni	Sunyer ym. (1996)	0,059 %	koko väestö	668 000 mk/tapaus

¹ YOLL ilmaisee yhden kalenterivuoden aikana altistuvassa väestössä menetetyt elinvuodet yhteensä, ei kuolemantapausten lukumäärää (YOLL = Years of Life Lost)

² ExternE:n epidemiologi Hurley on esittänyt epäilyksen, että käytetyt funktiot eivät selitä riittävän hyvin elinikäisen altistuksen merkitystä kuolleisuudelle. Epidemiologisissa tutkimuksissa tutkimusvuosina vallitsevat pitoisuudet hallitsevat tuloksia, vaikka suuri osa kroonisesta altistuksesta on voitu saada aiempina elinvuosina, jolloin pitoisuudet tyypillisesti ovat olleet korkeampia. Tämän vuoksi hän esittää funktioiden yliarvioivan vaikutusta ja suositteli jatkossa käyttämään 50 prosenttia lievempiä altistusvaikutusfunktioita kuin ExternE:ssä käytettiin. Tästä tulee kulmakertoimeen lisäkerroin 0,5.

³ Funktio on muotoa: Tapaukset = kulmakerroin • normaali kuolleisuus • altistuva väestö • pitoisuus

Taulukko 2. Ilman epäpuhtauspitoisuuksista aiheutuvan sairastuvuusrisikin arvioimiseksi ExternE-projektissa (Euroopan komissio 1997) suositellut altistus–vaikutusfunktiot sekä pääosin suomalaisen CV-tutkimukseen (Energia-Ekono 1998) perustuvat yksikköarvot (1997 rahassa).

Oire	Tutkimus	Funktion kulma-kerroin ^{1,2}	Altistuva väestö	Yksikköarvo mk (1997)
Hiukkaset				
Astma, keuhkoputkia laajentavien lääkkeiden käyttö, tapaus	Dusseldorp ym. (1995)	0,163-0,272	astmaattiset aikuiset	138
Astma, yskä, tapaus	Dusseldorp ym. (1995)	0,168-0,280	astmaattiset aikuiset	91
Astma, hengityksen vinkuminen, tapaus	Dusseldorp ym. (1995)	0,061-0,101	astmaattiset aikuiset	97
Astma, keuhkoputkia laajentavien lääkkeiden käyttö, tapaus	Roemer ym. (1993)	0,078-0,129	astmaattiset lapset	138
Astma, yskä, tapaus	Pope ja Dockery (1992)	0,133-0,223	astmaattiset lapset	91
Astma, hengityksen vinkuminen, tapaus	Roemer ym. (1993)	0,103-0,172	astmaattiset lapset	97
Lasten krooninen yskä, tapaus	Dockery ym. (1989)	0,00207-0,00346	lapset	1 268
Lasten keuhkoputkentulehdus, tapaus	Dockery ym. (1989)	0,00161-0,00269	lapset	1 267
Rajoittuneen toimintakyvyn päivä ³	Ostro (1987)	0,025-0,042	aikuiset	568
Sairaalassaolajakso, hengitystieoireilu	Dab ym. (1996)	2,07E-6-3,46E-6	koko väestö	10 619
Sairaalassaolajakso, aivoverisuoniin vaikuttava sairaus	Wordley ym. (1997)	5,04E-6-8,42E-6	koko väestö	10 619
Sairaalassaolajakso, sydämen vajaatoiminta	Schwartz ja Morris (1995)	1,85E-5-3,09E-5	yli 65-vuotiaat	10 619
Krooninen keuhkoputkentulehdus, uusi tapaus	Abbey ym. (1995)	4,9E-5-7,8E-5	aikuiset	603 000 ⁴
Hiilimonoksidi CO				
Sairaalassaolajakso, sydämen vajaatoiminta	Schwartz ja Morris (1995)	5,55E-7	yli 65-vuotiaat	10 619
Rikkidioksidi SO₂				
Sairaalassaolajakso, hengitystieoireilu	Ponce de Leon ym. (1996)	2,04E-6	koko väestö	10 619
Otsoni				
Astmakohtaus	Whittemore ja Korn (1980)	0,00429	kaikki astmaatit	138
Lievästi rajoittuneen toimintakyvyn päivä	Ostro ja Rothschild (1989)	0,00976	aikuiset	97
Sairaalassaolajakso, hengitystieoireilu	Ponce de Leon ym. (1996)	3,54E-6	koko väestö	10 619
Oireilupäivä	Krupnick ym. (1990)	0,033	koko väestö	97

¹ Kertoimet ilmaisevat sairastuvuuden arvioidun muutoksen vuodessa pitoisuuden vuosikeskiarvon muuttuessa. Koska altistus–vaikutusfunktiot ovat lineaarisia, voidaan niitä käyttää laskettaessa sekä absoluuttista sairastuvuusriskiä että sairastuvuuden muutosta pitoisuuden muuttuessa.

² Alempaa arviota käytetään PM₁₀:n, energiantuotannon suorien hiukkaspäästöjen ja nitraatin haittojen arvioimiseksi ja ylempää sulfaatin, dieselhiukkasten ja muun PM_{2,5}:n vaikutuksille.

³ Pääallekkäisyyden välttämiseksi rajoitetun toimintakyvyn päivien määrästä on vähennettävä 10 hengitystieoireista, 7 sydämen vajaatoiminnasta ja 45 aivoverisuonien toimintahäiriöstä johtuvaa sairaalasisäänottoa, sillä näiden tilojen edellytyksenä on, että kyseessä on myös rajoitetun toimintakyvyn päivä.

⁴ Suomalaisessa tutkimuksessa ei muodostettu tälle sairaudelle tai oireelle yksikköarvoa, joten käyttöön on otettu ExternE:ssä suositeltu yksikköarvo.

Taulukko 3. Rikkidioksidin aiheuttamien materiaalivaurioiden arvioinnissa käytettävät ruotsalaisen tutkimuksen (Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån, 1994) mukaiset altistus–vaikutusfunktiot sekä huolto- ja vaihtokustannukset (1997 rahassa).

Materiaali	Huolto-/vaihtotiheys Funktion kulmakerroin l/a	Huolto- kustannus mk/m ²	Vaihto- kustannus mk/m ²
Rappaus (maalattu)	0,000124		272
Bitumihuopa	0,000327		208
Maalattu teräs	0,00137	100	
Maalattu kuumasinkitty teräs	0,000837	72	
Nauhapinnoitettu teräs (uusi)	0,000155	86	
Nauhapinnoitettu teräs (uud. maalattu)	0,00037	86	
Nauhapinnoitettu Al (uusi)	0,000107	86	
Nauhapinnoitettu Al (uud. maalattu)	0,00037	86	
Maalipinta rappauksella	0,000278	79	
Maalipinta puulla	0,00103	93	
Maalaamaton kuumasinkitty teräslevy	0,00195	72	258
Maalaamaton kuumasinkitty teräsprofiili	0,00065	125	
Maalaamaton kuumasinkitty teräslanka	0,0013		57

Taulukko 4. Otsonin aiheuttamien satotappioiden laskennassa käytetyt altistus–vaikutusfunktiot (otsonipitoisuuden $O_3(X)$ yksikkönä on keskimääräinen ppm kasvukauden päivätunteina) ja viljelykasvien maailmanmarkkinahinnat (alkuperäiset altistus–vaikutusfunktiot Hasund ym. 1990).

Viljelykasvi	Altistus-vaikutusfunktio ¹	Haitan vaihteluväli	Maailman- markkinahinta mk/kg
Syysvehnä	$0,8 \cdot (1 - (O_3(X) / 0,148)^{2,154})$	-30 %... + 100 %	0,75
Kevätvehnä	$0,8 \cdot (1 - 4,5576 \cdot O_3(X))$	-20 %... + 20 %	0,75
Syysruis	$0,8 \cdot (1 - 4,5576 \cdot O_3(X))$	-40 %... + 200 %	0,72
Ohra	$0,8 \cdot 0,8 \cdot (1 - 1,0817577 \cdot O_3(X))$	-20 %... + 20 %	0,7
Kaura	$0,8 \cdot 0,8 \cdot (1 - 4,5576 \cdot O_3(X))$	0 %... + 300 %	0,79
Peruna	$0,8 \cdot (0,9615 - 8,3535 \cdot O_3(X))$	-20 %... + 20 %	0,73
Timotei, apila	$0,8 \cdot 0,8 \cdot (1 - 7,909 \cdot O_3(X))$	-30 %... + 100 %	kuivaheinä 1,39 säilörehu 0,36

¹ Hasundin ym. kokoamia funktioita on korjattu 20 prosenttia alaspäin mm. johtuen huonoista sadoista seuraavasta siirtymisestä kestävämpiin lajikkeisiin.

Viitteet

- Abbey D. E., Lebowitz M. D., Mills P. K., Petersen F. F., Lawrence Beeson W. & Burchette R.J. 1995. Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology* 7, s. 19–34.
- Anderson, H. R., Ponce de Leon, A., Bland, J. M., Bower, J. S. & Strachan, D. P. 1996. Air pollution and daily mortality in London: 1987–92. *BMJ* 312, s. 665–669.
- Dab, W., Quenel, S. M. P., Le Moullec, Y., Le Tertre, A., Thelot, B., Monteil, C., Lameloise, P., Pirard, P., Momas, I., Ferry, R. & Festy, B. 1996. Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 42–46.
- Dockery, D. W., Speizer, F. E., Stram, D. O., Ware J. H., Spengler, J. D. & Ferries, B. G. 1989. Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *Am Rev Respir Dis* 139, s. 587–594.
- Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G. & van Oudvorst, A. B. 1995. Association of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory. *Am J Respir Crit Care Med* 152, s. 1932–1939.
- Energia-Ekono Oy (Otterström, T., Gynther, L. & Vesa, P.) 1998. Halukkuus maksaa puhtaamasta ilmanlaadusta. Selvitys 60P00674. TEKES, Espoo. SIHTI 2-tutkimusohjelma, raportti 130T.
- Euroopan komissio 1997. External costs of transport in ExternE. JOULE III Programme. Toim. Bickel, B., Schmid, S., Krewitt, W. & Friedrich, R. IER. Final report, 01 January 1996 to 31 May 1997.
- Hasund, K., Hedvåg, L. & Pleijel, H. 1990. Ekonomiska konsekvenser av det marknära ozonets påverkan på jordbruksgrödor. Naturvårdsverket, Solna. Rapport 3862.
- Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån 1994. Svenska miljöräkenskaper (SWEEA). Stockholm.
- Krupnick, A. J., Harrington, W. & Ostro, B. 1990. Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data. *J Environ Econ Manage* 18, s. 1–18.
- Ostro, B. D. 1987. Air pollution and morbidity revisited: A specification test. *J Environ Econ Manage* 14, s. 87–98.
- Ostro, B. D. & Rothschild, S. 1989. Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants. *Environ Res* 50, s. 238–247.
- Ponce de Leon, A., Anderson, H. R., Bland, J. M., Strachan, D. P. & Bower, J. 1996. Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987–88 and 1991–92. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 63–70.
- Pope, C. A. & Dockery, D. W. 1992. Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. *Am Rev Respir Dis* 145, s. 1123–1126.
- Pope, C. A. III, Thun, M. J., Nimboodiri, M. M., Dockery, D.W., Evans, J. S, Speizer, F. E & Heath, C.W. Jr. 1995. Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Res Crit Care Med* 151, s. 669–674.
- Roemer, W., Hoek, G. & Brunekreef, B. 1993. Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *Am Rev Respir Dis* 147, s. 118–124.
- Schwartz, J. & Morris, R. 1995. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Am J Epidem* 142, s. 23–35. *Am J Epidem* 137, s. 701–705.
- Spix, C. & Wichmann, H. E. 1996. Daily mortality and air pollutants: findings from Köln, Germany. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 52–58.
- Sunyer, J., Castellsague, J., Saez, M., Tobias, A. & Anto, J. M. 1996. Air pollution and mortality in Barcelona. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 76–80.
- Touloumi, G., Samoli, E. & Katsouyanni, K. 1996. Daily mortality and 'winter type' air pollution in Athens, Greece – a time series analysis within the APHEA project. *J Epidem Comm Health* 50 (suppl 1), s. 47–51.
- Verhoeff, A. P., Hoek, G., Schwartz, J. & van Wijnen, J. H. 1996. Air pollution and daily mortality in Amsterdam. *Epidemiology* 7, s. 225–230.
- Whittemore, A. S. & Korn, E. L. 1980. Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *Am J Public Health* 70, s. 687–696.
- Wordley, J., Walters, S. & Ayres, J.G. 1997. Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution. *Carcinogenic Effects of Radionuclide Emissions*.

OSA III

Case-tarkastelu

Sisällys

1	Case-kohde: metsäteollisuusintegraatti UPM-Kymmene Kaukas	4
1.1	Case-kohteen kuvaus	4
1.2	Energian ja raaka-aineiden käyttö ja päästöt	7
2	Kaukaan tehtaiden ympäristövaikutusten arviointi	10
2.1	Yläilmakehän otsonin väheneminen	10
2.2	Happamoituminen	11
2.3	Alailmakehän otsonin muodostuminen	12
2.4	Ekotoksikologiset vaikutukset	13
2.5	Rehevöityminen	14
2.6	Hapen kuluminen	15
2.7	Kiintoaineet	15
2.8	Lämpökuormitus	15
2.9	Kiinteät jätteet	16
2.10	Luonnon monimuotoisuus	16
2.11	Energian käyttö	17
2.12	Raaka-aineiden käyttö	18
2.13	Yhteenveto ympäristövaikutusten merkittävydestä	19
2.14	Terveys- ja viihtyvyyshaikutukset	20
2.14.1	Hiukkaset	20
2.14.2	Typen oksidit	21
2.14.3	Rikkidioksidi	22
2.14.4	Hiilimonoksidi	22
2.14.5	Otsoni	22
2.14.6	Raskasmetallit	23
2.14.7	Toksiset orgaaniset yhdisteet	23
2.14.8	Haisevat yhdisteet	23
2.14.9	Melu	24
2.14.10	Vesien terveydellinen laatu	24
2.14.11	Yhteenveto terveys- ja viihtyvyyshaikutusten merkittävydestä	24
3	Kaukaan tehtaiden vaikutusten taloudellinen arvottaminen	25
3.1	Savukaasupäästöjen vaikutusten arvottaminen	25
3.1.1	Prosessipäästöjen pitoisuusarviot	25
3.1.2	Terveysvaikutukset (kuolleisuus- ja sairastuvuusriski)	29
3.1.3	Rakennusmateriaalien vahingot	32
3.1.4	Metsävauriot	34

3.1.5	Viljelykasvivauriot	36
3.1.6	Savukaasupäästöjen vaikutukset vesistöissä	38
3.1.7	Käytetyn energian ympäristökustannukset	40
3.2	Jätevesipäästöjen vaikutusten arvottaminen	41
3.2.1	Virkistyskäytölle aiheutuvien vahinkojen arvo	41
3.2.2	Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot	44
3.3	Meluhaittojen arvottaminen	45
3.4	Hajuhaittojen arvottaminen	46
3.4.1	Terveysvaikutukset	46
3.4.2	Viihtyvyytsvaikutukset	48
3.5	Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvien haittojen arvottaminen	48
3.5.1	Kaatopaikat	49
3.5.2	Maaperän saastuminen	48
3.6	Laitoksen ympäristökustannukset	49
3.6.1	Yhteenveto arvioiduista ympäristökustannuksista	49
3.6.2	Tarkasteluun sisältyviä epävarmuuksia	50

Case-kohde: metsäteollisuus- integraatti UPM-Kymmene Kaukas

Tarkastelun kohteena on UPM-Kymmenen Lappeenrannassa sijaitseva Kaukaan tehdas. Tarkastelussa arvioidaan julkaisun osissa I ja II kartoitettujen arviointimenetelmien avulla tehtaan ilma- ja jätevesipäästöistä sekä melusta, hajusta ja jätteistä aiheutuvia ympäristövaikutuksia ja -kustannuksia. Tapaustarkastelun laskelmat on tehty selvitettyjen menetelmien sovellettavuuden testaamiseksi. Tuloksina saadut lukuarvot eivät siten esimerkiksi ilmaise absoluuttisia ympäristökustannuksia vaan ovat ensisijaisesti esimerkkilaskelmien tuloksia, jotka voivat ilmaista ympäristökustannusten suuruusluokkaa. Tarkastelussa kiinnitetään huomiota erityisesti arviointimenetelmiin sisältyviin epävarmuustekijöihin sekä menetelmien kehittämistarpeisiin.

1.1 Case-kohteen kuvaus

UPM-Kymmene Kaukaan tehdasintegraatti käsittää integroidun massa- ja pape-ritehtaan sekä mäntyöljyn ja sitosterolin tuotantolaitoksen. Lisäksi alueella toimii Schauman Wood Oy:n Lappeenrannan vaneritehdas, Yhtyneet Sahat Oy:n Kaukaan saha ja Kaukas Timber Components Oy. Kaikki tuotantoyksiköt kuuluvat UPM-Kymmene-konserniin. Tehdasintegraatissa toimivilla yksiköillä on yhteinen jätehuolto ja kaatopaikka.

Laitoksessa tuotettiin vuonna 1997 mekaanista massaa (hioketta) 151 000 t, valkaistua havupuusellua 295 000 t, valkaistua lehtipuusellua 265 000 t, puupitoista paperia (päällystettyä aikakauslehtipaperia LWC, MWC ja päällystämättömiä erikoissanomalehti- ja kirjapapereita) 470 000 t sekä mäntyöljytuotteita ja kasvisteroleja 13 000 t. Sahatavaran tuotanto oli 371 000 m³. Sahatavarajalosteita (KTC) tuotettiin 45 000 m³ ja vaneria 64 000 m³.

Laitoksessa käytettiin vuonna 1997 polttoaineita seuraavasti: maakaasua 3 306 TJ, neutroilia, metanolia, kuorta, turvetta ja hajukaasuja 2 989 TJ sekä mustalipeää 9 186 TJ. Laitokselle ostettiin sähköä 631 GWh.

Sellutehdas

Vuoden 1996 lopulla käyttöön otetun uusitun sellutehtaan tuotantokapasiteetti on 625 000 t valkaistua sulfaattisellua vuodessa. Tehdas on kuitulinjojen osalta pääosin kaksilinjainen, joista toisella tuotetaan koivusta ja pienhakeesta lyhytkuitusellua ja toisella pääosin männystä pitkäkuitusellua. Linjojen kapasiteetit ovat:

Lyhytkuitu	275 000 t/a	800 t/d
Pitkäkuitu	350 000 t/a	1 000 t/d
Yhteensä	625 000 t/a	1 800 t/d

Pienhake keitetään erikseen ja seostetaan koivusellun joukkoon ennen pesemää. Sellun keittomenetelmänä on koivulla ja männyllä jaksoittainen keitto ja pienhakeella jatkuvatoiminen keitto (M&D-keitin). Jaksoittainen keittäminen on ns. syrjäy-

tyseräkeitto (SuperBatch). Kaikkiaan 12 keittimestä (kukin 400 m³) kahdeksan keittää mäntysellua ja neljä koivusellua. Keiton lopussa tapahtuu keittimessä ensimmäinen pesuvaihe pesemöltä tulevalla syrjäytyslipeällä.

Pesemöltä talteenotetut keitto- ja happivalkaisukemikaalit sekä liuennut orgaaninen aines johdetaan eräkeittämön kautta haihduttamolle ja edelleen soodakattilaan, jossa orgaaninen aines palaa. Natrium- ja rikkikemikaalit palautetaan kaustisoinnin jälkeen sellun keittoon ja happidelignifointiin.

Keittämön lauhduttamattomat väkevät hajukaasut johdetaan yhdessä haihduttamon väkevien kaasujen kanssa hajukaasupolttimeen. Tehtaan laimeat hajukaasut kerätään ja poltetaan pääosin soodakattilassa.

Lyhytkuitusella pestään kahdella rinnakkaisella 4-vaiheisella DD-pesurilla, lajitellaan pienlajittimilla, saostetaan ja happidelignifioidaan 2-vaiheisesti. Happivaiheen reaktiotuotteet pestään pois sellusta 2-vaiheisella DD-pesurilla ja johdetaan happivaihetta edeltäneiden saostajien ja pesemön kautta tehtaan lipeäkiertoon. Happivaiheen jälkeen pesty sellu varastoidaan sakeamassatornissa ja pestään vielä ennen valkaisua suodatinpesurilla.

Havusellu pestään oksanerotuksen jälkeen kahdella 4-vaiheisellä DD-pesurilla, happidelignifioidaan 2-vaiheisesti ja reaktiotuotteet pestään pois 2-vaiheisellä DD-pesurilla. Seuraavaksi sellu varastoidaan, hienolajitellaan, saostetaan suodatinpesurilla ja johdetaan 4-vaiheiseen valkaisimoon.

Koivulinjalla sellun valkaisu tapahtuu 5-vaiheisesti. Jokaisen vaiheen jälkeen reaktiotuotteet pestään pois suodatinpesureilla. Pääosa tuotannosta on ECF-sellua, jonka päävalkaisuaineena käytetään klooridioksidia. Valkaisussa luovuttiin alkuainekloorin käytöstä vuonna 1992. Koivulinjan valkaisu yhdistelmä on D-EO-D-EP-D. Tuotettaessa TCF-sellua käytetään päävalkaisuaineina happea ja vetyperoksidia (esim. Q/A-EOP-P-P-P). Valkaisun jälkeen sellu kuivataan, paalataan ja sidotaan.

Mäntylinjalla sellun valkaisu tapahtuu 4-vaiheisesti. Tällöin valkaisuusekvenssi on ECF-sellulla EOP-D-PO-D ja TCF-sellulla EOP-Q/A-PO-PO. TCF-sellun valmistuksen yhteydessä valkaisu aloitetaan tosin jo hienolajittamo edeltävässä massatornissa, jota käytetään metalliyhdisteiden koagulointiin eli se on ensimmäinen Q/A-vaihe. Valkaisun ensimmäinen ja toinen vaihe ovat kaksireaktorisia. Valkaisimon kolmen viimeisen vaiheen jälkeiset pesurit ovat 1-vaiheisiä DD-pesureita. Ensimmäisen vaiheen jälkeen on pesurina pesupuristin.

Mäntyvalkaisun reaktiotuotteet voidaan ECF-valkaisussa johtaa EOP-vaiheen jälkeiseltä pesupuristimelta saakka tehtaan lipeäkiertoon. TCF-valkaisussa voitaneen vesikierron sulkeminen viedä em. mallia pidemmälle. Myös mäntylinjojen tuotanto tulee olemaan pääosin ECF-sellua. Klooridioksidi kehitetään tehtaalla metanolipohjaisella EROO R8 -menetelmällä.

Valkaisimoiden jälkeen massat lajitellaan ja kaikki koivusellu kuivataan, paalataan ja sidotaan 1 000 kg:n suurpaaleiksi kotimaan toimituksiin ja 2 000 kg:n yksiköiksi ulkomaan toimituksia varten. Mäntysellulla vastaavat yksiköt ovat 800 kg ja 1 600 kg.

Havusellusta noin 120 000 t/a pumpataan viereiselle paperitehtaalte. Muu osa havusellusta kuivataan ja toimitetaan pääosin konsernin muille paperitehtaille. Sekä koivu- että havusellusta pieni osa on ns. markkinamassaa.

Sellutehtaan meesauuni on varustettu sähkösuotimilla. Meesauunin savukaasujen lämpöä hyödynnetään meesan esikuivatuksessa ns. LMD-tekniikalla. Kaustisoinnissa erikoisuutena on soodalipeän puhdistaminen suodattamalla ja kalkkimaidon paineellinen kiekkosuodatus.

Soodakattilalaitos käsittää 7-vaiheisen haihduttamon, suuren soodakattilan (3 300 t ka/d), turbogeneraattorin ja hajukaasujen polttolaitoksen. Haihduttamossa on stripperi, jossa vapautuneet rikkiyhdisteet ja metanoli poltetaan hajukaasupolttimissa, joista toinen on varalla. Pääpolttimen jälkeen on pesuri, joka mahdol-

listaa natriumbisulfiitin valmistuksen hajukaasujen sisältämästä rikistä korvaamaan tehdään rikkidioksidiostoa. Soodakattilan savukaasut puhdistetaan neljällä rinnakkaisella sähkösuotimella, joita seuraa savukaasupesuri.

Osana sellutehdasta toimii puukemikaaleja uuttava kemiallinen tehdas. Sen tuotteita ovat raakamäntyöljy, neutroil ja sitosterol.

Paperitehdas

Paperitehtaalla valmistetaan hiokepitoista, päällystettyä painopaperia aikakauslehtiä, luettelaita ja mainosesitteitä varten (kertapäällystetty LWC- ja kaksoispäällystetty MWC-paperi). Paperitehdas tuottaa RG- ja WO-painopapereita neliömasaltaan 39–100 g/m². Paperitehtaassa on kaksi tuotantolinjaa. Paperitehtaaseen kuuluvassa hiomossa valmistetaan hioke. Sellu saadaan yhtiön omalta sellutehtaalta.

Saha ja vaneritehdas

Kaukaan saha on erikoistunut mäntysahatavaran tuotantoon. Sahan kapasiteetti on 450 000 m³ sahatavaraa vuodessa. Kaukas Timber Components jalostaa sahatavaraa rakentamiseen sekä ovi- ja ikkunateollisuuden tarpeisiin. Lappeenrannan vaneritehdas tuottaa korkealaatuista koivu- ja koivuviilupintaista vaneria. Tuotteet ovat pääosin pinnoittamattomia, mutta osittain myös fenolihartsipitoisella kalvolla tai maalilla pinnoitettuja levyjä. Tehtaan vuosikapasiteetti on 75 000 m³ vaneria.

Jätevesien käsittely

Huhtikuuhun 1992 asti laitoksen jätevedet käsiteltiin ilmastetussa lammikossa, jonka viipymä oli 3–4 vuorokautta. Tämän jälkeen otettiin käyttöön matalakuoritteinen aktiivilietelaitos. Jätevedet neutraloidaan kalkilla tai rikkihapolla pH-tasolle 6–8 ennen esiselkeytystä. Neutraloinnista jätevedet johdetaan etuselkeytyksen kautta tasausaltaaseen, jota sekoitetaan ilmastimilla. Tarvittaessa jätevedet voidaan myös johtaa varoaltaaseen. Tasausaltaan jälkeen voidaan vielä tehdä pH:n säätö lipeällä ja rikkihapolla. Ennen ilmastusta jäteveeteen lisätään tyypeä ureana ja tarvittaessa fosforia fosforihappona. Ilmastusaltaassa on varauduttu myös vaahdonestoaineiden käyttöön. Väliseinillä kolmeen osaan jaetun ilmastusaltaan viipymä on noin yksi vuorokausi. Jälkiselkeytysaltaissa (3 kpl) liete erotetaan vedestä ja palautetaan takaisin ilmastusaltaaseen tai poistetaan lietteen käsittelyyn. Palautettavan lietteen määrä on normaalioloissa 5 000 m³/h ja ylijäämälietteen määrä 3 000 m³/d. Puhdistamolta lähtevän veden virtaama mitataan purkuputkesta magneettiputkimittauksena ja varmistetaan ultraäänimittauksella jatkuvatoimisesti. Puhdistamon toimintaa tarkkaillaan erillisen käyttötarkkailuohjelman perusteella.

Pastapitoiset jätevedet välpätään, varastoidaan keräyssäiliöön, kemikaloidaan alunan ja polymeerin avulla ja selkeytetään kolmessa lamelliselkeyttimessä. Liete poistetaan ajoittain pastalietesäiliöön ja lingotaan.

1.2 Energian ja raaka-aineiden käyttö ja päästöt

Kaukaan tehtaiden ympäristökuormitustiedot esitetään koottuina taulukoissa 1–5.

Tehtaan prosessit alkavat puun kuorinnasta, josta raaka-aine menee sellulinjoille. Keiton jälkeen sellua pestään. Pesussa talteen otetut prosessikemikaalit ja liuennut orgaaninen aines johdetaan keittämön kautta haihduttamolle, ja edelleen soodakattilaan, jossa orgaanisen aineen sisältämä energia saadaan talteen (ks. taulukko 2) ja kemikaalit palautetaan takaisin prosesseihin. Varastoinnin ja lajittelun jälkeen sellu valkaistaan käyttäen happea ja klooridioksidia sekä vetyperoksidia. Valmis sellu menee kuivaukseen ja paalaukseen tai se pumpataan suoraan viereiselle tehtaalle paperin valmistukseen.

Taulukko 1. Kaukaan laitoksen tuotteet ja tuotanto vuonna 1997.

Tuote	Tuotanto t/a
Valkaistu selluloosa	560 000
Paperi	470 000
Mäntyöljy, neutroil, sitosterol	13 000

Taulukko 2. Kaukaan laitoksen käyttämä energia vuonna 1997.

Energiamuoto	Kulutus (selluprosessi ¹) GJ/a	Kulutus (energian- tuotanto ym. ²) GJ/a	Yhteensä GJ/a
Maakaasu	728 000	2 578 000	3 306 000
Biopolttoaineet			12 175 000
• mustalipeä	9 186 000		9 186 000
• kuori, neutroil, metanoli, turve, hajukaasu	175 295	2 813 705	2 989 000
Ostosähkö		631 GWh	631 GWh

¹ Selluprosessi käsittää soodakattilan, meesauunin ja hajukaasukattilan.

² Energiantuotanto käsittää kaasuvoimalan ja kuorikattilat. Tarkastelu kattaa koko laitosisintegraatin, jolloin mukana ovat myös paperitehdas, kemiallinen tehdas (mäntyöljy, neutroil, sitosteroli) sekä vaneritehdas ja saha.

Päästöjä ilmaan, lähinnä SO₂-, hiukkas-, NO_x-, CO₂- ja CO-päästöjä, aiheutuu prosesseissa syntyvien hajukaasujen käsittelykattilasta, maakaasun polttamisesta tehtaan kaasuvoimalaitoksella ja prosessikattiloissa sekä biopolttoaineiden polttamisesta energiantuotanto- ja prosessikattiloissa. Valkaisuprosessissa syntyy jonkin verran klooria sisältäviä päästöjä. TRS-yhdisteitä haihtuu mm. sellun keiton yhteydessä ja haihduttamolta mustalipeän väkeväinnistä. VOC-yhdisteitä syntyy kemiallisessa tehtaassa.

Laitoksen jätevesien sisältämiä haitallisia päästöjä ovat massanvalmistuksen eri vaiheissa puusta liukenevat orgaaniset aineet (BOD ja COD), ravinteet (N ja P) ja kiintoaine, sekä prosessikemikaalien yhdisteet (AOX). Jätevedet käsitellään ennen vesistöön johtamista biologisella puhdistamalla.

Laitokselta suoraan ilmaan ja veteen joutuvat päästöt on esitetty taulukoissa 3 ja 4.

Taulukko 3. Kaukaan sellutehtaan ja energiantuotannon päästöt ilmaan vuonna 1997.

Päästö ¹	Selluprosessi t/a	Energiantuotanto t/a	Yhteensä t/a
SO ₂	178	205	383
TRS (S)	43	5	48
Hiukkaset	93	24	117
NO _x	712	834	1 546
CO ₂	54 400	127 400	182 000
CO	532	560	1 092
NMVO _C ²			222
CH ₄ ³			1 139
N ₂ O			41
Cl ₂	<1		< 1

¹ Taulukossa on esitetty pääasiassa ne päästöt, joiden ympäristökustannuksia on arvioitu jatkossa. Tämän vuoksi taulukossa ei ole esitetty arvioita esimerkiksi raskasmetallipäästöistä.

² Kemiallisen tehtaan prosesseista

³ 139 t sellun valmistus ja voimantuotanto, 1 000 t jäteveden puhdistus

Taulukko 4. Kaukaan sellutehtaan päästöt veteen vuonna 1997.

Päästö	Määrä t/a
Kiintoaine	2 081
BOD	1 643
COD	20 842
Kok. P	7,5
Kok. N	190,9
AOX	110

Tehtaan omalle kaatopaikalle viety jätemäärä vuonna 1997 oli noin 105 000 tonnia (ks. taulukko 5). Erilaisia jätejakeita ovat kuori- ja puujätteet, energiantuotannossa ja savukaasujen puhdistuksessa syntyvät tuhkat, kemikaalikierrrosta poistettava viherlipeäsakka, paperin valmistuksen pastajätteet, jätevesien puhdistuksessa syntyvät lietteet, talousjäte ja jätepaperi. Lisäksi kaupungin kaatopaikalle vietiin kaksi tonnia jätettä. Paperia ja metallia toimitettiin kierrätykseen. Ongelmajätteitä syntyi 190 tonnia, josta noin 80 prosenttia oli jäteöljyjä. Ongelmajätteet vietiin käsiteltäväksi Ekokem Oy:ön tai muille ongelmajätteen käsittelijöille.

Taulukko 5. Laitoksen tuottamat jätteet kaatopaikalle vuonna 1997 (märkäpainona).

Jätteet	Määrä t/a	Osuus %
Kuori- ja puujäte	26 700	26
Tuhka	11 000	11
Lietteet (kuituliete, pastaliete, viherlipeäsakka)	36 200	35
Jätevedenpuhdistuksen liete	27 700	27
Talousjäte ja paperi	2 000	2
Yhteensä	105 000	100

Kaukaan laitoksella on 90-luvulla tehty merkittäviä investointeja ympäristönsuojeluun. Vuonna 1991 uusittiin soodakattila. Hajukaasujen keräilyä ja käsittelyä mm. polttamalla on tehostettu. Vuonna 1992 otettiin käyttöön uusi biologinen jätevedenpuhdistamo (aktiivilietemenetelmä). Viime aikoina on panostettu erityisesti jätteenkäsittelyn tehostamiseen. Polttokelpoisen jätteen, mm. puhdistamolietteiden polton osuutta on nostettu aiemmasta 50 prosentista lähelle 90 prosenttia. Kaatopaikalle vietäviä jäte-eriä ovat tulevaisuudessa lähinnä tuhka ja soodasakka sekä lisäksi jonkin verran sekalaista jätettä. Tehtaan oma kaatopaikka on parhailaan saneerattavana, kaatopaikan jätevedet tullaan johtamaan laitoksen omalle jätevedenpuhdistamolle.

2

Kaukaan tehtaiden ympäristövaikutusten arviointi

Seuraavissa luvuissa käsitellään UPM-Kymmene Kaukaan tehdasintegraatin päästöjä ja ympäristövaikutuksia julkaisun osassa I esitettyä lähestymistapaa noudattaen. Päästötiedot perustuvat UPM-Kymmene Kaukaan tehtaiden ympäristöselontekoon vuodelta 1997 sekä ympäristöviranomaisille toimitettuun ympäristönsuojelun vuosiyhteenvetoon vuodelta 1997. Ilmanlaatutiedot pohjautuvat Imatran kaupungin (1998) raporttiin ja melutiedot Muurikaisen ja Mäkelän (1998) yhteenvetoon. Vesien tilasta on ollut käytettävissä Saimaan vesiensuojeluyhdistys ry:n vuonna 1999 koostama yhteenveto Kaukaan tehtaiden jätevesiluvan tarkistamista varten, minkä lisäksi Lappeenrannan kaupungin elintarvike- ja ympäristölaboratorio on toimittanut tiedot uimarantojen veden laadusta. Päästötietoihin liittyvää epävarmuutta ei ole tarkasteltu, mutta erityisesti ilmapäästöjen osalta epävarmuus arvioidaan verrattain suureksi. Liikenteen ja kuljetusten ympäristövaikutuksia ei ole kokonaisuutena käsitelty. Luvussa 2.11 esitetyt ostetun konserni-sähkön tuotannon päästöt on arvioitu voimalaitoksittain (paitsi vesivoimalaitokset kokonaisuutena) UPM-Kymmenen omistusosuuksien suhteessa vuoden 1997 alun tilanteessa olettamalla siirtohäviöt kaukolämpövoimalaitoksille 2,5 prosentiksi ja muille voimalaitoksille 5,0 prosentiksi (Fortum Power & Heat Oy:n toimitaman sähkön päästöjä ei ole otettu huomioon).

2.1 Yläilmakehän otsonin väheneminen

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys
CFC- ja HCFC-päästöjä ei ole tiedossa. HCFC:n käyttö teollisuuden laitteissa on edelleen sallittua. Aineiden käyttöä on rajoitettu tai kielletty ISL:n, KemL:n ja JäteL:n nojalla annetulla VNp:llä 262/1998.	Koska päästöjä ei arvioida olevan, ei laitos myötävaikuta globaaliseen yläilmakehän otsonikatoon. Ei paikallisia suoria ympäristövaikutuksia.	Vaativuutena on yleisten määräysten noudattaminen (otsonia tuhoavia aineita koskevat kiellot ja rajoitukset).

2.2 Happamoituminen

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys
<p>Päästöt ilmaan:</p> <p>SO₂ 383 t/a</p> <p>TRS (S) 48 t/a</p> <p>NO_x 1 546 t/a</p> <p>Cl₂ <1 t/a</p> <p>Luparajat:</p> <p>NO_x Kuorikattila I 150 mg/MJ</p> <p>Kaasuvoimalaitos 100 mg/MJ</p> <p>SO₂ Sellutehdas 2 kg/t sellua</p> <p>Sulfaattiselutehtaiden rikkidihydrokseen päästöjen rajoittamiseksi on annettu VNp 160/87</p> <p>Kattiloiden ja kaasuturbiinien typenoksidipäästöjen rajoittamiseksi on annettu VNp 527/91</p>	<p>Päästöt lisäävät happamoittavaa laskeumaa pääosin Kaakkois-Suomen ja Venäjän Karjalan alueella. Merialueille tapahtuva laskeuma ei aiheuta happamoitumisriskiä. Koska happaman laskeuman kriittisen kuormituksen taso ylittyy alueen maa- ja sisävesiekosysteemeissä laajalti, kasvillisuus-, maaperä- ja vesistövaurioiden riski on olemassa. Suoria vaikutuksia ei voida havaita.</p>	<p>Suomen päästöt (1997)</p> <p>Kaukas %</p> <p>Rikkidioksidi 100 000 t/a 0,48</p> <p>Typen oksidit 260 000 t/a 0,59</p> <p>Kasvillisuusvaikutusten estämiseksi ohjearvoina (vuosikeskiarvona)</p> <p>NO_x 30 µg/m³</p> <p>SO₂ 20 µg/m³</p> <p>Laskeuman tavoitearvo rikille 300 mg S/m²/a</p> <p>Laitoksen aiheuttama pitoisuuslisä (vuosikeskiarvo, µg/m³)</p> <p>LPR % ohjearv. Kaukoalue</p> <p>NO_x 0,251 0,8 0,0048</p> <p>SO₂ 0,062 0,3 0,00015</p> <p>Laitoksen aiheuttamaa S- ja N-laskeumalisää ei ole arvioitu (suuruusluokka 20 km etäisyydellä 1-5 mg/m²/a eli 0,3-1,6 % tavoitearvosta ja 50 km etäisyydellä n. 1 mg/m²/a).</p> <p>Happamasta laskeumasta Suomen ulkopuolelta on peräisin rikin osalta n. 90 % ja typen osalta n. 85 %. Arviolta 80 % laitoksen happamoittavasta kuormituksesta laskeutuu Suomen rajojen ulkopuolelle, pääosin Venäjän alueelle ja Itämerelle.</p> <p>Mittausten perusteella Lappeenrannan rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo vuonna 1997 oli 2-3 µg/m³ eli 10-15 % ohjearvosta ja typen oksidien vuosikeskiarvo 7-17 µg/m³ eli 23-57 % ohjearvosta.</p> <p>Laskeumamittausten perusteella Lappeenrannan alueen rikkilaskeuma v. 1997 oli 250-400 mg/m² (paitsi Ihalainen 900 mg/m², vuoriteollisuutta). Tavoitearvo ylittyi siten. Vastaava typpilaskeuma oli 300-500 mg/m² (Ihalainen 900 mg/m²). Tavoitearvon ja kriittisen kuormituksen ylittymisen vuoksi happamoitaviin päästöihin joudutaan alueella kiinnittämään erityistä huomiota.</p> <p>Karakterisoidut päästömäärät (t H⁺ ekv)</p> <p>SO_x (SO₂:na) 6,2 35 %</p> <p>NO_x (NO₂:na) 9,9 56 %</p> <p>TRS (S) 1,6 9 %</p> <p>Yht. 17,7 100 %</p>

2.3 Alailmakehän otsonin muodostuminen

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys																								
<p>Päästöt ilmaan:</p> <p>NO_x 1 546 t/a</p> <p>NMVOC 222 t/a</p> <p>CO 1 092 t/a</p> <p>Luparajat:</p> <p>NO_x Kuorikattila 1 150 mg/MJ Kaasuvoimalaitos 100 mg/MJ</p> <p>CO Kuorikattila 1 250 mg/Nm³ Kuorikattila 2 250 mg/Nm³</p> <p>Kattiloiden ja kaasuturbiinien typenoksidipäästöjen rajoittamiseksi on annettu VNp 527/91</p>	<p>Kasvillisuusvauriot kriittisen otsonipitoisuustason ylittyessä (kriittinen taso AOT-40 viljelyskasveilla n. 3 000 ppb-h ja puilla n. 10 000 ppb-h). Lappeenrannan alueella otsonipitoisuuksia ei mitata. Virolahdella AOT-40-kertymä on ollut 1990-luvun lopulla 4 000-6 000 ppb-h, mikä ylittää viljelyskasvien kriittisen tason.</p>	<p>Suomen päästöt (1997)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th></th> <th>Kaukas %</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Typen oksidit</td> <td>260 000 t/a</td> <td>0,59</td> </tr> <tr> <td>NMVOC</td> <td>442 000 t/a</td> <td>0,05</td> </tr> </tbody> </table> <p>Kasvillisuuden suojelemiseksi on annettu ohjearvo 200 µg/m³ tuntiarvona. Virolahdella otsonin yhden tunnin keskiarvojen vuosimaksimi vuonna 1997 oli 165 µg/m³.</p> <p>Kaukaan laitoksen aiheuttamia otsonipitoisuustasojen muutoksia ei kyetä mallintamaan. Suomessa arvioidaan haitoista n. 80 % aiheutuvan NO_x-päästöistä ja n. 20 % VOC-päästöistä, joista kotimaisten päästöjen osuus on n. 15 %.</p> <p>Päästöosuuksien perusteella arvioiduna Kaukaan osuus Suomen kokonaishaitasta on typenoksidien osalta noin 0,07 % ja NMVOC-päästöjen osalta noin 0,002 %.</p> <p>Karakterisoidut päästömäärät (t POCP)</p> <table border="1"> <tbody> <tr> <td>NMVOC</td> <td>46</td> <td>4 %</td> </tr> <tr> <td>NO_x</td> <td>1124</td> <td>90 %</td> </tr> <tr> <td>CO</td> <td>69</td> <td>6 %</td> </tr> <tr> <td>CH₄</td> <td>4</td> <td>0 %</td> </tr> <tr> <td>Yht.</td> <td>1243</td> <td>100 %</td> </tr> </tbody> </table>			Kaukas %	Typen oksidit	260 000 t/a	0,59	NMVOC	442 000 t/a	0,05	NMVOC	46	4 %	NO _x	1124	90 %	CO	69	6 %	CH ₄	4	0 %	Yht.	1243	100 %
		Kaukas %																								
Typen oksidit	260 000 t/a	0,59																								
NMVOC	442 000 t/a	0,05																								
NMVOC	46	4 %																								
NO _x	1124	90 %																								
CO	69	6 %																								
CH ₄	4	0 %																								
Yht.	1243	100 %																								

2.4 Ekotoksikologiset vaikutukset

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys																																																																																																				
<p>Päästöt vesiin: COD_{Cr} 20 842 t/a; 57,1 t/d AOX 110 t/a; 0,3 t/d (0,20 kg/ts)</p> <p>Jätevesien pitoisuus (µg/l) 1995 Kok.kloorifenolit 2,5 Kok.klooriguajakolit 4,7 Kok.kloorikatekolit 0,35 AOX 3 020 TOC (mg/l) 112</p> <p>Arvio raskasmetallien päästöistä ilmaan sekä käytetyt päästökertoimet:</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>kg/a</th> <th>Mustalipeä mg/TJ</th> <th>Puujäte mg/TJ</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>As</td> <td>8</td> <td>0,85</td> <td>0,1</td> </tr> <tr> <td>Cr</td> <td>6</td> <td>0,045</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>Ni</td> <td>7</td> <td>0,09</td> <td>2</td> </tr> <tr> <td>V</td> <td>27</td> <td></td> <td>9</td> </tr> <tr> <td>Pb</td> <td>297</td> <td>27,5</td> <td>15</td> </tr> <tr> <td>Cd</td> <td>20</td> <td>2</td> <td>0,5</td> </tr> <tr> <td>Hg</td> <td>9</td> <td>0,8</td> <td>0,5</td> </tr> </tbody> </table> <p>Metallipäästöjä vesiin ei ole arvioitu. Kaatopaikan aiheuttamaa toksisten yhdisteiden kuormitusta ei ole arvioitu.</p> <p>Luparajat: Päästöt vesiin (kk-keskiarvo, kalenteri- pv kohti): COD_{Cr} 95 t/d AOX 2,3 t/d</p> <p>Päästöt ilmaan: PCDD/F (Kuorikattila 1 ja 2) 1 ng TCDD/Nm³</p> <p>HELCOM-suositus 17/8 (1996): I.I.2000 alkaen, valkaistun sellun tuotanto COD 30 kg/t sellua ADP (Kaukas 1997, 37 kg/t) AOX 0,4 kg/t sellua ADP (Kaukas 1997, 0,20 kg/t)</p>		kg/a	Mustalipeä mg/TJ	Puujäte mg/TJ	As	8	0,85	0,1	Cr	6	0,045	2	Ni	7	0,09	2	V	27		9	Pb	297	27,5	15	Cd	20	2	0,5	Hg	9	0,8	0,5	<p>Etelä-Saimaan mitatut pitoisuudet (µg/l) 1995</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Piste</th> <th>AOX</th> <th>Rasva- hapot</th> <th>Hartsi- hapot</th> <th>Stero- lit</th> <th>Betu- linol</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>- 6 km</td> <td>30</td> <td>31,2</td> <td>1,2</td> <td>2,3</td> <td>1,4</td> </tr> <tr> <td>+ 3 km</td> <td>130</td> <td>35,2</td> <td>2,4</td> <td>4,8</td> <td>0,8</td> </tr> <tr> <td>+ 6 km</td> <td>110</td> <td>39,9</td> <td>2,2</td> <td>10,4</td> <td>1,3</td> </tr> <tr> <td>+12 km</td> <td>60</td> <td>41,4</td> <td>1,2</td> <td>3,6</td> <td>0,0</td> </tr> <tr> <td>+15 km</td> <td>60</td> <td>36,8</td> <td>1,4</td> <td>4,0</td> <td>0,9</td> </tr> </tbody> </table> <p>Kloorifenolien summapitoisuudet pintasedimentissä ovat hyvin alhaiset koko vaikutusalueella (etäisyys purku- paikasta).</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>µg/kg</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Laur. ed. (+ 3 km)</td> <td>7</td> </tr> <tr> <td>Haukis. (+13 km)</td> <td><1</td> </tr> <tr> <td>S. Saim. (+25 km)</td> <td>3</td> </tr> </tbody> </table> <p>Koko vaikutusalueella pohjaeläintiheydet, biomassat ja taksoniluku olivat samalla tasolla, pohjaeläimistö on vaikutusalueella elpymässä.</p> <p>Kalojen sappeen kertyneet kloorifenyliyhdisteet ovat alentuneet hyvin mataliksi. EROD-entsyymin aktiivisuus melko alhainen, ts. jätevesialtistus on pienentynyt aiemmasta. EROD-aktiivisuus on noin kaksinkertainen 3 km jätevesien purkupaikan alapuolella ylävirran vertailukaloihin nähden. Sukupuoli-hormonien (estradiolin ja testosteronin) on havaittu alentuneen altistetuissa sioissa, ahven- ja särkipopulaatioissa. Tämä voi viitata vaikutusalueella esiintyvän yhdisteitä, joilla voi olla vaikutusta keskeisiin biologisiin toimintoihin kuten lisääntymiseen.</p> <p>Jätevesien vaikutusta kalojen Hg-pitoisuuteen ei todeta.</p> <p>Kuha, siika, muikku ja muut lohikalat ovat palaamassa lähivaikutusalueelle.</p> <p>Ilmaan joutuvien raskasmetallien ja muiden toksisten yhdisteiden vaikutuksia eliöille ei ole arvioitu, mutta ne oletetaan hyvin vähäisiksi.</p>	Piste	AOX	Rasva- hapot	Hartsi- hapot	Stero- lit	Betu- linol	- 6 km	30	31,2	1,2	2,3	1,4	+ 3 km	130	35,2	2,4	4,8	0,8	+ 6 km	110	39,9	2,2	10,4	1,3	+12 km	60	41,4	1,2	3,6	0,0	+15 km	60	36,8	1,4	4,0	0,9		µg/kg	Laur. ed. (+ 3 km)	7	Haukis. (+13 km)	<1	S. Saim. (+25 km)	3	<p>Akutteja toksisuusvaikutuksia ei ole havaittavissa. Indikaatio mahdollisesta kroonisesta vaikutuksesta kalojen lisääntymiseen päävaikutusalueella on olemassa.</p> <p>Hartsihapot ovat ilmeisesti kloorifenoleja haitallisempia Kaukaan alapuolisessa vesistössä. Dehydroabietiinihapolla on todettu entsyymitoimintaa estäviä vaikutuksia pitoisuustasolla 5 µg/l, joten Kaukaan alapuolella hartsihappojen biologiset vaikutukset ovat mahdollisia.</p> <p>Vs-tavoitteet 2005 - tpohj. (luonnos) "Eliöille vaarallisten ja haitallisten aineiden määrät vedessä, sedimentissä tai eliöstössä ovat tasolla, josta ei aiheudu haittaa ihmisille tai haitallisia vaikutuksia eliöille." Kriteeri täyttyy melko hyvin.</p> <p>Metallipäästöt ilmaan Suomessa ja Kaukaan tehtaiden osuus niistä vuonna 1997.</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Koko Suomi kg/a</th> <th>Kaukas %</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>As</td> <td>12 300</td> <td>0,07</td> </tr> <tr> <td>Cr</td> <td>20 500</td> <td>0,03</td> </tr> <tr> <td>Ni</td> <td>27 800</td> <td>0,02</td> </tr> <tr> <td>V</td> <td>46 400</td> <td>0,05</td> </tr> <tr> <td>Pb</td> <td>18 500</td> <td>1,6</td> </tr> <tr> <td>Cd</td> <td>1 100</td> <td>1,8</td> </tr> <tr> <td>Hg</td> <td>620</td> <td>1,5</td> </tr> </tbody> </table> <p>Alueellista laskeumatietoa ei ole käytettävissä.</p>		Koko Suomi kg/a	Kaukas %	As	12 300	0,07	Cr	20 500	0,03	Ni	27 800	0,02	V	46 400	0,05	Pb	18 500	1,6	Cd	1 100	1,8	Hg	620	1,5
	kg/a	Mustalipeä mg/TJ	Puujäte mg/TJ																																																																																																			
As	8	0,85	0,1																																																																																																			
Cr	6	0,045	2																																																																																																			
Ni	7	0,09	2																																																																																																			
V	27		9																																																																																																			
Pb	297	27,5	15																																																																																																			
Cd	20	2	0,5																																																																																																			
Hg	9	0,8	0,5																																																																																																			
Piste	AOX	Rasva- hapot	Hartsi- hapot	Stero- lit	Betu- linol																																																																																																	
- 6 km	30	31,2	1,2	2,3	1,4																																																																																																	
+ 3 km	130	35,2	2,4	4,8	0,8																																																																																																	
+ 6 km	110	39,9	2,2	10,4	1,3																																																																																																	
+12 km	60	41,4	1,2	3,6	0,0																																																																																																	
+15 km	60	36,8	1,4	4,0	0,9																																																																																																	
	µg/kg																																																																																																					
Laur. ed. (+ 3 km)	7																																																																																																					
Haukis. (+13 km)	<1																																																																																																					
S. Saim. (+25 km)	3																																																																																																					
	Koko Suomi kg/a	Kaukas %																																																																																																				
As	12 300	0,07																																																																																																				
Cr	20 500	0,03																																																																																																				
Ni	27 800	0,02																																																																																																				
V	46 400	0,05																																																																																																				
Pb	18 500	1,6																																																																																																				
Cd	1 100	1,8																																																																																																				
Hg	620	1,5																																																																																																				

2.5 Rehevöityminen

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys																																																																																	
<p>Päästöt vesiin:</p> <p>Kok-P 7 446 kg/a 20 kg/d</p> <p>Kok-N 191 000 kg/a 523 kg/d</p> <p>Päästöt ilmaan:</p> <p>NO_x 1 546 t/a</p> <p>Luparaja:</p> <p>Kok-P 100 kg/d</p> <p>HELCOM-suositus 17/8 (1996):</p> <p>1.1.2000 alkaen, valkaistun sellun tuotanto</p> <p>kok-P 0,04 kg/t ADP (Kaukas 1997; 0,013 kg/t)</p> <p>kok-N 0,4 kg/t ADP (Kaukas 1997; 0,34 kg/t)</p>	<p>Veden fosfori-, typpi- ja klorofyllipitoisuus</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>P µg/l</th> <th>N µg/l</th> <th>chl-a µg/l</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Mikons. (-6 km)</td> <td>8</td> <td>390</td> <td>3,4</td> </tr> <tr> <td>Laur. ed. (+3 km)</td> <td>17</td> <td>510</td> <td>9,9</td> </tr> <tr> <td>Haukis. (+13 km)</td> <td>12</td> <td>430</td> <td>6,8</td> </tr> <tr> <td>S. Saim. (+25 km)</td> <td>5</td> <td>390</td> <td>2,3</td> </tr> <tr> <td>Hietas. (Ref.).</td> <td>5</td> <td>390</td> <td>1,9</td> </tr> </tbody> </table> <p>Kasviplanktonin E/O-lajisuhde</p> <table border="1"> <tbody> <tr> <td>Mikons.</td> <td>1,6</td> </tr> <tr> <td>Laur. ed.</td> <td>5,2</td> </tr> <tr> <td>Haukis.</td> <td>4,6</td> </tr> <tr> <td>S. Saim.</td> <td>0,9</td> </tr> <tr> <td>Hietas.</td> <td>1,3</td> </tr> </tbody> </table> <p>Perifyton levyillä (mg chl-a/m²)</p> <table border="1"> <tbody> <tr> <td>Mikons.</td> <td>4,3 (0,6-9,6)</td> </tr> <tr> <td>Laur. ed.</td> <td>54,9 (13-107)</td> </tr> <tr> <td>Haukis.</td> <td>23,1 (2,0-55)</td> </tr> <tr> <td>S. Saim.</td> <td>2,7 (0,3-5,1)</td> </tr> <tr> <td>Hietas.</td> <td>3,6 (0,3-6,8)</td> </tr> </tbody> </table> <p>Vaikutusalueen pinta-alan jakaantumisen erilaisiin yleisiin käyttökelpoisuusluokkiin</p> <table border="1"> <tbody> <tr> <td>Huono (V)</td> <td>16 ha</td> </tr> <tr> <td>Välttävä (IV)</td> <td>1 800 ha</td> </tr> <tr> <td>Tyydyttävä (III)</td> <td>3 000 ha</td> </tr> <tr> <td>Hyvä (II)</td> <td>39 500 ha</td> </tr> <tr> <td>Yht.</td> <td>47 000 ha</td> </tr> </tbody> </table> <p>Fosfori on koko vaikutusalueella minimiravinne.</p> <p>Lähivaikutusalueella inhibiatiovaikutus (kasviplankton ja perifyton) hävinnyt ja valaistun kerroksen paksuus kasvanut.</p> <p>Eläinplanktonin tiheydet pienenevät purkupisteestä alavirtaan päin. Suur-Saimaan selillä eläinplanktonin tiheys ja biomassa ovat edelleen suurempia kuin Hietasaaren taustapisteellä.</p> <p>Nuijamaanjärven tila on säilynyt välttävänä.</p>		P µg/l	N µg/l	chl-a µg/l	Mikons. (-6 km)	8	390	3,4	Laur. ed. (+3 km)	17	510	9,9	Haukis. (+13 km)	12	430	6,8	S. Saim. (+25 km)	5	390	2,3	Hietas. (Ref.).	5	390	1,9	Mikons.	1,6	Laur. ed.	5,2	Haukis.	4,6	S. Saim.	0,9	Hietas.	1,3	Mikons.	4,3 (0,6-9,6)	Laur. ed.	54,9 (13-107)	Haukis.	23,1 (2,0-55)	S. Saim.	2,7 (0,3-5,1)	Hietas.	3,6 (0,3-6,8)	Huono (V)	16 ha	Välttävä (IV)	1 800 ha	Tyydyttävä (III)	3 000 ha	Hyvä (II)	39 500 ha	Yht.	47 000 ha	<p>Viitetasoja:</p> <p>Yleisluokitus (VYH 1988)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>P µg/l</th> <th>chl-a µg/l</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>I</td> <td><12</td> <td>< 4</td> </tr> <tr> <td>II</td> <td><30</td> <td><10</td> </tr> </tbody> </table> <p>Vs-tavoitteet 2005 - tpojh. (luonnon)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>P µg/l</th> <th>chl-a µg/l</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Vaikutusalue</td> <td><15 (<3xBg)</td> <td><10 (<3xBg)</td> </tr> </tbody> </table> <p>Vaikutusalueella ei rikota yleiseltä käyttökelpoisuudelta hyvän veden rehevyysskriteeriä, direktiivin 78/659/ETY mukaisen lohikalaveden P- ja N-rajaa-arvoja eikä vs-tavoiteohjelman toimenpiteosan laatukriteereitä (lähialueen kok-P ja klorofylli ovat kriteerin rajalla).</p> <p>Selvän vaikutusalueen (n. 50 km²) rehevyystaso on kuitenkin edelleen merkittävästi korkeampi kuin tausta-alueella. Tämä ilmenee sekä planktisessa levästäössä että perifytonilla. Kaukaan jätevesien aiheuttama osuus kokonaisklorofyllipitoisuudesta purkupaikan ja Haukiselän välisellä alueella oli 50-66 %.</p> <p>Laitoksen NO_x-päästöjen vaikutusta typpiherkkien vesien rehevöitymiseen ei ole arvioitu. Kaukaan NO_x-päästöistä noin 5 % (77 t/a) arvioidaan laskeutuvan Itämeren typpiherkälle alueelle. Se on noin 0,007 % Itämereen kohdistuvasta kokonaistyyppikuormituksesta. Kaakkois-Suomen ja Karjalan alueen sisävedet oletetaan yleisesti fosforirajoitteisiksi.</p> <p>Laitoksen NO_x-päästöjen rehevöittävä vaikutusta maaekosysteemeille, erityisesti metsille, ei ole arvioitu. Vaikutuksen oletetaan olevan lievästi kasvua lisäävä, koska Kaakkois-Suomen metsäekosysteemeissä typpi on yleisesti kasvua rajoittava ravinne.</p> <p>Karakterisoidut päästömäärät (t PO₄ ekv)</p> <table border="1"> <tbody> <tr> <td>NO_x (NO₂:na)</td> <td>124</td> <td>87 %</td> </tr> <tr> <td>P (veteen)¹</td> <td>18</td> <td>13 %</td> </tr> <tr> <td>N (veteen)</td> <td>0</td> <td>0 %</td> </tr> <tr> <td>Yht.</td> <td>142</td> <td>100 %</td> </tr> </tbody> </table> <p>¹ Jätevesien fosforista 80 % on oletettu olevan biologisesti käyttökelpoista.</p>		P µg/l	chl-a µg/l	I	<12	< 4	II	<30	<10		P µg/l	chl-a µg/l	Vaikutusalue	<15 (<3xBg)	<10 (<3xBg)	NO _x (NO ₂ :na)	124	87 %	P (veteen) ¹	18	13 %	N (veteen)	0	0 %	Yht.	142	100 %
	P µg/l	N µg/l	chl-a µg/l																																																																																
Mikons. (-6 km)	8	390	3,4																																																																																
Laur. ed. (+3 km)	17	510	9,9																																																																																
Haukis. (+13 km)	12	430	6,8																																																																																
S. Saim. (+25 km)	5	390	2,3																																																																																
Hietas. (Ref.).	5	390	1,9																																																																																
Mikons.	1,6																																																																																		
Laur. ed.	5,2																																																																																		
Haukis.	4,6																																																																																		
S. Saim.	0,9																																																																																		
Hietas.	1,3																																																																																		
Mikons.	4,3 (0,6-9,6)																																																																																		
Laur. ed.	54,9 (13-107)																																																																																		
Haukis.	23,1 (2,0-55)																																																																																		
S. Saim.	2,7 (0,3-5,1)																																																																																		
Hietas.	3,6 (0,3-6,8)																																																																																		
Huono (V)	16 ha																																																																																		
Välttävä (IV)	1 800 ha																																																																																		
Tyydyttävä (III)	3 000 ha																																																																																		
Hyvä (II)	39 500 ha																																																																																		
Yht.	47 000 ha																																																																																		
	P µg/l	chl-a µg/l																																																																																	
I	<12	< 4																																																																																	
II	<30	<10																																																																																	
	P µg/l	chl-a µg/l																																																																																	
Vaikutusalue	<15 (<3xBg)	<10 (<3xBg)																																																																																	
NO _x (NO ₂ :na)	124	87 %																																																																																	
P (veteen) ¹	18	13 %																																																																																	
N (veteen)	0	0 %																																																																																	
Yht.	142	100 %																																																																																	

2.6 Hapen kuluminen

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys
Päästöt vesiin:	Happi, alusv. kyll. %	Viitetasoja:
BOD ₇ 1 643 t/a O ₂ 4,5 t/d	Mikons. (- 6 km) 85	1) Yleisluokitus (VYH 1998)
COD _{Cr} 20 842 t/a O ₂ 57,1 t/d	Laur. (+3 km) 81	Happipitoisuus (kalavesi)
NH ₄ -N 28	Haukis. (+13 km) 85	Päällysvesi Alusveden alaosa
t/a vastaa 96 t/a O ₂ 0,26 t/d	S. Saim. (+25 km) 89	I 85-110 % >3 mg/l
	Hietas. (Ref.) 87	II 80-110 % >2 mg/l
Luparajat:	COD(Mn) mg/l O ₂	2) Kalavesidirektiivi (78/659/ETY)
BOD ₇ 10 t/d	Mikons. 5,7	Lohikalavedet 50 % > 9 mg/l O ₂
COD _{Cr} 95 t/d	Laur. 11,4	100 % > 7 mg/l O ₂
	Haukis. 9,2	BOD ₇ < 3,5 mg/l O ₂
	S. Saim. 6,0	3) Vs-tavoitteet 2005 tp-ohjelma
	Hietas. 5,6	(luonnos):
		Happipitoisuus yli 60 % koko vesi-
		patsaan tilavuuspainotteisena keskiar-
		vona, ei hapettomia vesikerroksia.
		Jätevesien vaikutusalueella mitään em.
		kriteeriä (1, 2, 3) ei rikota. Lähivaiku-
		tusalueella todetaan lievä hapenvajaus
		tausta-alueisiin verrattuna.

2.7 Kiintoaineet

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys
Päästöt vesiin:	Sameus (FTU)	Vs-tavoitteet 2005 tp-ohjelma (luonnos):
Kiintoaine 2 081 t/a 5,7 t/d	Mikons. (-6 km) 0,46	Sameusarvo kohoaa enintään nelinker-
	Laur. (+3 km) 0,87	taiseksi.
	Haukis. (+13 km) 0,58	Laitoksen lähivaikutusalueella sameus on
	S. Saim. (+25 km) 0,24	noin kaksinkertainen ja kaukovaikutus-
	Hietas. (Ref.) 0,21	alueella alle 1,5-kertainen yläpuoliseen
		(Mikons.) alueeseen verrattuna. Sameu-
		den kasvu on siten verrattain lievää,
		mutta selvästi havaittavaa.

2.8 Lämpökuormitus

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys
Jäte- ja jäähdytysvesien lämpökuormitus.	Vuonna 1997 veden lämpötila kohosi välittömästi jätevesien ja jäähdytysvesien sekoittumisen jälkeen (Luukkaansalmi) keskimäärin 1,1 °C vertailualueeseen (Pappilansalmi) verrattuna 0-9 metrin vesikerroksessa. Lämpötilan nousu oli suurimmillaan talvella 2,1 °C.	Vaikutusten merkittävyys on melko vähäinen, mutta sitä ei ole tarkemmin määritetty. Kalavesidirektiivin (78/659/ETY) mukaisia raja-arvoja lohikalavesille ei keskimäärin rikota (T nousu alle 1,5 °C), ylityksiä tapahtuu kuitenkin ajoittain.

2.9 Kiinteät jätteet

Päästöt	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys																																																
<table border="1"> <tr> <td>Kaatopaikka- jäte</td> <td>Kaatop. märkä-t/a</td> <td>Kuiva- aine %</td> <td>Hyötyk. märkä- t/a</td> </tr> <tr> <td>Tuhka</td> <td>11 012</td> <td>80</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Vihertuot. jäte</td> <td>12 911</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Kuituliete</td> <td>7 952</td> <td>42</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Pastaliete</td> <td>15 375</td> <td>40</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Jv-puhd. liete</td> <td>27 661</td> <td>10</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Kuori- ja puuj.</td> <td>26 733</td> <td>20-80</td> <td>5 920</td> </tr> <tr> <td>Jätepaperi + pahvi</td> <td>25</td> <td>90</td> <td>568</td> </tr> <tr> <td>Talousjäte</td> <td>1 928</td> <td>40</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Metallijäte</td> <td></td> <td></td> <td>2 393</td> </tr> <tr> <td>Ongelmajätteet</td> <td></td> <td></td> <td>190</td> </tr> <tr> <td>Yhteensä</td> <td>105 000</td> <td></td> <td>8 882</td> </tr> </table> <p>Tuosan kaatopaikan saneeraus tekeillä päästöjen ja ympäristöriskien vähentämiseksi.</p> <p>Ongelmajätteet 190 t/a voiteluöljyt jäteöljyt leikkuuneste liuotinjäte epäorg. paristot painovärit maalit, lakat liimat elektroniikka loiste- ym. putket laboratorijäte, fenoli</p>	Kaatopaikka- jäte	Kaatop. märkä-t/a	Kuiva- aine %	Hyötyk. märkä- t/a	Tuhka	11 012	80		Vihertuot. jäte	12 911			Kuituliete	7 952	42		Pastaliete	15 375	40		Jv-puhd. liete	27 661	10		Kuori- ja puuj.	26 733	20-80	5 920	Jätepaperi + pahvi	25	90	568	Talousjäte	1 928	40		Metallijäte			2 393	Ongelmajätteet			190	Yhteensä	105 000		8 882	<p>Jätteet on sijoitettu valtaosin Tuosan kaatopaikalle. Kaatopaikasta aiheutuu ilma- ja suotovesipäästöjä. Talousjätteet on toimitettu Toikansuon kaatopaikalle (n. 2 % koko jätemäärästä). Ongelmajätteet on käsitelty ongelmajätteiden käsittelylaitoksissa (lähes kokonaan Ekokem Oy).</p>	<p>Valtakunnallisessa jätesuunnitelmassa vuoteen 2005 jätteiden tavoitteellinen hyödyntämistäaste massa- ja paperiteollisuudessa on 80 %.</p>
Kaatopaikka- jäte	Kaatop. märkä-t/a	Kuiva- aine %	Hyötyk. märkä- t/a																																															
Tuhka	11 012	80																																																
Vihertuot. jäte	12 911																																																	
Kuituliete	7 952	42																																																
Pastaliete	15 375	40																																																
Jv-puhd. liete	27 661	10																																																
Kuori- ja puuj.	26 733	20-80	5 920																																															
Jätepaperi + pahvi	25	90	568																																															
Talousjäte	1 928	40																																																
Metallijäte			2 393																																															
Ongelmajätteet			190																																															
Yhteensä	105 000		8 882																																															

2.10 Luonnon monimuotoisuus

Vaikuttavat tekijät	Vaikutukset	Vaikutusten merkittävyys
<p>Laitosalueen ja kaatopaikan maankäyttömuutokset sekä päästöt ilmaan ja veteen.</p>	<p>Vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen ei ole arvioitu.</p>	<p>Selvitettävä heikentääkö laitos Natura 2000 -verkostoon ehdotettujen alueiden, LsL:n 9 §:n mukaisten alueiden tai LsL:n 29 §:n mukaisten luontotyyppien luonnonarvoja tai LsL:n 47 §:n mukaisen lajin esiintymispaikkaa. Mahdolliset haitat olisi estettävä ellei poikkeuslupaa.</p> <p>Lisäksi selvitettävä onko heikentäviä vaikutuksia LsL:n 48 §:ssä mainituille rauhoitetuille eläimille ja kasveille. Mahdollisia haittoja pyrittävä vähentämään.</p> <p>Vaikutuksia planktisen ja muun pienikokoisen eliöstön monimuotoisuuteen on vaikea arvioida ja ottaa huomioon.</p>

2.11 Energian käyttö

Polttoaineet ja ulkopuolelta hankittu sähkö		Tehokkuus	
Fossiiliset polttoaineet 1997 - maakaasua 3 306 TJ (21 %)		Energiatehokkuutta ei ole arvioitu, mutta se olisi mahdollista esim. Energia-Ekonon (1999) esittämällä menetelmällä (energiatehokkuusindeksi) ¹ .	
Biopolttoaineet - kuori, neutroil, metanoli, turve, hajuk. 2 989 TJ (19 %)			
- mustalipeä 9 186 TJ (60 %)			
Ulkopuolelta hankittu sähkö 631 GWh - konsernisähkö 629 GWh - ostosähkö 2 GWh			
Ostetun konsernisähkön tuotannon arvioidut päästöt, käytetyt päästökertoimet ja ostetun konsernisähkön päästöjen suhde laitoksen päästöihin (R)			
	Päästöt kg/a	Kerroin mg/kWh	Suhde (R)
CO ₂	173 400 000	275 700	0,95
CO	12 000	19,2	0,01
N ₂ O	11 000	17,2	0,27
CH ₄	7 000	11,2	0,002
SO ₂	232 000	368,7	0,61
NO _x	289 000	458,7	0,19
Hiukkaset	14 000	21,9	0,12
Cr	16,1	0,0256	2,7
As	6,7	0,0106	0,8
V	6,5	0,0104	0,2
Pb	5,4	0,0086	0,02
Ni	3,3	0,0053	
Hg	2,3	0,0037	0,25
Cd	1,8	0,0029	0,09
Co	0,8	0,0013	

¹ Energia-Ekono Oy 1999. Energiatehokkuus yhtenäisessä ympäristölupamenettelyssä ja energiansäästösopimuksissa. Kauppa- ja teollisuusministeriö, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

2.12 Raaka-aineiden käyttö

Vesi ja raaka-aineet	Vaikutukset	Tehokkuus
<p>Veden kulutus</p> <p>Sellu- ja paperitehdas</p> <p style="text-align: right;">m³/h</p> <p>Sa prosessi 3 330</p> <p>Pa prosessi 1 050</p> <p>Jäähdytys 5 322</p> <p>Yhteensä 9 702</p> <p>Pyöreää puuta yht. 4 258 000 m³ (mä 45 %, ku 22 %, ko 33 %)</p> <p>- sellutehdas 2 904 000 m³</p> <p>- Lpr paperitehdas 426 000 m³</p> <p>- Kaukaan saha 802 000 m³</p> <p>- Vaneritehdas 126 000 m³</p> <p>Raaka-aineiden käyttö (karkea arvio):</p> <p>Sellutehdas</p> <p>- 2 000 t/a metanoli, talkki, vetyperoksidi</p> <p>- 5 500 t/a kalkki (sammuttamaton)</p> <p>- 20 000 t/a happi, natriumklooraatti, natronlipeä, rikkihappo 93 %</p> <p>Paperitehdas</p> <p>- 3 000 t/a kalsinoitu kaoliini, massatärkkelys, natronlipeä, vetyperoksidi</p> <p>- 4 000 t/a alumiinisulfaatti, s-p. kaoliini</p> <p>- 6 000 t/a täyteainetalkki</p> <p>- 15 000 t/a kiiltokaoliini, latekseja</p> <p>- 20 000 t/a hieno CaCO₃, kalsiitti</p> <p>- 30 000 t/a karkea CaCO₃, kalsiitti</p> <p>- 50 000 t/a yleiskaoliini, päällystystalkkiliete</p> <p>Kemiallinen tehdas</p> <p>- 3 000 t/a rikkihappo 93 %</p> <p>< 200 t/a asetoni, natronlipeä, metyyli-etyyliketoni, heksaani, metanoli</p>	<p>Kaukaan edustalla Pappilansalmen luonnollinen virtaama on n. 4 m³/s, mutta se on kohotettu tasolle 40 m³/s Vehkataipaleen pumppaamon avulla. Pumpaus on muuttanut virtausoloja Pien-Saimaan alueella selvästi. Tehtaiden veden käyttö on n. 7 % Pappilansalmen kohotetusta virtaamasta.</p> <p>Kaukaan tehtaat käyttivät vuonna 1997 Suomen metsien kokonaispoistumasta (64 milj. m³) 6,6 % ja kokonaiskasvusta (75 milj. m³) 5,7 % (osa puusta tuotiin Venäjältä).</p> <p>Raaka-aineiden tuotannon ja kuljetuksen aiheuttamia päästöjä ei ole arvioitu. Laitoksen lähialueilla raakapuun varastointi on aiheuttanut mm. hyönteistuhoja puustossa.</p>	<p>Veden käyttö:</p> <p>Sa prosessi 52,1 m³ /ADt sellua</p> <p>Paperitehdas 19,6 m³/t paperia</p> <p>Tehtaan kokonaisvedenkäyttö loppu-tuotetta kohti 38 m³ADt. Veden käytön tehokkuutta voidaan pitää melko hyvänä.</p> <p>Raaka-aineiden käytön tehokkuutta ei ole arvioitu.</p> <p>Raaka-aineista talkin käyttö massa- ja paperiteollisuudessa on resurssi-indeksitarkastelun perusteella Seppälän ja Jouttijärven mukaan kriittisintä.¹</p>

¹ Seppälä, J. & Jouttijärvi, T. 1997. Metsäteollisuus ja ympäristö. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 89.

2.13 Yhteenveto ympäristövaikutusten merkittävydestä

Kaukaan tehtailta ilman välityksellä kaukokulkeutuvien yhdisteiden suhteellinen merkitys happamoitumiseen, alailmakehän otsonin muodostumiseen ja rehevöitymiseen oli karakterisoitujen päästömäärien perusteella seuraava (%):

Happamoituminen	SO _x	35
	NO _x	56
	TRS	9
Otsonin muodostuminen	NMVOC	4
	NO _x	90
	CO	6
	CH ₄	0
Rehevöityminen	NO _x	40
	P (veteen)	60

Kaukaan tehtaiden osuudet koko Suomen vaikutusindikaattoriluvuista (N_i) olivat seuraavat (I_j (Kaukas) Kaukaan karakterisoidut päästömäärät):

	I_j (Kaukas)	N_i	Osuus (%)
Happamoituminen (t H ⁺ ekv)	17,7	4 212	0,4
Otsonin muodostuminen (t POCP)	1 243	253 863	0,5
Rehevöityminen (t PO ₄ ekv)	30	18 453	0,2

Tulosten perusteella Kaukaan tehtaiden päästöjen suhteellinen merkitys on jonkin verran suurempi happamoitumisessa ja alailmakehän otsonin muodostumisessa kuin rehevöitymisessä. Typen oksidit ovat merkittäviä pilaavia yhdisteitä kolmessa vaikutusluokassa, joten ilman vaikutusluokkien painottamistakin typen oksidit ovat kaukokulkeutuvista tarkastelluista päästömuuttujista merkittävin yhdiste.

Kun tarkastellaan paikallisia ympäristövaikutuksia suhteessa ympäristön tilalle asetettuihin vaatimuksiin ja tavoitteisiin, todetaan jätevesien rehevöittävät ja ekotoksikologiset vaikutukset merkittävimmiksi. Muissa vaikutusluokissa vaatimukset ja tavoitetasot saavutetaan hyvin.

Jätteiden hallinnassa normisto ja tavoitteet ovat viime vuosina voimakkaasti tiukentuneet, minkä vuoksi jätteiden hyödyntämisasteen parantamiseksi sekä kaatopaikkakäsittelyyn ja -sijoitukseen liittyvien riskien vähentämiseksi Kaukaan tehtailla joudutaan tehostamaan toimenpiteitä.

2.14 Terveys- ja viihtyvyysvaikutukset

2.14.1 Hiukkaset

Päästöt	Ilman laatu	Haitallisuuden arvio																																													
<p>Päästöt ilmaan: Hiukkaset 117 t/a</p> <p>Resuspensio - ei arvioitu Voimalaitosten ja kattilalaitosten hiukkaspäästöjen rajoittamiseksi on annettu VNP 157/87.</p> <p>Luparaja: Meesauunin hiukkaspitoisuus 50 mg/Nm³ (97 % vuoden käyntiajasta).</p>	<p>Kaukaan tehtaiden osuudeksi Lappeenrannan alueen hiukkaspitoisuuksista (vuosikeskiarvo) arvioitiin noin 0,019 µg/m³, sulfaattipitoisuuksista 0,001 µg/m³ ja nitraattipitoisuuksista 0,013 µg/m³. Lappeenrannan pääasiallisimmat hiukkasten päästölähteet ovat mineraalien louhinta ja jatkojalostus sekä liikenne. Lauritsalan havaintopiste edustaa laitosalueen lähi-alueita.</p> <p>Lauritsalan mittauspisteen kokonaisleijuman (TSP) vuoden 1997 arvot (pitoisuus µg/m³)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Lauritsala</th> <th>Ohjearvo</th> <th></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Vuosikeskiarvo</td> <td>31</td> <td>50</td> <td>62 %</td> </tr> <tr> <td>Max. vuorokausiarvo</td> <td>267</td> <td>-</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Vrk-keskiarvojen 98 %</td> <td>116</td> <td>120</td> <td>97 %</td> </tr> <tr> <td>Vuosikeskiarvo, raja-arvo</td> <td>31</td> <td>150</td> <td>21 %</td> </tr> <tr> <td>Vrk-pitois. 95 % arvo</td> <td>84</td> <td>300</td> <td>28 %</td> </tr> </tbody> </table> <p>Lappeenrannan keskustan pisteen PM₁₀-tunnusluvut (pitoisuus µg/m³)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Keskusta</th> <th>Ohjearvo</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Vuosikeskiarvo</td> <td>22</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Max. vuorokausiarvo</td> <td>40</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Kk:ien 2. suurimmista vrk-keskiarvoista suurin</td> <td>109</td> <td>70</td> </tr> <tr> <td>98 % vrk-keskiarvo</td> <td>74</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Suurin tuntikeskiarvo</td> <td>383</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Valid-%</td> <td>97</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		Lauritsala	Ohjearvo		Vuosikeskiarvo	31	50	62 %	Max. vuorokausiarvo	267	-		Vrk-keskiarvojen 98 %	116	120	97 %	Vuosikeskiarvo, raja-arvo	31	150	21 %	Vrk-pitois. 95 % arvo	84	300	28 %		Keskusta	Ohjearvo	Vuosikeskiarvo	22		Max. vuorokausiarvo	40		Kk:ien 2. suurimmista vrk-keskiarvoista suurin	109	70	98 % vrk-keskiarvo	74		Suurin tuntikeskiarvo	383		Valid-%	97		<p>Kokonaisleijuman vuosi- ja vuorokausiohjearvot eivät ylittyneet vuonna 1997 Kaukaan tehtaiden läheisyydessä Lauritsalassa (ylitys lhalaisessa). Maaliskuussa ja marraskuussa 1997 keskustan hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) vuorokausiohjearvo ylittyi. Ylityksiä oli 2,3 % vuorokausikeskiarvoista. Liikenne oli merkittävin tekijä korkeisiin hiukkaspitoisuuksiin.</p>
	Lauritsala	Ohjearvo																																													
Vuosikeskiarvo	31	50	62 %																																												
Max. vuorokausiarvo	267	-																																													
Vrk-keskiarvojen 98 %	116	120	97 %																																												
Vuosikeskiarvo, raja-arvo	31	150	21 %																																												
Vrk-pitois. 95 % arvo	84	300	28 %																																												
	Keskusta	Ohjearvo																																													
Vuosikeskiarvo	22																																														
Max. vuorokausiarvo	40																																														
Kk:ien 2. suurimmista vrk-keskiarvoista suurin	109	70																																													
98 % vrk-keskiarvo	74																																														
Suurin tuntikeskiarvo	383																																														
Valid-%	97																																														

2.14.2 Typen oksidit

Päästöt	Ilman laatu	Haitallisuuden arvio
Päästöt ilmaan: NO _x 1 546 t/a	Lappeenrannan pisteiden typen oksidien pitoisuuksien tunnusluvut vuonna 1997 (pitoisuus µg/m ³)	Ohje- tai raja-arvojen ylityksiä ei havaittu (maksimi 56 % ohjearvosta). Lappeenrannan keskeisimpänä typen oksidien päästölähteenä mittauspisteiden lähellä on liikenne.
Kattiloiden ja kaasuturbiinien typenoksidipäästöjen rajoittamiseksi annettu VNP 527/91	Ohje-arvo/raja-arvo	Leviämismalliarvion perusteella Kaukaan tehtaiden typenoksidipäästöjen aiheuttamat ympäristön typenoksidien pitoisuudet olivat seuraavat (µg/m ³ , tunti- ja vuorokausikeskiarvot NO ₂ , vuosikeskiarvo NO+NO ₂)
	Keskusta Lauritsala	
	NO NO ₂ NO NO ₂ NO ₂	
Vuosikeskiarvo	13 17 7 13	
Max. kk-keskiarvo	18 22 19 20	
Max. vrk-keskiarvo	82 49 85 56	
Vrk-keskiarvojen 98 %	34 29 200	EU:n uudet raja-arvot (µg/m ³ NO ₂)
Max. kk 2. suurimmista vrk-keskiarvoista	35 30 70	Max. tuntikeskiarvo 86 200
Max. tuntikeskiarvo	516 130 444 255	Max. vrk-keskiarvo 20
Max. kk 99 % tunti-keskiarvoista	73 85 150	Vuosikeskiarvo 6,3 40
Valid.	79 % 78 %	

2.14.3 Rikkidioksidi

Päästöt	Ilman laatu	Haitallisuuden arvio																																													
Päästöt ilmaan: SO ₂ 383 t/a	Lappeenrannan pisteiden rikkidioksidipitoisuuksien tunnusluvut vuonna 1997 (pitoisuus µg/m ³)	Ohjearvojen ja raja-arvojen ylityksiä ei mitattu. Lauritsalassa tuntipitoisuudet olivat n. 19 % ohjearvosta. EU:n uusi 24 tunnin raja-arvo (125 µg/m ³) ei myöskään ylittynyt.																																													
Sulfaattisellutehtaiden rikkiyhdisteiden päästöjen rajoittamiseksi annettu VNp 160/87	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Tirilä</th> <th>Laurit-sala</th> <th>Keskus-ta</th> <th>Ohje-arvo/raja-arvo</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Vuoden vrk-keskiarvojen mediaani</td> <td>2</td> <td>1</td> <td>1</td> <td>80</td> </tr> <tr> <td>Max. vrk-keskiarvo</td> <td>10</td> <td>18</td> <td>13</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Vrk-keskiarvojen 98 %</td> <td>8</td> <td>12</td> <td>9</td> <td>250</td> </tr> <tr> <td>Max. kk 2. suurimmista vrk-keskiarvoista</td> <td>10</td> <td>12</td> <td>10</td> <td>80</td> </tr> <tr> <td>Max. vrk-keskiarvo</td> <td>10</td> <td>18</td> <td>13</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Max. tuntiarvo</td> <td>107</td> <td>127</td> <td>69</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Max. kk 99 % tuntikeskiarvoista</td> <td>23</td> <td>48</td> <td>17</td> <td>250</td> </tr> <tr> <td>Valid. %</td> <td>98</td> <td>78</td> <td>97</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>			Tirilä	Laurit-sala	Keskus-ta	Ohje-arvo/raja-arvo	Vuoden vrk-keskiarvojen mediaani	2	1	1	80	Max. vrk-keskiarvo	10	18	13		Vrk-keskiarvojen 98 %	8	12	9	250	Max. kk 2. suurimmista vrk-keskiarvoista	10	12	10	80	Max. vrk-keskiarvo	10	18	13		Max. tuntiarvo	107	127	69		Max. kk 99 % tuntikeskiarvoista	23	48	17	250	Valid. %	98	78	97	
	Tirilä		Laurit-sala	Keskus-ta	Ohje-arvo/raja-arvo																																										
Vuoden vrk-keskiarvojen mediaani	2		1	1	80																																										
Max. vrk-keskiarvo	10		18	13																																											
Vrk-keskiarvojen 98 %	8		12	9	250																																										
Max. kk 2. suurimmista vrk-keskiarvoista	10		12	10	80																																										
Max. vrk-keskiarvo	10		18	13																																											
Max. tuntiarvo	107		127	69																																											
Max. kk 99 % tuntikeskiarvoista	23		48	17	250																																										
Valid. %	98	78	97																																												

2.14.4 Hiilimonoksidi

Päästöt	Ilman laatu	Haitallisuuden arvio
Päästöt ilmaan: CO 1 092 t/a	Hiilimonoksidipitoisuuksia ei ole mitattu.	

2.14.5 Otsoni

Päästöt	Ilman laatu	Haitallisuuden arvio
Päästöt ilmaan: NO _x 1 546 t/a NMVOC 222 t/a	Otsonipitoisuuksia ei ole mitattu.	Virolahden alueella otsonin yhden tunnin keskiarvojen vuosimaksimit ovat tasolla 140-170 µg/m ³ , jolloin terveysvaikutukset ovat mahdollisia (kaukokulkeuman aiheuttama).

2.14.6 Raskasmetallit

Päästöt			Ilman ja veden laatu	Haitallisuuden arvio	
Raskasmetallit ilmaan			Ilman raskasmetallipitoisuuksia ei ole mitattu. Etelä-Saimaan kalojen Hg-pitoisuuksia (mg/kg) 1997 haukikooste siikakooste Haukis. (+13 km) 0,31 0,06-0,07 Ilkons. (+25 km) 0,28-0,55 0,10-0,19 Hietas. (Ref.) 0,51-0,54 0,16	Kalojen Hg-pitoisuudet eivät aseta rajoituksia syöntikelpoisuudelle.	
kg/a	Jätelipeä mg/TJ	Puujäte mg/TJ			
As	8	0,85			0,1
Cr	6	0,045			2
Ni	7	0,09			2
V	27				9
Pb	297	27,5			15
Cd	20	2			0,5
Hg	9	0,8			0,5
Raskasmetallipäästöjä veteen ei arvioidu.					

2.14.7 Toksiset orgaaniset yhdisteet

Päästöt		Veden laatu	Haitallisuuden arvio
Päästöt vesiin:		Etelä-Saimaan mitatut pitoisuudet (µg/l) 1995	
COD _{Cr}	20 842 t/a	Piste	AOX Rasva- Hartsii- Sterolit Betu- hapot hapot linol
AOX	110 t/a	- 6 km	30 31,2 1,2 2,3 1,4
		+ 3 km	130 35,2 2,4 4,8 0,8
		+ 6 km	110 39,9 2,2 10,4 1,3
		+12 km	60 41,4 1,2 3,6 0,0
		+15 km	60 36,8 1,4 4,0 0,9
		Haitallisten orgaanisten aineiden esiintyminen kaloissa aivan Kaukaan tehtaan läheisyydessä tekee kalat edelleen osin ihmisravinnoksi kelpaamattomaksi. Vesi ei myöskään täytä hyvän juomaveden valmistukseen käytettävän raakaveden laatuvaatimuksia (talousveden ottamoina ei alueella ole).	

2.14.8 Haisevat yhdisteet

Päästöt	Ilman laatu	Haitallisuuden arvio
TRS (S) 48 t/a	Lappeenrannan pisteissä mitatut TRS-yhdisteiden pitoisuudet 1997 (pitoisuudet µg (S)/m ³)	Ohjearvo ylittyi Tirilässä heinäkuussa (ylitys 120 %). Lauritsalassa ja keskustassa ylityksiä ei tapahtunut. Haisevista rikkiyhdisteistä aiheutuneiden oireiden määrä lisääntyi kyselyjen perusteella niinäpäivinä, jolloin TRS-yhdisteiden pitoisuudet olivat suurentuneet tasolle 40 µg (S)/m ³ . Tavoitteena on, ettei laitoksen lähialueella esiinny päästöistä aiheutuvaa jatkuvaa, määrääjain toistuvaa tai muutoin merkittävää hajuhaittaa. Laitoksen toiminta on lähellä tavoitetta. Merkittävimmille hajuhaittoille altistuu noin 2 000 ihmistä.
Luparajat:	Tirilä Lauritsa Keskus- Ohje- arvo	
Meesauunin TRS-pitoisuus enintään 40 mg SO ₂ /Nm ³ . Hajukaasujen käsittelylaitteiston TRS 20 mg SO ₂ /Nm ³ . Laimeiden hajukaasujen TRS-reduktio > 90 %.	Vuosikeskiarvo 1 1 1	
	Max. kk-keskiarvo 1 2 1	
	Max. vrk-keskiarvo 12 23 6	
	Max. kk 2. suurimista vrk-keskiarvoista 12 5 3 10	
	% vrk-keskiarvosta >10 µg (S)/m ³ 0,6 0,8 0,0	
	Max. tuntikeskiarvo 98 187 80	
	% tuntikeskiarvosta >10 µg (S)/m ³ 0,8 0,5 0,2	
	Valid-% 98 75 98	

2.14.9 Melu

Lähteet	Melutaso	Haitallisuuden arvio
Erityisesti sahan toiminnot ja puiden käsittely	1997 tehdyt mittaukset	Noin 100 kotitalouden arvioidaan altistuvan yli 55 dB:n päiväaikaiselle tai yli 45 dB:n yöaikaiselle melulle.
	melu dB	
	Saimaankatu 51-57	
	Rakkolankuja 50-53	
	Itsenäisyydenkatu 46-51	
Sahan puuportin risteys	51-55	

2.14.10 Vesien terveydellinen laatu

Vedenottamot, uimarannat	Veden laatu	Haitallisuuden arvio
Itäisellä Pien-Saimaalla 4 teollisuuden vedenottamoita: UPM Kaukaan tehdas, Niemisenselkä MB Joutseno Pulp, Pulpinselkä Finnish Chemicals Joutseno, Hiinkanlahti Enso Oy Honkalahti, Honkalahti	Uimarannoilta on määritetty veden hygieeninen laatu ja havainnointi leväesiintymiä. Murheisten- Räihän- Raja- ranta lahti arvo kpl/100 ml E. coli 1-157 1-12 500 Fek. str. 1-27 1-7 200	Sekä Murheistenrannan että Räihän (Nuijamaanjärvi) uimarannoilla veden hygieeninen laatu täytti uimavesille asetetut vaatimukset vuonna 1997. Sinileväkasvusto Räihänlahdessa indikoiki rehevyyttä, joka haittasi uimavesikäyttöä.
Uimarannat: Murheistenranta, Lauritsala (epävirall., valvottu) Nuijamaanjärvi, Räihänlahti (valvottu)	Räihänlahden uimarannalla havaittiin 30.6.1997 sinileväkasvustoa (Anabaena flos-aquae).	

2.14.11 Yhteenveto terveys- ja viihtyvyysvaikutusten merkittävydestä

Laitoksen lähivaikutusalueella ilman epäpuhtauksien pitoisuudet säilyivät selvästi lainsäädännön ohjearvotasojen (myös EU:n uusien arvojen) alapuolella joitakin yksittäisiä haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuuden ylityksiä lukuun ottamatta. Viihtyvyyshaittaa voitiin kuitenkin edelleen todeta erityisesti lähivaikutusalueella. Merkittävimmin viihtyisyyttä voitaisiin vielä parantaa haju- ja meluhaittoja, erityisesti yöaikaista melutasoa vähentämällä. Meluhaitta korostuu yöaikaan. Huomiota tulisi kiinnittää myös alapuolisen vesistön kalaston syömäkelpoisuuden sekä uimarantojen viihtyvyyden parantamiseen ja liikenteen aiheuttamien hiukkaspitoisuuksien alentamiseen.

Kaukaan tehtaiden vaikutusten taloudellinen arvottaminen

3

3.1 Savukaasupäästöjen vaikutusten arvottaminen

Laitoksen selluntuotantoprosesseista ilmaan aiheutuvien päästöjen ympäristökustannusten arvottamisessa vaikutuspolkumenetelmällä sovellettiin ExternE-projektissa suositeltuja altistusvaikutusfunktioita ja osittain kotimaisia ja osittain ExternE:ssä suositeltuja yksikköarvoja (ks. osan II liite 1). Arvioissa ovat mukana terveysvaikutukset (kuolleisuus- ja sairastuvuusriski), vaikutukset rakennettuun ympäristöön (rakennusmateriaalien korroosio ja likaantuminen) sekä vaikutukset luontoon (metsiin ja satoihin). Arvioissa on tarkasteltu myös ilmapäästöjen vaikutusta vesistöjen happamoitumiseen ja rehevöitymiseen.

Lisäksi ilmapäästöillä on vaikutusta mm. kulttuurihistoriallisesti merkittäviin kohteisiin ja luonnon virkistyskäyttöön, yleiseen viihtyvyyteen, biodiversiteettiin sekä luonnon olemassaoloarvoihin, mutta näiden vaikutusten ympäristökustannuksia ei ole voitu tässä arvioida riittävän luotettavien altistusvaikutusfunktioiden, menetelmien tai sovellettavien lähdetutkimusten puuttuessa.

3.1.1 Prosessipäästöjen pitoisuusarviot

Lappeenrannan alue

Kaukaan prosessipäästöjen aiheuttamat vuosikeskiarvopitoisuudet Lappeenrannan alueella arvioitiin Lappeenrannan alueen mittaustulosten perusteella (Imatran kaupunki 1998). Mittaustulokset olivat Lauritsalan, Tirilän ja Keskustan mittauspisteistä.

Pistelähteiden (energian tuotanto ja muut prosessit) aiheuttamat SO₂-pitoisuudet Lappeenrannassa on arvioitu vähentämällä Lappeenrannassa mitatusta pitoisuudesta Etelä-Suomen alueella arvioidut taustapitoisuudet sekä liikenteen ja aluelähteiden vaikutukset (taulukko 6).

Taulukko 6. Vuonna 1997 mitatun SO₂-pitoisuuden arvioitu jakautuminen eri lähteille Lappeenrannassa.

Lähde	Pitoisuus µg/m ³ (vuosikeskiarvo)
Mitattu pitoisuus	2,3
Tausta	1,5
Liikenne ja työkoneet	0,4
Aluelähteet	0,2
Pistelähteet yhteensä (ml. Kaukas)	0,17

Kaukaan prosessien ja energiantuotannon aiheuttamat pitoisuudet on arvioitu pistelähteiden (energian tuotanto ja muut prosessit) aiheuttamista pitoisuuksista yhteensä suhteuttamalla Kaukaan päästöt Lappeenrannan muiden pistelähteiden päästöihin (taulukko 7).

Pienhiukkas- ja NO_x-pitoisuudet on arvioitu SO₂-pitoisuuden avulla päästö-tiedoista (esimerkiksi Kaukaan prosessista NO_x-pitoisuus on arvioitu seuraavasti: 0,17 • 712/178). Arviointi perustuu siihen, että typen oksidien ja pienhiukkasten voidaan olettaa leviävän rikkidioksidin kaltaisesti.

Sulfaatti- ja nitraattipitoisuuden arvioinnin lähtökohtana on Kaukaan päästöjen aiheuttama osuus sulfaatin ja nitraatin taustapitoisuuksista kaukokulkeuma-alueella (ks. taulukko 8). Lappeenrannassa aiheutuvaksi pitoisuudeksi on arvioitu tämä taustapitoisuus lisättynä 1 prosentilla Lappeenrannan alueella määritetyistä SO₂-pitoisuuksista ja 5 prosentilla NO_x-pitoisuuksista (taulukko 7) lasketu-na. Laskelma perustuu oletukseen, että tietty osuus pitoisuudesta hapettuu noin tunnin kuluessa sulfaatiksi ja nitraatiksi.

Taulukko 7. Kaukaan aiheuttamat pitoisuudet pistelähteiden aiheuttamista pitoisuuksista arvioituna vuonna 1997 (LPR=Lappeenranta).

	Päästöt LPR:ssa 000 t			Pitoisuudet LPR:ssa µg/m ³ (vuosikeskiarvot)				
	SO ₂	NO _x	Hiukka- set	SO ₂	NO _x	Hiukka- set	Sulfaatti	Nit- raatti
Pistelähteet yhteensä	231			0,17				
Kaukas, prosessi	178	712	93	0,03	0,1	0,02	0,0004	0,006
Kaukas, energia	205	834	24	0,03	0,1	0,004	0,001	0,007
Kaukas, yhteensä	383	546	117	0,06	0,3	0,02	0,001	0,01

Lappeenrannan taajamassa vallitseva hiilimonoksidipitoisuus on peräisin lähinnä liikenteestä. Otsonin pitoisuudet ovat taajama-alueilla haja-asutusalueisiin verrattuna alhaisempia, koska syntyvä otsoni reagoi muiden epäpuhtauksien kanssa. Otsoni muodostuu typpi- ja hiilivetypäästöistä hitaasti, jolloin epäpuhtaudet ehtivät kulkeutua pois lähdealueelta. Hiilimonoksidin ja otsonin pitoisuuksia ei edellä mainituista syistä johtuen arvioitu taajama-alueella.

Kaukokulkeuma-alue

Kaukaan laitoksen kaukokulkeutuvien päästöjen aiheuttama osuus taustapitoisuuksista koko Suomen alueella arvioitiin seuraavasti:

Taulukkoon 8 on koottu Suomessa mitattujen tulosten pohjalta arvioidut vallitsevat keskimääräiset SO₂-, NO_x-, hiukkas-, sulfaatti-, nitraatti- ja otsonipitoisuudet, joista on vähennetty ulkomailta peräisin olevien pitoisuuksien osuus. Suomen eri lähderyhmien aiheuttama osuus pitoisuuksissa voitaisiin tarvittaessa arvioida päästöosuuksien perusteella.

Kaukaan selluprosessin aiheuttamat pitoisuudet on arvioitu suhteuttamalla laitoksen prosessien päästöt Suomen kokonaispäästöihin. Näin saadut ”keskimääräiset taustapitoisuudet Suomessa” ovat kuitenkin liian korkeita Lappeenrannassa sijaitsevan päästölähteen aiheuttamiksi, sillä Lappeenrannan alueella vallitsevat tuulensuunnat ovat lähinnä etelästä ja lounaasta (esim. Imatran kaupunki 1998), jolloin pääosa päästöistä kulkeutuu itään päin. Idästä päin olevan tuulen osuus oli vuonna 1997 noin 20 prosenttia, joten Suomen alueella Kaukaan aiheuttamiksi pitoisuuksiksi kohdistettiin 20 prosenttia. Loppuosa vaikutuksista aiheutuu Suomen ulkopuolella, lähinnä Venäjällä.

Taulukko 8. Suomen alueella vallitsevat kotimaisista lähteistä aiheutuneet pitoisuudet ja Kaukaan osuus vallitsevista pitoisuuksista vuonna 1997.

Lähde	Päästöt 000 t			Suomen lähteistä aiheutuvat pitoisuudet $\mu\text{g}/\text{m}^3$					
	SO ₂	NO _x	Hiukkaset	SO ₂	NO _x	Hiukka- set ¹	Sul- faatti	Nit- raatti	O ₃
Voimalaitokset ja lämpökattilat	68 500	70 600	30 000						
Prosessit	28 300	20 900	10 500						
Liikenne ja työkoneet	2 500	168 500	11 200						
Yhteensä	99 300	260 000	51 700	0,2	4	2	0,4	0,4	15
Kaukas, prosessi (20 %)									
Suomen alueelle)	178	712	93	0,0001	0,002	0,0007	0,0001	0,0002	0,008
Kaukas, energia (20 %)									
Suomen alueelle)	205	834	24	0,0001	0,003	0,0002	0,0002	0,0003	0,01
Kaukas, yhteensä	383	1 546	117	0,0002	0,005	0,0009	0,0003	0,0005	0,02

¹ Suorien hiukkaspäästöjen aiheuttama hiukkaspitoisuus

Pitoisuusarviot sekä Lappeenrannan taajama-alueelle että Suomen laajuiselle kaukokulkeuma-alueelle on koottu taulukkoon 9. Laskelmissa on käytetty ainoastaan selluprosessista aiheutuvia pitoisuuksia.

Taulukko 9. Kaukaan aiheuttamat pitoisuudet Lappeenrannan alueella (LPR) ja kaukokulkeuma-alueella (KK) vuonna 1997.

Epäpuhtaus	Pitoisuus	Selluprosessi		Energiantuotanto		Yhteensä	
		LPR	KK	LPR	KK	LPR	KK
Sulfaatti	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuosika	0,0004	0,0001	0,001	0,0002	0,001	0,0003
Nitraatti	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuosika	0,006	0,0002	0,007	0,0003	0,01	0,0005
Hiukkaset	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuosika	0,02	0,0007	0,004	0,0002	0,02	0,0009
TSP ¹	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuosika	0,02	0,001	0,01	0,0006	0,03	0,002
NO _x	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuosika	0,1	0,002	0,1	0,003	0,3	0,005
SO ₂	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuosika	0,03	0,0001	0,03	0,0001	0,06	0,0002
O ₃	$\mu\text{g}/\text{m}^3$, 6-h ka	-	0,008	-	0,01	-	0,02

¹ TSP-pitoisuus on summa sulfaatti-, nitraatti- ja hiukkaspitoisuuksista. Arviota resuspension merkityksestä TSP-pitoisuuksissa Kaukaan osalta ei ole voitu esittää.

Suomen ulkopuolelle kulkeutuvat päästöt

Suomessa syntyvien happamoittavien päästöjen aiheuttamasta laskeumasta lähes 90 prosenttia aiheutuu Suomen ulkopuolella (rikin oksideista 89 prosenttia, typen oksideista 85 prosenttia). Aiheutuvasta rikkilaskeumasta lähes 20 prosenttia kulkeutuu Venäjälle, 4–8 prosentin osuus mm. Puolaan, Saksaan, Baltiaan ja muihin Pohjoismaihin sekä loput muille alueille. Typpilaskeumasta lähes 20 prosenttia kulkeutuu muihin Pohjoismaihin, 5–10 prosenttia Saksaan, Venäjälle ja Puolaan sekä loput muille alueille. (Ympäristöministeriö 1998a)

Typen oksideista 80 prosenttia oletetaan kulkeutuvan Suomen ulkopuolelle, jossa se vaikuttaa otsonin muodostumiseen. Keski-Euroopassa typen osuus otsonin muodostumisessa saattaa olla pienempi kuin Suomessa ja taustaotsonin osuus puolestaan suurempi.

Resuspensio

Resuspensiolla tarkoitetaan maasta ilmaan kohoavia hiukkasia. Resuspensiota (tai re-emissiota) aiheuttaa Suomessa lähinnä liikenne, mutta merkittävää resuspensiota voi aiheutua myös erilaisista teollisista toiminnoista kuten pölyämisestä teollisuusalueilla ja kasoista. Resuspensio on Suomen taajamissa keskeisin hiukkasten massapitoisuuksiin vaikuttava tekijä, ja ilmiötä pidetään merkittävänä ilman-suojeluongelmana.

Liikenteen aiheuttamaa resuspensiota on selvitetty kohtalaisen paljon ja hiukkasongelmaa on torjuttu jo vuosia mm. katujen puhtaanaapitoa kehittämällä. Myös suoria päästöjä on vähennetty eri lähteistä. Teollisesta toiminnasta aiheutuvaa resuspensiota on selvitetty vähemmän. Tulosten vähäisyyden ja resuspension voimakkaan ajasta, säästä, toiminnasta yms. johtuvien vaihteluiden takia sen arviointi on myös suhteellisen vaikeaa. Tarkasteltavan laitoksen tapauksessa resuspensio ei liene merkittävä ongelma, mutta erityisesti ”pölyävän” teollisen toiminnan yhteydessä resuspension merkitystä tulisi pohtia tapauskohtaisesti.

Väestön altistuminen

Ilmapäästöjen aiheuttamista pitoisuuksista yleisesti ottaen suurin osa ilmenee noin 10 kilometrin säteellä päästölähteestä; sitä suuremmalla etäisyydellä yksittäisen laitoksen aiheuttamat pitoisuudet eivät yleensä ole erotettavissa taustapitoisuuksista.

Tietylle vuosikeskiarvopitoisuudelle altistuvat väestömäärät ja niistä seuraava painotettu pitoisuus voitaisiin arvioida tarkasti tarkasteltavan vuoden päästöille tehdyn leviämismallilaskelman ja väestöä koskevan tarkan paikkatiedon perusteella. Kaukaan tehtaiden SO₂-päästöistä on tehty leviämislaskelma vuodelta 1994 (P. Ristola Oy 1994). Kaukaan SO₂:n kokonaispäästöt olivat kuitenkin lähes nelinkertaiset vuoden 1997 prosessipäästöihin verrattuna, joten tuloksia ei voida suoraan soveltaa vuoden 1997 tilanteeseen.

Ilmanlaadun mittauspisteiden (Lauritsala, Tirilä ja Keskusta) perusteella pitoisuuksien vuosikeskiarvoille ei saada alueellisia eroja, ja laitoksen lähialueella pitoisuuksille altistuvana väestönä käytetään Lappeenrannan taajama-alueen väestömäärää. Vuoden 1994 leviämismallitulokseen verrattuna mittaustuloksiin perustuva pitoisuusarvio saattaa aliarvioida keskimääräistä pitoisuutta.

Seuraavissa luvuissa esitettävät, Lappeenrannan taajama-aluetta koskevat laskelmat perustuvat siis taulukossa 9 esitetyille pitoisuuksille.

Taustapitoisuuksille katsotaan altistuvaksi koko Suomen muu väestö. Terveysvaikutusten arvioinneissa käytettävät altistuvat väestömäärät vuonna 1997 ovat taulukossa 10. Lappeenrannan väestön ikäjakauman on oletettu vastaavan koko maan väestön ikäjakaumaa (Tilastokeskus 1998d). Astmaatikkojen määränä on käytetty ExternE:ssä arvioitua osuutta 3,5 prosenttia väestöstä (Euroopan komissio 1997a).

Taulukko 10. Kaukaan päästöille altistuva väestö Lappeenrannan taajamassa ja kaukokulkeuma-alueella (muu Suomi) vuonna 1997.

Väestöryhmä	Lappeenrannan taajama	Kaukokulkeuma-alue
Lapset (alle 16 vuotta)	9 906	1 023 038
Aikuiset	39 459	4 074 897
Koko väestö	49 365	5 097 935
Yli 30-vuotiaat	29 872	3 124 249
Yli 65-vuotiaat	7 359	745 141
Astmaatikot (3,5 %)	1 728	178 428

3.1.2 Terveysvaikutukset (kuolleisuus- ja sairastuvuusriski)

Menetelmä

Terveysvaikutusten ympäristökustannusten arviointi tapahtuu sekä kuolleisuudesta sairastuvuusriskin osalta vaikutuspolkumenetelmällä. Tarkastelussa selvitetään väestön altistuminen epäpuhtauspitoisuuksille, minkä jälkeen erilaisten sairastapausten määrä arvioidaan käyttäen altistus–vaikutusfunktioita, jotka ovat muotoa:

Tapausten lukumäärä = funktion kulmakerroin · altistuva väestö · pitoisuus

Tapausten lukumäärä tulee arvioida kaupunginosittain, sillä mm. laitoksen sijainnista ja vallitsevista tuulensuunnista johtuen väestö altistuu eri pitoisuuksille. Tässä selvityksessä ei ole voitu selvittää eri kaupunginosissa vallitsevia pitoisuuksia yksityiskohtaisesti. Tämän vuoksi pitoisuutena on käytetty Lappeenrannan taaja-alueella mittauspisteistä arvioitua Kaukaan aiheuttamaa keskimääräistä pitoisuutta (ks. taulukko 9). Lisäksi arvioidaan kaukokulkeutuvien päästöjen aiheuttamat tapaukset.

Ympäristökustannukset saadaan kertomalla sairastapausten, ennenaikaisten kuolemantapausten tai menetettyjen elinvuosien lukumäärä yksikköarvoilla (mk/tapaus tai mk/menetetty elinvuosi). Terveysvaikutusten arvottamisessa käytetyt altistus–vaikutusfunktiot sekä yksikköarvot on raportoitu julkaisun osan II liitteessä 1.

Kuolleisuusriski

ExternE-tutkimuksessa käytiin läpi lukuisia eri selvityksiä ilman epäpuhtauspitoisuuksien ja kuolleisuuden riippuvuudesta. Tässä suoritettavat arviot perustuvat ExternE-projektissa suositeltuihin altistus–vaikutusfunktioihin (Euroopan komissio 1997a, ks. julkaisun osan II liite 1).

ExternE-projektissa erotettiin toisistaan kaksi erilaisista syistä johtuvaa kuolleisuusvaikutusta. ”Akuuteiksi kuolemantapauksiksi” määriteltiin tapaukset, jotka johtuvat vallitsevasta ilman epäpuhtauspitoisuudesta, esimerkiksi huonokuntoisten yksilöiden altistumisesta äkillisille korkeammille pitoisuuksille. ”Krooniseksi kuolleisuudeksi” määriteltiin jonkin alueen väestössä tapahtuva elinvuosien menetys, joka johtuu monivuotisesta kuormituksesta. Akuutissa tapauksessa keskimääräisen eliniän lyhenemisen todettiin olevan noin yhdeksän kuukautta. Kroonisessa kuolleisuudessa yksi henkilö saattaa menettää useita vuosia tai menetetyt elinvuodet voivat jakautua väestössä tasaisemmin; laaditut altistus–vaikutusfunktiot arvioivat siis yhden kalenterivuoden aikana menetettyjä elinvuosia (Years of Life Lost, YOLL), eivät kuolemantapausten lukumäärää.

ExternE:ssä kroonista kuolleisuutta arvioitiin perustuen Popen ym. (1995) pohjalta laadittuihin altistus–vaikutusfunktioihin. ExternE:n epidemiologi Hurley on esittänyt epäilyksen, että käytetyt funktiot eivät selitä riittävän hyvin elinikäisen altistuksen merkitystä kuolleisuudelle. Epidemiologisissa tutkimuksissa tutkimusvuosina vallitsevat pitoisuudet hallitsevat tuloksia, vaikka suuri osa kroonisesta altistuksesta on voitu saada aiempina elinvuosina, jolloin pitoisuudet tyypillisesti ovat olleet korkeampia. Tämän vuoksi hän esitti funktioiden yliarvioivan vaikutusta ja suositteli jatkossa käyttämään 50 prosenttia lievempiä altistus–vaikutusfunktioita kuin ExternE:ssä käytettiin. Tämä suositus, jolla on huomattava vaikutus tuloksiin, on otettu huomioon tehdyssä tarkastelussa.

Laitoksen prosessien ilmapäästöjen aiheuttaman kuolleisuuden kustannukset laitoksen läheisellä taajama-alueella sekä laajemmalla kaukokulkeuma-alueella on esitetty taulukossa 11. Kustannuksissa on laskettu yhteen sekä ”krooninen” että ”akuutti” kuolleisuus. Kaukaan laitoksen prosessien ilmapäästöjen aiheuttaman kuolleisuuden kustannukseksi koko Suomen alueella yhteensä saatiin noin 1 milj. mk/a.

Taulukko 11. Kaukaan prosessien ilmapäästöjen aiheuttaman ”kroonisen” ja ”akuutin” kuolleisuuden kustannukset yhteensä eri alueilla.

Päästö	LPR:n taajama mk/a	Kaukokulkeuma-alue mk/a	Koko Suomi mk/a
Sulfaatti	4 000	133 000	137 000
Nitraatti	32 000	122 000	154 000
Suorat hiukkaspäästöt	81 000	402 000	483 000
Rikkidioksidi	7 000	2 000	9 000
Otsoni	0	158 000	158 000
Yhteensä	123 000	817 000	940 000

Kaukokulkeuma-alueen tulokset on taulukossa 11 laskettu Suomen alueella arvioiduille, Kaukaan tehtaan aiheuttamille pitoisuuksille. 80 prosenttia päästöistä kulkeutuu Suomen itäpuolelle, Venäjälle. Mikäli näillä alueilla asukastiheys vastaisi Suomen asukastiheyttä ja käytetään samoja yksikköarvoja kuin Suomessa, voitaisiin Venäjän alueella aiheutuneiksi kustannuksiksi arvioida lisäksi runsaat 3 milj. mk/a. Yksikköarvoja voidaan korjata Venäjälle paremmin soveltuvaksi ostovoimakorjattujen bruttokansantuotteiden suhteella, jolloin haitta-arvioksi saadaan 0,8 milj. mk/a.

Sairastuvuusriski

Sairastuvuusriskin arvioinnissa käytetään ExternE:ssä (Euroopan komissio 1997a) suositeltuja altistus–vaikutusfunktioita (ks. julkaisun osan II liite 1). Funktiot kuvaavat sairaspäivien tai -jaksojen lukumäärän muutosta pitoisuuden muuttuessa ja sairaspäivien tai -jaksojen lukumäärää tietyssä altistuspitoisuudessa. Taloudellisen haitan arvioinnissa käytetään pääosin suomalaisen CV-tutkimukseen (Energia-Ekono 1998b) perustuvia vuoden 1997 hintatasolla olevia yksikköarvoja. Näitä täydennetään osittain ExternE:ssä suositelluin yksikköarvoin, sillä kaikille tässä arvioitaville oireille ei kotimaisessa tutkimuksessa muodostettu yksikköarvoja (ks. em. liite 1).

Altistus–vaikutusfunktioita on käytettävissä 13 erilaiselle hengitettävien hiukkasten aiheuttamalle oireelle (mm. astmaoireiden esiintyminen, koko väestön oireilupäivät ja erilaisista syistä johtuvat sairaalasisäänöt). Lisäksi funktioita on laadittu rikkidioksidin, otsonin ja hiilimonoksidin vaikutukselle sairastuvuusrisikkiin. Yksikköarvojen suuruusluokka vaihtelee lievän oireilun vajaan sadan markan päivittäisestä yksikköarvosta sairaalasisäänöiden kymppitonin luokkaa olevaan yksikköarvoon; korkein yksikköarvo, noin 600 000 mk on uudella kroonisen keuhkoputkentulehdustapauksella.

Altistus–vaikutusfunktioita ei ole käytettävissä kaikille tunnetuille ilman epäpuhtauksien aiheuttamille vaikutuksille eikä kaikissa väestöryhmissä. Tällaisia ovat mm. typen oksidien suorat terveysvaikutukset ja raskasmetallien vaikutukset, jotka tosin osittain sisältyvät arvioon hiukkasten terveysvaikutuksista. ExternE-projektissa suositeltiin syöpäriskin arvioimista bentseenille, bentso[a]pyreenille ja 1,3-butadieenille. Kaukaan päästöjen ja yleisemmin massa- ja paperiteollisuuden hiilivety päästöjen laadusta ei ole tarkempaa tietoa, joten tietyistä hiilivety päästöistä mahdollisesti aiheutuvien suorien terveysvaikutusten ympäristökustannuksia ei ole tässä pystytty arvioimaan.

Eri päästöjen aiheuttaman sairastuvuuden haittakustannukset laitoksen läheisellä taajama-alueella sekä Suomen laajuisella kaukokulkeuma-alueella on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. Laitoksen prosessien ilmapäästöjen aiheuttaman sairastuvuuden taloudellinen haitta.

Päästö	LPR:n taajama mk/a	Kaukokulkeuma-alue mk/a	Koko Suomi mk/a
Sulfaatti	1 300	44 000	46 000
Nitraatti	11 000	42 000	53 000
Suorat hiukkaspäästöt	28 000	137 000	166 000
Otsoni	0	168 000	168 000
Rikkidioksidi	0	0	0
Yhteensä	40 000	392 000	432 000

Sairastuvuuden kustannukseksi Suomen alueella saatiin noin 0,4 miljoonaa markkaa vuodessa. Kaukokulkeuma-alueen tulokset on taulukossa 12 laskettu Suomen alueella arvioiduille, Kaukaan tehtaan aiheuttamille pitoisuuksille. 80 prosenttia päästöistä kulkeutuu Suomen itäpuolelle, Venäjälle. Mikäli näillä alueilla asukastiheys vastaisi Suomen asukastiheyttä ja käytetään samoja yksikköarvoja kuin Suomessa, voitaisiin Venäjän alueella aiheutuneiksi kustannuksiksi arvioida lisäksi 1,6 milj. mk/a. Yksikköarvoja voidaan korjata Venäjälle paremmin soveltuvaksi ostovoimakorjattujen bruttokansantuotteiden suhteella, jolloin haitta-arvioksi Venäjällä saadaan 400 000 mk/a.

Terveysvaikutukset yhteensä

Laitoksen prosessien ilmapäästöjen terveysvaikutusten (kuolleisuus ja sairastuvuus) ympäristökustannuksiksi saatiin yhteensä Lappeenrannan taajama-alueella 160 000 mk/a ja koko Suomen kaukokulkeuma-alueella 1,2 milj. mk/a. Terveysvaikutusten kustannuksiksi yhteensä saatiin siis 1,4 milj. mk/a. Jos tähän lisätään arvioidut Venäjällä aiheutuneet kustannukset, saadaan ympäristökustannusten kokonaismääräksi suomalaisin yksikköarvoin 6 milj. mk/a ja ostovoimakorjattulla BKT-suhteella arvioituna 2,5 milj. mk/a.

Kokonaishaitta-arviossa ei ole mukana NO₂:n suorien terveysvaikutusten kustannuksia, koska näitä ei ole mahdollista toistaiseksi arvioida. Epävarmuutta terveysvaikutusten ympäristökustannusten arviointiin tuo mm. Kaukaan laitoksen aiheuttamien pitoisuuksien arviointi sekä Lappeenrannan alueella että muualla Suomessa. Käytettävissä ei ollut Kaukaan tehtaan vuoden 1997 päästöille tehtyä leviämismallilaskelmaa. Kaukokulkeuman aiheuttamien pitoisuuksien arvioinnille koko metsäteollisuussektorin osalta liittyy myös epävarmuuksia ja lisäksi osuuden kohdistaminen yhdelle laitokselle päästöosuuden perusteella on epävarmaa. Altistus–vaikutusfunktioiden tai maksuhalukkuusarvioiden (pääasiassa käytettävissä oli suomalaisia maksuhalukkuusarvioita) siirto muualta Euroopasta tai Yhdysvalloista Suomen olosuhteisiin sisältää epävarmuutta. Haittojen arviointi Suomen ulkopuolella on erittäin epävarmaa.

3.1.3 Rakennusmateriaalien vahingot

Korroosio

Rikkidioksidin aiheuttaman korroosion ympäristökustannusten arviointi tapahtuu vaikutuspolkumenetelmällä. Tarkastelussa selvitetään, kuinka paljon vaikutusalueella on eri materiaaleja ja mille SO₂-pitoisuuksille materiaalit altistuvat. Tämän jälkeen eri korroosion ympäristökustannukset arvioidaan käyttäen altistus–vaikutusfunktioita ja huolto- tai vaihtokustannuksia seuraavasti:

Ympäristökustannus = funktion kulmakerroin · altistuva materiaalimäärä · pitoisuus · huolto- tai vaihtokustannus

Haitat tulisi arvioida kaupunginosittain, sillä mm. laitoksen sijainnista ja vallitsevista tuulensuunnista johtuen materiaalit altistuvat eri pitoisuuksille. Tässä selvityksessä ei ole voitu selvittää eri kaupunginosissa vallitsevia pitoisuuksia yksityiskohtaisesti. Tämän vuoksi pitoisuutena on käytetty Kaukaan aiheuttamaa keskimääräistä rikkidioksidipitoisuutta Lappeenrannan taaja-alueella ja kaukokulkeutuvien päästöjen osalta kaukokulkeuma-alueella eli muualla Suomessa (ks. taulukko 9).

Rakennusmateriaalien korroosion haitta-arvio tehdään ruotsalaiseen tutkimukseen Svenska miljöräkenskaper SWEEA (Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån, 1994) perustuen. Tässä selvityksessä laadittiin altistus–vaikutusfunktiot taulukossa 13 luetelluille materiaaleille. Altistus–vaikutusfunktiot on esitetty julkaisun osan II liitteessä 1.

Suomessa ei ole tehty inventaarioita ulkoilmalle alttiina olevista materiaalmääristä. Lappeenrannan ja kaukokulkeuma-alueen (muu Suomi) materiaalimäärät arvioidaan soveltaen ruotsalaisia tutkimuksia suhteuttamalla Tukholmassa inventoidut materiaalimäärät Lappeenrannan ja kaukokulkeuma-alueen asukasluvuun. Näin voitaneen menetellä, sillä tämän tutkimuksen kohdealue täyttää ainakin kohtuullisen hyvin seuraavat tärkeät kriteerit, joiden suhteen vertailualueiden tulisi olla samantapaisia: käytettävät materiaalit, ilmasto, päästöjen laatu ja pitoisuudet sekä materiaalien vaihto- ja huoltokustannukset ovat samaa suuruusluokkaa.

Arvio haitasta on esitetty taulukossa 13.

Taulukko 13. Arvioidut materiaalmäärät sekä Kaukaan prosessipäästöjen aiheuttamista SO₂-pitoisuuksista aiheutuneiden materiaaliavurioiden kustannukset (1997 rahassa).

Materiaali	Materiaali- määrä / LPR ¹ 1 000 m ²	Materiaali- määrä / KK ¹ 1 000 m ²	Kustannus/ LPR mk/a	Kustannus/ KK mk/a	Kustannus yhteensä mk/a
Kuumasinkitty teräs, levy (huollettava)	23	470	90	20	110
Kuumasinkitty teräs, levy (vaihdettava)	23	470	330	80	410
Kuumasinkitty teräs, profiili	104	2 100	240	60	300
Kuumasinkitty teräs, lanka	23	470	50	10	60
Rappaus (maalattu)	953	19 700	930	240	1 170
Bitumihuopa	602	12 400	1 180	300	1 500
Maalattu teräs	99	2 000	390	100	490
Maalattu kuumasinkitty teräs	400	8 200	670	170	840
Nauhapinoitettu teräs (uusi)	257	5 300	100	30	130
Nauhapinoitettu teräs (uud. maal.)	45	900	40	10	50
Nauhapinoitettu Al (uusi)	124	2 600	30	10	40
Nauhapinoitettu Al (uud. maal.)	22	500	20	10	30
Maalipinta rappauksella	953	19 700	600	160	760
Maalipinta puulla	1 499	31 000	4 160	1 070	5 330
Yhteensä			8 840	2 270	11 100

¹ LPR = Lappeenrannan taajama, KK = kaukokulkeuma-alue (muu Suomi)

Laitoksen prosessien aiheuttaman rikkidioksidipitoisuuden aiheuttamiksi materiaalivahingoiksi koko Suomen alueella yhteensä saatiin noin 10 000 mk/a. Lisäksi Kaukaan laitoksen päästöjen kaukokulkeumasta osa (80 prosenttia) kulkeutuu Suomen itäpuolelle Venäjän alueelle. Venäjällä käytettävistä materiaaleista ja niiden määristä sekä huolto- ja vaihtokustannuksista ei ole tarkempaa tietoa. Aiheutuvien kustannusten arvioidaan olevan merkityksellömän vähäisiä.

Likaantumisen

Externe Transport -projektissa päädyttiin käyttämään Rablin ym. (1996) esittämää yhteyttä hiukkaspitoisuuden ja likaantumiskustannusten välillä. Tutkimuksessa käytettiin CV-menetelmään perustuvana puhdistuskustannuksena 1 euro/hlö TSP-pitoisuuden muuttuessa 1 µg/m³ (Euroopan komissio 1997a). Tämä voidaan muuttaa valuuttakurssien ja kuluttajahintaindeksin avulla vuoden 1997 tasolle, jolloin yksikköarvoksi saadaan 5,75 mk/hlö per 1 µg/m³. Kaukaan aiheuttama likaantumishaitta on arvioitu taulukossa 14 käyttäen yllä esitettyä yhteyttä. Kokonaisleijuma eli TSP koostuu suorista hiukkaspäästöistä, rikkipäästöistä muodostuvasta sulfaatista ja tyyppipäästöistä muodostuvasta nitraatista. TSP-pitoisuus on arvioitu taulukossa 9.

Taulukko 14. Laitoksen prosessien aiheuttamasta hiukkaspitoisuudesta johtuvan likaantumisen haitta.

Haitta	LPR:n taajama mk/a	Kaukokulkeuma-alue mk/a	Koko Suomi mk/a
TSP:n likaantumishaitta	6 000	32 000	38 000

Kaukaan laitoksen prosesseista johtuvan hiukkaspitoisuuden aiheuttamaksi likaantumishaitaksi Suomen alueella yhteensä saatiin siis noin 40 000 markkaa vuodessa. Lisäksi Kaukaan laitoksen päästöjen kaukokulkeumasta osa (80 prosenttia) kulkeutuu Suomen itäpuoliselle, Venäjän alueelle. Venäjällä käytettävistä materiaaleista, materiaalmääristä ja puhdistus- ja huoltokustannuksista ei ole tarkempaa tietoa. Aiheutuvien kustannusten arvioidaan olevan reilusti alle 100 000 markkaa vuodessa. Ottamalla huomioon ostovoimakorjattujen bruttokansantuotteiden suhteet saadaan Venäjällä aiheutuvan haitan arvioksi luokkaa parikymmentä tuhatta markkaa vuodessa.

Suomessa altistuvien materiaalmäärien arviointiin Tukholmassa inventoitujen materiaalmäärien ja Suomen sekä Tukholman asukaslukujen suhteiden perusteella sisältyy virhemahdollisuus. Epävarmuutta materiaali-vaurioiden haitta-arviointiin aiheutuu myös pitoisuuden, altistus-vaikutusfunktioiden ja yksikköarvojen virheestä.

3.1.4 Metsävauriot

Happamoittavan laskeuman aiheuttamat metsävauriot

Ilman eri epäpuhtauksien vaikutusta metsien kasvuun ei pystytä vielä luotettavasti kvantifioimaan saatavilla olevan tiedon perusteella. Energia-Ekono (1997) on aiemmin arvioinut happamoittavan laskeuman aiheuttamien metsävaurioiden kokonaisarvoa Suomessa käyttäen lähtökohtana muutamia haitta-arvioita sisältäneitä tutkimuksia (Ahonen ja Leiviskä 1993, Konjunkturinstitutet & Statistiska Centralbyrån 1994, Nilsson 1991, Sverdrup ym. 1993). Kun happamoitumisesta aiheutuvaksi vuotuiseksi puunkasvun menetykseksi seuraavan sadan vuoden aikana oletettiin 0,1 prosenttia edellisen vuoden kasvusta, saatiin haitta-arvioksi 360 milj. mk/a (1997 rahassa).

Vuosina 1990–1994 metsien vuosittainen kasvu oli keskimäärin 75,1 milj. m³ (Tilastokeskus 1996), jolloin vuotuinen puunkasvun menetys olisi 75 100 m³/a. Haitta-arviossa otettiin huomioon vuotuinen kasvu ja kokonaispoistuma sekä näiden perusteella arvioitu hyödyntämisaste. Taloudellinen menetys laskettiin käyttämällä mänty-, koivu- ja kuusitukkipuun ja -kuitupuun kantohintoja. Haitan pitkäaikaisesta luonteesta johtuen laskentakorkona käytettiin yhtä prosenttia.

Kokonaishaitta-arvio 360 milj. mk/a voidaan kohdistaa edelleen Suomen rikki-, typpi- ja ammoniakkipäästöille (www.stat.fi/tk/yr/yepaastot/html). Päästötaseiden avulla voidaan arvioida, mikä osuus aiheutuneesta haitasta aiheutuu kotimaista alkuperää olevista päästöistä. Tämän jälkeen voidaan laskea haittakertoi-
met (mk/t) päästökomponentteittain. Kertomalla Kaukaan päästöt haittakertoimilla, saadaan laitoksen prosesseista aiheutuvien happamoittavien päästöjen aiheuttamien metsävahinkojen ympäristökustannuksiksi Suomessa noin 80 000 mk/a (ks. taulukko 15).

Taulukko 15. Kaukaan prosessien rikki- ja typpipäästöjen aiheuttamasta happamoittavasta laskeumasta johtuvat metsävauriot (NH₃:n ympäristökustannuksia ei ole käsitelty, sillä Kaukaalla ei ole NH₃-päästöjä).

	SO ₂	NO _x	NH ₃	Summa
Kokonaishaitta Suomessa				360 milj. mk/a
Päästökomponentin osuus kokonaishaitasta	50 %	30 %	20 %	100 %
Päästökomponentin osuus kokonaishaitasta	180	108		360 milj. mk/a
Kotimaisten päästöjen osuus haitasta	11 %	15 %		
Kotimaisten päästöjen osuus haitasta	20	16		38 milj. mk/a
Päästöt Suomessa	100 000	260 000		t/a
Haittakerroin	198	62		mk/t (1997)
Kaukaan prosessipäästöt	178	712		t/a
Kaukaan prosessipäästöjen aiheuttama haitta	35 200	44 300		79 600 mk/a

Suomen ulkopuolella syntyviä haittoja voidaan arvioida happamoittavien päästöjen kulkeutumiseen (ks. luku 3.1.1) sekä eri alueiden metsävaroja koskeviin tietoihin perustuen. Venäjällä on erittäin merkittäviä metsävaroja ja Ruotsin sekä Saksan metsävarat ovat lähellä Suomen metsävarojen suuruusluokkaa. Jos Suomen ulkopuolisilla päästöjen laskeuma-alueilla metsävarat ovat samaa luokkaa kuin Suomessa, saadaan ulkomailla aiheutuvien haittojen arvoksi 0,3 milj. mk/a.

Otsonin aiheuttamat metsävauriot

YK:n Euroopan talouskomission (UN ECE) alaisuudessa on meneillään kriittisten tasojen kartoitus otsonin ja muiden ilman epäpuhtauksien kasvillisuushaittojen arvioimiseksi. ECE:n otsonin kriittisten tasojen työssä on sovittu, että altistuskokeiden altistusvaikutusfunktio ja mitatut otsonipitoisuudet esitetään altistusindeksin (AOT-40) avulla. ECE:n alustava arvio oli, että annos 10 000 ppb-h aiheuttaa 10 prosentin kasvutappion herkille puulajeille (Ympäristöministeriö 1998a). Energia-Ekono (1997) on aiemmin arvioinut tähän perustuen otsonin aiheuttamien metsävaurioiden ympäristökustannuksiksi Suomessa 511 milj. mk/a (1997 rahassa).

Etelä-Suomessa kasvukauden aikainen altistus oli vuosina 1993–1996 keskimäärin 6 600 ppb-h ja Pohjois-Suomessa 3 800 ppb-h (Metsäntutkimuslaitos 1997). Pohjois- ja Etelä-Suomen metsävarojen tilavuuksilla painotettuna tämä merkitsisi 5,8 prosentin vuotuista kasvumenetystä eli 4,3 milj. m³/a. Otsonin haittavaikutusten oletettiin kohdistuvan vain tarkasteluvouteen eli haittaa käsiteltiin vain yksi-vuotisena, mikä käytännössä aliarvioi haitan suuruutta. Arvioissa otettiin huomioon vuotuinen kasvu ja kokonaispoistuma sekä hyödyntämisaste. Taloudellinen menetys laskettiin käyttämällä mänty-, koivu- ja kuusitukkipuun sekä -kuitupuun kantohintoja.

Kokonaishaitta-arvio 511 milj. mk/a voidaan kohdistaa edelleen Suomen typi- ja hiilivetyypäästöille (Tilastokeskuksen www-sivut). Päästötaseiden avulla voidaan arvioida, mikä osuus aiheutuneesta haitasta aiheutuu kotimaista alkuperää olevista päästöistä. Tämän jälkeen voidaan laskea haittakertoimet (mk/t) päästökomponenteittain. Kertomalla Kaukaan päästöt haittakertoimilla saadaan laitoksen prosesseista aiheutuvan otsonin aiheuttamien metsävahinkojen ympäristökustannuksiksi Suomessa noin 0,2 milj. mk/a (taulukko 16).

Taulukko 16. Kaukaan prosessipäästöistä muodostuvasta otsonista johtuvat yksivuotiset metsävauriot.

	NO _x	VOC	Summa	
Kokonaishaitta Suomessa			511	milj. mk/a
Päästökomponentin osuus kokonaishaitasta	80 %	20 %	100 %	
Päästökomponentin osuus kokonaishaitasta	409	102	511	milj. mk/a
Kotimaisten päästöjen osuus haitasta	15 %	15 %		
Kotimaisten päästöjen osuus haitasta	61	15	76	milj. mk/a
Päästöt Suomessa	260 000	442 000		t/a
Haittakerroin	236	35		mk/t (1997)
Kaukaan prosessipäästöt	712	1 361		t/a
Kaukaan prosessipäästöjen aiheuttama haitta	170 000	50 000	220 000	mk/a

Suomen ulkopuolella syntyviä haittoja voidaan arvioida typenoksidien kulkeutumiseen (ks. luku 3.1.1) sekä eri alueiden metsävaroja koskeviin tietoihin perustuen. Mikäli Suomen ulkopuolisilla päästöjen laskeuma-alueilla metsävarat ovat samaa luokkaa kuin Suomessa, saadaan ulkomailla aiheutuvien haittojen arvoksi 0,9 milj. mk/a.

Merkittävimpiä virhelähteitä metsävaurioiden arvioinnissa ovat otsonin ja happamoitumisen vaikutusten arviointiin käytetyt altistus–vaikutusfunktiot. Varsinkin otsonin metsiä vaurioittavan vaikutuksen tutkiminen on vasta alussa. Happamoitumista on tutkittu huomattavasti enemmän, mutta vielä ei ole kiistatonta masti voitu osoittaa, kuinka suuren haitan nykyiset ja ennakoitavat päästötasot tulevat aiheuttamaan. Lisäksi tarvittaisiin tarkempaa tietoa myös laskeuma-alueiden metsävaroista. Esitetyt arviot haitasta ovat lähinnä esimerkkilaskelmia, joiden lopputulos korkeintaan arvioi haitan suuruusluokkaa.

3.1.5 Viljelykasvivauriot

Tässä tarkastelussa käytetään Hasundin ym. (1990) kokoamia altistus–vaikutusfunktioita. Tarkastelussa mukana olevat viljelykasvit ovat vehnä, ruis, ohra, kaura, peruna sekä timotei/apila (kuivaheinä ja säilörehu). Hasundin ym. kokoamia funktioita korjattiin ohran, kauran, kuivaheinän ja säilörehun osalta 20 prosenttia alaspäin mm. johtuen huonoista sadoista seuraavasta siirtymisestä kestävämpiin lajikkeisiin. Käytetyt altistus–vaikutusfunktiot on raportoitu julkaisun osan II liitteessä 1.

Arvottamismenetelmäksi soveltuu periaatteessa vaikutuspolkumenetelmä. Yksityiskohtaisen otsonimallin puuttuessa mielekkäin tarkastelutapa haitalle on kuitenkin seuraava ”top-down” -lähestymistapa, joka soveltaa vaikutuspolkumenetelmää. Vallitsevan, eri lähteistä aiheutuvan, kokonaisotsonipitoisuuden aiheuttamat yritystaloudelliset menetykset lasketaan vähentämällä nykyiset tuotot niistä tuotoista, jotka saataisiin luonnollisella otsonin taustapitoisuudella.

1. Otsonin luonnon taustapitoisuudeksi on arvioitu 30 µg/m³ eli 15 ppb (Hasund ym. 1990) ja vallitsevaksi pitoisuudeksi 73 µg/m³ eli 36,6 ppb. Arvio vallitsevasta pitoisuudesta perustui vuosina 1990–1992 vallinneeseen kasvukauden otsonipitoisuuden päivätuntien keskiarvoon 34,5 ppb (Tilastokeskus 1994). Alailmakehän otsonipitoisuudet kasvavat noin prosentin vuodessa (Watson ym. 1990), joten arvioksi vuoden 1997 pitoisuudesta saadaan 36,6 ppb. Pitoisuus on laskettu useamman vuoden keskiarvona, sillä otsonipitoisuudet vaihtelevat jonkin verran vuosittain. Lähtötietona tarvit-

tava pitoisuus on jouduttu arvioimaan tällä epäsuoralla tavalla, sillä vallitsevia otsonipitoisuuksia ei ole tilastoitu altistus-vaikutusfunktioiden vaatimassa muodossa viime vuosina.

2. Seuraavaksi kerätään eri viljelykasvien viljelypinta-alat ja keskimääräiset hehtaarisadot usemman vuoden keskiarvona. Tarkasteluvuoden sato arvioidaan käyttämällä keskimääräistä hehtaarisatoa, sillä tarkasteluvuoden hehtaarisatoa käyttämällä vuotuiset sääolosuhteiden vaihtelut dominoisivat.
3. Seuraavaksi selvitetään, mikä osuus syntyvistä satotappioista aiheutuu kotimaisista lähteistä syntyvistä päästöistä. Kotimaisten päästölähteiden osuus Suomessa vaikuttavista typpipäästöistä ja arvio otsonin kokonaismuodostuksesta on 15 prosenttia (Ympäristöministeriö 1998a). Otsonin muodostumisessa typen oksidien osuudeksi oletetaan 80 prosenttia ja hiilivetyjen (metaani ja muu VOC) osuudeksi 20 prosenttia (Seppälä ja Jouttijärvi 1997). Arvioidut kokonaissatotappiot voidaan siten jakaa typelle ja hiilivedyille suhteessa 80:20.
4. Kaukaan osuus kotimaisista typen oksidien päästöistä sekä VOC-päästöistä oli 0,3 prosenttia vuonna 1997 (Tilastokeskuksen www-sivut). Näiden suhteiden avulla lasketaan laitoksen osuus kaikista kotimaisista lähteistä syntyvistä satotappioista typelle ja hiilivedyille erikseen.
5. Taloudellista haittaa laskettaessa yksikköarvoina voidaan käyttää esimerkiksi EU:n tuottajahintoja (Eurostat 1998), joiden katsotaan vastaavan maailmanmarkkinahintoja. Koska kuivaheinällä ja säilörehulla ei juurikaan ole markkinoita tilojen tuottaessa yleensä tarvitsemansa rehun itse, käytetään näiden osalta yksikköarvoina tuotantokustannuksia. Taloudellinen haitta saadaan kertomalla menetetty sato yksikköarvoilla.

Näillä oletuksilla tehty haitta-arvio on esitetty taulukossa 17.

Taulukko 17. Kaukaan prosessipäästöistä muodostuvan otsonin aiheuttamat satovauriot.

Viljelykasvi	Haitta mk/a	Haitan vaihteluväli mk/a	Osuus kokonaishaitasta %
Syysvehnä	1 100	800-2 200	0,7
Kevätvehnä	8 400	6 700-10 100	5,4
Syysruis	2 200	1 300-6 600	1,4
Ohra	8 400	6 700-10 100	5
Kaura	26 500	26 500-106 000	17
Peruna	33 000	26 400-39 600	21
Kuivaheinä	62 700	43 900-125 000	41
Säilörehu	12 300	8 600-24 600	8
Yhteensä	155 000	121 000-325 000	100

Laitoksen prosessien ilmapäästöistä muodostuvan otsonin aiheuttamien viljavahinkojen ympäristökustannuksiksi saatiin 0,15 milj. mk/a.

Suomen ulkopuolella aiheutuvien haittojen arvioimiseksi tarvittaisiin tietoa laskeuma-alueiden otsonipitoisuuksista, taustapitoisuuksista ja viljasadoista. Mikäli Suomen ulkopuolisilla typpipäästöjen kaukokulkeuma-alueilla viljasadot sekä muut otsonivaikutuksiin liittyvät olosuhteet olisivat samaa luokkaa kuin Suomessa, voitaisiin aiheutuvien haittojen ympäristökustannuksiksi arvioida 0,5–1,3 milj. mk/a. Ottamalla huomioon mm. sen, että Keski-Euroopassa typen

oksidien osuus otsonin muodostumisessa saattaa olla jonkin verran vähäisempi kuin Suomessa, voidaan Suomen ulkopuolella syntyvien viljavahinkojen ympäristökustannukset arvioida kuitenkin tätä vähäisemmiksi.

Satotappioiden laskemisessa käytettyihin altistus-vaikutusfunktioihin sisältyi arvio virherajoista. Funktioiden lisäksi pieni virhemahdollisuus on viljelypinta-aloissa ja satomäärissä, joista on käytetty useampivuotisia keskiarvoja. Kaikille tärkeimmille viljelykasveille, kuten öljykasveille, ei ole käytettävissä altistus-vaikutusfunktioita. Myös laskelmassa käytettyyn otsonipitoisuuteen sisältyy jonkin verran epävarmuutta. Lisäksi tietyn sektorin tai yksittäisen laitoksen osuuden arviointi kaikista otsonin aiheuttamista satotappioista sisältää huomattavasti epävarmuutta.

3.1.6 Savukaasupäästöjen vaikutukset vesistöissä

Ilmapäästöjen vaikutuksia vesistöissä arvioidaan seuraavaksi yhteenlasketuille prosessi- ja energiantuotannon päästöille, koska näitä vaikutuksia ei ole sisällytetty energiantuotannon päästöille sovellettaviin yksikkökustannuksiin (ks. luku 3.1.7).

Happamoittavat ja typpeä sisältävät päästöt ilmaan (SO_2 , NO_x , NH_3) aiheuttavat vaikutuksia myös vesistöissä. Happamoittavien ja rehevöittävien vesistövaikutusten arvioimiseksi ei ole käytettävissä altistus-vaikutusfunktioita. Yksittäisen laitoksen aiheuttamien ympäristökustannusten suuruusluokkaa voidaan kuitenkin tarkastella, jos voidaan arvioida näiden päästöjen aiheuttamia vaikutuksia Suomen alueella sekä vaikutusten ympäristökustannuksia. Tällöin tietyn laitoksen osuutta happamoittavien päästöjen kokonaiskustannuksista voidaan arvioida päästöosuuksien perusteella.

Happamoituminen

Happamoittavat päästöt voivat kulkeutua ilmakehässä pitkiäkin matkoja ennen laskeutumista maahan, joten päästöjen vaikutuksia on tarkasteltava laajalla maantieteellisellä alueella, esimerkiksi koko Suomen alueella. Vuonna 1995 11 prosenttia Suomen alueelle tulleesta rikkilaskemasta oli peräisin Suomesta, typen oksideista 15 prosenttia ja ammoniakista 34 prosenttia. Vuonna 1995 Suomen omista päästöistä typen oksidit ja ammoniakki aiheuttivat suuremman potentiaalisesti happamoittavan kuormituksen kuin rikki. Suuret yksittäiset rikkilähteet kuormittavat kuitenkin merkittävästi lähialueiden ekosysteemejä. Suomessa happamoittavan laskeuman sietokykyä eli kriittistä kuormitusta on tutkittu järvissä ja metsämailla (Ympäristöministeriö 1998a).

Energia-Ekonon tekemässä, Suomen energiantuotannon ulkoisten kustannusten arvioinnissa (Energia-Ekono 1994), vuoden 1990 energiantuotannon ilmapäästöjen aiheuttaman vesien happamoitumisen aiheuttamiksi ympäristökustannuksiksi pintavesissä saatiin 4,8 milj. mk/a. Haitta-arvio suoritettiin virkistyskalastukselle arvioidun haitan perusteella. Happamoitumisen aiheuttaman haitan suuruudeksi arvioitiin 10 prosenttia virkistyskalastuksen kokonaisarvosta. Ilmansaasteiden osuudeksi vesistöjen happamoitumisesta arvioitiin 50 prosenttia ja energiantuotannon osuudeksi tästä 15 prosenttia. Suomen energiantuotannon päästöt vuonna 1990 olivat 92 350 tonnia rikkidioksidia ja 66 632 tonnia typen oksideja. Happamoittaviksi SO_2 -ekvivalenteiksi (Seppälä 1997) muunnettuna päästöt olivat yhteensä 138 992 SO_2 -ekvivalenttia. Kaukaan laitoksen vuoden 1997 prosessipäästöt ovat tästä määrästä SO_2 -ekvivalenteina noin 1,1 prosenttia. Tällä perusteella aiheutuneet ympäristökustannukset olisivat luokkaa 60 000 mk/a (vuoden 1997 rahassa).

Ravustukselle aiheutuva haittaa arvioitiin rapukannan vähentymisestä aiheutuvien kustannusten, mukaan lukien myyntihinta ja pyyntikustannukset, perusteella. Kohdistamalla energiantuotannon aiheuttamat kustannukset (1,5–1,7 milj. mk) samoin kuin kalastovaikutusten yhteydessä, saadaan teollisuuslaitoksen osalle noin 20 000 mk/a.

Pohjavesien happamoitumisen arvoa arvioitiin putkistojen korroosiokustannusten perusteella. Energiantuotannon päästöjen aiheuttaman korroosion kokonaiskustannuksiksi arvioitiin 2 milj. mk (1990 rahassa) eli 2,3 milj. mk (1997 rahassa). Kohdistamalla kustannukset samoin kuin pintaveden tapauksessa, saadaan Kaukaan aiheuttamiksi ympäristökustannuksiksi 30 000 mk/a.

Kaukaan laitoksen ilmapäästöjen Suomen vesistöissä aiheuttaman happamoittavan vaikutuksen aiheuttamiksi ympäristökustannuksiksi yhteensä saadaan siten noin 0,1 milj. mk/a.

Suomessa syntyvien happamoittavien päästöjen aiheuttamasta laskeumasta lähes 90 prosenttia kohdistuu Suomen ulkopuolelle (ks. luku 3.1.1). Tarkempien arvioiden tekemiseksi happamoittavien päästöjen vesistövaikutuksista Suomen ulkopuolisilla alueilla tarvittaisiin tietoa mm. kriittisistä kuormituksista ja kalastuksen arvosta näiden alueiden vesistöissä. Mikäli päästöjen vaikutukset ja vaikutusten arvo olisivat samaa luokkaa kuin Suomessa, saataisiin ulkomailla aiheutuvan haitan arvoksi 0,7 milj. mk/a. Suomessa vesistöjen osuus on suhteellisen suuri, joten sen perusteella haitan suuruus voidaan arvioida kuitenkin alhaisemmaksi.

Rehevöityminen

Vesistöjen rehevöitymistä säätelee aina yksi tai useampi fysikaalinen, kemiallinen tai biologinen ympäristötekijä. Kasvukaudella tällainen tekijä on Suomessa yleensä jokin ravinne. Tällaista ravinnetta voidaan kutsua ”rajoittavaksi ravinteeksi” tai ”minimiravinteeksi”. Fosforikuormituksen muutoksilla on useimmissa tapauksissa suurempi vaikutus sisävesistön rehevyyteen kuin typpikuormituksen muutoksilla. Typpipäästöjen osuus sisävesien rehevöitymisessä on vähäinen; typpi- ja rikkiainesten sisävesien pinta-alaksi arvioidaan alle 10 prosenttia. Merivesien rehevöitymisessä typpikuormitus on tärkein tekijä. Rehevöitymishaittaa voitaisiin tarkastella meren osalta rannikkoalueilla, koska lähinnä rannikkoalueiden rehevöitymisellä on vaikutusta virkistysarvoon.

Suomen vesistöjä rehevöittävästä fosforikuormituksesta (5 000 t/a) noin 5 prosenttia on peräisin ilmasta. Suomen aluevesille kohdistuvasta kokonaistyppikuormituksesta, 110 000 t/a, noin 20 prosenttia on arvioitu olevan peräisin ilmastasta (Salonen ym. 1992). Suomenlahdelle tulevasta typen kuormituksesta noin 17 prosenttia on arvioitu olevan peräisin ilmapäästöistä (Ympäristöministeriö 1998a). Rannikkovesien rehevöitymisessä ilmapäästöjen osuudeksi arvioidaan 10–15 prosenttia. Vuonna 1995 Suomen alueelle tulleista typen oksideista 15 prosenttia oli peräisin Suomesta, mikä voidaan arvioida Suomen osuudeksi rehevöittävästä ilmapäästöistä.

Suomen typpipäästöt ilmaan olivat vuonna 1997 luokkaa 90 000 t/a (Tilastokeskus 1998c). Kaukaan laitoksen prosessi- ja energiantuotannon päästöistä aiheutuu noin 460 t/a typpeä ilmaan, joten Kaukaan osuus Suomessa syntyvistä typpipäästöistä on 0,5 prosenttia.

Kaukaan laitoksen ilmapäästöt kulkeutuvat lähinnä itäsuuntaan (ks. luku 3.1.1 Kaukokulkeuma-alue), joten Kaukaan osuus Suomen alueelle (tai merialueille) tulevasta typpipäästöistä voidaan arvioida Suomen keskimääräiseen päästötaseeseen perustuvaa 15 prosenttia alhaisemmaksi.

Kaukaan osuudeksi rannikkovesialueille kohdistuvassa typpilaskeumassa arvioidaan 0,05 prosenttia. Mikäli oletetaan rannikkovesien rehevöitymisen aiheuttavan kokonaan typpipäästöjen vaikutuksesta, saadaan laskennalliseksi Kaukaan osuudeksi rannikkovesien rehevöitymisessä 0,007 prosenttia. Massa- ja paperiteollisuudesta ei aiheudu ilmaan fosforipäästöjä, joten vaikutuksia sisävesien rehevöitymiseen ei ilmapäästöistä aiheudu. Tämän tarkastelun perusteella Kaukaan osuus Suomen rannikkovesien ilman kautta tapahtuvassa rehevöitymisessä voidaan arvioida merkityksettömän vähäiseksi, ja vaikutuksen taloudellista arvoa ei ole tarpeen arvioida.

3.1.7 Käytetyn energian ympäristökustannukset

Laitoksen oman energiantuotannon ympäristökustannuksia arvioidaan Energia-Ekonon aiemmissa selvityksissä (Energia-Ekono 1998a) arvioitujen polttoaineiden yksikkökustannusten (p/kWh_{pa}) perusteella. Ostosähkön tuotannon ilmapäästöjen ympäristökustannukset lasketaan aiemmissa tutkimuksissa arvioitujen keskimääräisen suomalaisen sähkönhankinnan yksikkökustannusten 0,64 p/kWh (ilman ilmastovaikutusta) perusteella (Energia-Ekono 1999b). Arvio keskimääräisestä ympäristökustannuksesta perustui suomalaisen sähkönhankinnan päästöihin ja niistä aiheutuneisiin pitoisuuksiin. Näiden aiheuttamien haittojen kustannukset arvioitiin vastaavalla tavalla kuin Kaukaan laitoksen savukaasupäästöjen haitat luvuissa 3.1.2–3.1.6.

Taulukossa 18 on arvioitu Kaukaan energianhankinnan ympäristökustannukset sekä oman energiantuotannon että ostosähkön osalta. Kaukaan energiantuotannon polttoaineiden kulutus ja ostetun sähkön määrä on esitetty taulukossa 2. Omassa energiantuotannossa käytetyt polttoaineet olivat maakaasu ja puupohjaiset polttoaineet; turvetta ei käytetty vuonna 1997 (Kaukas Oy 1999).

Taulukko 18. Polttoaineiden yksikkökustannukset (p/kWh_{pa}), ostosähkön yksikkökustannukset ($p/kWh_{ostosähkö}$) ja arvio Kaukaan energianhankinnan ympäristökustannuksista (1997 rahassa).

	Yksikkökustannukset		Ympäristökustannukset
	p/kWh_{pa}	tai $p/kWh_{ostosähkö}$	milj. mk/a
Maakaasu	0,1		0,7
Puupohjaiset polttoaineet	0,2		1,6
Turve	2,4		-
Oma energiantuotanto yhteensä			2
Ostosähkö		0,64	4
Koko energianhankinta yhteensä			6

Sähköntuotannon ympäristökustannusten arviointiin liittyvät myös pitoisuusarviointien epävarmuudet sekä edellä kuvattujen, ilmapäästöjen ympäristökustannusarvioiden epävarmuudet. Suurimmat epävarmuudet liittyvät terveys- ja ilmasto)vaikutusten ympäristökustannusten arviointiin.

3.2 Jätevesipäästöjen vaikutusten arvottaminen

Kaukaan tehtaiden jätevesipäästöjen aiheuttamia haittavaikutuksia tulee tarkastella Itäisen Pien-Saimaan alueella ja sen tuntumassa Suur-Saimaan etelärannikolla sekä Nuijamaanjärven alueella (mm. Laine ja Saukkonen 1998).

Kaukaan jätevesipäästöjen vaikutusalueella muita merkittäviä kuormituksen aiheuttajia ovat Joutseno Pulpin tehtaot, Honkalahden saha ja Joutsenon kunta. Lisäksi alueelle johdetaan Finnish-Chemicals:n sosiaalijätevedet ja jäähdytysvedet. Nuijamaanjärven jätevesikuormitus muodostuu Lappeenrannan kaupungin Nuijamaan taajaman kuormituksesta sekä Kaukaan jätevesien Saimaan kanavan kautta aiheuttamasta kuormituksesta.

Itäisellä Pien-Saimaalla on valvottu uimaranta Saimaan kanavan suun koillispuolella ja myös Nuijamaanjärvellä.

Kaukaan jätevesien vaikutusalueella Joutseno Pulpin osuus kokonaisfosforikuormituksesta on selvästi suurempi kuin Kaukas Oy:n. Orgaanisten klooriyhdisteiden kuormitus on samaa luokkaa. Muilta osin Kaukas on selvästi suurin kuormittaja.

Jätevesipäästöjen ympäristökustannuksia arvioitiin virkistyskäyttövaikutusten ja kalastovaikutusten osalta. Käyttövedestä yhteiskunnalle koituvia puhdistuskustannuksia ei arvioitu, koska alueella käyttövesi otetaan pohjavesistä.

3.2.1 Virkistyskäytölle aiheutuvien vahinkojen arvo

Vaikutusten arviointi

Laitoksen aiheuttamien vaikutusten kohteena olevan Etelä-Saimaan vesistön virkistyskäyttöarvolle aiheutettua vahinkoa arvioidaan vesistöalueelle tehdyn luokituksen perusteella (Suomen ympäristökeskus 1999). Luokitus vastaa vesistön laadullista yleisluokitusta (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Periaatteessa virkistyskäyttöarvon määrittämisessä eri laatutekijöitä tulisi painottaa virkistyskäyttöä silmällä pitäen (happi- ja klorofyllipitoisuus, väri, näkösyvyys, hygienia).

Eteläisen Saimaan laatuluokituksista saatavilla olevan kartan perusteella saadaan taulukossa 19 esitetyt tulokset. Kaukaan osuutta Etelä-Saimaalla aiheutetun laadun alenemasta on tässä tarkastelussa arvioitu karkeasti vesistöalueen eri kuormittajien päästötietojen ja veden virtaussuuntia koskevien tietojen perusteella.

Taulukko 19. Etelä-Saimaan pinta-alasta eri laatuluokissa olevat osuudet ja Kaukaalle kohdistettavat osuudet sekä laatuluokkia vastaavat virkistysarvon alenemat.

Laatuluokka	Pinta-alaosuudet vesistöstä	Kaukaan osuudet aiheutetusta laadun alenemasta	Virkistysarvon alenema
	(A)	(B)	(C)
Erinomainen	0 %	0 %	0 %
Hyvä	84 %	60 %	0 %
Tyydyttävä	12 %	75 %	0–30 %
Välttävä	4 %	85 %	30–60 %
Huono	0 %	100 %	60–80 %
Sopimaton	0 %	0 %	80–100 %

Kertomalla Etelä-Saimaan vesistön osuudet eri laatuluokissa (A) Kaukaan osuuk-
silla aiheutetusta laadun alenemasta (B) sekä vaikutusluokan virkistysarvon ale-
nema vastavilla prosentteilla (C) ja laskemalla näin saadut luvut yhteen saadaan
Kaukaan aiheuttamaksi kokonaisvirkistysarvon alenemaksi maksimiarvosta Ete-
lä-Saimaan alueella ”keskimäärin” 3 prosenttia.

Arvottaminen CV-menetelmään perustuen

Vesistön laatumuutosta koskevan maksuhalukkuusarvon arvioimiseksi tarvitaan
tiedot vesistöalueen käyttäjämääristä. Vesistöalueen lähipiirissä olevien kuntien
(Lappeenranta, Joutseno, Imatra, Taipalsaari, Ruokolahti) väestön lisäksi alueelle
tulee vierailijoita mm. Savonlinnasta, Kuopiosta ja Helsingistä. Etelä-Karjalan lii-
tosta tehdyn tiedustelun perusteella Etelä-Saimaan vesistöalueen käyttäjämääris-
tä ei ole valmiiksi koottua tietoa. Lisäksi vesistöalueella voi olla arvoa muillekin
kuin sitä suoraan hyödyntäville (mm. olemassaoloarvo, optioarvo). Ensimmäise-
nä arviona ”käyttäjämääristä” voidaan käyttää lähikuntien kotitalouksien ja kesä-
mökkien määriä.

Kesämökeistä otettiin huomioon ulkopaikkakuntalaisten kesämökit. Kotita-
louksien ja kesämökkien yhteismääräksi saatiin 48 212.

Arvioidaan aiempien tutkimusten (mm. Mäntymaa 1997) perusteella mak-
suhalukkuuksia veden laadun parantamiseksi erinomaiselle tasolle.

Kerrotaan eri laatuluokissa Kaukaan aiheuttaman virkistysarvon aleneman
osuudet vesistössä (ks. taulukko 19; A · B) kotitalouksien määrillä ja maksuhaluk-
kuuksilla, jolloin tulokseksi maksuhalukkuudesta vesialueen laadun parantumi-
sesta kokonaisuudessaan erinomaiselle tasolle saadaan 12 milj. mk/a. Tämä arvio
on esitetty ympäristökustannusten yhteenvetotaulukossa 20. Seuraavassa esite-
tään myös vaihtoehtoinen tapa arvioida jätevesipäästöjen ympäristökustannuk-
sia.

Arvottaminen omaisuusarvon muutoksia mittaavaan menetelmään ja muihin menetelmiin perustuen

Kesämökkeilyyn perustuva virkistysarvo

Vesistön virkistysarvolle aiheutettujen haittojen arviointi suoritettiin myös Mate-
ron ja Saastamoisen (1998) kesämökkien virkistysarvoon perustuvan vesistön vir-
kistysarvon arvioinnin perusteella. Vesistön virkistysarvon oletetaan syntyvän
lähinnä kesämökkeilystä. Kesämökin vesistöstä riippuvaksi, omaisuusarvojen
muutoksia mittaavaan menetelmään perustuvaksi virkistysarvoksi arvioitiin 4 700–
5 100 mk vuodessa (1992 rahassa). Vesistöalueella on 7 640 kesämökkiä, ja yksik-
köarvolla 5 600 mk/kesämökki/a (vuoden 1997 rahassa) saatiin vesistön ”maksi-
mivirkistysarvoksi” 39,7 milj. mk/a. Arvioidaan veden laadun alenemisesta vir-
kistysarvolle aiheutuvaa vahinkoa laatuluokituksen yhteydessä käytettyjen vir-
kistysarvon alenemaa kuvaavien prosenttien perusteella (ks. taulukko 19).

Edellä saatiin Kaukaan aiheuttamaksi virkistysarvon alenemaksi maksimi-
arvosta Etelä-Saimaan alueella 3 prosenttia. Tämä merkitsee virkistysarvon koko-
naismäärässä alenemaa 1,3 milj. mk/a.

Uimarantojen käytön arvo

Uimarantojen käytön arvoa voidaan arvioida uimarantojen käyntimäärien ja ui-
marantakäynnille määritellyn arvon perusteella. Lappeenrannan kaupungilta saa-
tujen tietojen mukaan kunnassa on 26 yleistä uimarantaa, joista kaksi on ”pääranta-
ta”. Päärannoilla on arvioitu käyvän 500–1 000 kävijää hyvänä hellepäivänä; ke-
sällä 1997 kirjattiin 32 hellepäivää, seuraavana kesänä 8. Uimarantakäyntien mää-

räksi Lappeenrannan alueella arvioidaan eo. perusteella 50 000 käyntiä kesässä. Ottamalla huomioon myös muiden, Etelä-Saimaan ympäryskuntien uimarannat, arvioidaan käyntien määräksi 100 000. Uimarannalla käynnin virkistysarvona on käytetty 10 mk/käynti/henkilö (Aittoniemi 1993). Uimarantakäyntien arvoksi saadaan 1 000 000 mk. Uimarantakäytölle aiheutuvaa virkistysarvovahinkoa voidaan arvioida esimerkiksi hygienia- ja leväesiintymistä saatavien tietojen perusteella. Etelä-Saimaan uimarantojen veden laatutarkkailun perusteella veden hygieeninen laatu vastaa ohjearvojen mukaista tasoa. Jos uimarantojen virkistysarvon alenemaa arvioidaan koko vesistöalueelle edellä lasketun virkistysarvon aleneman, 3 prosenttia, perusteella, saadaan ympäristökustannukseksi noin 30 000 mk/a.

Lisäksi tulisi ottaa huomioon myös mahdollisesti leirintäalueiden virkistysarvolle aiheutetut vahingot. Kaukaan jätevesipäästöjen vaikutusalueella ei kuitenkaan sijaitse leirintäalueita.

Virkistyskalastukselle aiheutuvan vahingon arvo

Etelä-Saimaalla harjoitetaan sekä ammatti- että vapaa-ajan kalastusta. Virkistyskalastuksen, jossa saaliin taloudellisella arvolla ei katsota olevan merkitystä, osuus vapaa-ajan kalastuksesta on noin 80 prosenttia ja sen merkitys on viime aikoina kasvanut yhä suuremmaksi. (Parkkonen 1998)

Virkistyskalastukselle aiheutuva haitta voidaan osittain olettaa näkyväksi omaisuusarvojen muutoksissa. Vesistöissä harrastavat virkistyskalastusta myös muut kuin rantakiinteistön omistajat, joten tälle osuudelle aiheutuva virkistysarvon menetys olisi arvioitava erikseen esimerkiksi CV-menetelmän avulla. Etelä-Saimaan alueella kesämökkien omistajia on 7 824 kpl ja kalastavia ruokakuntia on 10 968 kpl (Sundell 1998).

Muille kuin loma-asuntojen omistajiin lukeutuville virkistyskalastajille aiheutunutta haittaa arvioidaan esimerkiksi Sipposen (1987) vapaa-ajankalastuksen arvoa koskeviin tutkimuksiin perustuen. CV-menetelmällä saatiin virkistyskalastuksen kokonaisarvoksi (vuoteen 1981 diskontattu nykyarvo) ruokakuntaa kohti 41 300 mk (1987). Jos summa jaetaan 5 prosentin laskentakorolla ja 20 vuoden laskenta-ajalla, annuiteetiksi saadaan noin 3 000 mk vuodessa. Sipponen arvioi myös kalastajien saamaksi kokonaishyödyksi kalastuksen kustannusten ja kuluttajan ylijäämän perusteella noin 2 000 mk vuodessa. Vapaa-ajan kalastuksessa virkistyskalastuksen osuudella ei katsota olevan taloudellista merkitystä. Arvioidaan virkistyskalastuksen (muille kuin kesämökin omistaville kalastajille) arvoksi 1 000 mk kalastajaa kohti, jolloin virkistyskalastuksen arvoksi saadaan noin 2,5 milj. mk vuodessa.

Virkistyskalastukselle aiheutuvaa haittaa arvioidaan vesistön kokonaislaadussa edellä lasketun haittaprosentin (3 prosenttia) perusteella, jolloin tulokseksi saadaan 70 000 mk/a.

Edellä sovelletuilla menetelmillä arvioiden saadaan vesistön virkistyskäytölle aiheutetun vahingon arvoksi 1,4 milj. mk/a.

Omaisuusarvojen muutoksiin ja matkakustannuksiin perustuvat menetelmät aliarvioivat helposti kustannuksia, koska ympäristövaikutuksia pyritään arvottamaan ainoastaan ympäristöhyödykkeiden käyttäjämäärien ja käyttökertojen perusteella. Optioarvon ja olemassaoloarvon osuus myös muulle väestölle saattaa olla merkittävä. Myöskään kaikkia "käyttömuotoja" ei saatu mukaan tähän laskelmaan. Esimerkiksi vesistöalueella on maisemallista arvoa myös muille kuin kesämökkeilijöille tai uimarannalla kävijöille. Myös korvausten käyttö haitta-arviona johtaa haitan aliarviointiin. Tämän vuoksi tässä tarkastelussa on päädytty käyttämään CV-menetelmään perustuvaa arviota haitasta.

Jätevesipäästöjen vaikutuksen kohdistamisessa Kaukaan tehtaille on jonkin verran epävarmuutta. Myös veden laadun muutoksista aiheutuvien vaikutusten arvottaminen on melko epävarmaa. CV-menetelmään perustuvat arvot ottavat vesistön virkistysarvon eri tekijät kattavasti huomioon, kun matkakustannuksiin ja omaisuusarvojen muutoksiin perustuvat menetelmät todennäköisesti aliarvioivat kokonaisarvoa. CV-tutkimuksiin sisältyvät kuitenkin omat epävarmuutensa. Vesistövaikutusten tapauksessa haastateltavien havainnot ja käsitykset vesistön laatuluokasta ja viranomaisten laatuluokituksen tulokset saattavat erota huomattavasti toisistaan. CV-menetelmään perustuvia, veden laadun muutokseen liittyviä maksuhalukkuusarvoja on Suomessa saatavilla ainoastaan yhdestä tutkimuksesta. Nämä kotitalouksien maksuhalukkuudet vesistön eri laatuluokkien väliselle muutokselle vaikuttavat suhteellisen suurilta.

3.2.2 Kalastukselle aiheutuvat taloudelliset vahingot

Muutokset saalismäärissä ja kalastajahinnat

Ammatti- ja kotitarvekalastajille aiheutuvan haitan suuruutta voidaan arvioida saalisvaikutusten perusteella. Kalastajat voivat kuitenkin korvata haittaa mm. siirtymällä puhtaammille alueille, jolloin pidentyneistä pyyntimatkoista aiheutuu lisäkustannuksia. Lisätyötä ja kustannuksia saattaa aiheutua myös pyydysten likaantumisen jne.

Kalastukselle aiheutuvaa vahinkoa arvioitiin Etelä-Saimaan kalastoselvityksen (Sundell 1998) pohjalta. Selvitys perustuu vuonna 1997 alueen ympäristökuntien kotitalouksille tai vapaa-ajan asunnon omistaville ruokakunnille tehtyyn kalastustiedusteluun. Selvityksestä saatiin kalansaalismäärät lajeittain Etelä-Saimaan eri alueilta. Saaliin arvo laskettiin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (1997) julkaisemilla kalastajahinnoilla; alueen kokonaisarvoksi 1996 saatiin noin 4,7 milj. mk. Alueittain laskettu saaliin arvo hehtaaria kohti oli Etelä-Saimaan laatuluokituksen mukaisilla puhtaimmilla alueille luokkaa 115 mk/ha, ”hyvän” laatuluokan alueilla 50–120 mk/ha, tyydyttävillä alueille 40–80 mk/ha ja välttävillä alueille alle 40 mk/ha. Jos koko alueella saaliin arvo olisi 115 mk/ha, saataisiin saaliin ”maksimi-arvoksi” 5,4 milj. mk. Vesistön laatumuutoksista aiheutuvan kalastovaikutuksen ympäristökustannuksiksi saadaan saaliin arvon 1996 ja maksimi-arvon erotuksena 700 000 mk. Jos Kaukaan osuudeksi arvioidaan 50 prosenttia vesistön laadun muutoksessa, ovat Kaukaan jätevesien aiheuttaman kalastovaikutuksen ympäristökustannukset 350 000 mk/a.

Korvaukset

Kalastukselle aiheutuvien vahinkojen suuruusluokkaa arvioitiin myös lupamennettelyissä maksettavaksi määrättyjen korvausten perusteella.

Itä-Suomen vesioikeuden päätöksessä n:o 35/II/90 veloitettiin Oy Kaukas Ab istuttamaan Saimaalla aiheutuvan kalastuksen tuoton vähentymisen hyvittämiseksi vuosittain kalanpoikasia seuraavasti:

planktonsiika (1-kesäisiä)	20 000 kpl
kuha	8 000 kpl
harjus	5 000 kpl

Nykyisillä hinnoilla istutusten arvo on luokkaa 30 000 mk. Lisäksi Kaukas maksaa maa- ja metsätalousministeriölle kalanhoitomaksua vuosittain 100 000 mk käytettäväksi kalakannan suojaamista ja hoitoa tarkoitteisiin toimiin jätevesien vaikutusalueella. Kaukaan jätevesien kalastovaikutuksen korvauksiin perustuvaksi arvoksi saadaan 130 000 mk/a.

Kalastovaikutusten kustannusten saalismääriin perustuva arvio voidaan olettaa suhteellisen luotettavaksi. Ympäristökustannuksiin tulisi kuitenkin laskea myös mahdolliset kalastajille puhtaammille vesille siirtymisestä aiheutuvat ja pyydysten likaantumisen aiheuttamat kustannukset. Toisaalta eteläisen Saimaan vesistön tila on viime vuosina ollut huomattavasti paranemaan päin Kaukaan uuden puhdistamon sekä muiden teollisuuslaitosten toimenpiteiden myötä, joten näitä kustannuksia ei viime vuosina myöskään liene aiheutunut.

3.3 Meluhaittojen arvottaminen

Sellu- ja paperitehdasalueella melua syntyy mm. prosessi- ja ilmanvaihtopuhaltimista sekä puunkäsittelystä ja sahan laitteista. Lisäksi tehdasalueen sisäinen liikenne ja teollisuuslaitoksen kuljetukset aiheuttavat melua.

Melu vaikuttaa lähinnä viihtyvyyteen, mutta sillä on myös terveysvaikutuksia. Ainakin liikennemelun vaikutuksen on todettu olevan nähtävissä kaupunkialueella melulle altistuvien asuntojen hinnoissa (Vainio 1995; ks. julkaisun osan II luku 7).

Meluhaitan arviointi

Meluhaitan suuruutta arvioidaan Kaukaalla suoritettujen melumittausten ja -selvitysten perusteella. Vuonna 1995 tehdyn selvityksen (Insinööritoimisto Kari Pesonen Oy, 1995) mukaan päiväsaikaan yli 55 dB(A) ekvivalenttitason melulle altistuivat sekä tehtaan itä- että länsipuolella sijaitsevat asuntoalueet. Itäpuolinen alue Hyötiöntien varrella ulottuu noin 50–200 metriä leveälle kaistalle ja länsipuolinen alue Standertskjöldinkadun varrella noin kymmenen metriä leveälle kaistalle. Yöaikaan yli 45 dB:lle altistuvat alueet ulottuvat tehtaan itäpuolella noin 400–600 metriä 55 dB:n alueita laajemmalle, etelä- ja länsipuolella muutama sata metriä laajemmalle. Melutasoissa on mukana tehdasmelun lisäksi tehdasalueelle tulevan ja sieltä lähtevän liikenteen melu sekä jossain määrin myös muutakin kuin Kaukaan aiheuttamaa liikennemelua.

Lisäksi käytettävissä oli Kaukaan laitosten sahan aiheuttaman melun mittaukselliset tulokset vuosilta 1997–1998 (Muurikainen ja Mäkelä, UPM-Kymmene 1998). Hyötiöntien alueella, Saimaankadun risteyksessä melu on välillä 51–60 dB keskiarvon ollessa 55,9 dB. Sahan risteyksen ja Rakkolan kadun alueella melu vaihtelee noin 51:stä 56 dB:in, mutta keskiarvo jää alle 54 dB. Itsenäisyydenkadun alueella melu on alle 55 dB.

Periaatteessa myös taustamelun osuus (muu kuin Kaukaan tehtaiden aiheuttama melu) tulisi ottaa huomioon. Tehtyjen selvitysten perusteella (Insinööritoimisto Kari Pesonen Oy 1995) Hyötiöntien varrella asuinrakennuksiin kohdistuu muutakin kuin Kaukaan aiheuttamaa liikennemelua. Tarkempia arvioita ulkoisen liikenteen osuudesta yli 55 dB:n alueella ei ole käytettävissä.

Yli 55 dB:n melulle (yöaikaan yli 45 dB:n melulle) arvioidaan altistuvaksi 5 prosenttia tehtaan ympärillä olevista kaupunginosa-alueista (Parkkarila, Tirilä ja Lauritsala), mikä vastaa 112 kotitaloutta.

Meluhaitan arvottaminen

Vainion (1995) omaisuusarvojen muutoksia mittaavaan menetelmään perustuvan tutkimuksen perusteella taustamelun ollessa yli 55 desibeliä melutason nousu yhdellä desibelillä alensi asuntojen hintoja keskimäärin 0,36 prosentilla (ks. julkaisun osan II luku 2.3).

Kerrostaloasuntojen keskimääräinen neliöhinta Lappeenrannassa vuonna 1997 oli 6 393 mk/m³ (Tilastokeskus 1997b). Asunnon keskikoko oli 69,7 m² (Fennica www-sivut). Asunnon keskimääräiseksi hinnaksi oletettiin 450 000 mk. Yli 55 dB:n melutason alueella keskimääräinen melutaso oletettiin 56 dB:ksi. Asuntojen arvon alenema muunnettiin vuotuiseksi kustannukseksi.

Näin ollen tehtaan melun ympäristökustannukset olisivat suuruusluokkaa 20 000 mk/a. Melulle altistuvien määrää ja melutasoa voitiin tässä arvioida vain hyvin karkeasti, joten tuloksen arvioidaan olevan välillä 10 000–50 000 mk/a. Teollisuusmelun ympäristökustannusten arvioinnissa epävarmuutta aiheuttaa myös se, että meluvaikutusten kustannuksista oli saatavilla tutkimustuloksia ainoastaan liikennemelusta.

3.4 Hajuhaittojen arvottaminen

3.4.1 Terveysvaikutukset

Haittojen arviointi

Suomessa on tehty useita tutkimuksia hajurikkikonsentraatioiden terveysvaikutuksista; valmiita altistusvaikutusfunktioita altistumisen ja oireiden välille ei kuitenkaan ole käytettävissä.

Kaukaan hajukaasupäästöille altistuvan väestön terveyshaittoja arvioitiin muutaman Etelä-Karjalan alueella tehdyn hajurikkitutkimuksen perusteella. Partti-Pellinen ym. (1996) ovat tutkineet erilaisten oireiden (silmä- ja nenä-ärsytys, yskä, hengitysvaikeudet, päänsärky) esiintyvyyttä sellutehtaan lähellä asuvassa väestössä. Oireiden esiintyvyyttä verrattiin referenssialueen väestön oireiluun. Merkittäviä eroja havaittiin mm. yskän, hengitystietulehdusten ja päänsäryn esiintymisessä. Erilaisia oireita viimeisen 12 kuukauden aikana saasteille altistuvalla alueella koki 8–33 prosenttia väestöstä. Puhtaalla alueella oireilua esiintyi 8–26 prosentilla väestöstä. Oireiden esiintyvyyden erotus oli 2–7 prosenttiyksikköä.

Jaakkola ym. (1990) tutkivat oireiden esiintyvyyttä voimakkaasti saastuneella, kohtalaisesti saastuneella ja puhtaalla alueella. Oireita esiintyi voimakkaasti saastuneella alueella 11–29 prosentilla kyselyyn vastanneessa väestössä, kohtalaisesti saastuneilla alueilla 8–28 prosentilla ja puhtaalla alueella 1–18 prosentilla. Verrattaessa voimakkaasti saastuneen alueen väestöä puhtaaseen eroa oireilussa oli 6–12 prosenttiyksikköä. Verrattaessa kohtalaisen alueen väestöä puhtaaseen eroa oli 3–12 prosenttiyksikköä.

Myös äkillisen voimakkaan altistumisen aiheuttamia oireita väestössä on tutkittu (mm. Haahtela 1992). Voimakkaan pitoisuuden tuntikeskiarvot olivat 34 ja 43 µg/m³. Akuutin altistumisen aikana erilaisia oireita koki 8–35 prosenttia väestöstä, kun vertailupäivänä oireita koki 2–20 prosenttia. Erilaisia oireita kokevan väestömäärän osuudessa oli eroa 10–33 prosenttiyksikköä.

Lappeenrannan alueelta, Tirilän ja Lauritsalan mittausasemilta oli käytettävissä tietoja hajurikkiihdisteiden vuorokausipitoisuuksien esiintyvyydestä vuodelta 1997. Kohtalaisen pitoisuuden, 4–8 µg(S)/m³, osuus vuoden vuorokausista oli noin 3,9 prosenttia ja voimakkaan pitoisuuden, > 4,8 µg(S)/m³, osuus 1,4 prosenttia. Pitoisuuksien luokitus vastaa mm. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristö-

instituutin tekemässä Lappeenrannan pitkittäistutkimuksessa (referoitu raportissa Haahtela ym. 1998) käytettyä luokitusta tutkittaessa oireiden esiintyvyyttä erilaisilla altistuksilla.

Oirepäivien lukumäärän selvittämistä varten arvioitiin em. tutkimusten perusteella voimakkaan vuorokausialtistuksen yhteydessä hajurikkipäästöjen aiheuttamia oireita esiintyvän 15 prosentilla altistuvasta väestöstä ja kohtalaisen altistuksen tapauksessa 5 prosentilla väestöstä.

Hajurikkijyhdisteet ovat pääasiassa peräisin matalista päästölähteistä ja niille altistuu lähinnä tehtaiden lähiympäristössä oleva väestö. Altistuvan väestön määrää on vaikea arvioida tarkasti, koska konsentraatiot jakautuvat tietyllä alueella epätasaisesti. Oireilun esiintymiseen väestössä vaikuttavat myös muut tekijät kuin hajurikkikonsentraatiot. Altistumisen arviointia vaikeuttaa myös se, että korkeat äkilliset pitoisuudet aiheuttavat selvästi oireiden lisääntymistä. Pitoisuuksien vaihtelut hukkuvat kuitenkin mm. vuorokausikeskiarvoihin. Toisaalta oireilun on havaittu häviävän nopeasti päästöjen vähentyessä.

Väestön altistumista arvioitiin Kaukaan laitoksen hajurikkipäästöjen leviämismallikartan (vuorokausikeskiarvojen) perusteella (P. Ristola Oy, 1994). Hajurikkijyhdisteitä muodostuu ns. hajapäästölähteissä, jotka ovat hankalia leviämismallinnuksen kannalta. Pitoisuuksissa ja ilmamäärissä voi olla lyhytaikaisia vaihteluita, päästölähteet sijaitsevat matalalla ja päästöjä syntyy laajalla alueella. Kartta ei ole aivan ajan tasalla, koska hajurikkijyhdisteiden käsittelyä ja polttoa on tehostettu laitoksella tämän jälkeen. Kartan mukaisesti yli $5 \mu\text{g}(\text{S})/\text{m}^3$ vuorokausipitoisuudet ulottuvat noin yhden kilometrin etäisyydelle tehdasalueesta, eli Parkkarilan, Lauritsalan, Lapveden, Tirilän, ja osittain Karhuvuoren alueille, joilla asuva väestömäärä on noin 7 500 ihmistä. Kohtalaiseksi pitoisuudeksi määriteltiin $3 \mu\text{g}(\text{S})/\text{m}^3$, jolle altistuu suurempi osuus väestöstä. Kohtalaiselle pitoisuudelle arvioidaan altistuvan 50 prosenttia paikkakunnan taajama-alueella asuvasta väestömäärästä, eli 25 000 henkilöä. Voimakkaimmille, yli $15 \mu\text{g}(\text{SO}_2)/\text{m}^3$ tai yli $9 \mu\text{g}(\text{S})/\text{m}^3$ pitoisuuksille altistuvat vain tehdasalueen välittömässä läheisyydessä olevat alueet, joiksi kartan perusteella arvioitiin 30 prosenttia edellä mainituista alueista Karhuvuoren aluetta lukuun ottamatta eli noin 2 000 ihmistä (4 prosenttia paikkakunnan väestöstä).

Haittojen arvottaminen

Hajun terveysvaikutusten arvottaminen tehtiin Energia-Ekonon (1998b) CV-tutkimuksessa erilaisten oireilupäivien välttämiseksi saatujen maksuhalukkuustietojen avulla. Tulokseksi saatiin Kaukaan osalle noin miljoona markkaa vuodessa.

Mikäli häiriötapausten seurauksena esiintyy äkillisiä korkeita pitoisuuksia esimerkiksi yhtenä päivänä vuodessa, jolloin esimerkkitutkimuksen (Haahtela ym. 1998) mukaan noin 30 prosentilla altistuvasta väestöstä (arvioidaan voimakkaimmin altistuvalla alueella) ilmenee lisääntyvästi astmaoireita, olisivat siitä aiheutuvat kustannukset vajaat 100 000 markkaa.

Hajurikkipäästöjen terveysvaikutusten ympäristökustannusten epävarmuus syntyy lähinnä altistuvien väestömäärien arvioinnista sekä vaikutusten arvioinnista. Hajuhaittojen terveysvaikutuksia on tutkittu paljon, mutta tässä tarkastelussa sovelletuissa esimerkkitutkimuksissa havaittuja yhteyksiä tietyn altistustason ja väestön terveyden välisistä suhteista ei ole yleistetty. Altistus-vaikutusfunktioiden muodostamista vaikeuttaa mm. se, että korkeat äkilliset pitoisuudet aiheuttavat selvästi oireiden lisääntymistä. Pitoisuuksien vaihtelut hukkuvat kuitenkin mm. vuorokausikeskiarvoihin. Tässä esitetty arviointitapa perustui vuorokausipitoisuuksiin, joten se on suhteellisen karkea tapa.

3.4.2 Viihtyvyyshaikutukset

Hajurikkiyhdisteiden hajukynnys on erittäin alhainen, joten viihtyvyyshauttaa aiheutuu, vaikkei hajurikkiyhdisteitä esiintyisikään terveydellistä haittaa aiheuttavissa pitoisuuksissa. Näin ollen viihtyvyyshaikutusta tarkastellaan laitoksen sijaintipaikkakunnan taajama-alueella. Taajama-alueella sijaitsevien kotitalouksien määrä on 21 460.

Arnoldin (1995) tutkimuksen mukaan hajun viihtyvyyshauttaa pidettiin meluhaittaa suurempana. Tämän perusteella tehdään karkea arvio, jossa hajun viihtyvyyshaikutusten minimiarvo arvioidaan karkeasti perustuen maksuhalukkuuteen välttää melun viihtyvyyshaikutukset. Käyttämällä Vainion (1995) CV-menetelmään perustuvaa tulosta väestön maksuhalukkuudesta, 341 mk/kotitalous/a, melun alentamisesta tasolle, jolla se ei häiritse, saadaan tulokseksi noin 7 milj. mk/a.

3.5 Jätteistä ja maaperään joutuvista päästöistä aiheutuvien haittojen arvottaminen

3.5.1 Kaatopaikat

Kaatopaikan kustannukset

Kaatopaikan kustannukset laskettiin tehtaan omalle kaatopaikalle vietävälle jätteelle (kunnalliselle kaatopaikalle vietiin vuonna 1997 noin 2 prosenttia koko jätemäärästä). Kustannuksiin sisällytettiin kaatopaikan perustamisen, hoidon ja peittämisen sekä jätteen kuljetusten kustannukset ja ongelmajätteiden käsittelykustannukset (Maa ja Vesi Oy 1999, Kaukas Oy 1999). Kustannusarviot perustuvat vuosittaiselle jätemäärälle arvioituun pinta-alan tarpeeseen sekä laitoksen ilmoittamiin toteutuneisiin kustannuksiin. Jätteenkäsittelyn kustannukset ovat hyvin tapauskohtaisia.

Kaukaan laitoksen jätemäärillä saadaan jätteen kaatopaikkakäsittelyn kustannukseksi 6,4 milj. mk vuodessa. Ongelmajätteen käsittelykustannukset ovat 200 000 mk vuodessa. Jätteenkäsittelyn kokonaiskustannukseksi saatiin täten 6,6 milj. mk/a.

3.5.2 Maaperän saastuminen

Maaperän saastumisen riskiä tietyn massa- ja paperiteollisuuslaitoksen ympäristössä voitaisiin arvioida maaperän saastumistapauksista Suomessa tehtyjen selvitysten perusteella. Kaukaan laitokselle on tehty riskikartoitus ilmaan, veteen ja maaperään aiheutuvien kuormitusten osalta (Rossi 1991). Maaperän saastumisesta aiheutuvien kustannusten suuruusluokkaa arvioidaan kunnostuskustannusten perusteella. SAMASE-projektissa (Ympäristöministeriö 1994) arvioitiin maaperän kunnostustarvetta ja kustannuksia mm. kemiallisen metsäteollisuuden alalla (51 laitosta). Kunnostustarvetta oli havaittavissa yli 20 laitoksella ja kunnostustarpeeksi arvioitiin 25 000 m³ lievästi saastunutta maata ja 1 200 m³ vahvasti saastunutta maata. Raportissa arvioidut eri käsittelymenetelmien kustannukset olivat lievästi saastuneen maaperän tapauksessa noin 150–500 mk/m³ ja vahvasti saastuneen maaperän tapauksessa 250–800 mk/m³. Laitosta kohden kunnostuksen kustannukset olisivat tällöin arviolta muutamasta kymmenestä tuhannesta noin yhteen

miljoonaan markkaan. Käyttämällä 10 prosentin korkokantaa ja 10 vuoden kuole-tusaikaa saadaan kustannusarvioksi muutamasta tuhannesta kymmeneen tuhan-siin markkoihin vuodessa.

Tässä tarkastelussa arvioitu maaperän saastumisen kustannusten suuruus-luokka perustuu metsäteollisuuden laitosten keskimääräisiin kustannuksiin mut-ta ei välttämättä vastaa tapaustarkastelun kohteena olevan Kaukaan laitoksen ti-lannetta. Maaperän kunnostuksen kustannuksia voitaisiin arvioida tarkasteltavassa tapauksessa toteutuneiden kustannusten perusteella tai tulevaisuuden osalta so-veltamalla riskien arviointia.

3.6 Laitoksen ympäristökustannukset

3.6.1 Yhteenveto arvioiduista ympäristökustannuksista

Luvuissa 3.1–3.5 Kaukaan laitokselle arvioidut, vuoden 1997 kuormitustietoihin perustuvat ympäristökustannukset Suomessa on koottu taulukkoon 20.

Taulukko 20. Kaukaan laitoksen ympäristökustannukset Suomessa vuonna 1997 (ilman ilmastonmuutoksen kustannuksia).

Vaikutus ¹	Osuus laitoksen ympäristö- kustannuksista %	Ympäristö- kustannukset milj. mk/a
Päästöt ilmaan²	23	8
terveysvaikutukset	4	1,4
materiaalivauriot	0,1	0,05
metsävauriot	1	0,3
viljelykasvivauriot	0,4	0,15
vaikutukset vesistöissä	0,3	0,1
oma energiantuotanto	6	2
ostosähkö	11	4
Päästöt vesistöihin	35	12
virkestysarvo	34	12
kalastolle aiheutunut haitta	1	0,35
Melu	0,05	0,02
Haju	23	8
terveysvaikutukset	3	1
vaikutus viihtyvyyteen	20	7
Jätteet	18	6
Päästöt maaperään	0,3	0,1
Yhteensä	100	35

¹ Taulukossa ovat mukana ne vaikutukset, joille on voitu esittää haitta-arvio. Seikkoja, joille ei ole esitetty tai voitu esit-tää haitta-arviota, ovat mm. ilmastonmuutoksen vaikutus sekä vaikutus yleiseen viihtyvyyteen, käyttöveden laatuun, luon-non olemassaolovoihin ja kulttuurihistoriallisiin arvoihin.

² Arvio ilmapäästöjen ympäristökustannuksista on tehty erikseen prosessipäästöille vaikutusluokittain (terveysvaikutuk-set,..., vaikutukset vesistöissä). Oman energiantuotannon sekä ostosähkön ympäristökustannukset on arvioitu perustuen aiempiin selvityksiin.

Jätevesipäästöjen osuus laitoksen kokonaisympäristökustannuksista on noin kolmannes ja ilmapäästöjen osuus runsaat 20 prosenttia. Ilmapäästöjen ympäristökustannuksissa terveysvaikutusten osuus on suurin sekä prosessipäästöjen että energianhankinnan päästöjen osalta. Jätteiden käsittelyn ja hajun ympäristökustannusten osuudeksi tulee kummallekin noin 20 prosenttia. Hajun osalta erityisesti viihtyisyysvaikutukset ovat merkittäviä.

Jos Kaukaan laitoksen päästöistä Suomessa aiheutuneisiin ympäristökustannuksiin (35 milj. mk) lisätään maamme rajojen ulkopuolella arvioidut kustannukset, saadaan kokonaissummaksi runsaat 40 milj. mk. Tuotettujen sellu- ja paperitonni hintaa kohti laskettuna ympäristökustannusten osuudeksi tuotannon arvosta tulee noin yksi prosentti.

Tämän tarkastelun perusteella vesistöpäästöjen vaikutus ympäristökustannuksissa on ilmapäästöjen ohella merkittävimpiä. Luotettavamman tuloksen saamiseksi vesistöpäästöjen aiheuttamasta haitasta tarvittaisiin lisää CV-menetelmään perustuvia tutkimustuloksia suomalaisten maksuhalukkuudesta vesistöjen virkistysarvon säilyttämiseksi tai parantamiseksi. Myös hajun ympäristökustannusten, erityisesti viihtyvyshaitan arvioimiseksi tarvittaisiin lisää tutkimusta.

Kaikkia mahdollisia ympäristövaikutuksia ei tässä työssä saatu sisällytettyä ympäristökustannusten arvioon. Ilmansaasteiden vaikutuksia, joita ei voitu lainkaan arvioida, ovat vaikutukset luonnon olemassaoloarvoihin, biodiversiteettiin ja kulttuurihistoriallisiin arvoihin. Myöskään typen oksidien tai raskasmetallien suoria terveysvaikutuksia ei luotettavien menetelmien puuttuessa ole voitu arvioida. Esitetyt arviot ilmaisevat kuitenkin vaikutusten suuruusluokan.

3.6.2 Tarkasteluun sisältyviä epävarmuuksia

Saatuihin arvioihin laitoksen ympäristökustannuksista sisältyy merkittävää epävarmuutta. Epävarmuudet liittyvät päästö- ja pitoisuusarvioihin, altistus-vaikutusfunktioihin, yksikköarvoihin (esim. mk/oirepäivä), yksikkökustannuksiin (esim. p/kWh) ja laskentakorkoon. Ilmapäästöjen tapauksessa käytettävissä oli useille päästöille ExternE:ssä (Euroopan komissio 1997a,b) kehitettyjä funktioita, joita on sovellettu monessa DGXI:lle ilmapäästöihin liittyvän direktiivivalmistelun taustamateriaaliksi tehdyssä selvityksessä. Vesistövaikutusten, melun, hajun ja jätteiden tapauksessa menetelmät eivät vielä ole niin vakiintuneita kuin ilmapäästöjen kohdalla.

Ilmapäästöjen kustannusten arvioinnissa epävarmuudet liittyvät päästötietoihin, pitoisuusarvioihin, altistus-vaikutusfunktioihin, yksikköarvoihin ja laskentakorkoon. Luotettavia funktioita ei myöskään toistaiseksi ole läheskään kaikille altistus-vaikutusyhteyksille kuten typen oksidien terveysvaikutuksille. Tämä saattaa johtaa haittojen aliarviointiin. Vähäisempi epävarmuuden lähde on inventaario altistuvista kohteista kuten väestö-, materiaali- ja satomääristä.

Epävarmuutta ilmapäästöjen terveysvaikutusten ympäristökustannusten arviointiin tuo mm. Kaukaan laitoksen aiheuttamien pitoisuuksien arviointi sekä Lappeenrannan alueella että muualla Suomessa. Käytettävissä ei ollut Kaukaan tehtaan vuoden 1997 päästöille tehtyä leviämismallilaskelmaa. Kaukokulkeuman aiheuttamien pitoisuuksien arvioinnille Suomen alueella koko metsäteollisuussektorin osalta liittyy myös epävarmuuksia ja lisäksi osuuden kohdistaminen yhdelle laitokselle päästöosuuden perusteella on epävarmaa. Altistus-vaikutusfunktioiden tai maksuhalukkuusarvioiden siirto muualta Euroopasta tai Yhdysvalloista Suomen olosuhteisiin sisältää epävarmuutta. Maksuhalukkuusarviot perustuivat kuitenkin pääasiassa suomalaisiin tuloksiin. Suomen ulkopuolella tapahtuvien haittojen arviointi on erittäin epävarmaa. Niistä saattaisi kuitenkin muodostua huomattava lisä Suomessa syntyviin kustannuksiin.

Materiaalivaurioiden haitta-arvion virhe muodostuu pitoisuuden, altistuvien materiaalimäärien, altistus–vaikutusfunktioiden ja yksikköarvojen virheestä. Suomessa altistuvat materiaalimäärät on arvioitu suhteuttamalla Tukholmassa inventoidut eri materiaalien määrät Suomen ja Tukholman asukaslukujen suhteessa. Tähän arvioon sisältyy virhemahdollisuus, jonka suuruudesta ei ole tarkkaa tietoa kuten ei myöskään altistus–vaikutusfunktioiden ja yksikköarvojen virheistä. Materiaalivaurioiden kustannusten osuus kokonaisuudessa on kuitenkin todennäköisesti suhteellisen vähäinen.

Merkittävimpiä virhelähteitä metsävaurioiden arvioinnissa ovat otsonin ja happamoitumisen arviointiin käytetyt altistus–vaikutusfunktiot. Varsinkin otsonin metsiä vaurioittavan vaikutuksen tutkiminen on vasta alussa. Happamoitumista on tutkittu huomattavasti enemmän, mutta vielä ei ole kiistattomasti voitu osoittaa, kuinka suuren haitan nykyiset ja ennakoitavat päästötasot tulevat aiheuttamaan. Esitetyt arviot haitasta ovat lähinnä esimerkkilaskelmia, joiden lopputulos parhaimmillaan arvioi haitan suuruusluokkaa. Vaikka tulokset sisältävätkin huomattavaa epävarmuutta, on niistä pääteltävissä, että metsävaurioiden aiheuttamat taloudelliset menetykset ovat todennäköisesti selvästi pienemmät kuin esimerkiksi terveysvaikutusten.

Satotappioiden laskemisessa käytettyihin altistus–vaikutusfunktioihin sisältyi arvio virherajoista. Funktioiden lisäksi pieni virhemahdollisuus on viljelypinta-aloissa ja satomäärissä, joista on käytetty useampivuotisia keskiarvoja. Myös laskelmassa käytettyyn otsonipitoisuuteen sisältyy jonkin verran epävarmuutta. Lisäksi tietyn sektorin tai yksittäisen laitoksen osuuden arviointi kaikista otsonin aiheuttamista satotappioista sisältää huomattavasti epävarmuutta. Satotappioiden merkitys on tarkastelun perusteella kuitenkin suhteellisen vähäinen.

Kaukaan laitoksen ilmapäästöjen vesistövaikutusten arviointi voitiin tässä tehdä vain karkean esimerkkilaskelman avulla. Tarkasteltujen päästöjen aiheuttamien vaikutusten arviointiin ja arvottamiseen Suomessa liittyy huomattavia epävarmuuksia ja vaikutusten kohdistaminen tietylle laitokselle päästöosuuden perusteella on epävarmaa. Merkittävää epävarmuutta sisältyy myös haittojen arvottamisessa käytettyihin maksuhalukkuusarvoihin. Esimerkkitarkastelun perusteella ilmapäästöjen vesistövaikutuksilla saattaisi olla jonkin verran merkitystä laitoksen kokonaisympäristökustannuksissa, joten arvioiden tarkentaminen olisi tarpeen.

Jätevesipäästöjen vaikutuksen kohdistamisessa Kaukaan osalle on jonkin verran epävarmuutta. Myös veden laadun muutoksista aiheutuvien vaikutusten arvottaminen on melko epävarmaa. Maksuhalukkuutta määrittäviin CV-tutkimuksiin sisältyvät omat epävarmuutensa. CV-menetelmään perustuvia, vesistön laadun muutokseen liittyviä maksuhalukkuusarvoja on Suomessa saatavilla ainoastaan yhdestä tutkimuksesta. Nämä kotitalouksien maksuhalukkuudet vesistön eri laatuluokkien väliselle muutokselle vaikuttavat suhteellisen suurilta. Tässä tarkastelussa muodostetun arvion perusteella vesistövaikutusten kustannuksilla saattaisi olla suhteellisen merkittävä osuus ympäristökustannuksissa kokonaisuudessaan, joten arvion tarkentaminen olisi aiheellista.

Melulle altistuvien määrää ja melutasoa voitiin tässä arvioida vain hyvin karkeasti. Teollisuusmelun ympäristökustannusten arvioinnissa epävarmuutta aiheuttaa myös se, että melun vaikutusten kustannuksista oli saatavilla tutkimustuloksia ainoastaan liikennemelun osalta. Melun osuus kokonaisuudessa voidaan kuitenkin tämän arvion perusteella todeta suhteellisen vähäiseksi.

Hajurikkipäästöjen terveysvaikutusten ympäristökustannusten epävarmuus syntyy sekä altistuvien väestömäärien että vaikutusten arvioinnissa. Hajuhaittojen terveysvaikutuksia on tutkittu paljon, mutta tässä tarkastelussa sovelletuissa esimerkkitutkimuksissa havaittuja yhteyksiä tietyn altistustason ja väestön terveyden välisistä suhteista ei ole yleistetty. Tässä esitetty arviointitapa perustui keskimääräisiin vuorokausipitoisuuksiin, ja saatu arvio on suhteellisen karkea. Ha-

jun viihtyvyysvaikutusten tapauksessa ei ollut saatavilla viihtyvyyshaitan arvoa koskevia tutkimustuloksia, joten haitan suuruutta arvioitiin meluhaitan kustannusten perusteella. Karkean arvion perusteella erityisesti hajun viihtyvyysvaikutuksilla saattaisi kuitenkin olla jonkin verran merkitystä kokonaisympäristökustannuksissa.

Jätteiden ympäristökustannuksia voidaan suhteellisen helposti arvioida tietyllä laitoksella toteutuneiden jätteenkäsittelykustannusten perusteella. Jätteenkäsittelystä mahdollisesti aiheutuvien vaikutusten ja niiden ympäristökustannusten arviointi on sen sijaan hyvin vaikeaa. Toisaalta jätteiden käsittelylle asetettavat tiukat vaatimukset saavat aikaan sen, että merkittäviä vaikutuksia ympäristöön esimerkiksi kaatopaikoilta ei enää tulevaisuudessa aiheudu.

Tässä tarkastelussa arvioitu maaperän saastumisen kustannusten suuruusluokka perustui metsäteollisuuden laitosten keskimääräisiin kustannuksiin, mutta ei välttämättä vastaa tapaustarkastelun kohteena olevan Kaukaan laitoksen tilannetta. Maaperän kunnostuksen kustannuksia voitaisiin arvioida tarkasteltavassa tapauksessa toteutuneiden kustannusten perusteella tai tulevaisuuden osalta soveltamalla riskien arviointia. Hyvällä ympäristöhallinnalla maaperään aiheutuvien päästöjen merkitys voidaan olettaa erittäin vähäiseksi.

Taulukkoon 21 on koottu yhteenveto tulosten luotettavuudesta ja merkittävimmistä epävarmuustekijöistä. Useimpien vaikutusten kohdalla arvio perustuu selvityksen tekijöiden subjektiiviseen käsitykseen, ei tarkkojen virherajojen laskentaan.

Taulukko 21. Yhteenveto tulosten luotettavuudesta (asteikko: erittäin heikko, heikko, kohtuullinen, hyvä, erittäin hyvä).

Vaikutus	Arvio luotettavuudesta	Merkittävimmät epävarmuustekijät
Päästöt ilmaan		
Terveysvaikutukset	kohtuullinen–hyvä	Altistus–vaikutusfunktiot, pitoisuus, yksikköarvot (oirekohtaisia eroja)
Materiaalihaitat, korrosio	hyvä	Arvioita ei ole tehty kaikille materiaaleille eikä epäpuhtauksille, materiaali-inventaario, pitoisuus
Materiaalihaitat, likaantuminen	kohtuullinen	Inventaario altistuvista kohteista, pitoisuus, yksikköarvot
Metsävauriot, happamoituminen	heikko	Altistus–vaikutusfunktiot, pitoisuus
Metsävauriot, otsoni	heikko	Altistus–vaikutusfunktiot, pitoisuus
Viljelykasivauriot	hyvä	Pitoisuus, arvioita ei ole tehty kaikille lajikkeille
Vaikutukset vesistöihin	heikko	Vaikutuksen kohdistaminen laitosta kohti, maksuhalukkuus
Päästöt vesistöihin	kohtuullinen–heikko	Maksuhalukkuus vesistön laadun muuttumisesta
Melu	kohtuullinen	Maksuhalukkuus teollisuusmelun haitan vähentämiseksi
Haju	kohtuullinen–heikko	Altistuksen ja vaikutuksen arviointi, maksuhalukkuus viihtyvyyshaitan vähentämiseksi
Jätteet	kohtuullinen	Muiden kuin suorien jätteenkäsittelykustannusten arviointi
Päästöt maaperään	heikko	Tapauskohtaisen arvion puuttuminen

Vaikka saatuihin arvioihin ympäristökustannuksista liittyy merkittävää epävarmuutta, niistä voidaan päätellä haittojen todennäköinen suuruusluokka ja myös se, mitkä vaikutukset ja päästökomponentit ovat todennäköisesti merkittävimpiä. Tarkastelutapaa voitaisiin soveltaa myös mm. erilaisten ympäristönsuojelutoimenpiteisiin liittyvien vaihtoehtojen vertailussa ympäristötaloudelliselta kannalta.