

# **Katsaus eri energiantuotantomuotojen ympäristövaikutuksiin**

Seppo Vuori, Risto Lautkaski, Antti Lehtilä & Vesa Suolanen

VTT Prosessit



ISBN 951-38-5947-9 (nid.)  
ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 951-38-5948-7 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)  
ISSN 1235-0865 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)

Copyright © VTT Valtion teknillinen tutkimuskeskus 2002

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

VTT Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Vuorimiehentie 5, PL 2000, 02044 VTT  
puh. vaihde (09) 4561, faksi (09) 456 4374

VTT Statens tekniska forskningscentral, Bergsmansvägen 5, PB 2000, 02044 VTT  
tel. växel (09) 4561, fax (09) 456 4374

VTT Technical Research Centre of Finland, Vuorimiehentie 5, P.O.Box 2000, FIN-02044 VTT, Finland  
phone internat. + 358 9 4561, fax + 358 9 456 4374

VTT Prosessit, Tekniikantie 4 C, PL 1604, 02044 VTT  
puh. vaihde (09) 4561, faksi (09) 456 5000

VTT Processer, Teknikvägen 4 C, PB 1604, 02044 VTT  
tel. växel (09) 4561, fax (09) 456 5000

VTT Processes, Tekniikantie 4 C, P.O.Box 1604, FIN-02044 VTT, Finland  
phone internat. + 358 9 4561, fax + 358 9 456 5000

Toimitus Leena Ukoski

Edita Prima Oy, Helsinki 2002

Vuori, Seppo, Lautkaski, Risto, Lehtilä, Antti & Suolanen, Vesa. Katsaus eri energiantuotantomuotojen ympäristövaikutuksiin [Review on environmental impacts of different energy production forms]. Espoo 2002. VTT Tiedotteita – Research Notes 2127. 87 s.

**Avainsanat** energy production, environmental impacts, nuclear power, natural gas, renewable energy sources, coal, emissions, flue gases, nuclear fuel cycle, accidents

## Tiivistelmä

Laaditussa katsauksessa tarkastellaan perusvoimantuotannon keskeisten vaihtoehtojen (ydinvoiman, maakaasun, uusiutuvien energialähteiden sekä kivihiilen) aiheuttamia haittavaikutuksia sekä väestölle ja työntekijöille että ympäristölle. Selvitys perustuu aiemmin Suomessa tai muualla toteutettuihin tutkimuksiin. Eri tuotantomuotojen haittavaikutusten monimuotoisuuden ja erilaisuuden takia katsausta laadittaessa ei pyritty esittämään kokonaisvaikutuksia kuvaavaa arviointisuuretta, jonka perusteella energiantuotantotavat voitaisiin asettaa haittojen suuruuden mukaiseen järjestykseen. Perusteluna tälle on myös se, että hyvin erityyppisten haittavaikutusten kuvaamiseen on vaikea löytää yhteismitallista arviointisuuretta.

Yleisenä johtopäätöksenä eri tuotantotapojen aiheuttamista terveyshaitoista väestölle ja henkilökunnalle voidaan todeta, että kivihiilen käyttöön perustuva energiantuotanto aiheuttaa suurimmat haitat erityisesti työntekijöille, etenkin polttoaineen hankinnassa sattuu tapaturmia. Nykyaikaisilla voimalaitoksilla savukaasujen puhdistusjärjestelmät vähentävät tehokkaasti päästöjä hiilidioksidia lukuun ottamatta. Suomalaisen voimalaitosten päästöistä aiheutuvat terveyshaitat ovat tutkimusten mukaan lähes yhtä suuria kivihiilen, puupolttoaineiden ja turpeen käyttöön perustuvilla tuotantoketjuilla. Arvioidut vaikutukset ovat selvästi pienempiä kuin vastaavat voimalaitokset aiheuttaisivat tiheimmin asuttuun Keski-Eurooppaan sijoitettuina. Ydinvoimaan ja maakaasun käyttöön perustuvan energiantuotannon aiheuttamat haitat väestölle ja työntekijöille ovat muihin vaihtoehtoihin verrattuna pienempiä ja näillä energiantuotantotavoilla keskenään samaa suuruusluokkaa. Tuulivoiman arvioidut haitat väestön kohdistuvina vaikutuksina ovat vertailtavista vaihtoehdoista pienimmät. Ammattitautien ja työtapaturmien nettomäärinä tuulivoiman aiheuttamat haitat ovat suunnilleen samansuuruisia kuin maakaasulle ja ydinvoimalle.

Teknisesti tehokkaimpia keinoja rajoittaa kasvihuonekaasujen päästöjä Kioton ilmastopimuksen edellyttämien rajojen alapuolelle ja kauempana tulevaisuudessa vielä tiukentuvien päästörajoitusten mukaisesti ovat niukasti päästöjä aiheuttavat tuotantomuodot. Julkaisussa kuvattavat VTT:ssä tehdyt laskelmat osoittavat, että päästöjen rajoittaminen kustannustehokkaasti edellyttää kaikkien rajoitustapojen ja erityisesti ydinvoiman ja uusiutuvien energiantuotantomuotojen käytön lisäämistä ja tuotantoteknologioiden aktiivista kehittämistä. Muita täydentäviä keinoja kasvihuonekaasupäästöjen rajoittamiseen ovat energiantuotantoprosessien tehostaminen ja erilaiset energiansäästötoimenpiteet. Kokonaiskustannuksiltaan edullisimpia rajoituskeinoja tarjoavat ydinvoimakapasiteetin lisäyksiä sisältävät energiantuotantoskenaariot.

# Alkusanat

Tässä julkaisussa esitetään yleisluontoinen katsaus eri energiantuotantomuotojen aiheuttamiin ympäristövaikutuksiin. Yhteiskunnan toiminnan keskeisenä edellytyksenä on monipuolinen, luotettava ja teknis-taloudellisesti tehokas energiantuotantojärjestelmä. Tehtäessä päätöksiä kuhunkin maahan parhaiten soveltuvista energiantuotantotavoista on otettava huomioon useita eri tarkastelunäkökulmia. Energiantuotannon tärkeän aseman vuoksi yleisessä keskustelussa ovat korostuneet energian ja erityisesti sähköntuotannon aiheuttamat haitat väestön terveydelle ja ympäristölle. Raportti on tarkoitettu muun muassa niille virka- ja luottamusmiehille, jotka eivät ole suoranaisesti perehtyneet eri energiantuotantomuotojen aiheuttamien ympäristövaikutusten ja turvallisuuden arviointiin mutta joutuvat tehtävissään tekemisiin näiden kysymysten kanssa esimerkiksi päätöksentekijöinä ja lausunnon antajina.

Koska pyrkimyksenä on kattavan yleiskuvan välittäminen eri energiamuotojen aiheuttamista terveys- ja ympäristövaikutuksista, ei tässä raportissa voida tarkastella vaikutusten arviointimenetelmien yksityiskohtia. Tässä raportissa keskitytään yleisiin näkökohtiin ja tyydytään yksityiskohtien osalta pelkistettyyn esitykseen, jonka seuraaminen ei edellytä syvällistä perehtymistä tähän monitieteelliseen aihepiiriin.

Kirjoittajien lisäksi raportin laadintaan myötävaikutti VTT:n tutkimustuloksiin nojautuvan tausta-aineiston kautta huomattava joukko VTT:n asiantuntijoita.

Raportti laadittiin VTT Prosessit -yksikössä ja hankkeen rahoittajana toimi Teollisuuden Voima Oy.

# Sisällysluettelo

Tiivistelmä.....	3
Alkusanat.....	4
1. Johdanto.....	7
2. Ydinvoiman ympäristövaikutukset.....	10
2.1 Voimalaitoksen normaalikäytön säteilyvaikutukset.....	12
2.2 Voimalaitoksen aiheuttamat yleiset ympäristövaikutukset.....	15
2.3 Ydinvoimalaitosonnettomuuksien aiheuttamat ympäristövaikutukset.....	16
2.3.1 Vakavien onnettomuuksien suunnitteluvaatimukset Suomessa.....	16
2.3.2 Todennäköisyyspohjaiset turvallisuusanalyysit.....	20
2.3.3 Varautuminen taloudellisiin vahinkoihin.....	21
2.4 Ydinpolttoainekierron aiheuttamat säteilyvaikutukset.....	24
2.5 Uraanin hankinnan ympäristövaikutukset.....	27
2.5.1 Uraanivaroista ja tuotannosta.....	27
2.5.2 YVA-menettelyistä ja ympäristösertifioinneista.....	27
2.5.3 Kaivostoiminnan säteilyvaikutuksista.....	29
2.5.4 Prosessivesien käsittely sekä ympäristön maisemointi.....	32
2.6 Ydinpolttoainekierron muut vaiheet.....	33
2.6.1 Isotooppiväkevöinti.....	33
2.6.2 Polttoaineen valmistus.....	35
2.6.3 Kuljetukset.....	36
2.6.4 Käytetyn polttoaineen kapselointi.....	38
2.6.5 Ydinjätteiden loppusijoituksen aiheuttamat ympäristövaikutukset.....	40
3. Energiantuotantotapojen vertailu.....	45
3.1 Päästöjen terveysvaikutukset.....	46
3.1.1 Episoditilanteet.....	46
3.1.2 Terveyshaittoja aiheuttavat pitoisuudet.....	48
3.1.3 Vertailu terveysvaikutusten perusteella.....	51
3.2 Happamoituminen.....	58
3.2.1 Päästöjen aiheuttama happamoituminen.....	58
3.2.2 Kaukokulkeutumissopimus.....	59
3.2.3 Päästöjen rajoittaminen.....	61
3.3 Kasvihuonekaasupäästöt.....	62
3.3.1 Kasvihuoneilmiö.....	62
3.3.2 Päästöjen rajoittaminen.....	65
3.3.3 Vertailu kasvihuonekaasupäästöjen perusteella.....	66
3.4 Kasvihuonekaasujen päästörajoitusten kustannusvaikutukset eri energiantuotantoskenaarioissa.....	70
3.4.1 Kasvihuonekaasujen päästöjen vähennystavoitteet.....	70
3.4.2 Kasvihuonekaasujen päästöjen vähentämisstrategiat Suomessa.....	71
4. Yhteenveto.....	76
Lähdeluettelo.....	82



# 1. Johdanto

Yhteiskunnan toiminnan keskeisenä edellytyksenä on monipuolinen, luotettava ja teknis-taloudellisesti tehokas energiantuotantojärjestelmä. Tehtäessä päätöksiä kuhunkin maahan parhaiten soveltuvista energiantuotantotavoista on otettava huomioon useita eri tarkastelunäkökulmia. Aiemmin keskeisenä tekijänä olivat taloudelliset seikat, mutta 1980-luvulta lähtien on päätöksentekoon tullut runsaasti uusia elementtejä. Keskeiselle sijalle ovat nousseet eri toimintoihin liittyvät ympäristövaikutukset. Energiantuotannon tärkeän aseman vuoksi yleisessä keskustelussa on korostunut energian ja erityisesti sähköntuotannon aiheuttamat haitat väestön terveydelle ja ympäristölle. Viime vuosina keskustelussa on edelleen korostunut luontoon kohdistuvien vaikutusten kokonaisvaltainen tarkastelutapa, jossa kiinnitetään erityistä huomiota siihen, että yhteiskunta toimisi kestäväen kehityksen periaatteiden mukaisesti eivätkä eri toiminnot aiheuttaisi pitkäaikaisia tai jopa peruuttamattomia muutoksia ympäristössä.

Energian tuotanto vaikuttaa ympäristöön monin tavoin. Luonnonvarojen kuluminen voidaan lukea ympäristövaikutukseksi samoin kuin uusiutuvien varojen liiallinen käyttö. Energian tuotantoa ja käyttöä varten joudutaan muuttamaan luontoa, esimerkiksi patoamaan jokia, raivaamaan voimajohtoja varten johtokatuja sekä rakentamaan energian tuotantoa palvelevia rakennuksia ja laitoksia sekä niihin liittyviä varasto- ym. alueita, teitä, satamia jne. Polttoaineen tuotanto ja jalostus vaatii myös maa-alaa, samoin jätteiden käsittely. Energian tuotannon ja käytön eri vaiheissa syntyy päästöjä ilmaan ja veteen.

Eri energiantuotantomuodoista aiheutuu hyvin erilaisia ympäristövaikutuksia. Taulukkoon 1 on koottu luettelomaisesti tärkeimpien energiantuotantomuotojen merkittävimpiä ympäristövaikutuksia.

Eri energiantuotantomuotojen aiheuttamia terveys- ja ympäristövaikutuksia tutkittaessa havaittiin jo alkuvaiheessa, että keskeiseksi kysymykseksi nousee aiheutuvien haittojen erilaisuus. Tästä syystä on pyritty etsimään menetelmiä, joilla voitaisiin esittää kullekin energiantuotantotavalle koko tuotantoketjun kokonaisvaikutuksia kuvaava arviointisuure. Tähän vaikutusten ilmaisemiseen yhteisellä mitalla liittyy huomattavia epävarmuuksia, jotka korostuvat verrattaessa hyvin eri tyyppisiä vaihtoehtoja esim. polttovoimalaitosten vaikutuksia vesivoimaan tai ydinvoimaan. Myös itse vaikutusten arviointiin liittyy merkittäviä epävarmuuksia, kuten voimalaitosten epäpuhtausaineiden päästöjen ympäristöä happamoittavien vaikutusten tai hiilidioksidipäästöjen aiheuttaman ilmaston lämpenemisen seurannaisvaikutukset.

Kirjallisuudessa on esitetty tuloksia monista eri vaiheissa laadituista ympäristövaikutusten vertailuista, joissa on pyritty etsimään erilaisia tapoja saattaa eri tyyppiset haitat yhteismitallisiksi kattaen kunkin tuotantovaihtoehdon koko elinkaaren aiheuttamat vaikutukset. Yksinkertaisin tapa on pyrkiä arvioimaan suoria mitattavia vaikutuksia, kuten pitoisuuksia ilmassa ja vedessä sekä maaperän happamoitumista. Käyttökäyttöhenkilöstön osalta vaikutuksia arvioitaessa voidaan tukeutua tapaturmatilastoihin, mutta työpaikkojen ilmanlaadusta aiheutuvat terveyshaitat sisältävät jo epävarmuuksia, sillä samankaltaisia vaikutuksia, esim. hengityselimistön sairauksia, voi aiheutua useista syistä. Väestöä tarkasteltaessa epäpuhtauspitoisuuksien ja terveyshaittojen

väläinen riippuvuus on ollut huomattavasti hankalammin tilastollisesti osoitettavissa. Esimerkiksi pienhiukkasilla on todettu olevan terveysvaikutuksia, mutta yksittäisten päästölähteiden osuutta kokonaisvaikutuksiin on hankala eritellä. Ympäristön olosuhteissa tapahtuvia muutoksia on voitu varmentaa mittaamalla, mutta seurannaisvaikutusten arviointi esim. rahassa tai epäsuorien terveysvaikutusten määrinä sisältää huomattavia epävarmuuksia.

*Taulukko 1. Energian tuotantomuotojen merkittävimpiä ympäristövaikutuksia.*

Vaikutustyyppi	Polttamiseen perustuva energiantuotanto					Ydinvoima	Vesivoima	Tuuli-voima
	hiili	öljy	kaasu	turve	puu			
Uusiutumattomien luonnonvarojen kuluminen	•	•	•	(•)		•		
Maankäyttö, maisemavaikutukset				•	•		•	•
Vesistön säännöstely, kalastus				•			•	
Vesistön lämpeneminen	•	•	•	•	•	•		
Melu								•
Säteilyn vaikutus						•		
Vaikutus ilman laatuun	•	•	•	•	•			
Happamoittava vaikutus	•	•	•	•	•			
Rehevöittävä vaikutus	•	•	•	•	•			
Kasvihuonevaikutus	•	•	•	•				

Viimeisimmissä toteutetuissa vertailututkimuksissa (mm. EU:n tutkimusohjelmissa toteutettu ExternE-projekti) on kattavasti käyty läpi eri vaihtoehtojen koko tuotantoketju elinkaarianalyysinä tarkastellen sekä polttoaineen hankinnan että laitosten rakennusainesten materiaalivirtoja ja materiaalien jalostamiseen tarvittavia energiamääriä. Sellaisenaan materiaalmäärät paino- tai tilavuusyksiköissä ilmaistuna eivät anna oikeaa kuvaa vaihtoehtojen haittavaikutuksista. Seuraavana vaiheena onkin arvioida eri tuotantovaiheiden aiheuttamia terveys- ja muita haittoja väestölle ja käyttökäytökunnalle käyttäen toisaalta tilastotietoja esim. tapaturmille ja toisaalta epäpuhtausainesten päästömääriä ja niiden pohjalta tehtyjä leviämisarvioita. Ympäristön ilmassa tai vesistöissä arvioitujen epäpuhtausainepitoisuuksien perusteella voidaan tehdä laskennallisia arvioita haittatapausten määristä.

Tulosten epävarmuudet kasvavat sitä enemmän mitä pidemmälle meneviin arvioihin pyritään. Yksi keskeinen epävarmuus on pienten epäpuhtauspitoisuuksien ja terveyshaittojen välinen yhteys, vaikka suuremmilla pitoisuuksilla yhteys haittoihin olisikin todettu. Esimerkiksi säteilyn aiheuttamien haittojen arvioinnissa noudatetaan periaa-



tetta, että hyvin vähäisetkin lisäykset säteilyannoksissa lisäävät haittojen määrää. Haittatapausten kokonaismäärän arviointi suoritetaan perustuen henkilöryhmän tai koko väestön yhteenlaskettuun annokseen, joka voi koostua hyvin pienistä yksilökohtaisista altistusmääristä. Vastaavin perustein arvioidaan myös pienhiukkasista aiheutuvia terveyshaittoja.

Uusimmissa vertailututkimuksissa käytetään arvioitujen haittojen saattamiseksi yhteismitallisiksi useita tapoja, kuten menetettyjen elinvuosien määrää tuotettua energiamäärää kohden. Lopullisena arviointisuurena käytetään nykyään usein ns. ulkoiskustannusten määrää, jolla yleisesti tarkoitetaan sellaisia yhteiskunnalle ympäristöhaittojen myötä aiheutuvia kustannuksia, jotka eivät sisälly energian hintaan. Näennäisestä yhteismitallisuudesta huolimatta ulkoiskustannusarvioihin kasautuvat arvioinnin kaikkien osavaiheiden epävarmuudet ja haittojen subjektiiviset arvostukset. Muunnettaessa esim. kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttaman ilmaston lämpenemisen seurannaisvaikutuksia kustannuksiksi on tehtävä monia oletuksia sekä vaikutuksista mm. ekosysteemeihin että yhteiskuntien tulevista kehityskuluista.

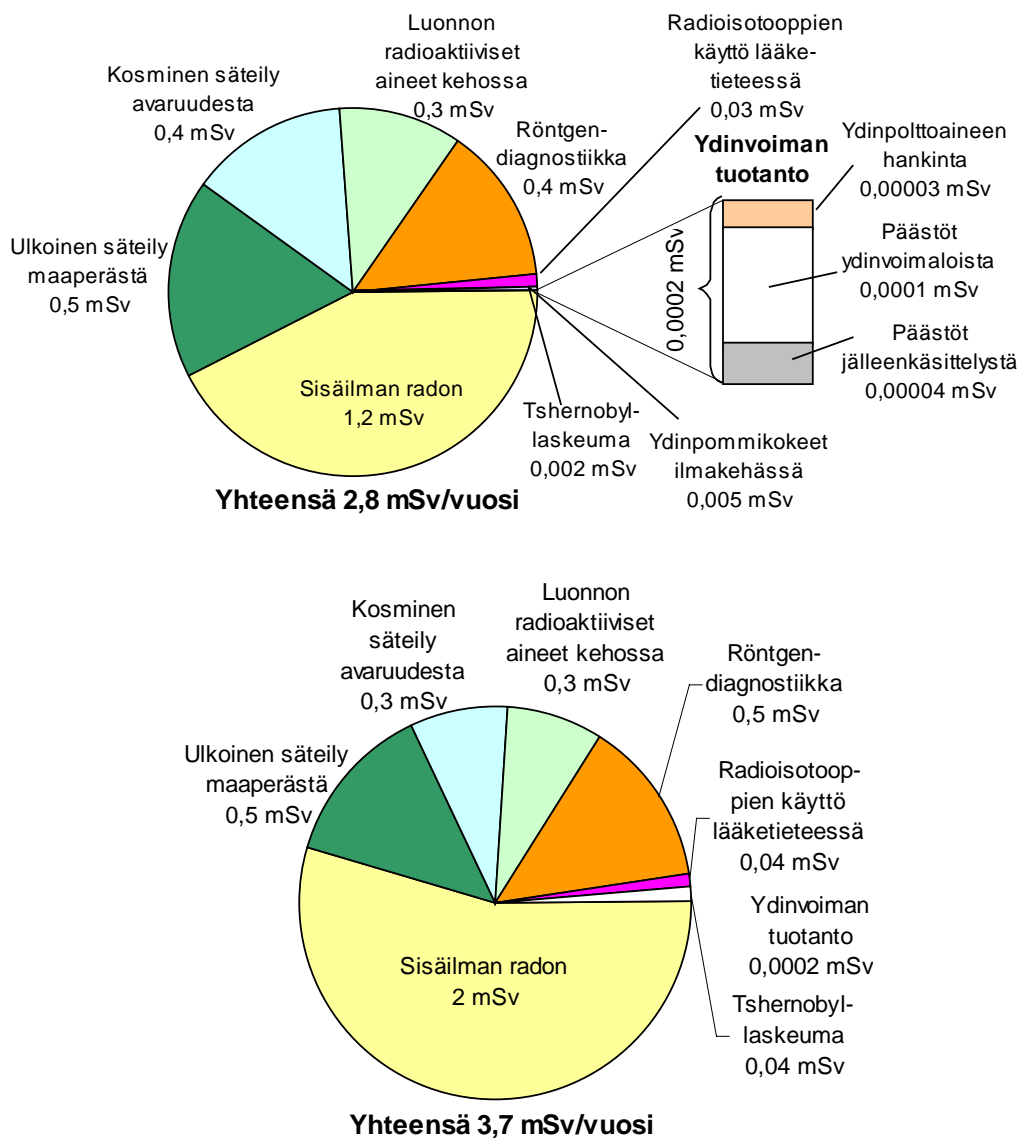
Käytännön päätöksenteossa ei kuitenkaan ole ollut tarvetta korostaa erilaisten haittojen yhteismitallista tarkastelua. Eri energiantuotantotapojen tuotantoketjujen aiheuttamien haittojen vähentämisessä on epävarmuuksista huolimatta edetty noudattaen kullekin osavaiheella määritettyjä ainekohtaisia päästö- ja pitoisuusrajoituksia sekä vaatimuksia turvallisuustason parantamiseksi. Tällä tavoin on esimerkiksi vähennetty merkittävästi ympäristöä happamoittavien päästöjen määriä sekä kehitetty ydinvoimalaitosten ja suunniteltujen loppusijoitusratkaisujen turvallisuutta. Vastaavalla tavalla viime aikoina on kiinnitetty lisääntyvää huomiota eri lähteistä peräisin olevien pienhiukkasten päästöjen rajoittamiseen. Kestävän kehityksen periaatteiden mukaisesti koko yhteiskunnan kannalta on katsottu erityisen tärkeäksi rajoittaa eri lähteistä peräisin olevia kasvihuonekaasujen päästöjä monipuolisin keinoin riippumatta ilmastovaikutusten laajuutta ja seurannaisvaikutuksia koskevista epävarmuuksista.

Haittavaikutusten monimuotoisuudesta ja erilaisuudesta johtuen ei voida esittää mitään yleispätevää, eri tyyppiset vaikutukset ympäristölle, väestölle ja käyttöhenkilöstölle yhdistävää arviointisuuretta. Sen vuoksi tässä energiantuotantomuotojen ympäristövaikutuksia käsittelevässä katsauksessa ei ole tarkoituksena luokitella energiantuotantomuotoja haittojen perusteella järjestykseen. Tavoitteena on sen sijaan kuvailla yleisemmin Suomen kannalta keskeisiin energiantuotantotapoihin liittyviä ympäristö- ja turvallisuusnäkökohtia sekä esittää tuloksia aikaisemmista tutkimuksista. Näin pyritään pääosin laadullisesti vertailemaan aiheutuvia vaikutuksia sekä havainnollistamaan vaikutuksia verrattuna muihin haittoihin.

Katsauksessa käsitellään pääasiallisesti niitä energiantuotantomuotoja, jotka Suomessa soveltuvat vaihtoehdoiksi harkittaessa täydennyksiä sähkön perustuotantoon tai muuhun huomattavan laajaan sähköntuotantoon soveltuvaan voimalaitoskapasiteettiin. Voimalaitokset voivat olla joko pelkästään sähköä tuottavia lauhdelaitoksia tai yhdistettyjä sekä sähköä että kaukolämpöä tai prosessilämpöä tuottavia laitoksia. Tarkasteltavia vaihtoehtoja ovat ydinvoima ja polttovoimalaitokset, joiden polttoaineena käytetään maakaasua, biopolttoaineita, kivihiiltä tai näiden yhdistelmiä. Lisäksi tarkastellaan suppeasti tuulivoiman aiheuttamia vaikutuksia. Liikenteen tarvitseman energian tuotantoa ja käyttöä ei tarkastella tässä katsauksessa, vaikka sillä on keskeinen merkitys pienhiukkasten ja typpioksidien päästöissä.

## 2. Ydinvoiman ympäristövaikutukset

Kansainvälisesti hyväksytyjen periaatteiden mukaisesti ydinenergian hyödyntämiin perustuvalla sähköntuotannolla on asetettu tiukat turvallisuusvaatimukset. Toiminnan hyväksyttävyyttä edellyttää, että mikään polttoainekiertoonsa kuuluva toiminto tai laitos ei saa aiheuttaa kansallisia tai kansainvälisiä säteilyrajoja ylittäviä annoksia tai terveysriskejä elolliselle luonnolle ja ihmisille. Maailmanlaajuisesti tarkasteltuna ydinenergiaan perustuvan sähköntuotannon osuus on alle 0,01 % yksilölle aiheutuvasta säteilyannoksesta, joka on peräisin ympäröivästä luonnosta, avaruudesta tai ihmisen muista toiminnoista, kuten lääketieteellisistä tutkimuksista ja hoidosta (kuva 1, UNSCEAR 2000, STUK 1998).

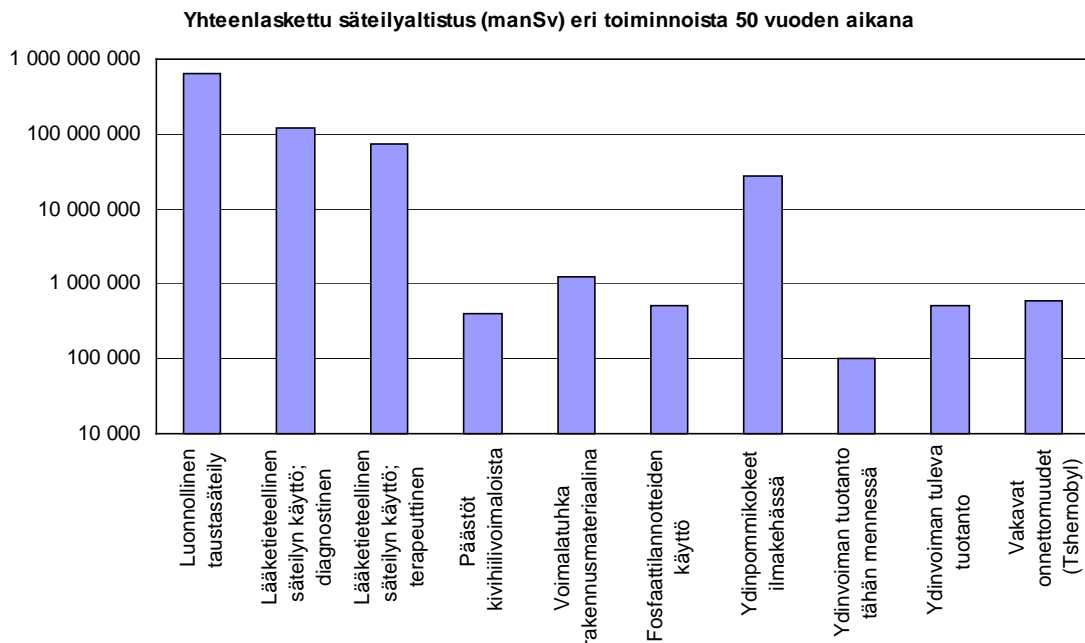


Kuva 1. Vuosittain eri lähteistä aiheutuvat osuudet yksilön keskimääräisestä säteilyannoksesta (millisieverttiä(mSv) vuodessa) maailmanlaajuisesti (ylempi kuva) ja Suomessa (alempi kuva) (UNSCEAR 2000, STUK 1998).

Kuvassa 2 esitetään Yhdistyneiden Kansakuntien alaisen säteilyn vaikutuksia selvittävän tieteellisen komitean (UNSCEAR) vertailu eri lähteistä aiheutuvista koko maailman väestön säteilyaltistusmääristä. Koska pitkäikäisimmät radioaktiiviset aineet säilyvät ympäristössä varsin kauan ja aiheuttavat siten väestölle säteilyaltistusta pitkäaikaisesti, on tapana laskea yhteen koko tarkastelujakson kuluessa ja koko väestölle yhteensä kertyvät säteilyannokset, jolloin saadaan ns. väestöannos, jonka yksikönä on käytössä manSv (henkilöiden lukumäärä × annos).

Kuvassa on kullekin tarkastellulle toiminnolle otettu huomioon 50 vuoden jatkuvasta toiminnasta aiheutuva vaikutus. Mikäli toiminnan kesto on alle 50 vuotta, kuvassa ilmoitetaan toiminnasta kokonaisuudessaan aiheutuva annosvaikutus. Ydinvoiman tuotantoketjun eri vaiheissa ympäristöön vapautuvien pitkäikäisten radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa säteilyaltistusta arvioitaessa on laskettu yhteen 10 000 vuoden kuluessa kertyvät vaikutukset.

Kuva osoittaa, että ehdottomasti merkittävin koko maapallon väestön säteilyaltistuksen aiheuttaja on luonnollisista lähteistä yhteensä aiheutuva altistus. Ydinvoiman käytöstä koko tuotantoketju kattaen ja myös tapahtuneet onnettomuudet mukaan lukien aiheutuu varsin vähäinen osuus koko säteilyaltistuksesta.



*Kuva 2. Maailman väestölle aiheutuva yhteenlaskettu säteilyaltistus (väestöannos) eri toiminnoista 50 vuoden toimintajakson kuluessa yhteensä, tai yksittäisistä tapahtumista ajanjaksolla 1945–1997. Pitkäikäisten radioaktiivisten aineiden päästöjen (koko toimintavaiheen kuluessa tai 50 vuoden aikana) aiheuttamaa väestöannosta arvioitaessa on laskettu yhteen 10 000 vuoden kuluessa kertyvät vaikutukset (UNSCEAR 1993 & 2000, Rasilainen ym. 2001). Huom. kuvassa on käytetty logaritmisista asteikkoja.*

Ydinpolttoaineen hankintaan ja valmistukseen kuuluu kaivostoiminta, uraanirikasteen konversio, isotooppiväkevöinti ja polttoaineen valmistus. Tuotantoketjun jatkovaiheisiin kuuluvat sähköntuotanto voimalaitoksilla, käytetyn polttoaineen välivarastointi, kuljetukset sekä vaihtoehtoisesti jälleenkäsittely ja runsasaktiivisen jälleenkäsittelyjätteen loppusijoitus tai kapseloidun käytetyn polttoaineen suora loppusijoitus ilman jälleenkäsittelyä. Seuraavissa kohdissa luodaan katsaus näiden eri vaiheiden radiologisiin ympäristövaikutuksiin sekä myös eräisiin muihin yleisiin ympäristövaikutusten arviointitarkastelujen (YVA) piiriin kuuluviin kysymyksiin.

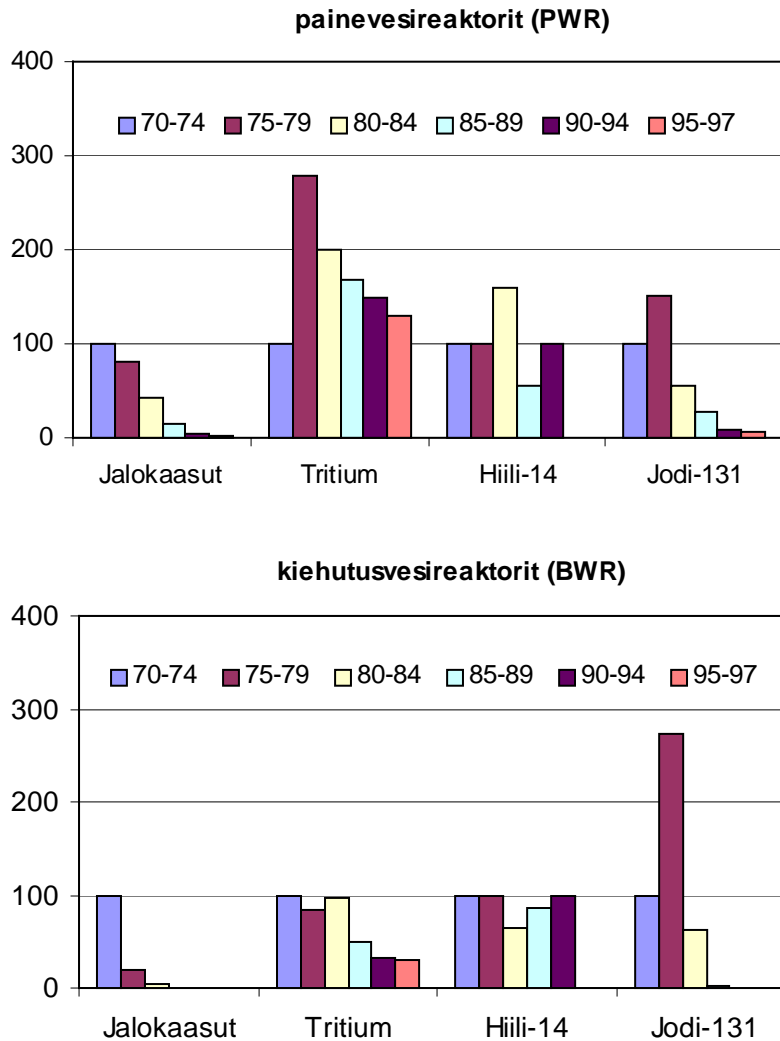
## 2.1 Voimalaitoksen normaalikäytön säteilyvaikutukset

Ydinvoimalaitoksen normaalikäytön aiheuttamat vähäiset radioaktiivisten aineiden päästöt ympäristöön ovat joko kaasumaisia eli jalokaasuja ja muita kaasumaisessa muodossa esiintyviä aineita tai vesistöön nestemäisessä muodossa joutuvia aineita. Jalokaasut ovat enimmäkseen lyhytikäisiä, radioaktiivinen puoliintumisaika on muutamia tunteja tai vuorokausia. Jalokaasujen vapautumista ympäristöön viivästetään aktiivihiilikolonneilla tai muilla suodatinjärjestelmillä. Muutamat ydinvoimalaitoksen kaasumaisista ja nestemäisistä päästöistä, kuten tritium (H-3) ja radiohiili (C-14), ovat varsin pitkäikäisiä. Niistä C-14 on selvästi merkittävin ja siitä aiheutuu kaikki altistusreitit huomioon ottaen merkittävin osuus säteilyannoksista, jotka ovat ydinvoimalaitoksen lähialueella alle sadasosa viranomaisten asettamaan raja-arvoon verrattuna ja kauempana vielä pienempiä.

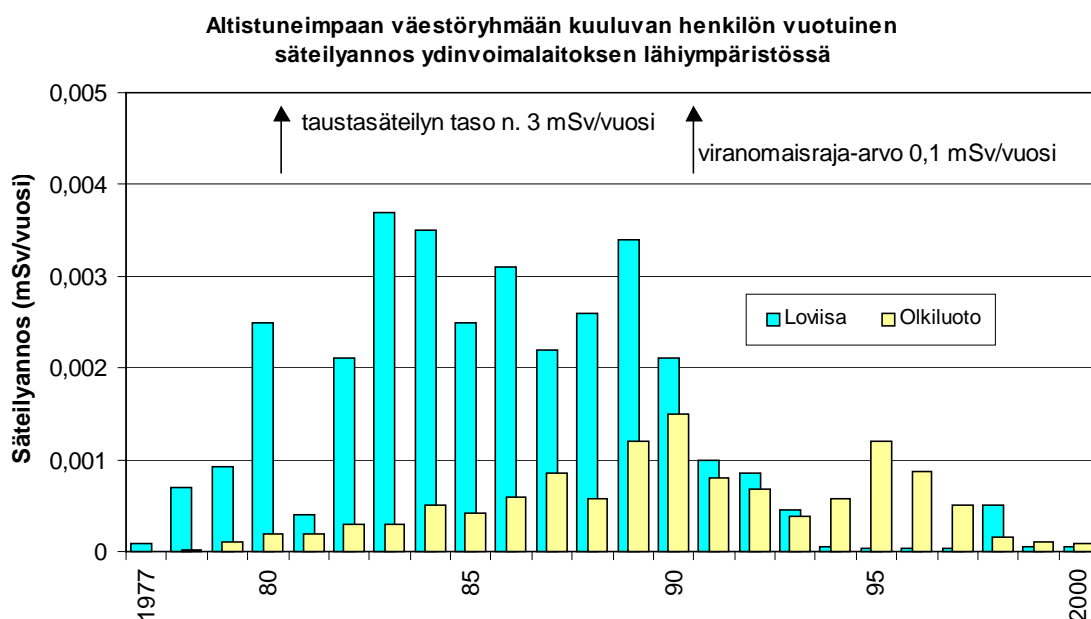
Normaalikäytön päästöt kevytvesireaktoreista ovat muuttuneet merkittävimpien aineiden osalta kuvassa 3 esitetyllä tavalla. Kehitykseen ovat vaikuttaneet laitostekniikan muuttuminen, uusien laitosten tehokkaammat puhdistusjärjestelmät sekä vanhempien laitosten uudenaikaistamiset. Kehityssuuntien havainnollistamiseksi tulokset esitetään suhteutettuna ensimmäisen seurantajakson päästöihin. Erityisesti jalokaasujen ja jodin päästöt ovat merkittävästi pienentyneet sekä painevesi- että kiehuvesityyppisillä reaktoreilla. Tritiumin ja radioaktiivisen hiilen (C-14) päästöt ovat edelleen suunnilleen samalla tasolla. Suomalaisten laitosten päästöt ovat kaikkien aineryhmien osalta selvästi pienempiä kuin kuvassa viimeiselle jaksolle esitetyt keskimääräiset päästömäärät. Vielä 1970-luvun alkupuolella normaalikäytöstä johtuvista säteilyannoksista maailman koko laitoskantaa tarkasteltaessa merkittävin osuus muodostui jalokaasupäästöjen aiheuttamista ulkoisista annoksista. Nykyisin jalokaasu- ja jodipäästöjen merkittävästi alennuttua suhteellisesti suurin osa annoksista sekä lähi- että kaukoalueella aiheutuu elintarvikkeiden mukana kehoon joutuvan C-14:n aiheuttamasta sisäisestä altistuksesta. Myös Suomessa on päästöjä pystytty tehokkaasti alentamaan – erityisesti mereen vapautuvien päästöjen osalta ja vähäisestä vuotuisannoksesta (luokkaa 0,0001 mSv) pääosa aiheutuu ilmaan tapahtuvista päästöistä.

Voimayhtiöt ja Säteilyturvakeskus seuraavat ja raportoivat säännöllisesti Suomen ydinvoimalaitoksilla ympäristön aktiivisuuspitoisuuksia ilmassa, maaperässä ja merialueilla sekä järvissä. Laskentamallien avulla tehdään myös jatkuvasti päästöjen leviämisen- ja säteilyannostarkasteluja. Ydinvoimalaitoksen käytöstä voimalaitoksen lähialueen altistuneimmalle väestöosalle aiheutuvat säteilyannokset jäävät sängen

pieniksi (kuva 4), noin tuhannesosaan luonnon taustasäteilystä ja huoneilman radonista aiheutuvasta annoksesta (n. 3 mSv, kuva 1) ja noin 0,1–1 %:iin suurimmasta sallitusta annoksesta (0,1 mSv vuodessa). Myös muissa maissa toimivien kehittyntä tekniikkaa käyttävien ydinvoimalaitosten lähiympäristön väestölle aiheuttamat säteilyannokset ovat suunnilleen samansuuruisia, noin 0,001–0,003 mSv vuodessa (UNSCEAR 2000).



Kuva 3. Kevytvesireaktorien (PWR & BWR) normaalikäytössä tapahtuvien radioaktiivisten aineiden päästöjen suhteellinen muuttuminen eri aikajaksoilla vuodesta 1970 lähtien (UNSCEAR 2000). Kunkin aineryhmän osalta päästöjä on verrattu ensimmäisen jakson päästöjen suuruuteen (=100).



Kuva 4. Suomalaisten ydinvoimaloiden normaalikäytön päästöjen perusteella laskennallisesti arvioidut vuotuiset säteilyannokset voimalan lähialueen altistuneimman väestöosan yksilölle. Vertailuna voidaan todeta, että viranomaisten asettama raja-arvo on 0,1 mSv/vuosi ja suomalaisen keskimääräinen vuotuinen säteilyaltistus luonnon taustasäteilystä ja sisäilman radonista on kuvan 1 mukaan noin tuhatkertainen eli n. 3 mSv. Ydinvoiman normaalikäyttö aiheuttaa kokonaisaltistukseen siis hyvin vähäisen lisäyksen (STUK 2001a).

Alueellisesti ja maailmanlaajuisesti leviävät ja altistavat pitkäikäiset radioaktiiviset aineet hakeutuvat luonnossa pitoisuuksien suhteen tasapainotilaan ilmakehän, maaperän sekä merialueiden välillä. Näiden aineiden aiheuttamaa yhteenlaskettua altistusta ilma- ja vesipäästöjen seurauksena voidaan tarkastella laskentamallien avulla ottaen huomioon maailmanlaajuisesti eri alueiden välillä siirtyvät ainemäärät sekä mm. väestötiheydet eri alueilla. Tyypillisen nykyaikaisen ydinvoimalaitoksen Euroopan väestölle yhteensä 500 vuoden kuluessa aiheuttama säteilyannos (OECD 2000a) on alle 1 manSv/GWa (1 GWa = 1000 MW:n ydinvoimalaitoksen vuodessa tuottama sähköenergiamäärä). Normaalikäytöstä väestölle yhteensä aiheutuva annos kertyy pienistä vuotuisista yksilöannoksista suurelle väestömäärälle pitkän aikavälin kuluessa. Yhteenlaskettu annos on erittäin pieni esim. verrattuna vastaavana aikana kertyvään säteilyannokseen luonnon taustasäteilystä ja huoneilman radonista (kuvat 1 ja 2). UNSCEAR-komitean vuoden 1993 raportin (UNSCEAR 1993) mukaan nykyaikaisen kivihuilaitoksen, turvelaitoksen ja maakaasulaitoksen aiheuttamat väestöannokset ovat vastaavasti 0,5, 2 ja 0,03 manSv/GWa.

## **2.2 Voimalaitoksen aiheuttamat yleiset ympäristövaikutukset**

Olkiluotoon tai Loviisaan mahdollisesti rakennettavan uuden ydinvoimalaitosyksikön ympäristövaikutuksia on kattavasti tarkasteltu ympäristövaikutusten arviointiselostuksissa (TVO 1999, Fortum 1999), jotka ovat olleet käytettävissä mm. kauppa- ja teollisuusministeriön lähdemateriaalina sen valmistellessa valtioneuvoston lisäydinvoiman rakennushanketta koskevaa periaatepäätöstä.

Ydinvoimalaitoshankkeen YVA-menettelyssä tarkasteltiin uuden voimalaitosyksikön rakentamisen seurauksena voimalaitosalueella tapahtuvien toimintojen sekä näistä johtuvien, voimalaitosalueen ulkopuolelle ulottuvien muutosten ympäristövaikutuksia.

Voimalaitosalueella tapahtuvia toimintoja ovat uuden ydinvoimalaitosyksikön ja siihen liittyvien rakenteiden, kuten jäähdytysvesiteiden, satamalaiturin ym., rakentaminen ja käyttö. Näitä toimintoja ovat myös käytetyn polttoaineen välivaraston laajennuksen sekä matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustilan laajennuksen rakentaminen ja käyttö. Voimalaitoksen ulkopuolelle ulottuvia toimintoja ovat mm. voimajohdon rakentaminen, mahdollisen toisen raakavesialtaan rakentaminen sekä voimalaitosyksikön rakentamisen ja käytön aikainen liikenne.

### ***Rakennusvaiheen vaikutukset***

Uuden yksikön rakentaminen kestää noin 4–5 vuotta. Lähiympäristöön rakennustöistä aiheutuvia vaikutuksia, kuten melua, tärinää ja pölyämistä, aiheutuu lähinnä kahden ensimmäisen vuoden aikana. Rakentamisaikana henkilöliikenne laitokselle tulee merkittävästi kasvamaan. Etenkin rakentamisen alkuvaiheessa myös raskaan liikenteen osuus tiellä kasvaa.

### ***Vaikutukset maankäyttöön, maisemaan ja rakennettuun ympäristöön***

Uusi voimalaitosyksikkö sijoittuu joko Olkiluodon tai Loviisan ydinvoimaloiden laitosalueelle ja hyödyntää siellä jo olemassa olevaa infrastruktuuria. Uuden yksikön rakentaminen aiheuttaa joitain uudelleenjärjestelyjä voimalaitosalueella, esimerkiksi kulkuyhteyksissä.

Lähimaisemassa voimalaitosyksiköt ovat jo nykyisin maisemaa hallitseva elementti. Uusi yksikkö lisää tähän kokonaisuuteen kolmannen samantyyppisen elementin mutta ei kuitenkaan muuta sen luonnetta olennaisesti. Kaukomaisemassa reaktorirakennusten yläosat ja niiden poistoilmapiiput näkyvät kauas merelle.

### ***Vaikutukset vesistöön ja kalatalouteen***

Jäähdytysvesi lämpiää voimalaitoksella noin 10–14 °C. Otettava vesi on lämpimimmillään noin 20 C-asteista. Purettavan veden lämpötila on siis enintään noin 30–34 °C. Purkualueella meressä veden lämpötila laskee nopeasti ja noin 500 metrin

päässä purkukohdasta lämpötila on jäähdytysvesivirran lämpimimmällä keskikohdalla enää 1–2 °C normaalia korkeampi. Vesieliöille vahingollisen korkeita lämpötiloja ei täten tule esiintymään purkualueella. Jäähdytysvedessä ei tapahdu lämpötilan nousun lisäksi muita laadun muutoksia, joten siitä ei aiheudu ravinnekuormitusta tai happea kuluttavien aineiden kuormitusta. Jäähdytysveden johtamisella ei näin ole haitallisia vaikutuksia läheisen merialueen veden laatuun.

Uusi yksikkö kasvattaa sulan tai heikentyneen jään alueen pinta-alan noin kaksinkertaiseksi. Jäätilanteen heikkeneminen voi rajoittaa jäällä kulkemista ja esimerkiksi jäältä tapahtuvaa talvikalastusta. Uuden yksikön jäähdytysvesien aiheuttamat kasvillisuusvaikutukset rajoittuvat muutaman kilometrin säteellä purkupaikasta sijaitseville, kasvillisuuden kehittymiselle muutoin soveltuville pohja-alueille. Nykyisten ydinvoimalaitosyksiköiden henkilöstön keskuudessa jäähdytysveden purkualueen ympäristövaikutuksia ei ole koettu kovin haitallisiksi.

Kalojen halukkuus hakeutua nykyisten voimalaitosyksiköiden jäähdytysvesien vaikutusalueelle on selvästi havaittavissa. Kalalajistossa purkualueella tai sen läheisyydessä ei ole todettu kalastuksen kannalta haitallisia tai muutoin merkittäviä muutoksia jäähdytysvesien johtamisen vuoksi. Jonkin verran kaloja siivilöityy jäähdytysveden imupuolen siivilöihin, joista ne voidaan kerätä talteen. Voimalaitoksen lämmennyttä jäähdytysvettä voidaan toisaalta hyödyntää esim. kalanviljelytoiminnassa laitosalueella.

### ***Meluvaikutukset***

Ydinvoimalaitoksella käytön aikana kuuluva ääni on luonteeltaan tasaista, vaimeaa huminaa ympäri vuorokauden, ja se peittyy varsin vähäisenkin muun äänen, esimerkiksi meren kohinan tai tuulen huminan alle. Tyynellä säällä, jolloin ääni kantaa merellä hyvin, nykyiseltä voimalaitokselta lähtevä ääni on kuultavissa lähimmillä vapaa-ajan asunnoilla ja saarilla. Uuden yksikön rakentaminen ei olennaisesti muuta nykyistä melutasoa.

## **2.3 Ydinvoimalaitosonnettomuuksien aiheuttamat ympäristövaikutukset**

### **2.3.1 Vakavien onnettomuuksien suunnitteluvaatimukset Suomessa**

Ydinvoimalaitoksen suunnittelussa johtavana turvallisuusperiaatteena on estää tai ainakin hallitusti rajoittaa radioaktiivisten aineiden pääsyä ympäristöön kaikissa tilanteissa. Ydinvoimalaitoksissa käytetään korkealaatuisia laitteistoja, jotta niiden vikaantumisen todennäköisyys olisi mahdollisimman pieni. Häiriö- ja onnettomuustilanteita edeltäviä alkutapahtumia ehkäistään myös antamalla käyttöhenkilöstölle mahdollisimman perusteellinen koulutus, muun muassa Loviisan ja Olkiluodon koulutussimulaattorien kaltaisina apuvälinein. Koska onnettomuustilanteita ja niitä lievempiä häiriötilanteita ei kuitenkaan voida täysin välttää, laitoksilla on erilaisia mitaus- ja suojalaitteita. Ne ilmoittavat häiriöistä ja käynnistävät automaattisesti suoja- ja varoimenpiteitä, jos laitoksen tilassa havaitaan epänormaaleja piirteitä. Näin py-



ritään estämään häiriön eteneminen onnettomuudeksi. Mittaus- ja suojalaitteet sekä vastaavat toiminnot on moninkertaisesti varmistettu. Tärkein suoja toimi on reaktorin pikapysäytys.

Teknisten turvajärjestelmien, erityisesti reaktorin hätäjähdytysjärjestelmien ja suojarakennuksen, tehtävänä on estää laitoksen sisällä tapahtuneen teknisen vaurion kehittyminen ympäristöä uhkaavaksi onnettomuudeksi. Viranomaiset edellyttävät vielä, että laitoksen ympäristössä varaudutaan väestön suojaamiseen.

Radioaktiivisten aineiden vapautumista ympäristöön onnettomuuksien yhteydessä pyritään ehkäisemään useilla peräkkäisillä esteillä:

- Ensiksi ydinvoimalaitoksissa polttoaine on reaktorissa keraamisina kiinteinä nappaina, joissa valtaosa radioaktiivisista aineista pysyy normaaliolosuhteissa.
- Toiseksi polttoaine on sijoitettu tiiviisiin metalliputkiin, ns. polttoainesauvoihin, jotka yleensä on tehty zirkoniumseoksesta.
- Kolmanneksi reaktorin polttoainesydän ja sitä jäähdyttävä vesi on suljettu tiiviiseen ensiöpiiriin, joka muodostuu reaktorin paineastiasta ja siihen liitetyistä kiertopiireistä.
- Neljänneksi, sen varalta että ensiöpiiriin tulisi vuoto ja polttoaine vaurioituisi, reaktoria ja ensiöpiiriä ympäröi suojarakennus, joka on mitoitettu kestämään onnettomuuden aiheuttama ylipaine ja suojaamaan ulkopuolelta tulevilta vaikutuksilta.

Yleisenä luontaisena turvallisuuskäytäntönä ydinlaitoksissa on tilojen, joihin potentiaalisesti voisi vapautua radioaktiivisia aineita, pitäminen alipaineistettuna, jolloin ympäristöön ei hallitsemattomasti pääse vapautumaan radioaktiivisia aineita.

Laitoksen käyttötilanne voi mahdollisesti johtaa vakavaan reaktorionnettomuuteen kahdella tavalla:

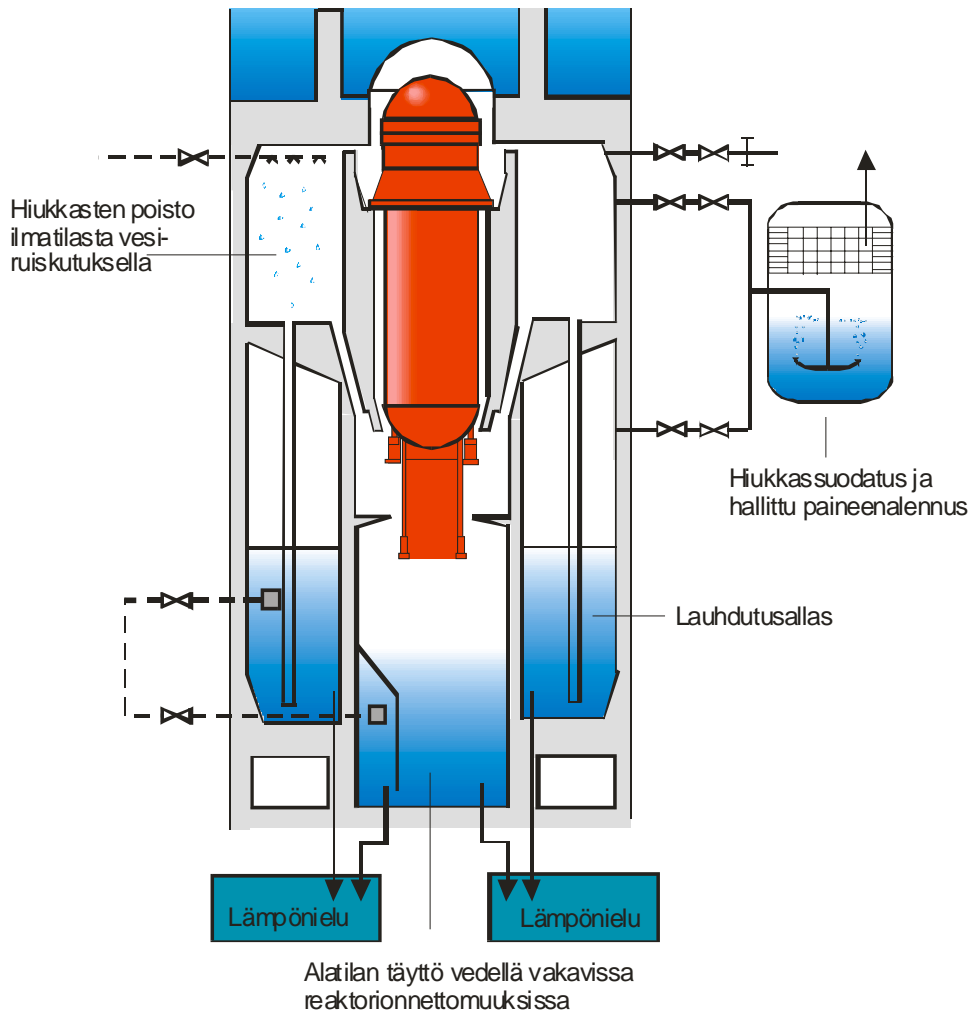
- Reaktorin teho nousee yli ensiöpiirin jäähdytyskapasiteetin.
- Jäähdytysjärjestelmä rikkoontuu tai sen toiminta häiriintyy siten, että reaktorisydämen jäähdytys ei ole riittävää.

Vakavana reaktorionnettomuutena pidetään tilannetta, jossa reaktorisydän sulaa osittain tai kokonaan edellä mainituista syistä. Useimmat sähköntuotantoon käytetyistä maailman reaktoreista – muun muassa kaikki nykyiset Suomen neljä reaktoria – ovat niin sanottuja kevytvesireaktoreita. Niiden ydinfysikaaliset ominaisuudet yhdessä ohjaus- ja suojausjärjestelmien kanssa aikaansaavat vakaat toimintaolosuhteet, joissa polttoaineen ja jäähdytysveden lämpötilan nousu suunniteltua korkeammaksi luontaisesti hillitsee ketjureaktioita. Täten hallitsematonta tehon nousua voidaan käytännössä pitää poissuljettuna mahdollisuutena tämäntyyppisillä reaktoreilla.

Kevytvesireaktoreissa merkittävin syy vakavien onnettomuustilanteiden syntymiselle ei ole reaktorin tehon hallitsematon nousu vaan jäähdytteen tai jäähdytyksen menetys. Ellei reaktorisydän saa riittävää jäähdytystä, se voi vaurioitua ja sulaa. Jääh-

dytysveden menetys tosin viimeistään pysäyttää ketjureaktion, elleivät reaktorin säätösauvat ole jo aikaisemmin pysäyttäneet sitä. Kuitenkin polttoaineessa olevista radioaktiivisista aineista säteilyn muodossa vapautuva energia eli jälkilämpö kuumentaa edelleen sydäntä teholla, joka välittömästi pikasulun jälkeen vastaa muutamia prosentteja ja vielä tunnin jälkeen 1–2 %:a reaktorin täydestä tehosta. Tämän takia reaktorit varustetaan hätäjähdytysjärjestelmillä, jotka syöttävät lisävettä kuivuvaan reaktorisydämeen.

Reaktorionnettomuudessa rikkoutuneesta ensiökiertopiiristä suojarakennukseen purkautuva höyry ja kaasut aiheuttavat sen hitaasti etenevän ylipaineistumisen. Ydinvoimalaitokset on kuitenkin varustettu järjestelmillä (kuva 5; Olkiluodon laitoksen turvajärjestelmät), jotka hallitusti onnettomuuden alkuvaiheiden jälkeen alentavat suojarakennuksen painetta johtamalla höyrypurkauksen lauhdutusaltaaseen. Siltä varalta, että painetta ei näin voida alentaa riittävästi, on laitoksella erityinen ylipaine-



Kuva 5. Nykyisin Olkiluodossa käytössä olevan ydinvoimalaitoksen turvajärjestelmät vakavien onnettomuuksien hallintaa varten päästöjen ehkäisemiseksi ja rajoittamiseksi (TVO).

suojaus. Suojarakennuksen paineen mahdollisesti kasvaessa yli asetetun turvarajan suojauslinjassa oleva murtolevy puhkeaa ja lauhtumattomat kaasut (vety, hiilidioksidi) pääsevät purkautumaan suodatettuina ulkoilmaan. Tämän jälkeen suojauslinjan venttiilit sulkemalla palautetaan suorakennuksen tiiveys. Loviisan laitoksella suojarakennuksen painetta alennetaan jäälauhduttimien ja suojarakennuksen teräskuvun ulkopuolisen ruiskutuksen avulla. Molemmilla laitoksilla suojarakennuksen painetta lasketaan ja sen ilmatilaan vapautuneita radioaktiivisia hiukkasia poistetaan tehokkaasti myös erilaisilla vesipisaroita muodostavilla ruiskutusjärjestelmillä.

Mikäli sydänsula tunkeutuisi reaktorin paineastian lävitse sen alapuoliseen tilaan, varustetaan tulevaisuudessa rakennettavat ydinvoimalaitokset erityisrakentein, jotka kokoavat sulan sydänmassan ja jähmettävät sen vähitellen.

Three Mile Islandin ydinvoimalan toisessa yksikössä tapahtunut onnettomuus lähellä Harrisburgia 1979 on oikeastaan ainoa vertailukelpoinen vakava onnettomuus nykyaikaisille sähköntuotantoon maailmalla käytetyille kevytvesireaktoreille. Tämä onnettomuus itse asiassa osoitti, että radioaktiiviset aineet ovat vähemmän taipuvaisia leviämään kuin siihen asti oli oletettu. Ydinvoimaa koskevissa turvallisuusselvityksissä on tapana tehdä oletukset pessimistisesti eli pyritään yliarvioimaan tarkasteltavan tilanteen aiheuttamia seurauksia. Todellisuudessa Harrisburgin onnettomuuden päästöt jäivät huomattavasti pienemmiksi kuin onnettomuuden kulun perusteella olisi siihenastisia laskentamalleja ja oletuksia käyttäen voitu ennustaa.

Onnettomuuden jälkeen käynnistyneessä laajassa kansainvälisessä tutkimuksessa on vahvistunut käsitys, että suurin osa radioaktiivisista aineista jää suojarakennuksen sisälle veteen liuenneena tai laskeutuu suojarakennuksen seinille ja muille pinnoille. Lisäksi suojarakennus todennäköisimmin säilyy tiiviinä koko onnettomuuden ajan, tiiviyyden mahdollisesti onnettomuuden myöhemmässä vaiheessa pettäessäkkin radioaktiivisten aineiden päästöt ympäristöön jäävät varsin pieniksi.

Tshernobylin onnettomuus vuonna 1986 johtui perimmältään virheellisesti suunnitellusta reaktorista, joka ei täyttänyt länsimaissa jo 1960-luvulla vakiintuneita turvallisuusvaatimuksia. Tshernobylistä käytetty reaktortyyppi tunnetaan nimellä RBMK, grafiittihidasteinen kanavatyyppinen reaktori. Onnettomuustilanne sai alkunsa tehdystä kokeesta, jonka yhteydessä kaikki reaktoria suojaavat säätö- ja turvajärjestelmät tietoisesti kytkettiin pois päältä. Tilanteen edetessä reaktorin teho ja lämmön tuotanto alkoivat reaktorin haitallisten ominaisuuksien takia kasvaa hallitsemattomasti ja nopeasti. Tämän jälkeen polttoaineen suojakuoret rikkoutuivat ja hyvin kuumaa polttoainetta joutui kosketuksiin jäähdytysveden kanssa. Veden kiihvas kiehuminen aiheutti nopean paineen nousun reaktorissa ja lopulta valtavan höyryräjähdysten, joka rikkoi koko reaktorin. Voimakas lämmönkehitys ja myöhemmin reaktorisydämessä olevan grafiitin syttyminen palamaan nostivat päästöt korkealle ilmaan, mistä ne levisivät laajalle alueelle.

Onnettomuusalueen lähellä olleet ihmiset saivat kilpirauhaseensa merkittäviä säteilyannoksia radioaktiivisten jodipäästöjen vuoksi. Pienet lapset saivat suurimmat annokset. Vuoden 1990 jälkeen kilpirauhassyöpätapausten määrä on lisääntynyt huomattavasti entisen Neuvostoliiton saastuneilla alueilla. Lisäys huomattiin ensimmäisenä Valko-Venäjällä Gomelin alueella, jossa vuosittainen sairaustapausten määrä

nousi pian yli sataan kutakin miljoonaa alle 15-vuotiasta lasta kohti. Todettuja lasten kilpirauhassyöpätapauksia on tällä hetkellä lähes kaksi tuhatta (UNSCEAR 2000, UNDP&UNICEF 2002). Noin yksi prosentti sairastuneista on kuollut. Suurin sairastumisriski on niillä, jotka altistushetkellä olivat alle viiden vuoden ikäisiä.

Erilaisten sairauksien lisääntymisestä Tshernobylin onnettomuuden seurauksena on julkaistu useita raportteja. Kilpirauhassyöpätapausten lisäksi tiedeyhteisö (UNSCEAR 2000) ei ole löytänyt yhteyttä muiden terveystapauksien ja säteilyn välillä. Esimerkiksi lasten leukemiatapausten määrässä ei ole tapahtunut mitään muutosta onnettomuuden jälkeen.

Suomessa ydinvoimalaitosten yleisissä turvallisuusvaatimuksissa (VNp 395/91; VNp 1991) sekä Säteilyturvakeskuksen julkaisemissa suunnitteluvaatimuksissa (YVL-ohje 1.0, STUK 1996a) edellytetään, että ydinvoimalaitosten suunnittelussa on otettava huomioon vakavien onnettomuuksien uhka. Lisäturvajärjestelmien tarkoituksena on varmistaa, että vakavissakin onnettomuuksissa radioaktiivisten aineiden päästöt ympäristöön jäävät niin vähäisiksi, että ydinvoimalaitoksen ympäristön väestölle ei aiheudu välittömiä terveyshaittoja eikä pitkäaikaisia rajoituksia laajojen maa- ja vesialueiden käytölle.

### **2.3.2 Todennäköisyyspohjaiset turvallisuusanalyysit**

Suunnitteluperusteiden ja turvallisuusvaatimusten täyttämisen osoittamiseksi tehtävien perinteisten analyysien lisäksi ydinvoimalaitoksiin liittyviä riskejä arvioidaan laitoskohtaisissa todennäköisyyspohjaisissa turvallisuusanalyysissä. Näillä analyysillä on myös huomattava merkitys laitoksen turvallisuutta parantavana tekijänä. Paljastamalla vikaantumisketjuihin johtavat syyt riskejä voidaan pienentää laitteistojen korjaamalla ja uusimalla. VTT:llä äskettäin tehdyssä tutkimuksessa tarkasteltiin mm. eräitä tapahtuneita ydinvoimalaitosonnettomuuksia sekä laskennallisesti arvioituja mahdollisten onnettomuuksien ympäristövaikutuksia ja -riskejä sekä niiden arviointimenetelmiä (Rossi 2001a). Laajimmat todennäköisyyspohjaiset ympäristövaikutusten analyysit on tehty Yhdysvalloissa. Myös Suomessa edellytetään suoritettavaksi osana ydinvoimalaitosten lupamenettelyä tavanomaisia selvityksiä täydentäviä tarkasteluja vakaviin onnettomuuksiin johtavien tapahtumaketjujen todennäköisyydestä sekä arvioita näiden onnettomuuksien aiheuttamista radioaktiivisten aineiden päästöistä ottaen huomioon turvajärjestelmien vaikutukset.

Ensimmäinen todennäköisyyspohjainen koko ydinvoimalaitoksen kattava riskitutkimus oli yhdysvaltalaisen ydinturvallisuusviranomaisen (Nuclear Regulatory Commission, NRC) WASH-1400-tutkimus (ns. Rasmussenin raportti) vuodelta 1975 (U.S. NRC 1975). Tämä kahta yhdysvaltalaisesta laitosta koskeva laaja selvitys antoi sysäyksen todennäköisyyspohjaisten menetelmien kehitykselle. Siinä arvioitiin amerikkalaisten kiehutus- ja painevesireaktorilaitosten onnettomuusmahdollisuuksia lähtien niiden alkusyiden määrittämisestä. Onnettomuusketjuja kuvattiin ns. tapahtumapuilla, ja niiden fyysikaalinen eteneminen arvioitiin aina suojarakennuksen vikaantumismahdollisuuteen asti. Myös kokeita tehtiin ilmiöiden selvittämiseksi. Lopputuloksena tutkimuksista todettiin, että sydämen sulamiseen johtavista onnettomuuksista aiheutuu suurimmat päästöt. Yksittäiset päästöt jaoteltiin päästöluokkiin päästö-

määrien sekä päästön ajoituksen ja keston sekä vapautuvan lämmön perusteella. Radioaktiivisten aineiden leviäminen ympäristöön ja sitä seuraavat väestön säteilyannokset arvioitiin kehitettyjen mallien avulla.

Seuraava huomattava todennäköisyyspohjainen tutkimus oli NRC:n NUREG-1150-selvitys vuodelta 1990 (U.S. NRC 1990), jossa arvioitiin viiden yhdysvaltalaisen laitoksen riskiä. Menetelmäkehitystä oli tapahtunut erityisesti vakavien reaktorionnettomuuksien tutkimuksissa, riskien arviointimenetelmissä sekä epävarmuusanalyysseissä.

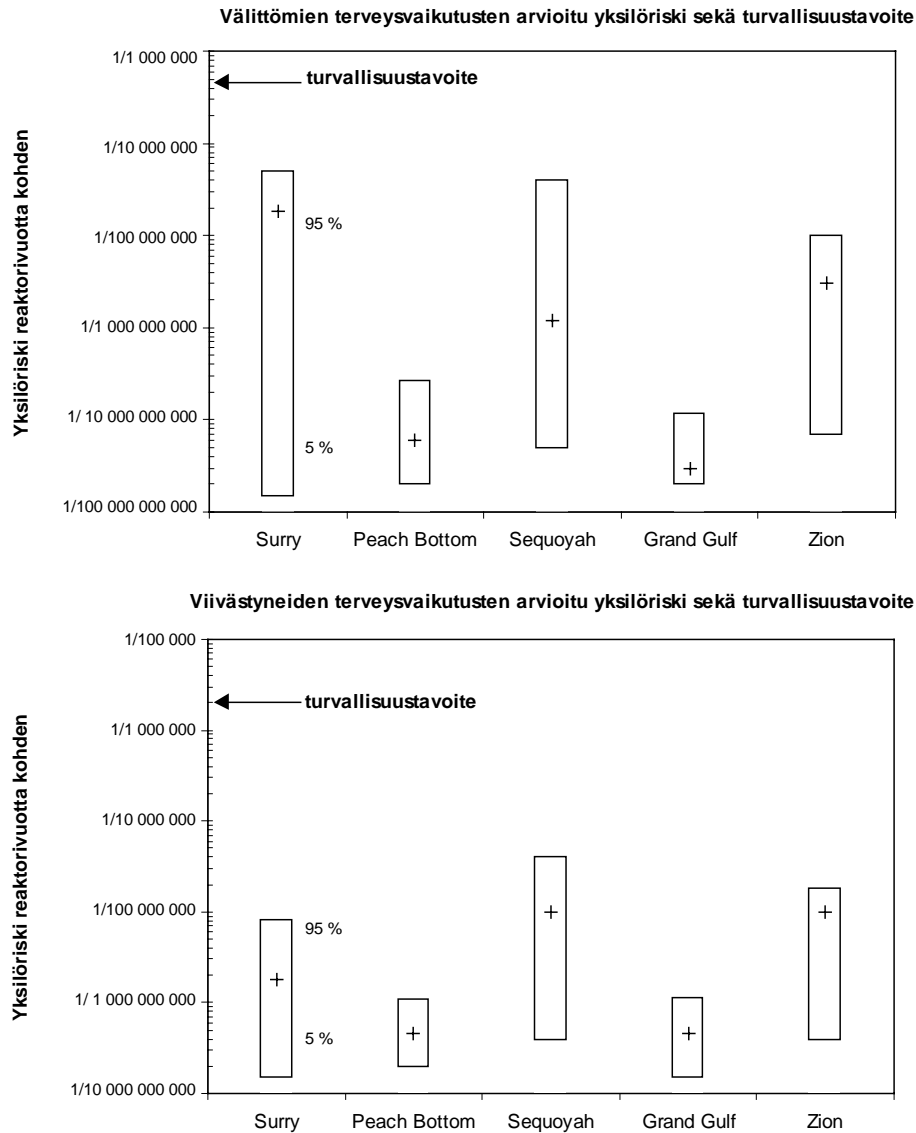
NUREG-1150-selvityksessä onnettomuuksien todennäköisyyksien ja onnettomuuksissa vapautuvien radioaktiivisten päästöjen arvioinnin ohella tehtiin arvioita myös päästöjen aiheuttamista seurauksista erilaisissa leviämisen- ja ympäristöolosuhteissa. Laskelmat osoittivat, että laitosten arvioidut riskit väestölle jäivät pienemmiksi kuin WASH-1400:ssa. Lisäksi tulosten mukaan NRC:n esittämät turvallisuustavoitteet täyttyivät. Näiden turvallisuustavoitteiden mukaan varhaisvaikutusten riskin yksilölle reaktorivuotta kohden tulee olla alle 0,1 % kaikkien muiden onnettomuuksien riskistä sekä viivästyneinä ilmenevien syöpätapausten riskin yksilölle reaktorivuotta kohden oltava alle 0,1 % kaikista muista syistä aiheutuvista riskeistä. Ympäristön suojelutoimenpiteistä erityisesti sisälle suojautumisella ja evakuoinnin ajoituksella todettiin olevan suurin merkitys varhaisvaikutuksiin. Raportissa todetaan, että tulokset ovat hyvin laitoskohtaisia, eikä niitä pidä suoraan yleistää muihin laitoksiin. Kuvassa 6 esitetään yhteenveto NUREG-1150-selvityksen tuloksista vertailtuna edellä mainittuihin turvallisuustavoitteisiin. Vastaavia laskelmia on suoritettu käyttäen NUREG-1150-selvityksen päästöjä myös muille laitospaikoille, ja on todettu turvallisuustavoitteiden toteutuvan kaikkien sijoituspaikkojen osalta (U.S. NRC 1997).

### **2.3.3 Varautuminen taloudellisiin vahinkoihin**

Vakava onnettomuus ydinvoimalaitoksessa johtaa suuriin taloudellisiin menetyksiin itse laitoksella ja pahimmassa tapauksessa myös laitosalueen ulkopuolella. Useimpien läntisten ydinenergiamaiden kesken on sovittu menettelystä ulkopuolisille aiheutuvan vahingon korvaamiseksi. Tällä hetkessä Suomessa ydinvastuulain mukainen kokonaisvastuumäärä on noin 440 milj. euroa. Tästä ydinlaitoksen haltijan osuus on Suomessa noin 58 %. Suomessa voimalan omistajan ensisijainen vastuu, joka käytännössä hoidetaan voimayhtiön ottamalla vakuutuksella, on tällä hetkellä runsaat 250 milj. euroa vahinkoa kohti. Jos vahingot nousevat tätä suuremmiksi, Suomen valtio ja muut sopimusvaltiot yhdessä korvaavat vahinkoja tarvittaessa edellä mainittuun kokonaiskattoon asti. Pariisin–Brysselin sopimusjärjestelmän uusinnassa on vastaavasti ollut tavoitteena kokonaisvastuumäärän nostaminen suunnilleen tasolle 1 500 milj. euroa. Sopimuksen valmistelussa ollaan viimeistelyvaiheessa, ja Suomessa on jo käynnistetty valmistelut ydinvastuulainsäädännön muuttamiseksi vastaamaan näitä korotettuja vastuumääriä.

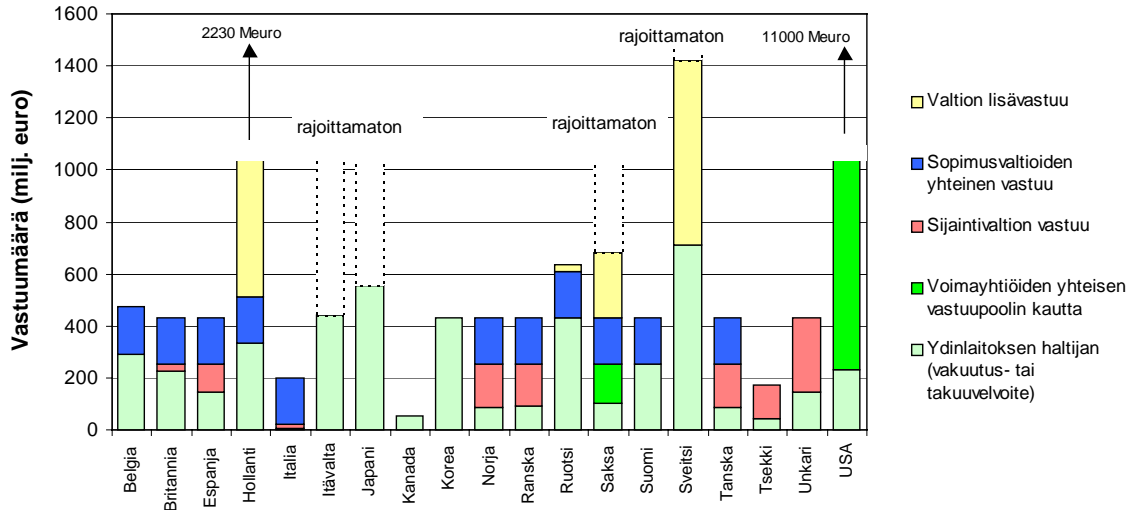
Kuva 7 esittää yhteenvedon OECD-maiden lakimääräisistä ydinvastuumääristä. Yhdysvalloissa on useiden ydinlaitosten haltijoiden yhteisvastuullisesti hoitaman järjestelyn kautta ydinvastuulain (Price–Anderson Act) mukaisesti käytettävissä muita maita merkittävästi suurempi summa (noin 11 000 milj. euroa) ydinvahinkojen kor-

vaamiseen. Eräissä maissa ydinlaitoksen haltijan ydinvastuumäärä on säädetty teoriassa rajattomaksi, mutta näissäkin maissa pakollisten taloudellisten takeiden määrä on rajattu ja on samaa suuruusluokkaa kuin ydinlaitoksen haltijan vastuumäärät muissa maissa. Lisäksi valtio on näissäkin maissa viime kädessä vastuussa korvauksista, jotka ylittävät pakollisten takuiden määrän.



*Kuva 6. Yhteenveto Yhdysvaltain turvallisuusviranomaisen (NRC) teettämästä selvityksestä, jossa tarkasteltiin viiden ydinvoimalaitoksen mahdollisten vakavien reaktorionnettomuuksien aiheuttamia terveyshaittoja laitosten lähialueen väestölle (U.S. NRC 1990). Tuloksia on vertailtu NRC:n asettamiin turvallisuustavoitteisiin. Tulosten epävarmuutta on kuvattu vaihtelualueella (keskiarvon (+) lisäksi on esitetty 5 % ja 95 % varmuusrajat). Huom. logaritmiset asteikot.*

### Lakimääräinen ydinvastuu eri OECD-maissa



Kuva 7. Lakimääräinen ydinvastuumäärä OECD-maissa. Pariisin–Brysselin sopimusjärjestelyn kolmiportaisen korvausvastuujärjestelmän summien korottamisesta ollaan pääsemässä yhteisymmärrykseen. Tällöin Suomessa ja monissa muissa maissa ydinvastuukorvausten enimmäismäärä noussee noin 1500 milj. euroon.

VTT suoritti vuonna 2001 taloudellisia vahinkoja arvioivia laskelmia (Rossi 2001b) onnettomuudelle, jossa oletetaan ympäristöön vapautuvan vakavien onnettomuuksien varalta vaadittavien turvallisuusjärjestelmien mitoituksessa (VNp 395/91 ja YVL-ohje 2.2; VNp 1991 & STUK 1996b) käytettyyn enimmäispäästöön verrattuna kaksinkertainen määrä Cs-137-aktiivisuutta ( $2 \times 100 \text{ TBq}$ ). Selvityksessä käytettiin Olkiluodon ympäristöä kuvaavia tietoja elinkeinotoiminnasta. Taloudellisten vahinkojen arvioitu määrä oli IAEA:n suosittelemia vastatoimenpidetasoja sovellettaessa noin 7 milj. euroa, mikä on selvästi pienempi kuin edellä mainittu Suomen nykyisen lainsäädännön mukainen enimmäisvastuumäärä.

Yhteispohjoismaisessa tutkimusohjelmassa arvioitiin (Tveten 1990) eri vakavuusasteisten reaktorionnettomuuksien aiheuttamia taloudellisia vahinkoja olettaen onnettomuuden tapahtuvan Loviisaan sijoitetulla 1 000 MW:n reaktorilla. Vuodenaika ja vallitseva sää vaikuttavat olennaisesti vahinkojen laajuuteen. Vaikka onnettomuus päästö ylittäisi suunnilleen satakertaisesti yllämainitun vakavien reaktorionnettomuuksien enimmäispäästörajan – eli noin 10 % pitkäaikaisen saastumisen kannalta tärkeimmistä fissiotuotteista oletettaisiin pääsevän ympäristöön – tutkimuksessa (Tveten 1990) arvioidut vahingot jäisivät kaikissa tapauksissa ydinvastuun nyt kaavailtua korotettua enimmäismäärää (n. 1 500 milj. euroa) alemmiksi.

Yhdysvalloissa ydinvastuulaki (Price–Anderson Act) sisältää kaksiportaisen korvausjärjestelmän. Ensinnäkin kunkin ydinlaitoksen haltijan vastuumäärä on 200 milj. dollaria reaktoriyksikköä kohden ( $\approx 220 \text{ milj. euroa}$ ), mitä varten on oltava esim. vakuutusin hoidettu takuu. Toisella tasolla kunkin ydinlaitoksen on laitosten

haltijoiden muodostaman vakuutusrenkaan puitteissa osallistuttava korvausten kattamiseen enintään 88,1 milj. dollarilla reaktoriyksikköä kohti. Tällä hetkellä tasojen 1 ja 2 yhdessä muodostama ydinvastuumäärä on 9,5 mrd. dollaria. Toisen vastuutason vastuuosuudet maksetaan takautuvien vakuutusmaksuin, mikäli vahingot ylittävät tason 1 vastuumäärän.

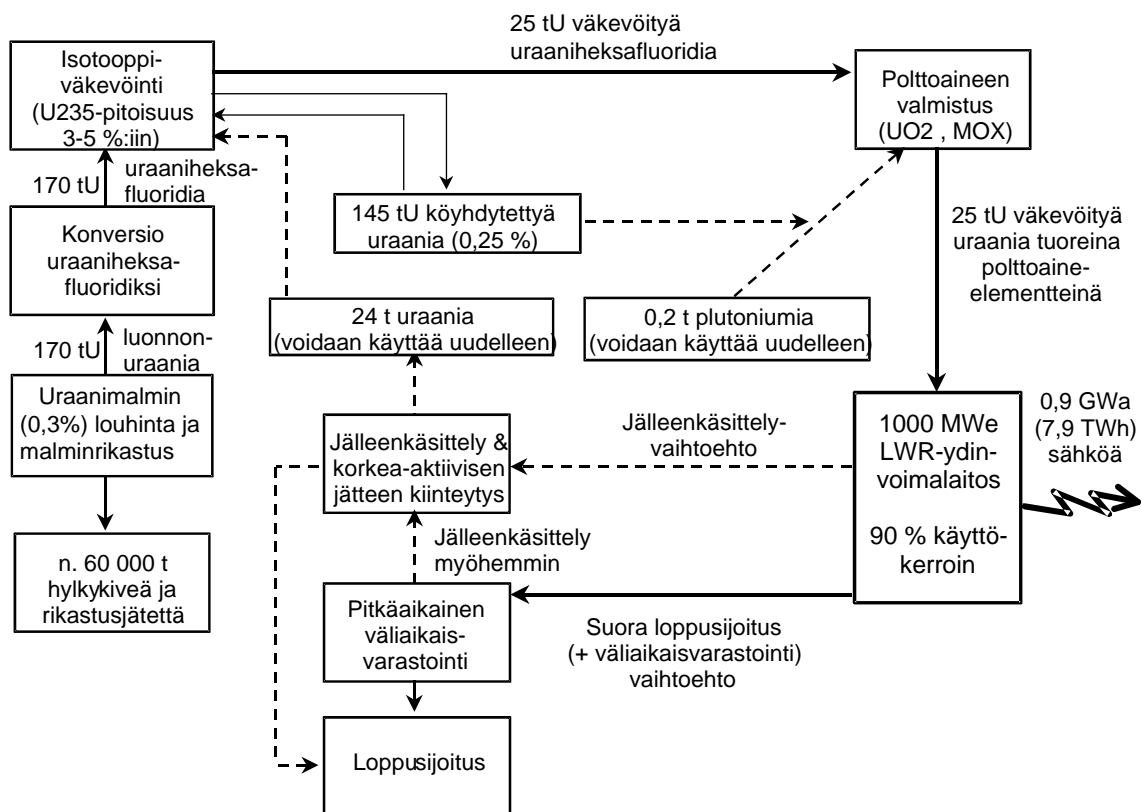
Yhdysvalloissa on myös laajimmat kokemukset ydinvastuusäädösten mukaisista vahingonkorvauksista Three Mile Islandin laitoksella, Harrisburgissa vuonna 1979 tapahtuneen reaktorionnettomuuden aiheuttamista vahingoista. Vaikka onnettomuudesta aiheutuviksi katsottujen terveyshaittojen aiheutumissyistä ei ole esitetty kiistattomia perusteita, onnettomuuden jälkeisinä vuosina maksettiin useille 25 mailin säteellä laitoksesta asuneille henkilöille korvauksia. Kaikkiaan korvauksia on vuoden 1997 loppuun mennessä maksettu noin 70 milj. dollaria, mistä 42 milj. dollaria vahingonkorvauksiin ja 28 milj. dollaria kulukorvauksiin. Kaikki korvaukset maksettiin ensisijaisen vakuutuksen kautta ja täten toisen vaiheen korvausmenettelyä voimayhtiöiden yhteisellä vastuulla ei tarvittu.

## **2.4 Ydinpolttoainekierron aiheuttamat säteilyvaikutukset**

Ydinpolttoainekierto (OECD 2002) voi perustua suoraan loppusijoitukseen (kallio-perästä kallioperään) tai jälleenkäsittelyvaihtoehtoon, jolloin polttoaineen reaktorissa käytön jälkeen siitä erotellaan vielä hyödynnettävissä oleva materiaali uudelleenkäyttöä varten (kuva 8). Suomessa toteutettavaksi suunniteltu polttoainekiertoratkaisu perustuu ydinenergiain mukaisesti käytetyn polttoaineen suoraan loppusijoitukseen.

Polttoainekierrossa väestöä ja työntekijöitä eniten altistavat vaiheet ovat kaivostointiminta ja varsinainen sähköntuotanto reaktorilla. Taulukossa 2 on yhteenveto polttoainekierron säteilyvaikutuksista (OECD 2000a). Jälleenkäsittelyä harjoittavissa maissa, kuten esimerkiksi Ranskassa, myös jälleenkäsittelystä aiheutuu kaivostointimintaan nähden suunnilleen saman suuruinen säteilyannos. Kaikkiaan 1 000 MW:n ydinvoimalan vuodessa tuottamaan energiamäärään (1 GWa = 8,8 TWh) liittyvän polttoainehuollon yhteenlasketun säteilyannoksen väestölle on selvityksessä (OECD 2000a) arvioitu olevan 1,6 manSv. Jälleenkäsittelyn tapauksessa kokonaisannos on vastaavasti 2,6 manSv. Kansainvälisen säteilysuojelun asiantuntijakomitean (ICRP 1991) esittämään annos-riski-muunnoskertoimeen perustuen kyseinen säteilyannos ei aiheuta merkittävää terveydellistä haittaa väestölle. Kuvan 2 mukaisesti koko ydinvoiman tuotantoketjun aiheuttama väestön yhteenlaskettu annos jää hyvin vähäiseksi verrattuna muihin säteilyaltistusta aiheuttaviin luonnollisiin ja teollisiin toimintoihin. Myös väestön yhteenlasketun annoksen perusteella laskettu yksilön keskimääräinen altistus jää hyvin vähäiseksi.





Kuva 8. Ydinpolttoainekierron vaihtoehdot. Suomessa valittu ratkaisu perustuu käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen ilman jälleenkäsittelyä. Muutamissa maissa käytetään vaihtoehtoja ratkaisua, jossa polttoaine jälleenkäsitetään ja erotettu uraani ja plutonium palautetaan kiertoon. (tU = tonnia uraania, MOX = uraanista ja plutoniumista valmistettu sekaoksidipolttoaine)

Taulukko 2. Käytetyn polttoaineen suoraan loppusijoitukseen perustuvan polttoainekierron eri vaiheissa ja yhteensä aiheutuvat yhteenlasketut säteilyannokset väestölle ja työntekijöille (OECD 2000a & 2002).

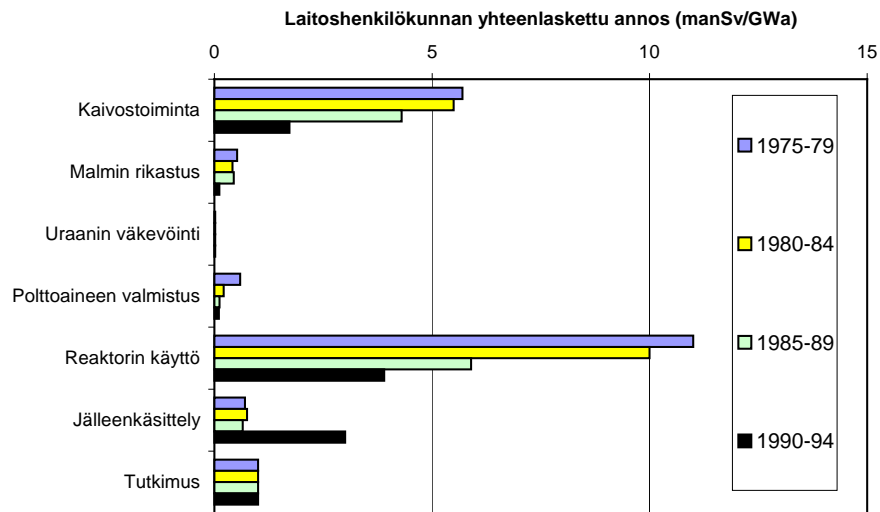
Polttoainekierron vaihe	Kollektiiviset säteilyannokset (manSv/GWa)	
	Väestö	Työntekijät
Kaivostoiminta <sup>1</sup>	1,0	0,02–0,18
Polttoaineen valmistus <sup>2</sup>	0,0009	0,015–0,027
Sähköntuotanto voimalaitoksella <sup>3</sup>	0,6	1,0–2,7
<b>Yhteensä</b>	<b>1,6</b>	<b>1–2,9</b>

1) uraanin louhinta- ja rikastusvaiheet

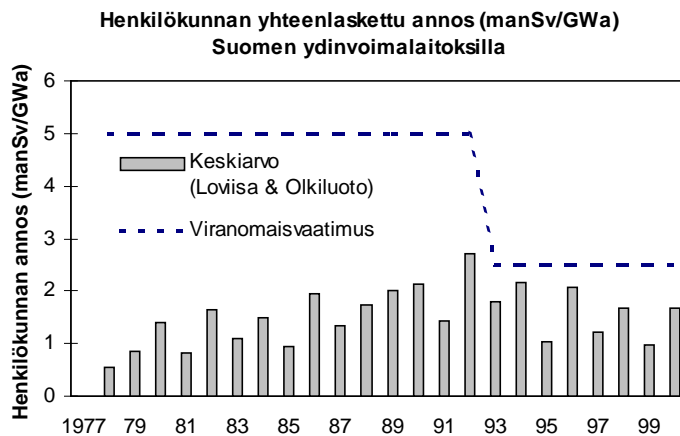
2) uraanirikasteen konversio uraanisuolaksi, väkevöinti, uraanisuolan konversio uraanidioksidipulveriksi sekä polttoainepölyn valmistus uraanidioksidipulverista

3) sähköenergian tuotantovaihe ydinvoimalaitoksella

Työntekijöille koko polttoainekierrosta aiheutuva yhteenlaskettu annos on arvon mukaan 1–3 manSv. Käyttöhenkilöiden annokset polttoainekierron eri vaiheissa ovat tutkimuksessa (UNSCEAR 2000) esitettyjen tilastotietojen mukaan jatkuvasti yleisesti alentuneet vuodesta 1975 lähtien (kuva 9). Jälleenkäsittelyn osalta annoksen näennäinen nousu viimeisellä jaksolla (1990–1994) johtuu venäläisten laitosten mukaanotosta ensimmäistä kertaa tilastoihin. Suomessa ydinvoimalaitosten koko käyttöiän ajan henkilökunnan annokset (kuva 10) ovat olleet kansainvälistä keskiarvotasoa alhaisemmat. Uusimmilla ydinvoimalaitoksilla maailmassa henkilökunnan vuotuiset annokset jäävät nykyisin alimmillaan tasolle 0,2–0,3 manSv ja uuden ydinvoimalaitoksen suunnittelutavoitteena on 0,5 manSv/vuosi laitosyksikköä kohden.



Kuva 9. Ydinvoiman tuotantoketjun eri osavaiheissa käyttöhenkilökunnalle aiheutuvat yhteenlasketut annokset 1000 MW:n voimalaitoksen vuoden käyttöjaksoa kohden eri ajanjaksoilla (UNSCEAR 2000).



Kuva 10. Suomen ydinvoimalaitosten käyttöhenkilökunnan yhteenlaskettu annos (manSv) laskettuna 1 000 MW:n laitoksen vuoden kuluessa tuottamaa sähköenergiämäärää (GWa) kohden. Säteilyturvakeskuksen määräysten mukainen enimmäisannosraja oli vuoteen 1992 asti 5 manSv/GWa, minkä jälkeen vaatimusta tiukennettiin arvoon 2,5 manSv/GWa.

## 2.5 Uraanin hankinnan ympäristövaikutukset

### 2.5.1 Uraanivaroista ja tuotannosta

Uraanin saatavuus ei ole esteenä ydinenergian hyödyntämisessä maailman energiantuotannossa (OECD 2000b). Maailman ydinvoimalaitosten nykyinen vuotuinen raaka-uraanitarve ( $U_3O_8$ ) on runsas 70 000 tonnia (WNA 2001). Tällä hetkellä uraanista on markkinoilla ylitarjontaa. Luonnonuraanin uustuotanto kattaakin nykyisellään vuotuistarpeesta vain hieman yli puolet. Loput uraanipolttoaineen tarpeesta tyydytetään tyhjentämällä varastoja ja valmistamalla uutta polttoainetta käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelyllä tai aseuraania laimentamalla. Ensimmäinen selvä tuotantokuippu 1950-luvun lopulla aiheutui uraanin tuottamisesta sotilaallisiin tarkoituksiin, ja seuraava huippu 1970-luvun lopulla johtui ydinvoimaloiden määrän nopeasta lisääntymisestä aiheutuvasta polttoainetarpeesta.

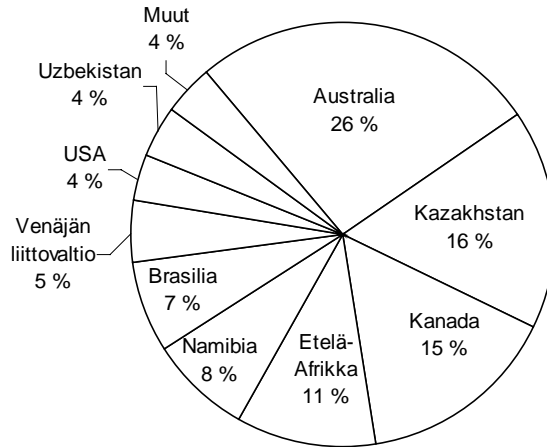
Tunnetut, nykyisessä uraanin markkinatilanteessa kannattavasti hyödynnettäviksi arvioitavat uraanivarat – noin kolme miljoonaa tonnia (kuva 11) – riittävät nykykäytölle lähes puoleksi vuosisadaksi. Tunnettujen uraanivarojen kokonaismäärä on huomattavasti suurempi, kun otetaan huomioon myös korkeammin kustannuksin louhitavat, köyhemmät esiintymät. Uraanin hinnan kaksinkertaistuminen nykyiseltä tasolta esimerkiksi nostaisi taloudellisesti hyödynnettävät uraanivarat noin kymmenkertaisiksi. Oletettavissa olevia ns. spekulatiivisia uraaniesiintymiä, joiden tarkempaan kartoittamiseen ei nykyisellään panosteta, on runsaasti. Spekulatiivisten uraanivarojen arvioidaan olevan moninkertaiset tunnettuihin varoihin verrattuna.

Ensimmäinen uraanintuotantoon liittyvä kaivosalue, Port Radium, aloitti toimintansa Kanadan luoteisosassa vuonna 1933 (OECD & IAEA 2002), jolloin uraania louhittiin radiumin erottamiseksi. Kanada on nykyisin maailman suurin uraanin tuottaja (kuva 11), ja sen uraanintuotanto on nykyisin taas lähes 1950-luvun huippulukemissa. Muita huomattavia uraanintuottajamaita ovat Australia, Afrikan maat sekä entisen Neuvostoliiton valtiot. Suomen ydinvoimalaitosten (Olkiluodossa ja Loviisassa) käyttämä uraani ostetaan nykyään mm. Kanadasta, Australiasta ja Venäjältä.

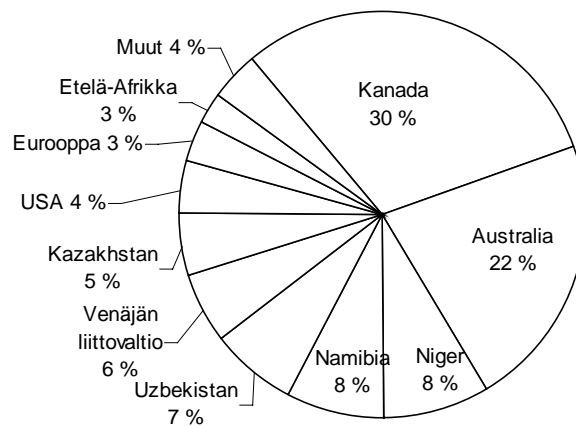
### 2.5.2 YVA-menettelyistä ja ympäristösertifioinneista

Kaivostoiminnan alkuajoista aina 1980-luvulle saakka kaivosjätteiden käsittelylle ei kaikilla tuotantoalueilla ollut asetettu selviä normeja. Tästä johtuen joillakin tuotantolaitoksilla mm. liuennutta uraania ja radiumia pääsi kulkeutumaan kaivosalueiden lähistöllä sijaitseviin jokiin tai järviin aiheuttaen normaalia suurempia pitoisuuksia ympäristössä. Kuitenkin 1980-luvulta lähtien on maailmanlaajuisesti vakiintunut ympäristövaikutusten arviointimenettely (YVA) uusille, laajennettaville tai käytöstä poistuville kaivoksille (OECD & IAEA 2002). Tämän seurauksena jo hankkeiden suunnitteluvaiheessa vaaditaan viranomaisten hyväksyntä. Käytön aikana kaivosyhtiön on raportoitava säännöllisesti ympäristövaikutukset ja seurattava jatkuvasti työntekijöiden säteilyaltistusta annosmittauksilla. Ympäristön väestön säteilyannoksia tarkkaillaan mittausten ja turvallisuusanalyysien avulla. Kaivostoiminnan päättämisen vaiheessa kaivosyhtiön tulee esittää kaivosjätteiden loppusijoitussuunnitelma ja

ympäristön kunnostus- ja maisemointisuunnitelma. Samoin yhtiön tulee osoittaa varat näiden toimenpiteiden suorittamiseen.



**Maailman kokonaisvarat 3,3 milj. tonnia (U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>)**



**Vuoden 2000 kokonaistuotanto 35 000 tonnia (U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>)**

*Kuva 11. Maailman tunnetut, kohtuullisin kustannuksin hyödynnettävät uraanivarat ja uraanin tuotannon jakautuma maittäin ja alueittain (WNA 2001).*

Esimerkiksi Etelä-Australiassa sijaitsevalle Olympic Damin kupari-uraanikaivoksen laajennushankkeelle on tehty laaja ympäristövaikutusten arviointi (Olympic Dam Expansion Project, Environmental Impact Statement (EIS); Olympic Dam 1997). Nykyisin kansainvälisenä yhteistyönä tehdään myös yhä enemmän ympäristökatselmuksia uraanintuotantoketjuun liittyvillä laitoksilla. Tarkastusten tavoitteena on seurata Yhdistyneiden Kansakuntien alaisen atomienergiajärjestön edellyttämän käytännön toteutumista ydinlaitosten säteilysuojelussa (IAEA 1998a&b). Pohjoismaista mm. Suomen ja Ruotsin voimayhtiöiden edustajat sekä asiantuntijana myös Ruotsin viranomaiset ovat osallistuneet tähän kansainväliseen yhteistyöhön.

Uudet toimintansa aloittavat sekä toimivat kaivokset pyrkivät myös hyväksyttämään eli sertifioimaan ympäristöhallintajärjestelmänsä viranomaisilla. Vuoden 2001 alkupuolella mm. sertifioitiin Namibiassa toimivan Rössingin uraanikaivoksen ympäristöjärjestelmä ISO 14001 -standardin mukaisesti (Rössing Social and Environmental Report 2000). Australiassa ja Kanadassa on myös korkealaatuiset ympäristövaikutusten seurantajärjestelmät käytössä. Myös Kanadassa uraanikaivosten lupamenettelyä ja toimintaa valvoo alueellisten viranomaisten lisäksi Kanadan ydinturvallisuuskomissio (Canadian Nuclear Safety Commission, CNSC) (OECD & IAEA 2002).

### 2.5.3 Kaivostoiminnan säteilyvaikutuksista

Uraania esiintyy yleisesti maankuoressa yhdestä neljään miljoonasosan pitoisuuksina massaosuuksina tarkasteltuna. Yhdessä kuutiometrissä kiveä on siten yleisesti noin 2,5–10 grammaa uraania. Valtamerissä uraania on 0,003 miljoonasosan pitoisuuksina, yhteensä noin neljä miljardia tonnia. Uraania pääasiallisesti tuottavilla kaivosalueilla uraanin pitoisuudet malmiossa ovat kuitenkin tyypillisesti muutamien prosenttien eli sadasosien luokkaa. Kanadassa hyödynnettävät uusimpien kaivosten erittäin rikkaat uraanimalmiot ovat paikalliselta uraanipitoisuudeltaan jopa 15–50 %. Uraani voi olla kaivoksissa päämetallina tai esiintyä oheismetallina jonkun muun metallin, kuten nikkelin, kullan, kuparin, koboltin tai arseenin, kanssa, samoin myös hyödynnettävien fosfaattimineraalien oheismineraalina. Monimetalliesiintymässä uraanin hyödyntäminen sivutuotteena on taloudellisesti kannattavaa vielä noin 100 miljoonasosan pitoisuuksina tai pienempinäkin pitoisuuksina (OECD 2000b).

Uraanimalmin louhinta tapahtuu tavallisesti maan alla tai avolouhostekniikalla, jolloin syntyvät jätemäärät ovat suuremmat. Avokaivoksilla ja maanalaisissa kaivannoissa louhitusta malmista uraani rikastetaan murskatusta ja jauhetusta kiviaineksesta erillisessä rikastamolaitoksessa kemiallisesti liuotusmenetelmällä. Rikasteena saadaan uraanioksidia ( $U_3O_8$ ) ns. yellow cake, jossa uraanin halkeamiskelpoisen<sup>1</sup> isotoopin (U-235) pitoisuus on 0,7 % eli sama kuin luonnossa mineraaleissa olevan uraanin U-235-pitoisuus.

Pieniä määriä radioaktiivisia hiukkasia ja kaasuja vapautuu jatkuvasti kaivosalueen ilmaan ja veteen, kun kaivostoiminnan aikana louhitaan maata ja murskataan irrotettua kiviainesta. Luonnon uraanisarjaan liittyvä radonkaasu on vapautuvista aineista säteilyvaikutusten kannalta merkittävin. Radonia vapautuu ilmaan siis kaikkialla, missä maaperässä on uraania. Uraanikaivoksilla vapautuminen on tavanomaista suurempaa, koska hyödynnettävän malmion uraanipitoisuus on suurempi kuin luonnossa yleensä. Radon on yksiatominen jalokaasu, joka siten pystyy kulkeutumaan ylöspäin kallioperässä ja vapautumaan huokoisen pintamaakerroksen läpi ilmaan. Itse radon poistuu keuhkoista uloshengityksen mukana, mutta sen kiinteät radioaktiiviset hajoamistuotteet voivat kiinnittyä keuhkojen pinnalle. Radon tytäraineineen

---

<sup>1</sup> Ydinreaktoreissa U-235 ytimien hajoamisissa vapautuu energiaa, joka hyödynnetään reaktorin läpi virtaavan veden lämmityksessä ja edelleen sähköenergian kehittämisessä laitoksella.

muodostuukin haitalliseksi erityisesti silloin, jos sitä vapautuu ”suljettuun” tilaan, jossa ei ole riittävää tuuletusta. Radonin hajoamistuotteista merkittäviä ovat lyijyn ja poloniumin nuklidit (Pb-210, Po-210), jotka voivat aiheuttaa altistusta ravintoketjujen kautta. Myös radiumia (Ra-226) voi liueta kaivostoiminnan seurauksena tavanomaista enemmän pohjaveteen. Kaivosprosesseissa käytettävästä vedestä radium voidaan kuitenkin helposti poistaa nykyteknologialla (OECD & IAEA 2002). Tarkistusmittausten jälkeen luontoon vapautettavan veden radiumin pitoisuuden on oltava viranomaisten asettaman rajan alapuolella.

Radonin vapautumista uraanikaivoksilla ja muillakin kaivoksilla on tutkittu paljon. Uraanikaivosten louhosalueet ja kaivosjätekasat muodostavat alueellisen lähdepinnan, jonka lävitse radon vapautuu ilmaan. Yhdistyneiden kansakuntien ionisoivan säteilyn vaikutuksia tarkasteleva tieteellinen komitea UNSCEAR arvioi aiemmin radonin vapautumisnopeuden (aktiivisuutta<sup>2</sup> (Bq) neliometriä ja sekuntia kohden) suojaamattomista rikastusjätteistä ilmaan olevan 10–300 Bq/m<sup>2</sup>/s (UNSCEAR 1993) ja erityisvalvonnasta vapautetuille maakerroksilla eristetyille jätekasaille noin 3 Bq/m<sup>2</sup>/s. Nykyisin toimivilla kaivoksilla on kiinnitetty enemmän huomiota malminlouhinnan ja rikastuksen tuottamien jätekasojen jälkihoitoon eristämällä ne suojaavilla savikerroksilla. Tuoreimmassa arviossaan tiedekomitea on päättänyt erityisvalvonnasta vapautetuille jätekasaille aiempaa pienempään radonin vapautumisarvoon, noin 1 Bq/m<sup>2</sup>/s (UNSCEAR 2000).

Toiminnassa olevilla uraanikaivoksilla on selvitetty mittausten avulla radonin vapautumista. Havaintoaineiston perusteella näyttäisi ilmeiseltä, että radonin vapautuminen jää alhaiseksi kaivosalueilla, joilla rikastusjätekasoja suojataan savimaisilla maakerroksilla ja kasat pidetään riittävän kosteana. Tällöin voidaan rajoittaa radonin vapautumisnopeus tasolle 1 Bq/m<sup>2</sup>/s tai huomattavasti sen alapuolellekin (SENES 1998, Sonter ym. 2001). Toiminnan päätyttyä läjitysalueen peitteenä on eristäviä maakerroksia ja eräillä kaivoksilla (esim. Key Lakessa ja Rabbit Lakessa Kanadassa) jätekasaa jää lopuksi syvän vesikerroksen alle (SENES 1998), jolloin radonin vapautumisnopeus on käytännöllisesti katsoen nolla. Mainittakoon, että maailmanlaajuisesti tarkasteltuna radonin luonnollisen vapautumisnopeuden maankuoresta ilmaan arvioidaan olevan keskimäärin 0,016 Bq/m<sup>2</sup>/s.

Radonin pitoisuudet kaivosalueen pintailmassa ovat keskimäärin noin 800–3 000 Bq/m<sup>3</sup>, suurimmat pitoisuudet ovat noin 70 000 Bq/m<sup>3</sup> (OECD & IAEA 2002). Suomen maaperässä hiekka-, sora- ja savirakeiden välissä on ilmaa, jonka radonpitoisuus on tavallisesti 10 000–100 000 Bq/m<sup>3</sup>. Ulkoilmaan vapaututtuaan radonpitoisuus kuitenkin laimenee nopeasti. Vertailuna voidaan myös todeta, että asuntojen keskimääräinen radonpitoisuus Suomessa on 123 Bq/m<sup>3</sup>, suurimmat mitatut vuosikeskiarvot asunnoissa ovat olleet yli 30 000 Bq/m<sup>3</sup> (www.stuk.fi). Sosiaali- ja terveysministeriön päätöksen (n:o 944/92) mukaan asunnon huoneilman radonpitoisuus ei saisi ylittää arvoa 400 Bq/m<sup>3</sup>.

---

<sup>2</sup> Radioaktiivisen aineen aktiivisuuden yksikkönä käytetään Bq-yksikköä (yksi säteilytapahtuma sekunnissa). Puoliintumisajaltaan lyhytikäinen aine säteilee voimakkaammin ja sen aktiivisuus painoyksikköä kohden on suurempi kuin pitkäikäiselle aineelle.

Radonin lisäksi hengityksen kautta elimistöön voi joutua muita luonnollisia radioaktiivisia aineita sisältäviä pölyhiukkasia, mikä saattaa aiheuttaa työntekijöiden altistumista sisäisen säteilyn kautta. Tältä altistumiselta suojaudutaan käyttämällä hengitysilman suodattimia. Avolouhoksilla luontainen hengitysilman vaihtuvuus on verraten hyvä. Maanalaisissa kaivoksissa alennetaan radonpitoisuuksia kaivostiloissa ilmaa koneellisesti kierrättämällä.

Uraanilouhinnan ja rikastuksen säteilyvaikutukset kohdistuvat lähinnä käyttöhenkilökuntaan. Väestön pitkän aikavälin altistuminen säteilylle koostuu hyvin alhaisista vuosittaisista säteilyannoksista.

Uraanikaivoksen työntekijöille aiheutuvat annokset vaihtelevat mm. työtehtävien luonteesta ja altistusajasta riippuen. Havaintoaineiston perusteella työntekijöille kaivostoiminnasta aiheutuvien lisäännosten (taulukko 3) voi kuitenkin katsoa olevan luonnon taustasäteilystä aiheutuvan annoksen suuruinen eli muutama millisievert-yksikkö vuodessa (UNSCEAR 2000).

*Taulukko 3. Työntekijöiden tilastojen mukainen altistuminen kaivostoiminnassa aikavälillä 1990–1994 (UNSCEAR 2000).*

Työvaihe	Yhteenlaskettu vuosiansos (manSv)	Yksilölle mitattu keskim. vuosiansos (mSv)	Yhteenlaskettu annos (manSv) 1000 MW:n kevytvesireaktorin vuotuista uraanitarvetta kohden
Kaivos	310	4,5	1,72
Malmin rikastus	20	3,3	0,11

Suurimmat yksittäiset säteilyannokset aiheutuvat uraanirikasteen (yellow cake) käsittelyssä ja pakkauksessa työskenneltäessä, ja henkilön saama annos on noin 8 mSv/vuosi (Olympic Dam 1997). Kaivostyöntekijöille sallitaan, samoin kuin Suomen ydinvoimalaitoksilla työskenteleville, 20 mSv:n vuosiansos viiden vuoden keskiarvona. Tietyissä uraanilouhinnan ja jalostuksen työvaiheissa työntekijöiden altistumisaikoja saattaa olla tarpeen rajoittaa, mikä on yleinen menettely myös esimerkiksi ydinvoimalaitosten vuosihuoltojen yhteydessä sellaisissa yksittäisissä työkohteissa, joissa säteilytaso on korkea ja halutaan varmistua, että marginaali suurimpaan sallittuun säteilyannokseen jää riittäväksi.

Kaivostoiminnan väestölle aiheuttamien säteilyannosten suhteellinen osuus ydinpoltoaineekierrossa on merkittävä. Kaivostoiminnasta väestölle aiheutuvat annokset jäävät sekä alueellisesti (taulukko 4) että maailmanlaajuisestikin tarkasteltuna kuitenkin niin pieniksi, että tavanomaisten terveydellisten myöhäisvaikutusten määrä ei kaivostoiminnan aiheuttaman säteilyn seurauksena merkittävästi kasva.

Uraanikaivosten radonin aiheuttamaa väestön altistumista koskevia laskelmia on viime aikoina tarkennettu käyttäen parempia leviämismalleja sekä todellisten kaivosalueiden ympäristön väestöjakautumia. Uusimmat arviot ovat huomattavasti aiempia alhaisempia ja tuotettua sähköenergiayksikköä kohden aiheutuvan väestön yhteenlasketun säteilyannoksen arvioidaan olevan noin 1 manSv/GWa (IAEA 1998a&b, SENES 1998, OECD 2000a).

Taulukko 4. Väestölle uraanimalmin louhinnasta ja rikastuksesta aiheutuva yhteenlaskettu säteilyannos tuotettua sähkömäärää kohden (UNSCEAR 2000).

Yhteenlaskettu annos (manSv) maailman väestölle	(manSv per 200 tonnia uraania*/vuosi)
Paikallinen ja alueellinen komponentti	
Malmin louhinta	0,19
Rikastus	0,0075
Kaivos & rikastusjätteet	
päästöt 5 vuoden aikana	0,04
päästöt 10 000 vuoden aikana	7,5
<b>Yhteensä (noin)</b>	<b>7,7</b>

\*) Uraanimäärä, jonka 1 000 MW:n kevytvesireaktori kuluttaa vuodessa.

Taulukossa 5 esitetään mitattuja radonin vapautumisnopeuksia ja ulkoisen säteilyn annosnopeuksien arvoja muutamille tyypillisille nykyisin hyödynnettäville kaivoksille. Louhe- ja murskekasojen kosteana pitäminen tai niiden jäätyminen vähentää tavallisesti radonin vapautumista.

Ympäristön asukkaille aiheutuvat säteilyannokset jäävät alle sallittujen raja-arvojen. Kaivoksen ympäristön pienet väestöannokset aiheutuvat pääasiassa radonin tytäraineista sekä myös pölystä. Kaivostoiminnassa ilmaan nousee pölyä, joka leviää tuulen mukana laimentuen samalla voimakkaasti ja laskeutuen vähitellen maahan. Olympic Damista noin 15 kilometrin päässä sijaitsevan Roxby Downsien yhteisön asukkaalle toiminnasta aiheutuva vuosiansos on noin 0,02 mSv (Olympic Dam 1997), mikä jää selvästi alle suurimman sallitun 1 mSv:n arvon.

#### 2.5.4 Prosessivesien käsittely sekä ympäristön maisemointi

Nykyaikaisissa kaivoksissa rikastusjäte säilytetään viranomaisvalvonnan säädösten mukaisesti rakennetuissa erillisissä varasto- ja haihdutusaltaissa. Rikastusjäte on tavallisesti lietettä, veden ja kiintoaineksen seosta. Jätteenkäsittelyssä kiintoaines laskeutuu varastoaltaan pohjalle, jolloin erottunut vesi voidaan poistaa. Radioaktiivisten aineiden poistomenetelmät prosessivedestä ovat hyvin tunnettuja; tavanomaisin käytetty menetelmä on saostaminen kalkin avulla, jolloin liuoksesta saadaan poistettua useimmat raskaat metallit. Veteen mahdollisesti liunneen radiumin pitoisuudelle luontoon vapautettavassa käytetyssä prosessivedessä asetetaan tiukat rajat ja radium on yleensä viranomaisvaatimuksissa jätevesipäästöä rajoittava aine. Se voidaan poistaa uraanirikastamon prosessivedestä bariumkloridin avulla (OECD & IAEA 2002). Radiumin pitoisuuksissa prosessiveden käsittelyn jälkeen päästään alle luonnon pitoisuuksien. Haihdutusjätteet kerätään liejuna tai kiteisenä massana käsiteltäväksi ja loppusijoitettavaksi kuten muu radioaktiivinen jäte.



Taulukko 5. Radonin vapautumisnopeudet louhinta- ja malminrikastuksen jätekasoista ja työntekijöille aiheutuvat vuoden kuluessa kertyvät ulkoisen säteilyn annokset muutamien kaivosten tapauksessa.

Kaivosalue	Kuvaus	Radonin vapautumisnopeus (Sontter ym. 2001) (Bq/m <sup>2</sup> /s)	Työntekijöille aiheutuva ulkoinen annosnopeus (mSv/vuosi)
Key Lake / Kanada	rikastusjätteet ilman suojausta	0,8–0,9 (märkänä) 1,1–10,2 (kuivana) 2,4–8,6 (kosteana) 0,1 (jäätäneenä)	2  (säteilytaso n. 0,001mSv/h)
Olympic Dam / Etelä-Australia	rikastusjätteet kosteus 19 %, ilman suojausta	1,3 (keskimäärin 1989–1990)	0,6–8 <sup>1)</sup> (säteilytaso 0,0003–0,004 mSv/h, Olympic Dam 1997)
Rössing / Namibia	rikastusjätteet	0,9 (<1% kosteus) 0,7 (1–10% kosteus) 0,4 (>10% kosteus)	2 (säteilytaso n. 0,001mSv/h)

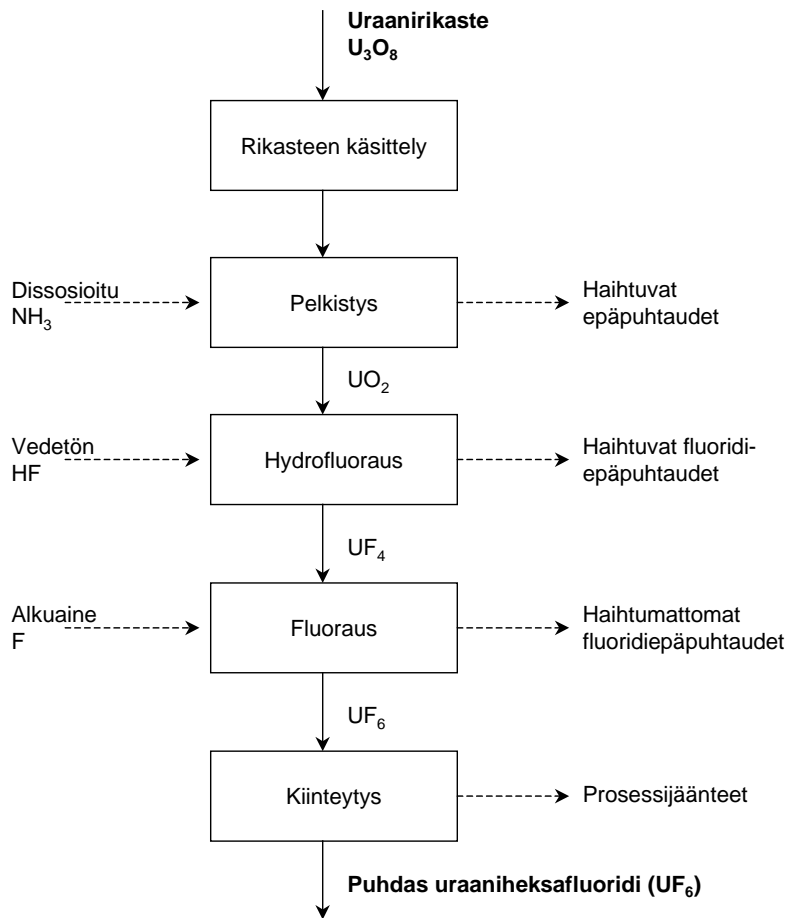
1) Yli 90 %:lle työntekijöistä aiheutuva säteilyannos on alle 3 mSv/vuosi (Olympic Dam 1997), mikä on keskimääräinen taustasäteilyn taso Suomessa. Vuotuinen säteilyannos saadaan laskettua ulkoisen säteilytason ja altistusajan tulona. Taulukossa on oletettu altistusajaksi 40 tuntia viikossa.

Rikastamojätteiden eristysmenetelminä käytetään joko kuivasuojaa tai vesisuojaa. Kuivamenetelmässä pintavesi pumpataan ensin pois ja käsitellään. Veden suotautumista jätemassan läpi pohjaveteen voidaan estää myös tiheästi asennettavien ns. haihdutussydänten avulla. Tämän jälkeen seuraa kasojen uudelleenmuotoilu, sopivan katteen rakentaminen, eroosiosuojan lisäys päälle ja sivustoille ja lopuksi kasvillisuuden istuttaminen. Kasvillisuus pienentää eroosiota ja kasvattaa kokonaisuutena haihdutusta. Kuivamenetelmän haittana on mahdollinen kasojen liiallinen kuivuminen, josta voi aiheutua uraanin ja radiumin vapautumista ympäristöön. Märkämenetelmässä jäteaines pidetään veden alla, jolloin tuulen aiheuttama eroosio estyy ja radonin vapautuminen ympäristöön on vähäisempää kuin kasojen ollessa kuivia.

## 2.6 Ydinpolttoainekierron muut vaiheet

### 2.6.1 Isotooppiväkevöinti

Maailmalla yleisesti käytettävissä kevytvesireaktoreissa ketjureaktion ylläpitämiseen vaadittavien reaktorifysikaalisten ominaisuuksien säilyminen latausjakson yli edellyttää luonnon uraanimalmissa olevan halkeamiskelpoisen U-235-isotoopin pitoisuuden nostoa 0,7 %:sta noin 3–4 %:iin. Tätä prosessia kutsutaan isotooppiväkevöinniksi tai -rikastukseksi. Ennen väkevöintiä luonnonuraanirikaste (U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>) täytyy kuitenkin muuntaa eli konvertoida kemiallisesti toiseen muotoon (kuva 12). Konversioprosessin tuloksena saadaan uraaniheksafluoridia (UF<sub>6</sub>), joka kuuluu uraanisuoloihin. Uraaniheksafluoridi on huoneenlämpötilassa kiinteä mutta alkaa kaasuuntua (sublimoitua) normaalipaineessa jo noin 56 °C:n lämpötilassa.



Kuva 12. Kaavio uraanirikasteen ( $U_3O_8$ ) konversioprosessista helposti kaasuntu- vaksi uraanisuolaksi ( $UF_6$ ).

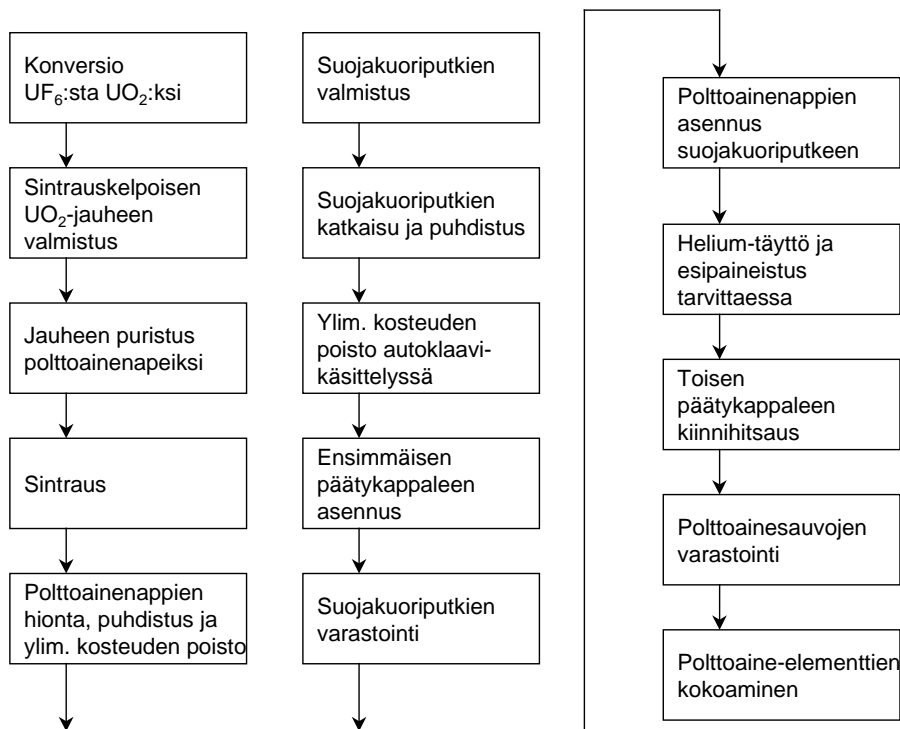
Teollisessa mittakaavassa merkittävimmät väkevöintimenetelmät ovat kaasudiffuusiomenetelmä ( $UF_6$ :n väkevöiminen diffuusiolla huokoisen seinämän lävitse) ja sentrifugimenetelmä ( $UF_6$ :n väkevöiminen keskipakoilmiön välityksellä). Molemmat siis perustuvat uraani-isotooppien, U-235:n ja U-238:n, massaerojen hyödyntämiseen. Erotuksessa käytettäviä väkevöintiyksiköitä kytketään useita peräkkäin, jotta saavutetaan haluttu isotooppiväkevöintiaste. Diffuusiomenetelmässä tarvittavan sähköenergian määrä on noin kymmenkertainen keskipakoismenetelmään nähden. Jälkimmäisen menetelmän käyttö onkin tämän takia huomattavasti lisääntynyt.

Konversio- ja väkevöintiprosesseissa noudatetaan ydintekniikassa yleisesti vaadittavaa korkea laatutasoa säiliöiden, venttiilien yms. tiiviydelle ja työskentelymenetelmille sekä valvonnalle. Prosessitekniikka perustuu siihen, ettei hallitsemattomia päästöjä tapahdu ympäristöön. Arvioidut säteilyannosvaikutukset väestölle ovat konversio- ja väkevöintiprosessien seurauksena vähäisiä, noin tekijällä tuhat pienempiä kuin kaivostoiminnasta aiheutuvat annokset (OECD 2000a). Työntekijöille aiheutuvat annokset ovat noin kymmenesosa kaivostoiminnan aiheuttamasta altistuksesta. Ympäristövaikutuksia ajatellen esimerkiksi konversioprosessin tuottamien prosessijätteiden ja ympäristöön vapautuvien epäpuhtauksien määrät ovat vähäisiä. Prosessi on tyypillinen kemiallisen teollisuuden prosessi, ja siinä tarvittavia kemikaaleja käytetään.

tetään myös muussa teollisuudessa. Eräät näistä kemikaaleista, kuten fluorivety, edellyttävät asianmukaisia toimenpiteitä työntekijöiden ja lähiympäristön suojaamiseksi.

## 2.6.2 Polttoaineen valmistus

Polttoainenappien valmistusta varten aiemmin U-235-isotoopin suhteen väkevöity uraanisuola ( $UF_6$ ) muutetaan eli konvertoidaan takaisinpäin uraanidioksidijauheeksi ( $UO_2$ ) (kuva 13). Konversiossa uraanisuola ensin hydrolysoidaan laimealla ammoniakkiliuoksella, jolloin tuloksena on ammoniumdiuranaatti. Kuumennettaessa ammoniumdiuranaatti vesihöyryn ja veden seoksessa saadaan uraanidioksidia.



Kuva 13. Polttoainenappien valmistusprosessi sekä polttoainesauvojen ja polttoaine-elementtien muodostaminen.

Uraanidioksidipulverin valmistuksen jälkeen seuraa kaavion mukaisesti useita työvaiheita, joihin kuhunkin liittyy erittäin tiukka laadunvalvonta. Käsittelyvaiheita ovat uudelleenjauhatus mahdollisimman tasalaatuisen ja tarkkaan raekokoon, jauheen puristus polttoainenapeiksi ja sintraus vetyilmakehässä 1 500–1 700 °C lämpötilassa, nappien hionta (mittatarkkuus 0,01–0,015 mm) ja ylimääräisen kosteuden poistaminen sekä mm. suojakuorien päätykappaleiden hitsaus ja tiiveystarkastukset.

Nykyaikaisissa polttoaineen valmistuslaitoksissa uraanisuolan konversio uraanidioksidijauheeksi voidaan tehdä myös kuivaprosessina (uranyylifluoridimene- telmällä), jolloin saadaan säännöllisempiä pyöreitä uraanidioksidirakeita ja proses-

sista aiheutuvat nestemäiset päästöt ovat alhaisemmat kuin märkäprosessiin pohjautuvassa konversiossa.

Polttoainenappien valmistusvaiheessa uraanisarjaan liittyvät säteilyvaikutusten kannalta haitallisimmat isotoopit (radium-226, radon-222 hajoamistuotteineen) eivät ole enää mukana tai niiden syntyminen vie uraanisarjan pitkien hajoamisaikojen takia hyvin kauan. Näin ollen polttoaineen valmistuslaitoksista vapautuu vain pieniä määriä radioaktiivisia aineita (kaasumaisessa tai nestemäisessä muodossa olevia uraani-isotooppeja). Päästöistä aiheutuva säteilyaltistus väestölle on hyvin pieni verrattuna muihin polttoaineen hankintaketjun vaiheisiin.

Polttoaineen valmistuksesta väestölle tai laitoksen lähistöllä asuvalle eniten altistuvalla henkilöllä aiheutuvat säteilyannokset ovat suunnilleen samansuuruisia kuin isotooppiväkevöinnistä aiheutuvat. Euroopan väestölle on arvioitu ilma- ja meriympäristön päästöjen kautta aiheutuvan isotooppiväkevöinnistä ja polttoaineen valmistuksesta yhteensä n. 0,001 manSv:n säteilyannos tuotettua sähköenergia-yksikköä (GWa) kohden (OECD 2000a).

### 2.6.3 Kuljetukset

Kuljetusten turvallisuutta ohjaavat kansainvälisen atomienergiajärjestön IAEA:n säädökset radioaktiivisten aineiden kuljetuksille (IAEA 2000). Turvallisuussäädösten mukaan kuljetussäiliöiden tulee säilyttää tiiviytensä normaaleissa kuljetusolosuhteissa samoin kuin mahdollisissa törmäystilanteissa. Kuljetussäiliöitä on erilaisia ja kuljetuksessa käytettävän säiliön lujuus-, tiiviys- ja suoran säteilyn vaimennusominaisuudet määräytyvät kuljetusympäristön ja kuljetettavan ydinmateriaalin säteilyominaisuuksien mukaisesti. Turvallisuusvaatimusten täytyminen testataan käytännössä, ja esimerkiksi käytettyjen ydinpolttoainenippujen kuljetussäiliöille tehdään monipuoliset normaaliolosuhteiden ja onnettomuustilanteiden vaikutuksia yliarvioivat testit (Rasilainen ym. 2001). Näissä testeissä varmistetaan kuljetussäiliön pysyminen tiiviinä poikkeuksellisten tilanteiden jälkeen, kuten putoamisen 9 m:n korkeudelta peräänantamattomalle alustalle, putoamisen 1 m:n korkeudelta terävän esineen päälle sekä tulipalon (800 °C:ssa) 30 minuutin ajan.

Nämä IAEA:n vaatimukset ovat voimassa myös polttoainehankinnan uraanikuljetuksissa. Niihin liittyvät riskit ovat pieniä. Jatkossa käydään lähemmin läpi kuljetusten turvallisuusarvioita käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten osalta.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetussäiliön paksu teräseinämä vaimentaa säteilytason säiliön ulkopuolella hyvin alhaiseksi (Suolanen ym. 1999). Säteily vaimenee edelleen ilmassa, ja vaikka kuljetussäiliön ulkopinnalla olisi turvallisuusmääräyksien mukaan suurin sallittu säteilytaso, ulkoisesta säteilystä aiheutuva annosnopeus on jo noin 30 metrin päässä säiliöstä samalla tasolla kuin luonnon taustasäteilyn annosnopeus. Reaktorista poiston jälkeen polttoaineen aktiivisuus alenee merkittävästi noin 20 vuotta kestävästä välivarastoinnin aikana. Lisäksi kuljetussäiliön seinämävahvuudet sekä neutronisäteilyä absorboiva materiaali valitaan siten, että käytännössä annosnopeudet säiliön läheisyydessä jäävät selvästi suurimpien sallittujen säteilytasojen alapuolelle.

Koska käytetyn polttoaineen kuljetussäiliön säteilytaso tavanomaisella havaintoetäisyydellä ei juurikaan poikkea taustasta, aiheutuu kuljetussäiliön ohituksesta väestölle vain hyvin pieni laskennallinen säteilyannos, jonka vaikutus terveysriskiä lisäävänä tekijänä ei ole merkittävä.

Käytetyn polttoaineen kuljetuksissa valtaosa aiheutuvasta säteilyannoksesta kohdistuu työntekijöihin (säiliöiden käsittelijöihin, kuljetushenkilöihin), joiden terveysriski on enintään noin seitsemänkertainen väestölle (Suomen väestötiheyden mukaan arvioituna) vastaavista kuljetuksista aiheutuvaan riskiin verrattuna. Työntekijöiden säteilyannoksia seurataan tavanomaisesti annosmittareilla, joiden lukemia valvoo mm. Säteilyturvakeskus.

Kuljetuksiin liittyvää terveysriskiä voidaan havainnollistaa vertaamalla säteilystä aiheutuvaa riskiä kuljetuksista muutoin aiheutuvaan tavanomaiseen liikenneonnettomuusriskiin. Tarkasteltaessa tällä tavalla esimerkiksi nykyisten reaktoreiden oletetun 40 vuoden käytön kuluessa kertyvän polttoainemäärän kuljetusta, voidaan havaita, että säteilystä aiheutuva riski on jonkin verran pienempi kuin tavanomaisen tapaturmariskin osuus kuljetusonnettomuuksissa (taulukko 6) (Suolanen ym. 1999). Normaalikuljetusten vakavien syöpätapausten riski on pienempi kuin 0,001/vuosi.

*Taulukko 6. Käytetyn polttoaineen kuljetuksesta ulkoisen säteilyn kautta väestölle aiheutuva terveysriski. Esimerkkitapauksena on tarkasteltu Loviisan ja Olkiluodon ydinvoimalaitosten oletetun 40 vuoden käytön kuluessa kertyvän käytetyn polttoainemäärän kuljettamista voimalaitokselta loppusijoituslaitokselle (Suolanen ym. 1999). Vertailukohdaksi taulukkoon on sisällytetty myös liikenneturmissa Suomessa kaikkiaan vuonna 2001 menehtyneiden henkilöiden määrä.*

Kuljetusmuoto	Käytetyn polttoaineen kuljetuksista aiheutuva terveysriski (kuolemantapausten odotusarvo/vuosi)	
	säteilystä aiheutuva osuus riskistä	tavanomaisen tapaturmariskin osuus
maantie	< 0,001	0,001
juna	0,0001	0,002
laiva	< 0,000001	< 0,00001
yleinen liikenne v. 2001		425

Loppusijoituslaitosta koskevan periaatepäätöksen mukaan käytetty ydinpolttoaine sijoitetaan Olkiluotoon rakennettavaan loppusijoituslaitokseen (kallioperään). Fortumin Loviisan nykyisiltä reaktoreilta kertyisi 40 vuoden käytön kuluessa noin 860 tonnia uraania. Tällä uranimäärällä tuotetaan noin 143 TWh sähköenergiaa, ja tutkimuksen (Suolanen ym. 1999) mukaan väestölle aiheutuisi edellä mainitun polttoainemäärän kuljettamisesta Loviisan voimalaitokselta pääosin meriteitse Olkiluotoon noin 0,002 manSv annos. Tuotettua sähköenergiayksikköä (TWh) kohden laskettuna yhteenlaskettu annos väestölle on n. 0,00001 manSv/TWh (0,0001 manSv/GWa). Kun tätä lukuarvoa verrataan aiemmin taulukossa 2 esitettyihin polttoainekierron eri vaiheiden väestölle aiheuttamiin yhteenlaskettuihin annoksiin, voidaan todeta, että kuljetuksista aiheutuvien säteilyannosten vaikutus polttoainekierron kokonaisannoksiin on erittäin pieni.

Radioaktiivisten aineiden vapautuminen kuljetussäiliöstä kuljetuksen aikana olisi mahdollista vain esimerkiksi säiliön kannen tiivistykseen liittyvän valmistus- tai asennusvirheen tai vahingon seurauksena. Suomessa tehtyjen päästön leviämistä ja terveyshaittoja koskevien laskelmien (Suolanen ym. 1999) perusteella edes kuvitelluissa vakavissa säiliön vaurioitumistilanteissa radioaktiivisten aineiden päästö ei yleisemmin vallitsevissa säätilanteissa aiheuttaisi välittömästi ilmeneviä terveysvaikutuksia väestössä.

Yleisenä johtopäätöksenä voidaan todeta, että normaaleista kuljetuksista, joihin ei odoteta liittyvän radioaktiivisten aineiden päästöä kuljetusastiasista ympäristöön, aiheutuvat terveysriskit ovat pienemmät kuin mikä on kuljetuksiin joka tapauksessa liittyvä tavantomainen liikenneonnettomuusriski. Aiemmissä tutkimuksissa (Lautkaski ym. 1980) on vertailtu sähköenergian eri tuotantomuotoihin liittyvien kuljetustarpeiden aiheuttamia riskejä. Ydinpolttoaineen korkean energiasisällön takia polttoainetta ei tarvitse kuljettaa suuria määriä ja tästä syystä muissa tuotantomuodoissa tarvitaan enemmän kuljetuksia esim. kivihiilituhkan siirtämiseen jatkoohyödyntämiskohteeseen tai erityiskaatopaikalle. Siksi myös kuljetuksiin liittyvä liikenneonnettomuusriski on tällöin suurempi.

#### **2.6.4 Käytetyn polttoaineen kapselointi**

Käytetyt polttoaineniput kapseloidaan loppusijoituslaitokseen kuuluvalla kapselointilaitoksella (kuva 14) sylinterimäisiin kuparista ja valuraudasta valmistettuihin tiiviisiin säiliöihin ennen niiden siirtämistä ja sijoittamista kallioperään pysyväksi katsottavalla tavalla. Pääasialliset vaiheet loppusijoituslaitoksella ovat käytetyn polttoaineen vastaanotto kuljetuksen jälkeen, kapselointi sekä loppusijoitus kallioperään porattuihin reikiin noin 500 metrin syvyydellä maanpinnasta.

Ympäristövaikutuksia tarkasteltaessa potentiaalisena radioaktiivisten aineiden päästölähteenä kapselointilaitokselta kysymykseen tulee lähinnä jokin vioittunut tai vioittuva polttoainesauva, jolloin polttoainesauvan metallisen suojakuoren tiiviys menetettäisiin ja suojakuoren sisällä kaasumuodossa esiintyvät aineet saattaisivat tällöin päästä vapautumaan ensin laitoksen sisätiloihin ja sieltä suodattunut osuus edelleen myös mahdollisesti laitoksen ympäristöön. Ympäristöön vapauduttuaan kaasumaiset aineet eivät juurikaan laskeudu maahan. Esimerkiksi yhden 20 vuotta välivarastossa jäähtyneen polttoainesauvan kaasumaisten aineiden aktiivisuussisältö on vähäinen ja aiheutuva terveysriski väestölle hyvin pieni.

Kapselointiprosessin eri vaiheissa polttoainesauvojen lämpötila pysyy verraten matalana, normaalisti käsittelyvaiheissa 80–370 °C ja enimmillään häiriötilanteissa noin 500 °C (Kukkola 1999a). Jalokaasut voivat vapautua vioittuneesta sauvasta normaalissa kapselointiprosessin lämpötilassa, mutta esimerkiksi tiivistyneen kesiumin höyrystyminen polttoainenäppien pinnoilta tai suojakuoren sisäpinnalta on merkittävää vasta 600 °C:ta korkeammassa lämpötilassa (Sanders ym. 1992, Lorenz ym. 1979).

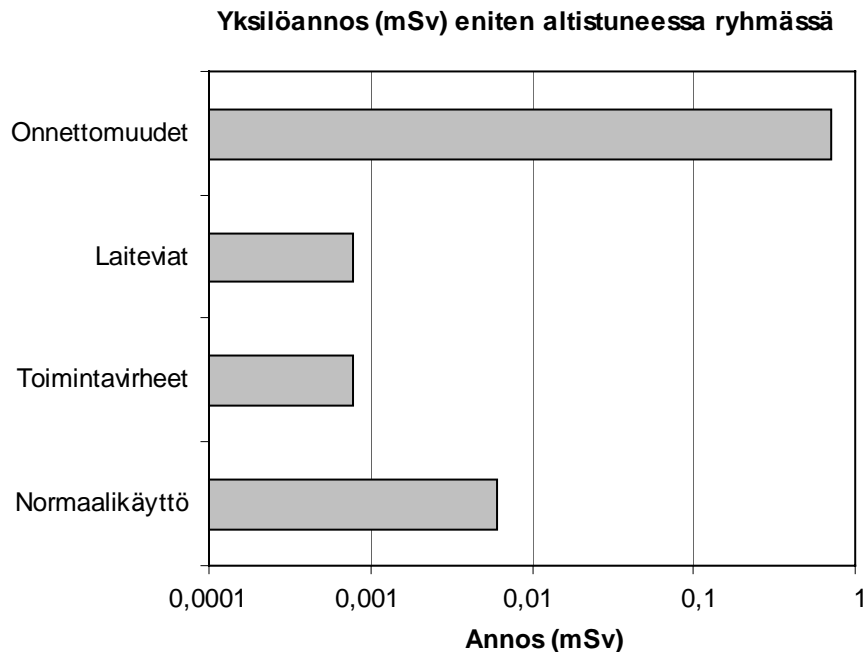


*Kuva 14. Käytetyn ydinpolttoaineen käsittelyn vaiheet kapselointilaitoksella: 1) kapselin telakoiminen kuumakammioon, 2) polttoainenäppujen siirtäminen kuljetussäiliöstä kapseliin, 3) kapselin kannen hitsaaminen, 4) kapselin tarkastus, 5) loppusijoituskapselin laskeminen hissillä loppusijoitustiloihin noin 500 m:n syvyyteen (muokattu viitteen Kukkola 1999b pohjalta).*

Kapselointilaitoksen ympäristössä asuvalle väestölle aiheutuvia säteilyannoksia on tarkasteltu normaalikäytössä, toimintavirheiden tai laitevikojen aiheuttamissa häiriötilanteissa sekä oletetuissa onnettomuustilanteissa. Kuva 15 havainnollistaa yksilölle aiheutuvia suurimpia mahdollisia annoksia laitoksen lähellä eri käyttötilanteissa. Luonnon taustasäteily ja sisäilman radon aiheuttavat Suomessa keskimäärin noin 3 mSv:n vuosiannoksen.

Kapselointilaitoksen tulee täyttää loppusijoituslaitosta koskevat yleiset turvallisuusvaatimukset (VNp 1999). Niiden mukaisesti normaalikäytössä radioaktiivisten aineiden päästöjen tulee jäädä merkityksettömän pieniksi, mahdollisten käyttöhäiriöiden seurauksena väestön eniten altistuvan yksilön vuosiannos ei saa ylittää

arvoa 0,1 mSv sekä oletetun onnettomuuden seurauksena väestön eniten altistuvalla yksilöllä aiheutuva vuosiansos saa olla enintään 1 mSv.



*Kuva 15. Kapselointilaitoksen häiriö- ja onnettomuustilanteista sekä yhden vuoden normaalitoiminnasta peräisin olevien päästöjen aiheuttama annos (mSv) 50 vuoden kuluessa eniten altistuneessa ryhmässä olevalle henkilölle. Esitettyjen annosten arvioitu ylittymisen todennäköisyys eri leviämistilanteissa on noin 0,5 % (Rossi ym. 1999). Onnettomuuksien ja häiriöiden todennäköisyyttä ei ole otettu huomioon.*

### 2.6.5 Ydinjätteiden loppusijoituksen aiheuttamat ympäristövaikutukset

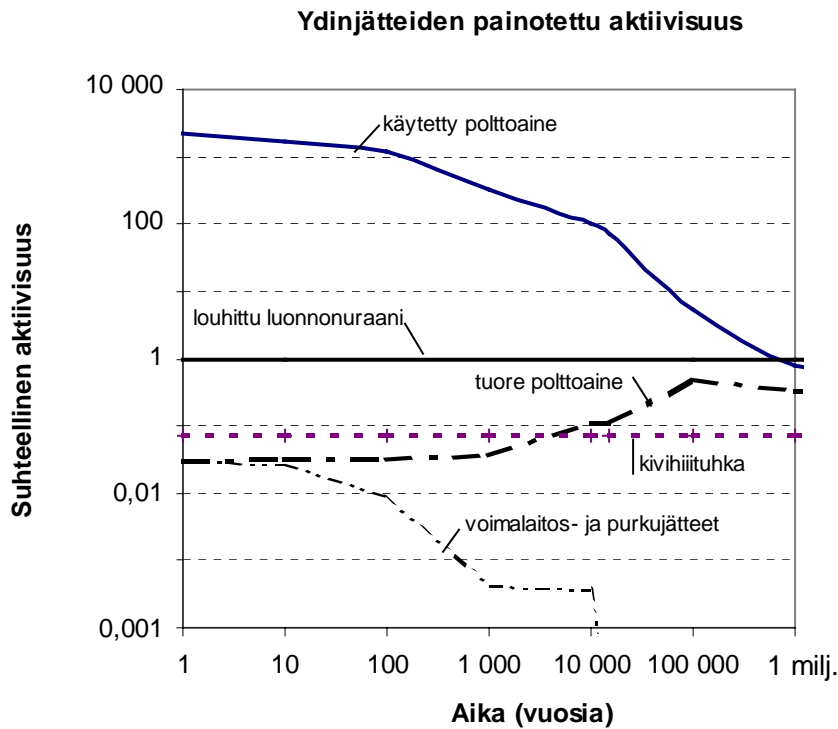
Ydinenergiaa tuottaessa radioaktiivisia jätteitä syntyy ydinpolttoainekierron kaikissa vaiheissa. Suomessa ei ole polttoainekierron alkupään teollisuutta, joten ydinjätteiden huoltoon Suomessa sisältyy pelkästään polttoaineketjun loppupään eli reaktorien käytöstä aiheutuvien keski- ja vähäaktiivisten laitosjätteiden, käytetyn ydinpolttoaineen sekä laitosten käytöstä poiston edellyttämät käsittely-, varastointi-, kuljetus- ja loppusijoitustoimenpiteet. Ulkomailla toteuttavien polttoainekierron alkupään vaiheiden (uraanin hankinnan, jalostuksen ja polttoaineen valmistuksen) ja niistä syntyvien jätteiden käsittelyn ja loppusijoituksen aiheuttamia ympäristövaikutuksia on tarkasteltu edellä.

Ydinreaktorin käytön aikana polttoaineeseen syntyy halkeamisreaktioiden seurauksena halkeamistuotteita (fission tuotteita) ja lisäksi polttoaineen raskaista aineista muodostuu säteilytyksen kautta pitkäikäisiä radioaktiivisia aineita (aktinideja). Näiden ydinreaktioiden seurauksena polttoaineen ominaisaktiivisuus kasvaa reaktorissa palaman edetessä ja reaktorista juuri poistettu polttoaine on ilman suojausta hyvin säteilyvaarallista. Radioaktiivisten aineiden aktiivisuus pienenee kuitenkin väistämättä kullekin radioisotoopille ominaisella nopeudella. Loppusijoi-



tettavan käytetyn polttoaineen ja muiden ydinjätteiden painotetun aktiivisuuden muuttumista havainnollistaa kuva 16. Loppusijoitettavan käytetyn ydinpolttoaineen sisältämän uraanin määrä on suunnilleen sama kuin loppusijoitustilan yläpuolella oleva kallioperä kaikkiaan sisältää urania (n. 5 g/tonni kiveä) (Rasilainen & Vuori 1999).

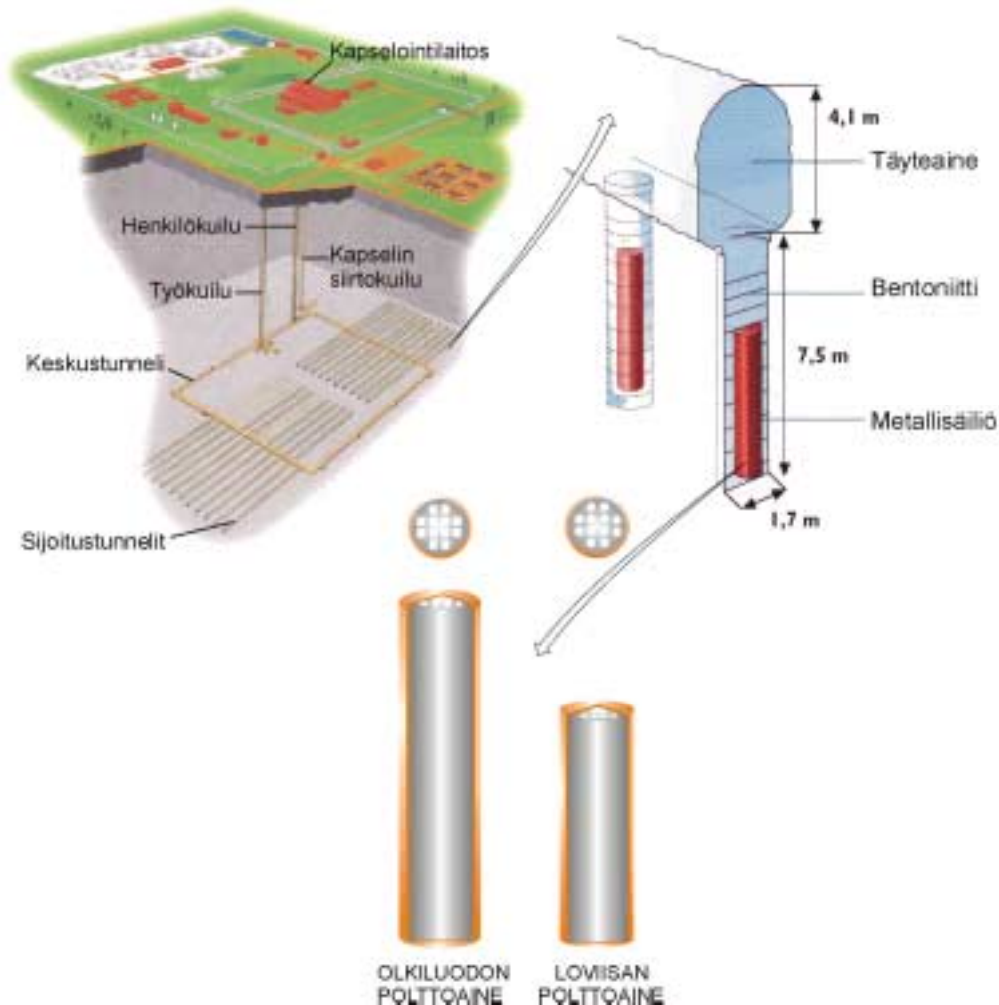
Ruotsissa ja Suomessa on suunniteltu toteutettavaksi samankaltainen käytetyn polttoaineen moninkertaiseen eristämiseen perustuva loppusijoitusratkaisu (kuva 17). Loppusijoitusratkaisussa vankkarakenteinen, korroosiota ja mekaanisia rasituksia hyvin kestävä kapseli säilyttää tiiviytensä hyvin pitkään eli päästöjä kallioperään ja edelleen elolliseen ympäristöön ei tapahdu. Toisaalta vaikka kapseli vaurioituisi pahastikin, muut tekniset ja luonnolliset päästöesteen rajoittaisivat suunnitellulla tavalla toimiessaan tehokkaasti päästöjä ympäristöön.



Kuva 16. Käytetyn polttoaineen ja voimalaitos- ja purkujätteiden painotetun aktiivisuuden suhteellinen alentuminen ajan myötä. Painotuksen kautta on otettu huomioon eri radionuklidien huomattavasti toisistaan poikkeavat ominaisuudet säteilyannosten aiheutumisen suhteen. Vertailun vuoksi kuvassa on mukana polttoaineen valmistamiseksi tarvittun luonnonuraanimäärän aktiivisuus, minkä suhteen muut aktiivisuudet on normitettu. Lisäksi kuvassa on saman energiamäärän tuottamisessa kivihiilivoimalla syntyvän voimalaitostuhkan aktiivisuus.

Periaatepäättökseen mukaisesti lähivuosina tutkitaan tarkemmin Eurajoen Olkiluodon kallioperään alustavasti suunnitellun loppusijoitustilan teknistä toteutettavuutta (Posiva Oy 2000). Alueelta on jo nyt varsin suuri määrä tutkimustietoa olemassa, mutta tarkemmilla tutkimuksilla halutaan varmentaa mm. kallioperän eheyteen sekä pohjaveden virtaukseen ja ominaisuuksiin liittyviä tietoja loppusijoitussyvyydellä. Rinnan näiden tutkimusten kanssa Posiva Oy hioo teknisiä menetelmiä polttoaineen kapselointiin, loppusijoitustilaan siirtoon sekä kapselien loppusijoitusreikiin asentamiseen.

Ydinvoimaloiden käytöstä ja huoltotoimenpiteistä aiheutuvien vähä- ja keskiaktiivisten jätteiden huolto perustuu laitospaikalla tapahtuvaan käsittelyyn, varastointiin ja loppusijoitukseen. Olkiluodossa ovat jo pitkään olleet käytössä sekä jätteiden käsittelylaitteistot että välivarastot. Voimalaitosjätteiden loppusijoituslaitos otettiin Olkiluodossa käyttöön vuonna 1992. Myös Loviisan laitokselle on valmistunut vastaava loppusijoituslaitos ja vähäaktiivisten jätteiden loppusijoitukseen tarkoitettu osa laitoksesta on otettu käyttöön vuonna 1998.



Kuva 17. Suomeen suunniteltuun käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitokseen kuuluvat osat; kapselointilaitos sekä kuparista ja raudasta valmistettujen metallikapselien asema sijoitustunnelissa ja yksittäinen metallikapseli. Sijoitustunnelit louhitaan kalliioon n. 500 m:n syvyyteen. (Posiva).

Hyvin pieniä määriä loppusijoitustilasta peräisin olevia radioaktiivisia aineita voi päästä vapautumaan elolliseen ympäristöön noin 10 000–100 000 vuoden kuluttua loppusijoituksesta. Loppusijoitustilan teknisten päästöesteiden lisäksi kallioperä ja pintamaakerrokset toimivat luonnossa ikään kuin valtava suodatin, joka sitoo pohjavedessä olevia epäpuhtauksia huokoiseen pintaansa – samalla tavoin kuin maakerrokset ja kallioperä puhdistavat siihen suotautuneen sadeveden. Lisäksi on mainittava, että käytettyä polttoainetta eristävä kupari-rautakapseli kestää pitkään ehyenä ja itse polttoaineenkin liukeneminen on erittäin hidasta. Turvallisuusanalyysissä on tarkasteltu erilaisia skenaarioita (Vieno & Nordman 1999), joissa on mm. oletettu, että muutamat loppusijoituskapselit äkillisesti menettäisivät eheytensä esimerkiksi kallion lohkoliikunnan seurauksena. Tällaistenkaan hypoteettisten tilanteiden seurauksena loppusijoituksesta ei aiheudu normaalia luonnon taustasäteilyä suurempia annoksia.

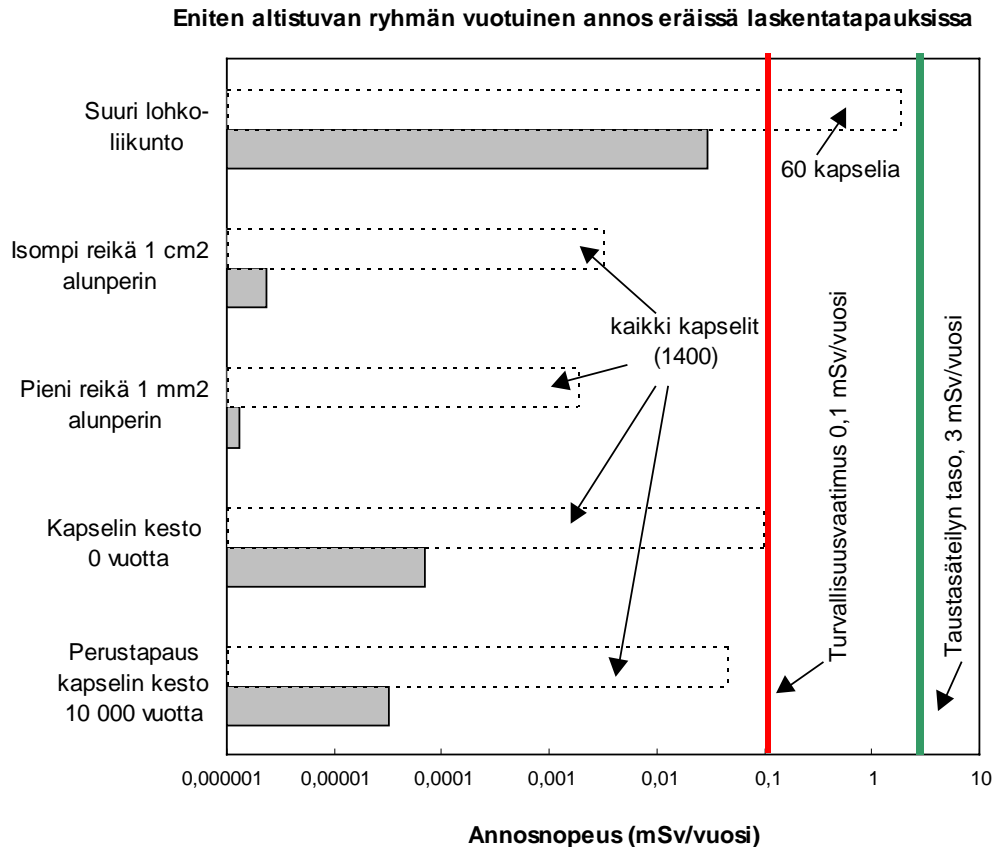
Elolliseen ympäristöön mahdollisesti vapautuvat radioaktiiviset aineet sekoittuvat verrattain suuriin pintavesimääriin, jolloin radionuklidien pitoisuudet laimenevat merkittävästi. Pintaveteen hyvin liukenevat aineet, kuten hiilen, jodin ja kesiumin isotoopit, voivat edelleen levitä alueellisesti vesistöreittejä pitkin samalla laimentuen.

Ihminen voi altistua säteilylle joko ulkoisesti, jolloin kehon ulkopuolella tapahtuvasta radioaktiivisesta hajoamisesta aiheutuva suora säteily kohdistuu kehoon, tai sisäisesti, jolloin radioaktiivinen hajoaminen tapahtuu kehon sisällä. Radioaktiivisia aineita voi joutua kehon sisään lähinnä juomaveden, ravinnon tai hengityksen välityksellä. Ihmiselle aiheutuvan säteilyannoksen oletetaan turvallisuusanalyysissä muodostuvan usean annosreitin summana.

Loppusijoituksen säteilyturvallisuutta on analysoitu eri maissa jo useiden vuosien ajan. Analyysihin sisältyy pohjaveden virtauksen, radioaktiivisten aineiden polttoaineesta vapautumisen, kallioperäkulkeutumisen ja eri altistusreittien kautta aiheutuvien säteilyannosten laskennallinen arviointi. Vaikutuksia yliarvioivilla malleilla saatujen tulosten perusteella kansainvälisessä tiedeyhteisössä muodostunut käsitys on, että loppusijoituksesta aiheutuvat säteilyannokset jäävät kaikissa ajateltavissa olevissa tapauksissa niin vähäisiksi, ettei niillä ole olennaista turvallisuusmerkitystä eikä ihmisille aiheudu terveydellistä haittaa (IPAG 1997).

Kuvassa 18 vertaillaan käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen periaatepäättöshakemuksen tueksi laaditun turvallisuusanalyysin (Vieno & Nordman 1999) keskeisten laskentatapausten tuloksia. Tulokset koskevat ensisijaisesti yksittäisen loppusijoituskapselin vaurioitumista (harmaat pylväät). Turvallisuusmarginaalin havainnollistamiseksi tulokset esitetään lisäksi vastaamaan erittäin epätodennäköistä tilannetta, jossa kaikki kapselit vaurioituisivat samanaikaisesti ja yhtä pahoin. Perustapauksessa oletetaan loppusijoituskapselin menettävän kokonaan tiiviytensä 10 000 vuoden kuluttua. Lisäksi laskentatapauksista esitetään tulokset pessimistisesti oletetuissa tilanteissa, joissa kapseli on joko alkuhetkellä kokonaan menettänyt tiiviytensä tai kapselissa on mahdollisen valmistusvirheen seurauksena alunperin vuotoa aiheuttava pieni (1 mm<sup>2</sup>) tai kookkaampi reikä (1 cm<sup>2</sup>). Arvioitu annos jää yhtä tapauksista lukuun ottamatta pienemmäksi kuin turvallisuusvaatimuksessa esitetty enimmäisarvo (0,1 mSv/vuosi), joka koskee todennäköisenä pidettäviä kehityskulkuja

(STUK 2001b). Erittäin epätodennäköisessä tilanteessa, jossa suuren jääkauden jälkeisen lohkoliikunnan oletetaan samanaikaisesti vaurioittavan pahasti 60 loppusijoituskapselia, arvioitu säteilyannos on enimmillään noin 2 mSv/vuosi, mikä on edelleen keskimääräistä taustasäteilytasoa alhaisempi. Turvallisuusvaatimusten mukaan tällaisten hyvin epätodennäköisten tilanteiden osalta on riittävää, että annoksen odotusarvo (eli tilanteessa laskettu annos kerrottuna todennäköisyydellä) jää raja-arvon (0,1 mSv/vuosi) alapuolelle.



*Kuva 18. Yhteenveto käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysin (Vieno & Nordman 1999) keskeisten laskentatapausten tuloksista. Kuvassa on sekä yksittäistä loppusijoituskapselia koskevia tuloksia että hyvin epätodennäköisiä useampien kapselien viallisuuden tai vaurioitumisen oletettavien tapauksien tuloksia. Kuvassa esitetään myös turvallisuusvaatimuksen mukainen taso sekä keskimääräinen luonnon taustasäteilyn taso. Huom. logaritminen asteikko.*

### 3. Energiantuotantotapojen vertailu

Ionisoivan säteilyn ja ilman epäpuhtauksien terveysvaikutuksista saatiin 1950- ja 1960-luvuilla näyttöä, mikä toi esille uuden, energiantuotantomuodon valintaan vaikuttavan näkökulman. Energiantuotantomuotoa ei enää voitu valita pelkästään teknisten ja taloudellisten näkökohtien perusteella, vaan myös energiantuotannosta työntekijöille ja väestölle aiheutuvat terveysvaikutukset oli otettava huomioon. Energiantuotannon terveysvaikutusten tutkimus aloitettiin Yhdysvalloissa vuonna 1973. Tarkoituksena oli arvioida päätöksentekijöitä varten toiminnan haittojen (kuoleman- ja sairastapausten sekä tapaturmien) määrä tuotettua energiamäärää kohden. Tällöin ei tarkasteltu pelkästään voimalaitoksen toimintaa vaan koko energiantuotantoketjua polttoaineen valmistuksesta jätteiden käsittelyyn asti.

1970-luvulla osoitettiin, että pääasiassa fossiilisten polttoaineiden käytöstä peräisin olevat rikkidioksidi ja typen oksidit aiheuttivat ns. happaman laskeuman kautta ympäristövahinkoja, kuten jokien ja järvien kalakantojen häviämistä, metsävaurioita ja rakennusmateriaalien korroosiota. Päästöt kulkeutuvat ilmakehässä tuhansia kilometrejä ja niiden rajoittaminen onnistui vain kansainvälisen yhteistyön kautta. Euroopan valtioiden välinen sopimus kaukokulkeutuvien päästöjen rajoittamiseksi allekirjoitettiin vuonna 1979. Sopimus tuli voimaan vuonna 1983 ja sitä on täydennetty useilla pöytäkirjoilla.

Kun Suomi toisten valtioiden tavoin sitoutui vähentämään happamoittavien yhdisteiden päästöjään, oli selvitettävä toisaalta tekniset mahdollisuudet rajoittaa päästöjä ja toisaalta rajoitustoimista aiheutuvat kustannukset. Rajoitukset toteutettiin antamalla polttoaineiden rikkipitoisuutta ja epäpuhtauksien päästöjä koskevia määräyksiä. Näiden määräysten huomioon ottaminen nosti jonkin verran fossiililla polttoaineilla tuotetun energian hintaa. Toisaalta samalla vähennettiin happaman laskeuman ympäristölle aiheuttamien vahinkojen kustannuksia.

1980-luvulla alkoi kertyä näyttöä siitä, että eräät ihmisen toiminnan, ennen muuta fossiilisten polttoaineiden käytön, seurauksena ilmakehään kertyvät kaasut kohottavat pitkällä aikavälillä maapallon keskilämpötilaa ja muuttavat koko maailman sääolosuhteita vaikeasti ennakoitavalla tavalla. Tätä kutsutaan kasvihuoneilmiöksi ja lämpötilaa kohottavia kaasuja kasvihuonekaasuiksi. Tärkein kasvihuonekaasu on hiilidioksidi. Vuonna 1992 solmittiin kansainvälinen ilmastopöytäkirja, jonka tavoitteena on pysäyttää päästöistä aiheutuva ilmakehän kasvihuonekaasujen pitoisuuksien kasvu haitattomalle tasolle.

Kasvihuonekaasujen päästöjen rajoittaminen on vaikeampaa kuin happamoittavien päästöjen. Voimalaitoksen rikkidioksidin ja typen oksidien päästöjä voidaan rajoittaa poistamalla näitä kaasuja savukaasuista, mutta hiilidioksidia ei toistaiseksi voida kannattavasti poistaa savukaasuista. Lisäksi fossiilisten polttoaineiden tuotannon yhteydessä pääsee ilmakehään metaania, joka on hiilidioksidia tehokkaampi kasvihuonekaasu.

Ydinvoimalla ja uusiutuvilla energialähteillä ei voimalaitoksen toiminnasta aiheudu kasvihuonekaasupäästöjä. Kuitenkin energiantuotantoketjun muiden vaiheiden yhteydessä tällaisia päästöjä syntyy. Tästä syystä eri energiantuotantomuotoja on luon-

tevaa vertailla laskemalla niiden kasvihuonekaasupäästöt tuotettua energiamäärää kohden. Tällöin on tarkasteltava kokonaisia energiantuotantoketjuja.

Kehittyneen mittaustekniikan ansiosta voitiin 1990-luvulla mitata erikokoisten ilmassa leijuvien hiukkasten pitoisuuksia. Yhdistämällä mittaustulokset epidemiologisten tutkimusten tuloksiin pääteltiin, että ilman epäpuhtauksien aiheuttamat terveysvaikutukset johtuvat nimenomaan pienhiukkasista eikä leijuvista hiukkasista, rikkidioksidista tai niiden yhteisvaikutuksesta, kuten aikaisemmin oli oletettu. Ilman kaasumaisten epäpuhtauksien ohjearvot oli valittu ns. kynnysarvojen perusteella, joiden alapuolella epäpuhtauksista ei aiheudu terveyshaittoja väestölle. Kuitenkaan pienhiukkasten pitoisuudelle ei voida osoittaa mitään kynnysarvoa, vaan terveysvaikutuksia esiintyy kaikissa pitoisuuksissa – sitä enemmän mitä suurempia pitoisuudet ovat.

Energiantuotantomuotoja voidaan vertailla laskemalla niiden pienhiukkaspäästöt tuotettua energiamäärää kohden. Pienhiukkasia syntyy polton yhteydessä (primaariset hiukkaset) sekä rikkidioksidipäästöjen ja typen oksidien päästöjen muuttuessa ilmakehässä toisiksi yhdisteiksi (sekundaariset hiukkaset). Voimalaitosten savukaasut puhdistetaan niin tehokkaasti, että voimalaitosten pienhiukkaspäästöt ovat vain pieni osa rakennusten tulisijojen ja keskuslämmityskattiloiden vastaavista päästöistä.

### **3.1 Päästöjen terveysvaikutukset**

Nykyään voimalaitosten ja muiden teollisuuslaitosten päästöjä rajoitetaan tehokkaasti ja päästöistä aiheutuvia terveysvaikutuksia on suhteellisen vaikea havaita. Aiemmin päästöt olivat paikoitellen varsin suuria, jolloin ne aiheuttivat epäsuotuisissa sääolosuhteissa (ns. episoditilanteissa) ilmeisiä terveyshaittoja. Seuraavassa tarkastellaan terveysvaikutusten ja epäpuhtauspitoisuuksien välisiä riippuvuuksia sekä varhaisemmissa episoditilanteissa että nykyään.

#### **3.1.1 Episoditilanteet**

Kiistatonta näyttöä ilman epäpuhtauksien terveyshaitoista saatiin ns. episoditilanteiden yhteydessä 1930–1960-luvuilla. Tunnetuimmat ja parhaiten dokumentoidut episoditilanteet sattuivat Maas- (Meuse-) joen laaksossa Belgiassa 1930, Donorassa Yhdysvalloissa 1948 sekä Lontoossa 1952 ja 1962 (EPA 1996).

Maas-joen teollisuusalue on noin 25 km pitkä ja kukkuloiden rajoittama jokilaakso. Joulukuussa 1930 vallinneen sumun aikana koksamojen, masuunien, terästehtaiden, sinkkisulattojen, lasi- ja rikkihappotehtaiden päästöt jäivät laaksoon kolmen vuorokauden ajaksi. Tänä aikana alueen asukkaiden päivittäinen kuolleisuus kasvoi yli kymmenkertaiseksi. Yli 600 henkeä kärsi hengityselinten sairauksista, joita monilla pahensi sydämen vajaatoiminta, ja 63 kuoli. He olivat pääasiassa vanhuksia, astma- ja sydänpotilaita sekä muita heikon terveydentilan omaavia ihmisiä. Vain harvat lapset menivät kouluun ja useimpia ei päästetty ollenkaan ulos.

Jälkeenpäin on arvioitu, että ilman rikkidioksidipitoisuus ylitti  $20\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (mikrogramma  $\mu\text{g}$  on gramman miljoonasosa). Ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia ei tuolloin kuitenkaan mitattu, mutta epäilemättä hiukkasten pitoisuus oli korkea.

Donoran kaupunki sijaitsee Pennsylvaniassa, kapeassa Manogahela-joen laaksossa. Joulukuussa 1948 vallinneen sumun aikana paikallisten teollisuuslaitosten (terästehdas, sinkkisulatto, rikkihappotehdas yms.) päästöt jäivät kolmen vuorokauden ajaksi laaksoon. Seuraavien kahden viikon aikana sattui 20 kuolemantapausta, joista 18:n arvioitiin johtuneen ilman epäpuhtauksista. Yhdysvaltain kansanterveysvirasto teki havaituista terveysvaikutuksista perusteellisen tutkimuksen. Sen mukaan 5 910 Donoran asukasta (eli 42,7 %) kertoi saaneensa joitain terveyshaittoja. Lievät ylempien hengitysteiden oireet jakautuivat tasan kaikkien ikäryhmien kesken ja kestivät enintään neljä päivää. Yleisin oire oli yskä, jonka sai kolmasosa väestöstä. Hengenahdistusta oli 12 %:lla väestöstä mutta yli puolella 55 vuotta täyttäneistä.

Terveysvaikutusten todennäköinen syy oli ilman korkea rikkidioksidin, sen hapettumistuotteiden sekä hiukkasten pitoisuus. Jälkeenpäin on arvioitu, että ilman rikkidioksidin pitoisuus ylitti  $5\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tässäkään tapauksessa ilmanlaatumittauksia ei tehty.

Lontoon pahin episoditilanne sattui joulukuussa 1952 neljä vuorokautta kestäneen sumun aikana. Rakennusten tulisijoissa, voimalaitoksissa ja tehtaissa poltetun kivihiilen savukaasut jäivät leijumaan kaupungin ylle. Tänä aikana Suur-Lontoossa todettiin noin 4 000 ylimääräistä kuolemantapausta. Yleisimmät kuolemaan johtaneet syyt olivat keuhkoputken tulehdus, influenssa, keuhkokuume, tuberkuloosi, keuhkosityöpä ja muut hengityselinten sairaudet sekä sydän- ja verenkiertoelinten sairaudet. Ruumiinavauksissa havaittiin monissa tapauksissa merkkejä hengityselinten ärsytyksestä. Englannin terveysministeriö arvioi, että rikkidioksidi muodosti kosteassa ilmassa rikkihapposumua, joka huomattavasti lisäsi hiukkasten ja/tai muiden ilman epäpuhtauksien vaikutusta (EPA 1996).

Vuonna 1952 ilman hiukkaspitoisuus mitattiin ns. BS (Black Smoke) -menetelmällä, joka perustui mittalaitteen keräämän hiukkaskerroksen valonläpäisykyvyn mittaamiseen. Vuonna 1952 suurimmat hiukkaspitoisuudet olivat noin  $4\,500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja rikkidioksidipitoisuudet  $3\,800\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Joulukuussa 1961 Suur-Lontoossa esiintyi vastaavanlainen episodi, joka aiheutti 700 ylimääräistä kuolemantapausta. Hiukkaspitoisuudet (BS) olivat noin  $2\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja rikkidioksidipitoisuudet  $3\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (CEE 1981).

Episoditilanteista aiheutunut huomattava sairastavuuden ja kuolleisuuden kasvu (EPA 1996)

- osoitti syy-yhteyden ilman epäpuhtauksien sekä vakavien terveysvaikutusten välillä
- käynnisti ilmanlaadun seurannan sekä päästöjen rajoittamistoimenpiteet suurkaupungeissa

- käynnisti tutkimukset ilman epäpuhtauksien terveysvaikutusten sekä altistus-vasteriippuvuuksien selvittämiseksi.

Ilmanlaadun seurannan ja ilmansuojelutoimenpiteiden ansiosta ilman epäpuhtauksien pitoisuudet teollisuusmaissa laskivat huomattavasti eikä vakavia episoditilanteita enää esiintynyt. Toisaalta mahdollisten terveyshaittojen havaitseminen ja altistusvasteriippuvuuksien johtaminen tuli vaikeammaksi.

### 3.1.2 Terveyshaittoja aiheuttavat pitoisuudet

Maailman terveysjärjestö WHO julkaisi ensimmäiset ilmanlaadun ohjearvonsa vuonna 1958 ja on sen jälkeen tarkistanut niitä useita kertoja. Viimeisimmät ohjearvot ovat vuodelta 2000 (WHO 2000). Useimmissa tapauksissa ohjearvon lähtökohtana on ns. kynnysarvo eli alin pitoisuus, jolla on todettu haittavaikutuksia.

Tiedot rikkidioksidin terveysvaikutuksista perustuvat epidemiologisiin tutkimuksiin. Ilman epäpuhtauksille herkkien yksilöiden oireiden on havaittu pahentuneen, kun rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo on ylittänyt  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja ilman hiukkaspitoisuus on samanaikaisesti ollut korkea. Lisäksi hengityselin- sekä sydän- ja verisuonisairauksista kärsivien henkilöiden oireiden ja sairaalaan ottojen on todettu riippuvan epäpuhtauksien pitoisuuksista silloinkin, kun rikkidioksidin vuorokausikeskiarvo on yleensä ollut alle  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja vuosikeskiarvo alle  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Alin rikkidioksidin vuorokausikeskiarvo, jolla haitallisia vaikutuksia on havaittu alueilla, joilla hiiltä käytetään yleisesti polttoaineena, on  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tällöin ilmassa on ollut myös hiilen poltosta muodostuneita hiukkasia. Uudemmissa tutkimuksissa vaikutuksia on havaittu alemmissakin pitoisuuksissa. Alueiden väliset kuolleisuuden erot ilmeisesti johtuvat pikemminkin hiukkasten kuin rikkidioksidin pitoisuuksien eroista (WHO 2000).

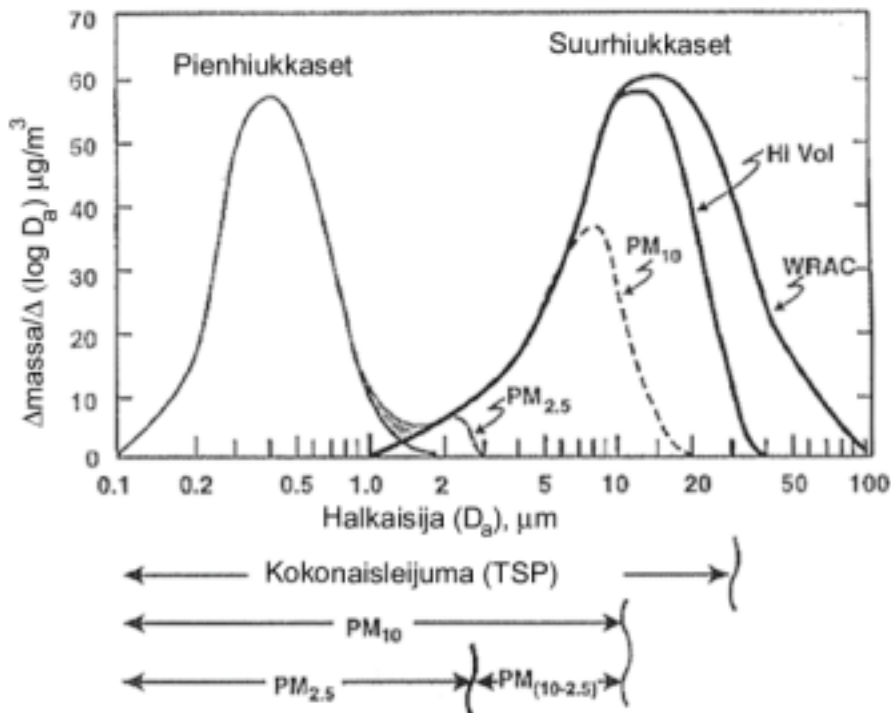
Ulkoilmassa ei käytännössä esiinny sellaisia lyhytaikaisia typpidioksidipitoisuuksia (yli  $2\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), jotka aiheuttaisivat haittaa terveille ihmisille. Astmaatikkojen ja kroonisista keuhkosairauksista kärsivien henkilöiden keuhkojen toiminnassa on havaittu vähäisiä muutoksia, kun typpidioksidipitoisuus on ollut  $365\text{--}565 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tämä on alin pitoisuus, jolla haittavaikutuksia on todettu.

Typen oksidien päästöt voivat aiheuttaa epäsuorasti terveysvaikutuksia silloin, kun ilman typen oksidien ja hiilivetyjen pitoisuudet ovat riittävän korkeita muodostamaan otsonia. Otsoni on ongelma suurkaupungeissa, joissa paikalliset olosuhteet rajoittavat autojen pakokaasupäästöjen leviämistä. Otsonia muodostuu auringonvalon vaikutuksesta ja sen pitoisuus vaihtelee vuorokauden mittaan.

Muutaman tunnin altistus otsonille aiheuttaa terveiden aikuisten hengitysteissä tulehduksia ja muita oireita, kun otsonipitoisuus ylittää  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Lasten ja nuorten keuhkojen toiminnassa on havaittu muutoksia, kun otsonipitoisuus ylittää  $120\text{--}240 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO 2000).



Ilmakehän hiukkaset voidaan jakaa kahteen kokoluokkaan. Hiukkasten kokojakamassa on kaksi selvästi erottuvaa huippua, joiden välinen minimi sijoittuu alueelle 1–3  $\mu\text{m}$ . (Mikrometri  $\mu\text{m}$  on metrin miljoonasosa ja millimetrin tuhannesosa, kuva 19.) Pienhiukkasiksi kutsutaan hiukkasia, joiden halkaisija on alle 2,5  $\mu\text{m}$ . Tätä suurempia hiukkasia kutsutaan suurhiukkasiksi. Toinen kokoluokkiin jaon peruste on erikokoisten hiukkasten käyttäytyminen ihmisen hengityselimissä. Halkaisijaltaan yli 10  $\mu\text{m}$ :n hiukkaset jäävät pääasiassa ylempien hengitysteiden limakalvoille. Tätä raja-arvoa pienempiä hiukkasia kutsutaan hengitettäviksi hiukkasiksi ja niiden pitoisuudelle käytetään merkintää  $\text{PM}_{10}$ . Pienhiukkaset pääsevät tunkeutumaan keuhkorakkuloihin asti ja niiden pitoisuudelle käytetään merkintää  $\text{PM}_{2.5}$ .



Kuva 19. Pienhiukkasten kokojakauma (EPA 1996).

Aikaisemmin ilman hiukaspitoisuuden mittana käytettiin kokonaisleijumaa (Total Suspended Particles, TSP), joka mitataan suurtehokeräimellä. Laitteen keräämien hiukkasten koon yläraja on tuulen nopeudesta riippuen 25–40  $\mu\text{m}$ . BS-menetelmän on todettu määrittävän halkaisijaltaan alle 4,5  $\mu\text{m}$ :n hiukkasten pitoisuuden. Mittausmenetelmien kehityksen ansiosta nyt on mahdollista mitata ulkoilman hengitettävien hiukkasten pitoisuus  $\text{PM}_{10}$  tai pienhiukkasten pitoisuus  $\text{PM}_{2.5}$ . Pien- ja suurhiukkasilla on paljon muitakin eroja kuin koko: päästölähteet, muodostumistapa, kemiallinen koostumus, käyttäytyminen ilmakehässä, terveysvaikutukset ja päästöjen rajoittamistoimenpiteet.

Suurhiukkaset muodostuvat mekaanisissa prosesseissa kappaleista irtautumalla. Pienhiukkaset muodostuvat kaasuista erilaisten fysikaalisten ja kemiallisten reaktioiden seurauksena. Hiukkasia kutsutaan primaarisiksi, jos ne pääsevät ilmaan hiukka-

sina tai höyryinä, jotka tiivistyvät hiukkasiksi. Esimerkkejä primaarisista hiukkasista ovat (EPA 1996)

- palamisessa muodostuva noki, joka koostuu alkuainehiilestä,
- kemialliset yhdisteet, jotka ovat kaasumaisia palamislämpötiloissa mutta tiivistyvät hiukkasiksi savukaasujen jäähtyessä.

Hiukkasia kutsutaan sekundaarisiksi, jos ne ovat ilmakehässä tapahtuvien kemiallisten reaktioiden tuotteita. Esimerkkejä sekundaarisista hiukkasista ovat

- rikkidioksidin muuntuminen rikkihapoksi, joka muodostaa hiukkasia tai tiivistyy hiukkasten pinnalle,
- typpidioksidin muuntuminen typpihapoksi, joka saattaa edelleen reagoida ammoniakkin kanssa muodostaen ammoniumnitraattihiukkasia.

Suurhiukkaset ovat niin isoja, että ne laskeutuvat painovoiman vaikutuksesta maanpinnalle tai poistuvat ilmakehästä törmätessään pintoihin. Koostaan riippuen suurhiukkaset viiptyvät ilmakehässä minuutteja tai tunteja ja kulkeutuvat tänä aikana satoja metrejä tai enintään muutamia kymmeniä kilometrejä. Pienhiukkaset käyttäytyvät kaasujen tavoin ja viiptyvät ilmakehässä päiviä tai viikkoja. Tänä aikana ne voivat kulkeutua satoja tai tuhansia kilometrejä (EPA 1996).

Hengitettävien hiukkasten terveysvaikutukset riippuvat hiukkasten koosta ja pitoisuudesta ja saattavat vaihdella  $PM_{10}$ - tai  $PM_{2.5}$ -tason vuorokausivaihteluiden mukaan. Välittömiä vaikutuksia ovat päivittäisen kuolleisuuden kasvu ja hengityselinsairauksista kärsivien henkilöiden oireiden paheneminen, joka ilmenee esimerkiksi ensiapupoliklinikalla käyntien tai astmalääkkeiden käyttökertojen lisääntymisenä. Pitkäaikaisvaikutuksia on toistaiseksi tutkittu melko vähän, mutta ne ilmenevät kuolleisuuden ja hengityselinsairastavuuden kasvuna.

Ennen 1990-lukua tehdyissä epidemiologisissa tutkimuksissa havaittuja terveysvaikutuksia verrattiin BS- tai hiukkasleijumamittausten tuloksiin. Nämä tutkimukset ovat tuottaneet sinänsä hyödyllistä tietoa, mutta ne soveltuvat huonosti hiukkasten altistus-vasteriippuvuuden määrittämiseen. Tämä johtuu siitä, että BS-menetelmällä mitattu hiukkaskerroksen valonläpäisykyky ei suoraan kuvaa hiukkaspitoisuutta ja osa hiukkasleijumasta on niin isoja hiukkasia, että ne eivät pääse hengitysteihin.

1990-luvun epidemiologisissa tutkimuksissa havaittuja terveysvaikutuksia verrataan joko hengitettävien hiukkasten pitoisuuteen  $PM_{10}$  tai pienhiukkasten pitoisuuteen  $PM_{2.5}$ , mikäli siitä on mittaustuloksia. Uusimmat tutkimukset osoittavat, että lyhytaikainen altistus pienillekin hengitettävien hiukkasten pitoisuuksille ( $PM_{10}$  alle  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aiheuttaa terveysvaikutuksia. Muutamit hiekkamyrskyjen terveysvaikutuksista tehdyt tutkimukset osoittavat, että suurhiukkaset eivät ole läheskään niin haitallisia kuin pienhiukkaset. Myös tutkimukset, joissa hengitettävien ja pienhiukkasten pitoisuudet on mitattu samanaikaisesti, viittaavat siihen, että havaitut terveysvaikutukset johtuvat pääasiassa pienhiukkasista.

Kaksi Yhdysvalloissa tehtyä ryhmien seuranta tutkimusta viittaa siihen, että pitkäaikainen altistus korkeille hiukkaspitoisuuksille saattaa lyhentää asukkaiden odotettavissa olevaa elinikää 2–3 vuotta. Eliniän lyheneminen on voitu osoittaa jo noin  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :n hiukkaspitoisuuksista lähtien ja se kasvaa suoraan verrannollisena hiukkasten pitoisuuteen. Vastaavanlainen riippuvuus on voitu osoittaa myös päivittäisen kuolleisuuden ja eri tavoin mitattujen hengityselinoireiden lisääntymisen välillä. Näiden tutkimusten perusteella ei voida osoittaa mitään hiukkaspitoisuuden kynnysarvoa, jonka alapuolella terveysvaikutuksia ei esiintyisi. WHO arvioi, että ulkoilman pienhiukkaset yhdessä rikkidioksidin kanssa aiheuttavat koko maailmassa noin 500 000 kuolintapausta vuosittain (WHO 2000).

### 3.1.3 Vertailu terveysvaikutusten perusteella

Tutkimus energiantuotantomuotojen vertailemiseksi niiden terveysvaikutusten perusteella alkoi Yhdysvalloissa vuonna 1973. Pian sen jälkeen vastaavanlaisia tutkimuksia tehtiin myös Euroopassa. Tarkoituksena oli arvioida työntekijöiden tapaturmien ja ammattitautitapausten sekä väestön kuoleman- ja sairaustapausten lukumäärä tuotettua sähköenergian määrää kohden. Tarkastelun kohteena olivat täydelliset energiantuotantoketjut polttoaineen valmistuksesta aina jätteiden käsittelyyn asti. Vertailu koski kivihiilellä, öljyllä ja ydinvoimalla tuotettua sähköä.

Työntekijöiden tapaturmat ja ammattitautitapaukset saatiin tilastoista. Kivihiilen tuotantoon kaivoksissa liittyy melko suuri tapaturmariski. Kaivosmiesten pitkäaikainen altistus pölylle saattaa aiheuttaa pölykeuhkon, joka voi johtaa kuolemaan. Avolouhoksissa tapaturmat ja pölykeuhkotapaukset ovat harvinaisia.

Päästöistä aiheutuvat väestön terveysvaikutukset arvioitiin ns. ylhäältä alas (top down) -menetelmällä. Tarkasteltavan sähköenergian määrän tuottaminen kasvattaa alueen epäpuhastuspäästöjä jonkin verran ja niiden pitoisuuksien tällä alueella oletetaan kasvavan samassa suhteessa. Pitoisuuksien lisäys yhdistettynä epidemiologisista tutkimuksista pääteltyihin altistus-vasteriippuvuuksiin antaa arvion väestön terveysvaikutustapausten määrästä (Pingoud ym. 1999).

Kanadalainen Herbert Inhaber otti uusiutuvat energianlähteet mukaan vertailuun (Inhaber 1978). Hän teki kuitenkin uusiutuvien energianlähteiden terveysvaikutuksia kasvattavia, kyseenalaisia oletuksia, jotka joutuivat kritiikin kohteeksi. Inhaberin saama kritiikki (mm. Holdren ym. 1979) selkeytti tehtävän määrittelyä ja otettiin huomioon myöhemmissä tutkimuksissa.

Tämän jälkeen energiantuotantomuotoja koskevia päätöksiä on tarkasteltu mm. kustannus-hyötyanalyysin kannalta. Esimerkiksi OECD teki kustannus-hyötyanalyysin energiantuotannon rikkipäästöjen rajoittamisesta. Tutkimuksessa arvioitiin päästöistä vesistöjen kalakantoihin, maatalouden tuottoon ja rakennusmateriaaleihin kohdistuvat haitat rahassa. Niinpä oli luontevaa arvioida rahassa myös väestöön kohdistuvat terveyshaitat. Hyötyä kertyi näiden haittojen vähenemisestä ja kustannuksia rikkipäästöjen rajoittamisesta (OECD 1981).

1990-luvulla energiatuotannon terveys- ja ympäristöhaittoja on alettu kuvata ulkoiskustannuksiksi, jotka eivät sisälly sähkön hintaan. Laajin tähän mennessä suoritettu energiantuotantomuotojen vertailu tällä perusteella sisältyy vuosina 1991–1997 toteutettuun EU:n ExternE-projektiin. Projektin tavoitteeksi asetettiin laskea eri energiantuotantomuotojen ulkoiskustannukset tuotettua sähkön kilowattituntia kohden. Projektin ensimmäisessä vaiheessa kehitettiin ulkoiskustannusten arviointimenetelmiä ja EcoSense-ohjelma niiden laskemista varten.

Ohjelma käyttää ns. vaikutuspolku (impact pathway) -menetelmää, jota kutsutaan myös alhaalta ylös (bottom up) -menetelmäksi. Päästölähde sijoitetaan Euroopan kartalle, ja päästöjen leviäminen sekä muuntuminen ilmakehässä lasketaan alueellisella leviämismallilla. Tuloksena on ilman epäpuhtauksien pitoisuuksien tai laskeuman kasvu Euroopan eri alueilla. Ohjelma arvioi altistus-vasteriippuvuuksien avulla väestön terveyshaittojen, rakennusmateriaalien vaurioiden, maatalouden satotappioiden sekä ekosysteemien kuormituksen määrän. Nämä muunnetaan ulkoiskustannuksiksi käyttämällä kunkin vaikutustyyppin arvioitua yksikköhintaa (Pingoud ym. 1999).

Projektin toisessa vaiheessa kaikki EU-maat (Luxemburgia lukuun ottamatta) sekä Norja arvioivat EcoSense-ohjelmalla käytössä olevien tai suunniteltujen energiantuotantomuotojen ulkoiskustannuksia. Tarkastellut energiantuotantomuodot olivat fossiilisten polttoaineiden (ruskoshiilen, kivihiilen, turpeen, öljyn, synteettisen öljyn, yhdyskuntajätteen ja maakaasun) käyttö, uusiutuvat energianlähteet (biomassa, vesivoima, tuulivoima ja aurinkokenno) sekä ydinvoima.

Suomi osallistui projektin toiseen vaiheeseen ja tarkasteli sen yhteydessä kolmea lämpövoimalaitosta (Pingoud ym. 1999):

- Meri-Porin kivihiilivoimalaitosta, joka tuottaa sähköä,
- Jyväskylän Rauhalahden voimalaitosta, joka polttaa turvetta ja jätepuuta sekä tuottaa sähköä, kaukolämpöä ja prosessihöyryä,
- Forssan hakevoimalaitosta, joka tuottaa sähköä ja kaukolämpöä.

Näiden voimalaitosten toiminnasta aiheutuvat terveysvaikutukset tuotettua sähkön terawattituntia (TWh) kohden esitetään taulukossa 7. Voimalaitosten hiukkaspäästöistä on ExternE-projektin aikana ja sen jälkeen tehty mittauksia, joiden mukaan päästöt ovat vain 10–25 % projektissa oletetuista päästöistä (Ohlström 1998, Jorma Jokiniemi, VTT Prosessit, suullinen tieto). Taulukon 7 luvut on tällä perusteella korjattu. Korjaus vähensi terveysvaikutustapausten lukumääriä ainoastaan 4–15 %, koska EcoSense-mallin mukaan terveysvaikutukset aiheutuvat pääasiassa rikkidioksidin ja typen oksidien päästöistä ilmakehässä muodostuvista sekundaarisista pienhiukkasista.

Taulukossa 7 päästöistä aiheutuvien väestön terveysvaikutustapausten lukumäärä esitetään kahden luvun summana. Ensimmäinen luku antaa voimalaitoksen piippupäästöistä ja toinen luku energiantuotantoketjun muiden vaiheiden päästöistä aiheutuvien tapausten lukumäärän. Kuolemantapaukset ovat akuuteista ja kroonisista sairauksista aiheutuvien kuolemien summa. Sairausoireet ovat summa astmaatikkojen

sairauspäivistä, lasten kroonisen keuhkoputken tulehduksen ja kroonisen yskän tapauksista sekä hengityselinten tai sydämen ja verisuonten sairauksista johtuvista ensiapupoliklinikkakäynneistä ja sairaalaan ostoista.

Taulukko 7. ExternE-projektissa arvioidut terveysvaikutukset.

	Meri-Pori kivihiili	Jyväskylä turve ja hake	Forssa hake
nettosähköteho	560 MW	83 MW	17 MW
käyttöaika vuodessa	6 500 h/a	5 650 h/a	3 600 h/a
tuotettu sähkö	3,6 TWh/a	0,47 TWh/a	0,06 TWh/a
<u>Väestöön kohdistuvat terveysvaikutukset<sup>1)</sup></u>			
väestön kuoleman- tapauksia/TWh	1,8 + 0,4 = 2,2	2,2 + 0,1 = 2,3	2,4 + 0,2 = 2,6
väestön sairaus- oireita/TWh	1 100 + 260 = 1 360	1 360 + 70 = 1 430	1 870 + 130 = 2 000
<u>Henkilökuntaan kohdistuvat terveysvaikutukset</u>			
kuolemaan johtavia työtaturmia ja ammattitauteja /TWh	0,2	ei arvioitu	0,002
muita työtaturmia ja ammattitauteja /TWh	6,3	ei arvioitu	1,0
<u>Tuotantoketjun kuljetuksista aiheutuvat terveysvaikutukset</u>			
liikennekuolemia/TWh	0,008	0,2	0,01
liikennetaturmia/TWh	0,03	0,7	0,05

<sup>1)</sup> voimalaitoksen piippupäästöistä + energiantuotantoketjun muiden vaiheiden päästöistä

Meri-Porin voimalaitoksen arvioidut työtaturmat sattuvat kivihiilen tuotannon yhteydessä, tässä tapauksessa Puolassa tai Venäjällä. Forssan voimalaitoksen työtaturmat sattuvat Suomessa puupolttoaineen tuotannon yhteydessä. Liikenneonnettomuudet sattuvat Suomessa polttoaineen (turpeen ja hakkeen) tai muun energiantuotannossa tarvittavan materiaalin (esim. savukaasujen rikinpoistoon käytettävän kalkin) maantiekuljetusten yhteydessä. Ulkomailta sattuvien liikenneonnettomuuksien uhrien lukumäärää ei arvioitu.

On huomattava, että väestön terveysvaikutukset aiheutuvat pienhiukkasista, jotka kulkeutuvat tuulten mukana maasta toiseen. Osa taulukon 7 terveysvaikutuksista esiintyy siis muissa Euroopan maissa. EcoSensen leviämismalli mallintaa päästöjen leviämistä koko EU:n alueella. Suomen päästöt aiheuttavat terveysvaikutuksia myös Venäjällä. Venäjällä esiintyvät terveysvaikutukset arvioitiin karkeasti sijoittamalla Pietarin ja Luoteis-Venäjän 8,4 miljoonaa asukasta mallin Suomen itärajalla oleviin ruutuihin.

ExternE-projektin kansainvälisessä vertailussa ei otettu huomioon sähkön ja kaukolämmön yhteistuotantoa. Kaukolämmön (ja Jyväskylän tapauksessa myös prosessihöyryn) huomioonottamista ulkoiskustannuksia arvioitaessa tarkasteltiin ExternE-

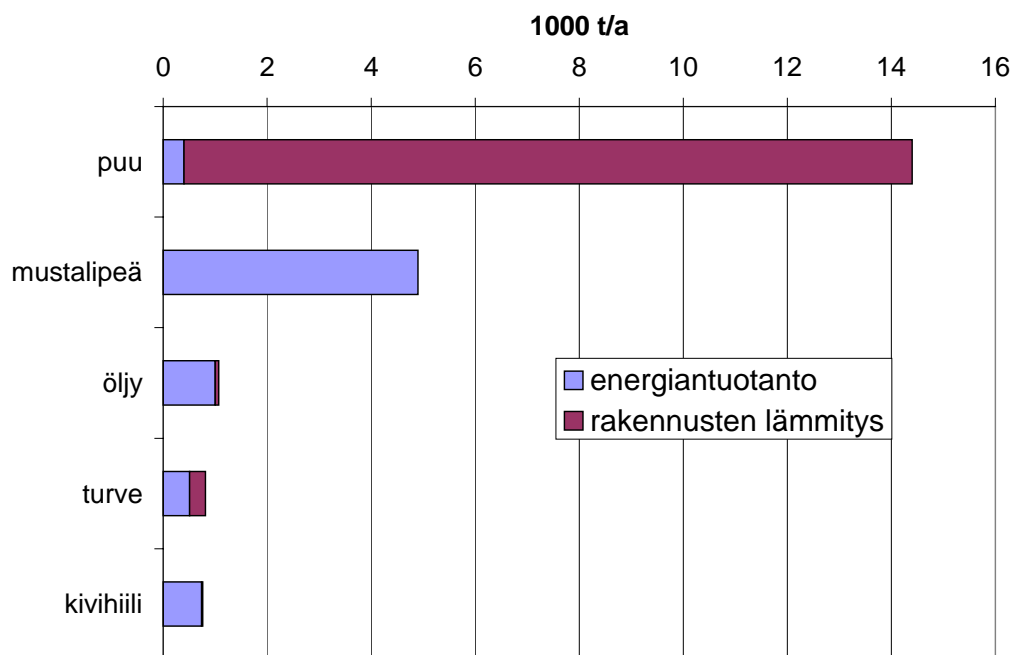
projektin kolmannessa vaiheessa. Tähän tarkoitukseen kehitettiin useita menetelmiä. Yleisimmin käytetty ns. exergiamenetelmä perustuu siihen, kuinka suuri osuus tuotetusta energiasta on muutettavissa mekaaniseksi energiaksi. Tuotettu sähköenergia voidaan kokonaisuudessaan muuttaa mekaaniseksi energiaksi mutta prosessihöyryn ja kaukolämpöveden sisältämästä lämpöenergiasta vain osa. Exergiamenetelmällä laskettuna Jyväskylän ja Forssan voimalaitosten terveysvaikutukset ovat 37 % taulukon 7 lukuarvoja pienemmät (Meyerhofer ym. 1997).

Suomen ExternE-projektissa tarkastellut voimalaitokset energiantuotantoketjuineen aiheuttavat siis suunnilleen yhtä suuret terveysvaikutukset. On kuitenkin huomattava, että voimalaitosten polttomenetelmät ja päästöjen puhdistusmenetelmät edustavat uusinta tekniikkaa, mikä puolestaan merkitsee suurta hyötysuhdetta ja pieniä päästöjä.

Karvosenoja (2001) on arvioinut, miten vuonna 1995 energiantuotannossa ja lämmityksessä savukaasujen mukana ilmakehään joutuneiden (primaaristen) pienhiukkasten päästöt jakautuivat eri päästölähteiden kesken. Jakauma esitetään kuvassa 20. Näiden lähteiden kokonaispäästöt olivat 22 000 tonnia. Kuvasta käy ilmi, että kaksi kolmasosaa päästöistä eli 14 400 tonnia oli peräisin rakennusten tulisijoista ja keskuslämmityskattiloista. Tästä määrästä 14 000 tonnia eli 97 % aiheutui puun poltosta. Tämä johtuu siitä, että lämmityslaitteiden palamisolosuhteet eivät ole läheskään ihanteelliset eikä niiden päästöjä puhdisteta, kun taas voima- ja kattilalaitosten savukaasut puhdistetaan tehokkaasti hiukkasista. Energiantuotannossa eniten päästöjä, 4 900 tonnia, aiheutui mustalipeän poltosta sellutehtailla. Sen sijaan puun poltosta voima- ja kattilalaitoksissa aiheutuivat vain 400 tonnin päästöt.

Eri maiden projekteissa arvioidut väestön terveysvaikutusten määrät vaihtelivat suuresti. Eniten vaikutuksia saatiin tiheään asuttuihin Belgiaan, Hollantiin, Pohjois-Italiaan, Ranskaan ja Saksaan sijoitetuista voimalaitoksista. EU:n reuna-alueille, Espanjaan, Irlantiin, Etelä-Italiaan ja Portugaliin, sijoitetuista voimalaitoksista saatiin huomattavasti pienempiä vaikutuksia. Kaikkein vähiten vaikutuksia arvioitiin aiheutuvan Kreikkaan, Ruotsiin ja Suomeen sijoitetuista voimalaitoksista. Tämä johtuu toisaalta väestötiheyden eroista ja toisaalta valtioiden sijainnista. Kreikan ja Suomen projekteissa EU:n ulkopuolella esiintyvät vaikutukset otettiin karkeasti huomioon sijoittamalla naapurimaiden väestöä EcoSense-mallin alueelle.

Valtioiden sijainnin ohella myös voimalaitoksen sijoituspaikkakunnalla oli merkitystä varsinkin tiheään asutuissa maissa. Eräs merkittävä tekijä oli ilman ammoniakkin pitoisuus. Suurin ammoniakkipäästöjen lähde on maatalous. Euroopan tiheään asutuissa valtioissa maaseutu on pääasiassa maanviljelysmaata. Ammoniakki reagoi voimalaitoksen rikkidioksidipäästöjen ja typen oksidien päästöjen kanssa muodostaen sekundaarisia pienhiukkasia, jotka aiheuttavat pääosan EcoSense-mallilla laskeutuista terveysvaikutuksista. (ExternE 1998).



Kuva 20. Energiantuotannon ja rakennusten lämmityksen (primaariset) pienhiukkaspäästöt vuonna 1995 (Karvosenoja 2001).

Suomen ExternE-projektissa tarkasteltiin siis vain kivihiiltä, turvetta ja puuta. Ydinvoiman, maakaasun ja tuulivoiman osalta vertailussa on tässä selvityksessä turvauduttava toisten maiden kansallisten projektien tuloksiin. Vaikka tulokset laskettiin samalla EcoSense-mallilla, niitä ei kuitenkaan voi suoraan verrata Suomessa laskettuihin. Kuten edellä todettiin, väestöön kohdistuvat terveysvaikutukset riippuvat huomattavasti maan asukastiheydestä ja muista (lähinnä maatalouden) päästölähteistä. Myös voimalaitoksen ja energiantuotantoketjun muiden toimintojen sijoituspaikalla on merkitystä. Vertailu onkin paras tehdä samassa maassa olevista voimalaitoksista saatujen tulosten pohjalla. Ydinvoiman osalta kattavin selvitys tehtiin Ranskassa (Dreicer ym. 1995). Tähän selvitykseen sisältyi myös ydinpolttoaineen jälleenkäsittely.

Saksan ExternE-projektissa tarkasteltiin mm. kivihiiltä, maakaasua, tuulivoimaa ja ydinvoimaa. Useisiin ydinvoiman tuotantovaiheisiin sovellettiin ranskalaisia tutkimustuloksia (Dreicer ym. 1995). Kivihiilivoimalaitoksen nettosähkötehoksi valittiin 600 MW, ja tarkasteltava laitos oli lähes identtinen Meri-Porin voimalaitoksen kanssa. Kuitenkin sen toiminnasta aiheutuvien väestön kuolemantapausten ja sairausoireiden lukumäärä oli noin kuusinkertainen Meri-Porin arvioituihin terveysvaikutuksiin (taulukko 7) verrattuna. Saksan maakaasuvoimalaitos oli sähköteholtaan 777 MW:n kombivoimalaitos, joka oletettiin sijoitetuksi samalle paikalle Luoteis-Saksaan kuin kivihiililaitos. Laitosten terveysvaikutukset ovat siten keskenään vertailukelpoisia. Ydinvoimalaitoksessa oli 1 375 MW:n painevesireaktori, ja se oletettiin sijoitetuksi Lounais-Saksaan. Voimalaitoksen käytetty polttoaine oletettiin jälleenkäsitteltävän. Tuulivoimalan teho oli 250 kW ja käyttökerroin 25 %. Voimala oli sijoitettu Pohjanmeren rannikolle, ja sen rakennusmateriaalit oletettiin Saksassa valmistetuiksi (Krewitt ym. 1998, Strupczewski 1999).

Kuvassa 21 vertaillaan energiantuotantomuotoja Saksan ExternE-projektissa lasketujen väestön kuolemantapausten suhteellisen määrän perusteella siten, että tulokset on jaettu ydinvoiman aiheuttamien tapausten määrällä. Kun käytetään viitteen (Strupczewski 1999) tapaan uusimpia arvioita (SENES 1998) malminlouhinta- ja rikastusjätteiden aiheuttamalle säteilyaltistukselle sekä selvityksen (OECD 2000a) mukaisia arvioita tuotantoketjun muille vaiheille, polttoainekierron kaikki vaiheet yhteenlaskettuna säteilyaltistus aiheuttaisi laskennallisesti yhteensä 0,015 syöpäkuolemaa/TWh.

Koko ydinvoiman tuotantoketjussa rikkidioksidin ja typenoksidien päästöt ydinpoltoaineen hankinta- ja jalostusvaiheissa sekä kuljetuksissa ovat selvästi pienempiä kuin esim. kivihiilen tapauksessa. Ydinvoiman hiukkaspäästöt ovat kuitenkin eri arvioiden mukaan joko samaa luokkaa kuin maakaasuvoimalaitoksen hiukkaspäästöt tai vain noin 10 % niistä (Crouail ym. 2000). Viitteen (Krewitt ym. 1997) mukaan ydinvoiman tuotantoketjussa syntyvistä pienhiukkasten ja muiden epäpuhtausainesten päästöistä aiheutuisi Saksan ympäristöolosuhteissa noin 0,9 kuolintapausta/TWh.

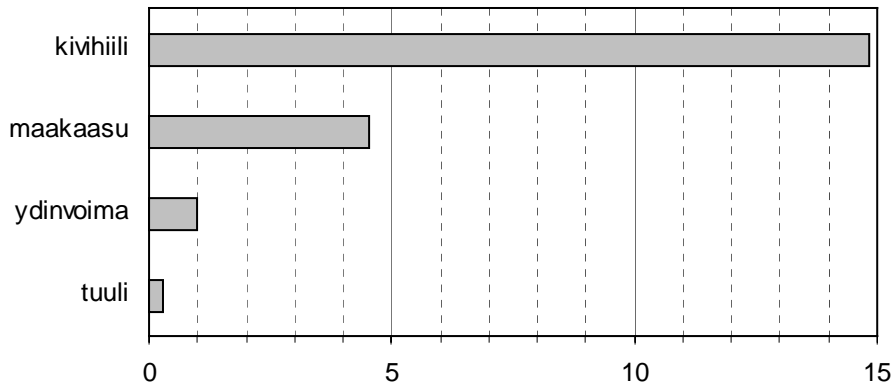
ExternE-projektissa väestöön ja työntekijöihin kohdistuvat terveysvaikutukset ilmaistiin kuolemantapausten osalta myös menetettyinä elinvuosina. Pienhiukkasten aiheuttamien kuolintapausten arvioitiin lyhentävän elinikää 10 vuotta ja säteilyaltistuksesta johtuvien syöpäkuolemien 15 vuotta. Jos väestön terveysvaikutuksia verrataan menetettyjen elinvuosien perusteella, kuvassa 21 esitetyt suhteelliset luvut muuttuvat vain vähän.

Sen sijaan ammatillisten riskien vertailu on parempi tehdä menetettyjen elinvuosien perusteella, koska kuolemaan johtavien työtapaturmien ja ammattitautien seurauksena menetettyjen elinvuosien määrä vaihtelevat enemmän kuin väestön sairauksien johdosta menettämät elinvuodet. Saksan kansallisessa projektissa kivihiili oletettiin louhittavan Ruhrin alueelta. Louhintavaiheen ammatilliset riskit arvioitiin melkein samaksi kuin Meri-Porin laitoksella. Kuvassa 22 esitetään kuvan 21 energiantuotantomuotojen ammatilliset riskit menetettyjen elinvuosien yhteismääränä tuotettua sähköenergian määrää (TWh) kohti.

Näin esitetty kokonaisriski on hieman harhaanjohtava, koska siitä ei käy ilmi energiantuotantomuodon työllistävää vaikutusta. Jos energiantuotantoketjuun kuuluvien työtehtävien ammatillinen riski ei olennaisesti poikkea työelämän keskiarvosta, lasketut kokonaisriskien erot johtuvat pääasiassa tuotantoketjujen työntekijämäärien eroista. Tästä syystä nykyään vertaillaan mieluummin nettoriskejä. Energiantuotantomuodon ammatillinen nettoriski lasketaan vähentämällä arvioiduista kokonaisriskeistä teollisuuden keskimääräinen ammatillinen riski. Viimeksi mainittu lasketaan kertomalla tilastoista saatava työtapaturmien ja ammattitautien riski työtuntia kohti valitun energiamäärän tuottamiseen käytettyjen työtuntien määrällä.

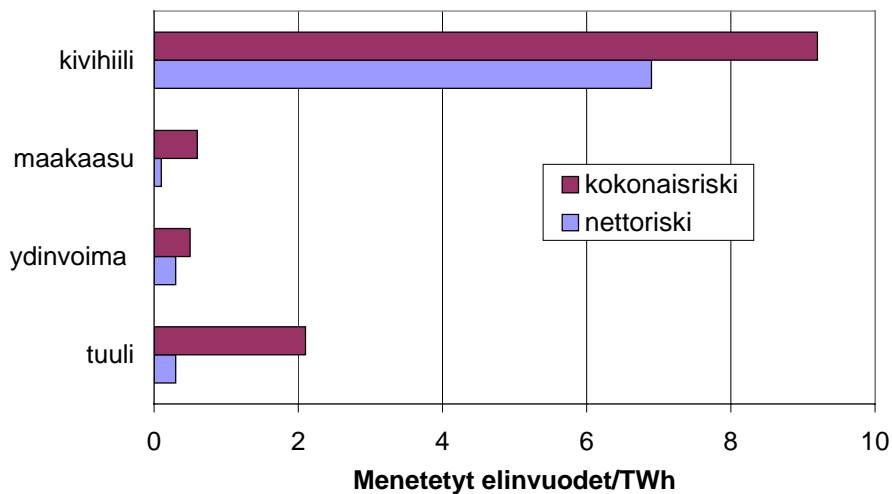


**Eräiden energiantuotantomuotojen väestölle aiheuttamien kuolemantapausten suhteellinen määrä**



Kuva 21. Eräiden energiantuotantomuotojen väestölle aiheuttamien kuolemantapausten suhteellinen määrä. Ydinvoima = 1 (Krewitt ym. 1997, Strupczewski 1999, OECD 2000a).

**Työntekijöille energiantuotantoketjuissa aiheutuvat terveyshaitat**

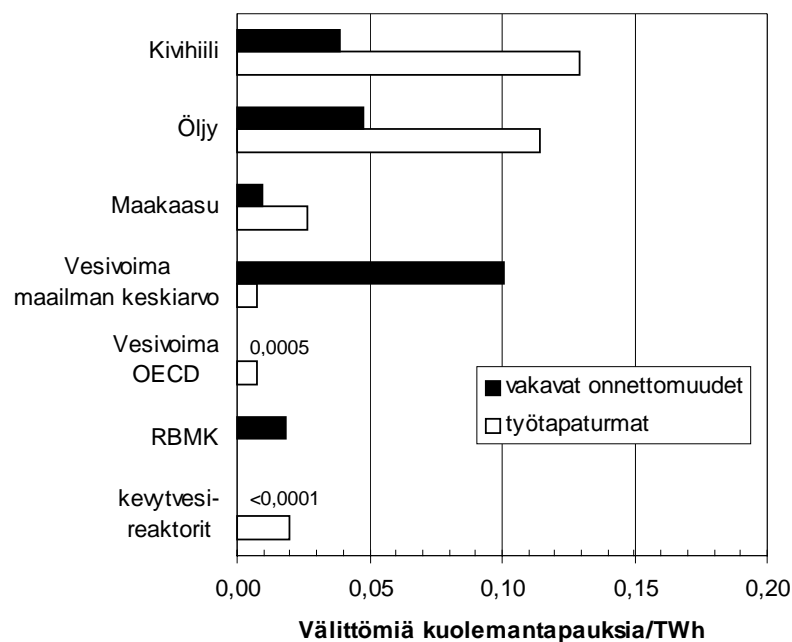


Kuva 22. Kuolemaan johtavien ammattitautien ja työtapaturmien johdosta menetettyjen elinvuosien yhteismäärä tuotantoketjun työntekijöiden joukossa tuotettua sähkömäärää (TWh) kohden (kokonaisriski) erällä energiantuotantomuodoilla. Nettoriskiä laskettaessa on otettu huomioon vain ne työt, joiden ammatillinen riski on teollisuuden keskitasoa korkeampi (Krewitt ym. 1997).

Kuvasta 22 käy ilmi, että kivihiilen käyttöön liittyy kuvan muita energiantuotantomuotoja suurempi ammatillinen riski. Ero on erityisen suuri nettoriskejä verrattaessa. Hiilikaivostyöhön liittyvä ammatillinen riski on selvästi teollisuuden keskitasoa korkeampi, kun taas muihin kuvan energiantuotantomuotoihin liittyvät työtehtävät vastaavat teollisuuden keskitasoa. Paul Scherrer -instituutti Sveitsistä on kerännyt laajan tilastoaineiston eri energiantuotantoketjujen aiheuttamista työtapaturmista ja vakavista onnettomuuksista (Hirschberg & Strupczewski 1999). Maail-

manlaajuisten tilastojen mukaan esim. aikavälillä 1970–92 sattuneissa tapaturmissa ja vakavissa onnettomuuksissa on kaikkiaan kuollut useita tuhansia henkilöitä.

Kuvassa 23 esitetään muutamien energiantuotantoketjujen osalta tilastoidut kuolemantapausten määrät tuotettua sähkömäärää (TWh) kohden. Vesivoima ja kivihiili ovat aiheuttaneet eniten kuolemantapauksia. Kuitenkin OECD-maissa vesivoiman vakavien onnettomuuksien uhrien määrä terawattituntia kohden on vain 0,5 % koko maailman keskiarvosta. Ydinvoiman osalta lukuarvot on esitetty tilastotietona RBMK-reaktoreille (Tshernobylin onnettomuuden perusteella) ja tapaturmien määränä kevytvesireaktorin polttoainekierron. Kevytvesireaktorioiden vakavien onnettomuuksien aiheuttamien uhrien lukumäärä/TWh perustuu todennäköisyyspohjaisen turvallisuusanalyysin tuloksiin, mutta laskennallisesti arvioitu odotusarvo ei erotu kuvassa (alle 0,0001 tapausta/TWh).



Kuva 23. Vakavien onnettomuuksien ja työtapaturmien aiheuttamien kuolemantapausten määrät tuotettua sähkömäärää (TWh) kohden erälle energiantuotantoketjuille (Hirschberg & Strupcowski 1999).

## 3.2 Happamoituminen

### 3.2.1 Päästöjen aiheuttama happamoituminen

Etelä-Norjan jokien lohisaaliit alkoivat vähentyä 1910-luvulla, ja 1970-luvulle tultaessa lohi oli käytännöllisesti katsoen hävinnyt näistä joista. Sen sijaan Pohjois-Norjan jokien 1970-luvun lohisaaliit olivat vuosisadan alun tasolla tai suuremmat. Vuonna 1975 jokiveden happamuutta kuvaavan suureen (pH:n) arvo oli eteläisissä joissa keskimäärin 5,1, kun pH-arvo pohjoisissa joissa oli keskimäärin 6,6. Vastaava

lohisaaliiden väheneminen havaittiin 1950-luvulla Kanadassa Nova Scotian joissa. Näiden jokien veden pH oli 1980-luvulla alle 5 (EPA 1983).

Etelä-Norjan järvien kalakanta oli vähentynyt 20 000 km<sup>2</sup>:n alueella, ja 13 000 km<sup>2</sup>:n alueella järvet olivat lähes tai täysin kalattomia. Etelä-Ruotsissa kalakanta oli vähentynyt 9 000 järvestä ja lähes kadonnut 4 000 järvestä (Jordbruksdepartementet 1982).

Vesistövaikutukset esiintyivät alueilla, jossa sadevesi oli häiriintymättömään luonnontilaan verrattuna hapanta (pH pienempi kuin 5). Vastaavasti alueilla, jossa sadevesi ei ollut hapanta (pH suurempi kuin 5), tällaisia ilmiöitä ei esiintynyt. (Ilmakehän hiilidioksidin vaikutuksesta puhtaan sadeveden pH on 5,6 eli lievästi hapant.) Sadeveden lisähappamoituminen oli seurausta happamoittavista päästöistä, ensi sijassa rikkidioksidista, mutta myös typen oksideista. Pitkäaikainen happamoituminen johtuu rikkidioksidista, ja typen oksidit voivat aiheuttaa muutamia viikkoja kestävästä lisähappamoitumisesta (EPA 1983).

1980-luvun alussa huolta aiheuttivat puiden kuolemat Saksan vuoristometsissä. Ilmiö esiintyi erityisesti kuusilla ja jalokuusilla, mutta myös männyillä, tammilla ja pyökeillä. Havupuiden kunnon heikkeneminen ilmeni eri tavoin, esim. neulasten kellastumisena ja putoamisena, kaarnan tai hiusjuurten vaurioina. Pyökkimetsät eivät enää pystyneet uusiutumaan luonnollisesti, koska taimet eivät kasvaneet (EPA 1983).

Metsien vauriot aiheutuivat epäilemättä ilman epäpuhtauksista, mutta syy-yhteydet pitoisuuksien ja vaurioiden välillä osoittautuivat varsin vaikeiksi selvittää. Nykyisen käsityksen mukaan veteen liuennut sulfaatti huuhtoo pintamaasta kasveille tärkeitä emäsravinteita (kalsiumia, magnesiumia, kaliumia ja natriumia) ja happamoittaa maaperää. Pohjaveden happamoituminen johtaa kasveille myrkyllisen alumiinin liukenemiseen. Jos maaveden alumiinipitoisuus on suuri suhteessa sen emäsravinnepitoisuuteen, puiden sienijuurten toiminta vaikeutuu. Tätä pidetään tärkeimpänä puita vaurioittavana tekijänä (Downing ym. 1993). Lisäksi Keski-Euroopan ilman ajoittain korkea otsonipitoisuus vahingoittaa puiden neulasia ja lehtiä.

### 3.2.2 Kaukokulkeutumissopimus

Vuonna 1972 Tukholmassa pidetylle Yhdistyneiden kansakuntien (YK:n) ympäristökokoukselle esitetty Ruotsin laatima yhteenveto happaman sateen vaikutuksista aloitti ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumista koskevan kansainvälisen yhteistyön. OECD:n puitteissa tehty, vuonna 1976 valmistunut kaukokulkeutumistutkimus osoitti, että rikkijyhdisteet kulkeutuvat tuhansia kilometrejä. Yhteistyötä jatkettiin YK:n Euroopan talouskomission puitteissa, ja se johti valtioita oikeudellisesti sitovan kaukokulkeutumissopimuksen allekirjoittamiseen vuonna 1979. Sopimus tuli voimaan vuonna 1983. Myöhemmin sopimusta on täydennetty kahdeksalla pöytäkirjalla.

Tämän jälkeen käynnistettiin YK:n ympäristöohjelman (UNEPin) ja maailman meteorologiajärjestön (WMO:n) rahoituksella kaukokulkeutuvien ilman epäpuhtauksien seuranta- ja arviointiohjelma EMEP, jonka pitkäaikainen rahoitus vahvistettiin Genevessä vuonna 1984 allekirjoitetulla ja vuonna 1988 voimaan tulleella pöytäkirjalla. EMEPin tehtävänä on arvioida rikkidioksidin, typen oksidien ja haihtuvien orgaa-

nisten yhdisteiden päästöjä, seurata mittauksien ilman ja sadeveden laatua sekä mal-  
lintaa päästöjen leviämistä (Alcamo ym. 1990).

Vuonna 1985 allekirjoitettiin Helsingissä rikkipäästöjen rajoittamista koskeva pöytä-  
kirja, joka tuli voimaan vuonna 1988. Pöytäkirjan allekirjoittajavaltiot sitoutuivat su-  
pistamaan rikkipäästöjään vuoden 1980 tasosta vähintään 30 % vuoteen 1993 men-  
nessä (Alcamo ym. 1990). Kaikki valtiot ovat saavuttaneet tämän tavoitteen; 10 val-  
tiota on vähentänyt päästöjään 50–60 % ja 11 yli 60 % (UNECE 2001).

Vuonna 1988 allekirjoitettiin Sofiassa typen oksidien päästöjen rajoittamista koske-  
va pöytäkirja, joka tuli voimaan 1999. Pöytäkirjan mukaan päästöt tuli rajoittaa vuo-  
den 1987 tasolle. Vuoteen 1994 mennessä 19 allekirjoittajavaltiota 25:stä oli saavut-  
tanut tavoitteen. Näiden valtioiden päästöt olivat vähentyneet keskimäärin 9 %. Toi-  
sessa vaiheessa tulee pöytäkirjan mukaan kehittää menetelmä, jolla typpiyhdisteiden  
(ammoniakki mukaan lukien) sekä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjen vä-  
hentämistä voidaan tehokkaasti jatkaa (UNECE 2001).

Vuonna 1991 allekirjoitettiin Genevessä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästö-  
jen rajoittamista koskeva pöytäkirja, joka tuli voimaan 1997. Sen mukaan valtiot si-  
toutuvat vähentämään näiden yhdisteiden päästöjä 30 % tai rajoittamaan päästöt tie-  
tylle tasolle.

Vuonna 1994 allekirjoitettiin Oslossa rikkipäästöjen lisärajoituksia koskeva pöytä-  
kirja, joka tuli voimaan vuonna 1998. Sen mukaan valtiot sitoutuvat rajoittamaan  
päästöjä siten, että rikkiyhdisteiden ympäristökuormitus vähitellen saadaan laske-  
maan alle alueittain vaihtelevien kriittisten kuormien.

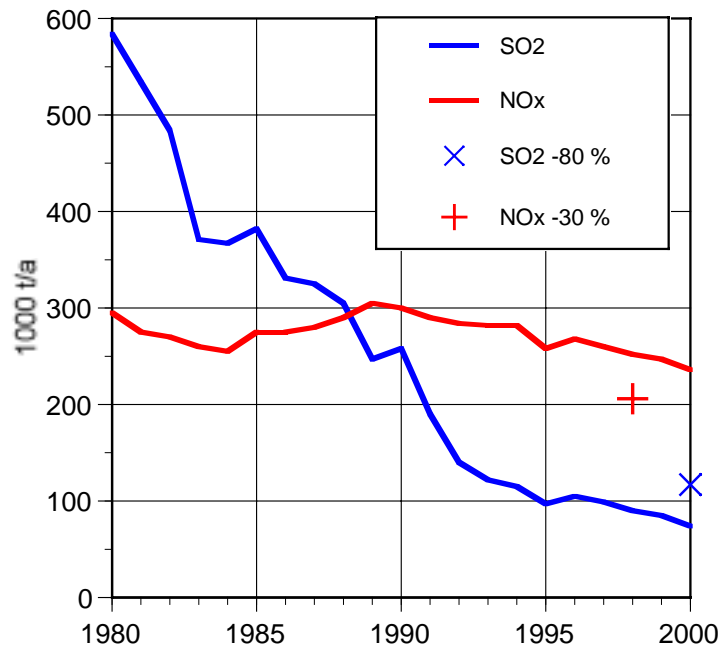
Kriittinen kuorma määritellään korkeimmaksi happaman laskeuman arvoksi, joka ei  
aiheuta pitkäaikaisia haittavaikutuksia ekosysteemien rakenteelle eikä toiminnalle.  
Vuosina 1992–1993 tehty kartoitus osoitti, että kriittinen kuorma oli pienin laajoilla  
alueilla Etelä-Norjassa sekä Keski- ja Pohjois-Ruotsissa. Myös esimerkiksi Etelä-  
Suomessa oli happamalle laskeumalle herkkiä alueita. Vähiten herkkiä happamalle  
laskeumalle olivat Etelä-Euroopan valtiot. Kriittinen kuorma määriteltiin myös typ-  
pilaskeuman rehevöittäväälle vaikutukselle (Downing ym. 1993). Suomessa kriittinen  
kuorma on arvioitu 1 450 järvelle, jotka on valittu edustamaan kaikkiaan 55 688 jär-  
veä, sekä 240 400 km<sup>2</sup>:lle metsiä (Posch ym. 2001).

Vuonna 1999 allekirjoitettiin Göteborgissa pöytäkirja, joka määrittelee rikille, typen  
oksideille, haihtuville orgaanisille yhdisteille ja ammoniakille kansalliset päästöjen  
kattoarvot vuodeksi 2010. Päästökattot on valittu ympäristön herkkyuden ja kustan-  
nus-tehokkuuskriteerien perusteella. Pöytäkirja ei vielä ole tullut voimaan.

Kun pöytäkirjan vaatimukset ovat toteutuneet, Euroopan rikkipäästöt ovat vähenty-  
neet ainakin 63 %, typen oksidien päästöt 41 %, haihtuvien orgaanisten yhdisteiden  
päästöt 40 % ja ammoniakkipäästöt 17 % vuoteen 1990 verrattuna. Mallilaskujen  
mukaan alue, jolla hapan laskeuma ylittää kriittisen tason, pienenee 930 000 km<sup>2</sup>:sta  
150 000 km<sup>2</sup>:iin. Vastaavasti alue, jolla rehevöittävä laskeuma ylittää kriittisen ta-  
son, pienenee 165 000 km<sup>2</sup>:sta 108 000 km<sup>2</sup>:iin. Päivien lukumäärä, jona otsonin pi-  
toisuus ylittää kriittisen arvon, pienenee 50 % (UNECE 2001).

### 3.2.3 Päästöjen rajoittaminen

Kuvassa 24 on Suomen rikkidioksidin ja typen oksidien kokonaispäästöjen kehitys vuosina 1980–2000 (KTM 1990, 2000). Kuvasta on todettava, että päästölaskennan perusteita muutettiin vuonna 1992, joten uusimpia kokonaispäästöjä ei voi suoraan verrata tätä aikaisempiin. Suomi sitoutui vähentämään rikkipäästöjään 80 % vuoden 1980 tasosta vuoteen 2000 mennessä sekä jäädyttämään typen oksidien päästönsä niin, etteivät ne vuoden 1987 jälkeen ole suuremmat kuin tämän vuoden päästöt. Lisäksi Suomi on ilmoittanut pyrkivänsä vähentämään typen oksidien päästöjä noin 30 % vuoden 1980 tasosta vuoteen 1998 mennessä. Suomi saavutti rikkipäästöjen vähentämistavoitteen jo vuonna 1994, sen sijaan typen oksidien päästöjä pystyttiin vuoteen 1998 mennessä vähentämään vain 15 % (YM 1998). Päästöjä on voitu edelleen vähentää, ja vuonna 2000 rikkipäästöt olivat vähentyneet 87 % ja typen oksidien päästöt 20 % vuoden 1980 tasosta.



Kuva 24. Suomen rikkidioksidin (SO<sub>2</sub>) ja typen oksidien (NO<sub>x</sub>) kokonaispäästöt vuosina 1980–2000 (KTM 1990 ja 2000) sekä päästöjen vähentämistavoitteet.

Rikkipäästöjä pystyttiin laskemaan näin paljon, vaikka sähköntuotanto kasvoi kahdessakymmenessä vuodessa 74 % ja kaukolämmön tuotanto lähes kaksinkertaistui (KTM 2000). Vuosina 1977–1981 otettiin käyttöön Suomen nykyiset ydinvoimalaitokset, mikä selvästi vähensi rikkipäästöjä. Tämän lisäksi rikkipäästöjä pienennettiin merkittävästi 1980-luvulla vähentämällä runsasrikkisen raskaan polttoöljyn käyttöä sekä siirtymällä vähärikkisen kivihiilen ja turpeen käyttöön. Metsäteollisuuden päästöjä voitiin pienentää siirtymällä sulfiittisellun valmistuksesta sulfaattisellun ja mekaanisen massan valmistukseen (Kauppi ym. 1990).

Vuonna 2000 voimalaitosten ja lämpökattiloiden osuus rikkipäästöistä oli 58 % ja typen oksidien päästöistä 24 %. Teollisuusprosessien osuus rikkipäästöistä oli 26 % ja typen oksidien päästöistä 11 %. Liikenteen ja työkoneiden osuus rikkipäästöistä oli 6 % ja typen oksidien päästöistä 65 % (KTM 2000).

Energiantuotannon ja -käytön rikkipäästöt ovat peräisin polttoaineen sisältämästä rikkistä. Suomeen tuotavan kivihiilen rikkipitoisuus on 0,3–1,8 % ja raakaöljyn rikkipitoisuus on keskimäärin 0,5 %. Kivihiilen rikkipitoisuutta voidaan jonkin verran alen-  
taa, kun sitä pestään kaivoksilla lämpöarvon nostamiseksi ja tuhkapitoisuuden alen-  
tamiseksi. Rikki poistetaan kevyemmistä öljytuotteista jalostamalla, mutta sitä jää  
raskaaseen polttoöljyyn. Turpeen rikkipitoisuus on 0,1–0,3 % kuiva-aineesta. Puussa  
ja maakaasussa ei ole rikkiä.

Voimalaitosten rikkipäästöjä rajoitetaan poistamalla palamisessa syntynyt rikkidiok-  
sidi savukaasuista. Suomessa käytetään ns. märkiä ja puolikuivia rikinpoistomenet-  
elmiä. Märissä menetelmissä savukaasu pestään runsasta nestemäärää käyttäen.  
Rikkidioksidin neutralointiin käytetään kalkkia ja reaktiotuotteena saadaan kipsiä,  
joka soveltuu hyvin rakennusaineteollisuuden raaka-aineeksi. Puolikuivissa menetel-  
missä emäs syötetään veden kanssa savukaasuihin, jolloin vesi höyrystyy ja rikki-  
dioksidi sitoutuu. Reaktiotuote kerätään yhdessä lentotuhkan kanssa hiukkassuodat-  
timilla. Sellaisenaan rikinpoistotuote soveltuu vain läjitettäväksi. Siihen voidaan se-  
koittaa lentotuhkaa ja kalkkia, minkä jälkeen saatua tuotetta voidaan jossain määrin  
käyttää betonin valmistuksessa täyte- ja lisäaineena (VTT Energia 1999).

Typen oksidit syntyvät polton aikana ilman typen sekä polttoaineen mahdollisesti si-  
sältämän typen hapettuessa. Päästöt riippuvat merkittävästi palamisolosuhteista.  
Voimalaitosten päästöjä on vanhoilla kivihiilikattiloilla voitu vähentää uusimalla  
polttimet ja muuttamalla kattilan ilmansyöttöä. Samoja menetelmiä on käytetty maa-  
kaasukattiloiden päästöjen vähentämiseen. Uusien kattiloiden osalta vaihtoehtona on  
kiertopetipolttu, jolla päästään vieläkin pienempiin typen oksidien ominaispäästöi-  
hin. Tällaiset kattilat ovat mm. Jyväskylän ja Forssan voimalaitoksissa. Typen oksi-  
deja voidaan poistaa savukaasuista pelkistämällä ne typeksi ammoniakkin ja katalyy-  
tin avulla. Tämä menetelmä on käytössä Meri-Porin voimalaitoksessa (YM 1998).

### **3.3 Kasvihuonekaasupäästöt**

#### **3.3.1 Kasvihuoneilmiö**

Maapallon ilmakehän vesihöyry sekä eräät pieninä pitoisuuksina esiintyvät kaasut,  
kuten hiilidioksidi, rajoittavat maapallolta lähtevää lämpösäteilyä ja kohottavat siten  
luonnollisen kasvihuoneilmiön kautta maapallon lämpötilaa yli 30 astetta. Fossiilisten  
polttoaineiden käyttö sekä eräät muut ihmisen toiminnasta aiheutuvat päästöt  
kasvattavat hiilidioksidin ja muiden kasvihuonekaasujen pitoisuuksia ilmakehässä ja  
kohottavat siten maapallon lämpötilaa. Tästä voimistumisesta käytetään tavallisesti  
nimitystä kasvihuoneilmiö.

Kasvihuoneilmiön arvioidaan nostavan maapallon keskilämpötilaa 1,4–5,8 °C vuo-  
teen 2100 mennessä. Tämän seurauksena meren pinnan arvioidaan nousevan  
0,1–0,9 m, jolloin alavat rannikkoalueet joutuisivat allttiiksi myrskyille. Ilmiö  
muuttaa huomattavasti mm. sateiden esiintymistä ja maaperän kosteusolosuhteita.  
Lisäksi äärimmäiset sääolot, kuten pitkät kuivuuskaudet, tulvia synnyttävät  
rankkasateet ja tuhoisat myrskyt, todennäköisesti yleistyvät. Tietyillä alueilla

lämpötilat voivat nousta keskimääräistä enemmän, mistä voi aiheutua keskimääräistä suurempia sää- ja muiden olosuhteiden muutoksia (IPCC 2001). Kaikki tämä vaikuttaa mm. maailman ravinnontuotantoon ja voi horjuttaa monien maataloudesta riippuvien köyhien maiden taloutta.

Tärkeimmät kasvihuonekaasut, joiden pitoisuuksiin ihmisen toiminta vaikuttaa, ovat hiilidioksidi, metaani, dityppioksidi sekä eräät halogeeniyhdisteet. Noin 75 % hiilidioksidin päästöistä johtuu fossiilisten polttoaineiden (rusko- ja kivihiilen sekä öljyn ja maakaasun) käytöstä. Kansainvälisissä päästölaskelmissa turve rinnastetaan fossiilisiin polttoaineisiin, koska turpeen muodostuminen kestää 2 000–3 000 vuotta. Trooppisten metsien hävittäminen aiheuttaa maailmanlaajuisesti merkittäviä hiilidioksidipäästöjä.

Kasvihuonekaasut jäävät pitkäksi aikaa ilmakehään. Ihmisen toiminnasta aiheutuvat metaanin päästöt ovat peräisin kaatopaikoilta, karjataloudesta, polttoaineiden tuotannosta ja riisiin viljelystä. Metaani pysyy ilmakehässä yli kymmenen vuotta. Dityppioksidin lähteitä ovat typpilannoitus, typpihapon valmistus sekä polttoprosessit. Dityppioksidi jää ilmakehään yli sadan vuoden ajaksi.

Eri kaasujen päästöjen suhteellista kasvihuonevaikutusta hiilidioksidipäästöihin verrattuna kuvataan ns. globaalin lämmityspotentiaalain (Global Warming Potential, GWP) avulla. Kaasujen päästöt kerrotaan GWP-kertoimella, jonka lukuarvo riippuu tarkastelujaksosta. Useimmiten käytetyllä sadan vuoden tarkastelujaksolla metaanin GWP-kerroin on 23 ja dityppioksidin 296. Halogeeniyhdisteiden GWP-kertoimet ovat huomattavasti suuremmat (IPCC 2001).

YK:n ympäristöohjelma (UNEP) ja maailman meteorologiajärjestö (WMO) perustivat vuonna 1988 Hallitusten välisen ilmastopaneelin (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC), jonka tehtäväksi asetettiin arvioida ilmastomuutokseen liittyvää tutkimustietoa. Rio de Janeirossa solmittiin vuonna 1992 ilmastosopimus, jonka perimmäisenä tavoitteena oli ilmakehän kasvihuonekaasujen pitoisuuksien vakauttaminen haitattomalle tasolle. IPCC on esittänyt päästöjen kehitysarvioita, joiden avulla kasvihuonekaasujen pitoisuudet voidaan vakauttaa. Tähän kuuluu kuitenkin 100–200 vuotta, jonka jälkeen päästöjen pitäisi olla alle puolet nykyisistä.

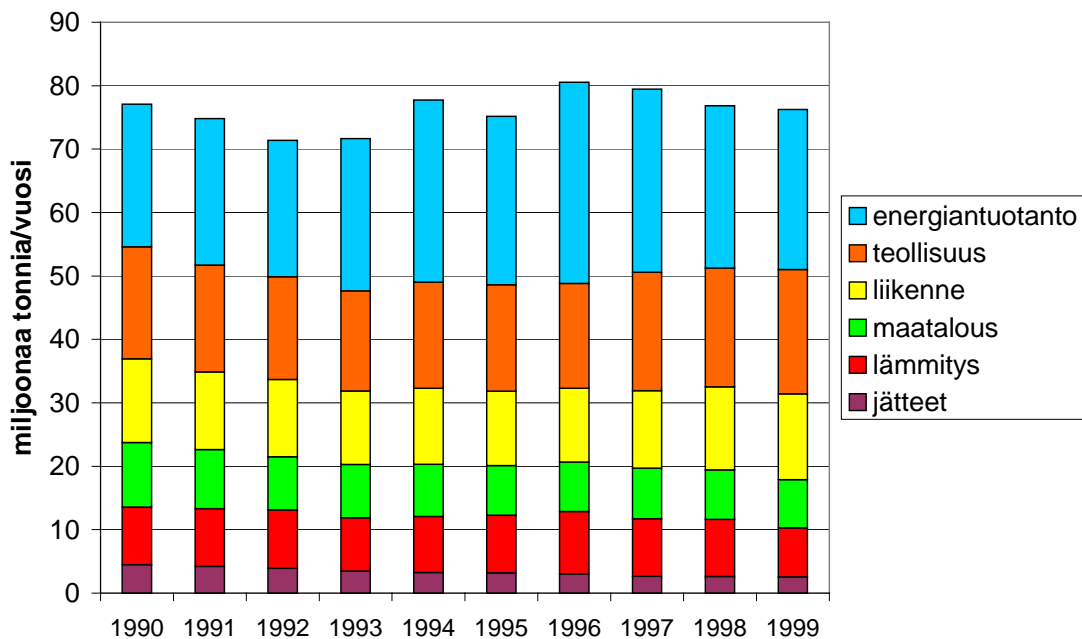
Ilmastosopimuksen osapuolet sopivat Berliinissä 1995 teollisuusmaita koskevan päästöjen rajoituspöytäkirjan laatimisesta. Kiotossa 1997 ilmastosopimuksen osapuolet, 169 valtiota, allekirjoittivat tämän pöytäkirjan. Pöytäkirjan mukaan teollisuusmaat sitoutuvat vähentämään vuosien 2008–2012 keskimääräisiä päästöjään noin 5 % vuoden 1990 tasoon verrattuna. EU on vuonna 1998 jakanut yhteisen rajoitussitoumuksensa jäsenmaiden kesken maiden talousrakenne ja päästöjen rajoitusmahdollisuudet huomioon ottaen. Sen mukaan Suomen keskimääräisten päästöjen vuosina 2008–2010 tulee olla vuoden 1990 tasolla.

Kioton sopimus tulee voimaan, kun 55 valtiota on ratifioinut sen ja ratifioineiden valtioiden kokonaispäästöt ovat vähintään 55 % teollisuusmaiden päästöistä vuonna 1990 (VTT Energia 1999). Marrakeshissa vuonna 2001 pidetyssä ilmastokokouksessa valtiot Yhdysvaltoja lukuun ottamatta pääsivät yksimielisyyteen sopimuksen tul-

kinnasta. Tämän jälkeen on mahdollista, että sopimus tulee voimaan, vaikka Yhdysvallat ei ratifioisikaan sitä.

Kuvassa 25 esitetään Suomen kasvihuonekaasupäästöjen kehitys 1990-luvulla. Energiantuotannon päästöt ovat peräisin fossiilisten polttoaineiden poltosta sekä turvesoilta. Turvesoiden päästöt ovat pääasiassa hiilidioksidia, ja ne on arvioitu 3,5 miljoonaksi tonniksi vuodessa. Tämä oli 4,6 % vuoden 1999 kokonaispäästöistä. Teollisuuden päästöt aiheutuvat fossiilisten polttoaineiden poltosta ja teollisuusprosesseista (pääasiassa sementin ja kalkin sekä typpihapon valmistuksesta). Teollisuusprosessien päästöt olivat vuonna 1999 2,8 miljoonaa tonnia eli 3,7 % kokonaispäästöistä.

Liikenteen päästöt olivat vuonna 1999 13,5 miljoonaa tonnia eli 17,7 % kokonaispäästöistä. Maatalouden päästöt ovat peräisin karjataloudesta ja pelloilta. Vuonna 1999 ne olivat 7,6 miljoonaa tonnia eli 10,0 % kokonaispäästöistä. Päästöt rakennusten lämmityksestä (kaukolämpö poisluettuna) olivat vuonna 1999 7,7 miljoonaa tonnia eli 10,6 % kokonaispäästöistä. Jätteiden käsittelystä aiheutuu päästöjä kaatopaikoilta sekä jäteveden puhdistamoista. Vuonna 1999 ne olivat 2,6 miljoonaa tonnia eli 3,3 % kokonaispäästöistä.



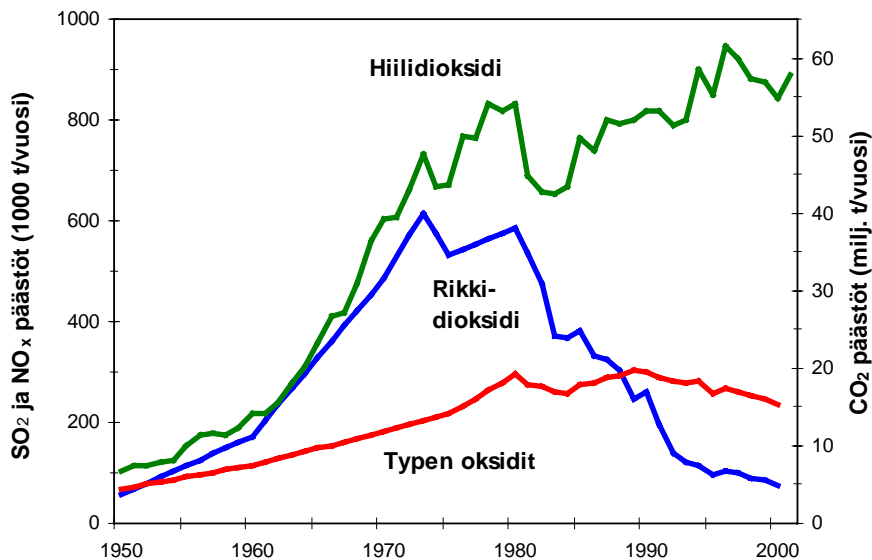
Kuva 25. Suomen kasvihuonekaasupäästöt hiilidioksidiekvivalentteina 1990–1999 (Pipatti 2001).

Sähkön ja kaukolämmön tuotannosta aiheutuivat vuonna 1999 25,2 miljoonan tonnin päästöt, jotka olivat 33 % kasvihuonekaasupäästöjen kokonaismäärästä. Kuitenkin päästöt kasvoivat vuodesta 1990 vain 12 %, kun samana aikavälinä sähkön kulutus kasvoi 25 % ja kaukolämmön 26 % (KTM 2000). Tämä johtui kivihiilen sekä turpeen osittaisesta korvaamisesta maakaasulla, ydinvoimalaitosten tehojen nostosta, vesivoimalla Ruotsissa ja Norjassa tuotetun sähkön tuonnin kasvusta sekä energian tehokkaammasta käytöstä (Pipatti 2001).



Kuvasta 25 käy ilmi, että Suomen kasvihuonekaasupäästöjen vuosittainen vaihtelu 1990-luvulla aiheutui lähes yksinomaan energiantuotannon vuosipäästöjen vaihtelusta. Muiden lähteiden päästöt olivat yhteensä noin 50 miljoonaa tonnia vuodessa eivätkä ne juurikaan vaihdelleet. Energiantuotannon päästöjen vaihtelu johtui ennen muuta Ruotsin ja Norjan vesivoimaloista tuodun sähköenergian vaihtelusta, joka oli seurausta näiden maiden vaihtelevista sademääristä. Kun vesivoimalla tuotua sähköä ei saatu Ruotsista ja Norjasta, vaje jouduttiin täyttämään kotimaassa kivihieillä ja turpeella tuotetulla lauhdevoimalla, mikä kasvatti Suomen hiilidioksidipäästöjä.

Kuvassa 26 esitetään Suomen hiilidioksidi-, rikkidioksidi- ja typen oksidien päästöt vuosina 1950–2000. Vuosina 1977–1981 otettiin käyttöön Suomen nykyiset ydinvoimalaitokset, mikä vaikutti selkeästi hiilidioksidin ja rikkidioksidin päästöjen alenemiseen. Hiilidioksidipäästöt lisääntyivät kuitenkin muutaman vuoden kestäneen alentuman jälkeen aina vuoteen 1996 saakka.



Kuva 26. Suomen hiilidioksidi- ( $CO_2$ ), rikkidioksidi- ( $SO_2$ ) ja typen oksidien ( $NO_x$ ) päästöt vuosina 1950–2001 (VTT Energia 1999, VTT Energy 2001).

### 3.3.2 Päästöjen rajoittaminen

Hiilidioksidipäästöjen rajoittamiseen käytettävissä olevat tekniset keinot voidaan luokitella seuraavasti:

- vain vähäisiä hiilidioksidipäästöjä aiheuttavien tuotantomuotojen käytön laajentaminen: uusiutuvat energialähteet (bioenergia, tuulivoima) ja ydinvoima
- energian käytön tehokkuuden parantaminen teollisuudessa, liikenteessä, kaupallisella sektorilla ja asumisessa
- energian tuotannon hyötysuhteen kasvattaminen (esimerkiksi lisäämällä sähkön ja lämmön yhteistuotantoa ja kasvattamalla sähkön tuotannon hyötysuhdetta)

- siirtyminen käyttämään vähemmän hiiltä sisältäviä polttoaineita, kuten maakaasua.

Käytännössä kaikkia näitä rajoitustekniikoita on tarpeen soveltaa mahdollisimman laajalti ottaen kuitenkin huomioon erilaiset rajoitukset, kuten riippuvuuden yksittäisistä polttoaineen toimittajista (erityisesti maakaasun osalta) sekä pyrkimyksen pitää Suomen energiantuotannon rakenne mahdollisimman monipuolisena. Pidemmällä aikavälillä tulevat kysymykseen hiilidioksidin erottaminen savukaasuista ja loppusijoittaminen syvälle maan alle, esimerkiksi hyödynnettyihin kaasu- tai öljykenttiin. Hiilidioksidin talteenotto ja loppusijoittaminen likimain kaksinkertaistavat fossiililla polttoaineilla tuotetun energian hinnan. Lisäksi ongelmana on sopivien sijoitusalueiden sijainti etäällä suurista energian käyttökohteista (VTT Energia 1999).

Polttoaineisiin perustuvan sähköntuotannon hyötysuhde on Suomessa korkea (noin 60 %) laajamittaisen sähkön ja lämmön yhteistuotannon ansiosta. Tästä syystä on vain rajoitetut mahdollisuudet jäljellä lisätä yhteistuotantoa. Suomi on maailman johtavia maita bioenergian hyödyntämisessä: 11 % sähköstä tuotetaan puupolttoaineilla. Silti biopolttoaineiden käyttöä voidaan merkittävästi lisätä. Myös energian käytön tehokkuus eri kulutussektoreilla on hyvä. Siten yksittäisillä toimenpiteillä ei paljoakaan pystytä rajoittamaan päästöjä, vaan tarvitaan useita rinnakkain toteutettavia keinoja (Savolainen ym. 2000).

Kaatopaikkojen metaanipäästöjä voidaan rajoittaa keräämällä kaasut talteen ja polttamalla ne. Myös palavien jätteiden poltto on tässä mielessä perusteltua, koska sillä vähennetään metaania muodostavien jätteiden määrää kaatopaikoilla. Maatalouden metaanipäästöt ovat peräisin karjan ruoansulatuksesta ja lannasta. Päästöjä voidaan rajoittaa muuttamalla lannan käsittelytapoja (VTT Energia 1999).

### 3.3.3 Vertailu kasvihuonekaasupäästöjen perusteella

Energiantuotantomuotojen vertailu kasvihuonekaasupäästöjen perusteella on helpompaa kuin terveysvaikutusten tai happamoittavien päästöjen perusteella. Tämä johtuu siitä, että päästöjen vaikutukset ovat globaaleja. Toisin sanoen mitään leviämisen- ja muuntumismalleja ei tarvita ja päästöjen vaikutus ilmenee kasvihuonekaasujen pitoisuuksien nousuna ilmakehässä.

Vertailuun soveltuu parhaiten GWP-kertoimia käyttäen laskettu ekvivalentti hiilidioksidipäästö tuotettua sähköenergiämäärää kohden. YK:n alainen kansainvälinen atomienergiajärjestö IAEA järjesti vuosina 1994–1998 kuusi asiantuntijakokousta, joissa käytiin läpi fossiilisiin polttoaineisiin (ruskahiileen, kivihiileen, öljyyn ja maakaasuun), uusiutuviin energianlähteisiin (biomassaan, vesivoimaan, tuulivoimaan ja aurinkokennoihin) sekä ydinvoimaan perustuvat sähköntuotantojärjestelmät. Kokousten tuloksena saatiin yhdenmukaisiin menetelmiin perustuvat ominaispäästökertoimet. 1990-luvulla käytössä olleille tekniikoille pääteltiin päästökertoimien vaihtelurajat. Lisäksi asiantuntijat arvioivat, missä määrin päästökertoimia voitaisiin pienentää 5–20 vuoden kuluttua saatavilla olevia tekniikoita käyttäen.

Tulokseksi saadut päästökertoimet yksiköissä ekvivalentteja hiilidioksidigrammoja tuotettua kilowattituntia kohden esitetään kuvassa 27. Alkuperäisestä kuvasta on jätetty pois ne energiajärjestelmät (ruskahiili, trooppinen vesivoimala, maanjäristys-alueen tuulivoimala), jotka eivät ole kiinnostavia Suomen kannalta.

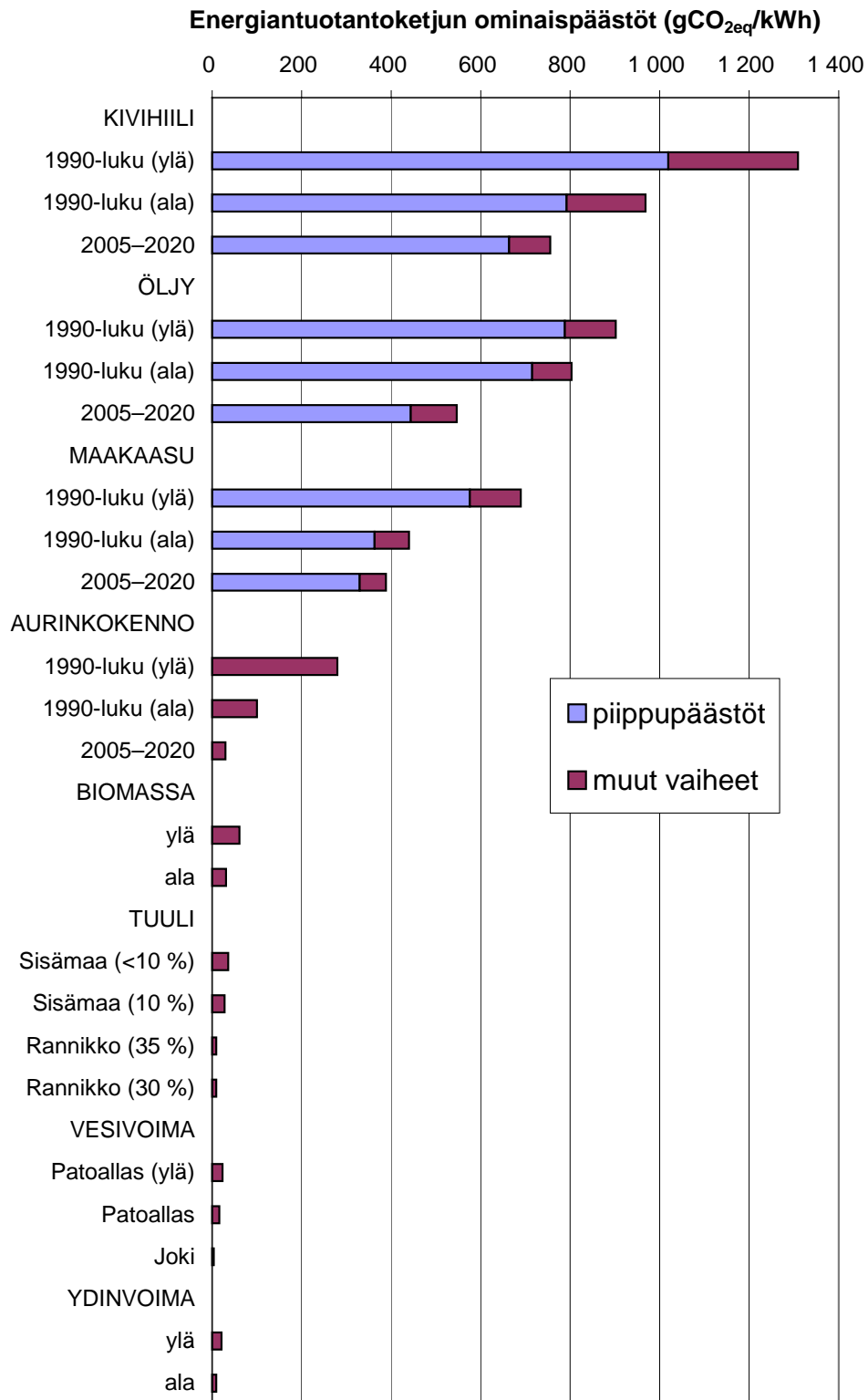
Tarkastelu koski täydellisiä energiantuotantoketjuja; toisin sanoen mukaan otettiin polttoaineen tuotannosta, rakennusmateriaalien valmistuksesta, laitosten rakentamisesta ja energian tuotannosta aiheutuvat päästöt. Fossiilisilta polttoaineilta esitetään erikseen voimalaitoksen piippupäästöt ja energiantuotantoketjun muista vaiheista aiheutuvat päästöt. Suurin osa päästöistä on voimalaitoksen hiilidioksidipäästöjä. Muiden vaiheiden päästöt ovat pääasiassa polttoaineen tuotannon metaanipäästöjä. Uusiutuvilla energianlähteillä ja ydinvoimalla päästöt aiheutuivat muista tuotantoketjun vaiheista, lähinnä rakennusmateriaalien tuotannosta.

Kuvasta 27 käy ilmi, että fossiilisten polttoaineiden käyttöön perustuvien tuotantoketjujen päästöjä on mahdollista jonkin verran vähentää ottamalla käyttöön uutta tekniikkaa. Tämä ei kuitenkaan muuta tuotantomuotojen päästömäärien järjestystä: suurimmat päästöt ovat kivihiilellä ja pienimmät maakaasulla. Uusiutuvista energialähteistä suurimmat päästöt ovat aurinkokennoilla, mutta päästöjä voidaan huomattavasti pienentää uusilla tekniikoilla. Tuulivoimaloilla vuotuiset käyttötunnit vaikuttavat päästökertoimiin. Kuvassa 27 tämä on ilmaistu käyttökertoimen avulla. Voimalan käyttökerroin lasketaan jakamalla sen vuodessa tuottama energia huipputeholla ja tämä tulos edelleen vuoden tunneilla.

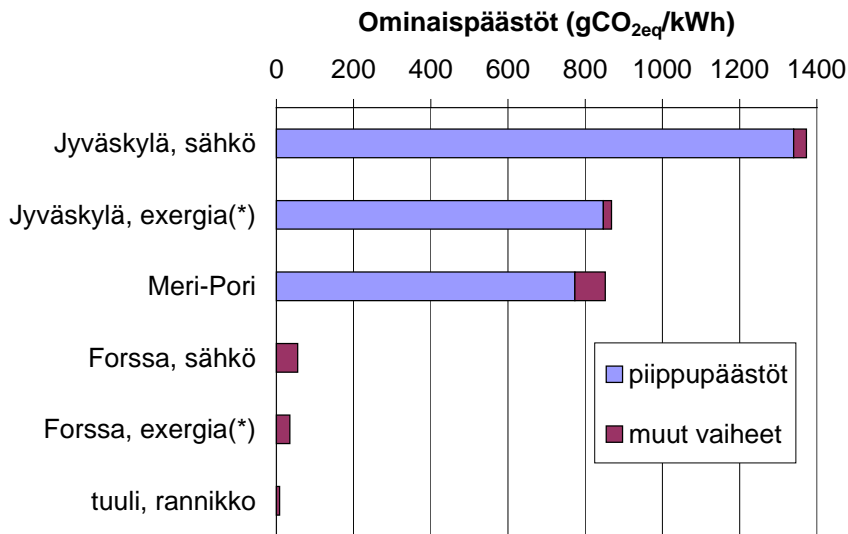
Seuraavaksi kuvan 27 tuloksia verrataan Suomessa tehtyihin arvioihin (kuva 28). ExternE-projektissa on laskettu Meri-Porin, Jyväskylän ja Forssan voimalaitosten energiantuotantoketjujen kasvihuonekaasupäästöt. Meri-Porin voimalaitos polttaa pelkästään kivihiiltä, Jyväskylän voimalaitos turvetta ja haketta sekä tukipolttoaineena pieniä määriä kivihiiltä ja polttoöljyä ja Forssan voimalaitos polttaa haketta sekä tukipolttoaineena pieniä määriä polttoöljyä. Puun poltosta syntyviä hiilidioksidipäästöjä ei tarvitse ottaa huomioon kasvihuonekaasujen päästöjä arvioitaessa, koska ne sitoutuvat uudelleen biomassaan.

Kaikissa tapauksissa polttoaineen sekä Meri-Porin voimalaitoksen tapauksessa myös savukaasujen rikinpoistossa tarvittavan kalkin tuotannosta ja kuljetuksista aiheutuu kasvihuonekaasupäästöjä. ExternE-projektissa arvioitiin Forssan voimalaitoksen polttoaineen hankintaketjujen kasvihuonekaasupäästöiksi tuotettua sähkön kilowattituntia kohden  $28 \text{ gCO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$  (Pingoud ym. 1999).

Mälkki ja Virtanen (2001) ovat arvioineet puuta (metsä- ja sahatähdettä) käyttävän lämpövoimalan polttoaineen hankintaketjujen kasvihuonekaasupäästöiksi polttoaineen lämpösisällön kilowattituntia kohden  $7\text{--}11 \text{ gCO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}_p$ . Forssan voimala tuottaa sähköä 20 % ja kaukolämpöä 68 % polttoaineen lämpösisällöstä (Pingoud ym. 1999). Jos kasvihuonekaasujen päästöt lasketaan pelkästään tuotettua sähköenergiaa kohden, energiantuotantomuodon ominaispäästöt ovat  $35\text{--}55 \text{ gCO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$ .



Kuva 27. Eri energiantuotantomuotojen kasvihuonekaasupäästöt ekvivalentteina hiilidioksidigrammoina tuotettua sähköenergian kilowattituntia kohden (Spadero ym. 2000). Tuulivoimalaitoksilla käyttökerroin (suluissa oleva luku) vaikuttaa ominaispäästöihin.



Kuva 28. Suomessa arvioidut energiantuotantomuotojen kasvihuonekaasupäästöt ekvivalentteina hiilidioksidigrammoina tuotettua sähköenergiämäärää kohden sekä sähkö- ja lämpöenergiämäärä (exergia) huomioonottaen kilowattituntia kohden (Pingoud ym. 1999, Turkulainen 2000). (\*) exergia = mekaaniseksi energiaksi muutettavissa oleva osuus tuotetusta energiasta (sähkö + lämpö).

Suomen tuulivoimaloiden käyttökertoimet ovat 15–35 %. Turkulainen (2000) on tehnyt elinkaarianalyysin 600 kW:n tuulivoimalasta, jonka oletettu sijoituspaikka oli Perämeren rannikolla. Voimalan käyttökertoimeksi arvioitiin 23 %. Voimalan kasvihuonekaasujen ominaispäästökseksi arvioitiin 8,4 gCO<sub>2eq</sub>/kWh.

Kuvassa 28 kaikkien energiantuotantomuotojen kasvihuonekaasujen päästöt on laskettu tuotettua sähköenergian kilowattituntia kohden. Sekä sähköä että lämpöä tuottavien voimalaitosten päästöt on laskettu myös mekaaniseksi energiaksi muutettavissa olevaa energiamäärää (exergia) kohden (Mälkki ym. 1999). Koska Meri-Porin kivihiihivoimalaitos ja tuulivoimala tuottavat vain sähköä, niiden energia on kokonaisuudessaan exergiaa. Niiden päästöjä voidaan siten verrata Jyväskylän ja Forssan voimalaitosten päästöihin sekä tuotetun sähköenergian että tuotetun exergian perusteella.

Kuvia 27 ja 28 vertailemalla voidaan todeta, että Meri-Porin voimalaitoksen ominaispäästöt ovat IAEA:n arvioimien kivihiihivoimalaitoksen päästöjen alarajaa hieman pienemmät. Jyväskylän turvevoimalaitoksen ominaispäästöt ovat Meri-Porin päästöjä suuremmat, jos ne lasketaan vain tuotettua sähköenergian määrää kohden. Jos lämmöntuotanto otetaan huomioon exergiaperiaatteella, päästään suunnilleen samaan ominaispäästöön kuin Meri-Porin voimalaitoksella. Forssan voimalaitoksen ja oletetun Perämeren rannikon tuulivoimalan ominaispäästöt vastaavat hyvin IAEA:n arvioimia bioenergiavoimalaitoksen ja tuulivoimalaitoksen ominaispäästöjä.

## 3.4 Kasvihuonekaasujen päästörajoitusten kustannusvaikutukset eri energiantuotantoskenaarioissa

### 3.4.1 Kasvihuonekaasujen päästöjen vähennystavoitteet

Useimmat teollisuusmaat ovat Kioton pöytäkirjan mukaisesti sitoutuneet kasvihuonekaasujen päästöjen rajoittamiseen. Pöytäkirjassa on konkreettisesti sovittu kuitenkin vain ns. ensimmäisen sitomuskauden tavoitteista vuosina 2008–2012. Myöhemmistä tavoitteista ja niihin sitoutumisesta ei ole vielä tehty sopimuksia. Kehitysmaille ei Kioton pöytäkirjassa aseteta vähennystavoitteita, ja Yhdysvallat on luopunut sitoutumisesta pöytäkirjan mukaiseen 7 %:n vähennystavoitteeseen.

Kioton pöytäkirjan tavoitteisiin sitoutuneista osapuolista tiukin tavoite on EU:n jäsenvaltioilla, joiden on vähennettävä kasvihuonekaasujen päästöjä keskimäärin 8 % vuoden 1990 määrästä. EU-maiden keskenään sopima vähennystaakan jako on esittään taulukossa 8. Myös Baltian maille ja usealle muulle siirtymätalousmaalle kohdistuu 8 %:n vähennystavoite. Japanin, Kanadan, Puolan ja Unkarin tavoite on 6 %. Ukrainan, Uuden Seelannin ja Venäjän tulee Suomen ja Ranskan tarvoim vähentää päästönsä vuoden 1990 tasolle. Australian, Islannin ja Norjan sallitaan puolestaan jonkin verran kasvattavan päästöjään.

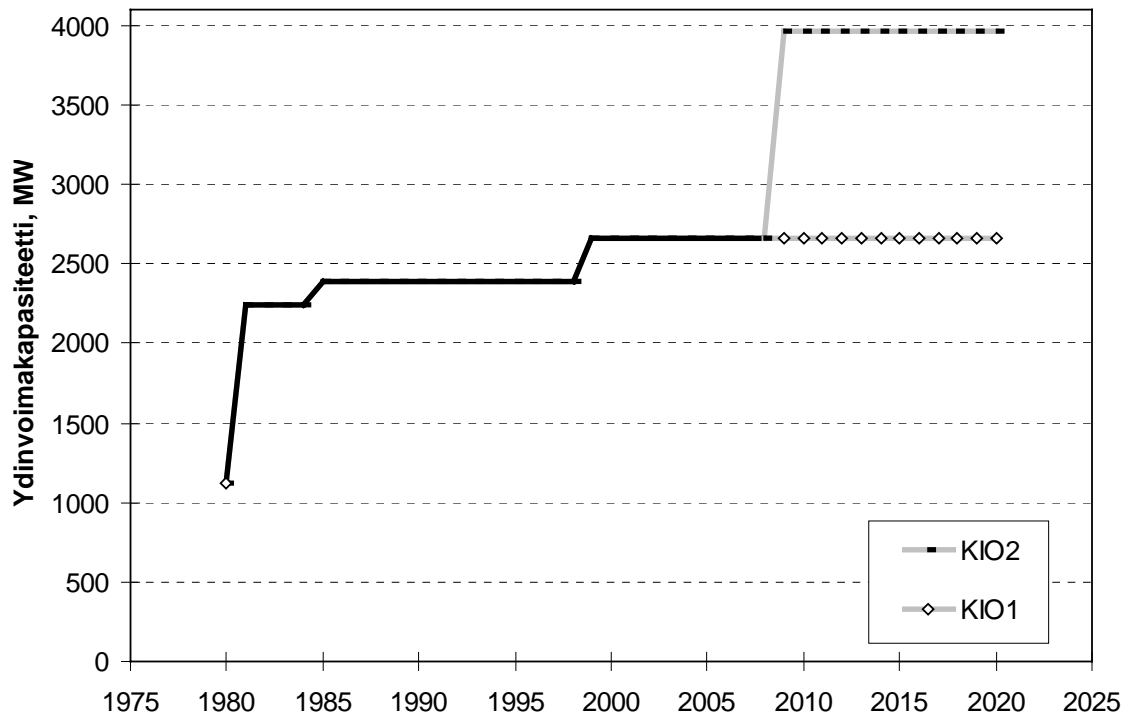
*Taulukko 8. EU:n jäsenvaltioiden sopima taakanjako Kioton pöytäkirjan mukaisen päästöjen 8 %:n vähennystavoitteen saavuttamiseksi.*

Jäsenvaltio	Päästöt keskimäärin vuosina 2008–2012 verrattuna vuoteen 1990, %-muutos
Luxemburg	–28 %
Tanska	–21 %
Saksa	–21 %
Itävalta	–13 %
Iso-Britannia	–12,5 %
Belgia	–7,5 %
Italia	–6,5 %
Alankomaat	–6 %
Suomi	±0 %
Ranska	±0 %
Ruotsi	+4 %
Irlanti	+13 %
Espanja	+15 %
Kreikka	+25 %
Portugali	+27 %

Ilmakehän kasvihuonekaasujen pitoisuuksien nousun pysäyttämiseksi turvalliselle tasolle tarvitaan ensimmäisen sitomuskauden jälkeen yhä tiukkenevia päästöjen rajoituksia. Voidaan karkeasti arvioida, että vuoteen 2100 mennessä maailman kasvihuonekaasujen päästöjen kokonaismäärää olisi vähennettävä yli 60 % nykytasosta. Koska kehitysmailta ei ole kohtuullista vaatia teollisuusmaiden kanssa yhtä voimakkaita päästöjen rajoitustoimia, teollisuusmaihiin voidaan odottaa kohdistuvan vuosisadan loppupuoliskolla tätäkin vielä selvästi tiukempia päästöjen vähennysvaatimuksia.

### 3.4.2 Kasvihuonekaasujen päästöjen vähentämisstrategiat Suomessa

Kansallisen ilmastostrategian taustaselvityksissä vuosina 2000–2001 tarkasteltiin vaihtoehtoisia päästöjen vähentämisstrategioita lähinnä vain Kioton pöytäkirjan mukaisten päästötavoitteiden kannalta. Selvityksissä keskityttiin kahteen strategiseen perusvaihtoehtoon, jotka erosivat toisistaan erityisesti käytettävissä olevien perusvoimasähkön tuotantomuotojen osalta. Vaihtoehtoista ensimmäisessä (KIO1) rajattiin tuotantovaihtoehtoista pois sekä ydinvoimatuotannon lisääminen että kivihiiheen perustuva sähköntuotanto (maakaasuverkon ulkopuolella olevia yhdistettyjä lämpöä ja sähköä tuottavia CHP-laitoksia lukuun ottamatta). Toisessa perusvaihtoehdossa (KIO2) oletettiin sen sijaan sekä ydinvoimaa voitavan lisätä että hiileen perustuvaa sähköntuotantoa voitavan jatkaa rajoituksetta. Lisäydinvoiman rajoituksena oli korkeintaan yhden uuden, noin 1300 MW:n suuruisen laitoksen rakentaminen hieman ennen vuotta 2010. Ydinvoimakapasiteetin oletettua kehitystä ilmastostrategian perusskenaarioissa havainnollistaa kuva 29.

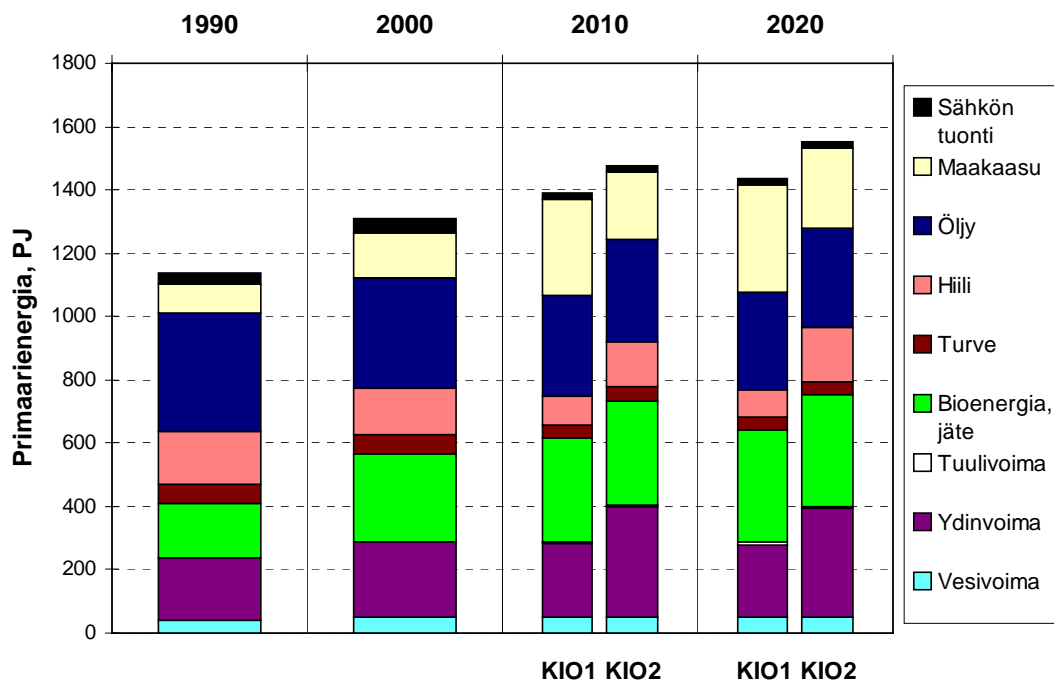


Kuva 29. Ydinvoimakapasiteetin kehitys kansallisen ilmastostrategian skenaarioiden perusvaihtoehdoissa.

Asetettujen sähkön tuotantomuotoja koskevien rajoitusten johdosta energian kokonaiskulutuksen rakenne painottuu KIO1-skenaariossa voimakkaasti maakaasun käytön lisäykseen, kun taas KIO2-skenaariossa sekä ydinvoiman että maakaasun käyttö kasvavat suunnilleen yhtä paljon. Kokonaiskulutuksen rakennetta havainnollistetaan kuvassa 30. Hiilen (hiiliperäiset kaasut mukaan luettuna) kokonaiskulutus vähenee KIO1-skenaariossa käytön rajoitusten vuoksi varsin jyrkästi ja on vajaat 90 PJ vuonna 2010. KIO2-skenaariossa vastaava määrä on suunnilleen sama kuin vuonna 2000,

noin 145 PJ. Maakaasun kulutus nousee KIO1-skenaariossa hieman yli 300 PJ:n määrän mutta jää KIO2-skenaariossa 215 PJ:n tasolle. Uusiutuvista energiamuodoista bioenergia käyttö kasvaa molemmissa skenaarioissa yhtä paljon – uusiutuvien energialähteiden edistämishojelman tavoitteiden mukaisesti. Samoin tuulivoiman tuotanto kasvaa kummassakin skenaariossa edistämishojelman mukaisesti, noin 1,1 TWh:n määrään vuonna 2010.

Sähkön tuontimahdollisuuksien arvioitiin ilmastostrategian taustaselvityksissä kasvavan vuoteen 2010 mennessä merkittävästi kysynnän ylittäessä yhä enemmän edullisemmän vesi- ja ydinvoiman tuotantokapasiteetin pohjoismaisilla sähkömarkkinoilla. Tuonnin arvioitiin olevan vuodesta 2008 lähtien noin 6 TWh:n tasolla.



Kuva 30. Primaarienergian (PJ = 0,278 TWh) kokonaiskulutuksen rakenne vuosina 1990 ja 2000 sekä kansallisen ilmastostrategian perusvaihtoehdoissa vuonna 2010.

Ilmastostrategiassa hahmotellut perusvaihtoehdot edustavat kahta yksittäistä, varsin tiukasti määriteltyä kehitysvaihtoehtoa. Esimerkiksi kivihiiilen käyttöä lauhdevoiman tuotantoon voitaisiin myös ydinvoimavaihtoehdossa rajoittaa samaan tapaan kuin KIO1-skenaariossa. Määrittelyissä oli lisäksi oletettu kaavamaisesti, että uusiutuvien energiamuotojen hyödyntäminen kasvaa kummassakin skenaariossa täsmälleen yhtä paljon. Skenaariot on siten ymmärrettävä vain kahtena mahdollisena kehityspolkena lukemattomien mahdollisten yhdistelmien joukossa.

Ilmastostrategian yhtenä taustaselvityksenä VTT Energiassa laskettiin yhteistyössä Valtion taloudellisen tutkimuskeskuksen (VATT:n) kanssa laajalla järjestelmämallilla edellä kuvattujen KIO1- ja KIO2-skenaarioiden aiheuttamia suoria kustannusvaihteluksia verrattuna perusuraskenaarion (ns. BAU-skenaariion) tilanteeseen (Perrels ym. 2001). Tulosten mukaan KIO1-skenaariion vuosittaiset suorat lisäkustannukset ovat 470–540 milj. euroa vuodessa (vuoden 2000 hintatasolla) eri liikennepolttoai-



neiden veroratkaisuun, ja KIO2-skenaariossa vastaavat kustannukset ovat 260–330 milj. euroa. Kokonaistaloudelliset vaikutukset ovat VATT:n laskelmien mukaan 0,3–0,5 % bruttokansantuotteesta. Koska laskennassa käytetty järjestelmämalli on dynaaminen optimointimalli, sen tuloksena saatu energian tuotannon ja kulutuksen rakenne ja näiden kehitys eivät olleet aivan samanlaisia kuin virallisissa skenaariohahmotelmissa. Esimerkiksi päästöjen kokonaismäärä kääntyi ilmastostrategian skenaarioissa vuoden 2010 jälkeen lievään nousuun, mutta järjestelmämallin tulosten mukaan päästöjen kehitys jatkuu kummassakin skenaariossa hitaasti alenevana. Kaikki keskeiset lähtöoletukset olivat kuitenkin laskelmissa yhdenmukaiset ilmastostrategian skenaario-oletusten kanssa.

VTT Energiassa laadittiin vuonna 2001 Energy Visions 2030 for Finland julkaisua varten myös joitakin pidemmän tähtäimen skenaarioita. Eräänä keskeisenä lähtökohdana oli tarkastella odotettavissa olevia tiukentuvia päästötavoitteita Suomen energiatalouden kannalta. Skenaarioiden keskeisimpiä oletuksia esitetään taulukossa 9. Tarkastellut skenaariot poikkesivat toisistaan merkittävästi mm. lisäydinvoiman enimmäismäärää ja uuden ydinvoimatekniikan kaupallistumista koskevissa oletuksissa (kuva 31). Tekno-skenaariossa ydinvoiman lisäkapasiteettia (1 400 MW) tulee käyttöön jo vuonna 2010 ja Säästö-skenaariossa vuonna 2015. Voimakkaan päästöjen vähentämisen perusstrategioina tarkasteltiin toisaalta korkean energia-verotuksen ja energian säästön skenaariota ja toisaalta voimakkaasti energia-tekniikan kehittämiseen painottuvaa skenaariota.

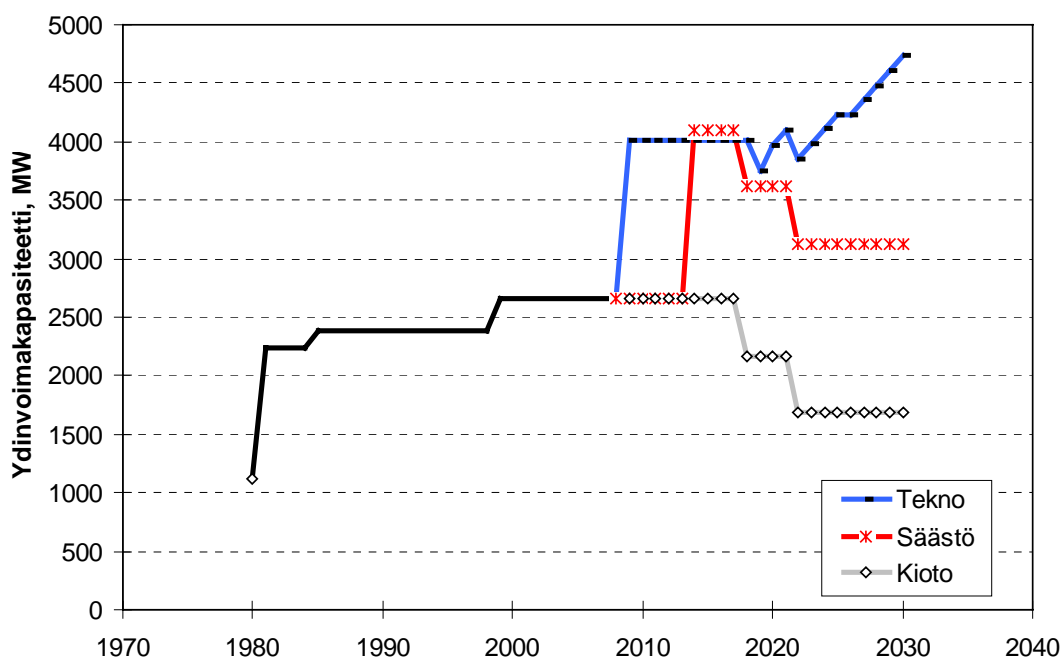
*Taulukko 9. VTT:n visioskenaarioiden keskeisiä oletuksia (VTT Energy 2001).*

Oletuslaji	Kioto	Säästö	Tekno	Vertailu
<i>Energia- ja päästö-verotus</i>	Kohtalainen nousu	Voimakas nousu	Lievä nousu	Nykyinen
<i>Energian käytön tehostuminen</i>	Kohtuullinen	Voimakas	Kohtuullinen	Vähäinen
<i>Uusiutuvan energian potentiaali ja kustannukset</i>	Perusarviot	Perusarviot	Nopea kehitys	Varovaiset arviot
<i>Uusien tekniikoiden potentiaali ja kustannukset</i>	Perusarviot	Perusarviot	Nopea kehitys	Varovaiset arviot
<i>Uuden ydinvoimakapasiteetin yläraja</i>	Ei lisäystä	1 400 MWe v. 2015	3 000 MWe v. 2030	Ei lisäystä
<i>Metsäteollisuuden tuotannon painopiste</i>	Puupitoiset paperit	Hienopaperit	Puupitoiset paperit	Puupitoiset paperit
<i>Kasvihuonekaasujen päästötavoite</i>	Kioton tavoite	–20% 1990 verrattuna	–20% 1990 verrattuna	Ei tavoitetta

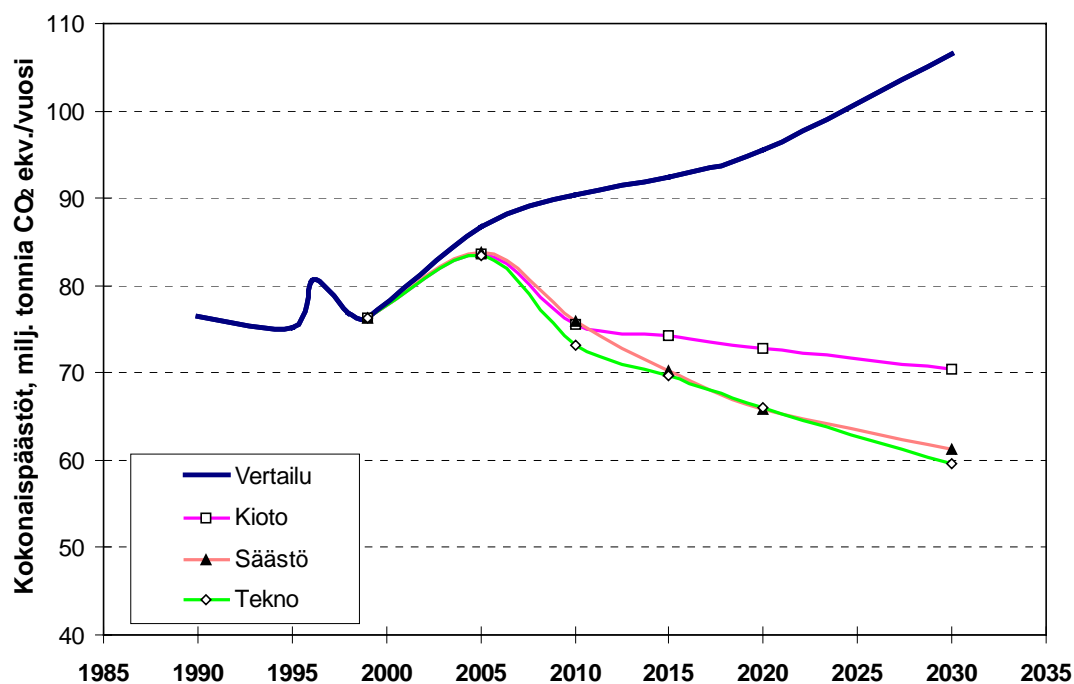
Näiden pidemmän tähtäimen skenaariolaskelmien tulosten mukaista päästöjen kehitystä havainnollistetaan kuvassa 32. Päästöjen kehitys Kioto-skenaariossa vastaa vuoteen 2020 saakka suunnilleen VTT:n ilmastostrategian taustatyönä tekemien las-

kelmien tuloksia KIO1-skenaariossa. Kasvihuonekaasupäästöjen määrä voidaan tulosten mukaan rajoittaa vuoteen 2030 mennessä 20 % vuoden 1990 määrää alemmalle tasolle sekä energian säästöön painottuvalla strategialla (Säästö-skenaario) että voimakkaasti teknologian kehittämiseen panostavalla strategialla (Tekno-skenaario). Ydinvoiman oletetaan saavan nykyistä merkittävämmän roolin Tekno-skenaariossa, jossa sen osuus sähkön kokonaishankinnasta nousee 37 %:iin vuonna 2030. Säästö-skenaariossa ydinvoiman osuus on vuonna 2030 vain vähän nykyistä suurempi.

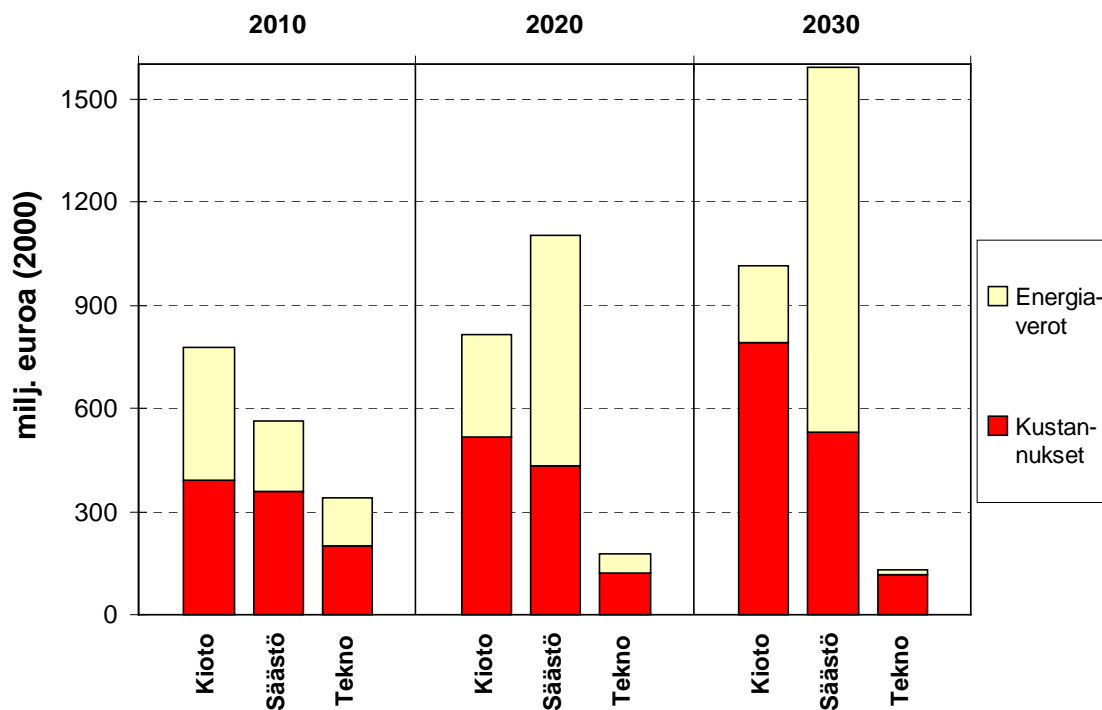
Tulosten mukaan Tekno-skenaarion mukainen strategia olisi taloudellisilta vaikutuksiltaan selvästi edullisin tuntuviin pitkän tähtäimen päästönvähennyksiin johtava kehityslinja. Skenaarioiden suoria vuosikustannuksia verrattuna vertailuskenaarioon havainnollistaa kuva 33. Vaikka Kioto-skenaariossa ei oletettu päästötavoitteiden tiukentuvan, suorat vuosikustannukset ovat tässä skenaariossa suurimmat, mikä johtuu mm. lisäydinvoimaa koskevista rajoituksista ja metsäteollisuuden tuotantoa koskevista skenaario-oletuksista. Kuluttajien kokonaisenergiälasku nousee kuitenkin suurimmaksi (n. 1 600 miljoonaa euroa) Säästö-skenaariossa, jossa päästöjen voimakkaaseen vähennykseen pyritään rajoittamalla energian kulutusta. Tekno-skenaariossa sekä suorien kustannusten että energiaverokertymän lisäys jää selvästi pienimmäksi. Loppukäyttäjille kohdistuvan energiälaskun vuotuinen kokonaislisäys jää tällöin vain noin 130 miljoonan euron tasolle vuonna 2030.



Kuva 31. Ydinvoimakapasiteetin kehitys VTT:n Energy Visions 2030 -skenaarioissa (VTT Energy 2001).



Kuva 32. Kasvihuonekaasujen kokonaispäästöjen kehitys hiilidioksidiekvivalentteina VTT:n Energy Visions 2030 -skenaarioissa.



Kuva 33. Suorat vuosittaiset lisäkustannukset sekä energiaverojen kokonaiskertymän muutos verrattuna vertailuskenaarioon VTT:n Energy Visions 2030 -skenaarioissa.

## 4. Yhteenveto

Laaditussa katsauksessa tarkastellaan perusvoimantuotannon keskeisten vaihtoehtojen (ydinvoiman, maakaasun, uusiutuvien energialähteiden sekä kivihiilen) aiheuttamia haittavaikutuksia sekä väestölle ja työntekijöille että ympäristölle. Selvitys perustuu aiemmin Suomessa tai muualla toteutettuihin tutkimuksiin. Eri tuotantomuotojen haittavaikutusten monimuotoisuudesta ja erilaisuudesta johtuen katsausta laadittaessa ei pyritty esittämään kokonaisvaikutuksia kuvaavaa arviointisuuretta, jonka perusteella energiatuotantotavat voitaisiin asettaa haittojen suuruuden mukaiseen järjestykseen. Perusteluna tälle on vaikeus kuvata hyvin eri tyyppisiä haittavaikutuksia käyttäen jotakin yhteismitallista arviointisuuretta. Lisäksi tämän katsauksen yhteenvetoon on sisällytetty taulukkomuotoinen laadullinen vertailu (taulukko 10) eri tuotantomuotojen aiheuttamista haitoista.

Määrällisten arviointien osalta katsauksessa tarkastellaan erikseen ydinvoimaa ja fossiilisten tai biopolttoaineiden polttoon perustuvia tuotantoketjuja. Ydinvoiman osalta tässä raportissa esitetään arviot tuotantoketjun eri vaiheista väestölle ja henkilökunnalle aiheutuvista säteilyvaikutuksista. Ydinvoiman tuotannosta koko polttoainekierto kattaen aiheutuu yksilökohtaisiin ja koko väestön yhteenlaskettuihin annoksiin hyvin vähäinen lisäys verrattuna luonnon taustasäteilystä ja muista toiminnoista aiheutuviin säteilyannoksiin. Kaikkien vaiheiden aiheuttama säteilyaltistus on selvästi viranomaisten asettamien rajoitusten alapuolella. Säteilyannosten kannalta suhteellisesti merkittävimmät tuotantovaiheet ovat ydinvoimalaitoksen käyttö ja polttoaineen hankinnan alkuvaiheet (uraanimalmin louhinta ja rikastus sekä niistä aiheutuvat jätteet).

Viime vuosina on ydinvoiman tuotantoketjun kaikissa vaiheissa kehitetty teknologiaa ja päästöjen rajoittamistekniikoita. Esimerkiksi uraanimalmin louhinta- ja rikastusjätteiden läjityskasoista pitkällä aikavälillä aiheutuvien päästöjen rajoittamiseen eristävillä kerroksilla on kehitetty parannettuja tekniikoita. Lisäksi säteilyvaikutusten arvioinnissa käytettäviä malleja on kehitetty yksityiskohtaisemmiksi ja laskelmat perustuvat todellisiin ympäristö- ja väestöolosuhteisiin kaivosten ja malminrikastuslaitosten ympäristössä. Ottaen huomioon sekä tekniikan että laskentamallien parannukset uusimmat arviot osoittavat, että polttoaineen hankinnan alkuvaiheet ja reaktorien käyttö aiheuttavat suunnilleen yhtä suuret säteilyvaikutukset tuotettua sähköenergiämäärää kohden.

Ydinvoimalaitosten turvallisuusjärjestelmien kehittämiseen on jatkuvasti panostettu sekä nykyisten voimaloiden että kehitteillä olevien uuden sukupolven ydinvoimalaitosten osalta. Keskeisenä tavoitteena on pienentää sekä vakavien onnettomuuksien aiheuttamien päästöjen suuruutta että häiriö- ja onnettomuustilanteiden tapahtumisen todennäköisyyttä. Suunnittelun perustana olevan turvallisuustavoitteen mukaisesti vakavista onnettomuuksista ei saa aiheutua välittömiä terveysvaikutuksia eikä ympäristön pitkäaikaista saastumista. Kansainvälisten ydinvastuusopimusten mukaisia enimmäiskorvausmääriä ollaan huomattavasti nostamassa, jolloin kolmansille osapuolille aiheutuvien vahinkojen korvaamiseen varaudutaan varsin kattavasti jo ennakolta.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollossa sovelletaan eräissä maissa (mm. Ranskassa ja Englannissa) polttoaineen jälleenkäsittelyä. Tästä vaiheesta aiheutuu myös suunnilleen saman suuruinen kokonaisaltistus tuotettua sähkömäärää kohden kuin reaktorien käytöstä ja polttoaineen hankinnasta. Suomessa käytetyn polttoaineen huolto perustuu kuitenkin runsasaktiivisen jätteen loppusijoitukseen vankkarakenteisissa metallikapseleissa ilman edeltävää jälleenkäsittelyä. Loppusijoituksesta aiheutuvat säteilyvaikutukset jäävät pienemmiksi kuin muista vaiheista aiheutuvat säteilyhaitat.

Fossiilisten tai biopolttoaineiden polttoon perustuvien energiantuotantomuotojen aiheuttamien haittojen vertailuissa on viime vuosikymmeninä käytetty erilaisia lähestymistapoja. Terveyshaittoja on ilmaistu joko eri tyyppisten haittatapausten määrinä tuotettua energiamäärää kohden tai eliniän arvioituna lyhenemänä eri haittamuodot yhteenlaskien. Lisäksi on kehitetty vertailutapoja, joissa kaikki haittavaikutukset on lopuksi muunnettu aiheutuviksi (ulkois)kustannuksiksi tuotettua energiamäärää kohden. Mitä pidemmälle eri haittavaikutusten yhdistämisessä yhteismitallisiksi suureiksi mennään, sitä enemmän haittavaikutuksia kuvaaviin lukuihin sisältyy epävarmuuksia ja subjektiivisista arvostuskysymyksistä johtuvia vaihteluja. Erityisesti kasvihuoneilmiön aiheuttamasta ilmastomuutoksesta seuraavat ulkoiskustannukset voivat enimmäisarvioissa nousta hyvin korkeiksi.

Riippumatta käytettävistä vertailumenetelmistä ja haittojen yhdistämistavoista yleisenä johtopäätöksenä eri tuotantotapojen aiheuttamista terveyshaitoista väestölle ja henkilökunnalle voidaan todeta, että kivihiilen käyttöön perustuva energiantuotanto aiheuttaa suurimmat haitat erityisesti työntekijöille. Etenkin polttoaineen hankinnassa sattuu tapaturmia. Nykyaikaisilla voimalaitoksilla savukaasujen puhdistusjärjestelmät vähentävät tehokkaasti päästöjä hiilidioksidia lukuun ottamatta. Suomalaisen voimalaitosten päästöistä aiheutuvat terveyshaitat ovat tutkimusten mukaan lähes yhtä suuria kivihiilen, puupolttoaineiden ja turpeen käyttöön perustuvilla tuotantoketjuilla. Arvioidut vaikutukset ovat selvästi pienempiä kuin vastaavat voimalaitokset tiheimmin asuttuun Keski-Eurooppaan sijoitettuina aiheuttaisivat. Ydinvoimaan ja maakaasun käyttöön perustuvan energiantuotannon aiheuttamat haitat väestölle ja työntekijöille ovat muihin vaihtoehtoihin verrattuna pienempiä ja näillä energiantuotantotavoilla keskenään samaa suuruusluokkaa. Tuulivoiman arvioidut haitat ovat väestön kohdistuvina vaikutuksina vertailtavista vaihtoehtoista pienimmät. Ammattitautien ja työtapaturmien nettomäärinä tuulivoiman aiheuttamat haitat ovat suunnilleen samansuuruisia kuin maakaasun ja ydinvoiman.

Eri energiantuotantotapojen aiheuttamien haittojen keskinäisen vertailun lisäksi on tärkeää suhteuttaa arvioituja haittoja myös muihin yhteiskunnassa esiintyviin ihmisen aiheuttamiin tai luonnollisiin riskeihin. Väestön terveyshaittana energiantuotannon aiheuttamat kokonaisvaikutukset muunnettuina yksilön keskimääräisen eliniän lyhenemäksi ovat varsin alhaisia.

Lisäksi on otettava huomioon, että kaikkien energiantuotantotapojen laitosten puhdistustekniikoita ja turvallisuusjärjestelmiä on pystytty tehokkaasti parantamaan ja esimerkiksi ympäristön happamoitumista aiheuttavien rikkidioksidi- ja typpioksidipäästöjen määriä on Suomessa onnistuttu merkittävästi vähentämään. Väestön terveysvaikutusten kannalta tärkeimmän päästötyypin eli pienhiukkasten osalta päästö-

jä voima- ja kattilalaitoksista voidaan myös merkittävästi vähentää. Nykyisin kaksi kolmasosaa kiinteiden lähteiden päästöistä on peräisin puuta polttoaineenaan käyttävistä tulisijoista ja keskuslämmityskattiloista, joten liikenteen päästöjen ja muiden hiukkaslähteiden ohella pienhiukkasten päästöjen rajoitustoimet tulisi keskittää näihin pienimuotoisen energiantuotannon päästölähteisiin.

Fossiilisia polttoaineita käyttävien tuotantoketjujen aiheuttamien kasvihuonekaasujen päästöt ovat tunnetusti suurimmat kivihiilelle ja pienimmät maakaasulle. Kun tarkasteluissa otetaan huomioon koko energiantuotantoketju, vähäisiä kasvihuonekaasujen päästöjä liittyy myös uusiutuviin energiantuotantomuotoihin (biopolttoaineisiin, vesivoimaan ja tuulivoimaan). Kun tarkastellaan keinoja rajoittaa kasvihuonekaasujen päästöjä Kioton ilmastosopimuksen edellyttämien rajoitusten alapuolelle ja kauempana tulevaisuudessa vielä tiukentuvien päästörajoitusten mukaisesti, teknisesti tehokkaimpia ovat niukasti päästöjä aiheuttavat tuotantomuodot.

Muita täydentäviä keinoja kasvihuonekaasupäästöjen rajoittamiseen ovat energiantuotantoprosessien tehostaminen ja erilaiset energiansäästötoimenpiteet. Rajoitustoimenpiteiden kokonaiskustannusten kannalta edullisimpia vaihtoehtoja ovat ydinvoimakapasiteetin lisäyksiä sisältävät energiantuotantoskenaariot. Pitkällä aikavälillä ydinvoimakapasiteetin lisäys nykyiseen verrattuna pienentää merkittävästi (noin 1 000–1 500 milj. euroa/vuosi) päästöjen rajoitustoimenpiteistä aiheutuvia vuotuisia kustannuksia ja energiaverojen lisäkertymää. Pyrittäessä kestäväen kehityksen mukaisesti kääntämään kasvihuonekaasujen päästöt selvästi laskevalle uralle ei voida rajoittaa Kioto-sopimuksen päästörajoitusten täyttymisen tarkastelujaksoon (2008–2012). On ulotettava tarkastelunäkökulma ajallisesti selvästi kauemmaksi sekä otettava huomioon tarve edelleen kiristää päästörajoituksia tulevina vuosikymmeninä. Näillä perusteilla tehdyt laskelmat osoittavat, että päästöjen rajoittaminen kustannustehokkaasti edellyttää kaikkien rajoitustapojen sekä erityisesti ydinvoiman ja uusiutuvien energiantuotantomuotojen käytön lisäämistä ja tuotantoteknologioiden aktiivista kehittämistä.

Maailmanlaajuisesti uhkaavien ilmastomuutosten torjumisen ohella kestäväen kehityksen periaatteiden huomioonottaminen voidaan energiantuotannon osalta kiteyttää vaatimukseen, että valittava tuotantomuoto ei saa nykyisen sukupolven tarpeita täyttäessään johtaa tulevien polvien käyttöön jäävien luonnonvarojen niukkenemiseen. Uusiutuvien energialähteiden ohella myös ydinvoiman tuotanto täyttää tämän keskeisen vaatimuksen. Polttoaineena käytettävällä uraanilla ei ole muita hyötykäyttömahdollisuuksia, joten ydinvoiman käyttö vapauttaa muita polttovoimaloissa käytettäviä luonnonvaroja muihin tarkoituksiin ja tuleville sukupolville. Ydinvoiman tuottamien jätteiden määrä on tilavuudeltaan pieni muiden energiantuotantomuotojen materiaalivirtoihin verrattuna. Tästä syystä erityisesti runsasaktiivisten ydinjätteiden käsittelyyn ja loppusijoitukseen on voitu kehittää erittäin kehittyneitä menetelmiä, joiden avulla ydinjätteet voidaan tehokkaasti eristää elollisesta luonnosta. Suomessa on lainsäädännön mukaisesti varmistettu, että jo voimaloiden käytön aikana kerätään varat tulevien jätehuoltokustannusten kattamiseen.

Yleisenä eettisenä periaatteena on lisäksi kehittää soveltamiskelpoiset ratkaisut valmiiksi nykypolven aikana siirtämättä vastuuta menetelmien kehittämisestä tuleville polville. Tästä riippumatta on teknisesti mahdollista palauttaa jätteet takaisin maanpinnalle, mikäli tulevaisuudessa joko todetaan hyvin painavia taloudellisia tai turvallisuusperusteluja hyödyntää jätteitä uuden polttoaineen valmistuksessa tai on kehitetty aiempaa selvästi tehokkaampia menetelmien jätteiden eristämiseen.

Taulukko 10. Yhteenveto merkittävimpien energiantuotantotapojen koko tuotantoketjusta väestölle, laitoshenkilökunnalle ja ympäristölle aiheutuvista vaikutuksista.

Ydinenergia	Fossiilisia polttoaineita tai turvetta käyttävät tuotantotavat		Uusiutuvia energialähteitä käyttävät tuotantotavat	
	Kivihiili- ja turvevoimalat	Maakaasuvoimalat	Hakevoimalat	Tuulivoimalat
<u>Polttoaineen ja rakennusmateriaalien hankintaan ja jalostukseen liittyvät vaikutukset (myös ulkomailla)</u>				
Säteilyaltistus henkilökunnalle ja väestölle aiheutuu luonnollisista radioaktiivisista aineista. Rakennusmateriaalien hankinnan aiheuttamat epäsuorat vaikutukset samankaltaisia kuin muille vaihtoehdoille. Maankäytölliset, ekologiset ja esteettiset vaikutukset suppeita energiantuotantomäärään suhteutettuna.	Kivihiilellä polttoaineen hankinnassa tapaturmia ja hengityselinsairauksia suhteellisesti eniten. Turpeen nosto voi aiheuttaa vesistöjen virtausolosuhteiden muutoksia sekä orgaanisen aineksen ja maapohjan mineraalien pääsyä vesistöihin. Siihen liittyy myös luonnonsuojellisia näkökohtia.	Polttoaineen hankinnassa haitat henkilökunnalle normaalitilanteessa vähäisiä. Tapaturmariskiä kasvattaa räjähdysvaara. Polttoaineen hankinnan ja kuljetusten metaanipäästöt vaikuttavat tuotantoketjun kasvihuonekaasupäästöihin (sama pätee myös kivihiilelle).	Polttoaineen hankinnasta vaikutuksia henkilökunnalle tapaturmariskin kautta.	Käyttöön ei tarvita polttoainetta. Rakennusmateriaalien hankinnasta ja jalostuksesta tapaturmahaittoja henkilökunnalle sekä epäsuoria haittoja väestölle.
<u>Tuotantoketjuun kuuluvat kuljetukset</u>				
Pienistä kuljetettavista materiaalmääristä johtuen liikenneonnettomuusriskit vähäisiä. Säteilystä aiheutuva lisäys vähäinen.	Kivihiilien maantiekuljetukset eivät yleisiä. Kalkkia ja tuhkaa kuljetaan maanteitse. Kaukana turvevoimasta sijaitsevilla turvelaitoksilla kuljetustarve suuri; lisää liikenneonnettomuusriskiä.	Maakaasun siirtoputkien läheisyydessä räjähdysvaaran aiheuttama onnettomuusriski.	Polttoaineen kuljetukset kasvattavat liikenneonnettomuusriskiä	Vain rakennusmateriaalien kuljetuksia; otettu huomioon epäsuorina vaikutuksina.
<u>Energiantuotanto voimalaitoksella</u>				
Normaalikäytön päästöistä hyvin vähäinen lisäys väestön säteilyaltistukseen	Epäpuhtauksien (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , hiukkaset) päästöistä ilmaan aiheutuu terveyshaittoja väestölle. Hakevoimalat eivät aiheuta SO <sub>2</sub> -päästöjä. Haittatapausten määrät vähäisiä yhteiskunnan muiden toimintojen aiheuttamiin riskeihin verrattuna. Tehokkaiden päästörajoitusten kautta ympäristön happamoitumishaittaa voitu merkittävästi alentaa.	Polttoaineen hankinnan aiheuttama pölyäminen heikentää työolosuhteita.	Polttoaineen kuljetukset kasvattavat liikenneonnettomuusriskiä	Normaalikäyttö ei aiheuta terveyshaittoja väestölle. Rakenteet muuttavat maisemaa.
Henkilökunnan saamista säteilyannoksista vähäisiä viivästyneitä terveyshaittoja	Polttoaineen hankinnan aiheuttama pölyäminen heikentää työolosuhteita.	Polttoaineen hankinnan aiheuttama pölyäminen heikentää työolosuhteita.	Polttoaineen kuljetukset kasvattavat liikenneonnettomuusriskiä	Työolosuhteista vain vähäisiä haittoja.
Vesistöihin purettava jäähdytysvesi aiheuttaa paikallista veden lämpenemistä; muut vaikutukset vähäisiä. Vaikutukset samantyyppisiä kaikille tuotantomuodoille; eroja aiheuttavat hyötysuhde ja se, käytetäänkö laitosta lauhdesähkön tuotantoon vai yhdistettyyn sähkön ja lämmön tuotantoon.	Epäpuhtauksien (SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , hiukkaset) päästöistä ilmaan aiheutuu terveyshaittoja väestölle. Hakevoimalat eivät aiheuta SO <sub>2</sub> -päästöjä. Haittatapausten määrät vähäisiä yhteiskunnan muiden toimintojen aiheuttamiin riskeihin verrattuna. Tehokkaiden päästörajoitusten kautta ympäristön happamoitumishaittaa voitu merkittävästi alentaa.	Polttoaineen hankinnan aiheuttama pölyäminen heikentää työolosuhteita.	Polttoaineen kuljetukset kasvattavat liikenneonnettomuusriskiä	Jäähdytysvettä ei käytetä.
Tehostettujen turvallisuusjärjestelmien mitoituseruste on varhaisvaikutusten ja ympäristön pitkäaikaisen saastumisen ehkäisy. Ydinvastuun mukaiset enimmäiskorvaukset nousemassa yli kolminkertaisiksi.	Työtapaturmat, pöly- ja muut räjähdykset kohdistuvat laitoshenkilökuntaan	Työtapaturmat, pöly- ja muut räjähdykset kohdistuvat laitoshenkilökuntaan	Polttoaineen kuljetukset kasvattavat liikenneonnettomuusriskiä	Huoltotoimenpiteisiin liittyy tapaturmariski. Varoalue tarpeen roottorin lavoista irtoavan jään takia.



Taulukko 10. (jatkoa)

Ydinenergia	Fossiilisia polttoaineita tai turvetta käyttävät tuotantotavat		Uusiutuvia energialähteitä käyttävät tuotantotavat	
	Kivihiili- ja turvevoimalat	Maakaasuvoimalat	Hakevoimalat	Tuulivoimalat
<u>Tuotantoketjussa syntyvät jätteet</u>				
<p>Polttoaineen hankinnassa malminlouhinta- ja rikastusvaiheessa syntyvät tilavuudeltaan suurimmat jätemäärät, joiden säteilyvaikutusten hallintaan on uusimmilla kaivoksilla tehokkaat menetelmät. Voimalaitoksilla syntyvien jätteiden (huolto- ja purkujätteiden sekä käytetyn ydinpolttoaineen) käsittelyyn ja loppusijoitukseen on Suomessa kehitetty ratkaisut, joista huoltojätteiden loppusijoitustilat ovat jo käytössä.</p>	<p>Polttoprosessissa jäljelle jäänyt pohjatuuhka tai sähkösuodattimilla erotettu lentotuuhka sisältävät mm. raskasmetalleja ja radioaktiivisia aineita. Nämä jätteet on joko loppusijoitettava tai kierrätettävä hyötykäyttöön samoin kuin savukaasujen puhdistuksessa syntyvät jätteet.</p>	<p>Maakaasun ja öljyn hankinnassa (esim. merenpohjan alaisista esiintymistä) siirtoputkistoihin kertyy vähäisiä määriä luonnollisia radioaktiivisia aineita, mikä voi edellyttää putkistojen käsittelyä radioaktiivisena jätteenä.</p>	<p>Samankaltaisia jätteitä kuin kivihiilen ja turpeen käytössä. Epäpuhtausaineiden määrät pienempiä.</p>	<p>Itse voimantuotanto ei aiheuta jätteitä. Rakennusmateriaalien hankinnasta ja jalostuksesta syntyy epäsuorasti vähäisiä määriä jätteitä.</p>
<u>Maailmanlaajuiset vaikutukset</u>				
<p>Eräistä hyvin pitkäikäisistä radioaktiivisista aineista (kuten hiili-14 ja jodi-129) aiheutuu pitkällä aikavälillä taustasäteilyyn verrattuna vähäisiä yhteenlaskettuja annoksia; samoin yksilöannokset ovat hyvin alhaisia.</p> <p>Polttoaineen hankinta- ja jalostusprosesseissa sekä kuljetuksissa energialähteenä käytetyistä fossiilisista polttoaineista aiheutuu pieniä määriä hiilidioksidipäästöjä</p>	<p>Ilmakehään joutuva hiilidioksidi ja muut ns. kasvihuonekaasut muuttavat maapallon lämpötila- ja ilmasto-olosuhteita. Hakevoimalaitosten käytöstä ei aiheudu kasvihuonekaasujen päästöjä, sillä puun polton päästöt sitoutuvat uudelleen biomassaan. Fossiilisten polttoaineiden ja niitä käyttävien voimalaitosten ominaisuudet (mm. hyötysuhde) ja käytettävät (lauhdesähkön tuotanto vai yhdistetty sähkön ja lämmöntuotanto) vaikuttavat kasvihuonekaasujen päästömääriin.</p> <p>Polttovoimaloiden pienhiukkaspäästöt ja kaukokulkeutumisen aikana muodostuvat sekundaariset pienhiukkaset aiheuttavat terveysvaikutuksia myös alueellisesti.</p> <p>Polttoaineen kuljetuksista sekä rakennusmateriaalien tuotannosta ja jalostuksesta aiheutuu epäsuoria päästöjä, jotka otetaan huomioon tuotantoketjujen elinkaaritarkasteluissa.</p>		<p>Voimalaitoskäytöstä ei aiheudu päästöjä. Rakennusmateriaalien tuotannosta ja jalostuksesta aiheutuu vähäisiä päästöjä</p>	

## Lähdeluettelo

Alcamo, J. et al. 1990. The RAINS model of acidification. Dordrecht: Kluwer. 402 s. ISBN 07923-0782-8

CEE 1981. Coal and the environment. London: Commission on Energy and Environment. 257 s. ISBN 0-11-751585-X

Crouail, P. Le Dars, T., Schneider, T., Bonnery, C. & Grygiel, J.-M. 2000. Etude bibliographique sur la comparaison des impacts sanitaires et environnementaux de cinq filières électrogènes (nucléaire, charbon, gaz, hydraulique, éolienne). Fontenay aux Roses: Centre d'étude sur l'évaluation de la protection dans le domaine nucléaire (CEPN) (Rapport No. CEPN-R-267). 96 s.

Downing, R. J. et al. 1993. Calculation and mapping of critical loads in Europe. Status report 1993. Bilthoven: RIVM. 163 s. (RIVM report no. 259101003).

Dreicer, M., Tort, V. & Manen, P. 1995. ExternE, Externalities of Energy. Vol. 5. Nuclear. Luxembourg: European Commission (EUR 16524 EN). 337 s. ISBN 92-827-5214-3

EPA 1983. The acidic deposition phenomena and its effects. Critical assessment review papers. Volume I. Atmospheric sciences. Washington DC: US Environmental Protection Agency. 2422 s. (EPA 600/8-83/016A).

EPA 1996. Air quality criteria for particulate matter. Research Triangle Park, NC: US Environmental Protection Agency. 2422 s. (EPA 600/P-95/001aF).

ExternE 1998. Externalities of Energy. A Research Project of the European Commission. ExternE Info-System. <http://externe.jrc.es>

Fortum 1999. Loviisa 3-ydinvoimalaitoshanke, ympäristövaikutusten arviointiselostus. Helsinki: Fortum Power and Heat Oy.

Hirschberg, S. & Strupczewski, A. 1999. How acceptable. Comparison of accident risks in different energy systems. IAEA Bulletin, Vol. 41, No. 1, s. 25–30.

Holdren, J. P. et al. 1979. Risk of renewable energy sources. A critique of Inhaber report. Berkeley: University of California. 232 s. (ERG 79-3).

IAEA 1998a. Guidebook on good practice in the management of uranium mining and mill operations and the preparation for their closure. Vienna: IAEA. 75 s. (IAEA-TECDOC-1059).

IAEA 1998b. The impact of new environmental and safety regulations on uranium exploration, mining, milling and waste management. Vienna: IAEA. Technical Committee Meeting. Vienna 14–17 September 1998.

IAEA 2000. Regulations for the safe transport of radioactive material. Vienna: IAEA. IAEA Safety Standards Series, 1996 Edition (Revised), Requirements No. TS-R-1 (ST-1, Revised).

ICRP 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Oxford and New York: Pergamon Press. Publication 60, Annals of the ICRP 21 (1–3).

Inhaber, H. 1978. Risk of energy production. Ottawa: Atomic Energy Control Board of Canada. 54 s. + liitt. (Report 1119).

IPAG (Working Group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories) 1997. Lessons learnt from ten performance assessment studies. Paris: OECD NEA. 129 s.

IPCC 2001. Climate change 2001. The scientific basis. Summary for policymakers and technical summary of the working group I report. Geneva: IPCC Secretariat. 98 s.

Jordbruksdepartementet 1982. Försurning i dag och i morgon, En svensk studie inför Stockholmskonferensen 1982 om försurning av miljön. Uddevalla, Sverige: Kommittén Miljö'82. 231 s.

Karvosenoja, N. 2001. Primary particulate emissions from stationary combustion processes in Finland. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 34 s. (Moniste 232). ISBN 952-11-1006-6

Kauppi, P. et al. 1990. Happamoituminen Suomessa. HAPRO:n loppuraportti. Helsinki: ympäristöministeriö. 89 s. (Sarja A 89).

Krewitt, W. et al. 1997. ExternE–National implementation in Germany. Final report prepared for European Commission. 189 s. <http://externe.jrc.es/reports.html>

Krewitt, W., Hurley, F., Trukenmüller, A. & Friedrich, R. 1998. Health risks of energy systems. Risk Analysis, Vol. 18, No. 4, s. 377–383.

KTM 1990 ja 2000. Energiatilastot. Helsinki: kauppaja teollisuusministeriö. ISSN 0785-3165

Kukkola, T. 1999a. Loppusijoituslaitoksen normaalikäytön, käyttöhäiriöiden ja onnettomuustilanteiden määrittäminen päästö- ja annoslaskentaa varten. Helsinki: Posiva Oy. 26 s. (Työraportti 99-17).

Kukkola, T. 1999b. Kapselointilaitoksen ja prosessin kuvaus. Helsinki: Posiva Oy. 48 s. (Työraportti 99-29).

Lautkaski, R., Pohjola, V., Savolainen, I. & Vuori, S. 1980. Kivihiileen, turpeeseen ja ydinvoimaan perustuvan energiatuotannon ympäristövaikutukset. Helsinki: Valtion teknillinen tutkimuskeskus, ydinvoimatekniikan laboratorio. 135 s. (Tiedonanto 55). ISBN 951-38-1121-2

Lorenz, R. A., Collings, J. L. & Malinauskas, A. P. 1979. Fission product source terms for the light water reactor loss-of-coolant accident. *Nuclear Technology*, Vol. 46. S. 404–410.

Meyerhofer, P. et al. 1997. Extension of the accounting framework. Final report. ExternE Core Project. The European Commission. 331 s.  
<http://externe.jrc.es/reports.html>

Mälkki, H. & Virtanen, Y. 2001. Hakkuu- ja sahatähteiden energiakäytön elinkaariarviointi. Elinkaari-inventaario ja -ympäristövaikutusarvio. Osahankkeen loppuraportti Tekesin Puuenergian teknologiaohjelman Puuenergiaketjujen ympäristönäkökohtien hankekokonaisuudessa. Espoo: VTT. 46 s.

Mälkki, H., Hongisto, M., Turkulainen, T., Kuisma, J., Loikkanen, T. 1999. Vihreän energian kriteerit ja elinkaariarviointi energiatuotteiden ympäristökilpailukyvyyn arvioinnissa. Espoo, Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus. 117 s. (VTT Tiedotteita 1974). ISBN 951-38-5466-3; 951-38-5467-1

OECD 1981. The costs and benefits of sulfur oxide control. Paris: OECD. 164 s. ISBN 92-64-12151-X

OECD 2000a. Radiological impacts of spent fuel management options, A comparative study. Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris: NEA/OECD. 68 s. + liitt. ISBN 92-64-17657-8

OECD 2000b. Uranium 1999 Resources, Production and Demand. Paris: OECD/Nuclear Energy Agency & IAEA. 340 s. ISBN 92-64-17198-3

OECD & IAEA 2002. Environmental remediation of uranium production facilities. Paris: OECD/ Nuclear Energy Agency & IAEA. 328 s. ISBN92-64-19509-2

OECD 2002. Trends in the nuclear fuel cycle – Economic, environmental and social aspects. Paris: OECD/Nuclear Energy Agency. 157 s. ISBN 92-64-19664-1

Ohlström, M. 1998. Energiantuotannon pienhiukkaspäästöt Suomessa. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 114 s. + liitt. 33 s. (VTT Tiedotteita 1934). ISBN 951-38-5403-5

Olympic Dam 1997. Olympic Dam Expansion Project, Environmental Impact Statement (EIS). Prepared by Kinhill Engineers Pty Ltd, South Australia, ISBN 0 949397 82 2 (set), ISBN 0 949397 85 7 (Vol. 1).

Perrels, A., Kemppi, H. & Lehtilä, A. 2001. Suomen kansallisen ilmasto-ohjelman taloudelliset vaikutukset. Helsinki: Valtion taloudellinen tutkimuskeskus. 133 s. (VATT Tutkimuksia 75).

Pingoud, K. et al. 1999. ExternE National Implementation Finland. Espoo: Technical Research Centre of Finland. 119 s. + liitt. 131 s. (VTT Publications 381). ISBN 951-38-5368-3

- Pipatti, R. 2001. Greenhouse gas emissions and removals in Finland. Espoo: Technical Research Centre of Finland. 59 s. + liitt. 95 s. (VTT Research Notes 2094). ISBN 951-38-5820-0
- Posch, M. et al. 2001. Modelling and mapping of critical thresholds in Europe. Status report 2001. Bilthoven: RIVM. 188 s. (RIVM report no. 259101010).
- Posiva Oy 2000. Disposal of spent fuel in Olkiluoto bedrock. Programme for research, development and technical design for the pre-construction phase. Helsinki: Posiva Oy. 147 s. (POSIVA 2000-14).
- Rasilainen, K. & Vuori, S. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 50 s. + liitt. 7 s. (VTT Tiedotteita 1953). ISBN 951-38-5423-X; 951-38-5424-8
- Rasilainen, K., Suolanen, V. & Vuori, S. 2000. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Turvallisuuden arvioinnin perusteet. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 57 s. (VTT Tiedotteita 2033). ISBN 951-38-5673-9; 951-38-5674-7
- Rasilainen, K., Suolanen, V. & Vuori, S. 2001. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Turvallisuusanalyysissä laskettujen säteilyvaikutusten havainnollistaminen. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 58 s. + liitt. 5 s. (VTT Tiedotteita 2080). ISBN 951-38-5793-X; 951-38-5794-8
- Rossi, J. 2001a. Ydinvoimalaitoksen sijaintipaikka ja ympäristön turvallisuus. Helsinki: Säteilyturvakeskus. 42 s. (STUK-YTO-TR 182).
- Rossi, J. 2001b. Vakavan reaktorionnettomuuden päästön aiheuttamat taloudelliset vaikutukset. Espoo: VTT Energia. 23 s. (Tutkimuslaskelma ENE4/11/01).
- Rossi, J., Raiko, H., Suolanen, V. & Ilvonen, M. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen normaalikäytön, käyttöhäiriöiden ja onnettomuustilanteiden aiheuttamien säteilyannosten arviointi. Helsinki: Posiva Oy. 85 s. (POSIVA 99-16).
- Sanders, T. L., Seager, K. D., Rashid, Y. R., Barrett, P. R., Malinauskas, A. P., Einziger, R. E., Jordan, H., Duffey, T. A., Sutherland, S. H. & Reardon, P. C. 1992. A method for determining the spent-fuel contribution to transport cask containment requirements. Albuquerque, NM: Sandia National Laboratories. (SAND90-2406).
- Savolainen, I. et al. 2000. Teknologia ja ilmastonmuutos. Lähtökohtia CLIMTECH-tekniikkaohjelmalle. Helsinki: TEKES. 65 s. (Teknologiakatsauksia 85/2000).
- SENES 1998. Long-term population dose due to radon released from uranium mill tailings. A report prepared for the Uranium Institute. SENES Consultants Ltd.
- Sonter, M., Akber, R. & Holdsworth, S. 2001. Radon flux from rehabilitated and unrehabilitated uranium mill tailings deposits. 26th Annual Conference of ARPS. 17–21 September 2001. Surfers Paradise. 13 s.

- Spadero, J. V., Langlois, L. & Hamilton, B. 2000. Assessing the difference. Greenhouse gas emissions of electricity generation chains. IAEA Bulletin, Vol. 42, No. 2, s. 19–24.
- Strupczewski, A. 1999. Benefits and burdens – Comparative assessments of emissions from energy systems. IAEA Bulletin, Vol. 41, No. 1, s. 19–24.
- STUK 1996a. Ydinvoimalaitosten suunnittelussa noudatettavat periaatteet. Helsinki: Säteilyturvakeskus (STUK). 20 s. (YVL-ohje 1.0).
- STUK 1996b. Ydinvoimalaitosten teknisten ratkaisujen perustelemiseksi tehtävät häiriö- ja onnettomuusanalyysit. Helsinki: Säteilyturvakeskus (STUK). 17 s. (YVL-ohje 2.2).
- STUK 1998. Suomalaisen säteilyannos. ALARA, Vol. 7, No 3, s. 32.
- STUK 2001a. Ydinenergian turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2000. Helsinki: Säteilyturvakeskus. 52 s. + liitt. 7 s. (STUK-B-YTO 206).
- STUK 2001b. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuus. Helsinki: Säteilyturvakeskus. 11 s. (YVL-ohje 8.4).
- Suolanen, V., Lautkaski, R. & Rossi, J. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten terveysturvien arviointi. Helsinki: Posiva Oy. 139 s. (POSIVA 99-17).
- Turkulainen, T. 2000. Tuulivoimalan elinkaariarviointi. Espoo: VTT Kemiantekniikka. 68 s. + liitt. 10 s. (IEE Reports 01/00).
- Tveten, U. (ed.). 1990. Environmental consequences of releases from nuclear accidents. Kjeller, Norway: Institute for Energy Technology. S. 127–169. (Nord 1990:46). ISBN 87-7303-439-8
- TVO 1999. Olkiluodon ydinvoimalaitoksen laajentaminen kolmannella yksiköllä, Ympäristövaikutusten arviointiselostus (YVA-selostus). Teollisuuden Voima Oy.
- U.S. NRC 1990. Severe accident risks: An assessment for five U.S. nuclear power plants. Washington, DC: United States Nuclear Regulatory Commission. (NUREG-1150. Vol. 1).
- U.S. NRC 1997. Reassessment of selected factors affecting siting of nuclear power plants. Washington, DC: United States Nuclear Regulatory Commission. (NUREG/CR-6295) BNL-NUREG-52442.
- U.S.NRC 1975. Reactor safety study, An assessment of accident risks in U.S. commercial nuclear power plants. Springfield, VA: United States Nuclear Regulatory Commission. WASH-1400 (NUREG-75/014).

UNECE 2001. Convention on long-range transboundary air pollution. United Nations Economic Commission for Europe. <http://www.unece.org/env/ltrap>

UNDP & UNICEF 2002. The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident. A Strategy for Recovery. United Nations Development Programme. 75 s. [http://www.undp.ru/eng/Publications/Chernobyl\\_Report-Final-240102.pdf](http://www.undp.ru/eng/Publications/Chernobyl_Report-Final-240102.pdf)

UNSCEAR 1993. The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York, NY: United Nations. 922 s.

UNSCEAR 2000. The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York, NY: United Nations, Volume I. Sources. 654 s. Volume II. Effects. 566 s.

WHO 2000. Guidelines for air quality. Geneva: World Health Organization. 190 s.

Vieno, T. & Nordman, H., 1999. Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99. Helsinki: Posiva Oy. (POSIVA 99-07).

WNA 2001. World Uranium Mining ([www.world-nuclear.org/info/inf23.htm](http://www.world-nuclear.org/info/inf23.htm)). World Nuclear Association.

VNp 1991. Valtioneuvoston päätös (395/1991) ydinvoimalaitosten turvallisuutta koskevista yleisistä määräyksistä (<http://www.stuk.fi/saannosto/19910395.html>)

VNp 1999. Valtioneuvoston päätös (478/1999) käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuudesta ([www.stuk.fi/saannosto/19990478.html](http://www.stuk.fi/saannosto/19990478.html))

VTT Energia 1999. Energia Suomessa. Helsinki: Edita. 368 s. ISBN 951-37-2745-9

VTT Energy 2001. Energy visions 2030 for Finland. Helsinki: Edita. 237 s. ISBN 951-37-3596-6

YM 1998. Happamoitumistoimikunnan mietintö. Helsinki: Ympäristöministeriö. 182 s. (Suomen ympäristö 219). ISBN 1238-7312







Tekijä(t) Vuori, Seppo, Lautkaski, Risto, Lehtilä, Antti & Suolanen, Vesa			
Nimeke <b>Katsaus eri energiantuotantomuotojen ympäristövaikutuksiin</b>			
Tiivistelmä Laaditussa katsauksessa tarkastellaan perusvoimantuotannon keskeisten vaihtoehtojen (ydinvoiman, maakaasun, uusiutuvien energialähteiden sekä kivihiilen) aiheuttamia haittavaikutuksia sekä väestölle ja työntekijöille että ympäristölle. Selvitys perustuu aiemmin Suomessa tai muualla toteutettuihin tutkimuksiin. Eri tuotantomuotojen haittavaikutusten monimuotoisuuden ja erilaisuuden takia katsausta laadittaessa ei pyritty esittämään kokonaisvaikutuksia kuvaavaa arviointisuuretta, jonka perusteella energiantuotantotavat voitaisiin asettaa haittojen suuruuden mukaiseen järjestykseen. Perusteluna tälle on myös se, että hyvin eri tyyppisten haittavaikutusten kuvaamiseen on vaikea löytää yhteismitallista arviointisuuretta. Yleisenä johtopäätöksenä eri tuotantotapojen aiheuttamista terveyshaitoista väestölle ja henkilökunnalle voidaan todeta, että kivihiilen käyttöön perustuva energiantuotanto aiheuttaa suurimmat haitat erityisesti työntekijöille, etenkin polttoaineen hankinnassa sattuu tapaturmia. Nykyaikaisilla voimalaitoksilla savukaasujen puhdistusjärjestelmät vähentävät tehokkaasti päästöjä hiilidioksidia lukuun ottamatta. Suomalaisten voimalaitosten päästöistä aiheutuvat terveyshaitat ovat tutkimusten mukaan lähes yhtä suuria kivihiilen, puupolttoaineiden ja turpeen käyttöön perustuvilla tuotantoketjuilla. Arvioidut vaikutukset ovat selvästi pienempiä kuin vastaavat voimalaitokset tiheämmin asuttuun Keski-Eurooppaan sijoitettuina aiheuttaisivat. Ydinvoimaan ja maakaasun käyttöön perustuvan energiantuotannon aiheuttamat haitat väestölle ja työntekijöille ovat muihin vaihtoehtoihin verrattuna pienempiä ja näillä energiantuotantotavoilla keskenään samaa suuruusluokkaa. Tuulivoiman arvioidut haitat väestöön kohdistuvina vaikutuksina ovat vertailtavista vaihtoehdoista pienimmät. Ammattitautien ja työtapaturmien nettomäärinä tuulivoiman aiheuttamat haitat ovat suunnilleen saman suuruisia kuin maakaasulle ja ydinvoimalle. Teknisesti tehokkaimpia keinoja rajoittaa kasvihuonekaasujen päästöjä Kioton ilmastopimuksen edellyttämien rajojen alapuolelle ja kauempana tulevaisuudessa vielä tiukentuvien päästörajoitusten mukaisesti ovat niukasti päästöjä aiheuttavat tuotantomuodot. Julkaisussa kuvattavat VTT:ssä tehdyt laskelmat osoittavat, että päästöjen rajoittaminen kustannustehokkaasti edellyttää kaikkien rajoitustapojen ja erityisesti ydinvoiman ja uusiutuvien energiantuotantomuotojen käytön lisäämistä ja tuotantoteknologioiden aktiivista kehittämistä. Muita täydentäviä keinoja kasvihuonekaasupäästöjen rajoittamiseen ovat energiantuotantoprosessien tehostaminen ja erilaiset energiansäästötoimenpiteet. Kokonaiskustannuksiltaan edullisimpia rajoituskeinoja tarjoavat ydinvoimakapasiteetin lisäyksiä sisältävät energiantuotantoskenaariot.			
Avainsanat energy production, environmental impacts, nuclear power, natural gas, renewable energy sources, coal, emissions, flue gases, nuclear fuel cycle, accidents			
Toimintayksikkö VTT Prosessit, Tekniikantie 4 C, PL 1604, 02044 VTT			
ISBN 951-38-5947-9 (nid.) 951-38-5948-7 (URL: <a href="http://www.inf.vtt.fi/pdf/">http://www.inf.vtt.fi/pdf/</a> )		Projektinnumero N1SU00557	
Julkaisu-aika Maaliskuu 2002	Kieli suomi	Sivuja 87 s.	Hinta B
Projektin nimi Katsaus eri energiantuotantomuotojen aiheuttamista ympäristövaikutuksista		Toimeksiantaja(t) Teollisuuden Voima Oy	
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita-Research Notes 1235-0605 (nid.) 1455-0865 (URL: <a href="http://www.inf.vtt.fi/pdf/">http://www.inf.vtt.fi/pdf/</a> )		Myynti: VTT Tietopalvelu PL 2000, 02044 VTT Puh. (09) 456 4404 Faksi (09) 456 4374	

