

# **Happamoittavan laskeuman taloudellinen rajoittaminen vähentämällä päästöjä Suomessa, Virossa ja Venäjällä**

**Ilkka Savolainen**  
VTT Energia

**Markus Tähtinen**  
VTT Kemiantekniikka

**Magnus Wistbacka, Riitta Ripatti & Antti Lehtilä**  
VTT Energia



ISBN 951-38-4899-X  
ISSN 1235-0605  
Copyright © Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT) 1996

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT), Vuorimiehentie 5, PL 42, 02151 ESPOO  
puh. vaihde (90) 4561, telekopio 456 4374, teleksi 125 175 vttin sf

Statens tekniska forskningscentral (VTT), Bergsmansvägen 5, PB 42, 02151 ESBO  
tel. växel (90) 4561, telefax 456 4374, telex 125 175 vttin sf

Technical Research Centre of Finland (VTT), Vuorimiehentie 5, P.O.Box 42, FIN-02151 ESPOO,  
Finland  
phone internat. + 358 0 4561, telefax + 358 0 456 4374, telex 125 175 vttin sf

Kansikuva: Narvan lähellä oleva Eestin voimalaitoksen savupiippu (kuvaaja Leena Aunela-Tapola)

Savolainen, Ilkka, Tähtinen Markus, Wistbacka, Magnus, Pipatti, Riitta & Lehtilä, Antti. Happamoittavan laskeuman taloudellinen rajoittaminen vähentämällä päästöjä Suomessa, Virossa ja Venäjällä [Economic reduction of acidifying deposition by decreasing emissions in Finland, Estonia and Russia]. Espoo 1996, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 1744. 60 s.

**UDC** 628:351.777

**Keywords** deposition, acidity, economics, reduction, emission, environmental protection, air pollution, Finland, Estonia, Russia

## TIIVISTELMÄ

Tutkimuksessa tarkastellaan, miten päästöjenrajoitustoimet tulisi suunnata Suomen ja sen lähialueiden Viron, Pietarin ympäristöineen, Karjalan ja Kuolan välillä, jotta Suomen alueen happamoittavaa laskeumaa voitaisiin vähentää mahdollisimman kustannustehokkaasti. Työssä selvitetään rikkidioksidi- ( $\text{SO}_2$ ), typenoksidi- ( $\text{NO}_x$ ) ja ammoniakkipäästöjen ( $\text{NH}_3$ ) rajoittamiskustannukset kyseisillä alueilla ja laaditaan optimointimalli, jonka avulla voidaan hakea kustannusoptimaalisia laskeumanrajoitusratkaisuja. Mallin lähtötietoina ovat päästöjen rajoittamisen kustannusfunktiot (kustannukset, joilla tietty alennettu päästötaso saavutetaan) lähdealueittain rikkidioksidille, typenoksideille ja ammoniakille sekä kulkeutumiskertoimet, jotka kuvaavat päästölähteen aiheuttamaa laskeumaa tarkasteluruuduissa. Lisäksi mallissa on kuvaus happamoittavalle kuormitukselle. Optimointi suoritetaan lineaarisen ohjelmoinnin avulla.

Suomen päästönrajoituskustannusten selvittämiseksi Suomen energia- ja teollisuusjärjestelmän kehitystä simuloidaan VTT:n EFOM-ENV-energiajärjestelmämallin avulla. Ilman uusia päästönrajoituksen lisätoimenpiteitä rikkidioksidipäästöt olisivat vuonna 2005 noin 140 kt mallilla tehtyjen laskelmien mukaan ja typenoksidipäästöt noin 210 kt. Rikkidioksi- ja typenoksidipäästöjen rajoittamiskustannukset arvioidaan vuotuiskestänsä rajoittaa päästöjä em. vuoden 2005 arvoista. Koska useat päästörajoitukseen johtavat toimet vaikuttavat samalla rikkipäästöihin ja typenoksidipäästöihin, ei näiden päästölajien rajoittamisen kustannuksia voida laskea erikseen. Päästörajoituksen kustannukset kuvataan sekä rikkidioksidi- että typenoksidipäästöjen yhteisenä funktiona. Koska lähialueiden energia- ja teollisuusjärjestelmistä ei ole käytettävissä samanlaista mallia kuin Suomen järjestelmästä, arvioidaan päästöjen rajoituksen kustannukset erikseen rikille ja typen oksideille. Arviot perustuvat lähialueita koskeviin konsulttiselvityksiin sekä sektorikohtaisiin tarkasteluihin. Ammoniakkipäästöjen rajoituksen kustannukset arvioidaan toimenpidekohtaisten investointi- ja käyttökustannusten pohjalta.

Jos eteläisen Suomen alueen happamoittavaa kuormitusta pyrittäisiin rajoittamaan minimikustannuksilla, noin kolme neljäsosaa päästöjen rajoituksen kustannuksista kertyisi lähialueilta, Virossa, Pietarin alueelta, Karjalasta ja Kuolasta, ja noin yksi neljäsosa Suomessa tehtävistä toimenpiteistä tutkimuksessa tehtyjen tarkastelujen mukaan. Kustannusten optimaalinen jakauma Suomen ja lähialueiden välillä riippuu melko vähän siitä, mille tasolle näiden päästölähteiden aiheuttamaa kuormitusta Suomessa halutaan vähentää. Jos kuormituksen rajoitustavoite on pieni, tulisi päästöjen rajoitukset kohdistaa ensisijaisesti rikkipäästöihin sekä jossakin määrin ammoniakkipäästöihin ja, jos rajoitustavoitetta voimistetaan, myös typenoksidipäästöihin.

Savolainen, Ilkka, Tähtinen Markus, Wistbacka, Magnus, Pipatti, Riitta & Lehtilä, Antti. Happamoittavan laskeuman taloudellinen rajoittaminen vähentämällä päästöjä Suomessa, Virossa ja Venäjällä [Economic reduction of acidifying deposition by decreasing emissions in Finland, Estonia and Russia]. Espoo 1996, Technical Research Centre of Finland, VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 1744. 60 p.

**UDC** 628:351.777

**Keywords** deposition, acidity, economics, reduction, emission, environmental protection, air pollution, Finland, Estonia, Russia

## ABSTRACT

The study investigates cost-effective solutions of emission control measures in Finland and its nearby areas consisting of Estonia, St. Petersburg region, Carelia and Kola, in order to limit the acidifying deposition in Finland. In the study the emission control costs of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and NH<sub>3</sub> are assessed for the areas considered and an optimization model developed for calculation of cost-optimal deposition control policies. The input data of the model consist of the cost functions describing the emission control costs to achieve lower emission levels for the gases and areas considered and of dispersion coefficients which describe the deposition due to an emission source in the deposition receptor grid squares. In addition, the model includes a description to calculate the acidifying load. The optimisation is based on linear programming.

To assess the emission control costs in Finland the development of the Finnish energy and industrial system is simulated using EFOM-ENV model. Without new emission control measures the annual Finnish sulphur dioxide emissions would be about 140 kt in 2005 and the emissions of nitrogen oxides about 210 kt. The emission control costs for sulphur dioxide and nitrogen oxides are estimated as annual costs to reduce emissions from the above values. Because many measures leading to emission reductions have impact both on sulphur emissions and on nitrogen oxides emissions, the emissions control costs are given as a cost surface the arguments of which are both sulphur dioxide and nitrogen oxides emissions. As there is no such a energy-emission model available for the energy and industrial systems of the nearby areas, the control costs for sulphur and nitrogen oxides are assessed separately for those areas. The cost estimates base on consultant studies concerning large emission sources and on sectoral considerations. The costs of ammonia emission control are estimated on the basis of the investment and operation costs by measure types.

When the acidifying load of Southern Finland is reduced by minimizing the total control costs, about three quarters of the total control costs are due to measures in the nearby areas, Estonia, St. Petersburg region, Carelia and Kola, and about one quarter due to measures in Finland. The distribution of costs in the cost-optimized cases depends relatively little on the level to which the acidifying load due the source areas considered are wanted to be reduced. If the load reduction target is moderate, the emission control measures should mainly be allocated to sulphur emissions and to some extent to ammonia emissions and, if the load reduction target is stricter, also to the emissions of nitrogen oxides.

## ESIPUHE

Huomattava osa Suomen alueen happamoittavasta laskeumasta on seurausta maan rajojen ulkopuolella tapahtuneista päästöistä. Päästöjen rajoittamisen kustannukset Suomen lähialueilla ovat usein selvästi pienempiä kuin Suomessa. Tutkimuksessa tarkastellaan, mikä olisi edullisin tapa jakaa päästöjen rajoitustoimet Suomen ja sen lähialueiden välillä pyrittäessä mahdollisimman suureen ympäristön kuormituksen vähentämiseen.

Tutkimus on tehty TEKESin energia- ja ympäristötutkimusohjelman SIHTI 2 sekä VTT Energian rahoituksella.

# SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ	3
ABSTRACT	4
ESIPUHE	5
1 JOHDANTO	7
1.1 Tausta	7
1.2 Tutkimuksen tavoite	8
2 PÄÄSTÖJEN KEHITYS SUOMESSA	9
2.1 Rikki ja typenoksidit	9
2.2 Ammoniakki	12
2.3 Happamoittavat päästöt yhteensä	16
3 PÄÄSTÖJEN RAJOITTAMISEN KUSTANNUKSET SUOMESSA	18
3.1 Rikki ja typenoksidit	18
3.2 Ammoniakki	22
4 LÄHIALUEIDEN HAPPAMOITTAVAT PÄÄSTÖT JA NIIDEN RAJOITTAMISEN KUSTANNUKSET	27
4.1 Rikki- ja typenoksidipäästöjen kehitys	28
4.2 Rikki- ja typenoksidipäästöjen rajoittamisen kustannukset	33
4.3 Ammoniakkipäästöjen kehitys	37
4.4 Ammoniakkipäästöjen rajoittamisen kustannukset	41
5 SUOMEN ALUEEN LASKEUMAN KUSTANNUSTEHOKAS VÄHENTÄMINEN	44
5.1 Laskentamalli	44
5.2 Kustannustehokkuustarkastelut	48
6 TULOSTEN TARKASTELUA	52
7 YHTEENVETO	55
LÄHTEET	56

# 1 JOHDANTO

## 1.1 TAUSTA

Rikki-, typenoksidi- ja ammoniakkipäästöt aiheuttavat maaperää ja vesistöjä happamoittavaa laskeumaa. Typenoksidi- ja ammoniakkipäästöistä seuraava typpilaskeuma myös rehevöittää ekosysteemiä. Päästöillä on lisäksi suurina pitoisuuksina vaikutuksia ihmisen terveyteen. Typenoksidipäästöt osallistuvat myös otsonin muodostumiseen.

Energiatuotanto, teollisuus ja liikenne tuottavat suurimman osan happamoittavista rikkidioksidi- ( $\text{SO}_2$ ) ja typenoksidi- ( $\text{NO}_x$ ) päästöistä. Myös pääosin maataloudesta peräisin olevilla ammoniakkipäästöillä ( $\text{NH}_3$ ) on happamoittava vaikutus. Päästöistä aiheutuva laskeuma ylittää luonnon sietokyvyn, ns. happamoitumisen kriittisen kuormituksen, suurimmassa osassa Etelä- ja Keski-Suomea. Suomen alueen laskeumasta noin kolme neljännestä aiheutuu ulkomaisista päästöistä, toisaalta Suomen päästöistä likimain sama osuus kulkeutuu Suomen ulkopuolelle. Päästöjä pyritäänkin rajoittamaan YK:n Euroopan talouskomission (ECE) puitteissa tehtävillä koko Euroopan kattavilla sopimuksilla. Uusi rikkipäästöjä koskeva rajoitussopimus allekirjoitettiin kesäkuussa 1994 Osllossa.

Koska päästöjen rajoittaminen on usein kallista, on edullista kohdistaa päästöjen rajoitustoimet sinne, missä päästöjä saadaan voimakkaimmin vähennytyksi ja haittavaikutuksia eniten pienennetyksi. Eri päästölajeihin,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  ja  $\text{NH}_3$ , liittyvät erilaiset päästöjenrajoitusmahdollisuudet, jotka riippuvat päästöjen lähteistä sekä päästöjenrajoitustekniikoista ja rakenteellisista muutoksista päästöjä aiheuttavilla sektoreilla (energiantuotanto, teollisuus, liikenne, maatalous). Samoin eri toimien tarjoama rajoituspotentiaali vaihtelee myös maittain, erityisesti Suomen eteläiset ja itäiset lähialueet vaikuttavat suhteellisen paljon Suomen laskeumaan ja samalla niissä on teknisiä ja rakenteellisia mahdollisuuksia huomattaville päästöjen vähennyksille. Päästöjen ilmassa kulkema keskimääräinen matka vaihtelee myös päästölajista riippuen: Suomen aiheuttamista  $\text{NO}_x$ -päästöistä alle 20 % laskeutuu Suomen alueelle mutta  $\text{NH}_3$ -päästöistä yli 50 %. Suomen omien päästönrajoitustoimien potentiaalinen vaikutus Suomen laskeumaan on siis  $\text{NH}_3$ :n tapauksessa suurempi kuin  $\text{NO}_x$ :n tapauksessa.

VTT:llä kehitettiin Happamoitumisprojektin yhteydessä HAKOMA-malli, jolla voidaan tarkastella  $\text{SO}_2$ -,  $\text{NO}_x$ - ja  $\text{NH}_3$ -päästöjen kehitystä, päästöjen rajoituksia, rajoittamisen kustannuksia ja päästöistä aiheutuvaa laskeumaa sekä niistä aiheutuvaa happamoittavaa kuormitusta. Mallin kehittämiseen osallistuivat leviämismallien osalta myös Ilmatieteen laitos ja vaikutusmallien osalta vesi- ja ympäristöhalutus (nykyinen Suomen ympäristökeskus, SYKE) sekä Metsäntutkimuslaitos. Tärkeä ulkomainen yhteistyökumppani on IIASA (Alcamo et al. 1990, Amann et al. 1993), jonka RAINS-mallia on osaksi sovellettu HAKOMAssa.

HAKOMA-mallia on sovellettu mm. ministeriölle tehdyissä selvityksissä sekä lukuisissa artikkeleissa ja esitelmissä, jotka koskevat päästöjen kehitystä ja kustannuksia eri toimenpideskenaarioissa (Savolainen ja Tähtinen 1992; Tähtinen 1991; Pipatti 1990; Savolainen & Tähtinen 1989), päästöjen kustannusoptimaalista rajoittamista (Savolainen

1991; Lehtilä et al. 1991) sekä laskeuman ja happamoitumisen kehitystä (Anttila & Tähtinen 1992; Kangas et al. 1991; Johansson & Savolainen 1990).

Rikkipäästöt ilmaistaan yleensä rikkidioksidina ( $\text{SO}_2$ ). Moolipainojen perusteella yhdessä grammassa rikkidioksidia on 32/64 grammaa eli puoli grammaa rikkiä. Typenoksidipäästöt ilmoitetaan tavallisesti typpidioksidina ( $\text{NO}_2$ ). Yhdessä grammassa typpidioksidia on 14/46 grammaa typpeä. Yhdessä grammassa ammoniakkia ( $\text{NH}_3$ ) on puolestaan 14/17 grammaa typpeä eli lähes kolme kertaa enemmän kuin typpidioksidissa. Eri päästöjen potentiaalista happamoittavaa vaikutusta arvioitaessa voidaan karkeana yhteismitallisena yksikkönä käyttää happoekvivalenttia (ekv), joka on mooli tarkasteltua ainetta jaettuna valenssilla. Yksi gramma rikkiä vastaa 0,0625 happoekvivalenttia ja yksi gramma typpeä 0,0714 happoekvivalenttia.

Luonnossa rikillä on aina happamoittava vaikutus, mutta typen kohdalla ilmiö on mutkikkaampi. Maaperässä sulfaatti ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) virtaa läpivaluntaveden mukana pintamaakerroksesta pois vieden mukanaan kasville tärkeitä emäsravinteita ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  ja  $\text{Na}^+$ ) ja happamoittaen maaperää. Typpeä on puolestaan sekä ekosysteemin elävässä että kuolleessa aineessa. Laskeumana ekosysteemiin tuleva typpi osallistuu typen kiertoon ja siihen liittyviin prosesseihin, kuten immobilisaatioon ja denitrifikaatioon. Usein ekosysteemissä on tuestä pulaa, jolloin typpilaskeumalla on happamoittavan vaikutuksen lisäksi rehevöittävä eli kasvua lisäävä vaikutus. Pitkän ajan kuluessa nitraatti- ja ammoniumlaskeuma kuitenkin täyttävät ekosysteemin typentarpeen ja ylimääräinen typpi poistuu läpivalunnan mukana pääasiassa nitraattina vieden mukanaan emäsravinteita ja happamoittaen ekosysteemiä. Luonnon kriittistä kuormitusta tutkitaan Suomessa lähinnä SYKE:ssä (Kämäri et al. 1992 ja 1993). Euroopan kattavia kriittisen kuormituksen arvioita on koonnut ja kehittänyt ECE:n päästönrajoitustyöhön liittyvä vaikutusten koordinoitakeskus (CCE) (Downing et al. 1993; Posch et al. 1993 ja 1995).

## 1.2 TUTKIMUKSEN TAVOITE

Tutkimuksessa selvitettiin päästöjen ja laskeuman rajoituspotentiaalia kustannustehokkuusmielessä sekä vertailtiin erilaisia päästöjenrajoitusstrategioita päästöjen ja laskeuman vähenemisen sekä kustannusten suhteen. Julkaisussa tarkastellaan  $\text{SO}_2$ -,  $\text{NO}_x$ - ja  $\text{NH}_3$ -päästöjen sekä niistä aiheutuvan laskeuman kustannustehokasta rajoittamista ottaen huomioon sekä kotimaiset että ulkomaiset lähteet, erityisesti Suomen lähialueilla, Virossa, Pietarin alueella, Karjalassa sekä Kuolassa. Tutkimuksen tuloksia voidaan käyttää päätettäessä päästöjen tavoitetasoista ja kustannustehokkaasta päästöjenrajoitustoimien kohdistamisesta.



## 2 PÄÄSTÖJEN KEHITYS SUOMESSA

### 2.1 RIKKI JA TYPENOKSIDIT

Suomen rikkidioksidipäästöt olivat vielä vuonna 1980 noin 584 000 tonnia. Vuoden 1990 päästökseen on arvioitu 258 000 tonnia ja vuoden 1994 päästökseen enää 117 000 tonnia (Energiatilastot 1995). Virallisena tavoitteena ollut 80 prosentin rikkipäästövähennys vuoden 1980 tasosta on näin vuonna 1994 saavutettu. Päästövähennys saavutettiin pääasiallisesti energihuollon rakennemuutoksen ja teollisuusprosessien paranemisen kautta.

Pääosin liikenteestä, mutta myös energiantuotannosta ja teollisuudesta peräisin olevat typenoksidipäästöt olivat vuonna 1980 noin 264 000 tonnia ( $\text{NO}_2$ ). Vuoden 1990 päästöarvio on 295 000 tonnia (Boström 1994) ja vuoden 1994 283 000 tonnia (Energiatilastot 1995). Typenoksidipäästöissä ei ole tapahtunut suuria muutoksia 1990-luvulla. Voimalaitoskattiloiden poltto-olosuhteiden optimointi ja low-nox-poltinten käyttöönotto on pienentänyt energiantuotannon typenoksidipäästöjä. Katalysaattoriautojen yleistymisen pienentää päästöjä tulevaisuudessa. Suomen virallinen tavoite on vähentää  $\text{NO}_x$ -päästöjä 30 prosenttia vuoden 1980 päästöihin verrattuna vuoteen 1998 mennessä. Tätä 184 000 tonnin päästötavoitetasoa ei ilmeisesti kuitenkaan pystytä vielä 1990-luvulla saavuttamaan.

Taulukossa 1 esitetään tonneina ja happoekvivalenteina  $\text{SO}_2$ - ja  $\text{NO}_x$ -päästöjen arvioitu sektorijakauma vuonna 1990 ja 1994. Rikkipäästöjen potentiaalinen happamoittava vaikutus oli vuonna 1990 noin neljännes suurempi kuin typenoksidipäästöjen, mutta vuonna 1994 typenoksidipäästöjen happamoittava vaikutus oli jo noin 70 prosenttia suurempi kuin rikkipäästöjen.

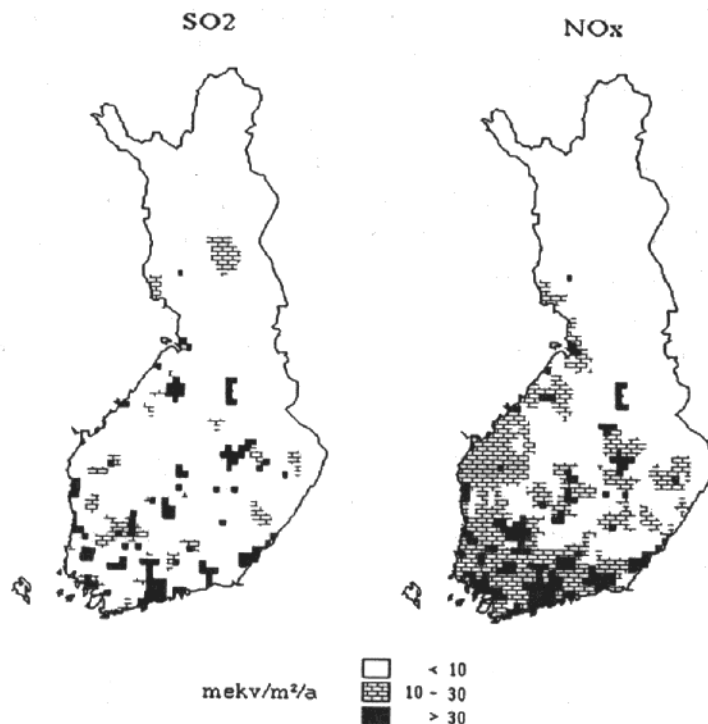
Taulukko 1. Arvio Suomen SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästöjen sektorijakaumasta vuosina 1990 ja 1994.

SO <sub>2</sub>	1990		1994	
	[t SO <sub>2</sub> ]	[Mekv]	[t SO <sub>2</sub> ]	[Mekv]
Voimalaitokset ja lämpökattilat	205 000	6 400	78 000	2 400
Teollisuusprosessit	49 000	1 500	34 000	1 100
Liikenne	4 000	130	5 000	160
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>258 000</b>	<b>8 000</b>	<b>117 000</b>	<b>3 700</b>

NO <sub>x</sub>	1990		1994	
	[t NO <sub>2</sub> ]	[Mekv]	[t NO <sub>2</sub> ]	[Mekv]
Voimalaitokset ja lämpökattilat	94 000	2 040	82 100	1 800
Teollisuusprosessit	21 000	460	21 400	470
Liikenne	180 000	3 910	179 500	3 900
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>295 000</b>	<b>6 410</b>	<b>283 000</b>	<b>6 200</b>

Kuvassa 1 on arvio päästöjen alueellisesta jakaumasta. Alueelliset päästötiheydet on laskettu jakamalla kunnan päästöt kunnan pinta-alalla. Rikkipäästöt ovat selvästi keskittyneet suuriin, mutta pinta-alaltaan pieniin kaupunkeihin ja teollisuuspaikkakuntiin. Typenoksidipäästöjä syntyy energiantuotannon ja teollisuuden lisäksi runsaasti tieliikenteestä, ja päästöt ovat siten tasaisemmin jakautuneet eteläiseen ja läntiseen Suomeen.



Kuva 1. SO<sub>2</sub>:n ja NO<sub>x</sub>:n päästötiheys (mekv/m<sup>2</sup>/a) vuonna 1990.

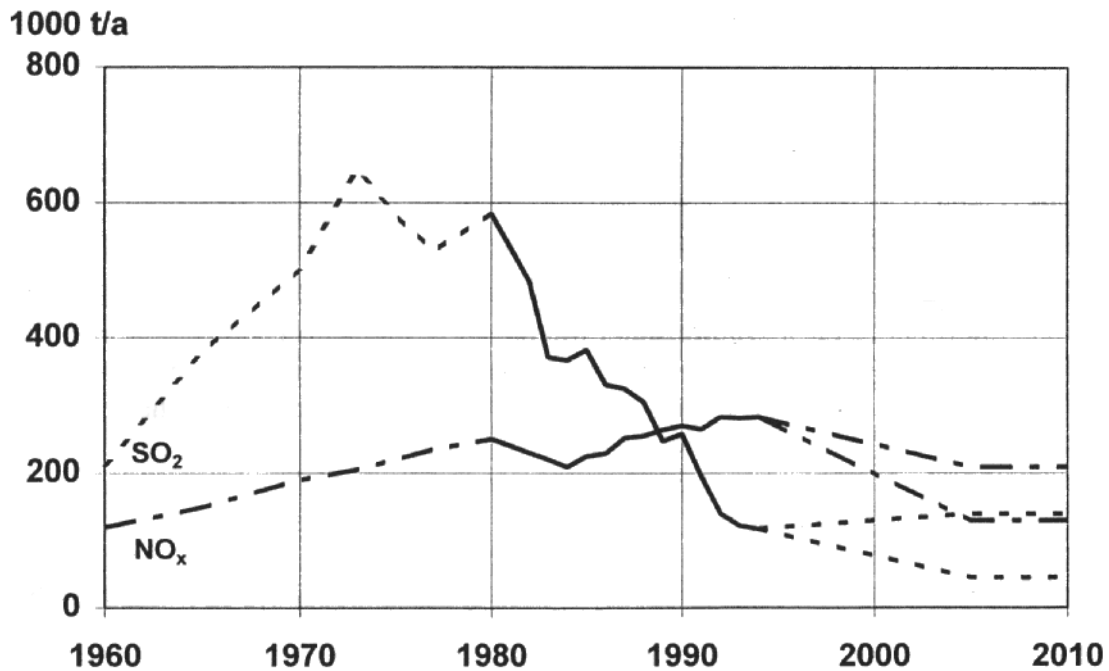
Suomen rikki- ja typenoksidipäästöjen tulevaa kehitystä on arvioitu EFOM-ENV:lla (Energy Flow Optimization Model - Environment) rakennetulla mallilla. EFOM-ENV:lla tehty energia-päästömalli on dynaaminen lineaarinen optimointimalli, jolla voidaan kuvata koko energiajärjestelmä primäärienergian hankinnasta energiaa sisältäviin lopputuotteisiin asti. Mallin varsinainen tarkoitus on selvittää, miten tietyt päästörajoitukset edullisimmin saavutetaan. Malli tekee mahdolliseksi ottaa huomioon mm. sellaiset polttoaineen laadun muutokset, energiansäästötoimenpiteet ja rakenteelliset muutokset, jotka voivat olla päästöjen vähentämiseksi edullisempia kuin varsinaiset tekniset vähennyskeinot. (Lehtilä ja Pirilä 1991 ja 1993; Lehtilä 1995).

Rikki- ja typenoksidipäästöjen tuleva kehitys riippuu keskeisesti energiakysynnän kehittymisestä. Käytetyt energiataloudelliset skenaariot eli energiaa sisältävien tuotteiden ja palvelujen kysynnän kehitysarviot perustuvat suurelta osin KTM:n vuonna 1992 laatiman ns. selontekoskenaarion taustaoletuksiin. Kaikkien sektoreiden kysyntäskenaariot on kuitenkin tarkistettu vastaamaan paremmin tapahtunutta, oletettua nopeampaa taloudellista elpymistä (Lehtilä 1995).

Energiahuollon perusolettamuksina on ollut kysynnän elpymisen jatkuminen, ydinvoimakapasiteetin säilyminen nykyisen suuruisena ja sähkön tuonnin loppuminen vuoden 2000 jälkeen. Maakaasun käytön ylärajaksi on oletettu vuonna 2005 4,55 mrd. m<sup>3</sup>. Mallin tulosten mukaan ilman erityisiä lisätoimia päästöjen rajoittamiseksi primaarienergian kulutus kasvaisi vuoden 1990 noin 31 Mtoe:sta noin 36,4 Mtoe:iin vuonna 2005. Kasvua olisi siten keskimäärin 1,15 % vuodessa. Sähkön kulutus kasvaisi

noin 62 TWh:sta noin 87,2 TWh:iin eli keskimäärin 2,26 % vuodessa. Nykyisten rikki- ja typenoksidipäästönormien on luonnollisesti oletettu olevan jatkossakin voimassa. Myös Typenoksiditoimikunnan ja Rikkitoimikunta II:n prosessiteollisuuden päästöjen kehitystä koskevien arvioiden on oletettu toteutuvan. Rikkitoimikunta II:n tekemiä, vielä voimaan tulemattomia päästönrajoitusehdotuksia ei sen sijaan ole otettu huomioon. Näillä oletuksilla EFOM-ENV-mallin laskema rikkidioksidipäästöjen kokonaismäärä on vuonna 2005 noin 150 kt (SO<sub>2</sub>) ilman energiaveroja ja noin 140 kt nykyisen kaltaisen energiaverotuksen jatkuessa. Typenoksidipäästöjen vastaava määrä on vajaat 210 kt vuonna 2005. Mallissa kuvatuilla keinoilla voitaisiin vuotuisia rikkipäästöjä pienentää teoreettisesti alle tason 45 kt ja typenoksidipäästöjä alle tason 130 kt vuoteen 2005 mennessä.

Kuvassa 2 esitetään energiatilastojen mukainen SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästöjen historiakehitys ja haarukoidaan tulevaa kehitystä oletettujen lähtöolettamusten perusteella. Sitä, missä suhteessa päästöjä kannattaa taloudellisten tarkastelujen mukaan pienentää, tarkastellaan luvussa 3.



Kuva 2. Suomen SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästöjen historiakehitys ja arvio tulevasta kehitystrendistä.

## 2.2 AMMONIAKKI

Ammoniakkipäästöt ovat lähes täysin peräisin maataloudesta, kotieläinten lannasta ja maatalouden käyttämistä väkilannoitteista. Teollisuuden osuus päästöistä on Suomessa vain muutama prosentti. Kotieläinten lannasta ja väkilannoitteiden käytöstä aiheutuvat ammoniakkipäästöt on tässä työssä arvioitu yksityiskohtaisemmillä menetelmillä kuin aikaisemmissa arvioissa (Pipatti 1990; Pipatti 1992; Tähtinen & Pipatti 1992). Turkiseläinten lannasta aiheutuvat päästöt on laskettu aikaisemmassa arvioissa

annettujen päästökertointen mukaan. Teollisuuden päästöt perustuvat Tähtisen ja Pipatin (1992) arvioon; vuoden 1994 päästöt on oletettu samansuuruisiksi kuin vuoden 1990 päästöt.

Aikaisemmissa arvioissa kotieläinten lannasta aiheutuvat päästöt laskettiin eri kotieläintyypeille määritettyjen päästökertoimien avulla. Tässä työssä käytetyssä päästöjenarviointimenetelmässä on lähtökohtana ollut kotieläinten lannan typpi-sisältö. Laidunkaudella, eläinsuojissa, lannan varastoinnin ja levityksen aikana muodostuvat päästöt on arvioitu erikseen. Päästöjenarviointimenetelmässä on otettu huomioon myös lannan käsittelymenetelmä (lannan käsittely kuivike- tai lietelantana; virtsan erotus ja varastointi erillisessä virtsakaivossa) sekä jo käytössä olevat päästöjä vähentävät tekijät ja toimenpiteet, kuten lietelantasäiliöiden ja virtsakaivojen kannet sekä multausta tai sijoitus lannan levityksen yhteydessä.

Kotieläinten lannan keskimääräinen typpisisältö, lannan käsittelymenetelmät ja jo käytössä olevat päästöjä vähentävät tekijät ja toimenpiteet on saatu Antero Nikanderin (Suomen ympäristökeskus) ja Sini Walleniuksen (maa- ja metsätalousministeriö) UNECE:n puitteissa meneillään olevaa Euroopan maatalouden ammoniakkipäästöjen arviointityötä varten täyttämästä kyselystä (ApSimon 1994).

Väkilannoitteiden käytöstä aiheutuvat päästöt on arvioitu ECETOC-tutkimuksessa (1994) annettujen päästökertoimien avulla. Päästökertoimien määrittelyssä on otettu huomioon entistä paremmin lannoitetyypin, maaperän ja ilmaston vaikutus päästöihin. - Väkilannoitteiden päästöjen arvioinnissa on lisäksi otettu huomioon sijoituslannoituksen päästöjä pienentävä vaikutus. Väkilannoitteista on oletettu sijoitettavan maahan 80 % ja päästöjen olevan puolet pintalannoituksen päästöistä. Grönroosin (1993) mukaan sijoituslannoitusta käytettäessä ammoniakkin haihtuminen on lähes olematonta. Tässä haihtumisen on arvioitu vähenevän kuitenkin vain 50 %, koska typpilannoituksen on todettu lisäävän viljelykasvien ammoniakkipäästöjä sijoitustavasta riippumatta (ECETOC 1994).

Suomen vuoden 1990 ammoniakkipäästöt on arvioitu noin 34 280 tonniksi ( $\text{NH}_3$ ) ja vuoden 1994 ammoniakkipäästöt noin 30 630 tonniksi ( $\text{NH}_3$ ). Haptoekvilantteina ilmaistuna vastaavat luvut ovat 2 000 ja 1 800 miljoonaa haptoekvivalenttia (Mekv). Ammoniakkipäästöjen aiheuttama mahdollinen happamoittava vaikutus oli vuonna 1990 noin kolmasosa ja vuonna 1994 noin neljäsosa typenoksidipäästöjen vaikutuksesta. Taulukkoon 2 on eritelty Suomen vuoden 1990 ja 1994 ammoniakkipäästöjen alkuperä.

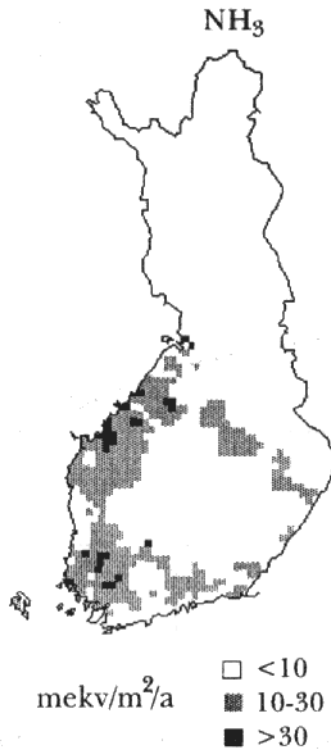
*Taulukko 2. Ammoniakkipäästöjen alkuperä vuosina 1990 ja 1994.*

	1990		1994	
	[t NH <sub>3</sub> ]	[Mekv]	[t NH <sub>3</sub> ]	[Mekv]
Naudat	23 000	1 400	20 000	1 200
Siat	2 900	170	2 800	160
Siipikarja	2 300	140	2 400	140
Lampaat, hevoset	960	60	1 100	60
<i>Kotieläimet yhteensä</i>	<i>30 000</i>	<i>1 700</i>	<i>26 000</i>	<i>1 500</i>
Väkilannoitteet	1 700	100	1 300	70
Turkiseläimet	1 800	100	1 900	110
Teollisuus	1 200	70	1 200	70
<b><i>YHTEENSÄ</i></b>	<b><i>34 000</i></b>	<b><i>2 000</i></b>	<b><i>31 000</i></b>	<b><i>1 800</i></b>

Vuoden 1990 päästöt ovat esitetyn arvion mukaan noin 20 % pienemmät kuin Tähtisen & Pipatin (1992) aikaisemmin arvioimat päästöt. Kotieläinten lannasta aiheutuvat päästöt ovat noin 15 % pienemmät ja väkilannoitteiden noin 60 % pienemmät, kuin mitä aikaisemmin on arvioitu. Kotieläinten kohdalla pienempi päästöarvio selittyy jo käytössä olevien päästöjä vähentävien toimenpiteiden vaikutuksella, joita ei otettu huomioon aikaisemmassa arvioissa. Aikaisempiin arvioihin nähden alhaisemman päästökertoimen käyttö sekä sijoituslannoituksen huomioon ottaminen selittävät väkilannoitteiden osalta pienemmät päästöt.

Kotieläinten lanta on selvästi suurin päästölähde ja lehmät ovat suurin lannantuottaja. Kuvassa 3 esitetään vuoden 1990 ammoniakkipäästöjen alueellinen jakauma. Alueelliset päästötiheydet on laskettu jakamalla kunnan päästöt kunnan pinta-alalla. Kotieläinten kunnittaiset lukumäärätiedot on saatu Tilastokeskuksesta maatalouden tietorekisteristä MALTIKasta ja turkiseläinten kunnittaiset nahkatuotusmäärät Suomen Turkiseläinten Kasvattajain Liitosta. Väkilannoitteiden käyttöä on arvioitu myynnin perusteella. Kunnittaista tietoa lannoitteiden myynnistä ei ole saatavilla, joten kunnittaista käyttöä on arvioitu kunnassa viljelyksessä olevan peltopinta-alan ja kyseessä olevan maatalouskeskuksen keskimääräisellä myynnillä viljelyksessä olevaa peltohehtaaria kohti. Maatalouskeskuksittain myydyt lannoitemäärät on saatu Kemiran tilastoista (Takamäki 1990).

Päästöt ovat suurimmat lounaisessa Suomessa ja Pohjanmaalla. Tämä johtuu sika- ja siipikarjatalouden sekä turkistarhojen voimakkaasta keskittymisestä kyseisille alueille. Turkistarhaus on voimakkaasti pienentynyt 1980-luvun huippuarvoista.



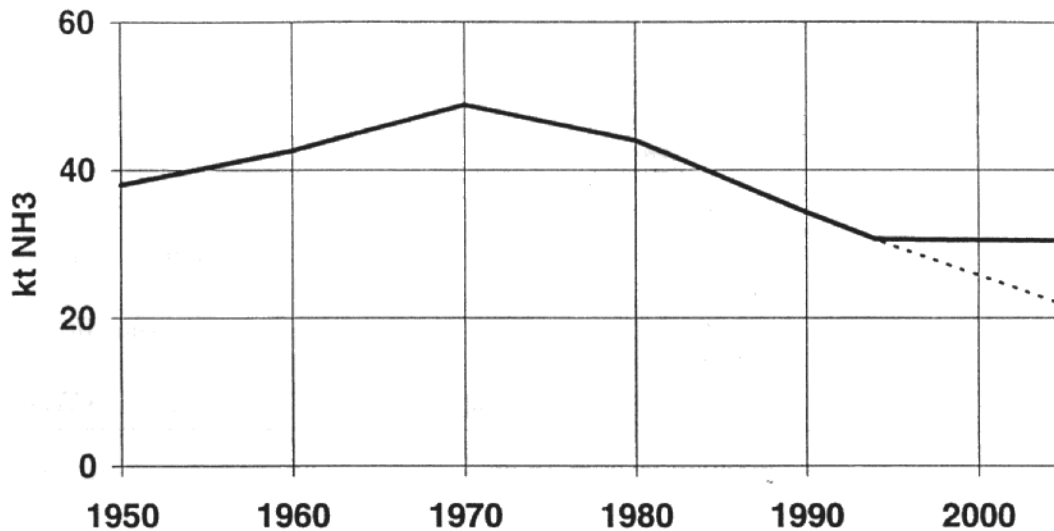
Kuva 3. Ammoniakin päästötiheys (mekv/m<sup>2</sup>/a) vuonna 1990.

Ammoniakkipäästöt olivat suurimmillaan vuoden 1970 paikkeilla. Tämän jälkeen päästöt ovat hitaasti pienentyneet (Pipatti 1990). Suomen liittyminen Euroopan Unioniin vuoden 1995 alusta on muuttanut maatalouden tukijärjestelmiä merkittävästi. Entisestä suurelta osiin tuotantomääriin perustavasta tuesta eläinyksikkö- ja pinta-alapohjaiseen tukeen siirtyminen tulee todennäköisesti johtamaan maatalouden laajaperäistämiseen, mikä merkitsee mm. lannoitustason alenemista. EU:n karjanlantaa koskevat varastointimääräykset ja rajoitukset lannan levitysajankohdissa tulevat myös vaikuttamaan ammoniakkipäästöihin.

Suomen liittyminen Euroopan Unioniin tulee todennäköisesti muuttamaan myös maatalouden rakennetta ja volyyymia. Tilakoko tulee kasvamaan ja osa tiloista poistuu kokonaan tuotannosta. Maantieteellinen jakauma säilyy todennäköisesti nykyisellään, joskin pohjois- ja itä-Suomessa voi olla jonkin verran enemmän tuotannosta luopuvia tiloja.

Maatalouden tulevia volyyymi- ja rakennemuutoksia ja sitä kautta ammoniakkipäästöjen kehitystä on arvioitu EU:n liitännäsovimuksen mukaisten kiintiöiden ja maatalousasiantuntijoiden (Juha Kärkkäinen ja Sini Wallenius, maa- ja metsätalousministeriö sekä Antero Nikander, Suomen ympäristökeskus) kanssa käytyjen keskustelujen perustella. Lypsylehmien ja vasikoiden määrän oletetaan vähentyvän nykyisestä, kun taas emolehmien määrän arvioidaan kasvavan jonkin verran. Sikojen ja hevosten määrä säilyy arvion mukaan nykytasolla, kanojen määrä laskee ja broilerin ja lampaiden määrä kasvaa. Väkilannoitteiden käytön oletetaan vähentyvän maatalouden laajaperäistymisen seurauksena.

Turkistarhojen ja teollisuuden päästöt on kehitysarviossa oletettu samansuuruisiksi kuin nykyiset päästöt. Ammoniakkipäästöjen vähennyspotentiaali on arvioitu noin 30 prosentiksi. Tämän mukaan ammoniakkipäästöjen kehitys voisi olla kuvan 4 mukainen.



Kuva 4. Ammoniakkipäästöjen menneisyys ja kehitysarvio. Kehitysarviossa yhtenäinen viiva kuvaa päästöjen kehitystä nykyisen maatalouskäytännön mukaan, katkoviiva kertoo arvioidun päästöjen vähennyspotentiaalin.

### 2.3 HAPPAMOITTAVAT PÄÄSTÖT YHTEENSÄ

Vuonna 1994 Suomen päästöt ilmaan muodostivat yhteensä noin 12 000 Mekv:n potentiaalisesti happamoittavan kuorman. Typen potentiaalinen happamoittava vaikutus on suurempi kuin rikin. Vuonna 1994 rikkipäästöt olivat 3 700 Mekv ja typpipäästöt noin 8 000 Mekv. Ilmaan päässeestä tyyppistä kolme neljänestä oli peräisin typenoksidipäästöistä (6 200 Mekv) ja neljännes ammoniakkipäästöistä (2 000 Mekv). Tuloksia tulkittaessa tulee muistaa, että suurin osa päästöistä kulkeutuu Suomen ulkopuolelle ja että ulkomailta tulee päästöjä Suomeen. Toisaalta on huomattava, että osa tyyppistä "kuluu" muissa prosesseissa eikä happamoita.

Taulukossa 3 esitetään vuoden 1990 ja 1994 happamoittavat päästöt lähdeluokittain. Vuonna 1994 voimalaitokset ja lämpökattilat aiheuttivat noin kolmanneksen päästöistä, samoin liikenne.



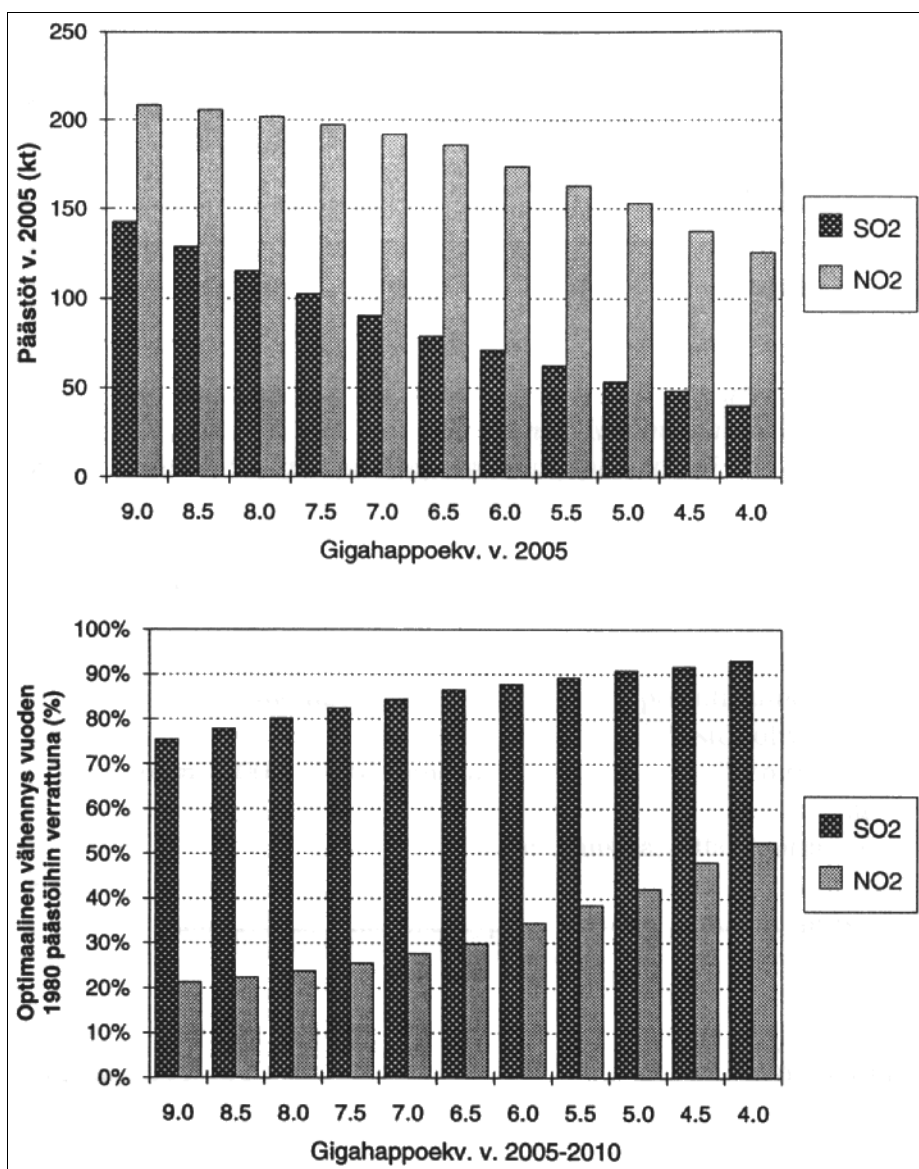
*Taulukko 3. Suomen happamoittavien päästöjen alkuperä vuonna 1990 ja vuonna 1994.*

	1990 [Mekv]	1994 [Mekv]
Voimalaitokset ja lämpökattilat	9 000	4 200
Teollisuusprosessit	2 000	1 600
Liikenne	4 000	4 100
Maatalous	1 900	1 700
<i>YHTEENSÄ</i>	<i>17 000</i>	<i>12 000</i>

# 3 PÄÄSTÖJEN RAJOITTAMISEN KUSTANNUKSET SUOMESSA

## 3.1 RIKKI JA TYPENOKSIDIT

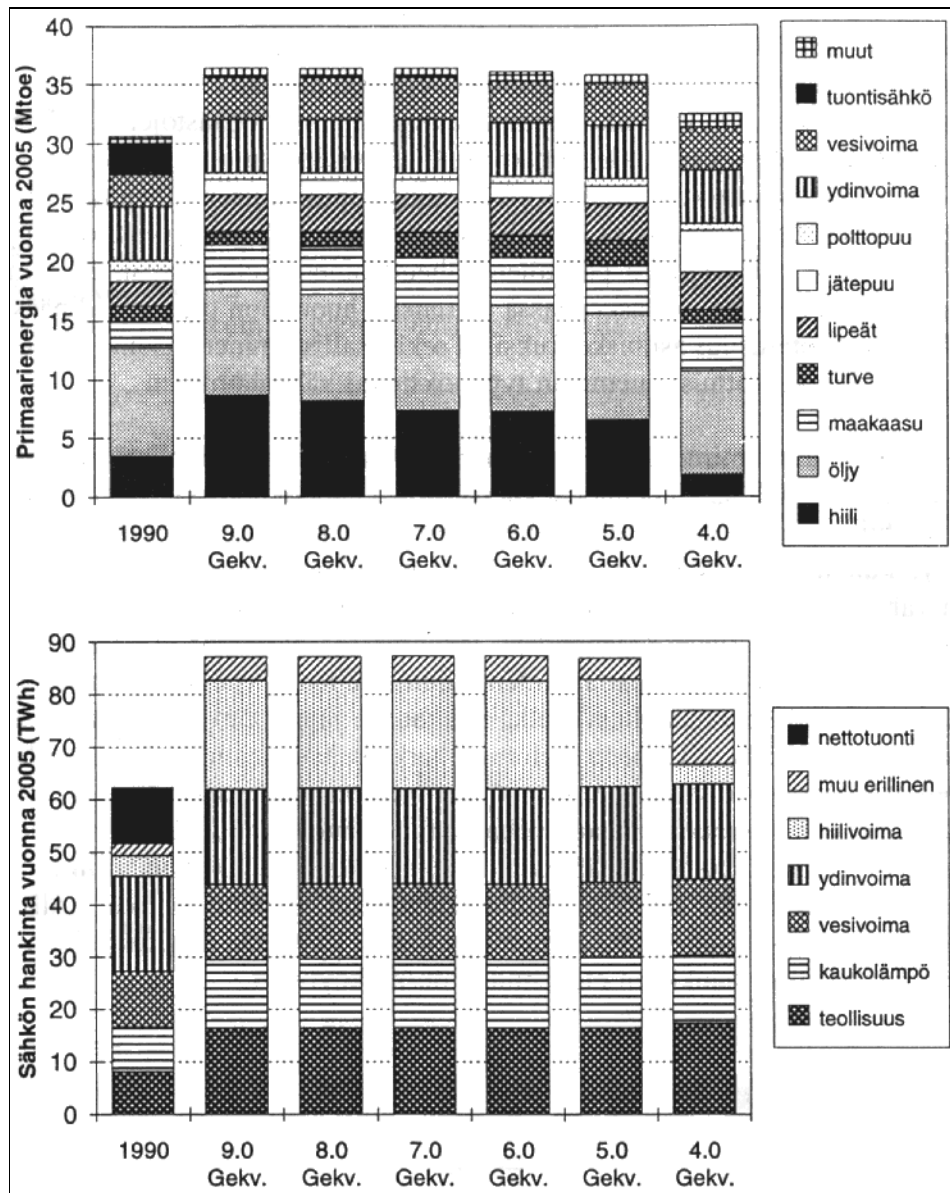
Rikin ja typenoksidien vähennyskustannukset on käsitelty yhdessä, sillä optimoi-taessa EFOM-ENV-mallilla energiahuollon kustannuksia ne vaikuttavat toinen toiseensa. Kuvassa 5 esitetään kustannuksiltaan edullisin rikin ja typenoksidien päästösuhde vuosina 2005 - 2010, kun päästöjen yhteenlaskettua potentiaalista happamoitumisvaikutusta pienennetään eri tasoille.



Kuva 5. Rikki- ja typenoksidipäästöjen optimaalinen vähennyssuhde pienennettäessä päästöjen yhteenlaskettua potentiaalista happamoitumisvaikutusta (9 Gekv -> 4 Gekv).

Kuvan 5 mukaan rikkipäästöjen vähentäminen on selvästi edullisempaa kuin typenoksidipäästöjen vähentäminen. Suomen tavoite vähentää rikkipäästöjä 80 prosentilla ja typenoksidipäästöjä 30 prosentilla noin vuoteen 2000 mennessä osoittautuu tällä tavalla arvioituna painottuvan optimia hieman enemmän typenoksidien vähentämiseen. On kuitenkin huomattava, että prosessipäästöjen on oletettu joka tapauksessa vähenevän Rikkitoimikunta II:n arvioiden mukaan, joten prosessipäästöjen vähentämisen kustannukset eivät vaikuta optimaalisen vähennyssuhteen muodostumiseen. Jos laskennassa otettaisiin huomioon, että osa tyyppistä ei happamoita, painottuisi optimaalinen päästöjen vähentäminen vielä hieman enemmän rikkidioksidisiin. Toisaalta jos laskennassa otettaisiin huomioon typenoksidipäästöjen paikallinen haitallisuus asutuskeskuksissa sekä osallistuminen otsonin muodostumiseen, optimi painottuisi enemmän typenoksidien vähentämiseen.

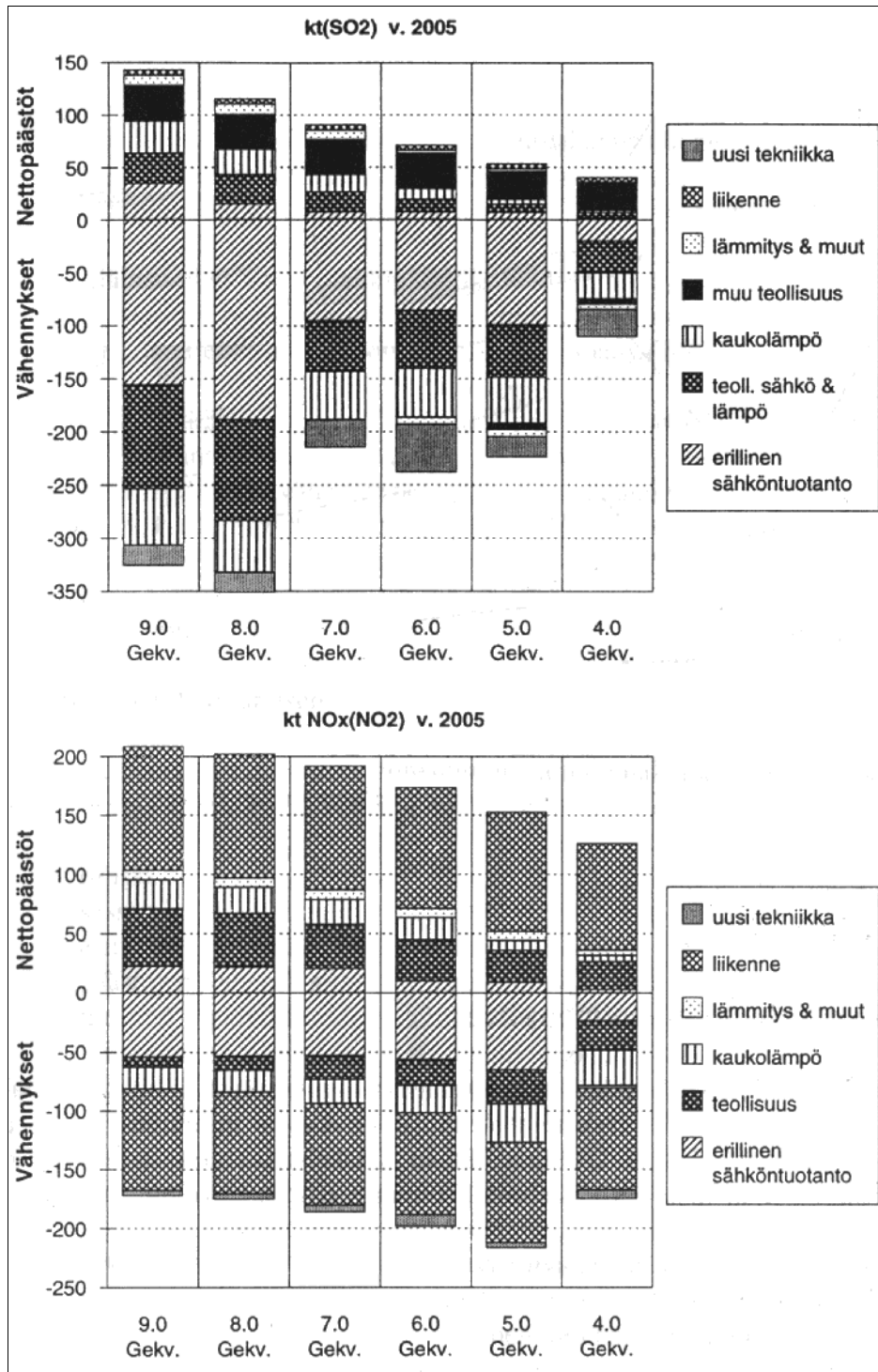
Kuvassa 6 esitetään optimoimalla saatu arvio primaarienergiälähteistä ja sähkön hankinnasta vuonna 2005 pienennettäessä päästöjen happokuormaa. Vuoteen 1990 verrattuna hiilen, maakaasun, selluteollisuuden jäteliemien ja vesivoiman käyttö lisääntyy, kun taas öljyn käyttö pysyy lähes ennallaan ja turpeen käyttö joko hieman vähenee tai kasvaa. Jos päästöjen happamoitumisvaikutusta pienennetään kohtuullisesti, primaarienergiälähteiden jakaumassa ei tapahdu merkittävää muutosta turvetta lukuun ottamatta. Hiilen kulutus vähenee asteittain vähennysten tiukentuessa ja sitä korvataan kasvavalla maakaasun ja turpeen kulutuksella sekä energian säästötoimilla. Turpeen kulutusta tarkasteltaessa on muistettava, että tarkastelluissa skenaarioissa turpeen käyttöä ei oleteta tuettavan millään verotus- tai muilla turpeen kuluttajahintaan vaikuttavilla keinoilla. Sähkön hankinnassa oletetaan ydinvoimalla tuotetun sähkön määrä vakioksi ja sähkön tuonnin loppuvan. Suhteellisesti eniten kasvavat hiililauhdevoiman tuotanto ja muu erillinen sähköntuotanto. Teollisuuden sähkön tuotantomäärää kasvattaa oletettu pohjaöljyn kaasutuslaitos, vaikka hankkeen eteneminen on keskeytynyt.



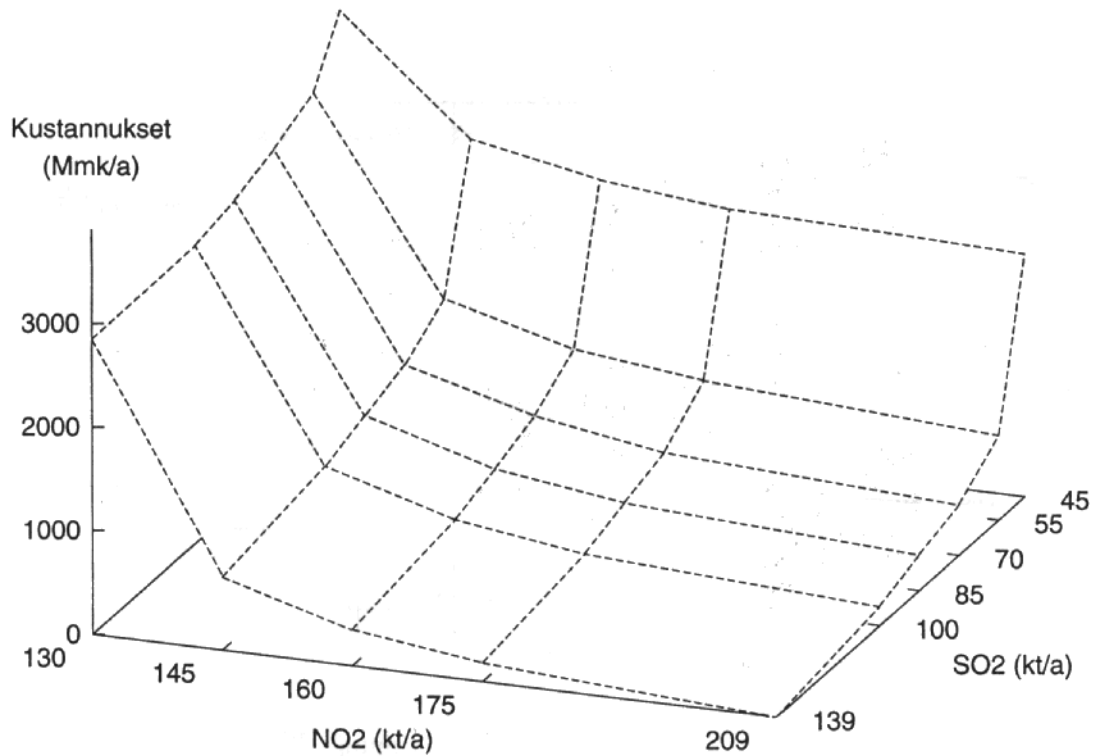
Kuva 6. Primaarienergiälähteet ja sähkön hankinta vuonna 2005 päästöjen happokuorman funktiona.

Kuva 7 kertoo, millä sektoreilla SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästövähennykset olisi edullisinta tehdä, kun yhteenlaskettua happokuormaa pienennetään. Rikin kohdalla suurimmat vähennykset kohdistuvat erilliseen sähköntuotantoon, mikä tarkoittaa sitä, että suuriin hiililauhdevoimaloihin asennetaan tehokkaat savukaasun rikinpoistolaitteistot. Myös kaukolämpö- ja teollisuussektoreilla saavutetaan savukaasupesureilla merkittävät rikkipäästövähennykset. Typenoksidipäästöissä liikenteen osuus on suuri. Liikenteen päästöt puolittuvat työkoneita lukuun ottamatta vuoteen 2005 mennessä katalysaattorilla varustamattomien henkilöautojen poistuessa käytöstä ja tieliikenteen raskaan dieselkaluston päästörajoitusten myötä. Parannetulla polttotekniikalla ja savukaasujen puhdistuksella pienennetään huomattavasti myös lauhde-, kaukolämpö- ja teollisuussektorin NO<sub>x</sub>-päästöjä.

Kuvassa 8 esitetään rikin ja typenoksidipäästöjen vähentämisestä aiheutuvat vuosikustannukset vuonna 2005.



Kuva 7. Rikki- ja typenoksidipäästöjen nettopäästöt ja päästövähennykset eri happokuormilla.



Kuva 8. Suomen rikki- ja typenoksidipäästöjen vähentämisen kustannukset vuonna 2005.

## 3.2 AMMONIAKKI

### Päästöjen vähentämistoimenpiteet

Ammoniakkipäästöjen vähentämisen kustannuslaskelmissa otettiin vertailukohtaksi vuoden 2005 päästöt, jotka laskettiin olettamalla nykyisen maatalous- ja lannankäsittelykäytännön jatkuvan ko. ajankohtaan. Laskelmissa tarkasteltiin kolme päätömenpidettä ja niiden yhdistelmiä. Toimenpiteitä tarkasteltiin erikseen eri eläinryhmille.

#### 1) Ammoniakin haihtumisen estäminen eläinsuojissa

Eläinsuojissa ammoniakkia alkaa vapautua ulosteista ja etenkin virtsasta välittömästi niiden joutuessa kosketuksiin ilman kanssa. Päästöjen määrään vaikuttavat mm. ilmanvaihto, lämpötila, kosteus, lannan ominaisuudet, lannanpoistomenetelmä ja lannan viipymä eläinsuojassa.

Päästöjen vähentämisen kannalta on tärkeää, että lanta poistetaan eläinsuojista nopeasti ja virtsa joko erotetaan nopeasti virtsakaivoon tai sidotaan

mahdollisimman tehokkaasti kuivikkeeseen. Nopean lannanpoiston lisäksi päästöjen kannalta on tärkeää se, kuinka puhtaita eläinsuojien pinnat ovat. Pelkkä puhtaaksi kaapiminen ei vähennä päästöjä olennaisesti, vaan suurimmat edut saadaan huuhtelemalla ja pesemällä pinnat. Tämä lisää kuitenkin varastoitavan ja levitettävän lannan määrää.

Siipikarjan lanta sisältää pääasiassa ureahappoa ja ammoniakkin haihtumiseen vaikuttaa voimakkaasti lannan kosteus. Kuivaamalla lanta voidaan päästöjä vähentää merkittävästi.

Eläinsuojien ammoniakkipäästöjä voidaan vähentää myös suodattamalla poistoilma biofilttereissä tai pesureissa. Suodattimien käyttö edellyttää sitä, että eläinsuojissa on koneellinen ilmanvaihto.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin siipikarjan lannan kuivauksen ja sikaloiden ja kanaloiden tai broilerikasvattamoiden poistoilman biofiltterisuodatuksen päästöjä vähennyspotentiaalia ja kustannusvaikutuksia. Kuivikkeiden käyttöä ei tarkasteltu, koska päästöjen vähentämispotentiaali ei ollut tiedossa. Huuhtelu- ja pesujärjestelmien päästöjä vähennyspotentiaalia ja kustannuksia ei arvioitu sen tähden, että katsottiin lannan määrän lisäämisen olevan ristiriidassa vesiensuojellisten tavoitteiden kanssa.

## 2) Ammoniakin haihtumisen estäminen lannan varastoinnin aikana

Lannan varastoinnista aiheutuviin ammoniakkipäästöihin vaikuttavat lannan käsittely- ja varastointitapa sekä varastointiajan pituus. Suomessa lanta käsitellään joko lietteenä tai kuivana. Kuivalantamenetelmässä osassa tiloja lypsylehmien virtsa erotetaan ulosteista ja varastoidaan erillisessä virtsakaivossa. Lietelannan ja virtsan varastointi katetussa tilassa on erityisen tärkeää. Tutkimuksessa arvioitiin liotelannan varastoinnin päästöjen vähentämistä ja siitä aiheutuvia kustannuksia kelluvien, telttamaisten muovikatteiden ja betonikansien avulla. Suljetuissa liotelantavarastoissa rikkivedyn ja metaanin muodostuminen voi lisääntyä, mistä aiheutuva räjähdysvaara on otettava huomioon.

Kuivalantamenetelmässä mahdollisuudet vähentää päästöjä arvioitiin pienemmiksi kuin liotelantamenetelmässä. Toisaalta kuivalantamenetelmään päästöjä ja päästöjä vähentämispotentiaalia on tutkittu vähemmän kuin liotelantamenetelmän. Tässä työssä kuivalannan varastoinnista aiheutuvien päästöjen vähentämistä ja siitä aiheutuvia kustannuksia ei arvioitu, sillä kirjallisuudessa esitetyt tiedot toimenpiteiden tehokkuudesta ovat ristiriitaisia (Grönroos 1993; Swedish Board of Agriculture 1994; Dawson 1995).

Kuivalannan varastointi aiheuttaa suuren osan Suomen ammoniakkipäästöistä, sillä suuri osa nautojen lannasta käsitellään kuivana ja varastointiaika Suomessa on pitkä. Kuivalannan varastoinnin aikana tapahtuvan ammoniakkin haihtumisen estämistä tulisi siksi tutkia tarkemmin.

### 3) Ammoniakin haihtumisen estäminen levitettäessä lantaa pelloille

Ammoniakin haihtumisen estäminen levitettäessä lantaa pelloille on erittäin tärkeää, sillä eläinsuojissa ja varastoinnin aikana tehtyjen päästöjä vähentämistoimenpiteiden tehokkuus pienenee, jos levityksen päästöjä ei vähennetä. Levityksessä päästöjä voidaan vähentää sijoittamalla lanta (lietelanta ja virtsa) maahan tai multaamalla lanta välittömästi levityksen jälkeen. Lannan sijoituksen tai välittömästi levityksen jälkeen tapahtuvan multauksen on arvioitu vähentävän päästöjä tehokkaasti (menetelmän ja olosuhteiden mukaan 20 - 95 %).

Lantaa tulisi levittää pelloille keväällä peltojen muokkaustöiden yhteydessä. Levitystä suositellaan viljelysmaille tai istutettaville nurmille, sillä se mahdollistaa lannan multauksen ja sijoituksen. Sijoituslevitys on mahdollista myös nurmille, mutta kasvusto voi vahingoittua ja levitys voi aiheuttaa hygieenisyysoongelmia laiduntamisessa. Koska lantavarastot ovat useilla tiloilla liian pienet, on lantaa jouduttu levittämään myös muina vuodenaikoina. Lannan levittämistä routaisen maahan ollaan kuitenkin kieltämässä.

Lanta voidaan levittää kuivalantana tai lietteenä. Suomessa lannan käsittely kuivana on yleisempää, joskin lietelantamenetelmä tulee todennäköisesti yleistymään lähivuosina yksikkökoon kasvaessa. Lanta ei saisi olla pitkään ilman kanssa tekemisessä pellolla, vaan se tulisi mullata mahdollisimman nopeasti tai sijoittaa maahan. Pellolla tarvittavan lannan määrä riippuu viljelyskasvin ravinnetarpeesta ja ravinnontarve tulee ottaa huomioon arvioitaessa hehtaarille levitettävän lannan määrä ja mahdollista väkilannoitteen tarvetta.

Työssä on arvioitu ammoniakin haihtumisen estämisen tehokkuus ja kustannukset, kun levitys suoritetaan sijoittamalla, letkulevityksenä tai multaamalla se äestämällä.

Eläinten ravinnon typpipitoisuuden vähentäminen vähentää lannan typpipitoisuutta, mutta voi myös laskea tuotosta (maidon- tai lihantuotantoa). Lannan typpipitoisuuden vähentäminen on erittäin tehokas keino vähentää ammoniakkipäästöjä, sillä vaikutukset tuntuvat läpi koko käsittelyketjun. Suomessa on vuonna 1994 otettu käyttöön uusi rehuarvojärjestelmä, jonka on arvioitu vähentävän lannan typpisisältöä vähentämättä kuitenkaan tuotosta (Helander ja Mälkiä 1994). Uuden rehuarvojärjestelmän käyttöönoton on arvioitu laskevan tilojen rehukustannuksia (etenkin lypsylehmätiloilla). Eläinten ravinnon vaikutuksia ei ole kuitenkaan otettu mukaan kustannustarkasteluun, sillä uuden rehuarvojärjestelmän päästöjä vähentävän vaikutuksen määrällinen arviointi on epävarmaa.

Useimmissa ulkomaisissa tutkimuksissa kotieläinten aiheuttamien ammoniakkipäästöjen vähentäminen ruokintaa muuttamalla on arvioitu hyväksi mutta kalliiksi toimenpiteeksi. Vähennyspotentiaali vaihtelee eri eläinryhmillä ja ruokintajärjestelmillä. Keskimäärin vähennyspotentiaali on arvioitu 10 - 20 %:ksi.



## Ammoniakkipäästöjen vähentämispotentiaali ja kustannukset

Valituilla toimenpiteillä saavutettava vähenemä päästöissä, toimenpiteiden vuotuiset kustannukset sekä kustannustehokkuus laskettiin seuraavasti:

- Vähentämistoimenpiteiden tehokkuus ja soveltuvuus määriteltiin kirjallisuuden (Grönroos 1993; ApSimon 1994; ECE 1995; ECETOC 1994) ja Suomen maatalouskäytännön ja jo käytössä olevien päästöjä vähentävien toimenpiteiden mukaan.
- Tehokkuuden ja soveltuvuuden avulla laskettiin toimenpiteellä saavutettava vähenemä päästöissä.
- Toimenpiteiden kustannukset arvioitiin ensisijaisesti Grönroosin (1993) erilaisille tyyppitiloille ammoniakkipäästöjen vähentämisestä tekemien kustannuslaskelmien avulla. Grönroosin (1993) kustannuslaskelmissa ei ollut otettu huomioon työkustannuksia, jotka tässä työssä arvioitiin käyttäen työn arvolle hintaa 40 tai 45 mk/h riippuen siitä, vaatiiko työ erikoisosaamista vai ei (Maatilahallitus 1992). Grönroos oli työssään käyttänyt 8 %:n korkoa arvioidessaan investointien vuotuisia kustannuksia. Tätä työtä varten kustannukset muutettiin vastaamaan 5 %:n korkoa.

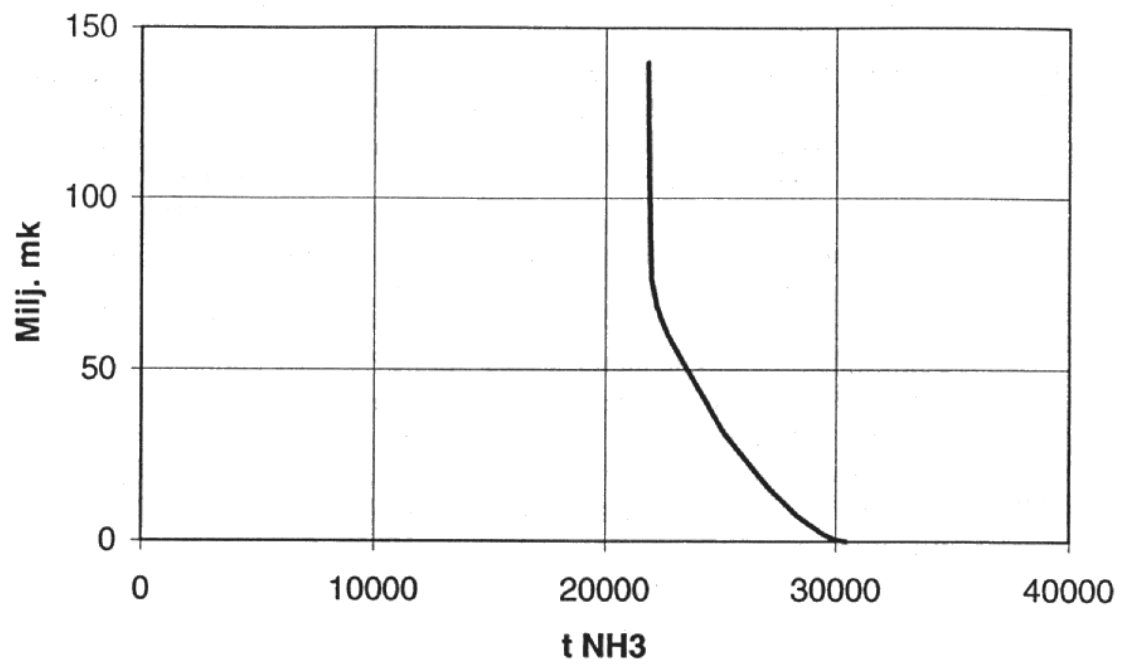
Työssä arvioitiin myös sellaisten toimenpiteiden vähentämispotentiaalia ja kustannuksia, joille Grönroosin työstä ei löytynyt vastinetta. Näiden toimenpiteiden vähennyspotentiaali ja kustannukset arvioitiin joko ApSimonin (1994) tai Alankomaissa (ECE 1995) tehtyjen kustannustarkastelujen avulla.

- Toimenpiteiden kustannustehokkuus saatiin jakamalla toimenpiteen kustannukset vähennyspotentiaalilla.

Tutkimuksessa ei arvioitu lannankäsittelymenetelmästä toiseen siirtymisestä aiheutuvia kustannuksia. Ammoniakkipäästöjen vähentäminen lisää lannan tyyppipitoisuutta ja siten sen ravintoarvoa. Tätä säästetyn typen arvoa ei otettu huomioon laskelmissa. Yleisesti voidaan kuitenkin todeta, että väkilannoitteiden hinnat ovat alhaiset ja ammoniakkipäästöjen vähentämistoimenpiteiden kustannukset merkittävästi suuremmat kuin säästetyn typen arvo.

Ammoniakkipäästöjen vähentäminen lannankäsittelyketjun alkuvaiheessa vaikuttaa myöhäisemmässä vaiheessa käytetyn toimenpiteen tehokkuuteen. Tätä ei laskuissa otettu huomioon, vaan toimenpiteillä aikaansaatava vähennys laskettiin olettaen muun lannankäsittelyn noudattavan nykyistä käytäntöä. Toimenpiteen vaikutus koko ketjun päästöihin laskettiin. Rinnakkaiset toimenpiteet (esim. lietelannan multaus, letkulevitys tai sijoitus) otettiin huomioon kustannuskäyrää määritettäessä siten, että kustannustehokkuudeltaan edullisimmalla toimenpiteellä aikaansaatava vähennys vähennettiin kustannustehokkuudeltaan toiseksi edullisimmalla toimenpiteellä aikaansaatavasta vähenemästä jne.

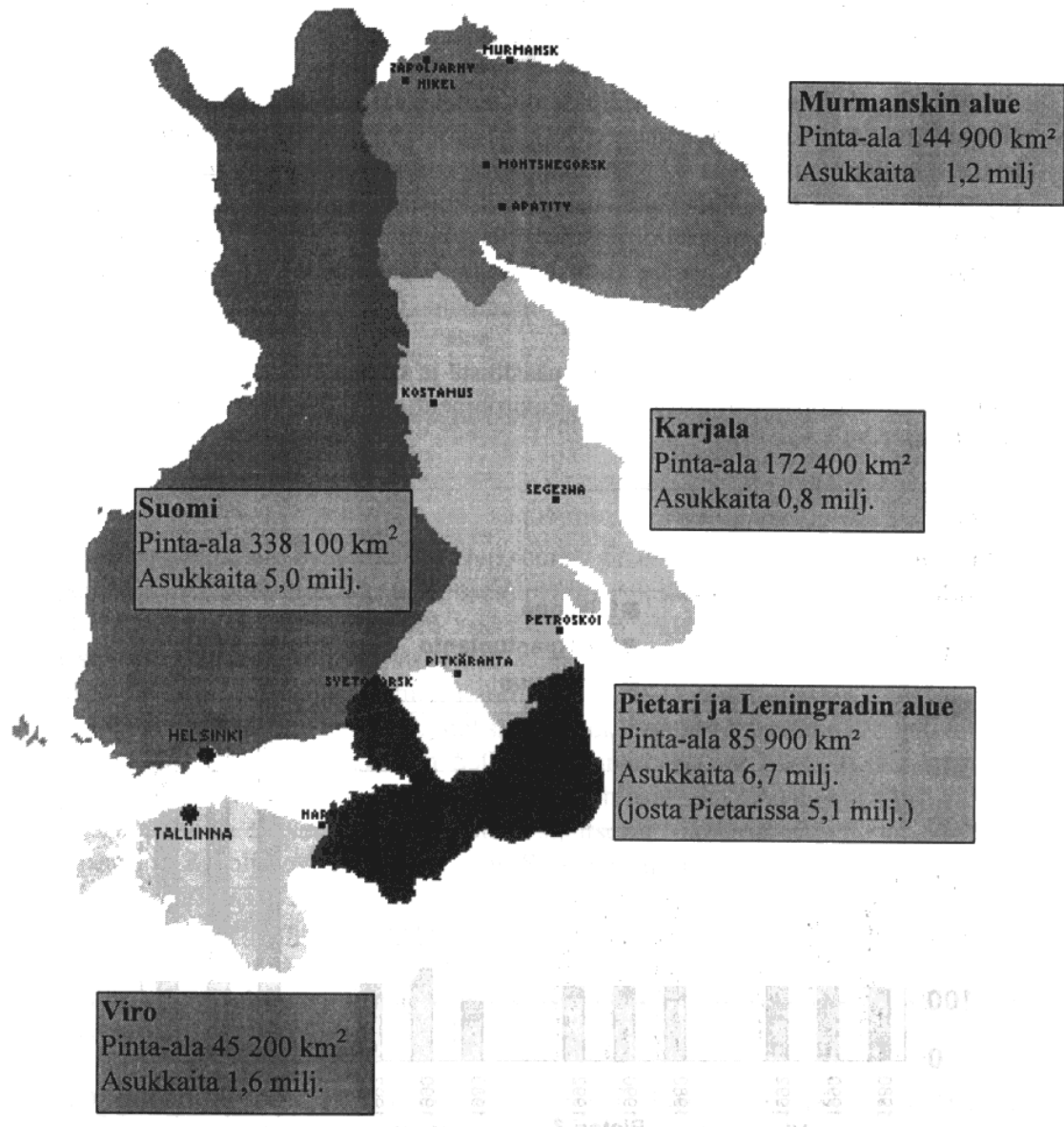
Suomen ammoniakkipäästöjen vähentämisen kustannuskäyrä esitetään kuvassa 9.



Kuva 9. Ammoniakkipäästöjen vähentämisen kustannustehokkuuskäyrä.

## 4 LÄHIALUEIDEN HAPPAMOITTAVAT PÄÄSTÖT JA NIIDEN RAJOITTAMISEN KUSTANNUKSET

Suomen lähialueista tarkasteltiin Murmanskin aluetta, Karjalan tasavaltaa, Pietarin kaupunkia ja Leningradin aluetta sekä Viroa. Lähialueet ja päästöjen kannalta tärkeimmät paikkakunnat esitetään kuvassa 10. Murmanskin alueesta käytetään raportissa myös lyhyttä nimitystä Kuola ja Pietarin kaupungista ja Leningradin alueesta nimitystä Pietarin alue.



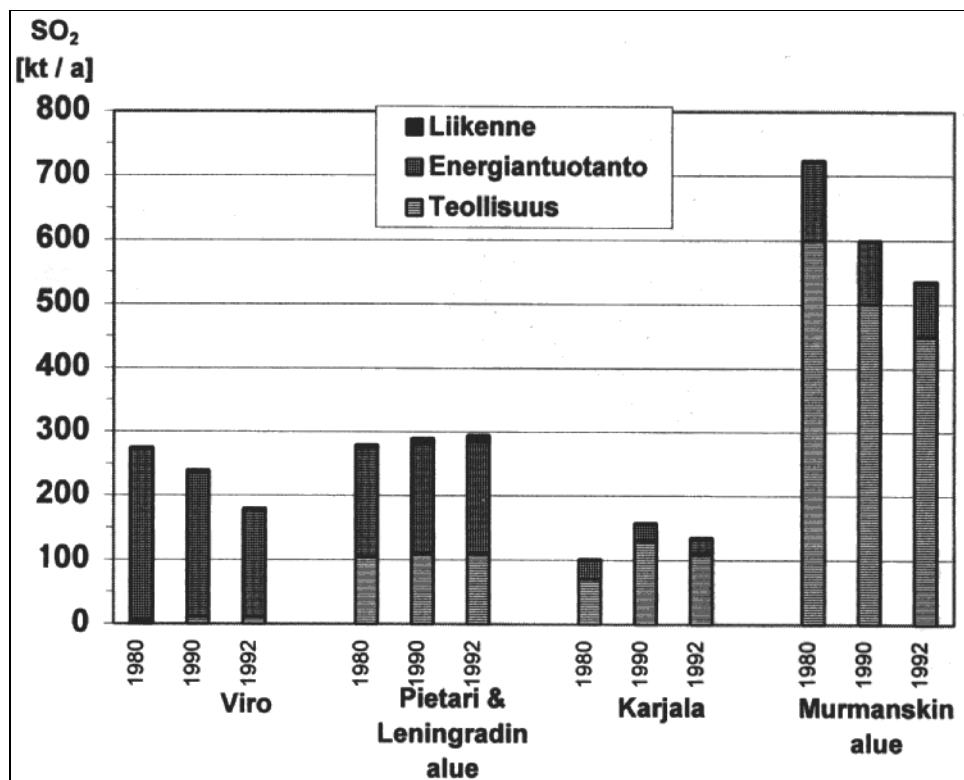
Kuva 10. Tarkastelun kohteena olevat Suomen lähialueet ja päästöjen kannalta tärkeimpiä paikkakuntia.

## 4.1 RIKKI- JA TYPENOKSIDIPÄÄSTÖJEN KEHITYS

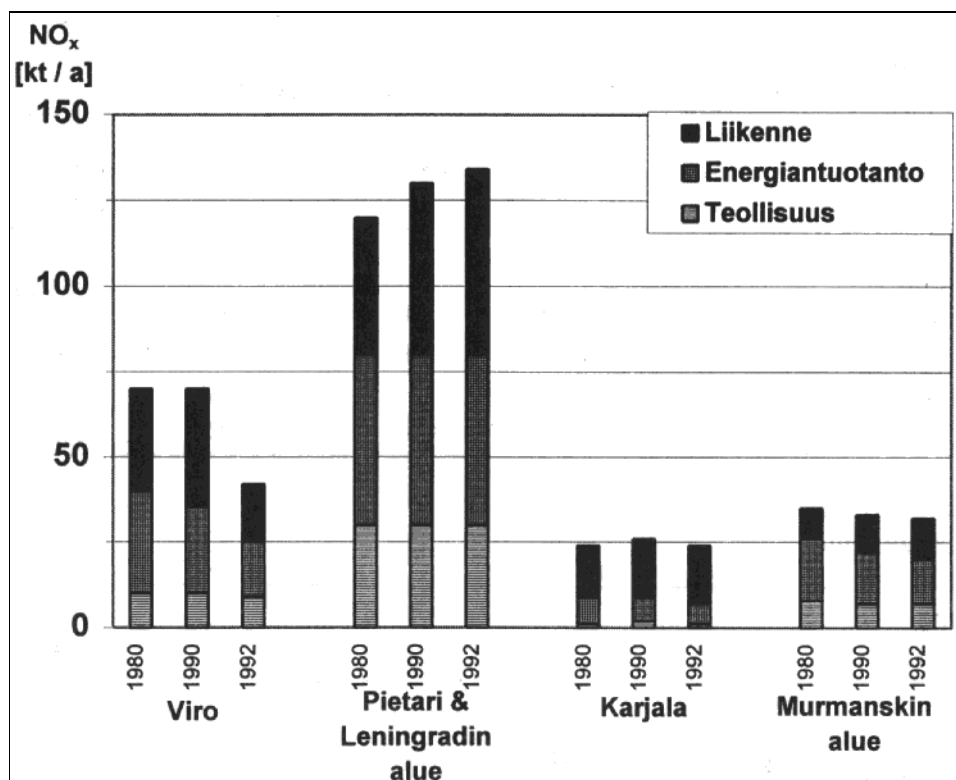
Lähialueilta saatavat energiankulutustilastot ovat Viroa lukuun ottamatta toistaiseksi varsin vaillinaiset. Yleensäkin niitä on saatu tutkimusyhteistyön tuloksena Suomessa käyttöön vasta aivan viime vuosina. Alueiden päästölaskelmia on julkaistu pitempään, mutta ne ovat olleet varsin karkeita, koska ne perustuivat entisen Neuvostoliiton keskushallinnon antamiin kaavoihin ja muuttujiin. Yleisesti ottaen energiankulutuksen rikkipäästöt on helppo arvioida laskennallisesti polttoaineiden rikkipitoisuuksien, tuhkaan sitoutumisominaisuuden ja mahdollisten puhdistuslaitteiden erotustehokkuuksien perusteella. Lähialueilla - etenkin Murmanskin alueella - suuri osa rikkipäästöistä on kuitenkin peräisin prosessiteollisuudesta, jonka rikkipäästöjen arviointi on huomattavasti vaikeampaa, koska käytettyjen raaka-aineiden laatua ei aina tunneta.

Venäläisten arvioimat typenoksidipäästöt poikkeavat paljon mm. Suomen ja Norjan arvioista. Energiantuotannon NO<sub>x</sub>-päästöt tulisi laskea kattilatyypeittäin, koska varsinkin polttotapa ja polttolämpötila vaikuttavat syntyviin päästöihin. Myös lähialueilla suuri osa kokonaistypenoksidipäästöistä aiheutuu liikenteestä. Venäläisten kokonaistypenoksidipäästöarvioista puuttuu yleensä liikenteen osuus, mutta Suomessa on tehty varsin kattava tutkimus lähialueiden liikennepäästöistä (Mäkelä ja Salo 1994).

Kuvassa 11 on arvio lähialueiden rikkipäästöistä ja kuvassa 12 arvio lähialueiden typenoksidipäästöistä (Ministry of the Environment of Finland 1991; Häkkinen et al. 1995).



Kuva 11. Arvio lähialueiden rikkipäästöistä.



Kuva 12. Arvio lähialueiden typenoksidipäästöistä.

## Murmanskin alue

Kuolan rikkipäästöt ovat huomattavan suuret. Alueen rikkipäästöistä suurin osa on peräisin prosessiteollisuudesta. Prosessipäästöarvioiden epätarkkuus voi olla jopa 30 prosenttia, koska syötettyjen raaka-aineiden rikkipitoisuutta ei aina tunneta. Usein venäläisten tekemät arviot (mm. Venäjän Federaation ... 1994) ovat optimistisempia kuin suomalaisten (mm. Laurila et al. 1991) ja norjalaisten (mm. Skorve 1991) arviot. Vuoden 1980 rikkidioksidipäästökseksi on tässä arvioitu 720 000 tonnia ja vuoden 1992 päästökseksi noin 530 000 tonnia. Päästöt ovat 80-prosenttisesti peräisin kahdesta kupari-nikkelisulattokombinaatista: Petshenganikelistä ja Severonikelistä. Petshenganikelin sulatot sijaitsevat Nikelissä (noin 50 km Suomen rajasta) ja Zapoljarnyissa (noin 70 km Suomen rajasta). Severonikelin sulatto on Montshegorskissa, noin 170 km Suomen rajasta. Rikkihapon valmistuksen aloittaminen sulattojen yhteydessä ja sen tuotannon jatkuva kasvattaminen on pienentänyt rikkipäästöjä 1980-luvun puolivälin jälkeen. Rikkipäästöjen arvioidaan pysyvän vuosituhannen vaihteeseen nykyisellä tasolla, jos sulattojen prosesseja ei uusita.

NO<sub>x</sub>-päästöt ovat alueen kokoon nähden pienet. Energiantuotannon päästöt ovat keskittyneet suurimpiin taajamiin: Murmanskiin (473 000 asukasta), Apatityn (87 000 asukasta) ja Montshegorskiin (71 000 asukasta). Autoilla ajetaan yleisesti ottaen vähemmän kuin muualla. Jäämeren suurissa satamissa on vilkas laivaliikenne. Laivaliikenteen NO<sub>x</sub>-päästöt voivatkin olla aliarvioituja.

Taulukossa 4 esitetään arviot Murmanskin alueen rikki- ja typenoksidipäästöistä sekä kustannuslaskelmien pohjana oleva arvio vuosien 2000 - 2005 tilanteesta.

*Taulukko 4. Murmanskin alueen rikki- ja typenoksidipäästöt.*

	1980	1990	1992	2000- 2005
<i>SO<sub>2</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto	122	98	84	87
Teollisuus	600	500	450	460
Liikenne	2	2	2	3
<i>Yhteensä</i>	<i>724</i>	<i>600</i>	<i>536</i>	<i>550</i>
<i>NO<sub>x</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		15	13	13
Teollisuus		7	7	7
Liikenne		11	12	15
<i>Yhteensä</i>	<i>35</i>	<i>33</i>	<i>32</i>	<i>35</i>

## Karjalan tasavalta

Karjalan selvästi suurin rikkipäästölähde on Kostamuksen rautakombinaatti. Sen vaikutus Kainuun ympäristöön on merkittävä, sillä se sijaitsee vain noin 40 kilometrin päässä Suomen itärajalta. Se on toiminut täydellä kapasiteetilla vuodesta 1984. Pahimmillaan sen vuotuiset päästöt olivat yli 70 000 tonnia. Suureksi osaksi suomalaisten rahoituksella valmistui vuonna 1994 ulkoinen rikinpoistolaitteisto käsittelemään 1/3 kombinaatin savukaasuista. Laitteisto on kuitenkin toiminut huonosti kalkkiongelmien vuoksi.

Karjalan muita keskeisiä teollisuuslaitoksia ovat Segezhan ja Pitkärannan sellu- ja paperitehdas sekä Nadvoitsyn alumiinitehdas. Energiaa kulutetaan runsaasti myös Petroskoissa, jossa asuu yli kolmannes alueen väestöstä.

Typenoksidipäästöt ovat Karjalassa suhteellisen pienet. Rautasulatosta ja muistakaan teollisuuslaitoksista ei vapaudu suuria määriä typenoksideja. Liikenne aiheuttaa lähes 70 prosenttia NO<sub>x</sub>-päästöistä. Tieiikenteen määrä on alueen kokoon nähden pieni. Raideliikenne tuottaa noin 75 prosenttia liikenteen kokonaistypenoksidipäästöistä.

Taulukossa 5 esitetään arviot Karjalan rikki- ja typenoksidipäästöistä sekä kustannuslaskelmien pohjana oleva arvio vuosien 2000 - 2005 tilanteesta.

*Taulukko 5. Karjalan rikki- ja typenoksidipäästöarviot.*

	1980	1990	1992	2000- 2005
<i>SO<sub>2</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		26	24	25
Teollisuus		130	110	110
Liikenne		2	1	5
<i>Yhteensä</i>	<i>100</i>	<i>158</i>	<i>135</i>	<i>140</i>
<i>NO<sub>x</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		7	6	6
Teollisuus		2	1	5
Liikenne		17	17	19
<i>Yhteensä</i>	<i>24</i>	<i>26</i>	<i>24</i>	<i>30</i>

## **Pietarin kaupunki ja Leningradin alue**

Leningradin alueen rikkipäästöt olivat suurimmillaan 1980-luvun puolivälissä. Silloisesta lähes 400 000 tonnin vuosipäästöstä on neljännes saatu pois konventionaalisen energiantuotannon pienennettyä. Yli 5 miljoonan asukkaan Pietarin kaupunki aiheuttaa noin 25 prosenttia alueen kokonaisrikkipäästöstä.

Noin 100 kilometriä Pietarista kaakkoon sijaitseva raskasta polttoöljyä käyttävä Kirishin voimalaitos on alueen suurin yksittäinen päästölähde. Teholtaan 1950 MW:n voimalaitoksen rikkipäästöt ovat olleet noin 120 000 tonnia rikkidioksidia vuodessa. Voimalaitoksen polttoaineen vaihtamisesta maakaasuun on jo pitkään suunniteltu. Vieressä sijaitseva öljynjalostamon pohjaöljylle ei tällöin kuitenkaan löydy käyttöä.

Toinen merkittävä yksittäinen pistelähde on öljyliusketta (palavaa kiveä) polttava Slantsyn voimalaitos. Samalla paikkakunnalla on myös palavan kiven jalostusta. Slantsy sijaitsee Viron vastaisen rajan (Narvan) läheisyydessä ja sen rikkidioksidipäästöt ovat olleet noin 20 000 tonnia vuodessa. Puunjalostuslaitoksista Svetogorskin päästöt ovat olleet noin 15 000 tonnia ja Syasstroin noin 6 000 tonnia (Ministry of the Environment 1991). Näistä Svetogorsk sijaitsee aivan Suomen rajan läheisyydessä.

Miljoonakaupunkina Pietarin NO<sub>x</sub>-päästötkin ovat suuret. Tieliikenne on suurin typenoksidien tuottaja, mutta myös vilkkaan junaliikenteen päästöt ovat merkittävät.

Taulukossa 6 esitetään arviot Pietarin kaupungin ja Leningradin alueen rikki- ja typenoksidipäästöistä sekä kustannuslaskelmien pohjana oleva arvio vuosien 2000 - 2005 tilanteesta.

*Taulukko 6. Pietarin kaupungin ja Lenigradin alueen rikki- ja typenoksidipäästöt.*

	1980	1990	1992	2000- 2005
<i>SO<sub>2</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		170	175	175
Teollisuus		110	110	115
Liikenne		10	10	10
<i>Yhteensä</i>	280	290	295	300
<i>NO<sub>x</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		50	50	50
Teollisuus		30	30	30
Liikenne		50	54	65
<i>Yhteensä</i>	120	130	134	145

## Viro

Virolla on Narvassa kaksi suurta palavan kiven voimalaitosta: Eestin voimalaitos (1610 MW) ja Baltian voimalaitos (1435 MW). Eestin laitos tuottaa pelkkää sähköä, mutta Baltian laitos tuottaa sähkön lisäksi kaukolämpöä. Taulukossa 7 esitetään palavan kiven voimalaitosten sähköntuotannon ja rikki- ja typenoksidipäästöjen kehittyminen vuosina 1989 - 1994 (Aunela et al. 1995).

*Taulukko 7. Palavan kiven voimalaitosten sähköntuotannon (TWh) kehittyminen vuosina 1989 - 1994.*

	1989	1990	1991	1992	1993	1994
<i>Sähkön tuotanto [TWh]</i>						
Eestin voimalaitos	8,25	8,00	7,08	6,07	5,34	
Baltian voimalaitos	6,80	6,62	5,37	4,19	3,44	
<i>Yhteensä</i>	15,05	14,62	12,45	10,26	8,78	
<i>SO<sub>2</sub>-päästöt [1000 t]</i>						
Eestin voimalaitos				60,4	48,6	48,3
Baltian voimalaitos				78,0	51,0	49,6
<i>Yhteensä</i>		170,0		138,4	99,6	97,9
<i>NO<sub>x</sub>-päästöt [1000 t]</i>						
Eestin voimalaitos				6,9	5,4	5,3
Baltian voimalaitos				7,0	5,0	4,9
<i>Yhteensä</i>		17,0		13,9	10,4	10,2

Ennen itsenäistymistään vuonna 1991 Viro tuotti runsaasti sähköä myös entisen



Neuvostoliiton muille alueille ja suuret voimalaitokset kävivät täydellä teholla. Narvan voimalaitosten tuotannon pieneneminen 1990-luvun alussa on samalla pienentänyt energiantuotannon rikkipäästöjä (Tähtinen & Nurste 1992). Yli 90 prosenttia Viron rikkipäästöistä on kuitenkin edelleen energiantuotannon aiheuttamaa (State Energy Department 1993).

Noin puolet Viron typenoksidipäästöistä on peräisin liikenteestä. Polttoainepula 1990-luvun alussa pienensi tieliikenteen NO<sub>x</sub>-päästöjä voimakkaasti (Mäkelä ja Salo 1994). Päästöt tulevat varmasti kuitenkin palautumaan vähintään entiselle tasolle vuosituhaten vaihteeseen mennessä.

Taulukossa 8 esitetään arviot Viron rikki- ja typenoksidipäästöistä sekä kustannuslaskelmien pohjana oleva arvio vuosien 2000 - 2005 tilanteesta.

*Taulukko 8. Viron rikki- ja typenoksidipäästöt.*

	1980	1990	1992	2000-2005
<i>SO<sub>2</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		227	168	200
-palava kivi		170	140	170
-muut		57	28	30
Teollisuus		10	10	15
Liikenne		3	2	3
<i>Yhteensä</i>	<i>275</i>	<i>240</i>	<i>180</i>	<i>228</i>
<i>NO<sub>x</sub> [1000 t]</i>				
Energiantuotanto		25	16	25
-palava kivi		17	14	20
-muut		8	2	5
Teollisuus		10	9	11
Liikenne		35	17	40
<i>Yhteensä</i>	<i>70</i>	<i>70</i>	<i>42</i>	<i>76</i>

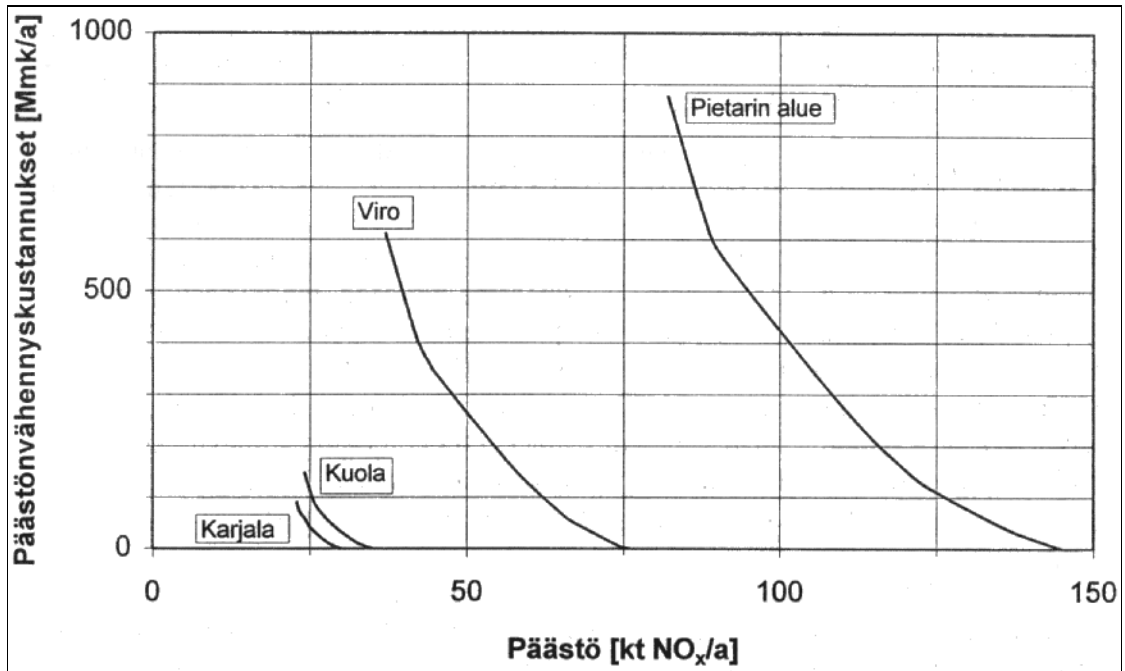
#### 4.2 RIKKI- JA TYPENOKSIDIPÄÄSTÖJEN RAJOITTAMISEN KUSTANNUKSET

Päästöjen vähentämisen kustannukset on laskettu vuoden noin 2005 arvioidulle päästötilanteelle olettaen, ettei uusia päästönvähennystoimenpiteitä ole tätä ennen tehty. Lähialueiden päästönvähennyskustannuksina on käytetty pääosin suomalaisiin vastaavanlaisiin voimalaitoksiin ja tehtaisiin laskettuja tai niissä toteutuneita kustannuksia. Ne ovat jonkin verran yliarvioituja, sillä työvoimakustannukset ovat lähialueilla pienemmät. Eräille kohteille on käytetty myös varta vasten näihin kohteisiin tehtyjä päästönvähennyslaskelmia. Mm. ympäristöministeriön Itä-Eurooppa-projektin yhteydessä on tehty laskelmia Narvan palavan kiven laitosten ja Kostamuksen teollisuuskombinaatin päästönvähentämiskustannuksista. Myös Kuolan sulatoille on tehty sekä Norjan että Suomen taholta lukuisia prosessien parannusehdotuksia ja niihin

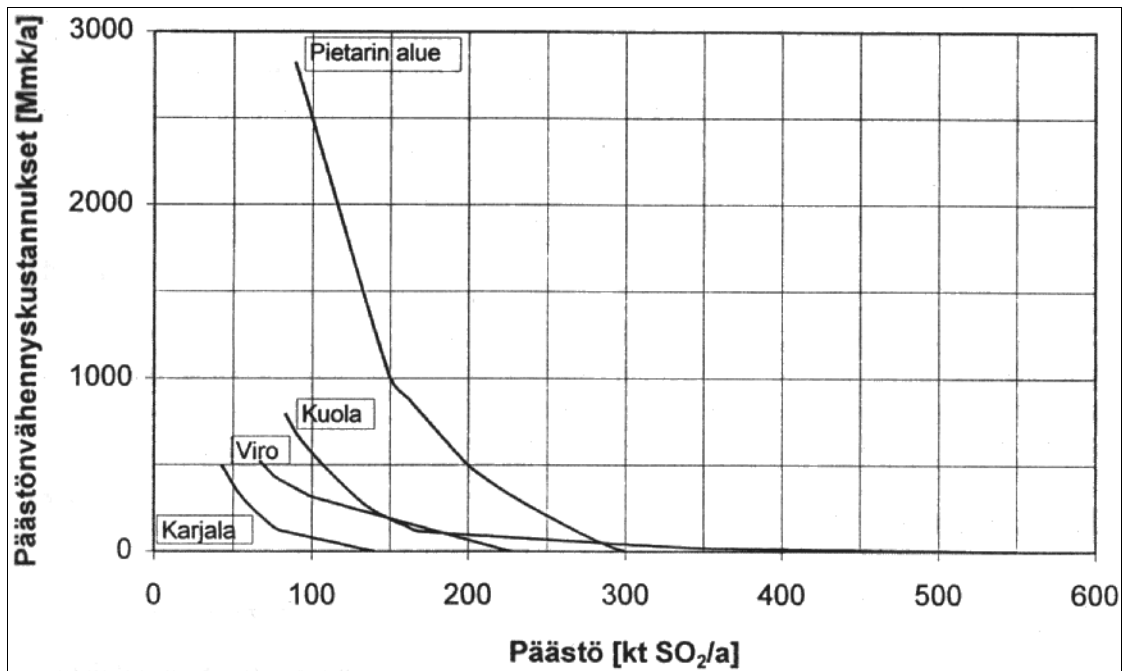
liittyviä kustannusarvioita. Myös monet yritykset (mm. Imatran Voima, Fläkt ja Outokumpu) ovat tehneet tarkkoja suunnitelmia ja laskelmia lähialuiden suurille päästökohteille.

Päästöjen rajoittamisen kustannuksia arvioitaessa oletetaan, että uusien katalysaattorihenkilöautojen laskennallinen lisäkustannukset ovat 12 000 markkaa poistettua NO<sub>2</sub>-tonnia kohti. Katalysaattori pienentää auton päästöjä keskimäärin 80 prosenttia. Kuorma- ja linja-autojen NO<sub>x</sub>-päästöjen puolittaminen maksaa 15 000 markkaa poistettua NO<sub>2</sub>-tonnia kohti. Noin puolen autokannasta on oletettu uusiutuvan vuosiin 2005 - 2010 mennessä. Tieliikenteelle on kaikilla alueilla käytetty samoja kustannusparametrejä.

Lähialueiden kustannustehokkuuskäyrät esitetään kuvissa 13 ja 14. Käyrät kuvaavat vuotuisia minimikustannuksia, joilla saavutetaan tietty vaaka-akselilla esitetty päästötaso. Lähialueiden arvioidusta noin 1 200 000 tonnin kokonaisrikkidioksidipäästöstä voidaan päästöjä vähentää laskelmien mukaan minimissään 280 000 tonniin 4,6 miljardin markan vuotuisilla kustannuksilla. Typenoksidipäästöjä voidaan puolestaan pudottaa noin 290 000 tonnista noin 160 000 tonniin 1,7 miljardin markan vuotuisilla kustannuksilla. Typenoksidipäästöjen suhteellisen pieni väheneminen (-45 %) johtuu autokannan hitaasta uusiutumisesta.



Kuva 13. Rikkipäästöjen vähentämisen kustannustehokkuus Suomen lähialueilla vuosina 2000 - 2005.



Kuva 14. NO<sub>x</sub>-päästöjen vähentämisen kustannustehokkuus Suomen lähialueilla vuosina 2000 - 2005.

## **Murmanskin alue**

Suurissa nikkelikombinaateissa vuotuiset kustannukset poistettua rikkidioksiditonia kohden muodostuvat pieniksi. Laskelmien mukaan sulatoissa päästään teoreettisiin minimipäästöarvoihin selvästi alle 1000 mk hintaan poistettua rikkidioksiditonia kohti. Jopa sulaton uudelleen rakentaminen on näin laskettuna kannattavaa. Jokaisen pienemmän osaprojektin kertainvestointi on kuitenkin aina satoja miljoonia markkoja. Rahoittajia on haettava lähes poikkeuksetta Venäjän ulkopuolelta. Näin suuria investointeja eivät yksityiset yritykset tee, ellei selviä hyötyjä ole odotettavissa. Valtioiden budjetit ja yleiset rahastot ovat keskeisessä asemassa rahoitusta järjestäessään.

Suurien asutuskeskusten voima- ja lämpölaitosten rikinpoiston järjestäminen maksaa laitoksen koosta riippuen arviolta 4 000 - 10 000 markkaa poistettua rikkidioksiditonia kohti. Typenoksidipäästöjä voidaan pienentää voimalaitoksissa noin 4 000 - 9 000 markan hintaan poistettua NO<sub>2</sub>-tonnia kohti.

## **Karjalan tasavalta**

Kostamuksen teollisuuskombinaatin rikinpoiston kustannustehokkuus on noin 2 000 mk/t SO<sub>2</sub>. Rikinpoisto on jo nyt asennettu yhteen kolmasosaan kombinaatista, mutta kalkkiongelmien vuoksi rikinpoisto toimii huonosti. Suomalaisten kustantama hanke on törmännyt yllättävään ongelmaan, kun Venäjältä ei ole saatu Kostamukseen oikeantyyppistä kalkkia.

Pitkärannan, Kontupohjan ja Segezhan puunjalostustehtaiden prosessien kehittämisen kustannustehokkuus on 8 000 - 15 000 mk/t SO<sub>2</sub>. Petroskoissa toimivan 280 MW<sub>e</sub> raskasta polttoöljyä polttavan voimalaitoksen rikinpoistoon kannattaisi myös ryhtyä. Öljyn rikkipitoisuutta pienentämällä voidaan saavuttaa suuria rikkipäästövähennyksiä. Laskuissa oletetaan, että voimalaitosten typenoksidipäästöjen pienentäminen maksaa keskimäärin 10 000 mk/t NO<sub>2</sub>.

## **Pietarin kaupunki ja Leningradin alue**

Kirishin 1950 MW:n laitos tuottaa yksinään saman verran rikkipäästöjä kuin koko Suomi yhteensä. 120 000 tonnin vuosipäästöä voidaan tehokkaasti vähentää pienentämällä öljyn rikkipitoisuutta. Rikkipitoisuudesta riippuen vähärikkisen öljyn käytön kustannustehokkuudeksi muodostuu 5 000 - 10 000 mk/t SO<sub>2</sub>. Vieressä sijaitsevan öljynjalostamon pohjaöljylle ei tämän jälkeen kuitenkaan löytyisi käyttöä. Laitos on puolestaan liian suuri siihen, että polttoaine voitaisiin kokonaan vaihtaa maakaasuksi. Kirishin öljynjalostamon päästöä arvioidaan voitavan pienentää 20 000 tonnia 4 000 mk/t SO<sub>2</sub> kustannustehokkuudella.

Viron rajan lähellä sijaitsee Slantsy, jossa on palavan kiven teollisuutta. Siellä sekä jalostetaan että poltetaan öljyliusketta. Noin 15 000 tonnin rikkidioksidipäästöistä voitaisiin kolmannes poistaa 9 000 markan hintaan rikkidioksiditonnilta. Syasstroy'n ja Svetogorskin päästöt voidaan puolittaa noin 11 000 markalla poistettua rikkidioksiditonia kohti.

Voima- ja teollisuuslaitosten typenoksidipäästöjen vähentämisen kustannustehokkuuksiksi arvioidaan ovat 4 000 - 15 000 mk/t NO<sub>2</sub>.

## **Viro**

Narvan palavan kiven voimalaitosten rikkipäästöjä voidaan vähentää 70 prosenttia 2 500 mk/t SO<sub>2</sub> kustannustehokkuudella. Laitoksessa on rikinpoistolaitteistoja jo vuosia testattu pienessä savukaasuvirrassa. Savukaasujen määrä ja suuri hiukkaspitoisuus tuottavat ongelmia. Vanhoja kattiloita tulisi myös uudistaa. Kohtla-Järven teollisuusalueella rikkipäästöt arvioidaan voitavan puolittaa noin 3 000 mk/t SO<sub>2</sub> hintaan.

NO<sub>x</sub>-päästöjen vähentäminen on Narvan suurissa laitoksissa suhteellisen edullista. Polttolämpötilaa optimoimalla vähennetään heti noin 10 prosenttia typenoksidipäästöistä. Primaarimenetelmien käyttöönotto maksaa noin 6 000 mk/t NO<sub>2</sub> ja sekundaarimenetelmien asennus noin 15 000 mk/t NO<sub>2</sub>. Teollisuudessa voidaan saavuttaa 20 prosentin päästövähennys hintaan 7 000 mk/t NO<sub>2</sub>.

### **4.3 AMMONIAKKIPÄÄSTÖJEN KEHITYS**

Suomen lähialueiden (Murmanskin ja Kuolan niemimaan alue, Karjalan tasavalta, Pietarin kaupunki ja Leningradin alue sekä Viron tasavalta) maatalous ja elintarvikehuolto ovat kokeneet suuria mullistuksia viime vuosina. Suomen itärajan tuntumassa olevien alueiden maataloustuotanto on vähäistä eikä se riitä alueiden väestön tarpeisiin, ja siksi tarve kehittää maataloustuotantoa ja elintarvikehuoltoa on suuri. Viron tasavalta sen sijaan on maatalousvaltainen. Suuri osa maan tuotannosta on aikaisemmin viety muihin entisen Neuvostoliiton osiin. Vienti on nyt pienentynyt voimakkaasti ja Viron maataloustuotanto on laskenut merkittävästi alueen itsenäistymisen jälkeen.

Lähialueiden maataloudelle ovat olleet tyypillisiä valtion tai kollektiivien omistamat suuret keskitetyt maatalousyksiköt. Maatalouden tuotantotehokkuus on keskittämisestä huolimatta ollut keskimäärin alhaisempi kuin Suomessa. Neuvostoliiton hajoamisen jälkeen maatalouden rakenne on alkanut muuttua. Valtion ja kollektiivitulojen yksityistäminen ja pilkkominen on käynnissä (Korkman 1994; World Bank 1993).

Lähialueiden kotieläintuotannon aiheuttamat ammoniakkipäästöt on alustavasti laskettu samaa menetelmää käyttäen kuin Suomen ammoniakkipäästöt. Suomen maatalouden tuottavuus (esim. maidon- tai lihantuotanto/eläinyksikkö tai hehtaarisadot) on selvästi korkeampi kuin lähialueiden, ja tästä johtuen menetelmä todennäköisesti yliarvioi kokonaispäästöjä jonkin verran, sillä eläinten lannan typpisisältö on laskuissa oletettu samaksi kuin Suomessa. Toisaalta lannan käsittelymenetelmät sekä väkilannoitteiden käyttötapat ovat Suomessa kehittyneempiä, ja lannan varastoinnin ja levityksen ammoniakkipäästöt ovat todennäköisesti lähialueilla vastaavasti suurempia kuin Suomessa.

Väkilannoitteiden käytön päästökerroin on arvioitu kaksinkertaiseksi Suomen päästöjen arvioinnissa käytettyyn päästökertoimeen nähden, sillä lannoitteet levitetään ko. alueilla

pääsääntöisesti pinnalle, kun Suomessa lannoitteet sijoitetaan maahan, mikä vähentää päästöjä merkittävästi.

## Murmanskin ja Kuolan niemimaan alue

Murmanskin ja Kuolan niemimaan alueen ilmasto ei suosi maataloutta. Alue ei ole omavarainen elintarvikkeiden suhteen ja tulee jatkossakin olemaan riippuvainen elintarviketuonnista (Korkman 1994). Vuoden 1991 kotieläinmäärät ja niiden avulla arvioidut ammoniakkipäästöt alueella annetaan taulukossa 9. Taulukossa esitetään myös arvio vuoden 2005 kotieläinlukumäärästä ja kotieläinten lannasta aiheutuville ammoniakkipäästöille ilman päästöjä vähentävien toimenpiteiden käyttöönottoa. Muista lähteistä tulevia päästöjä ei arvioitu puutteellisten tietojen vuoksi, mutta niiden arvellaan olevan vähäiset.

Alueen nykyisten ammoniakkipäästöjen on arvioitu olevan noin 2 kt NH<sub>3</sub>/a eli keskimääräinen päästötiheys on pieni (samaa suuruusluokkaa kuin Lapin läänissä keskimäärin). Lähitulevaisuudessa tuotantolukujen on arvioitu pysyvän nykyisellä tasolla, joka on vuoden 1991 tasoa alhaisempi. Alue soveltuu huonosti maatalouteen ja tuotanto on laskenut viime vuosina. Ainoastaan kanamunantuotanto on pysynyt samansuuruisena kuin vuonna 1991.

*Taulukko 9. Murmanskin alueen vuoden 1991 kotieläinmäärät (Murmansk Region Department of Statistics 1992) ja arvioidut ammoniakkipäästöt sekä vastaava kehitysarvio vuodelle 2005.*

	1991		2005	
	[lkm]	[t NH <sub>3</sub> ]	[lkm]	[t NH <sub>3</sub> ]
Naudat	43 900	940	35 000	770
Siat	139 100	460	100 000	330
Siipikarja	2 669 300	570	2 500 000	530
Lampaat, vuohet	2 700	10	2 700	10
<b>YHTEENSÄ</b>		<b>1 980</b>		<b>1 640</b>

## Karjalan tasavalta

Myöskään Karjala ei ole omavarainen maataloustuotannon suhteen, vaikka luonnonolot erityisesti alueen eteläosissa soveltuvat hyvin maataloudelle. Maatalouden tuotto on huono, tuotantomenetelmät alkeelliset ja tiedon puute suuri, joten omavaraisuuden saavuttamiseen ei lähivuosina liene realistisia mahdollisuuksia. Maatalouden pääpainoalueet ovat maidontuotanto, siipikarjan tuotanto ja perunan viljely. Viime vuosina rehuviljansaannin vaikeutuminen on antanut aiheen lisätä myös rehuviljan viljelyä.

Tilakoko Karjalan alueella on muodollisesti edelleen suuri, mutta koska yksittäiset pellot sijaitsevat hajanaisesti, ei maatalous täytä tyypillisen suurtuotannon ehtoja. Yksityistäminen alueella on lähtenyt hyvin käyntiin, mutta tällä hetkellä yksityistilojen merkitys maataloustuotannossa on vähäinen (Korkman 1994; Varis 1993).

Kotieläinten lukumäärät vuonna 1991 ja niistä arvioidut päästöt annetaan taulukossa 10. Koska siipikarjan lukumäärä ei ollut annettu tilastoissa, se arvioitiin kananmunantuotannon perusteella. Kananmunantuotannon oletettiin olevan 90 munaa/eläinyksikkö/a. Päästöt ovat jonkin verran suuremmat kuin Murmanskin ja Kuolan niemimaan alueen päästöt, noin 4 kt NH<sub>3</sub>/a.

*Taulukko 10. Karjalan tasavallan kotieläinmäärät 1991 (Statistics Finland 1993) ja arvioidut ammoniakkipäästöt.*

	1991	
	[lkm]	[t NH <sub>3</sub> ]
Naudat	126 300	2 830
Siat	104 400	380
Siipikarja	3 097 800	870
Lampaat, vuohet	62 000	130
Hevoset 24 000		400
<b>YHTEENSÄ</b>		<b>4 600</b>

Karjalan nykyinen maataloustuotanto ja kotieläinten lukumäärä on laskenut noin neljänneksellä vuoden 1991 tasosta. Maataloustuotannon edellytykset alueella ovat hyvät ja kehitysarviossa tuotannon oletetaan elpävän vuoden 1991 tasolle.

## **Pietarin kaupunki ja Leningradin alue**

Pietarin kaupunki ja Leningradin alue muodostavat suuren väestökeskittymän, jossa on yhteensä noin 7 miljoona asukasta. Alueen elintarviketuotanto ei tällä hetkellä pysty tyydyttämään alueen omia tarpeita ja koska alueen peltopinta-ala on pieni (0,45 milj. ha) tulee alue jatkossakin olevaan riippuvainen muualta tuoduista elintarvikkeista ja rehuista.

Kotieläinyksiköt ovat hyvin suuria ja osa tiloista varsin pitkälle automatisoituja (karjan ruokinta tapahtuu automaattien avulla ja lannan käsittelyssä käytetään apuna erilaisia hydraulisia kuljettimia ja pesujärjestelmiä). Maatalouden yksityistäminen on tapahtunut pääasiassa suurtilojen yhtiöittämisen kautta. Kiinnostus pientilatilatyypiseen maanviljelykseen on ollut vähäistä (Suunnittelukeskus 1995; Korkman 1994).

Taulukossa 11 esitetään alueen kotieläinten lukumäärät vuonna 1990 sekä niistä arvioidut ammoniakkipäästöt. Vuoden 1990 päästöt ovat arvion mukaan noin 25 kt NH<sub>3</sub>/a. Nykyinen maataloustuotanto ja kotieläinten lukumäärät ovat alhaisemmalla tasolla kuin vuonna 1991, ja vaikka tuotannon oletetaan elpävän, ei vuoden 1991 tasoa

oleteta saavutettavan vielä vuonna 2005. Pietarin kaupungin ja Leningradin alueen päästöraivioon liittyvät epävarmuudet ovat merkittävät, sillä lannankäsittely alueella poikkeaa paljon Suomen käytännöstä.

*Taulukko 11. Leningradin alueen kotieläinmäärät (Bolz & Polkowski 1992) ja arvioidut ammoniakkipäästöt vuonna 1990.*

	1990	
	[lkm]	[t NH <sub>3</sub> ]
Naudat	579 800	15 970
Siat	635 800	2 710
Siipikarja	19 600 000	6 280
Lampaat, vuohet	58 500	150
<b>YHTEENSÄ</b>		<b>25 110</b>

## Viro

Viro, kuten muutkin Baltian maat, on varsin maatalousvaltainen maa. Elintarvikeala edustaa näissä maissa 20 - 30 % BKT:sta. Ennen itsenäistymistään nämä maat saivat suurimman osan tarvitsemistaan polttoaineista, maatalouskoneista, lannoitteista ja rehuviljasta muista entisen Neuvostoliiton alueilta, minne myös suuri osa (30 - 40 %) maataloustuotannosta vietiin. Idänviennin väheneminen ja osittain valuuttapulasta johtuva polttoaineen ja rehuviljan puute on aiheuttanut ongelmia maataloudessa ja tuotantomäärät ovat siksi pudonneet merkittävästi. Suurimmissa vaikeuksissa on tällä hetkellä kananmunantuotanto (Korkman 1994).

Maatalousyksiköiden koko Virossa on ollut tyypillisesti hyvin suuri. Vuonna 1990 Virossa oli 221 kollektiivista ja 117 valtion omistamaa maatalousyksikköä. Keskimäärin yksikköä kohti oli 1 900 nautaa, joista lypsylehmiä oli 700, ja 2 500 porsasta. Kollektiiviset maatalousyksiköt oli jaettu pienimpiin tiloihin. Lypsylehmiä tiloilla oli tavallisesti 100 - 400, mutta 800 lypsylehmän tilojakin löytyi. Siipikarja -ja sikatilat olivat myös isoja, mm. Tallinnan läheisyydessä oleva valtion siipikarjatila vastasi 50 %:sta Viron kananmunantuotannosta (World Bank 1993a).

Yksityistäminen on edennyt ripeästi Virossa, vuonna 1994 (1.1.) Virossa oli jo 10 153 yksityistä tilaa, myös valtion omistamien ja kollektiivisten tilojen lukumäärä on kasvanut (1 013 tilaa 1.1.1994). Taulukossa 12 esitetään Viron kotieläinlukumäärät ja tyyppilannoitteiden käyttö ja näistä tiedoista lasketut ammoniakkipäästöt vuosina 1990 ja 1994.



Taulukko 12. Viron tasavallan kotieläinmäärät (Statistical Office of Estonia 1994; Statistisches Bundesamt 1994a) ja arvioidut ammoniakkipäästöt vuosina 1990 ja 1994.

	1990		1994	
	[lkm]	[t NH <sub>3</sub> ]	[lkm]	[t NH <sub>3</sub> ]
Naudat	644 000	14 770	463 300	10 630
Siat	896 000	4 020	424 300	1 900
Siipikarja	5 332 000	1 600	3 226 100	970
Lampaat, vuohet	40 000	90	83 300	180
Hevoset 6 000	110	5 220	100	
Väkilannoitteet	58 kt N	2 810	30 kt N	1 460
<b>YHTEENSÄ</b>		<b>23 400</b>		<b>15 240</b>

Viron ammoniakkipäästöt ovat arvion mukaan laskeneet viime vuosina voimakkaasti. Vuonna 1990 päästöt olivat noin 23 kt NH<sub>3</sub>/a ja neljässä vuodessa päästöjen arvioidaan alentuneen noin 35 %:lla noin 15 kt:ksi NH<sub>3</sub>/a.

Kivivasara (1993) on arvioinut Viron ammoniakkipäästöt Ilmatieteen laitoksen projektia "Rikin ja typen alueellinen laskeuma Kymen läänissä" varten. Kivivasaran mukaan Viron ammoniakkipäästöt olivat vuonna 1991 noin 29 kt NH<sub>3</sub> ja vuonna 1993 noin 21 kt NH<sub>3</sub>. Kivivasaran arvioissa ovat yllä mainittujen päästölähteiden lisäksi mukana teollisuuden päästölähteet, jotka on arvioitu 0,7 kt:ksi NH<sub>3</sub>/a.

Viron maataloustuotannon on arvioitu säilyvän vuoden 1994 tasolla lähitulevaisuudessa.

#### 4.4 AMMONIAKKIPÄÄSTÖJEN RAJOITTAMISEN KUSTANNUKSET

Lähialueiden ammoniakkipäästöjen rajoittamisen kustannukset arvioidaan samaa menetelmää käyttäen kuin Suomen päästöjen rajoittamisen kustannukset. Koska lähialueiden maatalouskäytäntöä ei tunneta yhtä hyvin kuin Suomen, tarkasteltiin lähialueilta lukumäärällisesti harvempia yksittäisiä vähennystoimenpiteitä kuin Suomen kohdalla. Päästöjen vähennystoimenpiteiden vaikutuksia ja toimenpiteiden kustannuksia arvioitaessa eri alueille tehtiin oletuksia nykyisestä lannankäsittelystä, toimenpiteiden soveltuvuudesta ja tehokkuudesta.

Kuolan ja Murmanskin sekä Karjalan alueiden maatalouden oletettiin olevan pientilavaltaista ja lannasta suurimman osan käsiteltävän kuivana. Pietarin kaupungin ja Leningradin alueen ja Viron tasavallan maataloustuotannosta suurimman osan oletettiin syntyvän suurissa yksiköissä ja lannan käsittelyn lietteenä olevan yleistä.

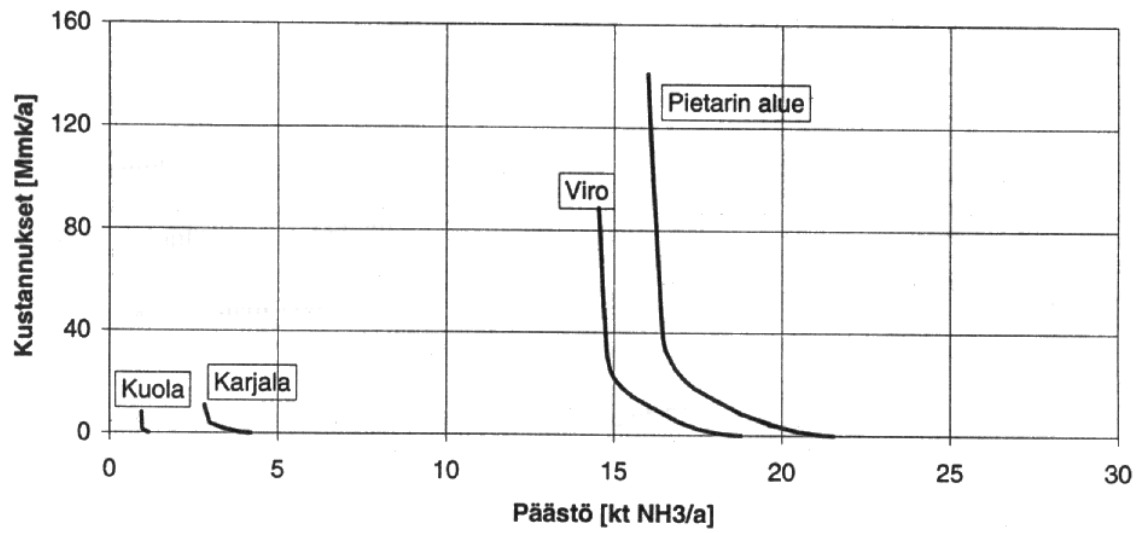
Pietarin kaupungin ja Leningradin alueen ja Viron tasavallan suurimmissa yksiköissä (kymmenien ja jopa sadan tuhannen eläimen yksikköjä; kanoja yksiköissä voi olla yli miljoona) lannankäsittely eroaa tavallisilla maatiloilla tapahtuvasta lannankäsittelystä

olennaisesti. Eläinsuojista lanta poistetaan usein veden avulla tai erilaisia kuljettimia käyttäen. Lantapitoinen vesi tai liete voidaan osalla tiloista käsitellä eritasoisissa vedepuhdistamoissa ja syntynyt liete varastoidaan usein säilöihin ja altaisiin tai kompostiaumoihin turpeeseen sekoitettuna.

Kuivikelanta varastoidaan tyypillisesti ulkona lantakasoissa. Myös kuivikelannan kompostointi on tavallista. Sekä liete- että kuivikelannan varastointiaika vaihtelee paljon; useilla tiloilla varastot täyttyvät muutamassa kuukaudessa, toisilla tiloilla varastoja lisätään tarpeen mukaan ja lannan levitys pelloille on satunnaista. Etenkin Pietarin kaupungin ja Leningradin alueella peltojen vähäisyys estää tehokkaan levityksen. Lannan levitys pelloille suoritetaan pääsääntöisesti kesäaikaan, mutta varastojen täyttymisen myötä lantaa levitetään myös routaiseen maahan tai lumen päälle (Kivivasara 1993; Suunnittelukeskus 1995).

Maatalouden ammoniakkipäästöjä arvioitiin voitavan vähentää Suomen lähialueilla noin 20 - 30 %. Toimenpiteiden vaatimien investointien kustannukset arvioitiin kuten Suomelle, työvoimakustannusten arvioitiin olevan merkittävästi alhaisemmat. Työvoimakustannusten osuus kokonaiskustannuksista on kuitenkin pieni.

Lähialueiden kustannustehokkuuskäyrät annetaan kuvassa 15. Kuvassa on myös Suomen ammoniakkipäästöjen vähentämisen kustannustehokkuuskäyrä vertailun vuoksi.



Kuva 15. Suomen ja lähialueiden ammoniakkipäästöjen vähentämisen kustannus-tehokkuuskäyrät.

# 5 SUOMEN ALUEEN LASKEUMAN KUSTANNUSTEHOKAS VÄHENTÄMINEN

## 5.1 LASKENTAMALLI

### **Yleistä**

Happamoittavien aineiden päästöjä, kulkeutumista ja ympäristöhaittoja kuvataan lineaarisella mallilla, joka suoraan soveltuu ratkaistavaksi lineaarisella ohjelmoinnilla (LP eli linear programming). Minimoitava kustannusfunktio sisältää vähennyskeinojen kustannukset sekä reseptoreissa kriittisten kuormien ylittävän laskeuman aiheuttamien haittavaikutusten kustannukset. Viimeksi mainittua kustannuskomponenttia ei käytetty tässä tutkimuksessa lasketuissa sovellutuksissa.

Mallin vaatimukset ovat konveksisuus ja lineaarisuus. Epälineaarisuudet voidaan linearisoida, mikäli konveksisuus on voimassa. Kokonaislukumuuttujia ei esiinny mallissa. Yleisesti ottaen LP-malli soveltuu kyseessä olevaan tehtävään varsin hyvin.

### **Päästöjen kulkeutuminen reseptoreihin**

Päästöjen kulkeutumista kuvataan lähdealueilla (15 kpl) ja reseptoreilla (käytetyssä ohjelman versiossa 5 kpl). Happamoitavia kaasuja on kolme: rikkidioksi  $\text{SO}_2$ , typen oksidit  $\text{NO}_x$ , ja ammoniakki  $\text{NH}_3$ .

Kunkin kaasun siirtyminen lähdealueelta reseptoriin kuvataan kulkeutumiskertoimella. Reseptoriin laskeutuu täten määrä, joka on suoraan verrannollinen lähdealueen päästöön. Lähdealueen päästö on peruspäästö, josta on mahdollista vähentää vähennyskeinojen sallimia päästömääriä. Reseptoriin laskeutuu myös luonnollista alkuperää olevaa ainetta sekä tarkastelualueen ulkopuolelta, lähinnä Yhdysvalloista, tulevaa ainetta.

Päästövähennykset LP-mallissa toteutetaan siten, että vähennyskeino vähentää, mahdollisesti useammankin, kaasun päästöjä tietyssä lähteessä tietyillä määrillä. Vähennyskeinolle on asetettu kustannus, ja vähennyskeinoon käyttö tai käyttämättä jättäminen on optimoinnin tulos. LP-mallissa vähennyskeinomuuttuja voi saada arvoja nollan ja ykkösen välillä, joten keinoon osittainkin käyttö on mahdollista. Tämä ei kuitenkaan käytännössä tapahdu kovin usein, koska vähennyskeinoja on paljon ja yhden keinoon vähennyspotentiaali peruspäästöihin nähden on pieni. Yleensä käyttöön otettujen keinojen vähennyspotentiaali käytetään loppuun.

Kokonaislaskeuma tietylle kaasulle on siis

$$d_i^g = \sum_k T_{ik}^g (V O_k^g - \sum_j V_{jk}^g \bullet v_{jk}) + D_i^g, \quad (1)$$

missä

$d_i^g$  on aineen g laskeuma reseptorissa i,

$T_{ik}^g$  on kaasun g kulkeutumiskerroin lähteestä k reseptoriin i,

$VO_k^g$  on kaasun g vähentämättömät päästöt lähteessä k,

$V_{jk}^g$  on keinon j vähennyspotentiaali kaasulle g lähteessä k,

$v_{jk}$  on vähennyskeinon käyttö ( $\leq 1$ ), optimoinnin tulos, hinta  $c_{jk}$  ja

$D_i^g$  on luonnollinen ja Yhdysvalloista tuleva laskeuma.

Laskentamalliin tulee voida lisätä rajoitusehtoja jotka estävät käytännössä mahdottomien vähennyskeinoyhdistelmien esiintymisen. Lineaarisen ohjelmoinnin puitteissa näin on tehty.

## Indifferentti laskeuma

Kulkeutumiskertoimet saadaan EMEP-leviämismallin tuloksista. On kuitenkin huomattava, että EMEP-mallin laskenta-alueen tai päästöpilven seuranta-ajan ulkopuolelle joutuva päästö vaatii kulkeutumiskertoimen modifiointia. Tämä epäsuoraan reseptoreihin siirtyvä laskeuma on ns. indifferentti laskeuma, ja sitä kuvaava kerroin ns. inattributable-kerroin.

Yksinkertaisin modifiointi on lähteestä riippumattoman, mutta reseptorista riippuvan vakioarvon lisääminen kaikkiin kulkeutumiskertoimiin. Tämä vastaa tilannetta, jossa vakio-osan kaikkien lähteiden päästöistä ajatellaan levinneen niin, että kohdistaminen tiettyyn lähteeseen on mahdotonta.

$$T_{ik}^g ' = T_{ik}^g + T O_i^g \quad T O_i^g = \frac{D_{i,INATTR}^g}{\sum_k V O_k^g} \quad (2)$$

Yllä kuvattu korjaus ei vastaa todellisuutta, sillä EMEPin reuna-alueilla se mahdollisuus, että alueen päästö ei suoraan siirry reseptoriin, on suurempi kuin keskialueilla. Tästä syystä voidaan lähdealueille määrittää, kuinka suuri osa päästöistä tulee kohdistaa suoraan reseptoreihin ja kuinka suuri osa indifferenttipäästöjen kautta inattributable-kertoimeen. Inattributable-kerroin riippuu siis lähteestä.

$$T_{ik}^g ' = T_{ik}^g + \frac{k_k^g}{k_{ave}^g} T O_i^g, \quad (3)$$

missä

$k_k^g$  on lähteen k kaasun g indifferentti päästöosuus ja  $k_{ave}^g$  kaikkien päästö-alueiden kaasun g indifferenttien päästöosuuksien keskiarvo.

Sovelluksissa kulkeutumiskertoimia korjataan vielä siten, että osa indifferenttipäästöistä reallokoidaan eli lasketaan kuuluvaksi suoraan lähteestä reseptoriin kulkeutuvaksi päästökseksi. Käytetty reallokointiarvo on referenssitilanteessa 2/3. Reallokoinnissa on huomattava, että keskimääräinen indifferentti päästöosuus vaikuttaa kulkeutumiskertoimeen, vaikka kaikkien alueiden indifferenttipäästöosuudet ovat samansuuruisia.

$$T_{ik}^g = \frac{1 - (1 - x)k_k^g}{1 - k_k^g} T_{ik}^g + \frac{(1 - x)k_k^g}{k_{ave}^g} T O_i^g, \quad (4)$$

missä

x on kaasun g reallokointi lähteessä k.

Rikille on käytetty lähteestä riippuvia indifferenttejä päästöosuuksia, joiden arvot  $k_k^g$  ovat 0,20 - 0,50, ja keskiarvo  $k_{ave}^g$  on 0,32. Typenoksidoille ja ammoniakille ei ole käytetty lähteestä riippuvaa arvoa, vaan  $k_k^g = k_{ave}^g$ , joka on typenoksidoille 0,33 ja ammoniakille 0,10. Tällöin kaavan 4 jälkimmäinen termi yksinkertaistuu.

Laskentamallissa yleisin tapaus (4) yksinkertaistuu erikoistapauksiksi, mikäli inattributable- ja reallokointikertoimet valitaan sopivalla tavalla.

## **Haittavaikutukset reseptoreissa**

Reseptorissa laskeuma aiheuttaa haittaa, mikäli sen suuruus ylittää tietyn kriittisen rajan (Posch et al. 1993). Haitallisia komponentteja on kaksi: rikkidioksidissa oleva rikki sekä typen oksidoissa ja ammoniakissa oleva typpi. Laskeumat ilmaistaan happoekvivalenteissa.

Mallissa on määritetty useita erilaisia haittoja:

- Rikki yksin aiheuttaa haittaa, kun rikkilaskeuma ylittää rikin kriittisen kuorman (kaava (5)).
- Typpi yksin aiheuttaa haittaa, kun typpilaskeuma tietyllä ns. denitrifikaatiokorjauksella (<1.0) kerrottuna ylittää typen kriittisen kuorman (rehevöitymiskriteeri) (kaava (6)).
- Rikki ja typpi yhteensä aiheuttavat haittaa, kun rikkilaskeuma ja typpilaskeuma yhdessä (typpilaskeuma denitrifikaatiokertoimella kerrottuna) ylittävät happamoitumisen kriittisen kuorman (kaava (7)).
- Lopullinen haitta on joko yhteishaitta tai rikin ja typen yhteenlaskettu haitta, riippuen siitä kumpi on suurempi (kaavat (7) ja (8)).

$$h_i^S \geq d_i^S - CL_i^S, h^S \geq 0 \quad (5)$$

$$h_i^N \geq f_i d_i^N - CL_i^N, h^N \geq 0 \quad (6)$$

$$h_i^{S+N} \geq d_i^S + f_i d_i^N - CL_i^{S+N}, h^{S+N} \geq 0 \quad (7)$$

$$h_i^{S+N} \geq h_i^S + h_i^N, \quad (8)$$

joissa

$h_i^S$  on rikin haitta reseptorissa  $i$ ,

$h_i^N$  on typen haitta reseptorissa  $i$ ,

$h_i^{S+N}$  on rikin ja typen yhteishaitta reseptorissa  $i$ , (happamoituminen)

$CL_i^S$  on rikin kriittinen kuorma reseptorissa  $i$ ,

$CL_i^N$  on typen kriittinen kuorma reseptorissa  $i$ ,

$CL_i^{S+N}$  on happamoitumisen kriittinen kuorma reseptorissa  $i$  ja

$f_i$  on denitrifikaatiokorjaus reseptorissa  $i$ .

Tällä tavalla määritetty haitta soveltuu hyvin LP-tehtävään.

Jokaiselle reseptorille voidaan määrätä haitasta aiheutuvat kustannukset. Tällöin optimoinnissa haittakustannukset johtavat päästöjen vähennyskeinojen käyttöönottoon. Asettamalla useampia haittavyyöhykkeitä, joille määrätään kullekin oma yläraja ja haittahinta, voidaan laskeuman aiheuttamaa haittaa koventaa laskeuman kasvaessa (konveksisuusvaatimus).

$$h_i^{S+N} = h_1 I_i^{S+N} + h_2 I_i^{S+N} + \dots + h_n I_i^{S+N}$$

$$\text{hinnat: } C_1, C_2, \dots, C_n$$

$$\text{yl\~{r}ajat: } h_1 I_i^{S+N} \leq H_1 I_i^{S+N}$$

$$h_2 I_i^{S+N} \leq H_2 I_i^{S+N} \quad (9)$$

$\vdots$

$$\text{konveksisuus: } \frac{C_1}{H_1 I_i^{S+N}} < \frac{C_2}{H_2 I_i^{S+N}} < \dots$$

Jos laskeumien haittoille asetetaan hintoja, määräytyy optimi siten, että vähennyskustannuksia verrataan haittakustannuksiin. Sovelluslaskuissa näin ei kuitenkaan ole tehty, koska tässä vaiheessa ei ole luotettavaa tietoa haittakustannuksista ja kriittisistä kuormista. On käytetty ns. kovia rajoituksia, eli vaaditaan tietty laskeuman väheneminen jokaisessa reseptorissa.

## 5.2 KUSTANNUSTEHOKKUUSTARKASTELUT

Tutkimuksessa sovelletaan kehitettyä mallia suhteellisen yksinkertaisella tavalla. Työssä tarkastellaan päästöjen vähennystoimenpiteiden kohdistamista ainoastaan Suomen ja Suomen lähialueiden välillä (Viro, Pietarin alue, Karjala ja Kuola). Muille päästöalueille oletetaan kiinteät päästöt, joiden suuruudet ovat sopimuksissa hyväksytyt tai jotka vastaavat nykyistä tilannetta. Tavoitteena on selvittää, miten päästöjen rajoittamisen kustannukset jakautuvat Suomen ja lähialueiden välillä minimoitaessa koko kyseisen alueen päästörajoitusten kokonaiskustannuksia. Laskeuman rajoitustavoitteena on tietty prosentuaalinen vähennys suurimmasta mahdollisesta näiden alueiden toimilla saavutettavasta happamoittavan kuormituksen vähennyksestä. Happamoittava kuormitus on tässä määritelty rikkilaskeuman ja denitrifikaatiolla korjatun typpilaskeuman summana, eli kaavoissa (5) - (7)  $CL_i^{S+N} = CL_i^S + CL_i^N$ . Laskeumaa tarkastellaan viidessä eteläisimmän Suomen EMEP-ruutuja vastaavassa reseptorissa. Laskeuman rajoitustavoite on laskettu kullekin reseptorille erikseen ja kaikissa reseptoreissa vaaditaan vähintään rajoitustavoitteen mukainen laskeuman väheneminen.

Laskennan tulokset esitetään perustapaukselle taulukossa 13. Rajoitustavoitteeksi on valittu 20, 40, 60 ja 80 % suurimmasta mahdollisesta happamoittavan kuormituksen rajoituksesta, joka voidaan saavuttaa Suomen ja lähialueiden päästöjen vähennyksillä tässä raportissa kuvatuilla keinoilla. Perustapauksessa denitrifikaatiokorjaukselle on käytetty arvoa 0,8 ja reallokointitekijälle arvoa 2/3. Taulukon 12 tulosten mukaan, jos rajoitustavoitteeksi asetetaan 20 %, päästöjen rajoitustoimet kohdistuisivat rikkipäästöihin ja ammoniakkipäästöihin sekä noin 80 % kustannuksista kertyisi lähialueiden toimista. Kun tavoitetasoa korotetaan 60 prosenttiin, vähennystoimet kohdistuisivat myös typenoksidipäästöihin. Suomen SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästöjen rajoituksen kustannusfunktio (kuva 8) on erityisesti vähennystoimien alussa suhteellisen harva. Jos ruudukko olisi tiheämpi, NO<sub>x</sub>-rajoituksia saattaisi tulla voimaan jo alemmilla kuormituksen rajoitustasoilla. Taulukkoon 13 on otettu mukaan myös rajoitustavoite 100 %. Sitä vastaavat päästöjen rajoituskustannukset ovat kaikkien niiden toimien kustannukset, jotka on otettu huomioon kustannusfunktioissa. Luotettavimmillaan kustannusoptimointien tulokset ovat tapauksissa, joissa useita päästörajoitustoimia tapautuu, mutta tilanne ei vielä ole kustannusfunktion ylärajan lähellä.

Suomen kustannusten osuus kokonaiskustannuksista on noin 20 - 30 prosenttia rajoitustavoitteesta riippuen. Rajoitustavoitteen tasolla 80 % on Viron osuus kustannuksista noin 20 %, Pietarin alueen yli 40 % ja Karjala sekä Kuolan yhteensä noin 10 %. Noin kolme neljäsosaa kustannuksista kohdistuisi rikkipäästöjen vähentämiseen ja vain noin viisi prosenttia ammoniakkipäästöjen vähentämiseen. Suomessa rikkipäästöjen ja typenoksidipäästöjen vähentämiseen kohdistuisi noin 90 % kustannuksista ja ammoniakkipäästöjen vähentämiseen noin 10 %. Tarkastelluissa tilanteissa Suomen rikkipäästöjen vähentäminen ohjaa typenoksidipäästöjen vähentämistä.



*Taulukko 13. Päästönvähennysten jakautuminen eri kaasuille ja eri lähialueille minimoitaessa päästörajoituksen kokonaiskustannukset. Suomen ja lähialuieden päästöjen aiheuttamalle happamoittavalle kuormitukselle on esitetty useita prosentuaalisia rajoitustavoitteita verrattuna suurimpaan mahdolliseen.*

Rajoitus- tavoite *)	Lähdealue	Vuositaisen päästön vähennys [kt]			Kustannukset [MFIM/a]
		SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	
20 %	Suomi	20	0	1	60
	Lähialueet	260	0	5	260
40 %	Suomi	44	0	5	170
	Lähialueet	350	0	5	590
60 %	Suomi	57	34	8	380
	Lähialueet	640	1	7	1 100
80 %	Suomi	84	49	8	880
	Lähialueet	760	35	10	2 200
(100 %)	Suomi	94	79	9	2 300
	Lähialueet	940	120	11	6 600

\*) Reseptorikohtainen happamoittavan kuormituksen aleneminen verrattuna suurimpaan mahdolliseen alenemiseen, joka voidaan saavuttaa Suomen ja lähialuieden päästöjen vähennyksillä.

Taulukossa 14 esitetään päästönvähennysten suhteellinen jakautuminen Suomen ja lähialuieden välillä minimoitaessa kokonaiskustannuksia. Taulukossa 13 esitetyn perustapauksen lisäksi taulukkoon otettiin myös herkkyytarkasteluna tuloksia, joissa oletettiin denitrifikaatiokorjaukseksi 0,9 tai 1,0 tai reallokaatiotekijäksi 1/3. Samoin taulukossa 14 esitetään tapauksia, joissa Länsi-Suomen laskeumaruutuja on jätetty tarkastelusta pois. Tarkastelluista päästölähteistä aiheutuu näihin jonkin verran muita laskeumaruutuja pienempi laskeuma, joka kuitenkin voi ohjata optimoinnin tulosta. Jos kyseiset ruudut jätetään pois tarkastelusta, lähialuieden kustannusosuus hiukan kasvaa, koska tarkastelualueen painopiste siirtyy lähemmäksi lähialueita. Lähialuieden päästörajoituskustannusten olettaminen 20 prosenttia pienemmäksi siirtäisi niiden kustannusosuutta noin 1 - 5 prosenttia alemmas. Lähialuieden kustannusten alentaminen lisää päästönvähennysten käyttöä lähialueilla, mikä kompensoi kustannusten alentamista. Lähialuieden rikkipäästöjen rajoittamisen kustannusarvot ovat ilmeisesti suhteellisen luotettavia, kun taas kustannusten yliarviointi on mahdollista etenkin ammoniakkipäästöjen rajoittamisessa.

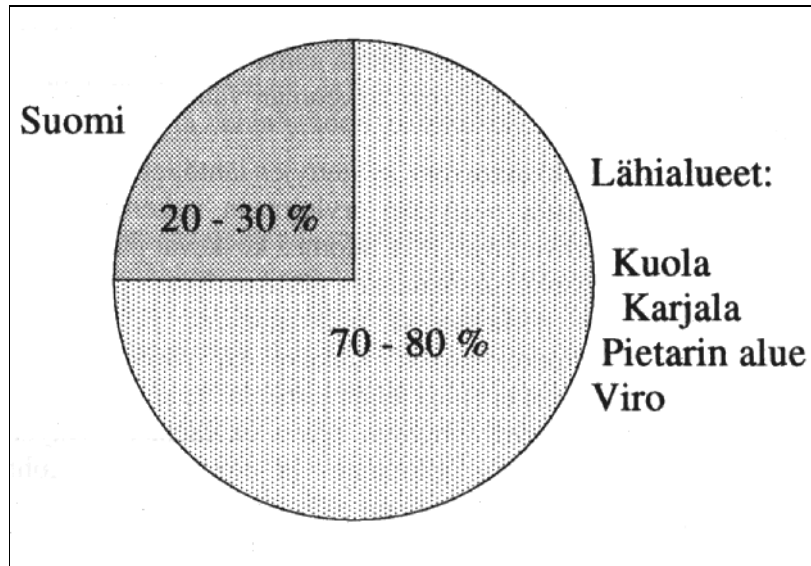
Päästörajoituksen kustannusoptimoinnin perustapaus on laskettu ilman verojen huomioonottoa. Kokonaistalouden kannalta veroja ei siis ole nähty kustannuksina vaan tulonsiirtoina. Vertailun vuoksi on haluttu tutkia, mitä Suomen energiaverojen huomioonotto merkitsisi optimaalisessa päästörajoituskustannusten jakaumassa. Tätä varten laskettiin ottaen huomioon verot vuoden 1995 tilanteen mukaisesti Suomen SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästörajoitusten kustannukset, joita käytetään päästörajoitusten

optimoinnissa Suomen ja lähialueiden välillä. Taulukossa 14 esitetään tarkastelun tulos, jonka mukaan Suomen energiaverojen huomioonotto siirtäisi päästörajoitusten painopistettä hiukan lähialueiden suuntaan. Taulukossa 14 esitetään myös laskentatapaus, jossa Suomen energiajärjestelmän kehitystä on simuloitu ottaen huomioon verot, mutta päästörajoitusten kustannuspintaa muodostettaessa verojen osuus päästörajoituksen kustannuksista on jätetty pois.

*Taulukko 14. Lähialueilla suoritettavien toimenpiteiden kustannusosuus eri oletuksilla minimoitaessa päästörajoituksen kokonaiskustannukset ( $f$  = denitrifikaatiokorjaus,  $x$  = reallokointikorjaus).*

	Rajoitustavoite				
	20 %	40 %	60 %	80 %	100 %
Perustapaus ( $f = 0,8$ ; $x = 2/3$ )	81	77	75	72	74
V1. $f = 0,8$ ; $x = 1/3$	80	77	71	71	74
V2. $f = 0,9$ ; $x = 2/3$	81	77	75	72	74
V3. $f = 1,0$ ; $x = 2/3$	80	77	75	67	74
V4. Länsi-Suomesta poistettu laskentaruutu (Satakunta) 84	82	76	72	74	
V5. Länsi-Suomesta poistettu 2 laskentaruutua (Satakunta ja Häme)	85	83	76	72	74
V6. Lähialueiden kustannuksia alennettu 20 %	78	75	70	71	69
V7. Suomessa energiaverot huomioon				77	
V8. Suomen energiajärjestelmän kehityksessä verot, mutta poistettu kustannusfunktioista				72	

Yhteenvetona happamoittavien päästöjen rajoittamisen kustannustehokkuustarkastelusta voidaan todeta, että pyrittäessä minimoimaan päästörajoitusten kokonaiskustannukset Suomessa ja Suomen lähialueilla, Virossa, Pietarissa ja sen alueella, Karjalassa sekä Kuolassa, noin kolme neljäsosaa kustannuksista kertyisi lähialueilta ja noin yksi neljäsosa Suomesta (kuva 16). Lähialueiden kustannusosuus on tehtyjen tarkastelujen mukaan noin 70 - 80 prosenttia riippuen mm. tarkasteltujen päästölähteiden aiheuttaman happamoittavan kuormituksen rajoitustavoitteesta sekä muista laskentaoletuksista.



*Kuva 16. Happamoittavien SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>- ja NH<sub>3</sub>-päästöjen rajoituskustannusten jakauma Suomen sekä lähialueiden, Viron, Pietarin alueen, Karjalan ja Kuolan, välillä minimoitaessa päästöjen rajoittamisen kokonaiskustannukset.*

## 6 TULOSTEN TARKASTELUA

Tutkimuksessa selvitettiin, miten happamoittavien päästöjen rajoitustoimet tulisi suunnata, jotta Suomen happamoittavaa laskeumaa vähennettäisiin mahdollisimman tehokkaasti kustannukset huomioon ottaen. Tarkastelualueeksi rajattiin Suomi ja sen lähialueet Viro, Pietari ympäristöineen, Karjala ja Kuola. Tätä aluetta laajemman alueen sisällyttäminen kustannustehokkuustarkasteluihin ei ole enää kovin perusteltua, jos tarkastellaan vain Suomen alueella tapahtuvan laskeuman vähentämisen kustannustehokkuutta. Laajemmalla alueella tehdyt toimet vaikuttavat luonnollisesti myös Suomen laskeumaan, mutta nämä toimet nähdään ensisijaisesti tehtävän muiden alueiden kuin Suomen laskeuman vähentämiseksi.

Tutkimuksen tuloksissa on epätarkkuutta mm. käytettyjen lähtötietojen epätarkkuuden vuoksi. Rikki- ja NO<sub>x</sub>-päästöt pystytään arvioimaan tarkemmin kuin ammoniakkipäästöt. Samoin on otaksuttavaa, että Suomea koskevat päästötiedot ovat tarkempia kuin lähialueita koskevat suomalaisten perusteellisten päästötilastojen takia. Rikkipäästöt arvioidaan periaatteessa polttoaineiden ja raaka-aineiden rikkipitoisuuksien avulla huomioon ottaen tuhkaan tai rikinpoistojätteeseen sitoutuva rikki. Typenoksidipäästöissä ei voida tehdä samanlaista ainetasetarkastelua, koska polttoprosessissa ilman typpeä muuntuu typen oksideiksi. Käytännössä molemmat em. päästölajit arvioidaan polttoaine- ja polttotekniikkakohtaisella päästökertoimella ottaen huomioon mahdollinen päästöjen puhdistus. Ammoniakkipäästöjen arviointi perustuu merkittävimmän lähteen, maa- ja karjatalouden osalta, toiminnan laatua kuvaavien volyymien ja päästökerrointen käyttöön.

Päästöjen rajoituskustannusten arviointi sisältää myös epätarkkuutta. Suomen osalta on käytettävissä melko yksityiskohtainen energiamalli, jonka avulla voidaan arvioida SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästöjen kehitystä ja päästönrajoituksen kustannuksia. Arviot lähialueiden päästörajoituskustannuksista perustuvat toisaalta aiemmin tehtyihin suuria lähteitä koskeviin selvityksiin ja toisaalta karkeisiin arvioihin muista sektoreista. Päästöjen ja niiden rajoituskustannuksien lisäksi epätarkkuutta tuloksiin aiheutuu myös leviämiskertoimien epätarkkuudesta ja käytetystä typen happamoittavan vaikutuksen kuvauksesta. Leviämiskertoimet on saatu EMEP-leviämismallin tuloksista. Tulosten riippuvuutta lähtötietojen epävarmuudesta on pyritty arvioimaan herkkyystarkastelujen avulla.

Koska useat laskennan vaiheet sisältävät epätarkkuutta, ei mitään laskentamallin osaa kannata kuvata suhteettoman tarkasti muihin osiin nähden. Kokonaisepäätarkkuus jää joka tapauksessa suureksi tarkasteltaessa tuloksia absoluuttisina arvoina. Toisaalta tutkimuksessa ollaan kiinnostuneita tuloksista enemmänkin suhteelliselta pohjalta: missä suhteessa päästönrajoitukset tulisi kodistaa Suomeen ja missä lähialueille sekä missä suhteessa toimet tulisi kohdistaa rikkiin, typenoksideihin ja ammoniakkiin.

Työssä tarkasteltiin rikin ja typen happamoittavaa vaikutusta. Typellä on happamoittavan vaikutuksen lisäksi rehevöittävä vaikutus. Laskeuman mukana maahan tulevaa typpeä kuluttavat maaperästä puiden kasvu, immobilisaatio, metsäpalot, eroosio ja haihtuminen (Posch et al. 1993 ja 1995). Näiden prosessien vaikutuksesta yleensä noin 0,2 - 0,5 g N m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> tyyppistä poistuu happamoittamatta maa-perää. Typpilaskeumaa

kuluttaa maassa myös denitrifikaatio. Sen arvioidaan poistavan maaperästä tietyn osuuden em. prosessien yli jäävästä typestä. Tämän osuuden arvioidaan olevan Suomessa noin 10 % kangasmailla ja jopa 80 % turvemilla (Johansson et al. 1995). Jäljelle jäävä typpi vaikuttaa sekä happamoittavasti että rehevöittävästi. Havumetsäekosysteemeissä tämän jäljelle jäävän typen arvioidaan aiheuttavan ekosysteemiä muuttavaa ravinne-epätasapainoa jo melko pieninä määrinä  $0,1 - 0,2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Eteläisimmässä Suomessa tyypillinen kokonaisrikki- ja -typpilaskeuma vuoden 2005 tasolla olisivat  $0,6 \text{ g S m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ja  $0,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  ilman tässä työssä käsiteltäviä Suomen ja lähialueiden päästörajoitustoimenpiteitä. Näistä laskeuma-arvoista rikin tapauksessa noin 60 % aiheutuu Suomen ja lähialueiden päästöistä, kun taas typen tapauksessa noin 30 %.

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan päästörajoitustoimenpiteitä, jotka eivät kohdistu kaikkiin päästölähteisiin vaan ainoastaan Suomessa ja sen lähialueilla tapahtuviin päästöihin. Koska kokonaislaskeumataso riippuu kaikista päästöistä, ei tarkastelemalla vain rajatun alueen päästörajoitustoimia ole välttämättä perusteltua pyrkiä kokonaislaskeumatasossa alle tiettyjen kynnyksmäisten laskeumakriteerien, kuten rehevöittävä typpikuormituksen. Tulosten mukaan Suomen ja lähialueiden kaikki työssä tarkastellut päästörajoitustoimet vähentäisivät eteläisimmän Suomen rikkilaskeumaa noin 40 %. Sen sijaan typpilaskeuma eteläisimmässä Suomessa vähenisi vain noin 10 %, jos kaikki Suomen ja sen lähialueiden laskennassa kuvatut typpipäästöjen rajoitustoimet otettaisiin käyttöön. Tämän vuoksi tutkimuksessa tarkastellaan lähinnä happamoittavan kuormituksen vähenemistä olettaen, että tarkastelun alueen typpilaskeuma ylittää tason, jolla happamoittava vaikutus alkaa. Tarkasteltujen päästörajoitusratkaisujen seurauksena myös rehevöittävä typpilaskeuma aina vähenee.

Typenoksidit ovat myös terveydelle haitallisia suurina pitoisuuksina. Sellaisia saastumistilanteita, joissa ilman typenoksidipitoisuudet nousevat haitalliselle tasolle, voisi sattua enimmäkseen kaupunkiolosuhteissa talvisin. Tällöin voi olla suhteellisen pitkäaikaisia inversiotilanteita, joissa ilman sekoittuminen on vähäistä. Merkittävin saastelähde on tällöin liikenne, jonka päästöt tapahtuvat inversiokerroksessa, kun taas energiantuotannon ja teollisuuden päästöt tapahtuvat pääosin inversiokerroksen yläpuolella. Typenoksidipäästöt lisäävät myös alailmakehän otsonin muodostumista. Otsonin muodostumiseen vaikuttavat myös ns. VOC-päästöt ja auringonvalo. Suurimmat otsonipitoisuudet ilmenevät Suomessa kaukokulkeutumistilanteissa, yleensä kevät- ja kesäaikaan, jolloin aurinkoa on runsaasti. Päästöjen rajoittamista, joka ottaa huomioon sekä happamoittavan vaikutuksen, rehevöittävä vaikutuksen sekä otsonin lisääntyneen pitoisuuden kautta tulevat vaikutukset, tarkastellaan ns. multi-pollutant - multi-effect - lähestymistavassa. Tämä johtaa helposti monitavoiteoptimointiin, jonka soveltaminen käytännön päätöksentekoon on usein vaikeaa. Tällainen hanke on kuitenkin meneillään mm. IIASA:ssa seuraavan, Euroopan kattavan päästörajoituspöytäkirjan tueksi.

Tämän tutkimuksen näkökulma, jossa laskeumareseptoreja valitaan ainoastaan Suomen alueelta, johtaa siihen, että Suomessa tehtävien päästörajoitustoimien merkitys korostuu. Jos reseptoreja olisi myös Suomen ulkopuolella, olisi mahdollista, että lasketuissa optimitalouksissa aiempaa suurempi osa päästörajoitustoimista olisi Suomen ulkopuolella.

## 7 YHTEENVETO

Jotta Suomen alueen happamoittavaa laskeumaa voitaisiin vähentää mahdollisimman kustannustehokkaasti, pyrittiin tässä tutkimuksessa selvittämään, miten päästöjenrajoitustoimet tulisi suunnata Suomen ja sen lähialueiden, Viron, Pietarin ympäristöineen, Karjalan ja Kuolan välillä, sekä miten päästörajoitustoimet tulisi kohdistaa eri päästölajeille. Tätä varten työssä selvitettiin rikkidioksidi-, typenoksidi- ja ammoniakkipäästöjen rajoittamiskustannukset kyseisillä alueilla. Kustannustehokkuustarkastelut tehtiin vuosien 2000 - 2005 tasolla.

Suomen energia- ja teollisuusjärjestelmän kehitystä simuloitiin EFOM-ENV-energiajärjestelmämallin avulla. Suomen rikkidioksidipäästöt vuonna 1994 olivat 117 kt. Ilman uusia päästörajoituksen lisätoimenpiteitä rikkidioksidipäästöt olisivat vuonna 2005 noin 140 kt mallilla tehtyjen laskelmien mukaan. Vastaavasti typenoksidipäästöt vuonna 1994 olivat 283 kt, ja ilman lisätoimenpiteitä ne olisivat vuonna 2005 noin 210 kt. Rikkidioksidi- ja typenoksidipäästöjen rajoittamiskustannukset arvioidaan päästöjen rajoittamisen vuosikustannuksina noin vuonna 2005. Koska useat päästörajoituksiin johtavat toimet vaikuttavat samalla rikkipäästöihin ja typenoksidipäästöihin, ei voida laskea erikseen näiden päästölajien rajoittamisen kustannuksia. Päästörajoituksen kustannukset kuvataan sekä rikkidioksidi- että typenoksidipäästöjen yhteisenä funktiona. Lähialueiden energia- ja teollisuusjärjestelmistä ei ole käytettävissä samanlaista mallia kuin Suomen järjestelmästä. Tämän vuoksi päästöjen rajoituksen kustannukset arvioidaan erikseen rikille ja typen oksideille. Arviot perustuvat lähialueita koskeviin konsulttiselvityksiin sekä sektorikohtaisiin tarkasteluihin. Ammoniakkipäästöjen tärkein lähde on maatalous. Päästöjen rajoituksen kustannukset arvioidaan toimenpidekohtaisten investointi- ja käyttökustannusten pohjalta.

Tutkimuksessa kehitettiin laskentamalli, jonka avulla voidaan laskea minimikustannukset, joilla päästään haluttuun laskeumatavoitteeseen. Mallin lähtötietoina ovat päästöjen rajoittamisen kustannusfunktiot (kustannukset, joilla tietty päästötaso saavutetaan) lähdealueittain rikkidioksidille, typenoksideille ja ammoniakille sekä kulkeutumiskertoimet, jotka kuvaavat päästölähteen aiheuttamaa laskeumaa tarkasteluruuduissa. Lisäksi mallissa on kuvaus happamoittavalle kuormitukselle. Optimointi suoritetaan lineaarisen ohjelmoinnin avulla.

Jos eteläisen Suomen alueen happamoittavaa kuormitusta pyritään rajoittamaan minimikustannuksilla, noin kolme neljäsosaa päästöjen rajoituksen kustannuksista kertyisi tutkimuksessa tehtyjen tarkastelujen mukaan lähialueilta, Virosta, Pietarin alueelta, Karjalasta ja Kuolasta, ja noin yksi neljäsosa Suomessa tehtävistä toimenpiteistä. Kustannusten optimaalinen jakauma Suomen ja lähialueiden välillä riippuu melko vähän siitä, miten voimakkaasti näiden päästölähteiden aiheuttamaa kuormitusta Suomessa halutaan vähentää. Jos kuormituksen rajoitustavoite on pieni, päästöjen rajoitukset tulisi tulosten mukaan kohdistaa ensisijaisesti rikkipäästöihin sekä jossakin määrin ammoniakkipäästöihin ja, jos rajoitustavoitetta voimistetaan, myös typenoksidipäästöihin.

# LÄHTEET

Alcamo, J., Shaw, R. & Hordijk, L. (Eds.) 1990. The RAINS model of acidification, science and strategies in Europe. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 402 s.

Amann, M., Klaassen, G. & Schöpp, W. 1993. Closing the gap between the 1990 deposition and the critical sulfur deposition values. Background paper. Laxenburg, Austria: International Institute of Applied Systems Analysis. 43 s.

Anttila, P. & Tähtinen, M. (toim.) 1992. Rikki- ja typpilaskeuman kehitys Suomessa 1980 - 1990. Helsinki: Ilmatieteen laitos, N:o 1992:2. 28 s.

ApSimon, H. 1994. Assessing the potential for abatement of ammonia emissions and the associated costs: illustrated by application to the hypothetical country IFLAND. The Potential for Abatement of Ammonia Emissions from Agriculture and the Associated Costs. Workshop at Culham Laboratory 31 October - 2 November 1994. London: Imperial College. S. 7 - 23.

Aunela, L., Häsänen, E., Kinnunen, V., Larjava, K., Mehtonen, A., Salmikangas, T., Leskelä, J. & Loosaar, J. 1995. Emissions from Estonian oil shale power plants. Oil Shale, Vol 12, No 2, s. 165 - 177.

Bolz, K. & Polkowski, A. 1992. Der St. Peterburg Wirtschaftsraum. Hamburg, Verlag Weltarchiv. 175 s.

Boström, S. 1994. Greenhouse gas inventory in Finland based on IPCC Draft Guidelines. Energy and Industry. Turku: Prosessikemia.

Dawson, D. 1995. A review of options for reducing ammonia emissions from agriculture. Paper prepared for the ECE Workshop on Options for Reducing Emissions of Ammonia from Agricultural Sources, the Hague, The Netherlands, 8 - 10 May, 1995. 14 s.

Downing, R. J., Hettelingh, J.-P., de Smet, P. A. M. (Eds.) 1993. Calculation and mapping of critical loads in Europe, status report 1993. The Netherlands. Coordination Centre for Effects. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven. 163 s.

ECE 1995. Draft report on ammonia abatement techniques. ECE Convention on long-range transboundary air pollution. working group on technology. The Hague, The Netherlands. Ministry of Housing, Spatial planning and Environment, Division of Agriculture, 30 s. + liitt.

ECETOC 1994. Ammonia emissions in western Europe. Brussels: ECETOC. 196 s. Technical Report No. 62.

Energiatilastot 1995. Energiatilastot vuodelta 1994. Tilastokeskus, Energia 1995:1. 126 s.

Grönroos, J. 1993. Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Helsinki: 139 s. (Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A-163)

Helander, J. & Mälkiä, P. 1994. Uusien järjestelmien käyttöönoton vaikutukset. Käytännön Maamies 9B, s. 10 - 11.

Häkkinen A., Markkanen K., Hongisto M., Kartastenpää R., Milyaev V., Yasensky A., Kuznetsov V., Kopp I. & Kivivasara J. 1995. Emission in St. Petersburg, the Leningrad area and Karelia. Proceedings of the 10th World Clean Air Congress, Volume 1: Emissions and Control. Espoo, Finland. May 28 - June 2. Helsinki: The Finnish Air Pollution Prevention Society.

Johansson, M., Kämäri, J., Forsius, M., Syri, S., Laurila, T., Lindfors, V. & Tarvainen, T. 1995. National Focal Centre Report, Finland. In: Posch, M., de Smet, P. A. M., Hettelingh, J.-P. & Downing, R. J. (eds.). Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status report 1995 Bilthoven, The Netherlands: Coordination Center for Effects, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe. S. 110 - 114. RIVM Report no. 259101004.

Johansson, M. & Savolainen, I. 1990. Regional acidification of forest soils. In: Kauppi, P., Kenttämies, K. & Anttila, P. (eds.) Acidification in Finland. Heidelberg: Springer, s. 253 - 269.

Kangas, L., Pipatti, R., Savolainen, I. & Tähtinen, M. 1991. Eri päästölähteiden merkitys päästöjen kehitysarvioissa, laskeumassa ja metsämaan happamoitumisessa. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 66 s. + liitt. 2 s. VTT Tiedotteita 1237.

Kivivasara, J. 1993. Eestin ammoniakkipäästöt. Helsinki: Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatuosasto. 29 s.

Korkman, J. 1994. Lähialueiden luonnonvarojen tila ja kehitysnäkymät. Maatalous. Uusiutuvien luonnonvarojen ja kestävästä käytön uhat ja uudet haastet. Luonnonvarainneuvoston tilaisuus 27.4.1994. (Muistio)

Kämäri, J., Forsius, M., Johansson, M. & Posch, M. 1992. Happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus Suomessa. Helsinki: Ympäristöministeriö, 59 s. Selvitys 111.

Kämäri, J., Posch, M., Johansson, M. & Forsius, M. 1993. National focal centre report - Finland. In: Downing, R. J., Hettelingh, J.-P. & de Smet, P. A. M. (Eds.) 1993. Calculation and mapping of critical loads in Europe, status report 1993. Bilthoven, the Netherlands. Coordination Centre for Effects. National Institute of Public Health and Environmental Protection. S. 79 - 81.

Laurila, T., Tuovinen, J.-P. & Lättilä, H. 1991. Lapin ilmansaasteet. Helsinki: Ilmatieteen laitos. 67 s.

Lehtilä, A. 1995. Uusien energiatekniikoiden ja päästönvähennysten potentiaali Suomessa. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 73 s. + liitt. 8 s. VTT Tiedotteita 1697.



Lehtilä, A., & Pirilä, P. 1991. Energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen kokonaismalli. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 54 s. + liitt. 44 s. VTT Tiedotteita 1313.

Lehtilä, A., & Pirilä, P. 1993. Suomen energiaperäisten hiilidioksidipäästöjen vähentäminen ja verot sen ohjauksena. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 102 s. VTT Julkaisuja 785.

Lehtilä, A., Savolainen, I. & Tuovinen, J.-P. 1991. Rikkilaskeuman kustannuksiltaan edullisin pienentäminen kotimaisin ja ulkomaisin päästönrajoitustoimin. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 47 s. VTT Tiedotteita 1212.

Maatilahallitus 1992. Maatilatilastollinen vuosikirja 1991. Helsinki. 254 s. (Suomen Virallinen Tilasto: Maa- ja metsätalous 1992:2)

Ministry of the Environment of Finland 1991. Environmental priority action programme for Leningrad region, Karelia and Estonia. Synthesis report. 191 s.

Murmansk Region Department of Statistics 1992. Murmansk region in figures '92. 16 s.

Mäkelä, K. & Salo, M. 1994. Traffic emissions in Russia and the Baltic States. ST. Petersburg, Leningrad Oblast, Republic of Karelia, Estonia, Latvia, Lithuania. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 49 s. VTT Research Notes 1569.

Pipatti, R. 1990. Ammoniakkipäästöt ja -laskeuma Suomessa. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 41 s. + liitt. 4 s. VTT Tutkimuksia 711.

Pipatti, R. 1992. Ammonia emissions in Finland. In: Klaassen, G. (ed.). Ammonia emissions in Europe: emission coefficients and abatement costs. Proceedings of a workshop held in IIASA, Laxenburg, Austria, 4 - 6 February 1991. Laxenburg, Austria: IIASA. S. 55 - 64.

Posch, M., Hettelingh, J.-P., Sverdrup, H. U., Bull, K. & de Vries, W. 1993. Guidelines for the computation and mapping of critical loads and exceedances of sulphur and nitrogen in Europe. In: Downing, R. J., Hettelingh, J.-P. & de Smet, P. A. M. (Eds.) 1993. Calculation and mapping of critical loads in Europe Status report 1993. Bilthoven, the Netherlands: Coordination Centre for Effects. National Institute of Public Health and Environmental Protection. S. 25 - 38.

Posch, M., de Vries, W. & Hettelingh, J.-P. 1995. Critical loads of sulfur and nitrogen. In: Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P., Downing, R.J. (eds.). Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status report 1995. Bilthoven, the Netherlands: Coordination Center for Effects, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe. S. 31 - 41. RIVM Report no. 259101004. S.

Savolainen, I. & Tähtinen, M. 1989: Emissions of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and CO<sub>2</sub> in Finland - Future Control Scenarios. In: Kraftwerk und Umwelt. S. 51 - 55.

Savolainen, I. 1991. Optimal policy for the reduction of sulphur emissions and deposition in Finland. In: Leppänen, S. & Valppu, P. (Eds.): Proceedings of the Workshop on Economic Instruments in Environmental Policy. Helsinki: Government Institute for Economic Research. S. 19 - 32. Publications 3.

Savolainen, I. & Tähtinen, M. 1992. *Ein Szenario für die Verminderung der NO<sub>x</sub>-Emissionen in Finnland*. Tagung "Abgasemissionen und Immissionen durch den Straßenverkehr", 10. und 11. September 1992. Technische Universität Graz. Mitteilungen des Institutes für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Heft 64. S. 463 - 468.

Skorve, J. 1991. The Kola satellite image atlas. Perspectives on arms control and environmental protection. Oslo: The Norwegian Atlantic Committee. S. 116 - 125.

State Energy Department 1993. Estonian energy 1992. Tallinn: Republic of Estonia. 46 s.

Statistical Office of Estonia 1994. Estonia in figures. Tallinn. 36 s.

Statistisches Bundesamt 1994a. Länderbericht Estland 1993. Wiesbaden. 156 s.

Statistics Finland 1993. Karelia in Figures '93. State committee for Statistics, Republic of Karelia. 24 s.

Suunnittelukeskus 1995. Feasibility study on pollution control of large pig breeding complexes. Helsinki. 69 s. + liitt.

Swedish Board of Agriculture & Swedish Environmental Protection Agency 1994. Swedish measures to reduce ammonia losses in agriculture. Jönköping/Solna. 30 s.

Takamäki, K. 1990. Lannoitteiden myynnin jakautuminen maatalouskeskusalueittain lannoitusvuonna 1989/90. Helsinki: Kemira Oy. 20 s.

Tähtinen, M. 1991. Suomen SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-päästöjen kehitysarviot ja päästöjen rajoittamisen kustannukset. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 53 s. VTT Tiedotteita 1199.

Tähtinen, M. & Nurste, H. 1992. Energy use and emission scenarios to the year 2000 for Estonia. Espoo: Technical Research Centre of Finland. 42 s. + liitt. 6 s. VTT Research Notes 1334.

Tähtinen, M. & Pipatti, R. 1992. Typenoksidien ja ammoniakkin päästöt vuonna 1990. Espoo: VTT Tutkimusselostus YDI-49/92. 29 s.

Varis, E. 1993. Karjalan tasavalta tänään. Joensuu: Pohjois-Karjalan lääninhallitus, Joensuun Yliopisto, Mekrijärven tutkimusasema. 50 s.

Venäjän Federaation Ympäristönsuojelu- ja luonnonvarainministeriö 1994. Katsaus

Murmanskin alueen ilmakehää saastuttavien aineiden päästöihin vuonna 1993. Murmansk: Murmanskin alueen ekologia- ja luonnonvarainkomitea. S. 29.

World Bank 1993a. Estonia - The transition to a market economy. Washington: A World Bank Country Study. 330 s.