

TAMPEREEN SEUDUN
TYPENOKSIDIPÄÄSTÖJEN LEVIÄMISLASKELMAT
VUOSILLE 2000 JA 2020

Jatta Salmi
Harri Pietarila
Timo Rasila



ILMATIETEEN LAITOS
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE

**TAMPEREEN SEUDUN
TYPENOKSIDIPÄÄSTÖJEN LEVIÄMISLASKELMAT
VUOSILLE 2000 JA 2020**

**Jatta Salmi
Harri Pietarila
Timo Rasila**

**ILMATIETEEN LAITOS – ILMANLAADUN TUTKIMUS
Helsinki 7.11.2002**

ISBN 951-697-569-0
Valopaino Oy
Helsinki

TAMPEREEN SEUDUN TYPENOKSIDIPÄÄSTÖJEN LEVIÄMISLASKELMAT VUOSILLE 2000 JA 2020

TIIVISTELMÄ–Tutkimuksessa kartoitettiin Tampereen seudun (Tampere, Kangasala, Lempäälä, Nokia, Pirkkala ja Ylöjärvi) energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden sekä autoliikenteen typenoksidipäästöt vuodelle 2000 ja arvioitiin vastaavat päästöt vuodelle 2020. Vuoden 2000 ja arvioitujen vuoden 2020 päästöjen aiheuttamat alueelliset typpidioksidin (NO₂) ja typen oksidien (NO_x) ulkoilmapitoisuudet selvitettiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyillä matemaattis-fysikaalisilla tietokonemalleilla, ns. kaupunkimallilla ja viivalähdemallilla. Lisäksi työssä määritettiin Ilmatieteen laitoksen laskeumamallilla tutkimusalueen vuosien 2000 ja 2020 päästöjen aiheuttama alueellinen typpilaskeuma ja tehtiin arviot typpiyhdisteiden kokonaislaskeumasta, joihin vaikuttavat myös tutkimusalueen ulkopuoliset koti- ja ulkomaiset päästöt.

Tutkimusalueen vuoden 2000 typen oksidien kokonaispäästöiksi saatiin päästökartoituksissa 5625 tonnia typpidioksidina ilmaistuna, josta autoliikenteen osuus oli 77 % (4340 tonnia) ja pistelähteiden osuus 23 % (1285 tonnia). Vuoteen 2020 mennessä typen oksidien päästöjen arvioitiin pienenevä alle 70 %:iin vuoden 2000 tasosta ollen noin 3770 tonnia vuodessa. Pistelähteiden päästöjen oletettiin pysyvän nykyisellä tasollaan, mutta autoliikenteen päästöjen arvioitiin pienenevän alle 2500 tonniin vuodessa. Sekä suurimmat kuntakohtaiset pistelähteiden että autoliikenteen typenoksidipäästöt syntyvät Tampereella, jonka typenoksidipäästöt olivat yhteensä vuonna 2000 noin 3120 tonnia eli yli 55 % tutkimusalueen kokonaispäästöistä.

Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin vuosia 2000 ja 2020 edustavat typpidioksidin ja typenoksidipitoisuuden vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen aluejakaumat. Leviämislaskelmat tehtiin eri lähderyhmille (pistelähteet ja autoliikenne). Lisäksi tarkasteltiin tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden ja tutkimusalueen ulkopuolisten päästöjen aiheuttaman taustapitoisuuden yhteisvaikutuksia. Mallilaskelmin saatuja pitoisuuksia verrattiin kotimaisiin ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin sekä tutkimusalueella tehtyjen ilmanlaadun mittausten tuloksiin.

Tutkimusalueen korkeimmat typpidioksidin- ja typenoksidipitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan autoliikenteen päästöistä. Vaikka energiantuotanto ja teollisuus vastasivatkin vuonna 2000 yli 20 %:sta ja tehdyn arvion mukaan vuonna 2020 miltei 35 %:sta tutkimusalueella syntyvistä typenoksidipäästöistä, ei niillä ole yhtä merkittävää vaikutusta alueellisiin typen oksidien pitoisuustasoihin. Tutkimusalueen suurimmat typen oksidien pitoisuudet esiintyvät Tampereen keskustan ohella pääasiassa tutkimusalueen vilkkaimpien liikenneväylien sekä vilkkaiden risteysalueiden välittömässä läheisyydessä. Korkeimmat typpidioksidipitoisuudet ylittivät vuonna 2000 Tampereen keskusta-alueen vilkkaiden risteysien lähistössä sekä Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varrella vuorokausikeskiarvoina Suomessa voimassa olevan ohjearvotason 70 µg/m³. Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli 60 µg/m³) olevia pitoisuuksia esiintyisi varsin laajalla alueella Tampereen keskusta-alueella ja vilkkaiden liikenneväylien varsilla. Typpidioksidin tuntiohjearvon (150 µg/m³) suuruisia pitoisuuksia muodostui laskelmissa pienelle alueelle Lempääläntien, Nekalantien ja Viinikankadun risteyksessä. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon (40 µg/m³, alitettava viimeistään 1.1.2010) ylittäviä pitoisuuksia muodostui vuoden 2000 tilanteessa lähinnä pienille

alueille Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varrella sekä vilkkaille risteysalueille.

Vuoden 2020 päästötilanteessa Tampereen seudun typen oksidien pitoisuudet pienensivät verrattuna vuoteen 2000 autoliikenteen päästöjen vähenemisen seurauksena. Tutkimusalueen korkein typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo olisi vuonna 2020 noin 80 %, korkein ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo noin 85 % ja korkein ohjearvoon verrannollinen tuntikeskiarvo hieman alle 80 % vuoden 2000 vastaavista pitoisuuksista. Vuoden 2020 tilanteessa typpidioksidipitoisuuden vuosirajearvo ja vuorokausiohjearvo ylittyisivät enää hyvin pienellä alueella vilkkaalla risteysalueella. Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli 60 µg/m³) olevia pitoisuuksia esiintyisi enää muutamilla keskustan risteysalueilla ja pienehköillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien varrella. Typpidioksidipitoisuuden tuntiohjearvo ei enää ylittyisi vuoden 2020 tilanteessa. Typenoksidipitoisuudet pienensivät vuoden 2020 päästöillä verrattuna vuoteen 2000 suhteellisesti enemmän kuin typpidioksidipitoisuudet, joiden pitoisuudet eivät typen oksidien ilmakemian vuoksi pienene suoraan päästöjen vähenemisen suhteessa. Tutkimusalueen korkein typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo olisi noin 60 % ja korkein vuorokausikeskiarvo noin 50 % vuoden 2000 vastaavista pitoisuuksista.

Leviämislaskelmin saadut tutkimusalueen suurimmat typpidioksidin (NO₂) ja typen oksidien (NO_x) pitoisuudet olivat:

Pitoisuus (µg/m ³)	NO ₂		NO _x	
	2000	2020	2000	2020
Korkein vuosikeskiarvo	55	44	152	89
Korkein vuorokausikeskiarvo	105	79	637	321
Toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	88*	75*	510	254
Korkein tuntikeskiarvo	273	154	2842	1200
Tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	163*	124*	1406	777

*) korkeimmat ohjearvoihin verrannolliset pitoisuudet

Leviämislaskelmin arvioitiin pitoisuuksia myös Tampereella sijaitsevien päiväkotien sijaintipaikoille. Suurimmat typpidioksidipitoisuudet syntyivät ydinkeskustassa ja vilkasliikenteisten teiden läheisyydessä sijaitsevien päiväkotien kohdalle. Vuoden 2000 tilanteessa typpidioksidipitoisuuksien suurimmat vuorokausikeskiarvot olivat ohjearvon suuruisia tai hyvin lähellä ohjearvoa, mutta vuoden 2020 tilanteessa vuorokausikeskiarvot jäivät selvästi alle ohjearvon, korkeimmillaan 84 %:iin ohjearvosta. Typpidioksidipitoisuuden suurimmat tuntikeskiarvot olivat sekä vuoden 2000 että vuoden 2020 tilanteessa alle ohjearvon: korkeimmillaan vuonna 2000 83 % ohjearvosta ja vuonna 2020 68 % ohjearvosta.

Tutkimusalueen päästölähteistä Tampereen seudun typpilaskeumaan vaikuttavat merkittävimmin autoliikenteen päästöt. Tampereen seudun päästölähteiden aiheuttama nitraattityppilaskeuma on mallilaskelmien mukaan tutkimusalueen ulommissa osissa vuonna 2000 alle 25 mg/m² vuodessa ja vuonna 2020 jopa alle 10 mg/m² vuodessa.

Korkein yksittäiseen laskentapisteeseen saatu nitraattitypen laskeuma-arvo oli vuonna 2000 noin 300 mg/m² vuodessa ja vuonna 2020 noin 240 mg/m² vuodessa.

Tutkimuksessa on esitetty arviot Tampereen seudun alueellisesta typen kokonaislaskeumasta, joissa on otettu huomioon muualta Suomesta ja ulkomailta kulkeutuvien päästöjen aiheuttama tausta. EMEPin kaukokulkeumamalleilla tehtyjen sovellutusten mukaan tutkimusalueen keskimääräinen typenoksidiperäinen typpilaskeuma olisi ollut viime vuosina hieman alle 400 mg/m² vuodessa ja kokonaistyppilaskeuma, jossa on huomioitu myös ammoniakkipäästöjen vaikutus, hieman alle 600 mg/m² vuodessa. Nämä laskeuma-arvot sisältävät sekä märkä- että kuivalaskeuman. Typpilaskeuma ylittäisi siten Tampereen seudulla Etelä- ja Keski-Suomen herkimmille metsämaille ja vesistöille määritellyt kriittiset kuormitusarvot. Tutkimusalueen typenoksidiperäisestä typpilaskeumasta oli noin 80 % ja kokonaistyppilaskeumasta noin 75 % ulkomaisten päästöjen aiheuttamaa.

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ

1	JOHDANTO	9
2	TUTKIMUSMENETELMÄT	10
2.1	Meteorologisten tietojen käsittely leviämismalleissa	10
2.2	Kaupunkimalli	11
2.3	Viivalähdemalli	12
2.4	Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallit	13
2.5	Typpilaskeumamalli	15
3	OHJE- JA RAJA-ARVOT SEKÄ KRIITTISET KUORMITUSARVOT	16
4	TUTKIMUKSEN SUORITUS	19
4.1	Meteorologiset lähtötiedot ja typpidioksidin taustapitoisuudet	19
4.2	Päästökartoitukset	20
4.2.1	Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt	20
4.2.2	Autoliikenteen päästöt	21
4.3	Leviämismallilla laskettavat pitoisuudet ja typpilaskeuma	25
5	TULOKSET	27
5.1	Leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot ja typpidioksidin taustapitoisuudet	27
5.2	Päästöt	29
5.2.1	Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt	29
5.2.2	Autoliikenteen päästöt	31
5.3	Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet	32
5.3.1	Pitoisuuksien maksimi-arvot	32
5.3.2	Pitoisuuksien aluejakaumat	33
5.3.3	Typpidioksidipitoisuudet päiväkotien kohdalla	36
5.4	Alueellinen typpilaskeuma	37

6	TULOSTEN ARVIOINTI	39
6.1	Päästöt ja päästökartoitusmenetelmät	39
6.1.1	Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt.....	39
6.1.2	Autoliikenteen päästöt.....	40
6.2	Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet	44
6.2.1	Vuosien 2000 ja 2020 pitoisuuksien vertailua	44
6.2.2	Pitoisuuksien suhde ohje- ja raja-arvoihin	46
6.2.3	Mitattujen ja leviämislaskelmilla saatujen pitoisuuksien vertailua ..	50
6.2.4	Päiväkotien kohdalle syntyneet typpidioksidipitoisuudet	53
6.2.5	Tausta-alueiden typenoksidipitoisuudet.....	54
6.2.6	Taajamien typenoksidipitoisuudet.....	56
6.3	Alueellinen typpilaskeuma	57
7	JOHTOPÄÄTÖKSET	59
8	SUOSITUKSIA ILMANLAADUN SEURANTAAN	63
	VIITELUETTELO	74

LIITTEET

LIITEKUVAT

1 JOHDANTO

Tutkimuksen tavoitteena oli hankkia päästökartoituksin ja Ilmatieteen laitoksella kehitetyillä ilman epäpuhtauksien leviämistä kuvaavilla tietokonemalleilla tietoa Tampereen ja sen lähikuntien ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Tarkastelujen kohteena olivat Tampereen, Kangasalan, Lempäälän, Nokian, Pirkkalan ja Ylöjärven energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden sekä autoliikenteen typenoksidipäästöt. Leviämismallilaskelmilla tuotettiin tutkimusalueelle typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien alueelliset jakaumat sekä typenoksidipäästöistä aiheutuva nitraattitypen laskeuma vuoden 2000 päästötilanteessa ja vuodelle 2020 arvioidussa päästötilanteessa. Vuoden 2020 tarkastelu tehtiin Tampereen kaupunkiseudun rakennesuunnitelman 2020 vaihtoehdolle 2b ”voimakkaan kasvun kaupunkiseutu”, jossa oletetaan seudun väestönkasvuksi 50000 asukasta.

Leviämlaskelmissa saatuja pitoisuuksia on työssä verrattu ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin. Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut ohje- ja raja-arvot koskevat typpidioksidin (NO₂) pitoisuuksia ulkoilmassa ja kasvillisuuden suojelemiseksi annettu raja-arvo typen oksidien (kokonais-NO_x = NO + NO₂) pitoisuuksia ulkoilmassa. Typpilaskeuman vertailuarvoina on käytetty Suomen vesistöille ja metsämaille määritellyjä kriittisiä kuormitusarvoja. Raportissa esitetään tulosten arvioinnin taustatiedoiksi myös ilmanlaadun mittaustuloksia Tampereelta ja muualta Suomesta. Tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää mm. ilmanlaadun seurannan suunnittelussa, kaavoituksessa ja liikennesuunnittelussa.

Nyt raportoitavaa tutkimusta on tehty Ilmatieteen laitoksella vuosina 2001 ja 2002. Tutkimuksen on tilannut Tampereen kaupunki ja Pirkanmaan liitto. Tilaajan yhdyshenkilönä on projektissa toiminut terveysinsinööri Ari Elsilä Tampereen kaupungin ympäristövalvonnasta. Tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden toiminnanharjoittajat ja kunnalliset viranomaiset ovat osallistuneet projektiin antamalla Ilmatieteen laitoksen käyttöön leviämlaskelmissa tarvittavia lähtötietoja. Tampereen kaupungin liikennesuunnittelu, Tampereen teknillisen korkeakoulun liikenne- ja kuljetustekniikan laitos ja Tieliikelaitos vastasivat laskelmissa tarvittavan liikenneaineiston toimittamis-

ta. Tutkimuksen tekijät kiittävät kaikkia tutkimuksen rahoitukseen ja toteutukseen osallistuneita tahoja ja henkilöitä.

2 TUTKIMUSMENETELMÄT

Tässä tutkimuksessa typenoksidipäästöjen leviämislaskelmat tehtiin Ilmatieteen laitoksessa kehitetyillä leviämismalleilla. Kiinteiden lähteiden päästöjen (energiantuotannon ja teollisuuden päästöt) leviämistä tutkittiin kaupunkialueen päästöjen leviämistä kuvaavalla kaupunkimallilla ja liikenteen päästöjen leviämistä viivalähdemallilla. Kummassakin mallisovelluksessa otettiin huomioon typenoksidipäästöjen muutunta eli typenoksidielle ilmakehässä tapahtuvat kemialliset reaktiot. Alueellista nitraattitypen laskeumaa tarkasteltiin Ilmatieteen laitoksessa kehitetyllä typpilaskeumamallilla.

2.1 Meteorologisten tietojen käsittely leviämismalleissa

Ilman epäpuhtauksien leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän alimmassa osassa, jota kutsutaan rajakerrokseksi. Rajakerroksen korkeus on Suomessa tyypillisesti alle kilometri, mutta varsinkin kesällä rajakerros voi ulottua yli kahteen kilometriin. Rajakerroksen tuuliolosuhteet määräävät karkeasti ilman epäpuhtauksien kulkeutumissuunnan, mutta rajakerroksen ilmavirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi epäpuhtauksien sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenemiseen kulkeutumisen aikana. Leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia muuttujia ovat siis tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilisuus ja sekoituskorkeus.

Tämän tutkimuksen leviämislaskelmissa on käytetty Ilmatieteen laitoksen ilmanlaatuosastolla kehitettyä meteorologisten tietojen käsittelymallia, eli ilmakehän rajakerroksen parametrisointimenetelmää (*RANTAKRANS, 1990, KARPPINEN, 2001*). Mallin avulla voidaan normaalien meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida ne rajakerroksen tilaan vaikuttavat muuttujat, joita tarvitaan epäpuhtauksien leviämismallilaskelmissa. Tarvittavat mittaustiedot saadaan Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan talletetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista.

Perinteisissä leviämismallisovellutuksissa on käytetty karkeaa ilmakehän stabiilisuusluokitusta (Pasquill-Turner), jossa mallien muuttujille on annettu luokittaiset vakioarvot. Rajakerroksen parametrisoinnin avulla on sen sijaan mahdollista ilmaista leviämismalleissa käytetyt muuttujat jatkuvina rajakerroksen tilan funktioina, joissa voidaan ottaa paremmin huomioon myös päästölähteisiin liittyvä fysiikka. Menetelmässä huomioidaan tutkimusalueen paikalliset tekijät, kuten leviämisalustan rosoisuus ja vuodenaikaiset albedoarvot (maanpinnan kyky heijastaa auringon säteilyä) eri maanpinnan laaduille. Sääasemilta saatavat perushavainnot valitaan tutkimusaluetta lähimpänä olevalta asemalta. Tämän lisäksi tuulen suunta- ja nopeustiedot muodostetaan kahden tai useamman aseman havaintojen etäisyyspainotettuna tilastollisena yhdistelmänä. Luotaushavainnot valitaan lähimmältä luotausasemalta. Rajakerroksen parametrisointimenetelmän lopputuloksena saadaan leviämismalleissa tarvittavien meteorologisten tietojen tunneittaiset aikasarjat.

2.2 Kaupunkimalli

Kiinteiden lähteiden päästöjen aiheuttamien ulkoilman typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien arviointiin käytettiin Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallia, joka on kehitetty Gaussin jakaumaa noudattavasta pistemäisen lähteen viuhkamallista. Pistelähteiden lisäksi malliin sisältyvät laskentamenetelmät myös pinta- ja tilavuuslähteille. Kaupunkimallia ja sen ominaisuuksia on kuvattu yksityiskohtaisesti Ilmatieteen laitoksen ilmansuojelun julkaisusarjan raportissa *KARPPINEN ym., 1998*.

Kaupunkimallin leviämisperametrioiden määrittämisessä on käytetty eräiden ulkomaisten meteorologisten tutkimusten tuloksia (*BUSINGER ym., 1971; CAUGHEY ym., 1979; HANNA, 1985; HOLTSLAG, 1984; WRATT, 1987*). Pistelähteitä käsiteltäessä tarvitaan laskentamenetelmä ns. nousulisälle, joka muodostuu kun poistokaasut vapautuessaan päästökohdeesta nousevat liikemäärästään ja lämpösisällöstään johtuen päästölähteen huippua korkeammalle. Päästöjen nousulisällä (plumerise) on huomattava vaikutus keskimääräiseen leviämiskorkeuteen ja muodostuviin epäpuhtauspitoisuuksiin. Kaupunkimallissa nousulisän laskenta perustuu Briggsin tutkimuksiin (*BRIGGS, 1975 ja 1984*).

Päästöjen leviämiseen saattavat vaikuttaa ilmapirtauksia häiritsevät kohteet. Tällöin leviämisessä voi esiintyä systemaattisesti alaspäin suuntautuvaa liikettä, josta käytetään nimitystä savupainuma (downwash). Ilmiö voi johtua itse päästölähteen ominaisuuksista, päästölähdettä ympäröivistä rakennuksista tai korkeasta puustosta sekä lähimaaston topografiasta. Tämän leviämiseen vaikuttavan ilmiön käsittelymenetelmät pitoisuuksia laskettaessa sisältyvät myös kaupunkimalliin.

Kaupunkimallilla lasketaan epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja sillä oletuksella, että meteorologinen tilanne ja päästö pysyvät vakioina aina tunnin ajan. Päästötietojen aikasarjassa huomioidaan mm. tarkasteltavien pistelähteiden sijainti, päästökorkeus sekä päästömäärät ja niiden ajallinen vaihtelu. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja (1–3 vuotta) ja kunkin lähteen päästötietojen aikasarja on käyty läpi. Pitoisuudet lasketaan tutkimusaluetta peittävään tulostuspisteikköön hyvin suureen määrään tulostuspisteitä joko maanpintatasoon tai tietylle korkeudelle maanpinnasta. Kunkin tulostuspisteen pitoisuuksien tunneittaiset aikasarjat muodostavat perusaineiston, josta voidaan laskea tarvittavia tilastoja. Tilastotarkasteleluilla tulostuspisteittäisistä tuntikeskiarvoista ja niistä edelleen lasketuista vuosi- ja vuorokausikeskiarvoista voidaan valita esimerkiksi kotimaisten ohje- ja raja-arvojen määrittelyjen mukaisia pitoisuuksia tai pitoisuuksien maksimiarvoja. Mallin antamat yksittäiset pitoisuusarvot ovat odotusarvoja, mutta niistä laskettujen tilastollisten tunnuslukujen osuvuus on todettu vähintäänkin tyydyttäväksi tarkoitusta varten tehdyissä tutkimuksissa (KARPPINEN, *ym.* 1998).

2.3 Viivalähdemalli

Autoliikenteen päästöjen aiheuttamien ulkoilman typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien arviointiin käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyä viivalähdemallia, jota on kuvattu tarkemmin julkaisuissa KARPPINEN, *ym.* 2000 a ja 2000 b. Viivalähdemallilla lasketaan epäpuhtauspitoisuudet haluttuihin pisteisiin eri etäisyyksille liikenneväylästä. Viivalähdemalli perustuu leviämisen osalta analyttiseen ratkaisuun (LUHAR & PATIL, 1989) ja päästöjen kemiallisen muutunnan osalta ns. 'discrete parcel' -menetelmään

(*BENSON, 1984*), joka on samanlainen kuin amerikkalaisessa CALINE-mallissa. Viivalähdemallilla ei voida kuvata katukuiluolosuhteista aiheutuvia päästöjen leviämiseen ja pitoisuuksien muodostumiseen vaikuttavia erityispiirteitä.

Viivalähdemallissa käytetään meteorologisena perusaineistona 1–3 vuoden pituista parametrien tunneittaisten arvojen aikasarjaa. Päästötietojen aikasarjassa huomioidaan mm. tarkasteltavien viivalähteiden sijainti, liikennemäärä ja liikennevirran nopeus, päästökorkeus sekä päästömäärät ja niiden ajallinen vaihtelu. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja ja päästötietojen aikasarja on käyty läpi. Viivalähdemallin laskentatuloksina saatavia pitoisuuden tuntikeskiarvoja analysoidaan tilastollisesti niin, että laskentapisteesiin voidaan tuottaa mm. kotimaisten ilmanlaadun ohjearvojen ja raja-arvojen määrittelyjen mukaiset tilastoarvot eri epäpuhtauskomponenteille. Laskennallisista tunnusluvuista voidaan arvioida yksittäisen viivalähteen vaikutus lähialueen pitoisuuksiin tai kaikkien tutkimusalueen viivalähteiden päästöjen kokonaisvaikutus komponenteittain. Viivalähdemallilla tehtävät sovellutukset voidaan yhdistää Ilmatieteen laitoksen kaupunkimalliin. Kaupunkimallilla saadaan laskettua tarvittavat taustapitoisuudet viivalähdemallin sovellutuskohteisiin.

2.4 Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallit

Polttoaineiden palamisessa muodostuvat kiinteiden lähteiden ja liikenteen typenoksidipäästöt ovat pääasiassa typpimonoksidia (NO), kun taas typpidioksidia (NO₂), joka on mm. terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa, on päästöistä ainoastaan pieni osa. Oksidit hapettuvat ilmassa kaasufaasireaktioissa hapen, otsonin, hydroksyyiliradikaalin ja orgaanisten peroksidiradikaalien toimiessa hapettimina. Reaktionopeudet riippuvat muun muassa vuoden- ja vuorokaudenajasta, auringon säteilyn määrästä ja lämpötilasta. Valokemialliset reaktiot, joissa molekyylit hajoavat, ovat tärkeitä päivänvalossa. Myös päästöjen leviäminen ja niiden sekoittuminen ilmaan vaikuttavat typen oksidien muutunnan tehokkuuteen.

Jotta leviämismallilaskelmilla voitaisiin kuvata erilaisten hapettuneiden typen yhdisteiden pitoisuuksia ulkoilmassa, on mallisovellutuksissa otettava huomioon ilmakehässä tapahtuvat kemialliset reaktiot. Pistemäisten päästölähteiden (piippujen) typenoksidipäästöjen muutunutta käsitellään Ilmatieteen laitoksella tehtävissä leviämiselvityksissä menetelmällä, jossa kaupunkimalliin on yhdistetty erilaisten meteorologisten tilanteiden ja otsonin taustapitoisuuden mukaan parametrisoituja funktioita (*KARPPINEN, ym., 1998*). Näillä funktioilla kuvataan typenoksidien hapettumista ja NO_2/NO_x -suhteen muuttumista päästövanassa eri etäisyyksillä päästölähteestä. Kemiallisen muutunnan malli perustuu hollantilaisiin, vuosina 1975–1985 suoritettuihin mittauksiin, joissa selvitettiin typenoksidipäästöjen hapettumista erilaisissa meteorologisissa olosuhteissa (*JANSSEN ym., 1988*).

Liikenteen päästöjen leviämistä kuvaavan viivalähdemalliin on kehitetty Ilmatieteen laitoksella typen oksidien muutunutta arvioiva malli (*HÄRKÖNEN ym., 1996; KARPPINEN, ym., 2000 a*), jolla voidaan huomioida erilaisten taustapitoisuuksien ilmakemiallinen vaikutus kunkin viivalähteen päästöön seuraavasti:

- 1) Alueellinen tausta arvioidaan Ilmatieteen laitoksen perustason seuranta-asemien tai vastaavien tausta-asemien mittaustuloksista, joista määritetään kullekin kaudelle vuorokauden sisäistä vaihtelua kuvaavat typpidioksidi- ja otsonipitoisuuksien keskimääräiset tuntikeskiarvojen jakaumat.
- 2) Kaupunkimallilla määritetään laskennassa tarkasteltavalle yksittäiselle viivalähteelle piste- ja pintalähteiden aiheuttama typen oksidien taustapitoisuus. Tämä jaetaan typpidioksidi- ja typpimonoksidipitoisuuksiksi ns. steady-state-approksimaatiolla, jossa huomioidaan auringon säteilyn, lämpötilan ja otsonipitoisuuden vaikutus.
- 3) Muiden viivalähteiden aiheuttamat typpidioksidi- ja typpimonoksidipitoisuudet otetaan huomioon järjestämällä viivalähteet pitoisuuksia laskettaessa tuulen suunnan mukaan. Näin jokaisen viivalähteen kemiallista muutunutta arvioitaessa on typpidioksidi- ja typpimonoksidipitoisuuksissa huomioitu kaikkien tuulen yläpuolella olevien, aiemmin laskennassa mukana olleiden viivalähteiden vaikutus tar-

kasteltavaan viivalähteeseen. Otsonin kuluminen typen oksidien ilmakemiallisissa reaktioissa huomioidaan, toisin sanoen alueellisen otsonitaustan ei oleteta olevan muuttunnassa ehtymätön otsonilähde.

2.5 Typpilaskeumamalli

Tutkimuksessa tarkasteltujen päästöjen aiheuttama nitraattitypen laskeuma arvioitiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyllä typpilaskeumamallilla (*PESONEN, ym. 1996*). Tällä mallilla voidaan arvioida paikallisten typenoksidipäästöjen aiheuttamaa typpilaskeumaa noin 0–30 km:n kulkeutumisetäisyyksille.

Typpilaskeumamallin sovellutuksissa on päädytty seuraaviin oletuksiin: Typen märkälaskeuma on merkityksetön eli suuruusluokaltaan pienempi kuin rikin märkälasseuma. Typpimonoksidin (NO) depositionopeus (v_d) on nolla eikä typpidioksidi (NO₂) ole ehtinyt muuntua kemiallisissa reaktioissa typpihapoksi (HNO₃) vielä tarkasteltavalla päästöjen kulkeutumisetäisyydellä. Tällöin nitraattityppilaskeuma muodostuu mallissa yksinomaan typpidioksidin (NO₂) kuivadeposition kautta.

Typpilaskeumamallin depositionopeuden määrittämisessä on käytetty eräiden ulkomaisten tutkimusten tuloksia (*WESELY, 1989; ERISMAN ym., 1994 ja SELAND ym., 1995*). Depositionopeus v_d määritellään kolmen vastuskomponentin summan käänteislukuna eli $v_d = (r_a + r_b + r_s)^{-1}$, missä r_a on kulkeutumisalustan aerodynaaminen vastus turbulentsissa virtauksessa, r_b on nk. kvasilaminaarisen kerroksen (molekulaarisen diffuusion rajapinta) vastus ja r_s kulkeutumisalustan (pinnan laatu) vastus.

Aerodynaaminen vastus r_a määritetään tuulen kitkanopeuden, turbulenssin voimakkuuteen vaikuttavan stabiilisuusparametrin eli Monin-Obukhovin sekoituspituuden ja kulkeutumisalustan rosoisuuden avulla. Vastus r_b määritetään tuulen kitkanopeuden sekä kvasilaminaarista kerrosta kuvaavan parametrin avulla. Kulkeutumisalustan laadun vastus r_s on merkittävä tekijä depositionopeuden mallintamisessa. Tämä vastus koostuu kasvillisuuden ilmarakovastuksesta ja sen sisäisistä kerroksista, kasvillisuuden aerodynaamisesta vastuksesta ja kasvillisuuden ulkopintojen vastuksesta. Lisäksi siihen

vaikuttaa maaperän vastus (kuiva, märkä). Ilmarakovastus määritetään auringon säteilyn (kokonaissäteily) ja pintalämpötilan avulla sekä vuodenajan ja kulkeutumisalustan laadun mukaan. Kulkeutumisalusta on mallissa luokiteltu neljään tyyppiin: pelto, metsä, taajama (rakennusten pinnat) ja vesistö. Vastuksen r_s lopullinen arvo saadaan edellä mainittujen osavastusten harmonisena keskiarvona.

Mallisovellutuksissa kukin laskentapiste luokitellaan lähiympäristöä kuvaavan leviämisalustan tyyppin mukaisesti. Alustan laadulla on merkittävä vaikutus depositionopeuteen. Kaupunkiympäristö (rakennuspinnat) ja vesistö tuottavat depositionopeudeksi hyvin pienen arvon ($v_d \sim 0$), kun taas kasvillisuusalueilla (pelto, metsä) lähinnä kesäkaudella depositionopeus on suurimmillaan ($\sim 0,0013$ m/s). Typpilaskeumamalli soveltuu piste-, alue- ja viivalähteiden päästöjen aiheuttamien typpilaskeumien arviointiin.

3 OHJE- JA RAJA-ARVOT SEKÄ KRIITTISET KUORMITUSARVOT

Mittauksilla tai leviämismallilaskelmilla saatuja ilman epäpuhtauspitoisuuksia voidaan arvioida vertaamalla niitä ilmanlaadun ohje-, raja- ja suositusarvoihin. Taulukossa 1 on esitetty maassamme nykyisin voimassa olevat typpidioksidipitoisuuden (NO_2) ohjearvot (*Vnp 480/96*). Ilman typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo saa ohjearvomäärittelyjen mukaan ylittää yhden kerran kuukaudessa taulukossa 1 esitetyn vuorokausiohjearvon. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvoista voi yksi prosentti kuukauden jaksolla olla suurempia kuin taulukon 1 tuntiohjearvo. Ohjearvomäärittelyjen mukaan ohjearvoihin verrattavat pitoisuudet ilmoitetaan lämpötilassa 20 °C.

Taulukko 1. Ulkoilman typpidioksidipitoisuuden ohjearvot

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tilastollinen määrittely
Typpidioksidi (NO_2)	70 150	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste

Valtioneuvoston asetuksessa 9.8.2001 (*Vnp 711/2001*) annetut EU:n ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin (*1999/30/EY*) mukaiset typpidioksidia (NO_2) ja typenoksideja ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) koskevat raja-arvot on esitetty taulukossa 2. Terveyshaittojen vähentämiseksi ja niiden ehkäisemiseksi annetut typpidioksidin raja-arvot ovat voimassa alueilla, joilla asuu ja oleskelee ihmisiä ja joilla ihmiset saattavat altistua ilman epäpuhtauksille. Typpidioksidipitoisuuksien on oltava raja-arvoa pienemmät viimeistään 1.1.2010 mennessä. Typpidioksidille on annettu lisäksi varoituskynnys, joka on $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kolmen peräkkäisen tunnin aikana mitattuna. Varoituskynnyksen ylittymistä on tiedotettava väestölle. Typenoksidipitoisuuden raja-arvo on annettu kasvillisuuden suojelemiseksi ja se on voimassa laajoilla maa- ja metsätalousalueilla sekä luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla. Raja-arvomäärittelyjen mukaan raja-arvoihin verrattavat pitoisuudet ilmoitetaan lämpötilassa $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Taulukko 2. Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut typpidioksidipitoisuuden (NO_2) raja-arvot ja arviointikynnykset sekä kasvillisuuden suojelemiseksi annetut typenoksidipitoisuuden (NO_x) raja-arvot ja arviointikynnykset (*Vnp 711/2001*).

	Typpidioksidi Ihmisten terveyden suojeleminen		Typenoksidit Kasvillisuuden suojeleminen
	Tuntikeskiarvo	Vuosikeskiarvo	Vuosikeskiarvo
Raja-arvo	$200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Saa ylittyä enintään 18 krt/vuosi	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ylityksiä ei sallita	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ylityksiä ei sallita
Ylempi arviointikynnys	$140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Saa ylittyä enintään 18 krt/vuosi	$32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ylityksiä ei sallita	$24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ylityksiä ei sallita
Alempi arviointikynnys	$100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Saa ylittyä enintään 18 krt/vuosi	$26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ylityksiä ei sallita	$19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ylityksiä ei sallita

Ensimmäisessä tytärdirektiivissä pitoisuuksille on annettu myös ns. arviointikynnykset, joiden perusteella määritetään vaatimukset eri alueiden jatkuvalle ilmanlaadun arvioinnille. Alueilla, joilla pitoisuudet ylittävät ylempään arviointikynnyksen, tulee ilmanlaadun arvioida jatkuvilla mittauksilla. Jos pitoisuudet ovat alle ylempään arviointikynnyksen, voidaan ilmanlaadun arviointiin käyttää sekä mallintamistekniikoita että ns.

ohjeellisia mittauksia, joiden laatutavoitteet voivat olla alhaisempia kuin jatkuvissa mittauksissa. Jos pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen voidaan ilmanlaadun seurannassa käyttää pelkästään mallintamista tai objektiivista arviointia. Typpidioksidin ja typenoksidien arviointikynnykset on myös esitetty taulukossa 2.

Rikki- ja typpilaskeumat vaikuttavat laajoilla alueilla maassamme merkittävästi ympäristön tilaan. Rikkilaskeumalle on maassamme annettu ns. tavoitearvo (*Vnp 480/96*), jolla pyritään ehkäisemään pitkällä aikavälillä kansainvälisin ja kansallisin toimin laskeumasta järvi- ja metsäekosysteemeissä aiheutuvia vaikutuksia, mutta typpilaskeumalle ei ole annettu vastaavaa tavoitearvoa. Kansainvälisissä ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumisen rajoittamista koskevissa neuvotteluissa on kuitenkin otettu käyttöön ajattelutapa, että ympäristön sietokyky tulee ottaa huomioon, kun kehitetään strategioita päästöjen vähentämiseksi. Erilaisissa tutkimushankkeissa on pyritty määrittämään happamoittavalle laskeumalle sellaiset rajat eli ns. kriittiset kuormitusarvot, että ympäristön happamoituminen ei niiden toteutuessa jatkuisi.

Kriittinen kuormitus määritellään yhden tai useamman ilman epäpuhtauden altistuksen kvantitatiiviseksi arvoksi, jonka alapuolella määrätyille herkille ympäristön osille ei aiheutuisi nykytietämyksen mukaan merkittäviä haittavaikutuksia. Mm. kriittisten laskeumakuormien määrittäminen edellyttää siis tietoa laskeuman annos-vastesuhteista. Kriittinen laskeumakuormitus voi vaihdella maaperän ja vesistön puskurikyvystä riippuen voimakkaasti pienilläkin alueilla. Happamoitumiskriteerein arvioitu typen kriittinen kuormitus on järville suuressa osassa Etelä- ja Keski-Suomea 300–1100 mg/m² typpeä vuodessa (kokonaistyyppi, sisältää myös ammoniumtypen). Metsämaita koskevat kriittiset typpilaskeuma-arvot ovat suuressa osassa Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomea 300–700 mg/m² (*KÄMÄRI ym., 1992*). Näitä arvoja voidaan käyttää tässä tutkimuksessa saatujen nitraattitypen laskeumatulosten arviointiin.

4 TUTKIMUKSEN SUORITUS

4.1 Meteorologiset lähtötiedot ja typpidioksidin taustapitoisuudet

Leviämislaskelmia varten määritettiin ilmakehän rajakerrosta kuvaavat parametrit, jotka edustavat tutkimusaluetta mahdollisimman hyvin. Tuulitietojen etäisyyspainotettu yhdistelmäaineisto muodostettiin Tampere–Pirkkalan ja Kuoreveden lentosääasemilta sekä Tampereen Siilinkarin ja Jokioisten sääasemilta saaduista vuoden 2000 havainnoista. Näillä synop-sääasemilla tehdään havaintoja kahdeksan kertaa vuorokaudessa. Tuulihavainnot interpoloitiin tunneittaisiksi arvoiksi ja arvioitiin leviämismalleihin kunkin päästölähteen päästökorkeudelle ilmakehän stabiilisuudesta, leviämisalustan rosoisuudesta ja päästökorkeudesta riippuvilla nopeus- ja suunta-profiileilla. Tunneittaisesta meteorologisten tietojen aikasarjasta laskettiin tilastolliset tuulen suunta- ja nopeusjakaumat.

Päästöjen sekoittumiseen ja laimenemiseen kulkeutumisen aikana vaikuttaa ilmakehän turbulenssi, joka on verrannollinen ilmakehän stabiilisuuteen. Ilmatieteen laitoksen leviämismalleissa käytetään stabiilisuusparametrina ns. Monin-Obukhovin sekoituspi-tuuden käänteisarvoa, joka kuvaa sekä mekaanista että termistä turbulenssia. Parametrin määrittämiseen käytettiin tutkimuksessa perusaineistona Tampere–Pirkkalan lentoaseman sää- ja auringonpaistehavaintoja sekä tutkimusaluetta edustavia maanpinnan laadun ja maastotyyppin mukaan vaihtelevia albedoarvoja. Myös leviämisalustan rosoisuus otettiin huomioon. Tuloksena on saatiin stabiilisuusparametrin tunneittainen arvo jatkuvana funktiona tietyistä rajakerrosparametreista.

Sekoituskerroksen eli rajakerroksen korkeuden arvioinnissa käytettiin lähtöaineistona Jokioisten observatorion vuoden 2000 yö- ja päiväluotauksista (00 UTC ja 12 UTC) saatuja ilmakehän lämpötilaprofiileja. Luotausten välisille ajoille korkeudet määritettiin jokaiselle tunnille ilmakehän stabiilisuudesta riippuvalla menetelmällä, jolloin saatiin otettua huomioon myös tutkimusalueen paikallisia olosuhteita. Tunneittaisista aikasarjoista laskettiin sekoitusvoimakkuuden ja sekoituskorkeuden kuukausittaiset jakaumat.

Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallissa käytetyt taustaa edustavat otsonin ja typenoksidien pitoisuustiedot ja niiden vaihtelu saatiin Ilmatieteen laitoksen Ähtärin taustahavaintoaseman tuloksista. Mallilaskelmissa käytettiin kullekin kuukaudelle vuorokauden sisäistä vaihtelua kuvaavia otsonin ja typpidioksidin tunneittaisia pitoisuuskeskiarvoja vuodelta 2000. Vuoden 2000 meteorologista aineistoa sekä typpidioksidin ja otsonin taustapitoisuuksia käytettiin sekä vuoden 2000 että vuoden 2020 päästöjen leviämislaskelmissa.

4.2 Päästökartoitukset

Tutkimuksessa kartoitettiin leviämislaskelmia varten Tampereen ja sen viiden lähikunnan energiantuotannon ja teollisuuden sekä autoliikenteen vuoden 2000 typenoksidipäästöjä ja arvioitiin vastaavat päästömäärät vuodelle 2020. Tutkimuksessa huomioitiin päästöt liitekuviissa 3–5 esitetyltä tutkimusalueelta. Tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden kiinteät päästökohteet käsiteltiin työssä pistelähteinä. Autoliikenteen päästöistä muodostettiin leviämislaskelmia varten vilkkaimmin liikennöidyille kaduille ja teille viivalähteitä. Pienempien teiden päästöjä käsiteltiin leviämislaskelmissa pintalähteinä.

4.2.1 Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt

Energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen lähtöaineistoina vuoden 2000 leviämismallilaskelmissa käytettiin toiminnanharjoittajien ilmoittamia vuoden 2000 todellisia päästötietoja. Vuoden 2020 laskelmissa käytettiin samoja vuoden 2000 todellisia päästötietoja, koska tarkempia arvioita tulevista päästötiedoista ei ollut käytössä. Laskelmissa olivat mukana päästöiltään suurimmat energiantuotannon ja teollisuuden laitokset liitekuviassa 3 näkyvältä tutkimusalueelta. Kaikkiaan laskelmissa oli mukana 41 laitosta, joissa oli 59 erillistä pistelähdettä (piippua, hormia tai prosessia). Tutkimuksessa mukana olevat laitokset on esitetty liitteessä 1.

Pistelähteiden aiheuttamat päästöt ja muut laskelmissa tarvittavat lähtötiedot mallinnettiin toiminnanharjoittajien ilmoittamien kuukausittaisten laitoksen käyntituntien, polttoaineen kulutustietojen, ominaispäästökertoimien, savukaasujen lämpötilojen ja

piippujen ominaisuustietojen perusteella. Energiantuotannon pistelähteiden päästöjen lyhytaikaisvaihtelu kuvattiin leviämismallissa ulkoilman lämpötilasta riippuvien painokertoimien avulla. Muiden kohteiden päästöjen ajallinen vaihtelu kuvattiin satunnaisena päästövaihteluna. Päästövaihtelun kuvauksessa huomioitiin kuukausittaiset käyntituntimäärät sekä mm. toiminnanharjoittajien ilmoittamat tiedot seisokkien, häiriöiden tai muiden toimintakatkoksien ajankohdista.

4.2.2 Autoliikenteen päästöt

Tutkimusalueen autoliikenteen päästöt arvioitiin vuosille 2000 ja 2020 leviämismallilaskelmia varten viiva- ja pintalähteinä. Työssä tarkastellun alueen yleisten teiden ja keskusta-alueiden vilkkaimpien katujen päästöt käsiteltiin viivalähteinä. Muun liikenteen, lähinnä tonttikatujen ja muiden pienten katujen ja teiden, päästöt käsiteltiin 1000 m × 1000 m kokoisina pintalähderuutuina.

Liikenteen päästöt laskettiin käyttämällä hyväksi tieosakohtaisia ja yksittäisille pintalähteille arvioituja ajosuoritteita sekä Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen (VTT) Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen LIISA 2000 -laskentajärjestelmän mukaisia päästökertoimia (*LIISA 2000*). Vuoden 2020 päästökertoimissa ja eri ajoneuvotyyppien suoriteosuuksissa tapahtuvat muutokset vuoteen 2000 verrattuna otettiin huomioon LIISA 2000 -järjestelmän ennusteen mukaisina.

Liikenneaineistot

Viivalähteinä käsiteltyjen teiden ja katujen liikennetiedot saatiin Tampereen kaupungin liikennesuunnittelun, Tampereen teknillisen korkeakoulun (TTKK) liikenne- ja kuljetustekniikan laitoksen ja Tieliikelaitoksen toimittamasta aineistosta. Lisäksi yleisten teiden osalta hyödynnettiin Tielaitoksen tierekisterin tietoja. Leviämislaskelmissa viivalähteinä käsiteltiin TTKK:n liikenne- ja kuljetustekniikan laitoksella laaditun Tampereen seudun liikennemallin (TALLI) liikenneverkon linkit. Leviämismallissa eri suuntiin kulkevat saman katu- tai tieosan linkit yhdistettiin yhdeksi viivalähteeksi.

Vuodelle 2000 käytettiin TALLI 2000 liikenneverkkoa ja liikennetietoja. Vuodelle 2020 käytettiin TALLI-mallin vuoden 2020 Tampereen kaupunkiseudun rakennesuunnitelman vaihtoehdon 2b ”voimakkaan kasvun kaupunkiseutu” liikenneverkkoa ja liikennetietoja. Vaihtoehdossa 2b oletetaan Tampereen seudun väestön kasvavan vuoteen 2020 mennessä 50000 asukkaalla. Väestön lisäkasvun oletetaan sijoittuvan lähinnä Vuoreksen ja Kaukajärven alueille. Vuoreksen liikenneyhteydet Tampereelle on hoidettu uuden Särkijärven sillan kautta.

TALLI-mallin tuloksista saatiin tie- ja katuosien huipputuntien liikennemäärät, joista arvioitiin liikennevaihtelua kuvaavilla kertoimilla keskimääräinen vuorokausiliikenne. Linkkien raskaan liikenteen osuudet saatiin yleisten teiden osalta Tielaitoksen tierekisterin tiedoista. Muiden linkkien raskaan liikenteen osuudet määritettiin nopeusrajoitusten ja teiden toiminnallisen luokan mukaan. Raskaan liikenteen osuudet määritettiin seuraavasti:

– Pihakadut:	0 %
– Kadut, nopeusrajoitus 30 km/h:	2 %
– Kadut, nopeusrajoitus 40 km/h:	2 %
– Kadut, nopeusrajoitus 50 km/h:	4 %
– Kadut, nopeusrajoitus 60 km/h:	5 %
– Alueet, nopeusrajoitus 30 km/h:	2 %
– Alueet, nopeusrajoitus 40 km/h:	5 %
– Tampereen keskusta, nopeusrajoitus 40 km/h:	2 %

Lisäksi otettiin huomioon bussiliikenteen aiheuttamat tieosakohtaiset raskaan liikenteen osuudet seuraavilta kaduilta:

– Hämeenkatu:	15 %
– Hatanpään valtatie (väli Hämeenkatu–Tampereen valtatie):	15 %
– Pirkankatu ja Itsenäisyydenkatu:	10 %
– Pispalan valtatie:	6 %

TALLI-mallin liikenneaineiston ja tierekisterin tietojen perusteella määritettiin leviämislaskelmia varten vuodelle 2000 yhteensä 3354 ja vuodelle 2020 yhteensä 2890 erillistä viivalähdettä. Tieosakohtaisten kokonaisajosuoritteiden lisäksi käytettävissä oli tiedot myös mm. tienosien alku- ja loppukoordinaateista, tienosien pituuksista, tietyypeistä, nopeusrajoituksista ja raskaiden ajoneuvojen suoriteosuuksista.

Tonttikatujen ja muiden pienten katujen ja teiden päästöt käsiteltiin pintalähderuutuina. Tutkimusalueen tonttikatujen kokonaisajosuoritteet arvioitiin LIISA-mallin tutkimusalueen kunnittaisista tuloksista, jotka oli määritetty vuodelle 2000 (*LIISA 2000*). Vuoden 2020 tonttikatujen suoritteessa otettiin huomioon LIISA 2000 -mallin ennuste suoritteiden muutoksesta. Tonttikatujen kokonaisajosuorite jaettiin pintalähderuutuihin käyttämällä perusteena alueellisia asukaslukuja ja katuverkon tiheyttä ja ottamalla huomioon viivalähteinä käsiteltyjen katujen ajosuoritteet. Valtaosa liikennesuoritteesta, etenkin Tampereen kaupungin osalta, sisältyi viivalähteisiin.

Päästöjen laskenta

Kullekin katu- ja tietyypille on määritelty VTT:n LIISA-tietojärjestelmässä nopeusriippuvaiset päästökertoimet ajoneuvoluokittain. Tässä työssä käytettiin LIISA-tietojärjestelmän mukaista ajoneuvoluokittelua:

1. katalysaattorilla varustetut bensiinihenkilöautot
2. bensiinihenkilöautot ilman katalysaattoria
3. dieselhenkilöautot
4. katalysaattorilla varustetut bensiinipakettiautot
5. bensiinipakettiautot ilman katalysaattoria
6. dieselpakettiautot
7. linja-autot
8. kuorma-autot
9. perävaunulliset kuorma-autot

Kullekin katu- ja tietyypille laskettiin kevyen (luokat 1–6) ja raskaan (luokat 7–9) liikenteen päästökertoimet painottamalla VTT:n LIISA-tietojärjestelmän peruskertoimia ajoneuvojakaumilla, jotka ilmoittavat eri ajoneuvotyyppien osuuden kokonaissuoritteesta. Ajoneuvojakaumat on saatu eri katu- ja tietyypeille LIISA-tietojärjestelmän vuodelle 2000 lasketuista tuloksista (*LIISA 2000*). Vuodelle 2020 käytettiin vuoden 2000 ajoneuvojen suoritejakaumaa. Taulukossa 3 on esitetty tässä tutkimuksessa käytetyt ajoneuvojakaumat kaduille ja yleisille teille. Suoriteosuuksia laskettaessa oletetut vuosien 2000 ja 2020 katalysaattoriautojen ja dieselkäyttöisten autojen osuudet henkilö- ja pakettiautojen suoritteesta on esitetty taulukossa 4

Taulukko 3. Tässä tutkimuksessa käytetyt LIISA 2000 –mallin mukaiset ajoneuvojen suoriteosuudet kaduille ja yleisille teille (*LIISA 2000*).

Ajoneuvoluokka	Suoriteosuus (%)	
	Kadut	Yleiset tiet
Kevyet ajoneuvot		
Henkilöautot	87,0	91,8
Pakettiautot	13,0	8,2
Raskaat ajoneuvot		
Linja-autot	37,9	15,1
Perävaunuttomat kuorma-autot	46,4	33,1
Perävaunulliset kuorma-autot	15,7	51,7

Taulukko 4. Tässä tutkimuksessa käytetyt LIISA-mallin mukaiset katalysaattorilla varustettujen ja dieselkäyttöisten autojen suoriteosuudet henkilö- ja pakettiautoille (*LIISA 2000*).

Ajoneuvoluokka	Suoriteosuus (%)	
	2000	2020
Henkilöautot		
Bensiinikäyttöiset, katalysaattorilla varustetut	47,2	69,1
Bensiinikäyttöiset, ilman katalysaattoria	38,1	2,9
Dieselkäyttöiset	14,7	28,0
Pakettiautot		
Bensiinikäyttöiset, katalysaattorilla varustetut	1,5	1,0
Bensiinikäyttöiset, ilman katalysaattoria	10,0	0,0
Dieselkäyttöiset	88,5	99,0

Autoliikenteen kunkin päästölähteen (viiva- ja pintalähteet) keskimääräinen päästö laskettiin kevyen ja raskaan liikenteen päästökertoimien, keskimääräisen vuorokausiliikenteen ja raskaiden ajoneuvojen suoriteosuuden perusteella. Viivalähteiden päästöt

määritettiin leviämislaskelmia varten suhteessa tienosan pituuteen (päästön yksikkö g/s/m) ja pintalähteinä käsitellyt päästöt laskettiin kokonaispäästönä ruutua kohden (g/s).

Leviämislaskelmia varten autoliikenteen päästöjen tunti-, viikonpäivä- ja kuukausivaihtelut mallinnettiin käyttämällä liikennelaskennoissa saatuja liikennemäärien vaihteluja-kaumia. Sekä vuodelle 2000 että 2020 käytettiin samoja liikennemäärän vaihteluja-kaumia. Liikennemäärän vaihtelukertoimet olivat käytettävissä erikseen kolmelle alueelle:

- Tampereen katuverkko
- Sisääntulo- ja kehätiet
- Mallin ympärysalue

4.3 Leviämismallilla laskettavat pitoisuudet ja typpilaskeuma

Tutkimuksessa laskettiin leviämismalleilla typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet 35 km × 40 km kokoiselle tulostusalueelle, joka sijaitti Tampereen kaupungin ja sen viiden lähikunnan (Kangasala, Lempäälä, Nokia, Pirkkala ja Ylöjärvi) alueella. Koko tulostusalue on esitetty kartalla mm. liitekuvassa 3. Pitoisuudet laskettiin tutkimusalueelta peittävään tulostuspisteikköön maanpintatasoon kahdelle eri tarkasteluvuodelle (2000 ja 2020). Molempina tarkasteluvuosina laskettiin lisäksi typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet maanpintatasoon Tampereella sijaitsevien 114 päiväkodin kohdalle. Tutkimuksessa laskettiin myös nitraattitypen laskeuma koko 35 km × 40 km kokoiselle tutkimusalueelle kahtena eri tarkasteluvuotena typpilaskeumamallia käyttäen. Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksia sekä typpilaskeumaa laskettaessa käytettiin samaa tulostuspisteikköä.

Tutkimusaluetta peittävässä tulostuspisteikössä oli vuonna 2000 yhteensä 13507 laskentapistettä. Koko tutkimusalueen kattoi perustulostuspisteikkö, jonka hilaväli oli 1000 metriä. Pistelähteiden lähivaikutusalueilla (alle 3 km) ja Tampereen keskusta-alueella tulostuspisteet olivat tiheimmillään 250 metrin etäisyydellä toisistaan tasavälisenä hilaverkostona. Autoliikenteen päästövaikutusten yksityiskohtaista kuvausta varten

valittiin viivalähteinä käsiteltyjen katujen ja teiden varrelta tulostuspisteet väylältä ja sen molemmilta puolilta 50 metrin päästä väylän keskiviivasta. Tällaisia kolmen pisteen sarjoja sijoitettiin mallilaskelmia varten 250 metrin välein toisistaan kaikkien autoliikenteen viivalähteiden varrelle. Tulostuspisteikkö oli tarkoituksella liikenneväyläorientoitunut, jotta tutkimusalueen ilmanlaadun kannalta keskeisen päästölähderyhmän, autoliikenteen, vaikutukset saataisiin mallilaskelmissa selvästi esiin. Vuoden 2020 laskelmissa tutkimusaluetta peittävässä tulostuspisteikössä oli yhteensä 14507 laskentapistettä. Laskelmissa käytettiin samaa perustulostuspisteikköä ja pistelähteiden tulostuspisteikköä kuin vuonna 2000. Viivalähteiden tulostuspisteikkö vastasi muuttunutta tieverkostoa, eli uusien suunniteltujen autoteiden kohdalle lisättiin tarvittava määrä uusia tulostuspisteitä (kolmen pisteen sarjoja).

Leviämismalleilla laskettiin kuhunkin tulostuspisteeseen vuoden 2000 tunneittaisia meteorologisia tilanteita vastaavat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien tuntikeskiarvojen aikasarjat vuoden 2000 ja 2020 päästöillä. Saaduista aikasarjoista muodostettiin kuhunkin tulostuspisteeseen tilastollisten määrittelyjen mukaiset korkeimmat vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot, jotka on määritelty seuraavasti:

- vuosikeskiarvo on tarkasteluvuoden pitoisuuksien aritmeettinen keskiarvo
- korkein vuorokausikeskiarvo on suurin koko tarkastellun vuoden vuorokausipitoisuuksista
- toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo on suurin koko tarkastellun vuoden kalenterikuukauden toiseksi korkeimmista vuorokausikeskiarvoista
- korkein tuntikeskiarvo on suurin koko tarkastellun vuoden tuntikeskiarvoista
- korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus on suurin koko tarkastellun vuoden kalenterikuukauden 99 %:n rajapitoisuuksista (99 %:n rajapitoisuus on se pitoisuus, jonka vain 1 % tarkastelukuukauden tuntikeskiarvoista ylittää, käytännössä siis yleensä pahimman kuukauden kahdeksanneksi korkein tuntikeskiarvo)

5 TULOKSET

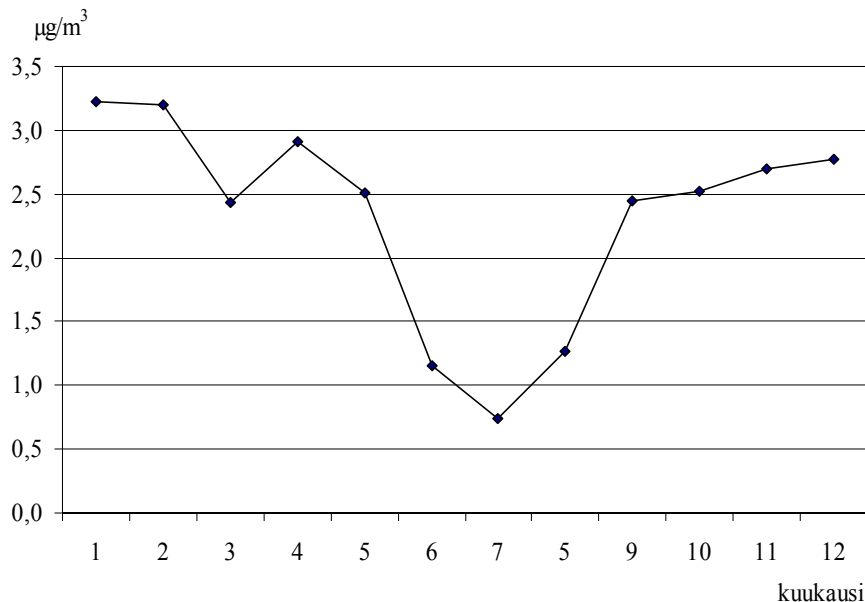
5.1 Leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot ja typpidioksidin taustapitoisuudet

Tuulensuuntien- ja nopeuksien suhteellinen jakautuminen vuoden 2000 tuuliaineistossa on esitetty tuuliruuusuna liitekuvassa 1. Prosenttiarvo ympyrän kehällä kuvaa kunkin tuulensuunnan (suuntasektorin) osuutta koko aineistosta. Tehdyn tilastollisen tarkastelun mukaan tutkimusalueella olivat vallitsevia lounais-, etelä- ja kaakkoistuulet, joiden kunkin osuus koko aineistosta oli noin 18 %. Vähiten esiintyi koillistuulia, joiden osuus oli noin 5 % kaikista tuulista. Nopeusjakauma kunkin tuulensuuntasektorin sisällä on esitetty neljänä luokkana (prosenttiasteikot sektoreiden sisällä 10 %:n välein). Tuulten nopeusjakaumassa heikkotuulisimpaan luokkaan (alle 2 m/s) jäävien tuulten osuus oli suuntasektorista riippuen 24–58 % kaikista tuulista. Eniten heikkoja tuulia esiintyi koillisen puoleisilla ja vähiten lounaan puoleisilla tuulilla. Suurimpia tuulennopeuksia (yli 6 m/s) esiintyi hyvin vähän, eli vain 0,5–5 % kaikista suuntasektorin tuulista. Edellä esitetyt tuulen nopeustiedot kuvaavat olosuhteita 10 metrin korkeudella maan pinnasta.

Sekoitusvoimakkuuden ja sekoituskorkeuden kuukausittainen esiintymistäajuus vuonna 2000 on esitetty liitekuvassa 2. Sekoitusvoimakkuudet on luokiteltu karkeasti kolmeen luokkaan: voimakas, kohtalainen ja heikko sekoittuminen. Voimakasta sekoittumista (labiileja tilanteita) esiintyi eniten kesällä, varsinkin elokuussa, jolloin päiväaikaan maanpinnan lämpeneminen aiheuttaa alimpaan ilmakerrokseen turbulენტtista pyörteisyttä. Labiileissa tilanteissa esiintyvät epäpuhtauspitoisuudet ovat pääsääntöisesti pieniä, mutta pitoisuudet voivat lyhytaikaisesti kohota myös korkeiden päästökohteiden lähellä. Käytetyssä aineistossa näiden labiilien tilanteiden suhteellinen osuus on kesällä noin 12 %, kun taas talvikuukausina niitä esiintyy joko hyvin vähän tai ei lainkaan. Heikkoa sekoittumista (stabiileja tilanteita) esiintyy käytetyssä aineistossa eniten helmi- ja joulukuussa, jolloin niiden suhteellinen osuus oli noin 50 %. Heikoissa sekoittumistilanteissa pitoisuudet voivat kohota voimakkaasti varsinkin matalalta lähtevien päästöjen vaikutuksesta.

Sekoituskerroksen korkeus määrää pystysuunnassa päästöjen laimenemistilavuuden ylärajan. Kun sekoituskorkeus on pieni, pitoisuudet voivat kohota voimakkaasti matalien lähteiden päästöjen vaikutuksesta. Piippujen savuviuhkat voivat heijastua myös sekoituskerroksen ylärajalta (yläinversion tapauksessa) ja tästä voi aiheutua korkeita pitoisuuksia joillekin tietyille etäisyyksille piipuista. Matalia, alle 100 metrin ja 100–200 metrin sekoituskorkeuksia esiintyi tutkimuksessa käytetyssä meteorologisessa aineistossa runsaasti etenkin maaliskuu-, elokuu- ja syyskuussa (liitekuva 2), jolloin oli runsaasti heikkotuulisia ja selkeitä öitä. Yli 500 metrin sekoituskorkeus ei vaikuta enää merkittävästi pitoisuuksien kohoamiseen lähileviämisen mittakaavassa. Talvella sekoituskorkeus ylettyi melko harvoin yli 500 metriin.

Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallissa käytetyt typpidioksidin taustapitoisuuden kuukausikeskiarvot on esitetty kuvassa 1. Leviämismallilaskelmissa käytettiin kuitenkin kuukausittain laskettuja tunneittaisia keskiarvoja, joilla saatiin kuvattua tarkemmin taustapitoisuuksien vuorokauden sisäistä vaihtelua.



Kuva 1. Typpidioksidin taustapitoisuuden kuukausikeskiarvot Ilmatieteen laitoksen Ähtärin taustamittausasemalla vuonna 2000.

5.2 Päästöt

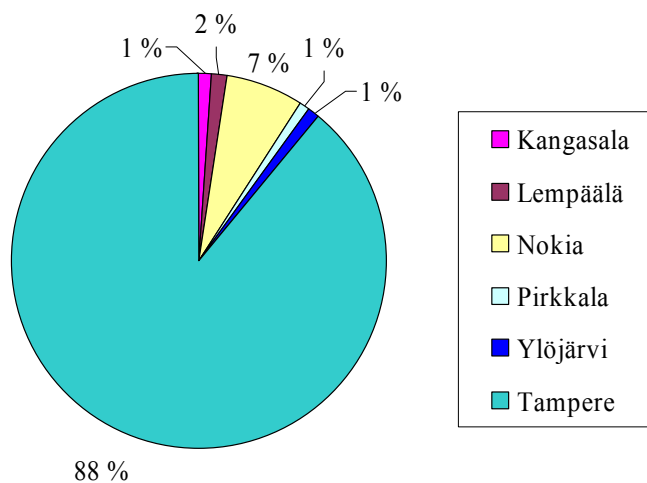
Tutkimuksessa kartoitettiin leviämislaskelmia varten Tampereen ja sen viiden lähikunnan energiatuotannon, teollisuuden ja liikenteen typenoksidipäästöjä vuodelle 2000 ja 2020 kappaleessa 4.3 esitetyltä 35 × 40 km suuruiselta tutkimusalueelta. Leviämislaskelmissa käytetyt tutkimusalueen typenoksidipäästöt olivat vuonna 2000 yhteensä noin 5625 tonnia ja vuonna 2020 yhteensä noin 3771 tonnia. Suurimmat päästöt muodostuivat autoliikenteestä, jonka osuus oli vuonna 2000 noin 77 % (4340 tonnia) ja vuonna 2020 noin 66 % (2486 tonnia) kokonaispäästöistä. Pistelähteiden päästöjen oletettiin olevan samansuuruiset (1285 tonnia) molempina tarkasteluvuosina, koska tarkempia arvioita vuoden 2020 päästöistä ei ollut käytettävissä.

5.2.1 Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt

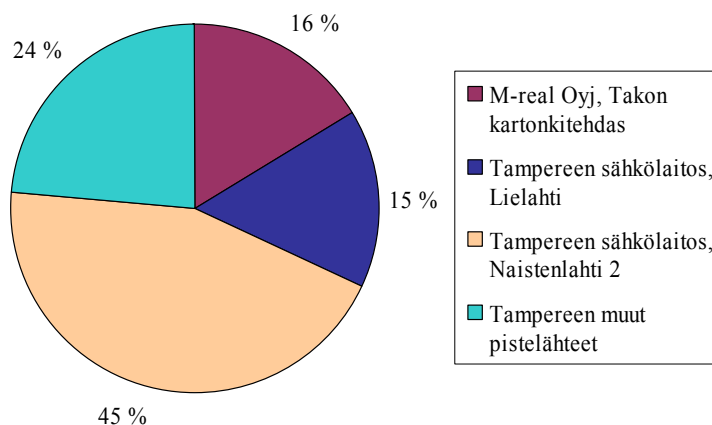
Tutkimuksessa käsiteltiin pistelähteinä yhteensä 59 erillistä päästökohdetta (piippua, hormia ja prosessia) 41:ssä energiantuotanto- tai teollisuuslaitoksessa. Liitekuviissa 3 ja 6 on esitetty pistelähteinä käsiteltyjen päästökohteiden sijainnit, päästökorkeudet sekä typenoksidien päästömäärät, joita käytettiin molempien tarkasteluvuosien (2000 ja 2020) laskelmissa. Laitokset ja niiden päästöt on lisäksi esitetty liitteessä 1. Suurimmas- sa osassa pistelähteitä typenoksidipäästöt vapautuivat ilmaan hyvin matalista piipuista, sillä yli puolessa pistelähteistä (54 %) oli alle 30 metrin korkuinen piippu. Näiden päästölähteiden osuus tutkimusalueen kaikista pistelähteiden aiheuttamista typenoksidipäästöistä oli kuitenkin varsin pieni (noin 5 %). Piipun korkeus oli yli 60 metriä alle viidesosassa (18 %) kaikista pistelähteistä. Kolmessa päästölähteessä piipun korkeus oli 90 metriä tai yli (Tampereen Sähkölaitoksen Naistenlahti 1 ja 2 sekä PVO Lämpövoima Oy:n Nokian voimalaitos). Näiden kolmen päästölähteen päästöt olivat noin 45 % kaikista pistelähteiden päästöistä.

Pistelähteinä käsiteltyjen päästökohteiden typenoksidipäästöt olivat yhteensä noin 1285 t/a. Eri kuntien osuudet pistelähteiden päästöistä on esitetty kuvassa 2. Suurin osa eli noin 88 % (1142 t/a) kaikista pistelähteiden päästöistä oli peräisin Tampereen alueella sijaitsevista laitoksista. Tutkimusalueen suurimmat päästölähteet olivat Tampereen sähkölaitoksen Naistenlahden voimalaitos 2 (509 t/a) ja Lielahden voimalai-

tos (176 t/a) sekä Tampereella sijaitseva M-real Oyj:n Takon kartonkitehdas (188 t/a). Näiden päästölähteiden osuudet kaikkien Tampereen alueella sijaitsevien pistelähteiden typenoksidipäästöistä on esitetty kuvassa 3.



Kuva 2. Eri kuntien osuudet pistelähteiden päästöistä tutkimusalueella. Pistelähteiden typenoksidipäästöt olivat vuonna 2000 yhteensä noin 1285 tonnia.



Kuva 3. Tampereen alueella sijaitsevien pistelähteiden typenoksidipäästöjen jakautuminen eri laitosten osalle. Tampereen pistelähteiden typenoksidipäästöt olivat vuonna 2000 yhteensä noin 1143 tonnia.

5.2.2 Autoliikenteen päästöt

Taulukossa 5 on esitetty eri kuntien alueelta huomioidut autoliikenteen typenoksidipäästöt vuosille 2000 ja 2020. Leviämislaskelmissa käytetyt autoliikenteen kokonaispäästöt vuonna 2000 olivat noin 4340 tonnia ja vuonna 2020 noin 2486 tonnia. Päästöt käsiteltiin vuoden 2000 laskelmissa 3354 erillisenä viivalähteenä ja vuoden 2020 laskelmissa 2890 viivalähteenä sekä molempina vuosina 1422 pintalähteenä. Niitä viivalähteitä, joiden liikennemäärälle ei oltu TALLI-mallissa tehty ennustetta vuodelle 2020 ei otettu mukaan vuoden 2020 tarkasteluihin. Viivalähdekohtaiset typenoksidien päästömäärät vuodelta 2000 on esitetty liitekuviissa 4 ja 7 ja vuodelta 2020 liitekuviissa 5 ja 8.

Taulukko 5. Leviämislaskelmissa huomioidut autoliikenteen aiheuttamat typenoksidipäästöt (t/a) molempina tarkasteluvuosina eri kuntien alueella.

Typenoksidipäästö (t/a)	Viivalähteet		Pintalähteet		Autoliikenne yhteensä	
	2000	2020	2000	2020	2000	2020
Kangasala	446	248	140	78	586	326
Lempäälä	593	394	100	56	693	450
Nokia	395	249	30	17	425	266
Pirkkala	237	146	50	28	287	174
Tampere	1966	1052	7	4	1973	1056
Ylöjärvi	277	157	100	56	377	213
Koko alue yhteensä	3913	2247	427	239	<u>4340</u>	<u>2486</u>

5.3 Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet

5.3.1 Pitoisuuksien maksimiarvot

Leviämismallilaskelmilla eri vuosille (2000 ja 2020) saadut ulkoilman typpidioksidipitoisuuksien maksimiarvot on koottu taulukkoon 6 ja typenoksidipitoisuuksien (kokonais- $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) maksimiarvot taulukkoon 7. Taulukoissa on esitetty tutkimuksessa tehtyjen päästöeriteltyjen mallilaskelmien tulokset energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteille ja autoliikenteelle sekä kokonaispitoisuudet, joissa on huomioitu tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutus. Taulukoissa esitetyt eri lähderyhmien päästöistä aiheutuvat pitoisuusarvot eivät ole summautuvia, sillä eri lähderyhmien aiheuttamat maksimipitoisuudet saatiin mallilaskelmilla eri tulostuspisteisiin. Taulukkojen 6 ja 7 kaikkien lähteiden pitoisuusarvo sisältää myös kaukokulkeutuneiden päästöjen aiheuttaman typenoksidien taustapitoisuuden. Vuoden 2020 pistelähteiden maksimipitoisuudet ovat samat kuin vuoden 2000 laskelmissa, koska käytetyt päästötiedot olivat samat molemmissa laskelmissa.

Taulukko 6. Tutkimusalueelle eri vuosille (2000 ja 2020) lasketut eri lähderyhmien aiheuttamat ja kaikkien lähteiden yhteisesti aiheuttamat korkeimmat typpidioksidipitoisuuden (NO_2) vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Kaikkien lähteiden yhteensä aiheuttamissa pitoisuuksissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus.

Typpidioksidipitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Pistelähteet		Autoliikenne		Kaikki lähteet	
	2000	2020	2000	2020	2000	2020
korkein vuosikeskiarvo ¹⁾	0,17	0,17	54	42	55	44
korkein vuorokausikeskiarvo	1,8	1,8	104	77	105	79
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo ²⁾	1,2	1,2	88	73	88	75
korkein tuntikeskiarvo	9,6	9,6	270	150	273	154
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ²⁾	3,0	3,0	161	121	163	124

¹⁾ korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

²⁾ korkeimmat ohjearvoon verrannolliset pitoisuudet

Taulukko 7. Tutkimusalueelle eri vuosille (2000 ja 2020) lasketut eri lähderyhmien aiheuttamat ja kaikkien lähteiden yhteisesti aiheuttamat korkeimmat typenoksidipitoisuuden (NO_x) vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot (µg/m³). Kaikkien lähteiden yhteensä aiheuttamissa pitoisuuksissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus.

Typenoksidipitoisuus (µg/m ³)	Pistelähteet		Autoliikenne		Kaikki lähteet	
	2000	2020	2000	2020	2000	2020
korkein vuosikeskiarvo ¹⁾	1,3	1,3	151	86	152	89
korkein vuorokausikeskiarvo	23	23	623	318	637	321
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	18	18	517	251	510	254
korkein tuntikeskiarvo	84	84	2815	1192	2842	1200
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	55	55	1422	773	1406	777

¹⁾ korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

Tarkastelemalla taulukoissa 6 ja 7 esitettyjä eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamia laskennallisia maksimipitoisuuksia, voidaan todeta, että autoliikenne vaikuttaa ylivoimaisesti merkittävimmin typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksiin. Pistelähteet aiheuttavat vain pienen lisän maksimipitoisuuksiin. Autoliikenteen typenoksidipäästöillä saatiin korkeimmillaan yksittäiseen laskentapisteeseen vuoden 2000 mallilaskelmilla noin 270 µg/m³:n typpidioksidipitoisuus ja vuoden 2020 mallilaskelmilla noin 150 µg/m³:n typpidioksidipitoisuus, kun taas vastaava pistelähteiden päästöillä muodostunut maksimi oli molempina tarkasteluvuosina 9,6 µg/m³ (taulukko 6).

5.3.2 Pitoisuuksien aluejakaumat

Leviämislaskelmilla määritettyjen suurimpien laskennallisten typpidioksidipitoisuuksien (NO₂) alueellinen vaihtelu koko tutkimusalueella vuonna 2000 käy ilmi liitekuvista 9–11 ja vuonna 2020 liitekuvista 13–15. Typenoksidipitoisuuden (NO_x) vuosikeskiarvo vuodelle 2000 on esitetty liitekuvassa 12 ja vuodelle 2020 liitekuvassa 16. Tampereen keskusta-alueelle syntyvien typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien aluejakaumat eri vuosille käyvät tarkemmin ilmi liitekuvista 17–24. Karttakuvissa on esitetty samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on todennäköistä pitkän havaintojakson aikana. Kartoissa esitetyt pitoisuudet on määritetty leviämislaskelmilla, joissa olivat mukana kaikki tämän tutkimuksen päästökartoitukseen sisältyneet päästö-

lähteet. Laskelmissa on huomioitu myös kauempaa kulkeutuneiden päästöjen aiheuttama taustapitoisuus.

Typpidioksidipitoisuuden aluejakaumat on muodostettu kotimaisiin raja- ja ohjearvoihin verrannollisista pitoisuuksista (vuosikeskiarvo, kalenterikuukauden toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo ja korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus). Tutkimusalueen korkeimpien pitoisuuksien sijaintipaikat on merkitty aluejakaumakuviin valkoisilla tähdillä ja maksimin numeroarvo on luettavissa aluejakaumakuvan alapuolelta. Tunti- ja vuorokausikeskiarvojen aluejakaumat eivät esitä ajallisesti yhtenäistä tilannetta, sillä pitoisuuksien suurimmat arvot saattavat esiintyä eri laskentapisteissä eri ajankohtina. Asian voi yksinkertaistaa karkealla esimerkillä: tuulen käydessä päästölähteiden eteläpuolelta päästöt etenevät lähteistä pohjoisuuntaan, jolloin ne eivät vaikuta lähteiden eteläpuolisiin pitoisuuksiin.

Typenoksidipitoisuuksien aluejakaumia tulkittaessa on huomattava, että suurimman osan ajasta vuorokausi- ja tuntipitoisuudet ovat kaikissa laskentapisteissä esitettyjä korkeimpia arvoja selvästi pienempiä, ja suurimmassa osassa tutkimusaluetta pitoisuustilanne on koko ajan merkittävästi parempi kuin niissä kohteissa, joissa tutkimusalueen maksimi-arvot esiintyvät. Vuorokausi- ja tuntipitoisuuksien aluejakaumakuvia on tulkittava niin, että ne kuvaavat pitkän ajanjakson aikana tutkimusalueen eri osissa todennäköisesti esiintyviä suurimpia pitoisuuksia.

Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien aluejakaumakuvissa näkyy voimakkaimpana autoliikenteen päästöjen vaikutus, eli korkeimpien pitoisuuksien alueet muodostuivat Tampereen ydinkeskustan alueelle sekä vilkkaimmin liikennöityjen teiden ja vilkkaiden risteysalueiden läheisyyteen. Yksittäisten pistelähteiden vaikutusta pitoisuustasoihin ei aluejakaumakuvista juurikaan pysty havaitsemaan. Typpidioksidipitoisuuksien aluejakaumiin vaikuttaa myös typenoksidipäästöjen ilmakeiällinen muutunta kulkeutumisen aikana.

Typpidioksidi

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, saavutettava viimeistään 1.1.2010) ylittyi laskelmien mukaan vuoden 2000 tilanteessa lähinnä pienillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien varrella, Paasikiven-Kekkosentien varrella sekä vilkkaissa risteyksissä (liitekuvat 9 ja 17). Yli $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n (ylempi arviointikynnys) typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja esiintyi laajemmalla alueella keskustan vilkkaissa risteyksissä, Helsinki–Tampere-moottoritien varrella, Itäisen ohikulkutien varrella ja usean muun vilkkaasti liikennöidyn tien läheisyydessä. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat yli $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (alempi arviointikynnys) lähes koko ydinkeskustan alueella ja useimpien vilkkaiden teiden varsilla. Vuoden 2020 tilanteessa typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvon raja-arvo ylittyi ainoastaan yhdessä laskentapistessä Helsinki–Tampere-moottoritien ja Itäisen ohikulkutien risteysalueella. Yli $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja esiintyi laskelmien mukaan hyvin pienillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien varrella ja vilkkaimmilla risteysalueilla (liitekuvat 13 ja 21). Yli $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja esiintyi lisäksi muutamissa keskustan vilkkaimmissa risteyksissä ja vilkkaasti liikennöityjen teiden läheisyydessä.

Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohjeearvo ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi laskelmien mukaan vuoden 2000 tilanteessa pienillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varrella sekä keskusta-alueen vilkkaissa risteyksissä (liitekuvat 10 ja 18). Lähellä vuorokausiohjeearvoa (yli $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) olevia pitoisuuksia esiintyi koko keskusta-alueella ja laajemmilla alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varrella sekä Itäisen ohikulkutien ja Pyhäjärventien varsilla. Vuoden 2020 tilanteessa typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvon ohjeearvo ylittyi ainoastaan kuudessa yksittäisessä laskentapistessä, pääasiassa Helsinki–Tampere-moottoritien varrella. Lähellä vuorokausiohjeearvoa (yli $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) olevia pitoisuuksia esiintyi muutamilla keskustan risteysalueilla ja pienehköillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien varrella (liitekuvat 14 ja 22).

Typpidioksidipitoisuuden tuntiohjeearvo ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi laskelmien mukaan vuoden 2000 tilanteessa pienellä alueella Lempääläntien, Nekalantien ja Viinikankadun

risteyksessä. Lähellä tuntiohjearvoa (yli $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) olevia pitoisuuksia esiintyi muutamilla suurimmilla risteysalueilla (liitekuvat 11 ja 19). Vuonna 2020 ei esiintynyt lainkaan tuntiohjearvon ylittäviä pitoisuuksia. Suurimmat pitoisuudet ($100\text{--}124 \mu\text{g}/\text{m}^3$) esiintyivät keskusta-alueella ja Helsinki–Tampere-moottoritien varrella sekä Itäisen ohikulkutien ja Pyhäjärventien varsilla (liitekuvat 15 ja 23).

Typen oksidit

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ylittyi laskelmien mukaan vuoden 2000 tilanteessa koko keskusta-alueella ja kaikkien suurimpien autoteiden varsilla (liitekuvat 12 ja 20). Korkeimmat typenoksidipitoisuudet tällä alueella olivat noin $100\text{--}150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja ne esiintyivät keskustan risteyksissä sekä Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varsilla. Vuoden 2020 tilanteessa typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvon raja-arvo ylittyi hieman pienemmällä alueella kuin vuonna 2000 (liitekuvat 16 ja 24). Ylitysalueen korkeimmat typenoksidipitoisuudet olivat $60\text{--}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja ne esiintyivät Helsinki–Tampere-moottoritien varrella. Typenoksidipitoisuuksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että kyseinen raja-arvo on voimassa ainoastaan laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla.

5.3.3 Typpidioksidipitoisuudet päiväkotien kohdalla

Leviämislaskelmilla eri päiväkotien kohdalle lasketut typpidioksidipitoisuuksien minimi- ja maksimiarvot on koottu taulukkoon 8. Kaikkien päiväkotien kohdalle lasketut typpidioksidipitoisuudet vuodelle 2000 käyvät ilmi liitekuvista 25–27 ja vuodelle 2020 liitekuvista 28–30.

Suurimmat typpidioksidipitoisuudet syntyivät aivan ydinkeskustassa sijaitsevien päiväkotien kohdalle sekä risteysalueiden tai vilkasliikenteisten teiden läheisyydessä sijaitsevien päiväkotien kohdalle. Vuoden 2020 päästötilanteessa syntyneet pitoisuustasot olivat yleisesti pienempiä kuin vuonna 2000. Typpidioksidin vuosikeskiarvot jäivät alle raja-arvon ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ja tuntikeskiarvot jäivät alle ohjearvon ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) kaikkien

päiväkotien kohdalla molempina tarkasteluvuosina. Typpidioksidin vuorokausikeskiarvot jäivät alle ohjearvon ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) kaikkien päiväkotien kohdalla vuonna 2020, mutta vuonna 2000 yhden päiväkodin kohdalle syntyi ohjearvon suuruinen pitoisuus ja usean muun päiväkodin kohdalla pitoisuudet olivat hyvin lähellä ohjearvoa.

Taulukko 8. Päiväkotien kohdalle syntyneet minimi- ja maksimipitoisuudet eri tarkasteluvuosina (2000 ja 2020).

Typpidioksidipitoisuus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Minimi		Maksimi	
	2000	2020	2000	2020
korkein vuosikeskiarvo ¹⁾	6,3	4,2	32	21
korkein vuorokausikeskiarvo	29	21	80	65
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo ²⁾	22	15	70	59
korkein tuntikeskiarvo	96	85	184	117
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ²⁾	84	53	125	102

¹⁾ korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

²⁾ korkeimmat ohjearvoon verrannolliset pitoisuudet

5.4 Alueellinen typpilaskeuma

Leviämismallilaskelmilla eri vuosille (2000 ja 2020) saadut nitraattityppilaskeuman alueelliset maksimi-arvot on koottu taulukkoon 9. Taulukossa on esitetty tutkimuksessa tehtyjen päästöeriteltyjen mallilaskelmien tulokset energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteille ja autoliikenteelle sekä kokonaislaskeuma-arvot, joissa on huomioitu tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutus. Taulukossa esitetyt eri lähderyhmien päästöistä aiheutuvat laskeuma-arvot eivät ole summautuvia, sillä eri lähderyhmien aiheuttamat maksimit saatiin mallilaskelmilla eri tulostuspisteisiin. Vuoden 2020 pistelähteiden maksimilaskeuma-arvot ovat samat kuin vuoden 2000 laskelmissa, koska käytetyt päästötiedot olivat samat molemmissa laskelmissa. Pistelähteiden päästöjen vaikutus alueen typpilaskeumaan on hyvin pieni.

Leviämislaskelmilla määritettyjen tutkimusalueen päästöjen aiheuttama laskennallinen nitraattityppilaskeuma-arvojen alueellinen vaihtelu koko tutkimusalueella vuonna 2000 käy ilmi liitekuvasta 31 ja vuonna 2020 liitekuvasta 32. Typpilaskeuman maksimiarvon sijainti on merkitty kuviin valkoisella tähdellä. Nitraattityppilaskeuman aluejakaumassa korostuu kulkeutumisalustan laadun vaikutus. Laskeuman gradientit muodostuvat suuriksi niissä kohdissa pisteikköä, joissa kasvillisuusalue (metsä, niitty, pelto) muuttuu vesistöalustaksi. Koska vesistöalueella typen kuivadepositionopeus on hyvin pieni, ei vesistöjen pintaan laskeumaa juurikaan muodostu. Koska taajama-alueet, mm. Tampereen keskusta, luokiteltiin kokonaisuudessaan kasvillisuusalueeksi, tuloksena saadut laskeuma-arvot kuvaavat näillä alueilla typpilaskeumaa kasvillisuuteen esim. puistoissa tai nurmikkoalueilla. Todellisuudessa esim. tienpintaan tai betoniin typpilaskeuma on hyvin pientä.

Taulukko 9. Tutkimusalueelle eri vuosille (2000 ja 2020) lasketut eri lähderyhmien aiheuttamat ja kaikkien lähteiden yhteisesti aiheuttamat korkeimmat nitraattityppilaskeuma-arvot (mg/m^2 vuodessa).

Päästölähderyhmä	Typpilaskeuma (mg/m^2 vuodessa)	
	2000	2020
Pistelähteet	0,9	0,9
Autoliikenne	302	241
Kaikki lähteet	302	241

Alueellisesti korkeimmat Tampereen seudun päästölähteiden aiheuttamat typpilaskeuma-arvot (yli $100 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa) esiintyvät leviämismallilaskelmien mukaan Tampereen keskusta-alueella ja vilkkaimpien liikenneväylien ja risteyksien läheisyydessä kasvillisuusalueilla. Vuoden 2020 tilanteessa näiden korkeimpien typpilaskeuma-arvojen laajuus on huomattavasti pienempi kuin vuoden 2000 tilanteessa. Tampereen kaupungin alueella kauempana keskusta-alueelta ja vilkkaista liikenneväylistä nitraattityppilaskeuma on laskelmien mukaan alle $50 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa. Tampereen naapurikuntien alueella tutkimusalueen laitamien kasvillisuusalueilla nitraattityppilaskeuma on vuoden 2000 tilanteessa laskelmien mukaan alle $25 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa ja vuoden 2020

tilanteessa jopa alle 10 mg/m² vuodessa. Vesistöalueilla nitraattityypilaskeuma on vielä tätäkin pienempää.

6 TULOSTEN ARVIOINTI

6.1 Päästöt ja päästökartoitusmenetelmät

Tämän tutkimuksen leviämislaskelmissa otettiin huomioon Tampereen seudun autoliikenteen sekä energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden typenoksidipäästöt. Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt otettiin huomioon ainoastaan ns. ilmoitusvelvollisten laitosten osalta. Tampereen seudulla aiheuttavat typenoksidipäästöjä näiden päästölähteiden lisäksi mm. lentoliikenne, junaliikenne, vesiliikenne, pienet teollisuus- ja energiantuotantolaitokset sekä kiinteistöjen erillislämmitys. Näiden päästölähteiden päästöillä ei kuitenkaan todennäköisesti ole Ilmatieteen laitoksen aiempien tutkimusten perusteella (mm. *PESONEN ym., 1996, PIETARILA, ym., 1997*) merkittävää vaikutusta tutkimusalueen alueellisiin typen oksidien pitoisuuksiin, joihin vaikuttavat merkittävimmin autoliikenteen päästöt. Paikallisesti typenoksidipitoisuuksia voivat kohottaa kuitenkin mm. Tampere-Pirkkalan lentoaseman päästöt. Tutkimusalueen ulkopuolisten päästöjen vaikutus Tampereen seudun pitoisuuksiin huomioitiin koko tutkimusalueella samansuuruisena taustapitoisuutena, joka arvioitiin Ilmatieteen laitoksen Ähtärin taustasemän tuloksista. Taustapitoisuuden oletettiin olevan samansuuruinen molempina tarkasteluvuosina.

6.1.1 Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt

Sekä vuoden 2000 että 2020 energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden päästötietoina käytettiin tässä tutkimuksessa toiminnanharjoittajilta saatuja tietoja vuoden 2000 tilanteesta. Kiinteiden lähteiden päästöjen määrittämiseen liittyy epävarmuustekijöitä mm. siksi, että epäpuhtauksien pitoisuudet savukaasuissa vaihtelevat riippuen käytetystä polttoaineesta tai polttoaineseoksesta, polttotekniikasta, kattilan koosta, kuormasta ja kunnosta sekä kattilan tai prosessin käyttötavasta. Muodostuvien epäpuhtauksien määrään vaikuttavat tämän lisäksi myös mahdolliset prosessien toimintahäiriöt.

Pistelähteiden päästöjä käsiteltiin leviämislaskelmissa pääosin hormitason tarkkuudella. Päästövaihtelujen oikea mallinnus vaikuttaa merkittävästi etenkin matalien lähteiden aiheuttamien pitoisuuksien laskennan luotettavuuteen. Pistelähteiden päästöt perustuivat toiminnanharjoittajien ilmoittamiin kuukausittaisiin käyntitunteihin, polttoaineiden kulutustietoihin ja ominaispäästökertoimiin. Päästöjen lyhytaikaisvaihtelu kuvattiin leviämismallissa toiminnanharjoittajilta saatujen laitosten toimintaa ja käyntiaikaa kuvaavien tietojen perusteella, satunnaistamalla käyntiajat kuukausittain tai ulkoilman lämpötilasta riippuvien painokertoimien avulla. Vuoden 2020 tilanteessa oletettiin edelleen kaikkien nykyisten laitosten olevan toiminnassa ja niiden päästöjen olevan samat kuin vuonna 2000. Vuoden 2020 laskelmissa ei otettu huomioon mahdollisia uusia päästölähteitä. Pistelähteiden päästökuvauksen tarkkuus on riittävä, kun huomioidaan niiden suhteellisen vähäinen vaikutus taajama-alueiden typenoksidipitoisuuksiin.

6.1.2 Autoliikenteen päästöt

Autoliikenteen päästöt on tässä tutkimuksessa käsitelty vilkkaimpien liikenneväylien osalta viivalähteinä. Näin saavutetaan merkittävä parannus päästöjen alueellisessa tarkkuudessa aiempiin, pintalähteinä käsitellyillä autoliikenteen päästöillä tehtyihin tutkimuksiin nähden. Liikenneväyläkohtaiset liikennetiedot saatiin TTKK:n TALLI-mallin vuosien 2000 ja 2020 tuloksista ja Tielaitoksen tierekisterin tiedoista. Pienimpien katujen ja teiden päästöt huomioitiin karkeasti jakamalla liikenne pintalähderuutuihin asukas- ja tietihyden perusteella. TALLI-mallin liikenneverkko kattaa valtaosan Tampereen kaupungin teistä ja kaduista. Sen sijaan Tampereen ympäryskunnissa TALLI-mallin liikenneverkon kattavuus on huonompi, joten niiden alueilla suhteellisesti suurempi osa liikenteen päästöistä jouduttiin käsittelemään pintalähteinä.

Liikenteen ajallinen vaihtelu kuvattiin tutkimuksessa muutamassa tarkkailupisteessä tehtyjen liikennelaskentojen aineistojen perusteella. Käytettävissä oli kolmelle eri alueelle (Tampereen katuverkko, sisääntulo- ja kehätiet sekä muu alue) määritetyt keskimääräiset liikennemäärien kuukausi-, viikonpäivä- ja tuntivaihtelut. Raskaan liikenteen suoriteosuudet määritettiin yleisille teille Tielaitoksen tierekisterin tiedoista ja muille teille ja kaduille käyttämällä eri nopeusrajoitusalueille ja teille luokiteltuja

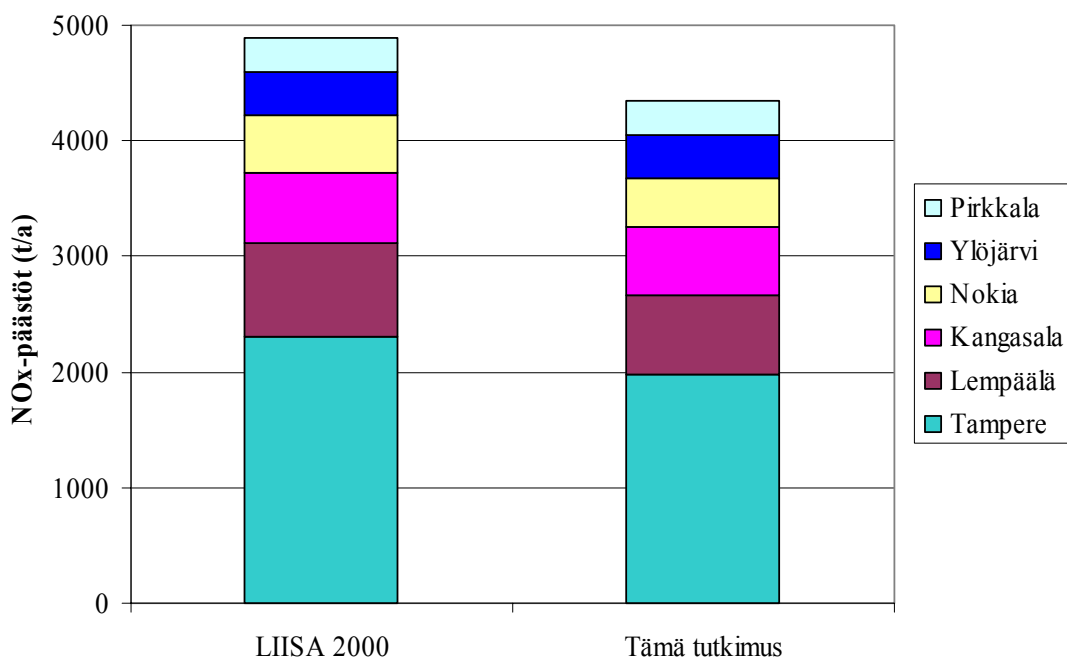
arvoja. Muutamalle vilkkaalle joukkoliikenneväylälle oli lisäksi erikseen tiedot bussiliikenteen suoriteosuudesta. Liikenteen päästöjen määrittämiseen on Suomen paikkakunnilta saatavissa varsin vähän tarkkoja, eri vuosilta peräisin olevia lähtötietoja mm. ajosuoritteista ja niiden alueellisesta jakautumisesta, ajoneuvo- ja nopeusjakaumista sekä käynnistysten ja kylmänä ajon suhteellisista osuuksista. Epätarkkuudet lähtötiedoissa vaikuttavat myös tässä tutkimuksessa liikenteen päästöarvioiden, etenkin päästöjen ajallisen vaihtelun kuvauksen, oikeellisuuteen.

Myös autoliikenteen pakokaasupäästöjen laskentaan liittyy epävarmuustekijöitä. Eri ajoneuvotyypeille ilmoitetut päästökertoimet perustuvat vielä nykyisinkin suhteellisen vähäiseen määrään kotimaiselle autokannalle tehtyjä mittauksia. Autojen päästöihin vaikuttavat merkittävästi mm. ajonopeus, ajotapa, joutokäynti ja kylmänä ajo. Näistä tekijöistä ei ole kuitenkaan saatavissa tarkkaa alueellista tietoa. Joutokäynnin ja kylmänä ajon osuus typenoksidipäästöihin on kuitenkin suhteellisen vähäinen (esim. *PIETARILA ym., 2000*). Tässä tutkimuksessa ei huomioitu kylmänä ajon vaikutusta, vaan kesä- ja talviajalle käytettiin samoja päästökertoimia.

Liikenteen päästöt laskettiin käyttämällä hyväksi tieosakohtaisia ja yksittäisille pintalähteille arvioituja ajosuoritteita sekä VTT:n Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmän mukaisia päästökertoimia (*LIISA 2000*). Vuoden 2020 päästöarviossa otettiin huomioon mm. katalyysattorilla varustettujen ajoneuvojen suoriteosuuden lisääntyminen ja autojen moottoritekniikan kehittymisen vaikutus päästökertoimiin. LIISA-mallin päästötietoja ei voida suoraan käyttää leviämislaskelmien lähtötietoina, koska LIISA-mallin tuloksena saadaan ainoastaan liikenteen vuosittaiset kuntakohtaiset kokonaispäästöt. Katuliikenteen päästöt on LIISAssa arvioitu jakamalla koko Suomen katusuoritteet yksittäisille kunnille asukasluvun perusteella. Yksittäisen kunnan osalta LIISAn katuliikenteen kokonaispäästöarviointiin sisältyy siten runsaasti epävarmuuksia. Leviämismallilaskelmien lähtötiedoiksi tarvitaan sekä ajallisesti että alueellisesti tarkemmat lähtötiedot. Leviämismallin lähtötiedoiksi tarvitaan tunneittaiset päästöt jokaiselle yksittäiselle päästölähteelle (viivalähde tai pintalähde). Taulukossa 10 esitetään LIISA 2000 -mallin tulokset tutkimusalueella kunnittain vuodelle 2000. Kuvassa 4 on esitetty vertailu LIISA 2000 -mallin typenoksidipäästöjen ja tässä tutkimuksessa arvioitujen päästöjen välillä.

Taulukko 10. VTT:n LIISA-mallin mukaiset autoliikenteen päästöt kunnittain tutkimusalueella vuonna 2000 (LIISA 2000).

Kunta	Päästöt (t/a; CO ₂ kt/a)					
	CO	HC	NO _x	Hiukkaset	SO ₂	CO ₂
Tampere	6935	1068	2300	140	5,4	257
Pirkkala	741	128	291	17	0,7	33
Nokia	1171	185	508	29	1,1	53
Ylöjärvi	1075	184	374	23	0,9	43
Kangasala	1427	247	596	33	1,3	63
Lempäälä	1528	255	822	41	1,4	69
Yhteensä	12877	2067	4891	283	10,77	518



Kuva 4. VTT LIISA-mallin mukaiset (LIISA 2000) ja tässä tutkimuksessa arvioidut autoliikenteen päästöt tutkimusalueella vuonna 2000.

Tässä tutkimuksessa tie- ja katuosakohtaisista ja pintalähteille arvioituista liikennesuoritteista LIISA:n päästökertoimilla lasketut Tampereen seudun vuoden 2000 typen oksidien kokonaispäästöt ovat hieman yli 10 % pienemmät kuin VTT:n LIISA 2000 -mallilla arvioimat kokonaispäästöt. Suurimmat kuntakohtaiset erot ovat Tampereella, Lempäälässä ja Nokiolla, joissa tässä tutkimuksessa arvioidut päästöt ovat noin 15 % pienemmät kuin LIISA-mallin tulokset. Kangasalalla, Pirkkalassa ja Ylöjärvellä saatiin molemmilla menetelmillä miltei samansuuruiset päästöarviot. Päästöarvioiden erot aiheutuvat pääasiassa siitä, että LIISA-mallissa katuliikenteen kokonaisajosuoritteet on arvioitu koko Suomen katuliikenteen suoritteista suoraan asukaslukujen suhteessa. Tässä tutkimuksessa ajosuoritteet sen sijaan arvioitiin tieosittain käyttäen hyväksi TALLI-mallin tuloksia ja Tielaitoksen tierekisterin tietoja. Myös LIISA-mallissa ja tässä tutkimuksessa käytetyissä raskaiden ajoneuvojen suoriteosuuksissa on eroja. Tässä tutkimuksessa raskaiden ajoneuvojen suoriteosuudet on arvioitu linkeittäin eri nopeusrajoitusalueille ja tietyille teille tai Tielaitoksen tierekisterin tiedoista.

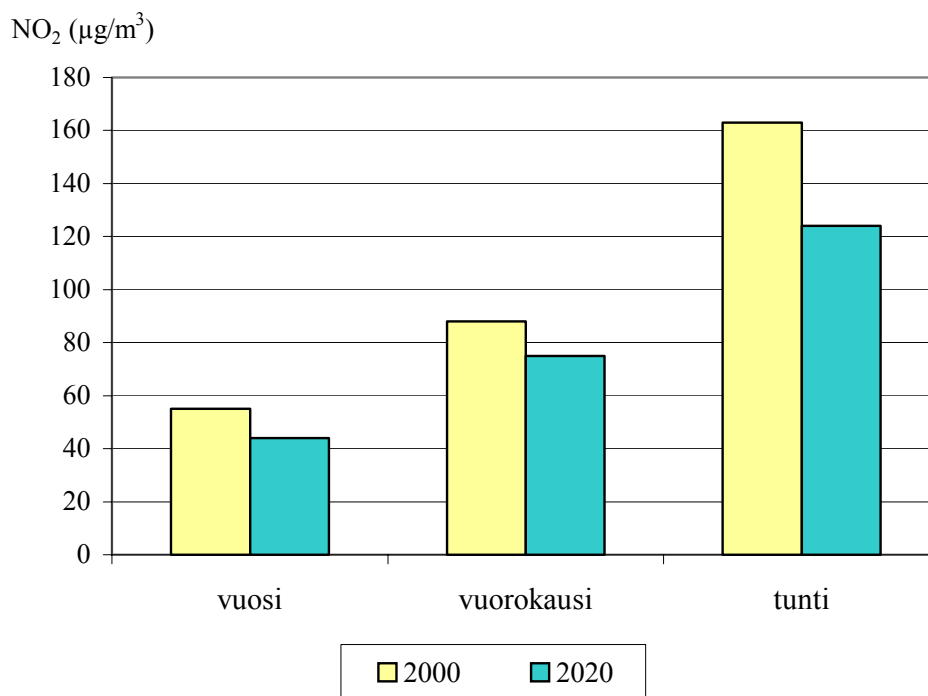
LIISA-laskentajärjestelmä on uusittu vuonna 2002. Suurimmat muutokset aiempaan LIISA-järjestelmään verrattuna ovat katusuoritteiden ajoneuvotyyppien jakaumissa eri katutyypeille ja päästökertoimissa. Erityisesti auton iän vaikutus päästökertoimiin on voitu arvioida aiempaa paremmin. Uuden LIISA 2001.1 -mallin mukaiset typenoksidien päästöt ovat nykytilanteessa noin 25 % pienemmät kuin vanhalla mallilla arvioidut päästöt (*LIISA 2001.1*; *MÄKELÄ, 2002*). Päästöjen vähentymisen ennustetaan myös olevan nopeampaa kuin vanhassa LIISA-mallissa. Suurimpina syinä ovat katalyysaattoritekniikan aiempaa oletettua parempi kehitys ja uusi tieto, jonka mukaan typenoksidipäästöt vähenevät ei-katalyysaattorikäyttöisillä autoilla auton vanhetessa. Tässä tutkimuksessa käytettiin siis vanhan LIISA-mallin (*LIISA 2000*) mukaisia ajoneuvojakaumia ja päästökertoimia. Näin ollen esimerkiksi vuoden 2020 päästöarviot autoliikenteelle ovat hieman suurempia kuin olisi saatu uuden LIISA 2001.1 -mallin oletuksilla.

6.2 Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet

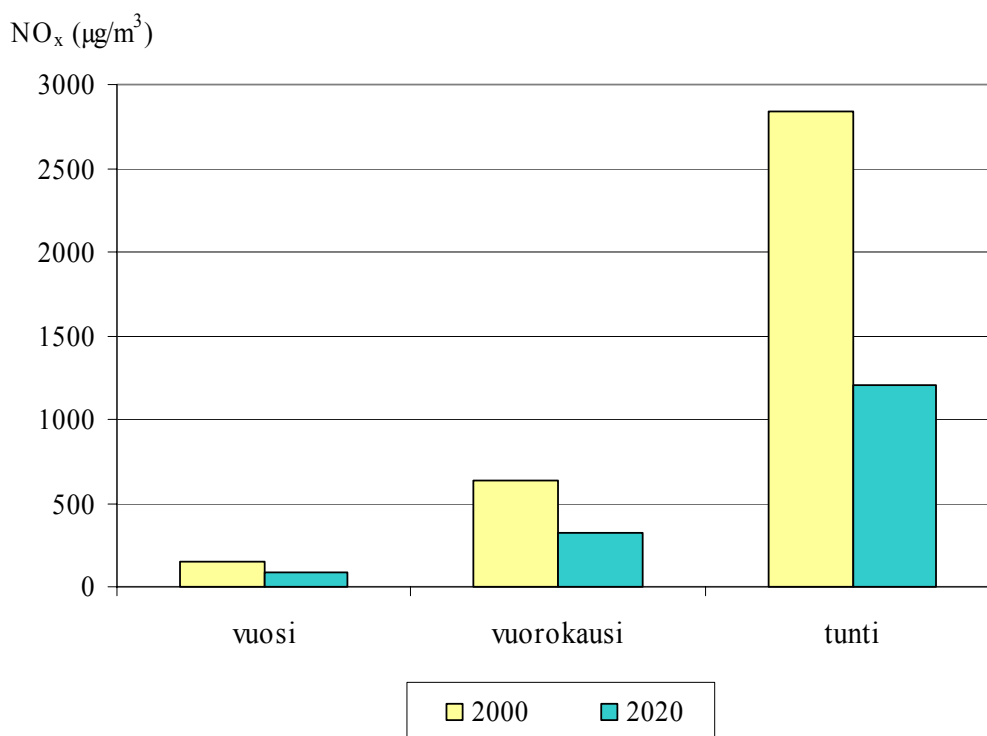
6.2.1 Vuosien 2000 ja 2020 pitoisuuksien vertailua

Merkittävin tutkimusalueen typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksiin vaikuttava tekijä kumpanakin tarkasteluvuotena oli autoliikenne. Tämän tutkimuksen ja eräiden Ilmatieteen laitoksella aiemmin tehtyjen selvitysten mukaan (mm. *PIETARILA ym., 1997; VARJORANTA, ym., 1999; PIETARILA, ym., 2000; RASILA ym., 2000; PIETARILA & VARJORANTA 2001*) energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteet aiheuttavat ympäristöönsä varsinkin kaupunkialueilla liikenteen vaikutuksiin verrattuna yleisen ilmanlaadun kannalta lähinnä tausta-arvoluonteisen typpidioksidin pitoisuuslisän. Tässä tutkimuksessa lasketuista typenoksidien maksimipitoisuuksista eri lähderyhmille (taulukot 6 ja 7) on pistelähteiden osuus suurimmillaankin vain joitakin prosentteja kaikkien lähteiden yhteisesti aiheuttamista pitoisuuksista sekä vuonna 2000 että vuonna 2020.

Koska tutkimusalueen autoliikenteen päästöt olivat vuonna 2020 noin 43 % pienemmät kuin vuonna 2000, ovat vuoden 2020 laskelmissa syntyvät kaikkien lähteiden aiheuttamat pitoisuustasot yleisesti pienempiä kuin vuonna 2000. Kuvissa 5 ja 6 on esitetty kaikkien lähteiden päästöjen aiheuttamat tutkimusalueen korkeimmat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet vuosina 2000 ja 2020. Laskelmien tulosten mukaan vuonna 2020 tutkimusalueen korkein typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo olisi noin 80 %, ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo noin 85 % ja ohjearvoon verrannollinen tuntikeskiarvo hieman alle 80 % vuoden 2000 vastaavista pitoisuuksista. Typenoksidien pitoisuudet pienenisivät suhteellisesti enemmän kuin typpidioksidipitoisuudet: vuonna 2020 korkein vuosikeskiarvo olisi noin 60 %, vuorokausikeskiarvo noin 50 % ja tuntikeskiarvo selvästi alle 50 % vuoden 2000 vastaavista pitoisuuksista. Typenoksidipitoisuuksiin vaikuttaa melko suoraan autoliikenteen päästöissä tapahtuvat muutokset. Typpidioksidipitoisuuksiin vaikuttaa typen oksidien ilmakemia niin, että pitoisuudet pienenevät suhteellisesti vähemmän kuin päästöt.



Kuva 5. Leviämislaskelmilla määritetty tutkimusalueen korkein typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ja ohjearvoihin verrannolliset vuorokausi- ja tuntikeskiarvot vuosina 2000 ja 2020.

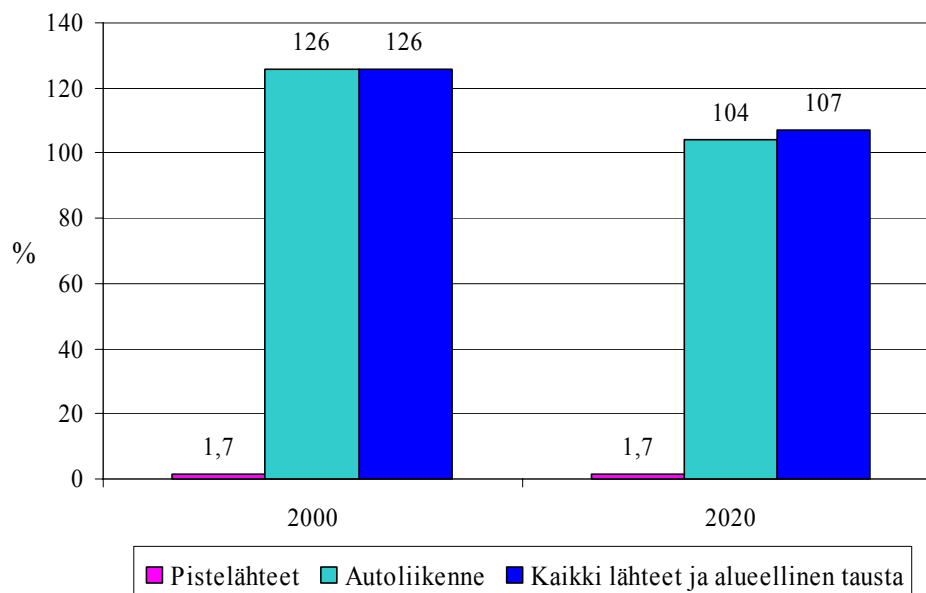


Kuva 6. Leviämislaskelmilla määritetty tutkimusalueen korkein typenoksidipitoisuuden vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvo vuosina 2000 ja 2020.

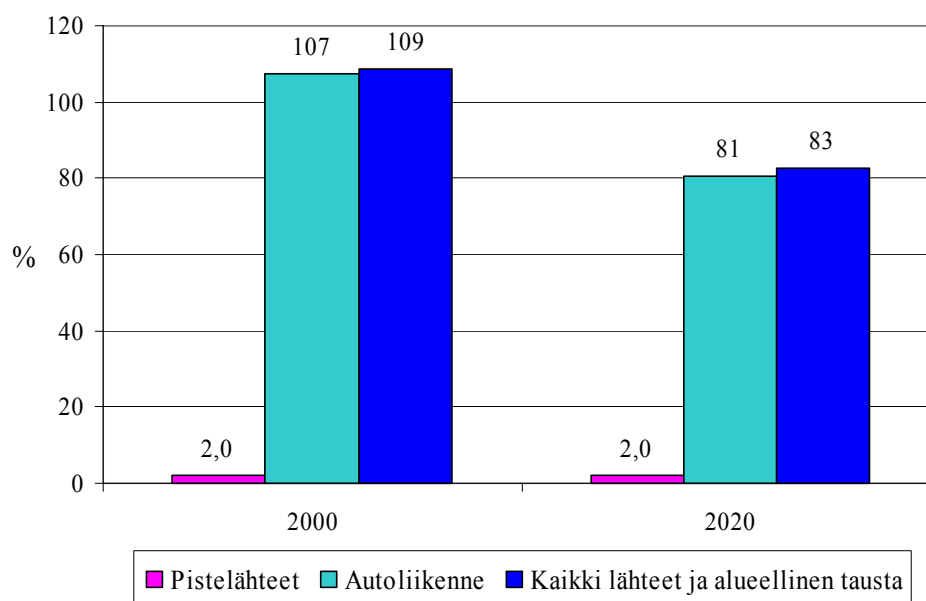
Paikallisesti typen oksidien pitoisuudet eivät muuttuneet kaikkialla samalla tavalla kuin esitetyt tutkimusalueen maksimipitoisuudet tai alueellisesti keskimäärin. Uusien liikenneväylien läheisyydessä mm. Vuoreksen alueella typen oksidien pitoisuudet olisivat vuonna 2020 mallilaskelmien mukaan suurin piirtein samalla tasolla kuin vuonna 2000. Paikallinen liikennemäärän lisääntymisestä aiheutuva päästöjen ja pitoisuuksien kasvaminen kumoo näillä alueilla yleisestä päästöjen vähenemisestä aiheutuvan pitoisuuksien pienenemisen.

6.2.2 Pitoisuuksien suhde ohje- ja raja-arvoihin

Kuvassa 7 on esitetty koko tutkimusalueelle eri tarkasteluvuosina laskettujen ulkoilman typpidioksidipitoisuuksien suurimpien vuorokausikeskiarvojen suhde vastaavaan ilmanlaadun ohjearvoon $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja kuvassa 8 typpidioksidipitoisuuksien suurimpien tuntikeskiarvojen suhde vastaavaan ilmanlaadun ohjearvoon $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Suhde on ilmoitettu sekä eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamille pitoisuuksille että kaikkien päästöjen yhdessä aiheuttamille pitoisuuksille. Kaikkien lähteiden yhdessä aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen tausta.



Kuva 7. Leviämismallilla laskettujen tutkimusalueen suurimpien typpidioksidipitoisuuksien vuorokausikeskiarvojen suhde ilmanlaadun ohjearvoon ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) eri tarkasteluvuosina (2000 ja 2020). Suhde on ilmoitettu prosentteina eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamille ja kaikkien päästöjen yhdessä aiheuttamille maksimipitoisuuksille. Kaikkien lähteiden yhdessä aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen tausta.



Kuva 8. Leviämismallilla laskettujen tutkimusalueen suurimpien typpidioksidipitoisuuksien tuntikeskiarvojen suhde ilmanlaadun ohjearvoon ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) eri tarkasteluvuosina (2000 ja 2020). Suhde on ilmoitettu prosentteina eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamille ja kaikkien päästöjen yhdessä aiheuttamille maksimipitoisuuksille. Kaikkien lähteiden yhdessä aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen tausta.

Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohjearvo ylittyi Tampereen seudulla mallilaskelmien tulosten mukaan sekä vuoden 2000 että 2020 päästöillä. Ylitykset aiheutuivat autoliikenteen päästöistä, sillä pistelähteiden yksinään aiheuttama vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus oli korkeimmillaankin vain 1,7 % ohjearvosta. Kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama pitoisuus oli korkeimmillaan 126 % vuorokausiohjearvosta vuonna 2000 ja 107 % ohjearvosta vuonna 2020 (kuva 7). Vuorokausiohjearvon ylittäviä pitoisuuksia esiintyi mallilaskelmien mukaan vuonna 2000 Tampereen keskustassa, vilkkaimmin liikennöidyillä risteysalueilla ja liikenneväylien läheisyydessä, etenkin Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varsilla (liitekuvat 10 ja 18). Vuonna 2020 vuorokausiohjearvon ylittäviä pitoisuuksia esiintyi ainoastaan kuudessa yksittäisessä tulostuspisteessä.

Typpidioksidipitoisuuden tuntiohjearvo alittui sen sijaan lähes koko tutkimusalueella vuoden 2000 päästöillä (liitekuva 11). Tuntiohjearvo ylittyi ainoastaan muutamassa yksittäisessä tulostuspisteessä, jotka sijaitsivat Lempääläntien, Nekalantien ja Viinikan-

kadun risteyksessä (liitekuva 19). Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus oli 109 % tuntiohjearvosta. Vuoden 2020 päästöillä ei esiintynyt enää lainkaan tuntiohjearvon ylittäviä pitoisuuksia. Korkeimmillaankin kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus oli 83 % tuntiohjearvosta. Energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden päästöt aiheuttivat vain pienen lisän autoliikenteen aiheuttamiin typpidioksidipitoisuuksiin. Pistelähteiden yksinään aiheuttama tuntiohjearvoon verrannollinen pitoisuus oli korkeimmillaankin vain 2,0 % ohjearvosta.

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annetun raja-arvon ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, saavutettava viimeistään 1.1.2010 mennessä) ylittäviä pitoisuuksia esiintyi mallilaskelmien mukaan vuoden 2000 päästöillä pienillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varsilla, sekä vilkkailla risteysalueilla (liite kuvat 9 ja 11). Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä aiheuttama typpidioksidipitoisuus oli 138 % vuosiraja-arvosta. Lisäksi muutamien muiden vilkkaiden teiden (mm. Itäinen ohikulkutie, Pyhäjärventie) varrella ja keskustan risteysalueilla typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat mallilaskelmien mukaan yli ylemmän arviointikynnyksen ($32 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Alemman arviointikynnyksen ($26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittäviä pitoisuuksia esiintyi edellisten alueiden lisäksi lähes koko keskusta-alueella. Vuoden 2020 päästöillä ainoastaan yhdessä tulostuspisteessä esiintyi vuosiraja-arvon ylittävä pitoisuus ja sen suuruus oli 110 % vuosiraja-arvosta. Ylemmän arviointikynnyksen ylittäviä pitoisuuksia esiintyi pienillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien varrella ja vilkkaimmilla risteysalueilla (liite kuvat 13 ja 21). Alemman arviointikynnyksen ylityksiä tapahtui vilkkaimpien autoteiden varsilla ja muutamissa keskustan risteyksissä.

Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvolle annetun raja-arvon ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sallitaan enintään 18 ylitystä vuodessa; saavutettava viimeistään 1.1.2010 mennessä) numeroarvo ylittyi mallilaskelmien mukaan vuoden 2000 päästöillä hyvin pienillä alueilla vilkkaimmissa risteyksissä, mutta alittui koko tutkimusalueella vuoden 2020 päästöillä. Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus vuonna 2000 oli 137 % tuntiraja-arvon numeroarvosta ja vuonna 2020 enää 77 % tuntiraja-arvon numeroarvosta. Raja-arvo ei ylittynyt kumpanakaan tarkasteluvuotena, kun otetaan huomioon sallittujen ylitysten lukumäärä. Tuntikeskiarvolle annettu ylempi

arviointikynnys ($140 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enintään 18 ylitystä vuodessa) ylittyi vuoden 2000 laskelmien mukaan keskusta-alueella ja vilkkaimpien liikenneväylien läheisyydessä ja alempi arviointikynnys ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enintään 18 ylitystä vuodessa) ylittyi varsin laajoilla alueilla tutkimusalueella. Vuoden 2020 laskelmien mukaan ylempi arviointikynnys ylittyi yksittäisissä tulostuspisteissä ja alempi arviointikynnys lähinnä vilkkaimpien liikenneväylien ja risteysalueiden lähistöllä. Typpidioksidille annettu varoituskynnys ($400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kolmen peräkkäisen tunnin aikana mitattuna) ei ylittynyt kumpanakaan tarkasteluvuotena.

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi vuoden 2000 päästöillä koko Tampereen keskusta-alueella ja vilkkaimpien liikenneväylien varressa (liitekuvat 12 ja 20). Vuoden 2020 päästöillä raja-arvon ylittymisalue oli hieman pienempi, mutta ylittyi yhä suurilla alueilla Tampereen keskustassa ja liikenneväylien varsilla (liitekuvat 16 ja 24). Raja-arvon soveltamisalueilla, eli laajoilla maa- ja metsätalousalueilla sekä luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla, raja-arvo ei sen sijaan ylity kumpanakaan tarkasteluvuotena. Energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden päästöt aiheuttivat vain pienen lisän autoliikenteen aiheuttamiin typenoksidipitoisuuksiin.

Edellä esitetyt laskelmien tulokset kuvaavat yhden vuoden (2000 tai 2020) tilannetta. Pitoisuustasot (etenkin tunti- ja vuorokausikeskiarvot) saattavat kuitenkin vaihdella vuosittain mm. meteorologisten tekijöiden vaikutuksesta. Myös päästöissä saattaa esiintyä eroja vuosittain. EU:n ensimmäisen ilmanlaadun tytärdirektiivin (1999/30/EY) mukaan arviointikynnysten ylittyminen tulee määrittää viiden edellisen vuoden pitoisuuksien perusteella, kun määritetään vaatimuksia alueen pitoisuuksien arviointia varten. Ilmatieteen laitos on tehnyt Suomelle EU:n ilmanlaadun ensimmäistä tytärdirektiiviä koskevan ilmanlaadun alustavan arvioinnin (PIETARILA, *ym.* 2001). Siinä arvioitiin mm. typen oksidien pitoisuuksien taso kaikkialla Suomessa suhteessa raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin. Arvioinnissa käytettiin viiden vuoden mittausaineistoja ja leviämislaskelmien tuloksia. Alustavan arvioinnin tulosten mukaan typpidioksidipitoisuuksissa ei ollut arviointiajanjakson aikana tapahtunut merkittäviä muutoksia huonompaan tai parempaan. Sama on havaittavissa myös Tampereella tehtyjen ilmanlaatumittausten tuloksista (TAMPEREEN KAUPUNKI 2000), joiden mukaan mm.

typpidioksidipitoisuuksien vuosikeskiarvot ovat pysytelleet sekä Keskustorin että Lielahden mittausasemilla miltei saman suuruisina 1990-luvun alkupuolelta vuoteen 2000 saakka. Vuosittain etenkin typpidioksidipitoisuuden lyhytaikaiskeskiarvot voivat kuitenkin vaihdella varsin merkittävästi mm. meteorologisten tekijöiden vaikutuksesta. Alustavan arvioinnin tulosten mukaan typpidioksidipitoisuuksille annettu ylempi arviointikynnys ylittyisi Suomessa suurimpien kaupunkien, mm. Tampereen, vilkkaasti liikennöidyillä keskusta-alueilla ja vilkkaiden teiden ja risteysten lähistössä.

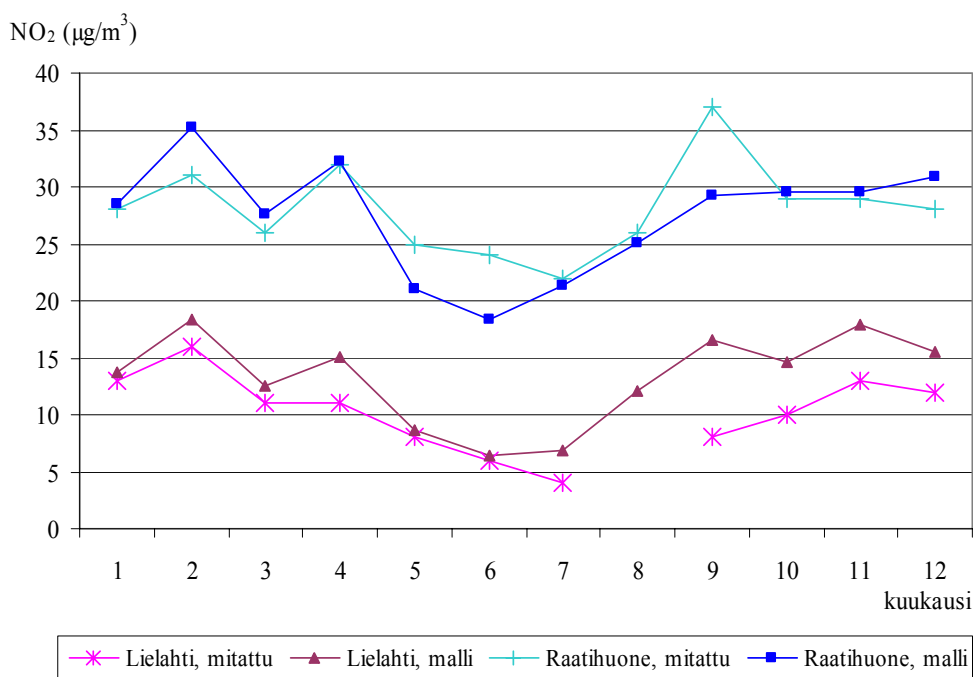
6.2.3 Mitattujen ja leviämislaskelmilla saatujen pitoisuuksien vertailua

Ilmatieteen laitoksen leviämismallilaskelmien tuloksia on verrattu useilla paikkakunnilla paikallisiin ilmanlaadun mittaustuloksiin. Tarkasteluja on tehty eniten rikkidioksidipitoisuuksille, mutta viime aikoina on verrattu myös malleilla saatuja typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksia eri pisteissä tehtyjen jatkuvien mittausten pitoisuustuloksiin (mm. *PIETARILA ym., 1997; VARJORANTA, ym. 1999; PIETARILA ym., 2000; RASILA ym., 2000; PIETARILA & VARJORANTA 2001*). Näissä vertailuissa on mallilaskelmilla saatu mittaustulosten kanssa hyvin yhteensopivia tuloksia.

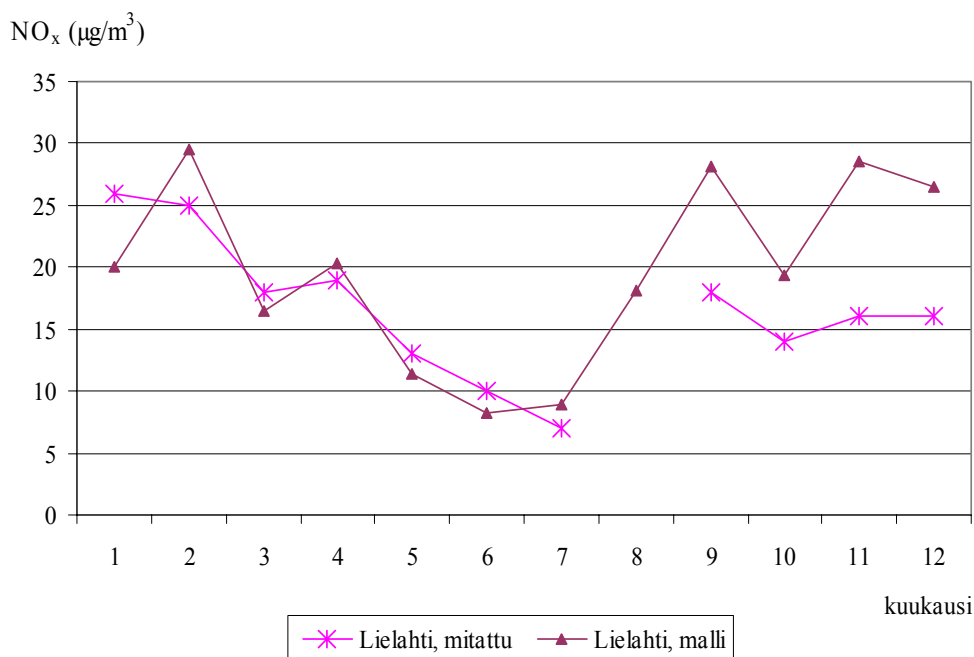
Leviämisselvitysten tulosten tarkkuus riippuu mm. päästötietojen oikeellisuudesta, päästöjen ja niiden vaihtelujen kuvaamisen tasosta mallilaskelmissa sekä meteorologisen aineiston alueellisesta ja ilmastollisesta edustavuudesta. Mittauksin saatuihin pitoisuusarvoihin aiheuttavat virhettä esim. mittalaitteesta, kalibroinnista, näytteenotosta ja mittaustaikojen edustavuudesta riippuvat tekijät. Vertailtavien pitoisuustietojen tulisi lisäksi olla samalta tarkastelujaksolta. On todettava, että mallilaskelmilla saadaan tilastollisia pitoisuusarvoja, joiden muodostumiseen vaikuttaa voimakkaasti mm. se, kuinka päästöjen lyhytaikaisvaihtelu on kuvattu mallissa. Lisäksi leviämismallilaskelmien tuloksiin liittyy epävarmuutta yleensä sitä enemmän mitä lyhyemmän jakson pitoisuusarvoista on kyse. Myös mallilaskelmien tuloksiin lisätyn taustapitoisuuden oikeellisuus ja mahdolliset mittausvirheet vaikuttavat vertailun tuloksiin.

Typenoksideja mitattiin vuonna 2000 kahdessa Tampereen kaupungin ympäristövalvonnan ylläpitämässä mittauspisteessä: Lielahdessa Isoniemenkadulla ja keskustassa

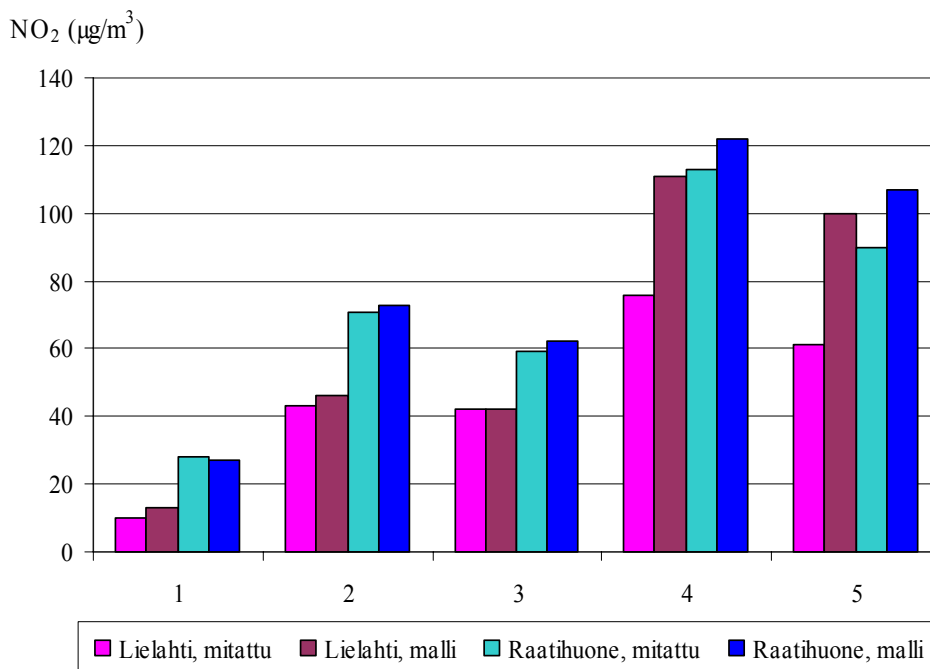
Raatihuoneella. Lielahden mittauspisteestä olivat saatavilla typpidioksidin (NO_2) ja typenoksidien ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) pitoisuustulokset ja Raatihuoneen mittauspisteestä typpidioksidin mittaustulokset. Lielahdessa typen oksidien pitoisuudet mitattiin jatkuvatoimisella kemiluminesenssiin perustuvalla monitorilla, joka on direktiivin mukainen vertailumenetelmä. Raatihuoneella sen sijaan käytettiin mittaamiseen DOAS-menetelmää. Kuvissa 9 ja 10 on esitetty leviämismallilla laskettujen typpidioksidin ja typenoksidien kuukausikeskiarvojen vertailu Tampereen kaupungin ilmanlaadun mittauspisteissä vuonna 2000 havaittuihin vastaaviin pitoisuuksiin. Kuvassa 11 on esitetty leviämismallilaskelmien tuloksina saatujen typpidioksidipitoisuuksien vertailu ilmanlaadun mittauspisteissä vuonna 2000 havaittuihin typpidioksidipitoisuuksien vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvoihin. Kaikkiin mallilaskelmien tuloksiin on lisätty alueellista taustaa edustavat typpidioksidipitoisuudet.



Kuva 9. Leviämismallilaskelmien tuloksina saatujen typpidioksidipitoisuuksien (NO_2) kuukausikeskiarvojen vertailu mitattuihin typpidioksidipitoisuuksiin Lielahden ja Raatihuoneen mittauspisteissä vuonna 2000.



Kuva 10. Leviämismallilaskelmien tuloksina saatujen typenoksidipitoisuuksien (NO_x) kuukausikeskiarvojen vertailu mitattuihin typenoksidipitoisuuksiin Lielahden mittauspisteessä vuonna 2000.



Kuva 11. Leviämismallilaskelmien tuloksina saatujen typpidioksidipitoisuuksien vertailu mitattuihin typpidioksidipitoisuuksiin Lielahden ja Raatihuoneen mittauspisteissä vuonna 2000. 1 = vuosikeskiarvo, 2 = korkein vuorokausikeskiarvo, 3 = toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo, 4 = korkein tuntikeskiarvo ja 5 = korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus.

Mallilaskelmissa saatujen kuukausikeskiarvojen yhteensopivuus mitattujen pitoisuuksiin kanssa on melko hyvä molemmissa mittauspisteissä. Lielahden mittauspisteessä mallin tuloksena saatiin pääsääntöisesti hieman suurempia typpidioksidipitoisuuden kuukausikeskiarvoja kuin mittaamalla. Alkuvuonna mallin tulokset olivat noin 5–15 % suurempia kuin mittaustulokset. Sen sijaan loppuvuonna mallilla saatiin Lielahdessa huomattavasti suurempia pitoisuuden kuukausikeskiarvoja kuin mittaamalla. Mallinnettujen ja mitattujen typenoksidipitoisuuksien kuukausikeskiarvojen yhteensopivuus Lielahdessa oli samansuuntainen kuin typpidioksidipitoisuuksilla: alkuvuonna yhteensopivuus oli hyvä ja loppuvuonna hieman huonompi. Raatihuoneella typpidioksidipitoisuuksien kuukausikeskiarvojen yhteensopivuus oli kaikkina kuukausina hyvä. Suuri suhteellinen ero oli kesäkuussa, jolloin mallilla saatiin noin 25 % pienempi pitoisuuskeskiarvo kuin mittaamalla.

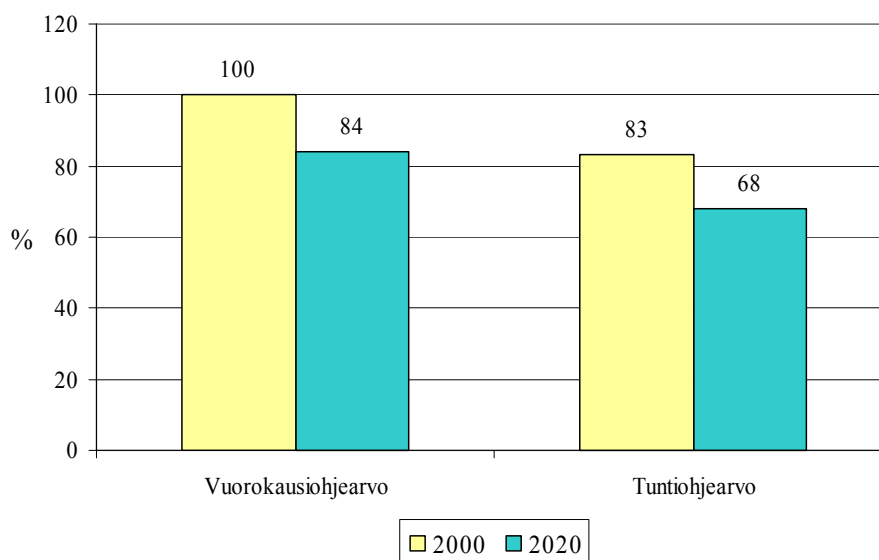
Leviämismallitulosten yhteensopivuus mittaustulosten kanssa on pääsääntöisesti erittäin hyvä typpidioksidin vuosikeskiarvojen ja korkeimpien ohjearvoihin ve25rannollisten vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen osalta molemmissa mittauspisteissä. Eroa mitattujen ja mallinnettujen tulosten välillä on pääsääntöisesti alle 20 %. Lielahdessa korkeimpien tuntikeskiarvojen osalta mallilaskelmilla saadut pitoisuudet ovat kuitenkin noin 50 % suurempia kuin vastaavat mitatut pitoisuudet.

Ilmanlaadun 1. tytärdirektiivin (1999/30/EY) mukainen laatutavoite mallintamisen tarkkuudelle on typen oksideilla tuntikeskiarvolle 50–60 %, vuorokausikeskiarvolle 50 % ja vuosikeskiarvolle 30 %. Edellä esitetyn vertailun mukaan tässä tutkimuksessa tehdyt leviämislaskelmat täyttäsivät hyvin direktiivin mukaiset laatutavoitteet.

6.2.4 Päiväkotien kohdalle syntyneet typpidioksidipitoisuudet

Suurimmat typpidioksidipitoisuudet syntyivät aivan ydinkeskustassa sijaitsevien päiväkotien kohdalle sekä risteysalueiden tai vilkasliikenteisten teiden läheisyydessä sijaitsevien päiväkotien kohdalle. Vuoden 2020 päästötilanteessa syntyneet typpidioksidin pitoisuustasot olivat kaikkien päiväkotien kohdalla pienempiä kuin vuoden 2000 pitoisuudet.

Kuvassa 12 on esitetty eri päiväkotien kohdalle molempina tarkasteluvuosina laskettujen ulkoilman suurimpien typpidioksidipitoisuuksien vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen suhde vastaaviin ilmanlaadun ohjearvoihin ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Vuonna 2000 päiväkotien kohdalle syntyneet typpidioksidin suurimmat vuorokausikeskiarvot olivat ohjearvon suuruisia tai hyvin lähellä ohjearvoa, mutta vuoden 2020 päästötilanteessa vuorokausikeskiarvot jäivät selvästi alle ohjearvon. Vuonna 2020 typpidioksidipitoisuus oli korkeimmillaankin enää 84 % vuorokausiohjearvosta. Typpidioksidin tuntikeskiarvot olivat molempina tarkasteluvuosina selvästi alle ohjearvon. Vuonna 2000 typpidioksidipitoisuus oli korkeimmillaan 83 % tuntiohjearvosta ja vuonna 2020 enää 68 % tuntiohjearvosta.



Kuva 12. Leviämismallilla eri päiväkotien kohdalle laskettujen typpidioksidipitoisuuden suurimpien vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen suhde (%) vastaaviin ilmanlaadun ohjearvoihin eri tarkasteluvuosina (2000 ja 2020).

6.2.5 Tausta-alueiden typenoksidipitoisuudet

Tutkimusalueen ilmanlaatuun ja happamoittavaan laskeumaan vaikuttavat sen omien päästöjen lisäksi muualta Suomesta peräisin olevat ja ulkomailta kaukokulkeutuneet päästöt. Kauempaa kulkeutuneiden päästöjen aiheuttamia vaikutuksia tutkimusalueen ilmanlaatuun voidaan arvioida Ilmatieteen laitoksen tausta-asemaverkon havainnoista.

Taulukkoon 11 on koottu typpidioksidipitoisuuksien vuosikeskiarvoja eräiltä Ilmatieteen laitoksen taustahavaintoasemilta, joista tutkimusaluetta lähinnä sijaitsee Ähtäri.

Taulukko 11. Typpidioksidin (NO₂) vuosikeskiarvopitoisuudet eräillä Ilmatieteen laitoksen taustasemilla vuosina 1998–2000 (*ILMATIETEEN LAITOS, 1999, 2000 ja 2001*).

Havaintoasema	NO ₂ (µg/m ³)		
	1998	1999	2000
Violahti	4,4	5,8	4,1
Ähtäri	3,0	3,1	2,6
Utö	5,3	5,3	4,0
Oulanka	1,4	1,8	1,0

Taulukon 11 tuloksista havaitaan typenoksidipäästöjen aiheuttaman kuormituksen olevan voimakkainta Utön ja Virolahden tausta- asemalla. Virolahdella pitoisuuksiin vaikuttavat selvästi mm. Pietarin alueelta Venäjän puolelta kulkeutuvat päästöt. Utössä havaitaan Suomeen eteläisten ja lounaisten ilmavirtausten mukana Keski-Euroopasta kulkeutuvien typenoksidipäästöjen pitoisuuksia kohottava vaikutus. Ähtäriin taustasemalla vuonna 2000 havaittu typpidioksidipitoisuuden suurin vuorokausikeskiarvo oli 5,6 µg/m³ (*ILMATIETEEN LAITOS, 2001*). Ähtärissä vuonna 2000 mitattujen typpidioksidipitoisuuksien kuukausikeskiarvot on esitetty kappaleessa 5.1.

Vertailutietoina voidaan todeta, että kaukokulkeutumismallilla tehtyjen arvioiden mukaan typpidioksidin taustapitoisuudet olivat Euroopan kuormitetuimmilla alueilla vuonna 1996 vuosikeskiarvoina vähintään n. 6–7 µg/m³. Kyseisen vuoden typpidioksidin taustapitoisuudet olivat Euroopassa korkeimmillaan Hollannin ja Belgian raja-alueilla, missä ylittyi vuosikeskiarvotaso 30 µg/m³. Nämä tiedot perustuvat Norjan ilmatieteen laitoksen yhteydessä toimivan EMEPin (EMEP = Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe) läntisen meteorologisen keskuksen (MSC-W = Meteorological Synthesizing Centre - West) tekemiin mallilaskelmiin (*EMEP, 1998*).

6.2.6 Taajamien typenoksidipitoisuudet

Merkittävin taajamien typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksiin vaikuttava tekijä on autoliikenne. Eräiden Ilmatieteen laitoksella tehtyjen selvitysten mukaan (mm. *PIETARILA ym., 1997; VARJORANTA ym., 1999; RASILA, ym., 2000; PIETARILA & VARJORANTA 2001*) energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteet aiheuttavat ympäristöönsä varsinkin kaupunkialueilla liikenteen vaikutuksiin verrattuna yleisen ilmanlaadun kannalta lähinnä tausta-arvoluonteisen typpidioksidin pitoisuuslisän. Typenoksidipitoisuuden (kokonais- NO_x) tuntikeskiarvojen maksimit kohoavat maamme kaupunkien vilkkaasti liikennöidyissä katukuiluissa usein jopa yli 1000–1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$:aan. Suurimmissa taajamissa typen oksidien ilmakemialle on ominaista, että otsoni kuluu loppuun muutuntareaktioissa. Tällöin typpidioksidin muodostuminen hidastuu, vaikka ilmassa olisi vielä runsaasti typpimonoksidia.

Varsinkin Etelä-Suomessa on esiintynyt meteorologisia erityistilanteita, joiden aikana on lähes tyyntä ja inversio on hyvin matalalla. Inversio tarkoittaa tilannetta, jossa maanpinnan lähellä oleva kylmä ilmakerros jää ylempänä olevan lämpimän ilmamassan alle loukkuun. Tällöin päästöjen sekoittuminen ja laimeneminen on heikkoa ja mm. autoliikenteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet kohoavat epätavallisen korkeiksi. Tällainen pitemmän aikaa kestänyt episoditilanne oli viimeksi joulukuun lopussa 1995, jolloin mm. eräillä Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunnan (YTV) ilmanlaadun mittausasemilla sekä mm. Lahdessa, Tampereella ja Turussa havaittiin normaalia korkeampia typenoksidipitoisuuksia. Tällöin Helsingissä, Espoossa ja Vantaalla havaittiin typpidioksidin pitoisuusmittauksissa n. 300–400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$:n tuntikeskiarvoja ja n. 170–200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$:n vuorokausikeskiarvoja. Turussa episodin aikaiset korkeimmat typpidioksidipitoisuudet olivat Kauppatorin tarkkailupisteessä: tuntikeskiarvo 487 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vuorokausikeskiarvo 227 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Episodin aikana typenoksidipitoisuuden (kokonais- NO_x) korkeimmat tuntikeskiarvot kohosivat mm. Helsingin Vallilassa yli 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$:aan ja Turun Kauppatorilla 1550 $\mu\text{g}/\text{m}^3$:aan. Kaikki em. pitoisuudet on saatu normaaleilta mittauskorkeuksilta, noin 3–5 metrin korkeudelta maanpinnasta. Ilmatieteen laitoksella EU:n ilmanlaadun direktiivien täytäntöön panemiseksi tehdyn ilmanlaadun alustavan arvioinnin (*PIETARILA ym., 2001*) tulosten mukaan typpidioksidin raja-arvot voivat nykyisin ylittyä etenkin suurimpien kaupunkien vilkkaasti

liikennöidyillä keskusta-alueilla lähinnä liikenneväylien ja risteyksien läheisyydessä. Typpidioksidipitoisuuksien tulee alittaa raja-arvot 1.1.2010 mennessä.

6.3 Alueellinen typpilaskeuma

Rikki- ja typpilaskeumat vaikuttavat laajoilla alueilla maassamme merkittävästi ympäristön tilaan. Kuten aiemmin luvussa 3 todettiin, elollisen luonnon kannalta kriittisiä typpilaskeuman kuormituksia on määritetty Suomessa metsämaiden ja vesistöjen happamoitumisvaikutusten perusteella. Typen kriittinen kuormitus on järville suuressa osassa Etelä- ja Keski-Suomea 300–1100 mg/m² typpeä vuodessa (kokonais-typpi, sisältää nitraatti- ja ammoniumtypen). Metsämaita koskevat kriittiset typpilaskeuma-arvot ovat suuressa osassa Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomea 300–700 mg/m² (KÄMÄRI ym., 1992).

Taulukoissa 12 ja 13 esitetyistä vuosien 1999 ja 2000 mittaustuloksista saa käsityksen kaukokulkeuman aiheuttaman happamoittavan typpilaskeuman vaihtelusta maamme eri alueilla. Taulukon havaintoasemista tutkimusaluetta lähinnä sijaitsee Ähtäri, missä vuoden 2000 typpilaskeuma-arvot olivat: nitraattityppilaskeuma 154 mg/m² ja ammoniumtyppilaskeuma 103 mg/m² (ILMATIETEEN LAITOS, 2001). Tausta-asemien laskeumat vaihtelevat mm. päästötilanteesta ja meteorologisista tekijöistä johtuen vuosittain. Yleiskuva maamme alueellisesta laskeumatilanteesta on, että typen laskeumakuormitus pienenee Suomessa etelästä pohjoiseen mentäessä. Taulukoista käy ilmi, että typen laskeumat ylittävät edelleen paikoitellen myös herkimmille vesistöille ja metsämaille määritetyt kriittiset kuormitusarvot.

Taulukoihin 12 ja 13 kootut vuosien 1999 ja 2000 mittaustulokset eivät ole eri asemilla käytetyistä erilaisista mittausmenetelmistä johtuen täysin vertailukelpoisia. Lisäksi on huomattava, että taulukossa esitetyt laskeuma-arvot perustuvat kerätyn sadeveden analyysiin ja sisältävät vain pienen osan ns. kuivalaskeumasta, joten tulokset kuvaavat lähinnä vain märkälaskeumaa. Kuivalaskeuma voi muodostaa merkittävän, jopa kymmenien prosenttien osuuden kasvillisuusalueille tulevista typen kokonaislaskeumista.

Taulukko 12. Eräillä Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun tausta-aseilla vuonna 1999 havaittuja nitraattitypen ja ammoniumtypen sekä yhteenlaskettuja kokonaistypen laskeuma-arvoja (mg typpeä neliömetrille vuodessa) (*ILMATIETEEN LAITOS, 2000*).

Havaintoasema	Nitraattityppi (mgN/m ² /v)	Ammoniumtyppi (mgN/m ² /v)	Kokonaistyyppi (mgN/m ² /v)
Virolahti	220	208	428
Ähtäri	172	116	288
Utö	338	176	514
Oulanka	97	58	155
Punkaharju	143	98	241
Utsjoki, Kevo	51	33	84

Taulukko 13. Eräillä Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun tausta-aseilla vuonna 2000 havaittuja nitraattitypen ja ammoniumtypen sekä yhteenlaskettuja kokonaistypen laskeuma-arvoja (mg rikkiä tai typpeä neliömetrille vuodessa). (*ILMATIETEEN LAITOS, 2001*).

Havaintoasema	Nitraattityppi (mgN/m ² /v)	Ammoniumtyppi (mgN/m ² /v)	Kokonaistyyppi (mgN/m ² /v)
Virolahti	259	286	545
Ähtäri	154	103	257
Utö*	282	214	496
Oulanka	96	53	149
Punkaharju	129	106	235
Utsjoki, Kevo	36	15	51

*) tulokset laskettu huhti–joulukuussa 2000 mitatusta aineistosta

EMEPin kaukokulkeumamallin tulosten mukaan typpilaskeumat (sisältävät sekä märkättä kuivalaskeuman) Tampereen seudulla 50 km × 50 km alueella keskimäärin vuonna 1999 olivat (*EMEP, 2002*):

- nitraattityppi: noin 390 mgN/m² vuodessa
- ammoniumtyppi: noin 180 mgN/m² vuodessa
- kokonaistyyppi: noin 570 mgN/m² vuodessa

EMEPin kaukokulkeumamallien tulosten mukaan Tampereen seudun nitraattityppilaskeumasta noin 80 % ja kokonaistyyppilaskeumasta noin 75 % on ulkomaisten päästöjen aiheuttamaa (*EMEP, 1998*).

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksen tavoitteena oli hankkia tietoa Tampereen seudun (Tampere, Kangasala, Lempäälä, Nokia, Pirkkala ja Ylöjärvi) nykyisten typenoksidipäästöjen vaikutuksista alueelliseen ilmanlaatuun ja tehdä ennuste vuoden 2020 tilanteesta. Tutkimuksen päästökartoituksissa ja päästöjen leviämislaskelmissa tarkasteltiin erikseen energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden ja autoliikenteen osuutta ilmanlaatuun vaikuttavina tekijöinä vuosina 2000 ja 2020. Myös tutkimusalueen ulkopuolisten päästölähteiden aiheuttama taustapitoisuus otettiin huomioon laskelmissa. Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin aluejakaumat typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksista sekä Tampereen seudun päästöjen aiheuttamasta nitraattitypen kuivalaskeumasta. Tutkimuksessa tuotettuja ja niistä muokattuja tuloksia voidaan hyödyntää mm. ilmanlaadun seurannan suunnittelussa, kaavoituksessa ja liikennesuunnittelussa.

Tässä tutkimuksessa tehdyn päästökartoituksen mukaan Tampereen seudun tutkimusalueen typenoksidipäästöjen vuoden 2000 kokonaismäärästä, 5625 tonnista, oli 77 % peräisin autoliikenteestä. Vuoden 2020 tilanteessa autoliikenteen osuus olisi tehdyn arvion mukaan enää 66 % alueen typenoksidipäästöjen kokonaismäärästä (noin 3770 t/a), kun energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden päästöjen oletetaan pysyvän samoina kuin vuonna 2000. Autoliikenteen päästöt aiheuttavat myös mallilas-

kelmien mukaan sekä vuoden 2000 että vuoden 2020 tilanteessa selvästi korkeimmat typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuudet. Tutkimusalueen suurimmat typenoksidipitoisuudet esiintyvät Tampereen keskustan ohella pääasiassa tutkimusalueen vilkkaimpien teiden ja risteysalueiden välittömässä läheisyydessä.

Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohjearvon ylittäviä pitoisuuksia esiintyi mallilaskelmien mukaan vuonna 2000 Tampereen keskustassa, vilkkaimmin liikennöidyillä risteysalueilla ja liikenneväylien läheisyydessä, etenkin Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varsilla. Vuonna 2020 vuorokausiohjearvon ylittäviä pitoisuuksia esiintyisi hyvin pienillä alueilla vilkkaimmissa risteyksissä. Typpidioksidipitoisuudet olivat korkeimmillaan tutkimusalueella 126 % vuorokausiohjearvosta vuonna 2000 ja 107 % ohjearvosta vuonna 2020.

Typpidioksidipitoisuuden tuntiohjearvo ylittyi vuoden 2000 tilanteessa ainoastaan pienellä alueella Lempääläntien, Nekalantien ja Viinikankadun risteyksessä. Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus oli vuonna 2000 109 % tuntiohjearvosta. Vuoden 2020 päästötilanteessa ei typpidioksidipitoisuuden tuntiohjearvo enää ylittyisi tutkimusalueella. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudeksi saatiin vuoden 2020 tilanteessa 83 % tuntiohjearvosta.

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annetun raja-arvon ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alitettava viimeistään 1.1.2010 mennessä) ylittäviä pitoisuuksia esiintyi mallilaskelmien mukaan vuoden 2000 päästöillä pienillä alueilla Helsinki–Tampere-moottoritien ja Paasikiven-Kekkosentien varsilla, sekä vilkkailla risteysalueilla. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuus oli vuoden 2000 tilanteessa 138 % vuosiraja-arvosta. Vuoden 2020 päästötilanteessa ainoastaan pienellä alueella vilkkaimmalla risteysalueella saatiin vuosiraja-arvon ylittävä pitoisuus ja sen suuruus oli 110 % vuosiraja-arvosta.

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu luontovaikutusperusteinen raja-arvo ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi vuoden 2000 päästöillä koko Tampereen keskusta-alueella ja vilkkaimpien liikenneväylien varressa. Vuoden 2020 päästöillä raja-arvon ylittymisalue oli hieman pienempi, mutta raja-arvo ylittyi yhä suurilla alueilla Tampereen keskustassa ja liikenneväylien varsilla. Raja-arvon soveltamisalueilla, eli laajoilla maa- ja metsätalous-

alueilla sekä luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla, raja-arvo ei sen sijaan ylity kumpanakaan tarkasteluvuotena.

Tutkimusalueen päästölähteistä typpilaskeuman kannalta ylivoimaisesti olennaisin oli autoliikenne. Suurin Tampereen seudun päästöjen aiheuttama nitraattitypen laskeuma-arvo oli vuonna 2000 noin 300 mg/m^2 vuodessa ja vuonna 2020 noin 240 mg/m^2 vuodessa. Suurimmat laskeuma-arvot muodostuivat lähelle vilkasta risteysaluetta. Tutkimusalueen päästölähteiden aiheuttama typpilaskeuma oli vuonna 2000 mallilaskelmien tulostusalueen uloimmissa osissa alle 25 mg/m^2 typpeä vuodessa ja vuodelle 2020 ennustetussa tilanteessa jopa alle 10 mg/m^2 typpeä vuodessa.

Tutkimusalueen keskimääräinen typen kokonaislaskeuma (sisältää sekä märkä- että kuivalaskeuman ja sekä nitraatti- että ammoniumtypen), jossa on otettu huomioon myös muualta Suomesta ja ulkomailta kulkeutuvien päästöjen vaikutus, olisi ollut tutkimukseen sisältyvien arvioiden mukaan viime vuosina hieman alle 600 mg/m^2 typpeä vuodessa. Tulosten mukaan typen laskeuma voisi ylittää Etelä- ja Keski-Suomen herkimmille vesistöille ja metsämaille määritetyt kriittiset kuormitusarvot. Tutkimusalueen typen laskeumasta on valtaosa (noin 70–80 %) ulkomaisten päästöjen aiheuttamaa.

Pistelähteiden osuus Tampereen seudun typenoksidipäästöistä oli 1285 t/a. Tutkimusalueen pistelähdepäästöistä merkittävimmät muodostuivat vuonna 2000 Tampereen Sähkölaitoksen Lielahden ja Naistenlahden voimalaitoksilla ja M-real Oyj:n Takon kartonkitehtaalla. Koska nämä päästöt vapautuvat ulkoilmaan varsin korkealta, ei niillä ole leviämismallilaskelmien tulosten mukaan olennaista vaikutusta tutkimusalueen typen oksidien pitoisuuksiin tai paikallisten päästöjen aiheuttamaan nitraattityppilaskeumaan.

Tutkimusalueen omien päästöjen aiheuttamiin pitoisuuksiin ja laskeumaan vaikuttaa merkittäväällä tavalla tutkimuksessa tarkasteltujen lähteiden päästökorkeus. Teiden ja katujen tuntumassa typenoksidipitoisuudet kohoavat selvästi ympäristön arvoja suuremmiksi, koska autojen päästöt tulevat ilmaan matalalta. Autoliikenteellä on merkittävä vaikutus myös hiilimonoksidi- ja hiilivetyypäästöihin ja niiden pitoisuuksiin

sekä likaantumiseen ja korkeiden hiukkaspitoisuuksien muodostumiseen varsinkin keväällä ajoratojen pölyämisestä johtuen. Pakokaasut sisältävät myös terveydelle haitallisia pienhiukkasia. Autoliikenteen päästöjen kehitys on epävarmaa ja riippuu merkittävästi autokannan uudistumisesta ja henkilöautojen ajosuoritteiden kehityksestä. Mm. nämä epävarmuudet autoliikenteen päästöjen kehityksestä vaikuttavat myös tässä tutkimuksessa vuodelle 2020 tehtyyn arvioon Tampereen seudun tulevasta ilmanlaatutilanteesta. Autoliikenteen päästöjen merkitys tutkimusalueen ilmanlaatutekijänä tulee kuitenkin aivan varmasti olemaan myös jatkossa olennainen, kuten voidaan havaita myös vuodelle 2020 tehtyjen mallilaskelmien tuloksista.

Vaikka kaukokulkeutuneiden päästöjen aiheuttama osuus Tampereen seudun typpilaskeumasta on huomattava, on myös tutkimusalueen omat typenoksidipäästöt huomioitava ilmanlaatu- ja laskeumatekijänä. Koska tutkimusalueen keskeiset kiinteät päästölähteet ovat korkeita, niiden päästöt leviävät hyvin laajalle alueelle. Tämä lieventää päästöjen aiheuttamia pitoisuus- ja laskeumavaikutuksia, eikä mihinkään tiettyyn kohteeseen aiheudu kovin huomattavaa paikallista kuormitusta. Autoliikenteen päästöympäristöissä kasvillisuusalueilla typen kuivalaskeuma on huomattava mm. autojen matalasta päästökorkeudesta johtuen. Autoliikenteen aiheuttamaan typpilaskeumaan vaikuttaa selkeästi myös pakokaasuista muodostuvien typenoksidipäästöjen suuri määrä.

8 SUOSITUKSIA ILMANLAADUN SEURANTAAN

Tutkimusalueen ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä

Typen oksidit esiintyvät kaupunki-ilmassa useina eri yhdisteinä mm. typpidioksidina, typpimonoksidina ja typpioksiduulina. Typen oksideilla ja niiden muutuntuotteilla on suoria vaikutuksia ihmisten terveyteen ja kasvillisuuteen, ja ne aiheuttavat osan happamoittavasta ja rehevöittävästä kokonaistyyppilaskeumasta. Ilmassa olevien orgaanisten yhdisteiden kanssa typen oksidit muodostavat otsonia ja muita hapettimia, joilla on terveys- ja kasvillisuusvaikutuksia, ja jotka lisäävät ilman kemiallista aktiivisuutta. Korkeat typpidioksidin pitoisuudet ovat nykyisin ja tulevana vuosina merkittävä ilmansuojeluhaaste useimmissa maamme kaupungeissa, myös Tampereen seudulla. Typenoksidipäästöjen ilmakemialliset vaikutukset, esimerkiksi otsonin muodostuminen, voivat ilmetä hyvinkin kaukana päästölähteistä.

Taajamien rikkidioksidipäästöissä ja -pitoisuuksissa havaittu aleneminen on suurelta osin seurausta kansainvälisestä rikkipäästöjen rajoittamissopimuksesta ja sen perusteella maassamme tehdyistä päätöksistä. Vastaavia päästörajoituksia on sovittu mm. typen oksideille, haihtuville orgaanisille yhdisteille ja hiilidioksidille. Happamoitumiskehityksen hidastamisen kannalta kaukokulkeutuvien rikki- ja typpipäästöjen rajoittaminen on myös Tampereen seudulla keskeisessä asemassa.

Uusien terveysvaikutustutkimusten tulosten mukaan hiukkaset ovat nykyisin yksi merkittävimmistä ilmanlaatuun vaikuttavista tekijöistä. Etenkin pienhiukkasilla, jotka pääsevät tunkeutumaan syvälle ihmisten hengitysteihin, katsotaan olevan merkittäviä terveysvaikutuksia. Viimeaikaisten tutkimusten mukaan hiukkaspitoisuuksilla ei olisi olemassa haitatonta tasoa vaan vaikutukset lisääntyisivät pitoisuuksien kasvaessa. Hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ovat tehtyjen selvityksen mukaan Suomen kaupungeissa, myös Tampereella, nykyisin varsin korkeita verrattaessa niitä esim. ilmanlaadun raja-arvoihin (*PIETARILA ym., 2001*). Hiukkaspitoisuuksissa ei ole nähtävissä lähitulevaisuudessa selvää muutosta parempaan.

Nykyisin Suomen ilmansuojeluun vaikuttavat merkittävästi EU:n piirissä tehtävät sopimukset ja mm. ilmanlaadun direktiivien täytäntöön paneminen Suomessa. Esimerkiksi ilmanlaadun arviointia ja hallintaa koskevalla puitedirektiivillä, keväällä 1999 annetulla 1. tytärdirektiivillä ja loppuvuodesta 2000 annetulla 2. tytärdirektiivillä sekä tulevilla mm. otsonia ja raskasmetalleja koskevalla tytärdirektiiveillä on ollut ja tulee olemaan suoria vaikutuksia mm. kuntien ja kaupunkien ilmanlaatuohjoihin ja esimerkiksi siihen, miten kuntien ilmanlaadun tarkkailu järjestetään tulevaisuudessa.

Suosituksia

Ilmanlaadun seurannassa kootaan ja hankitaan tietoja ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä erilaisilla selvitys- ja tutkimusmenetelmillä. Taajamien ilmanlaadun viime vuosien kehitys, ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot, vuonna 2001 annettu uusi ilmanlaatuasetus sekä Euroopan Unionin ilmanlaadun direktiivit vaikuttavat jatkossa kuntien ilmanlaadun seurannan sisältöön ja painopisteiden valintaan. Toisaalta uusilla, entistä kehittyneemmillä tutkimusmenetelmillä saadaan aiempaa tarkempi ja monipuolisempi kuva ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Ilmanlaadun seurannan sisällön hahmottelussa otetaan yleensä huomioon mm. seuraavia tekijöitä:

- tutkimusalueen nykyinen päästötilanne ja päästöjen tuleva kehitys
- ohje- ja raja-arvojen säädelyjen ilman epäpuhtauksien pitoisuustasot alueella
- kohonneiden pitoisuuksien esiintymisalueiden laajuus ja korkeimpien pitoisuuksien ilmenemiskohteet
- arviot muiden kuin em. haitallisiksi tiedettyjen epäpuhtauksien päästömääristä, pitoisuuksista ja haittapotentiaalista
- tutkimusalueella esiintyvät hajut, pölyt ja ympäristön likaantuminen
- arviot mahdollisista ilmanlaadusta johtuvista terveyshaitoista herkimpiin yksilöihin kohdistuvat vaikutukset huomioiden
- tutkimusalueen elollisen luonnon vauriot, vaurioiden voimakkuus ja vaurioalueiden laajuus

Ilmanlaadun seurannan sisältöön ja käytettävien selvitys- ja tutkimusmenetelmien valintaan vaikuttavat mm. paikalliset ja alueelliset päästöt, niiden laatu, määrä ja ajallinen vaihtelu, päästölähteiden sijoittuminen altistuvaan väestöön ja elolliseen luontoon nähden sekä taustapitoisuudet ja -laskeumat. Ilmanlaadun seurannan yleista-voitteita ovat ilman epäpuhtauksille annettujen ohje-, raja- ja tavoitearvojen valvonta, ympäristölle aiheutuneiden vaurioiden tutkiminen, ilmansuojelutoimenpiteiden ja niiden tehokkuuden selvittäminen sekä mm. maankäytön ja liikenteen suunnittelun edistäminen.

Ilmanlaadun seurantatietojen tulisi olla alueellisesti ja ajallisesti mahdollisimman edustavia ja luotettavia, mikä asettaa mm. käytettäville seurantamenetelmille ja mahdollisille mittauksille tai analyyseille tarkkuus- ja laatuvaatimuksia. Pitkän aikavälin seurantaa suunniteltaessa on tarpeen huomioida, että tutkimuksiin ja menetelmävalikoimaan sisällytetään ilmanlaadun kannalta kattavat ja vain tarpeelliset selvitykset. Hyvään lopputulokseen on mahdollista päästä pitämällä päästö- ja leviämistiedot ajantasalla tekemällä määräväleihin ja tarvittaessa, mm. päästöjen olennaisesti muuttuessa, päästökartoituksia ja leviämismallilaskelmia tässä työssä toteutetulla tavalla. Lisäksi voidaan seurata luonnossa esiintyvien vaurioiden etenemistä tai korjaantumista biologisin vaikutustutkimuksin. Ilmanlaadun mittaukset tulisi rajoittaa, ellei kyseeseen mahdollisesti tule yleinen ilmanlaadun tarkkailu tai raja- ja ohjearvojen valvonta, kustannuksia ja henkilöresursseja säästäviin erillisselvityksiin. EU:n ilmanlaadun direktiivien täytäntöön paneminen on tuonut ja tuo Suomessa lähitulevaisuudessa mukanaan uusia vaatimuksia ilmanlaadun mittauksille. Tutkimuksessa hankittujen ja muiden käytössä olevien tietojen perusteella esitetään Tampereen ilmanlaadun seurannassa otettavaksi huomioon seuraavia näkökohtia:

Ilmanlaadun mittaukset

Tampereen ilmanlaadun tarkkailujärjestelmän havaintoasemilla mitataan nykyisin rikkidioksidin, typen oksidien, hiilimonoksidin, otsonin ja hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuuksia ja kokonaisleijumaa. Tampereen ilmanlaadun mittausjärjestelmään kuuluu kaksi kiinteää ja yksi siirrettävä mittausasema, jotka sijaitsevat tällä hetkellä Lielahdessa, keskustassa ja Linnainmaalla (*TAMPERE, 2001*). Lisäksi ilmanlaadun

mittausjärjestelmään kuuluu kaksi sääasemaa. Rikkidioksidia mitattiin vuonna 2001 keskustassa Raatihuoneen asemalla; typen oksideja kahdella asemalla (Lielahdessa ja Raatihuoneella); otsonia Lielahdessa; hiukkasia kahdella asemalla (Linnainmaalla ja Koskipuistossa); häkää kahdella asemalla (Keskustorin asemalla ja Linnainmaalla) ja kokonaisleijumaa kahdella asemalla (Lielahdessa ja Koskipuistossa). Raatihuoneella on lopetettu DOAS-mittaukset vuoden 2000 lopussa ja siirrytty typen oksidien ja rikkidioksidin monitorimittauksiin. Keskustorin hiukkasmittaukset on lopetettu vuoden 2000 lopulla. Koskipuistossa hiukkaspitoisuuksia mitataan suurtehokeräimellä ja Linnainmaalla jatkuvatoimisella monitorilla.

Rikkidioksidipitoisuudet ovat Tampereella olleet jo useiden vuosien ajan varsin pieniä muun muassa ohje- tai raja-arvoihin nähden. Nykyisin Tampereella mitataankin miltei taustailmanlaadun taseisia rikkidioksidipitoisuuksia. Verrattaessa pitoisuuksia esimerkiksi ilmanlaadun raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin, joiden perusteella määräytyy uuden ilmanlaatuasetuksen mukainen tarkkailuvelvoite, voidaan todeta, ettei rikkidioksidin mittaaminen ole Tampereella tarpeellista direktiivien mukaista tarkkailua varten. Ilmanlaadun yleisen seurannan ja kehityksen havainnoimiseksi voidaan kuitenkin haluttaessa jatkaa rikkidioksidimittauksia yhdellä mittausasemalla, etenkin kun kaupungissa on energiantuotantoa ja teollisuutta, joka aiheuttaa jonkin verran rikkidioksidipäästöjä. Rikkidioksidipitoisuuksien seuranta voitaisiin kuitenkin tehdä Tampereella pelkästään seuraamalla päästöissä tapahtuvia muutoksia ja tekemällä tarvittaessa aika ajoin leviämislaskelmia.

Typpidioksidin pitoisuusmittausten jatkaminen ainakin nykyisessä laajuudessaan näyttää tämän tutkimuksen tulosten mukaan perustellulta. Nykyisistä mittausasemista Raatihuone täyttää kohtuullisen hyvin liikenneasemalle asetetut yleiset sijoitusohjeet. Lielahdessa typpidioksidipitoisuudet esim. verrattuna raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin ovat olleet varsin pieniä ja asema voidaan luokitella ns. esikaupunkitausta-asemaksi. Typpidioksidipitoisuuksia olisi kuitenkin suositeltavaa seurata alueilla, joissa tapahtuu ihmisten terveyden kannalta merkittävää altistumista. Tampereen kaltaisessa kaupungissa olisi suositeltavaa mitata typpidioksidipitoisuuksia ainakin kahdessa kiinteässä mittauspisteessä, joista toinen olisi liikenneasema (Raatihuone soveltuva asema) ja toinen ns. kaupunkitausta-asema. Kaupunkitausta-aseman tulisi sijaita

Lielahtea lähempänä varsinaista Tampereen ydinkeskustaa. Lisäksi typpidioksidia voidaan mitata eri vuosina eri paikoissa siirrettävällä mittausasemalla.

Pienhiukkaset ovat tutkimusten mukaan terveysvaikutuksiltaan eräs taajamien ilman merkittävimmistä epäpuhtauksista. Tampereella on vuoden 2001 aikana mitattu hengitettävien hiukkasten (alle 10 μm :n hiukkaset) pitoisuuksia kahdella mittauspaikalla (Koskipuistossa suurtehokeräimellä ja Lielahdessa jatkuvatoimisesti monitorilla). Alle 10 μm :n hiukkasille on annettu sekä ohjearvo että raja-arvot. Mittaustulosten mukaan ensimmäisen vaiheen raja-arvot alittuvat Tampereella. Toisen vaiheen raja-arvot ovat sen sijaan aiemmin ylittyneet mm. Keskustorin mittauspaikalla. Myös sekä vuosi- että vuorokausikeskiarvoille annettu ylempi arviointikynnys on ylittynyt Tampereella (PIETARILA *ym.*, 2001). Hengitettävälle hiukkasille annettu vuorokausiohjearvo on ylittynyt vuonna 2001 molemmilla mittauspaikoilla. Mittaustulosten perusteella voidaan arvioida, että hiukkasmittausten jatkaminen vähintään nykyisessä laajuudessaan on perusteltua Tampereella. Molempien mittauspaikkojen olisi kuitenkin suositeltavaa olla kiinteitä niin, että toinen olisi liikenneasema ja toinen kaupunkitausta-asema (vrt. edellä esitetty suositus typenoksidien mittausasemien sijainnista). Hiukkaspitoisuuksia olisi lisäksi suositeltavaa mitata molemmilla asemilla jatkuvatoimisilla menetelmillä. Lisäksi hengitettäviä hiukkasia voitaisiin mitata vuosittain eri paikoilla siirrettävällä asemalla. Koskipuiston mittauspaikka täyttäisi todennäköisesti liikenneasemalle asetetut kriteerit, mutta mittausmenetelmä ei ole jatkuva. Lielahden mittausaseman sijainti ei ole hyvä kaupunkitausta-asemaksi.

Pienhiukkasia (alle 2,5 μm :n hiukkaset) Tampereella ei vielä mitata. Pienhiukkaset ovat nykytietämyksen mukaan terveydelle haitallisempia kuin hengitettävät hiukkaset. Lähivuosina tullaan todennäköisesti antamaan myös pienhiukkasille ohje- ja raja-arvoja. Pienhiukkasten mittausten aloittaminen olisi suositeltavaa Tampereellakin, aluksi esim. kampanjaluontoisesti siirrettävällä mittausasemalla.

Hiilimonoksidipitoisuuksien mittaaminen yhdellä keskustan liikenneasemalla on riittävää Tampereella. Hiilimonoksidipitoisuudet alittavat todennäköisesti ylemmän arviointikynnyksen Suomessa myös kaupunkien keskusta-alueilla alustavien tulosten mukaan valmistumassa olevasta ilmanlaadun alustavasta arvioinnista hiilimonoksidille

ja bentseenille. Alempi arviointikynnys voisi sen sijaan ylittyä suurten, mm. Tampereen, ja mahdollisesti pohjoisemmassa keskikokoistenkin kaupunkien keskusta-alueilla.

Alustavan arvioinnin alustavien tulosten mukaan myös bentseenipitoisuudet Suomessa alittaisivat kaikkialla ylemmän arviointikynnyksen. Alempi arviointikynnys sen sijaan ylittyisi todennäköisesti suurimpien kaupunkien, myös Tampereen vilkailla liikenne-alueilla. Näin ollen bentseenipitoisuuksia olisi Tampereellakin suositeltavaa arvioida joko erillistutkimuksena ns. ohjeellisilla mittauksilla tai leviämislaskelmilla.

Tampereen ilmanlaadun tarkkailun kehittämisestä olisi suositeltavaa tehdä kokonaisarvio, jossa otetaan tämän tutkimuksen tulosten lisäksi tarkasteluun mm. seuraavia asioita:

- nykyisen mittausverkon tarkistukset, mittausasemien sijainnin tarkistaminen etenkin typen oksidien ja hiukkasten osalta
- mahdolliset uudet mitattavat komponentit, mm. bentseeni ja muut hiilivedyt
- ilmanlaadun tarkkailun kohdentaminen, mitattavat komponentit ja mittausmenetelmät (mm. hiukkasmittausten mahdollinen kehittäminen)
- tarkkailumittausten laadunvarmistus ja sen kehittäminen
- ilmanlaadusta tiedottaminen
- mittalaitteiden herkkyyksivaatimukset (mm. rikkidioksidin pitoisuusmittaukset)
- Euroopan Unionin ohjeet ilmanlaadun tarkkailusta ja niiden vaikutukset Suomen taajamien mittausohjelmiin ja seurantamenetelmiin
- episoditilanteisiin varautuminen

Päästöt ja leviämislaskelmat

Tutkimusalueen päästömuutosten seuranta ja päästötietojen ajantasalla pitämistä varten voitaisiin valmistella kunnallinen päästörekiisteri. Päästörekiisteriin vietäisiin tietoja sitä mukaa, kun päästölähteiden toiminta ja tekniset tiedot muuttuvat, ja rekisteri päivitetäisiin esimerkiksi vuosittain. Rekisteriin hankittaisiin tietoja yleisimpien ilman epäpuhtauksien lisäksi myös mm. raskasmetallien ja hiilivetyjen päästöistä. Rekisterin tietoja voidaan käyttää hyväksi mm. lupa-asioissa ja kaavoituksessa sekä leviämislaskelmissa.

Tutkimuksessa hankittiin kattava lähtöaineisto Tampereen seudun autoliikenteen typenoksidipäästöjen vaikutusten arviointia varten. Samoja lähtötietoja voidaan tarvittaessa käyttää myös autoliikenteen hiilimonoksidi-, bentseeni- ja hiukkaspäästöjen määrittämiseen ja leviämismallilaskelmiin sekä sellaisenaan tai muokattuina mahdollisiin liikenne- ja kaupunkisuunnittelua palveleviin tutkimustarpeisiin.

Suunniteltaessa ja rakennettaessa uusia energiantuotanto- ja teollisuuslaitoksia tai muutettaessa vanhoja yksiköitä tulisi selvittää toimintojen ilmanlaatuvaikutukset kohteen lähiympäristöön. Myös erilaisten energiajärjestelmä-, prosessi- ja polttoainevaihtoehtojen sekä skenaarioiden vaikutuksia ilmanlaatuun voidaan arvioida leviämislaskelmin.

Biologisten vaikutusten seuranta

Biologisissa vaikutustutkimuksissa on perinteisesti arvioitu kenttähavainnoin elollisen luonnon vaurioita ja määritetty kasvien tai kasvinosien ainepitoisuuksia. Esimerkiksi puuston vaurioitumiseen johtaneita syitä ei yleensä ole koetettukaan perustellusti selittää, vaan niistä on esitetty lähinnä arvauksia. Tutkimuksen kannalta tärkeintä seikkaa, ilman epäpuhtauksien osuutta luonnon vaurioihin ja muutoksiin, ei ole kyetty määrittämään. Ilman epäpuhtauksien päästöt, pitoisuudet ja laskeumat ovat alentuneet maassamme niin, etteivät esimerkiksi neulasiin kertyneiden eri aineiden pitoisuudet enää kuvaa suoraan ilmanlaadun vauriovaikutuksia samaan tapaan kuin aikaisemmin, toisin sanoen yhteyttä ilman epäpuhtauskuormituksen ja elollisen luonnon vaurioiden välille ei saada. Esimerkiksi neulasten rikkipitoisuusarvoilla ei ole enää nykyisessä ilmanlaatuilanteessa erikseen tarkasteltuna vauriotekijänä useinkaan bioindikaatioarvoa.

Ympäristöministeriö on esittänyt 1990-luvun puolivälissä hahmottelemassaan ympäristön seurannan strategiassa, että bioindikaattorien ja ilman epäpuhtauspäästöjen leviämismallien yhteiskäyttöä tulisi lisätä ilmanlaadun seurannassa. Tällaisia biologisia vaikutuskartoituksia on tehty Suomessa 1980-luvulta lähtien Ilmatieteen laitoksella. Näissä tutkimuksissa, jotka ovat tähdänneet vaurioitumisen syiden selvittämiseen, on

mäntypuuston kuntoa kuvaavat muuttujat yhdistetty tilastollisin menetelmin, kuten erilaisin testein ja faktorianalyttisin tarkasteluin, leviämislaskelmilla biologisiin tutkimuskohteisiin määritettyihin eri yhdisteiden ulkoilmapitoisuuksiin ja altistusannoksiin, neulasten sisältämien aineiden pitoisuuksiin sekä puiden kasvupaikkoja ja muita ympäristötekijöitä kuvaaviin muuttujiin. Näissäkin tutkimuksissa elollisen luonnon vaurioituminen on selittynyt viime vuosina ns. luontaisilla tekijöillä. Suomen kaupunki-alueilla pidemmän aikaa toteutetuissa seurannoissa on havaittu, että voimakkaimmat vauriot ovat kadonneet ja lievempien vaurioiden alueet lisääntyneet luultavimmin ihmisten toimintojen, kuten asumisen, liikennöinnin ja rakentamisen levittäytyessä yhtä laajemmalle alueelle.

Vielä nykyäänkin on yleinen se virheellinen käsitys, että bioindikaattoritutkimuksilla saadaan tietoa ilmanlaadusta, toisin sanoen siihen vaikuttavista epäpuhtauspitoisuuksista ja -laskeumista. Muun muassa sammalten ja jäkälien aineanalyysien tulokset ovat johtaneet useilla paikkakunnilla ristiriitaisiin päätelmiin ilmanlaadun muutoksista esimerkiksi teollisuuden päästöjen selvästi vähennyttyä. Biologiset vaikutuskartoitukset tulisi nykyisessä ilmanlaatuilanteessa käsittää lähinnä metsäntutkimukseksi tai elollisen luonnon ja sen muutosten seurannaksi, jolla on luonnonsuojelullista arvoa. Bioindikaattoritutkimusten tulosten kytkentää paikalliseen ilmanlaatuun ei ole tarpeen eikä asianmukaistakaan pyrkiä tekemään. Luotettavaa tietoa ilmanlaadusta ja sen kehityksestä saadaan vain huolellisesti toteutetuilla mittauksilla ja mallilaskelmin sekä niitä tietyin väliajoin toistamalla. Biologisista vaikutustutkimuksista osana kuntien ilmanlaadun seurantaa voitaisiin harkita jatkossa luovuttavaksi.

Jos bioindikaattoriseurantaa halutaan Tampereen seudulla edelleen tehdä, olisi suositeltavaa tehdä kokonaisarvio biologisissa seurantatutkimuksissa käytettävistä menetelmistä niin, että tutkimuksissa voidaan tulevaisuudessa keskittyä entistä paremmin ilmanlaadun kannalta keskeisiin tekijöihin ja samalla säästää kustannuksia ja resursseja. Tutkimuksilla tulisi pyrkiä esimerkiksi puuston vaurioiden kartoituksen lisäksi myös selvittämään vaurioitumiseen johtaneita syitä. Bioindikaattoriseurannassa vähintään viiden vuoden väli olisi suositeltava.

Hiilivedyt, pölyt ja hajut

Kuntien ilmansuojelussa ovat yleisiä valitukset hajuista, pölyistä ja ilman epäpuhtauksista johtuvasta likaisuudesta. Näistä tekijöistä johtuvien epäkohtien korjaamiseen ei usein ole olemassa kovin helppoja ratkaisuja, mutta niiden pohdintaa tulisi jatkaa. Muun muassa katujen ja jalkakäytävien puhtaanapitoa tehostamalla on kaupungeissa todettu saatavan ilmanlaatuun selviä parannuksia. Liikenteen aiheuttamiin hiukkaspitoisuuksiin tulee pyrkiä vaikuttamaan mm. kehittämällä edelleen tehokkaampia kunnossa- ja puhtaanapidon keinoja. Työ on varsin haasteellista, koska etenkin pienhiukkasten pitoisuuksiin on vaikea vaikuttaa, eikä hiukkaspitoisuuksissa ole havaittavissa selvää muutosta parempaan ja esimerkiksi puhtaanapidon oikeaan ajoittamiseen liittyy ongelmia etenkin keväisin muun muassa säätilan äkillisen vaihtelun vuoksi.

Varsinkin kaavoituksessa on viime aikoina noussut voimakkaasti esille haihtuvien orgaanisten yhdisteiden ja hajujen aiheuttamien haittojen arviointi. Tähän tarpeeseen on käytettävissä leviämismalleja, joita voidaan käyttää muun muassa kemikaalien ja polttoaineiden valmistuksen ja varastoinnin, liuottimien käsittelyn, jätevedenkäsittelyn, kaatopaikkojen ja elintarviketuotannon päästölähteille.

Ilmanlaatututkimusten käyttö suunnittelussa

Kunnissa tehdään jo nyt runsaasti suppeampia ilmanlaatututkimuksia, jotka liittyvät kaavoitukseen, liikennejärjestelyihin, pysäköintiin tai muuhun liikennesuunnitteluun, kuntien energiantuotannon suunnitteluun ja polttoainevalintojen vaikutusten arviointiin tai esimerkiksi jätevedenkäsittelyn hajuhaittojen määrittämiseen. Myös Tampereella kunnallisessa suunnittelussa tulisi ilmanlaatu-seikat jatkossakin ottaa niille kuuluvalla painoarvolla aina asianmukaisesti huomioon. Leviämismallilaskelmat ovat käytännössä ainoa keino ennakoida päästöjen tulevia vaikutuksia uusia toimintoja tai alueita suunniteltaessa.

Kaavoittaja voi uutta aluetta suunnitellessaan käyttää mallilaskelmin saatuja tuloksia sijoittaessaan toimintoja ja päättäessään rakennusten kerrosluvusta, ilmastonin järjestämisestä ja esimerkiksi mahdollisesta asuntojen tai muiden tilojen hajujen

torjunnasta. Kuntien liikenneverkkoa koskevissa selvityksissä mallilaskelmin voidaan arvioida joko alueellisesti tai pistekohtaisin tarkasteluin muun muassa sitä, miten uuden tien rakentaminen vaikuttaa ilmanlaatuun itse kohteen lähistöllä ja toisaalta muualla kunnan alueella liikennemäärien muuttuessa. Pysäköintitalojen ja -tunnelien suunnittelun yhteydessä on suositeltavaa tehdä mallilaskelmat ajoneuvojen ja pysäköintitilan ilmastoinnin pakokaasupäästöjen vaikutuksista lähialueen ja lähirakennusten ilmanlaatuun. Mallilaskelmia voidaan käyttää myös suunnitteilla tai jo toiminnassa olevien laitosten piippujen mitoituksiin tavoitteena päästöjen aiheuttamien pitoisuuksien saaminen ihmisten terveyden ja elollisen luonnon hyvinvoinnin kannalta riittävän alhaiselle tasolle.

Tutkimusalueen ilmanlaadun parantaminen

Tutkimuksen tulosten mukaan autoliikenteen päästöt aiheuttavat merkittävää typen oksidien pitoisuuksien kohoamista Tampereella. Myös hiilimonoksidi-, hiilivety-, bentseeni- ja hiukkaspäästöihin ja –pitoisuuksiin sekä pölyämiseen on autoliikenteellä merkittävä vaikutus ja ne on otettava huomioon autoliikenteen vaikutuksia tarkasteltaessa. Liikenteen päästöjen ja ihmisten altistumisen kannalta olennaisimpia alueita ovat kaupungin keskusta ympäristöineen sekä vilkkaimpien teiden, Helsinki–Tampere-moottoritien, Paasikiven-Kekkosentien, Itäisen ohikulkutien ja Pyhäjärventien lähialueet. Liikenteen aiheuttamat ympäristöhaitat on suositeltavaa ottaa huomioon muun muassa uusien väylähankkeiden ja liikennejärjestelyjen suunnittelun yhteydessä.

Valtakunnalliset sekä Euroopan Unionin päätösten ja strategioiden perusteella toteutettavat liikenne- ja ympäristöpoliittiset toimenpiteet vaikuttavat lähivuosina myös kuntien ilmansuojeluun ja liikennesuunnitteluun. Lisäksi kotimaiset ilmanlaadun ohjearvot, joilla ilmaistaan ilmanlaadun parantamisen tavoitteet, on valtioneuvoston päätöksen mukaisesti otettava huomioon ilman pilaantumisen ehkäisemiseksi mm. maankäytön ja liikenteen suunnittelussa sekä rakentamisen muussa ohjauksessa ja toimintojen sijoittamisessa. Ohjearvoista todetaan valtioneuvoston päätöksessä painokkaasti: Tavoitteena on, että ohjearvojen ylittyminen estetään ennakolta. Ohjearvojen ylittyminen on pyrittävä estämään pitkällä aikavälillä alueilla, joilla ilmanlaatu on tai saattaa toistuvasti olla huonompi kuin ohjearvo edellyttäisi.

Liikenteen kasvun hillitseminen on tehokkain ja varmin tapa vähentää autoliikenteen päästöjen aiheuttamia haittoja myös Tampereen keskustassa lähivuosina. Ympäristönsuojelulaissa on annettu kunnille velvoitteet mutta toisaalta myös toimintamahdollisuudet liikenteen ja päästöjen rajoittamiseksi viimeistään silloin, kun ulkoilman epäpuhtauspitoisuudet kohoavat huomattavan suuriksi esimerkiksi poikkeuksellisten sääolojen vuoksi.

VIITELUETTELO

BENSON, P., 1984. CALINE 4 – a dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways. FHWA/CA/TL-84/15, California Department of Transportation, Sacramento.

BRIGGS, G.A., 1975. Plume rise predictions. Teoksessa: HAUGEN, D.A. (toim.), Lectures on air pollution and environmental impact analysis. American Meteorological Society, s. 59–111.

BRIGGS, G.A., 1984. Plume rise and buoyancy effects. Teoksessa: SANDERSON, D. (toim.), Atmospheric Science and Power Production. US Dept. of Energy DOE/TIC-27601, s. 327–366.

BUSINGER, J.A., WYNGAARD, J.C. IZUMI, Y. & BRADLEY, E.F., 1971. Flux-profile relations in the atmospheric surface layer. *J. Atmos. Sci.* 28, s. 181–189.

CAUGHEY, S.J., WYNGAARD, J.C. & KAIMAL, J.C., 1979. Turbulence in the evolving stable boundary layer. *J. Atmos. Sci.*, 36, s. 1041–1052.

EMEP, 1998. Transboundary acidifying air pollution in Europe. MSC-W Status Report 1998-Part 1: Estimated dispersion of acidifying and eutrophying compound and comparison with observations. EMEP/MSC-W Report 1/98.

EMEP, 2002. Acidifying and Eutrophying Pollutants, Depositions, EMEP Eulerian acid deposition model 1999. http://www.emep.int/index_pollutants.html

ERISMAN, J. W., VAN PUL, A. & WYERS, P., 1994. Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmos. Environ.* 28:16, s. 2595–2607

HANNA, S.R., 1985. Air quality modeling over short distances. Teoksessa: HOUGHTON, D.D. (toim.), Handbook of Applied Meteorology, University of Wisconsin.

HOLTSLAG, A.A.M., 1984. Estimates of diabatic wind speed profiles from near surface weather observations. *Bound.-Layer Meteorol.* 29, s. 225–250.

HÄRKÖNEN, J., VALKONEN, E., KUKKONEN, J. RANTAKRANS, E., LAHTINEN, K., KARPPINEN, A., JALKANEN, L., 1996. A model for the dispersion of pollution from a road network. Publications on Air Quality 23, Finnish Meteorological Institute, Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 1999. Ilmanlaatumittauksia 1998. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 2000. Ilmanlaatumittauksia 1999. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 2001. Ilmanlaatumittauksia 2000. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

JANSSEN, L.H.J.M., van WAKEREN, J.H.A., van DUUREN, H. & ELSHOUT, A.J., 1988. A classification of NO oxidation rates in power plant plumes based on atmospheric conditions. *Atmos. Environ.* 22:1, s. 43–53.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., NORDLUND, G., RANTAKRANS, E., VALKAMA, I., 1998. A dispersion modelling system for urban air pollution. Ilmansuojelun julkaisu 28, Ilmatieteen laitos, Helsinki.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., ELOLÄHDE, T., KONTTINEN, M., KOSKENTALO, T. & RANTAKRANS, E., 2000 a. A modelling system for prediction urban air pollution. Model description and applications in the Helsinki metropolitan area. *Atmos. Environ.* 34:22, s. 3723–3733.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., ELOLÄHDE, T., KONTTINEN, M. & KOSKENTALO, T., 2000 b. A modelling system for predicting urban air pollution. Comparison of model predictions with the data of an urban measurement network. *Atmos. Environ.* 34:22, s. 3735–3743.

KARPPINEN, A., 2001. Meteorological pre-processing and atmospheric dispersion modeling of urban air quality and applications in the Helsinki metropolitan area. Contributions 33, Finnish Meteorological Institute, Helsinki.

KÄMÄRI, J., FORSIUS, M., JOHANSSON, M. & POSCH, M., 1992. Happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus Suomessa. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys 111, Helsinki.

LUHAR, K. L. & PATIL, R. S., 1989. A general finite line source model for vehicular pollution prediction. *Atmos. Environ.* 23, 555–562.

MÄKELÄ, K. 2002. Tieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmän uudistus. Esitelmä, 27. Ilmansuojelupäivät, 20.–21.8.2002, Lappeenranta.

LIISA 2000. Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmä. LIISA 2000 tulokset. Kari Mäkelä, VTT Yhdyskuntatekniikka, Espoo.

LIISA 2001.1. Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmä. LIISA 2001.1 tulokset. Kari Mäkelä, VTT Rakennus ja yhdyskuntatekniikka, Espoo. <http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/>.

PESONEN, R., RANTAKRANS, E., PIETARILA, H., KARPPINEN, A., KOSKENTALO, T. & ELOLÄHDE, T., 1996. Typen oksidien leviämislaskelmat pääkaupunkiseudulla. *SIHTI 2. Energia- ja ympäristötekniikan tutkimusohjelma. Projekti 124 Y.* Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H., PESONEN, R., RASILA, T. & RANTAKRANS, E., 1997. Turun seudun ilmanlaatu tutkimus. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H., RASILA, T., RANTAKRANS, E. & PESONEN, R., 2000. Keskusta-tunnelin ilmanlaatuvaikutukset. Hiilimonoksidi- ja typenoksidipäästöjen leviämiselvi-tys. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H. & VARJORANTA, R. 2001. Kuopion typenoksidipäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., SALMI, T., SAARI, H. & PESONEN, R., 2001. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa – Rikkidioksidi, typen oksidit, PM₁₀ ja lyijy. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

RANTAKRANS, E., 1990. Uusi menetelmä meteorologisten tietojen soveltamiseksi ilman epäpuhtauksien leviämismalleissa. *Ilmansuojelu-uutiset 1/90*, s. 18–20.

RASILA, T., PIETARILA, H., VARJORANTA, R. & SAVUNEN, T., 2000. Typenoksidipäästöjen leviämislaskelmat Oulussa. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

SELAND, Ø., VAN PUL, A., SORTEBERG, A. & TUOVINEN, J.-P., 1995. Implementation of a resistance dry deposition module and a variable local correlation factor in the Lagrangian EMEP model. *EMEP/MMSC-W Report 3/95, July 1995, Oslo, Norway*.

TAMPERE, 2001. Tampereen ympäristövalvonnan www-sivut: ilmanlaatu. <http://www.tampere.fi/ytoteto/yva/tehtava/ympterv/ilmanl.htm>.

TAMPEREEN KAUPUNKI 2000. Tampereen ilmanlaatu 2000. Päästöt ja ilmaalaadun mittaustulokset. Ympäristövalvonnan julkaisuja 2/2001, Ympäristövirasto, Tampere.

VARJORANTA, R., PIETARILA, H. & HAARALA, S., 1999. Energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen rikkidioksidi- ja typenoksidipäästöjen vaikutukset Porin ilmanlaatuun. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu. Helsinki.

Vnp 480/96. Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoitearvoista. Annettu Helsingissä 19.6.1996.

Vnp 711/2001. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta. Annettu Helsingissä 9.8.2001.

WESELY, M. L., 1989. Parametrization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmos. Environ.* 23:6, s. 1293–1304.

WRATT, D.S., 1987. An experimental investigation of some methods of estimating turbulence parameters for use in dispersion models. *Atmos. Environ.* 21:12, s. 2599–2608.

1999/30/EY. Neuvoston direktiivi ilmassa olevien rikkidioksidin, typpidioksidin ja typen oksidien, hiukkasten ja lyijyn pitoisuuksien raja-arvoista. Annettu 22.4.1999.

LITTEET

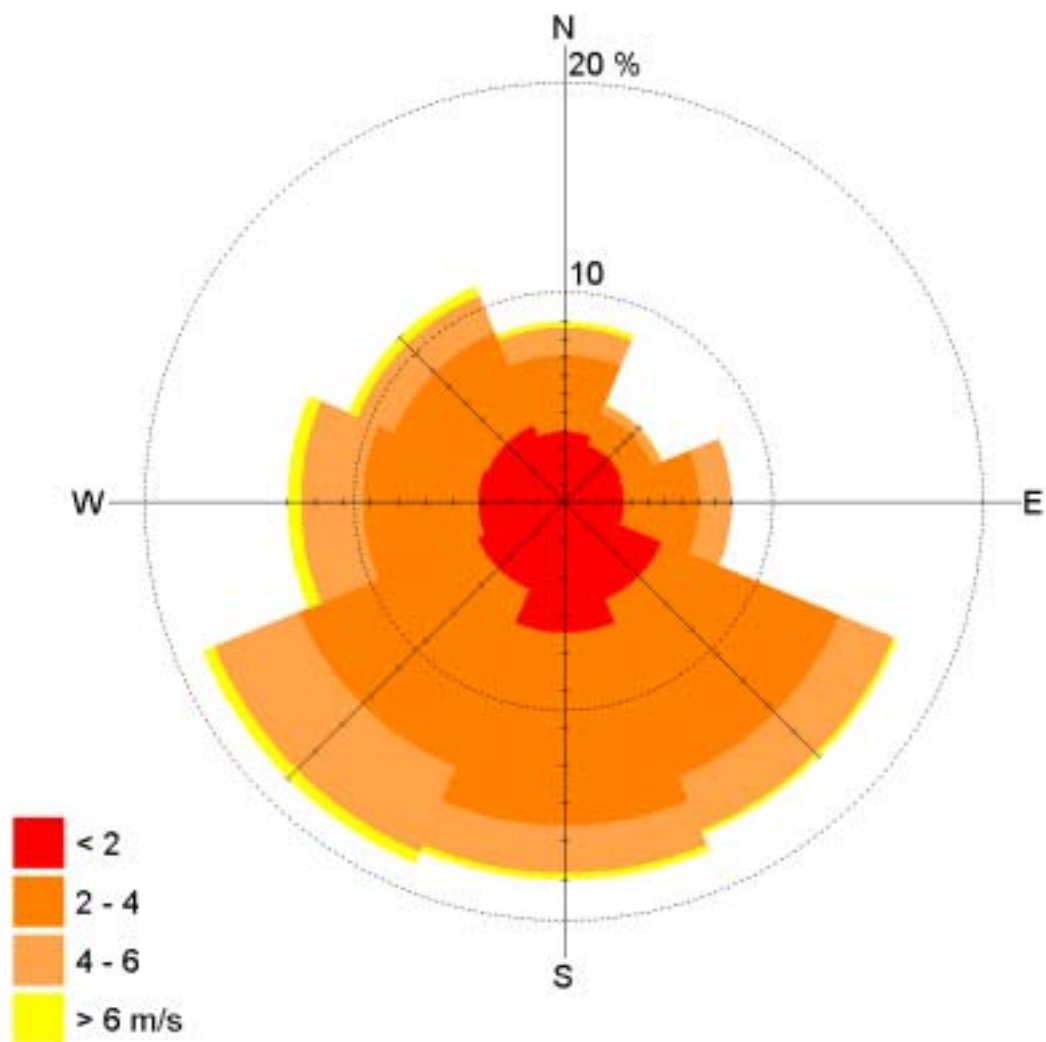
Liite 1. Taulukossa on esitetty pistelähteinä käsitellyt päästökohteet, niiden päästökorkeudet sekä typenoksidien päästömäärät, joita käytettiin molempien tarkasteluvuosien (2000 ja 2020) laskelmissa. Tutkimuksessa käsiteltiin pistelähteinä yhteensä 59 erillistä päästökohdetta (piippua, hormia ja prosessia) 41:ssä energiantuotanto- tai teollisuuslaitoksessa.

Kunta	Toiminnanharjoittaja	Laitos	Piippujen korkeudet (m)	Typenoksidi-päästö (t/a)	
TAMPERE	Tampereen Sähkölaitos	Hakametsän lämpökeskus	70	4,3	
		Hervannan lämpökeskus	50	5,7	
		Lielahden voimalaitos	65/65	176	
		Naistenlahden lämpökeskus	50	0,40	
		Naistenlahden voimalaitos 1	90	42	
		Naistenlahden voimalaitos 2	90	509	
		Nekalan lämpökeskus	70	68	
		Pyynikin varalämpökeskus	48	0,14	
		Raholan lämpökeskus	50	11	
		Sarankulman lämpökeskus	25	9,0	
		Abloy Oy	tehdas	6/6/7	0,28
		Finnmilk Oy Maitopirkka	tehdas	65	11
		Finnwear Oy	Ruskon tehdas	20	4,5
		Hercules Finland Oy	tehdas	30	7,8
		Keskipakovalu Oy	tehdas	8/10/10/10/10	0,21
		Kvaerner Pulping Oy	Messukylän koelaitos	45	1,4
	Ligno Tech Finland Oy	ligniinit tehdas	26/31	15	
	M-real Oyj	Takon kartonkitehdas	82	188	
	M-real Oyj	Lielahden kemihierret tehdas	53/78	62	
	Pirkanmaan lehtipaino Oy	Sarankulman painolaitos	21	0,33	
	Raflatac Oy	kartonkitehdas	20	9,7	
	Svedala Oy	tehdas	18/18	4,3	
	Santen Oy	tehdas	10/10	2,7	
	Tampereen kaupunki	asfalttiasema	8	0,71	
Tamfelt	tehdas	20/30	10		
KANGASALA	Kangasalan Lämpö Oy	Pikonkankaan lämpökeskus	40	9,7	
		Vällintien lämpökeskus	20	0,58	
	Vattenfall	Pikonlinnan lämpökeskus	30	3,4	
LEMPÄÄLÄ	Kalevan Puutarha Oy	lämmitys	12	2,1	
		Lemminkäinen Oyj	asfalttiasema	10	2,6
		Lempäälän Lämpö Oy	keskustan lämpökeskus	31/31	8,3
		Tieliikelaitos	asfalttiasema	10	5,8
NOKIA	Fortum Lämpö Oy	Pitkänniemen sairaalan lämpökeskus	30	6,4	
		Nanso Oy	Nokian tehdas	30/20/18	4,0
		PVO Lämpövoima Oy	Nokian voimalaitos	110/73/60	72
PIRKKALA	Fortum Lämpö Oy	Ollikka lämpökeskus	50	8,9	
		Galvanoimis Oy	tehdas	12	1,7
YLÖJÄRVI	Lemminkäinen Oyj	Asfalttiasema	18	1,6	
		Pirkanmaan sosiaalipalvelujen kuntayhtymä	Ylisen palvelukeskus	30	5,2
		Ylöjärven kunta	teollisuusalueen lämpökeskus	20	1,4
		peruskuormalaitos	20/20	6,8	

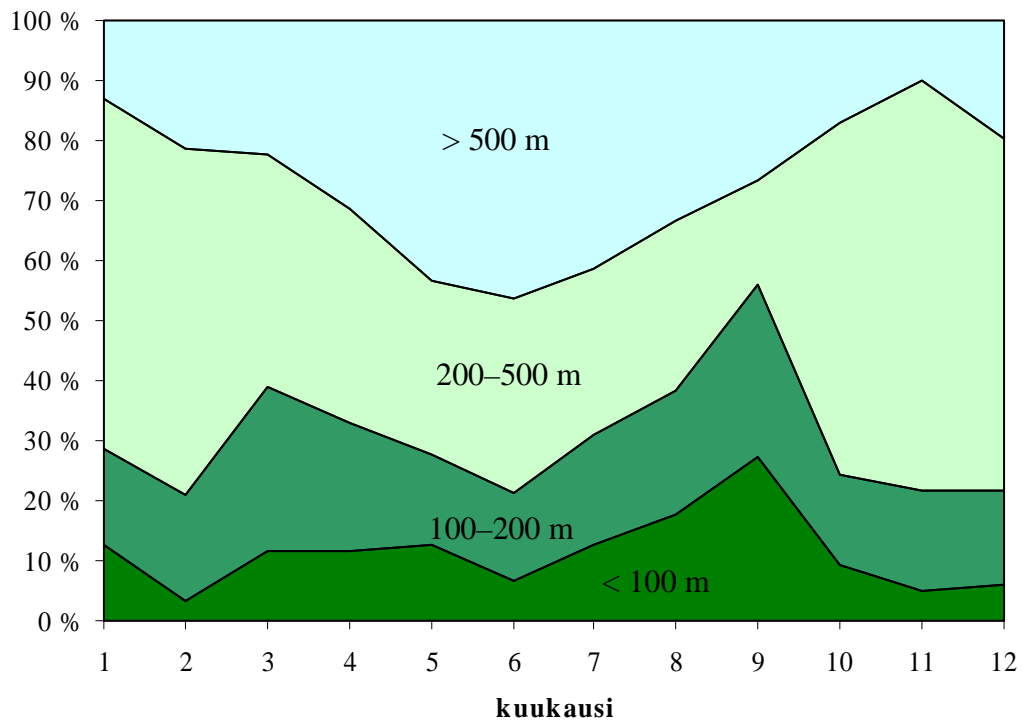
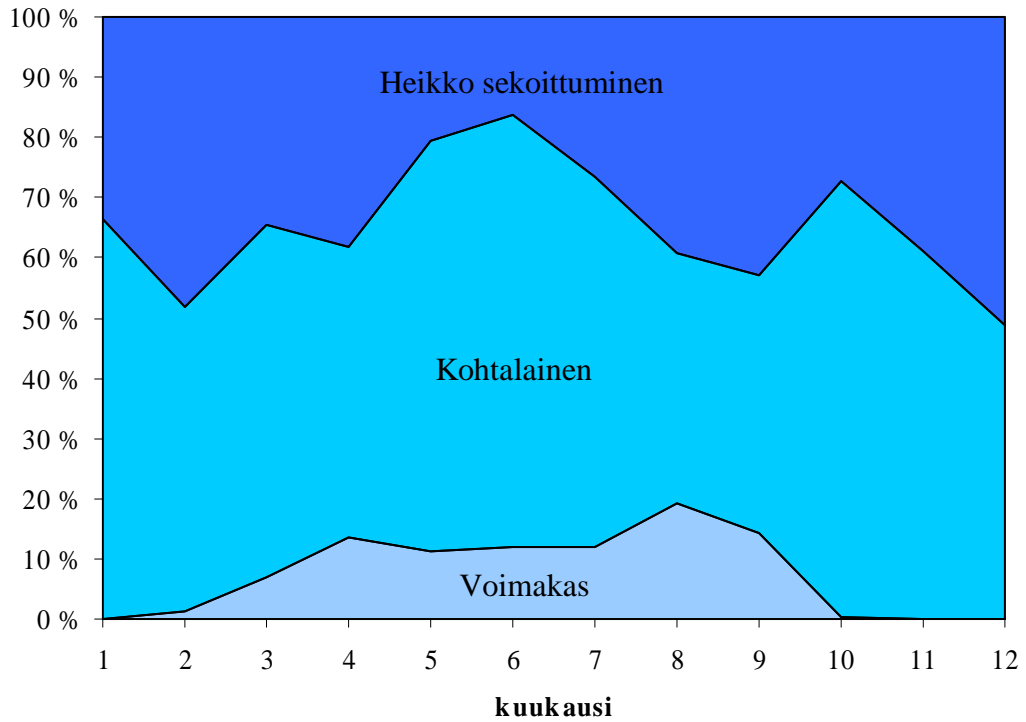
LIITEKUVAT

HUOMAUTUS: Pitoisuuksien vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen aluejakaumat eivät edusta koko tutkimusalueella samanaikaisesti vallitsevaa tilannetta, vaan pitoisuuksien suurimmat arvot saattavat esiintyä eri laskentapisteissä tai tulostusalueen osissa eri ajankohtina (eri päivinä ja eri tunteina).

Aluejakaumakuviin on merkitty tähdillä tulostusalueen suurimpien pitoisuuksien sijaintipaikat. Maksimin numeroarvot on esitetty aluejakaumakuvien alapuolella.

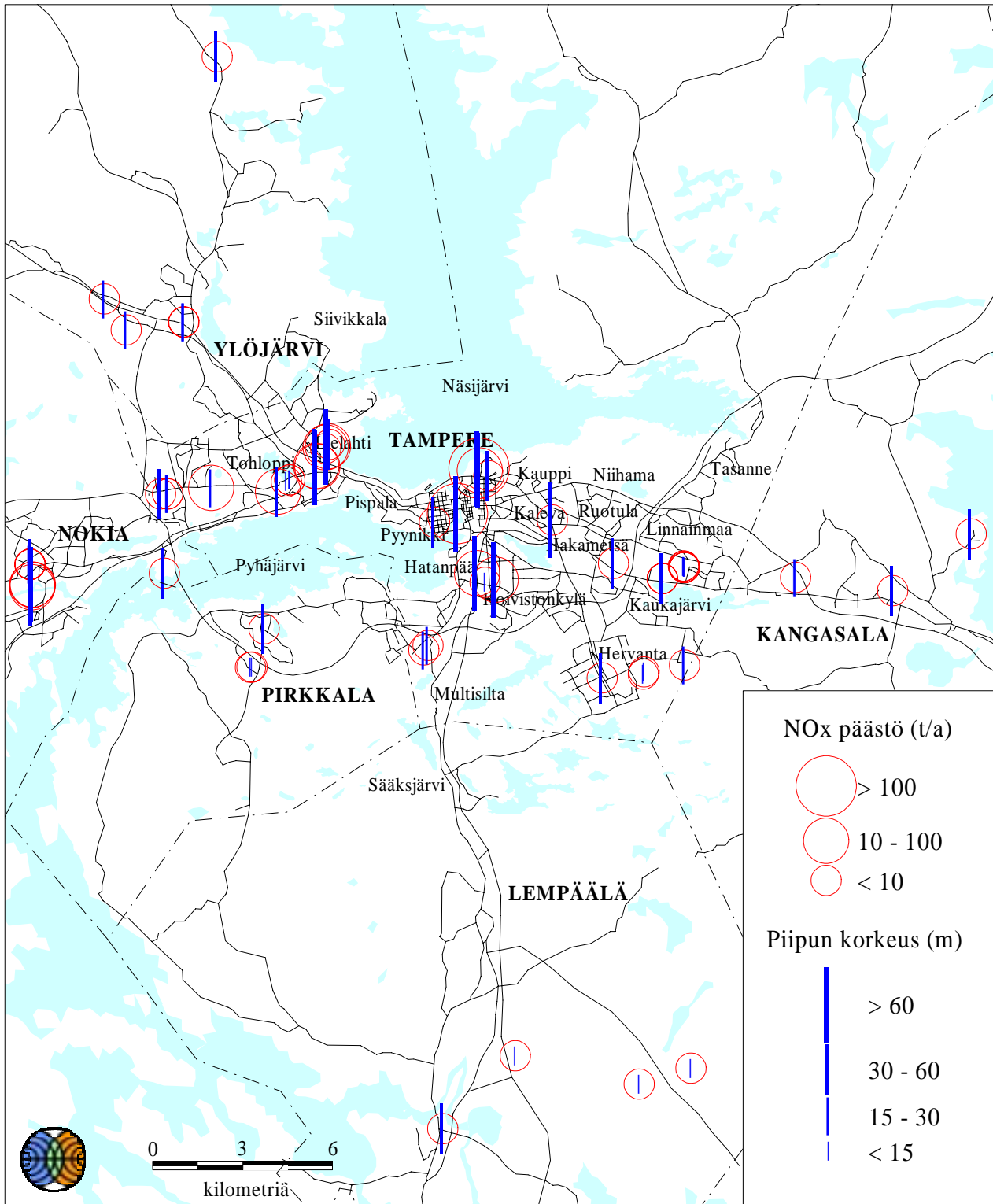


Kuva 1. Tuulen suunta- ja nopeusjakauma Tampereen seudulla vuonna 2000.



Kuva 2. Sekoitusvoimakkuuden (ylempi kuva) ja sekoituskorkeuden (alempi kuva) esiintymistaajuus kuukausittain Tampereen seudulla vuonna 2000.

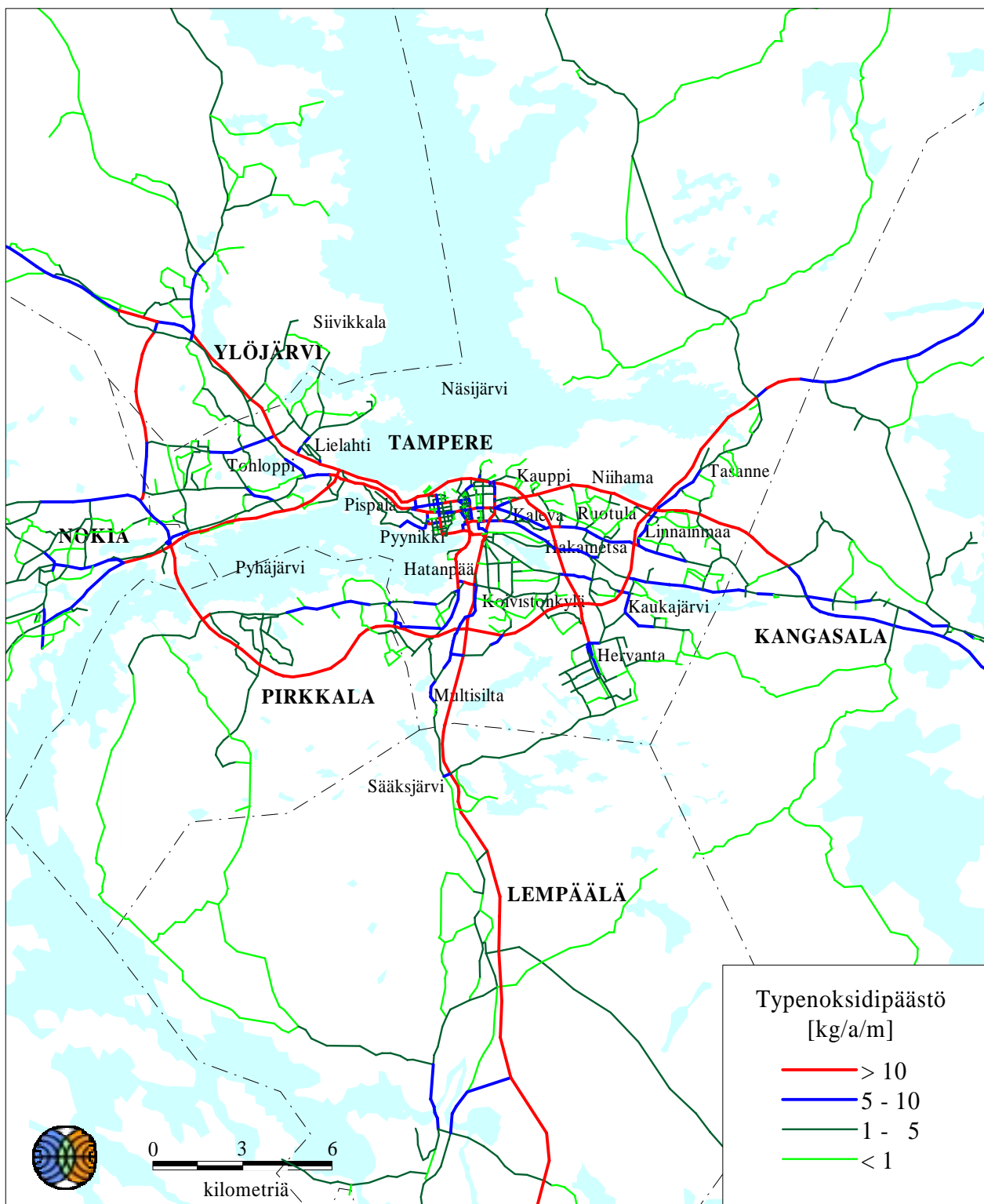
TAMPEREEN SEUTU, VUODET 2000 JA 2020



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 3. Pistelähteiden typenoksidipäästöt ja päästökorkeudet. Ympyrän keskipiste kuvaa päästölähteen sijaintia.

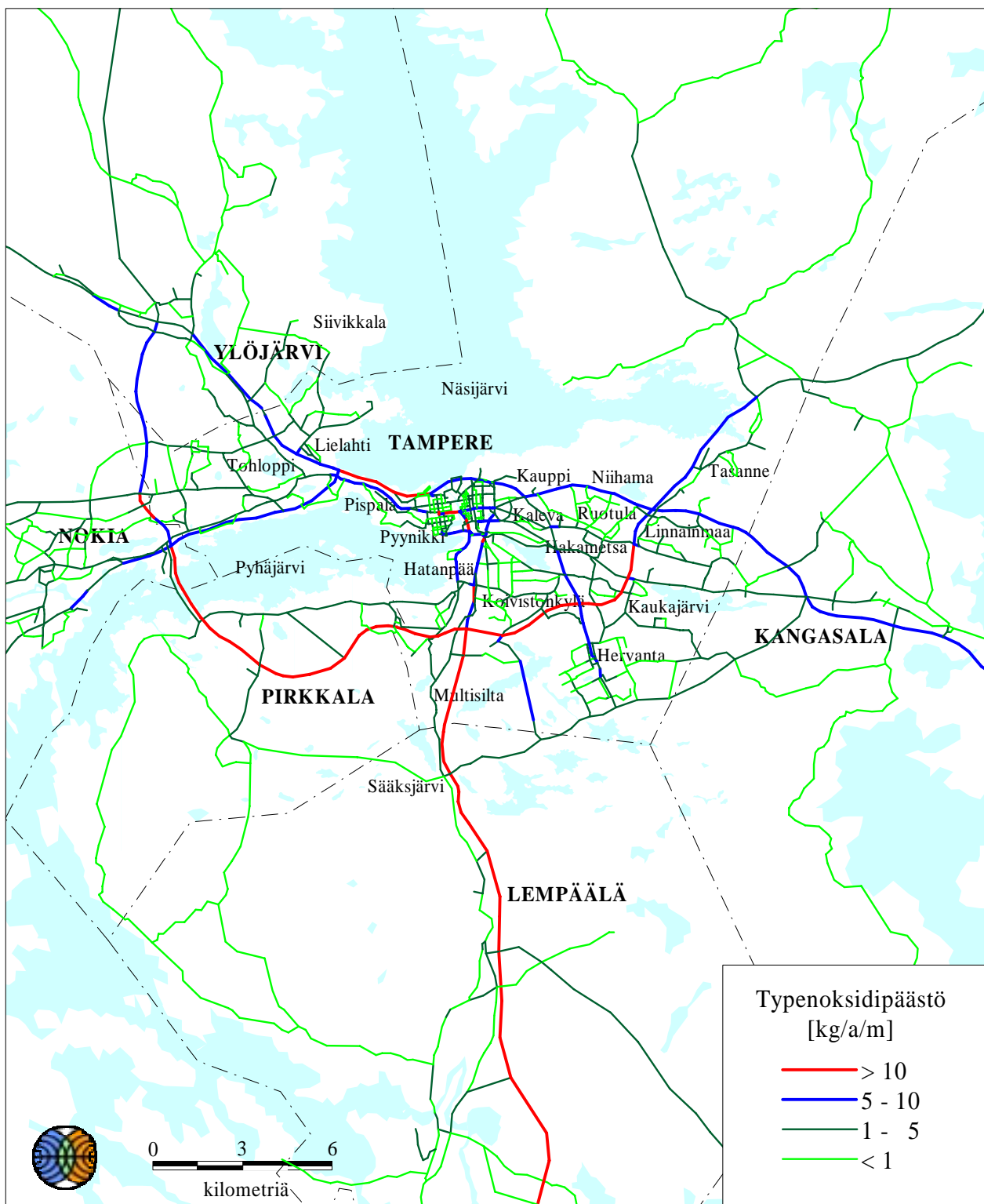
TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2000



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 4. Autoliikenteen typenoksidipäästöt.

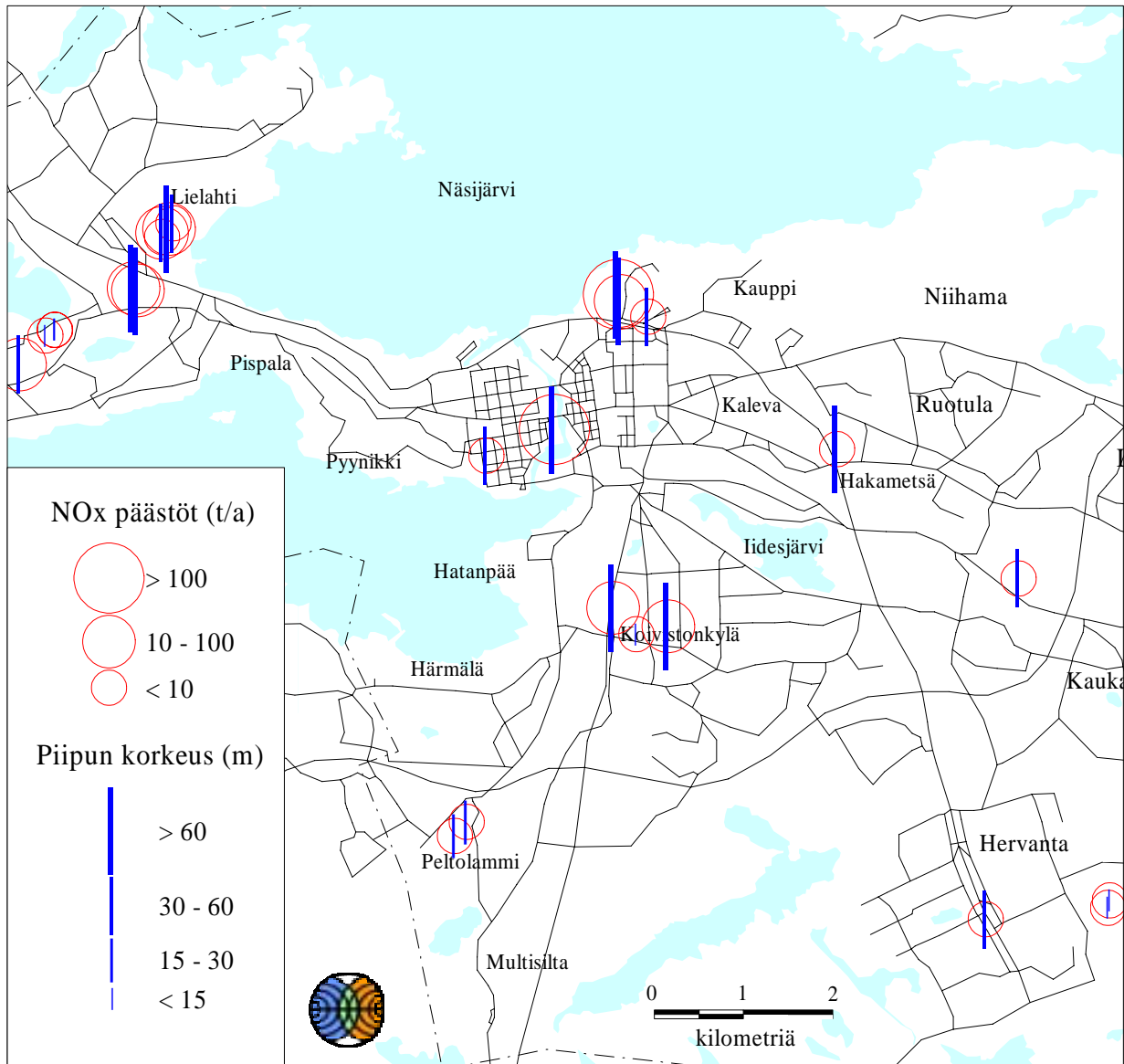
TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2020



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 5. Autoliikenteen typenoksidipäästöt.

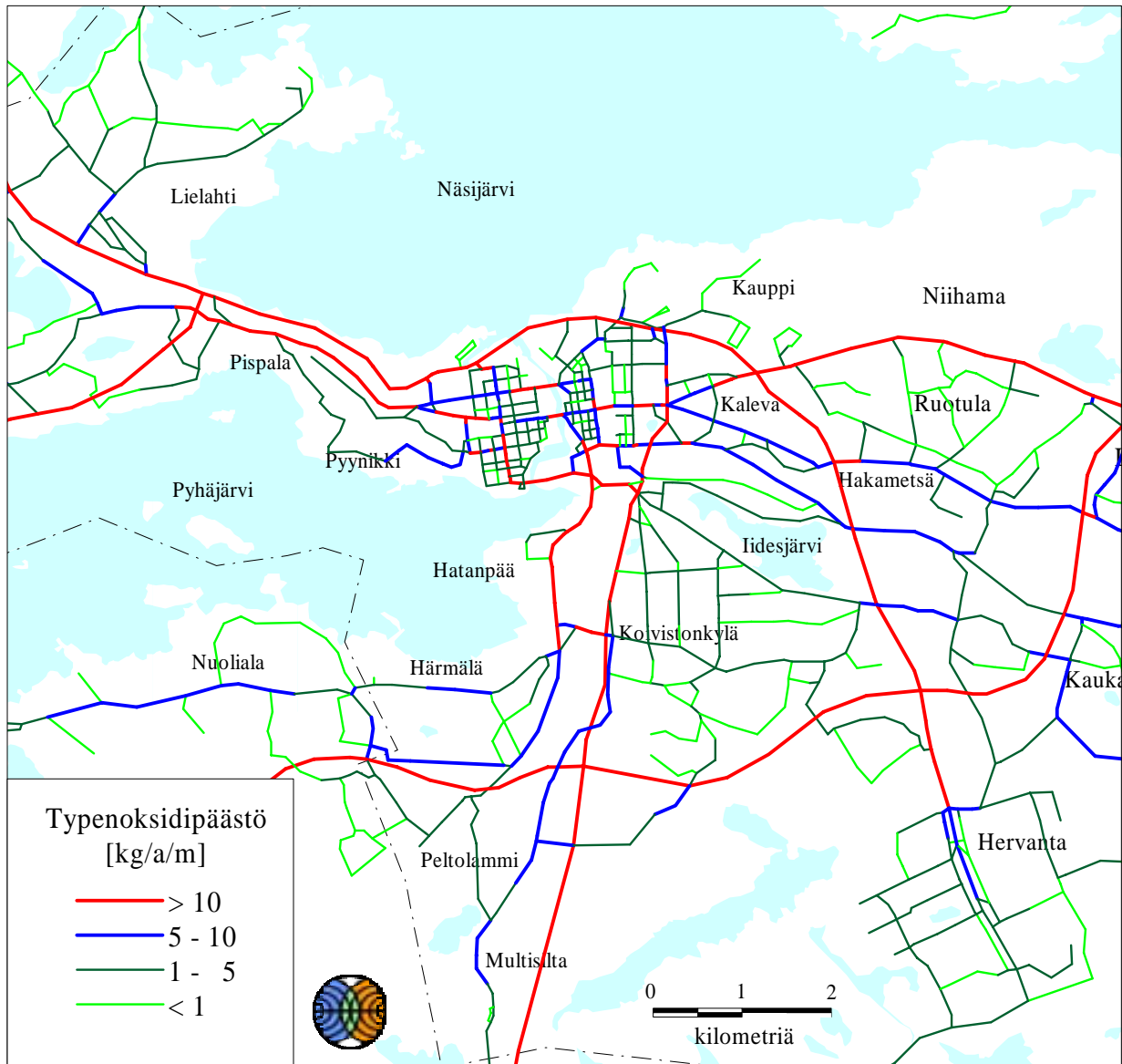
TAMPERE, VUODET 2000 JA 2020



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 6. Pistelähteiden typenoksidipäästöt ja päästökorkeudet (Tampere). Ympyrän keskipiste kuvaa päästölähteen sijaintia.

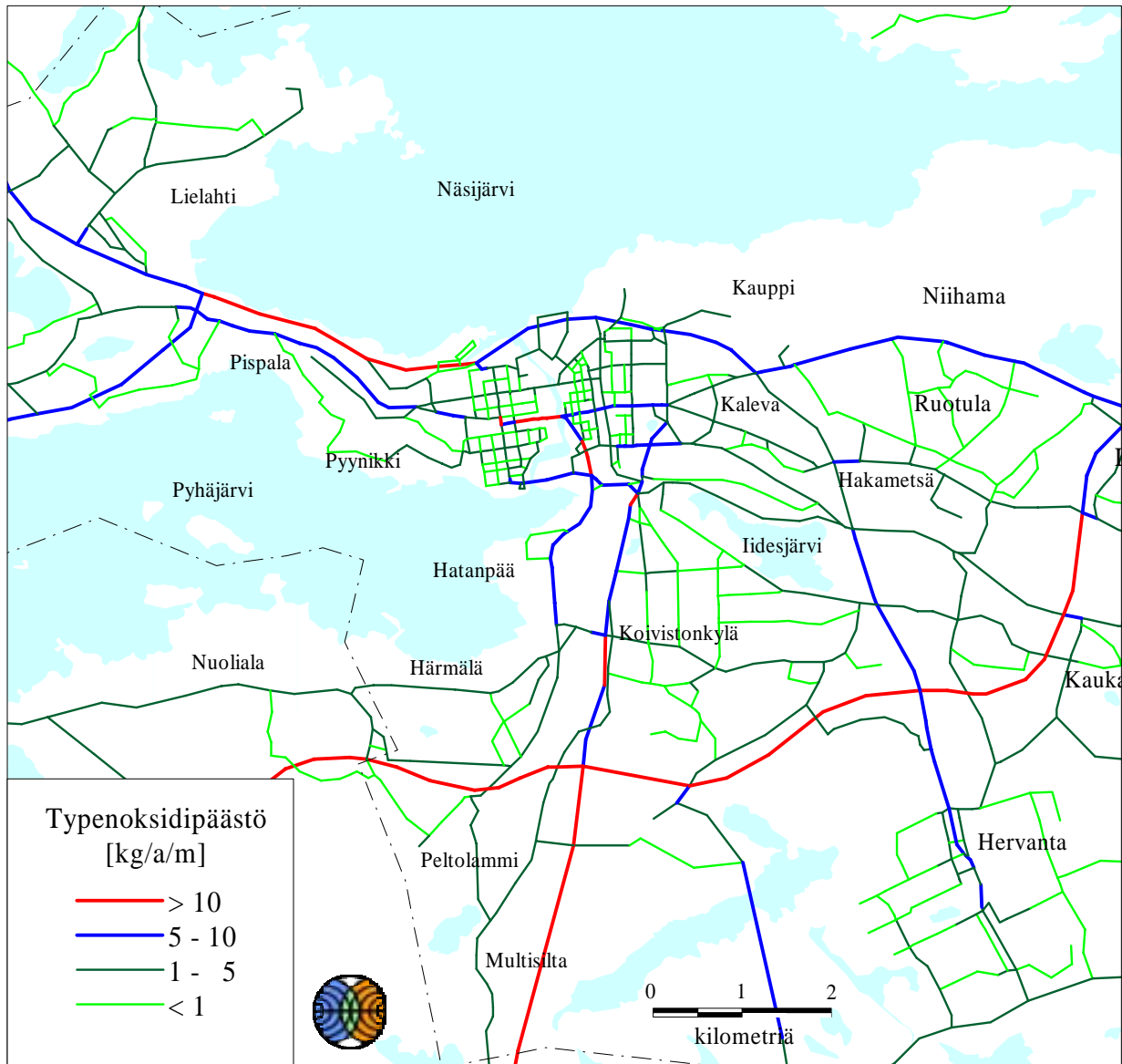
TAMPERE, VUOSI 2000



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 7. Autoliikenteen typenoksidipäästöt (Tampere).

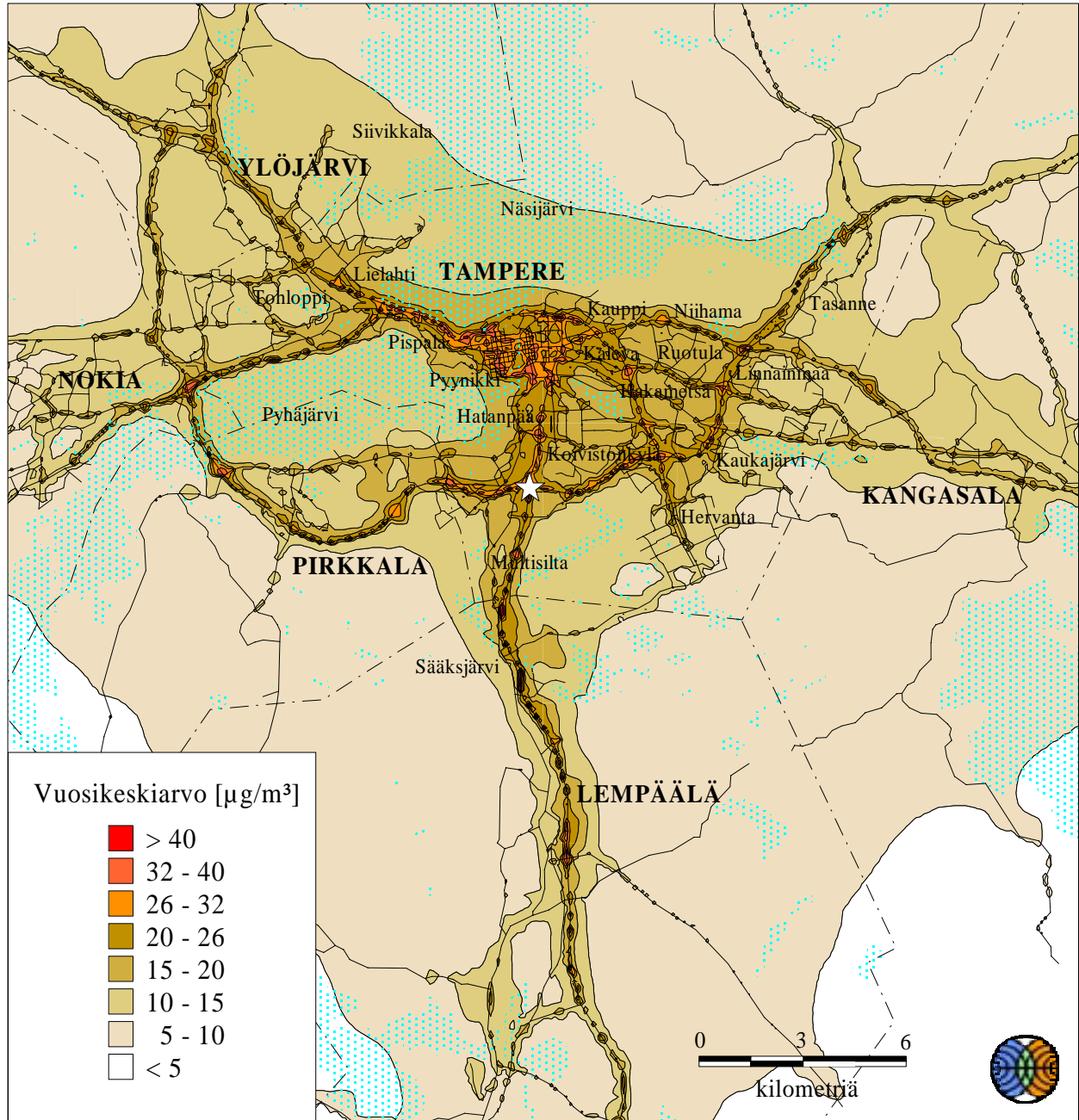
TAMPERE, VUOSI 2020



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 8. Autoliikenteen typenoksidipäästöt (Tampere).

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2000

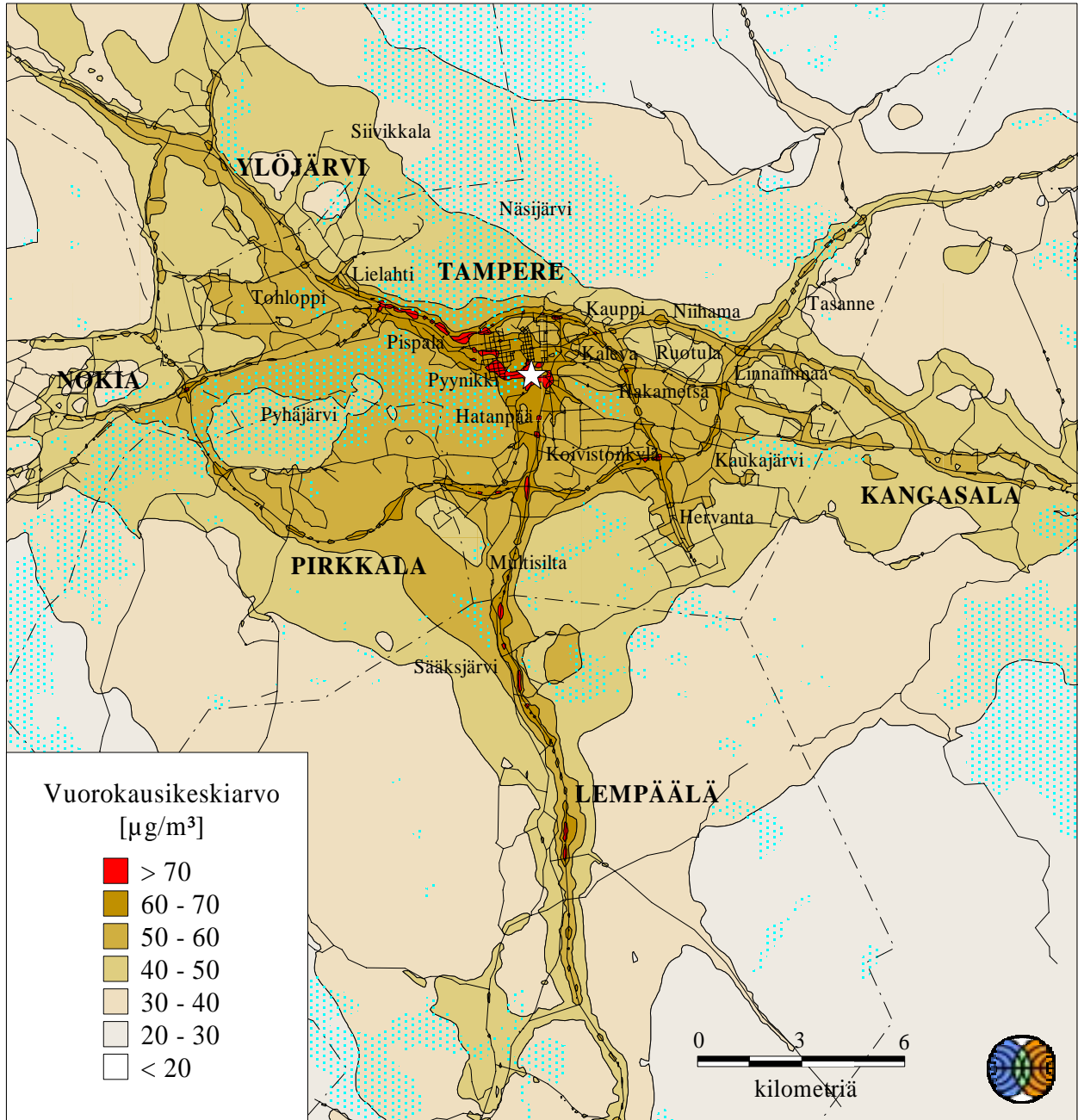


☆ = maksimipitoisuus 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 9. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo (raja-arvo 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

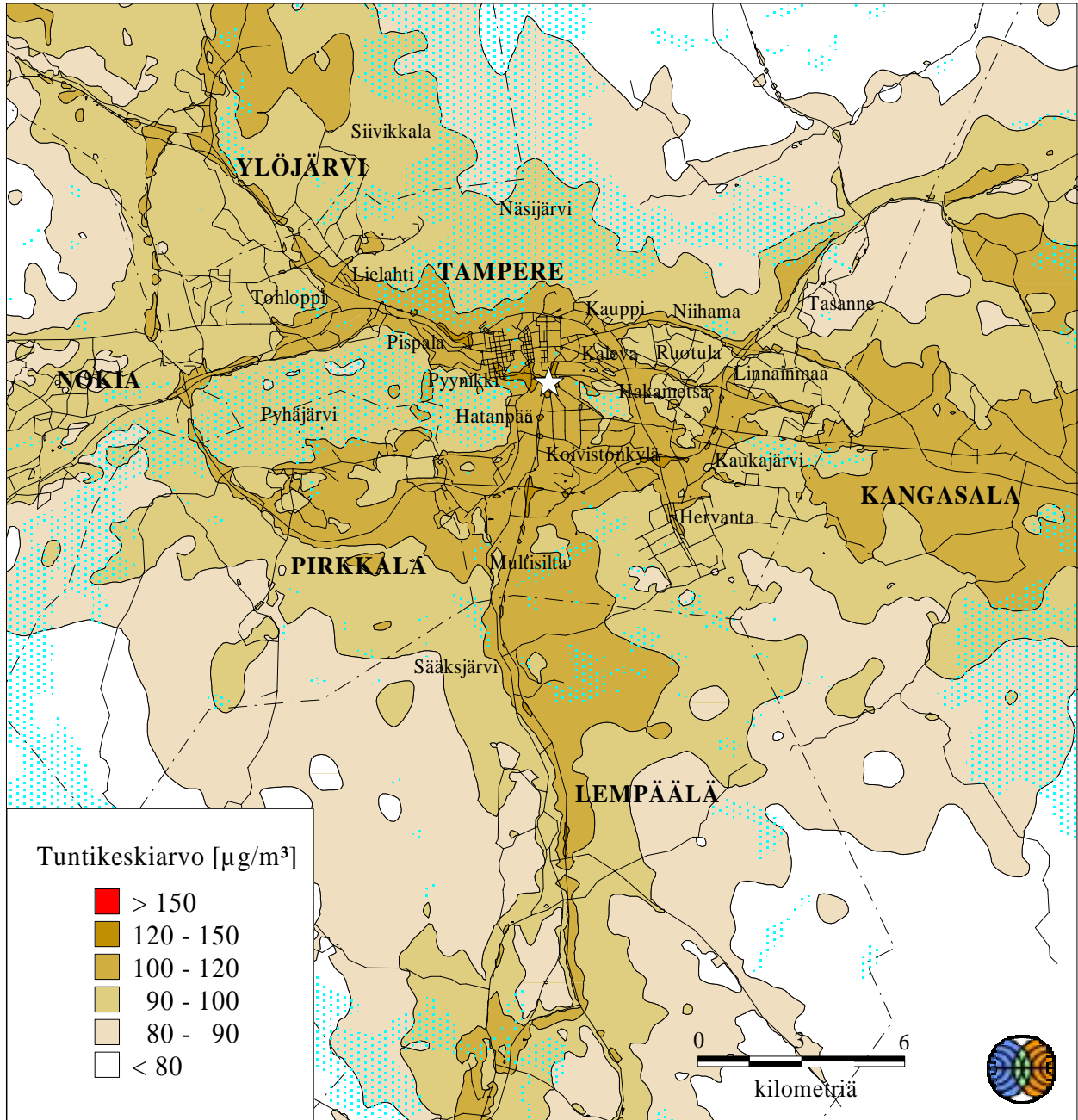
TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2000



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 10. Typpidioksidin vuorokausiohjearvoon ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus.

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2000

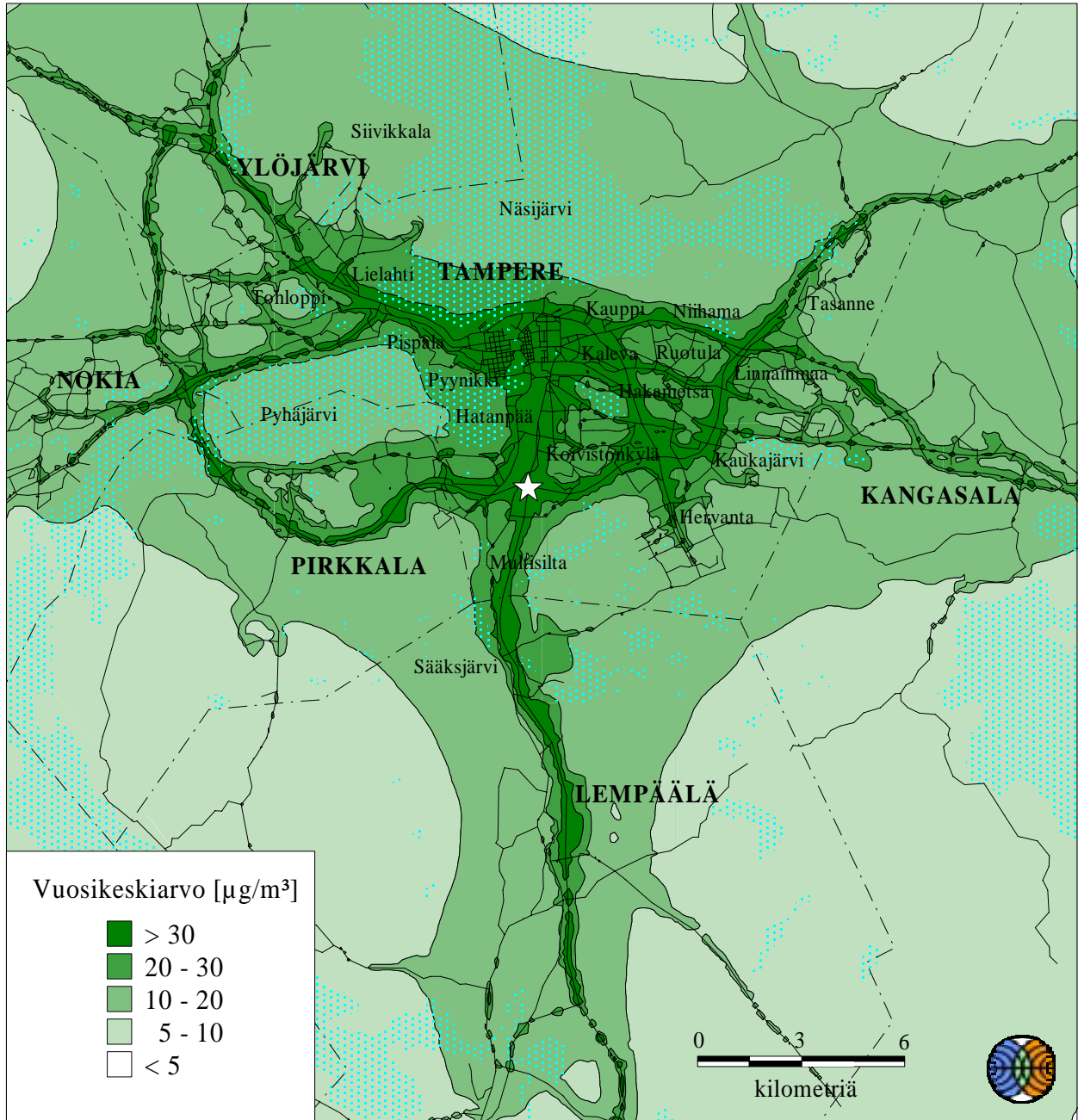


☆ = maksimipitoisuus $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 11. Typpidioksidin tuntiohjeeseen ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus.

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2000

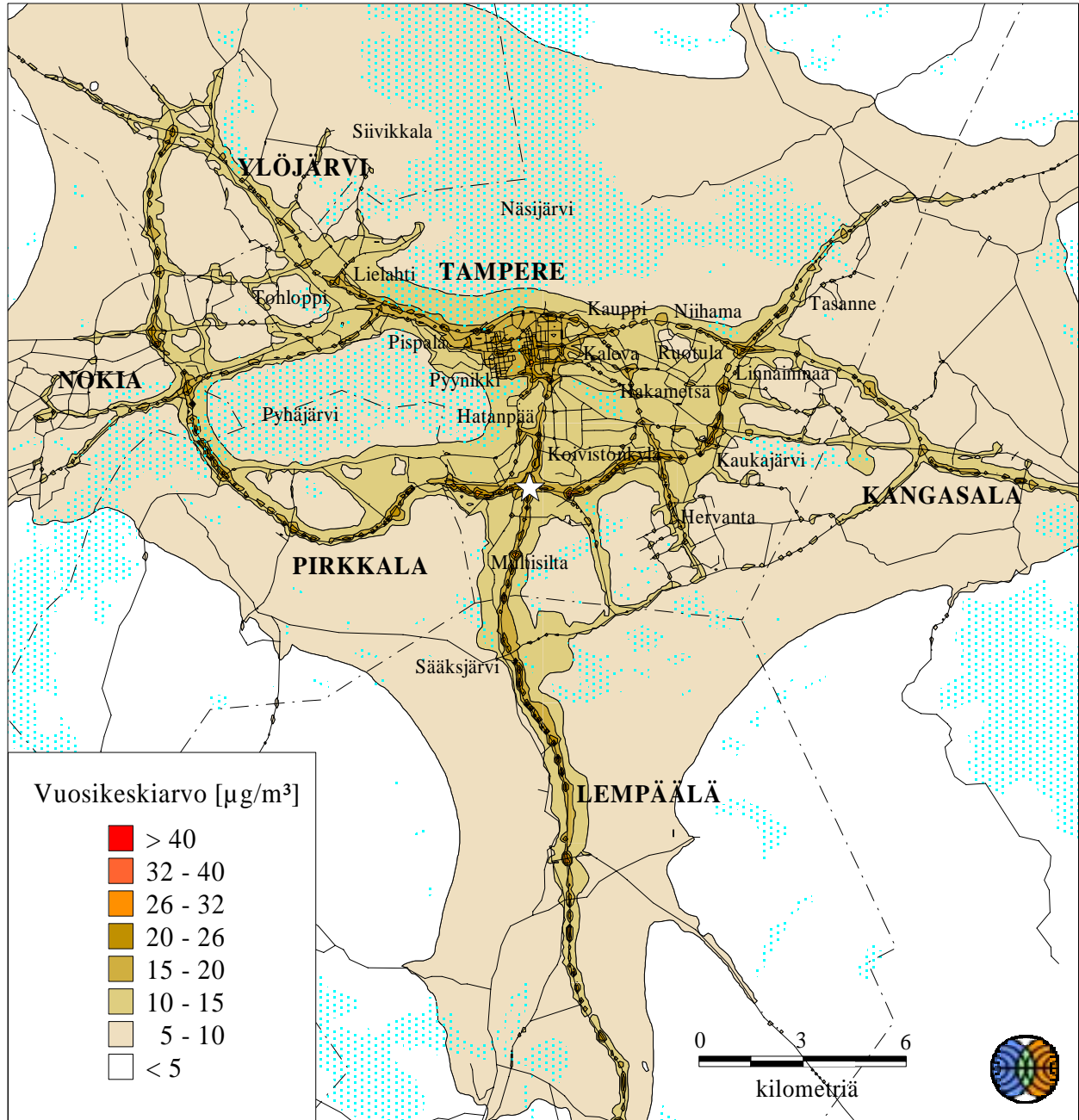


☆ = maksimipitoisuus 152 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 12. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo (raja-arvo 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

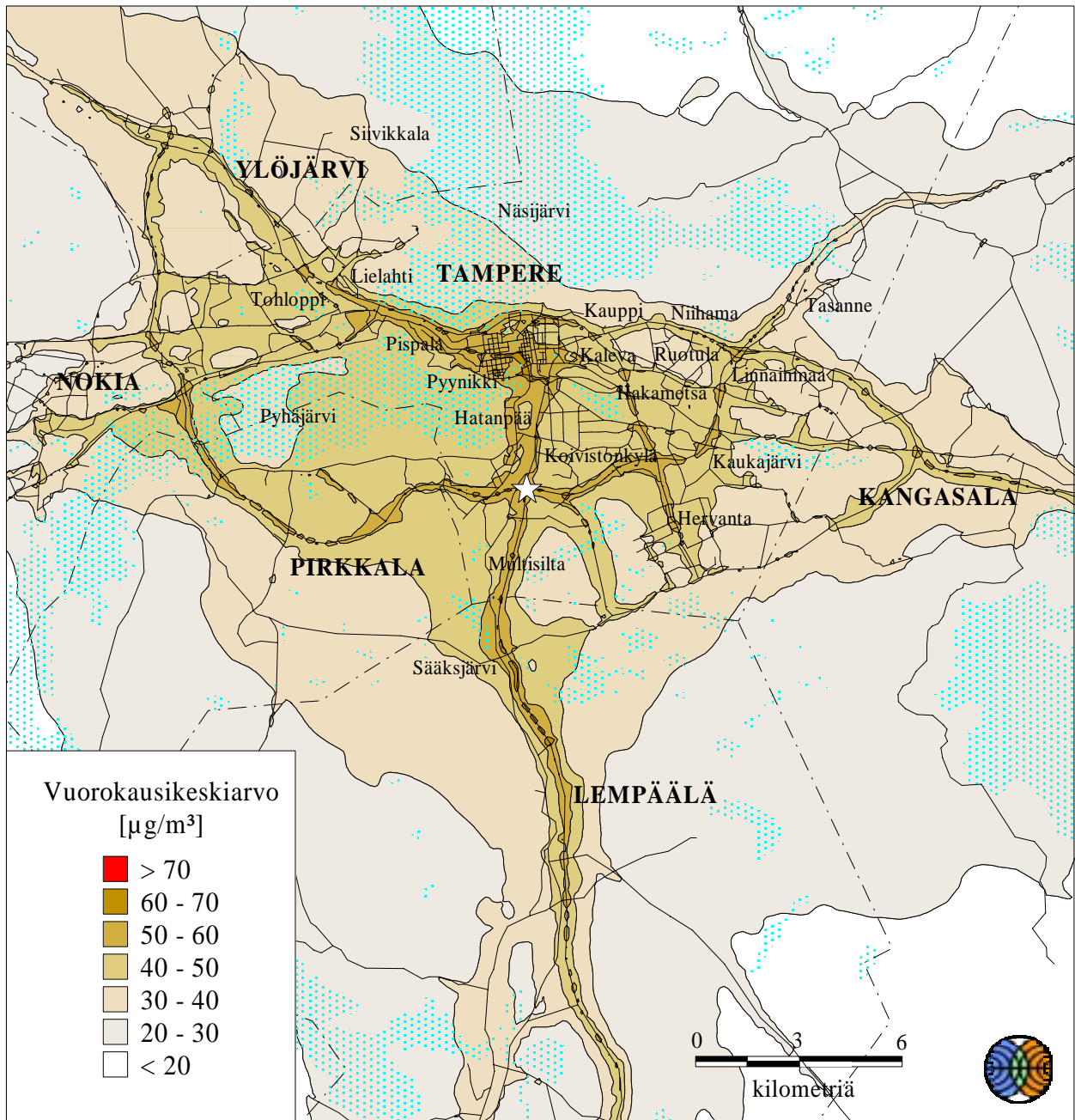
TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2020



Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 13. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo (raja-arvo $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2020

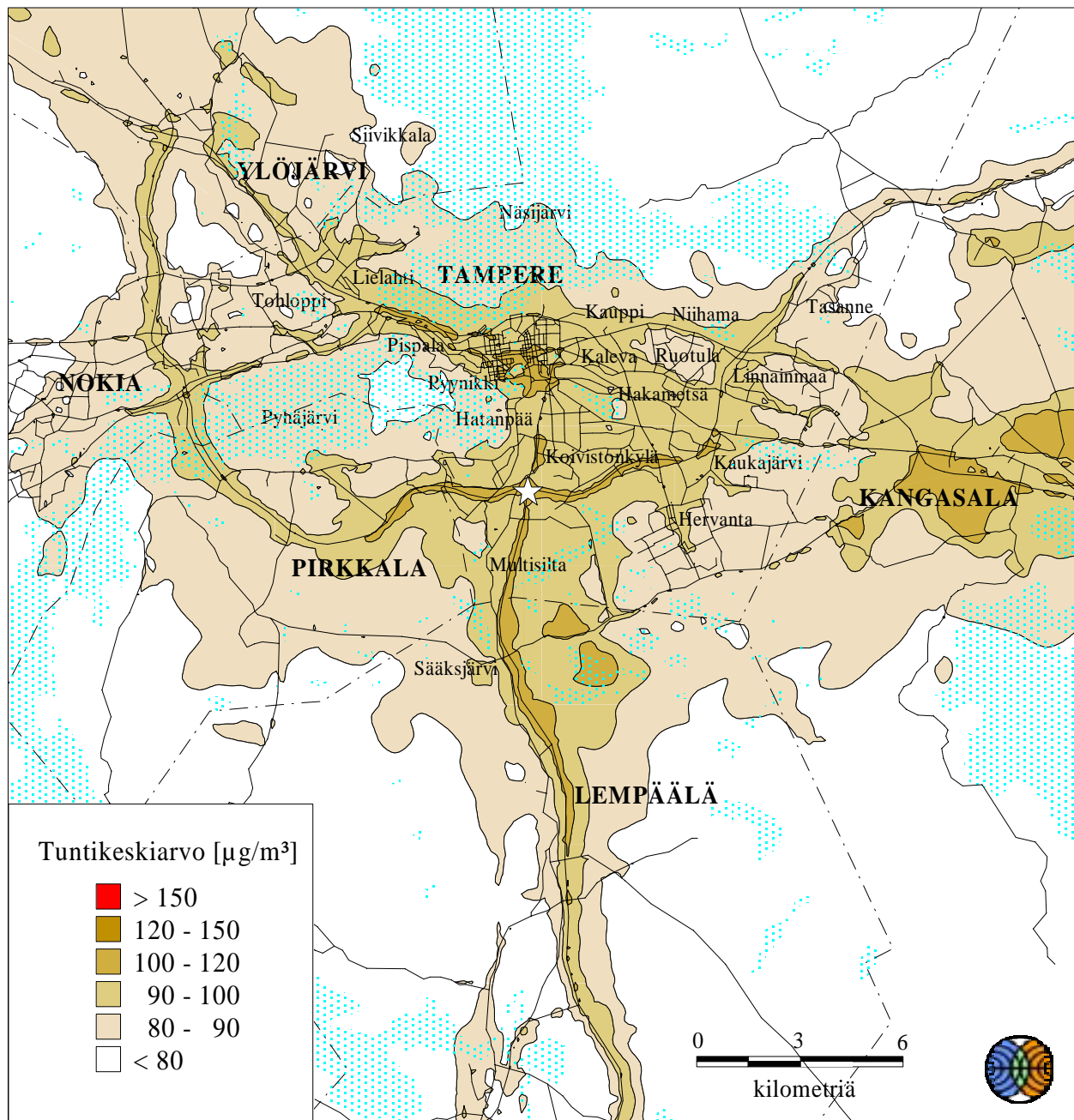


☆ = maksimipitoisuus 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 14. Typpidioksidin vuorokausiohjearvoon (70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus.

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2020

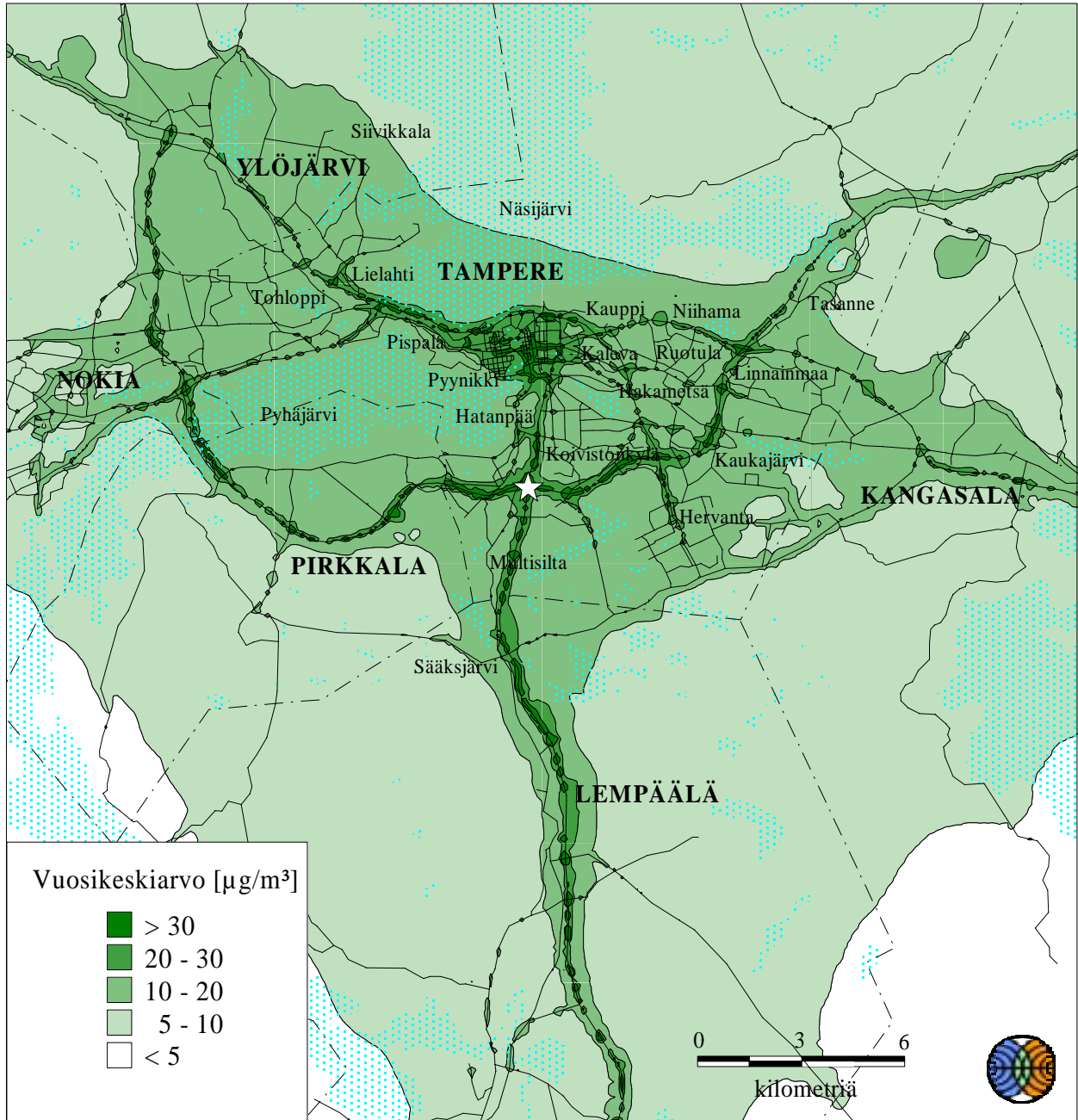


☆ = maksimipitoisuus $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 15. Typpidioksidin tuntiohjeeseen ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus.

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2020

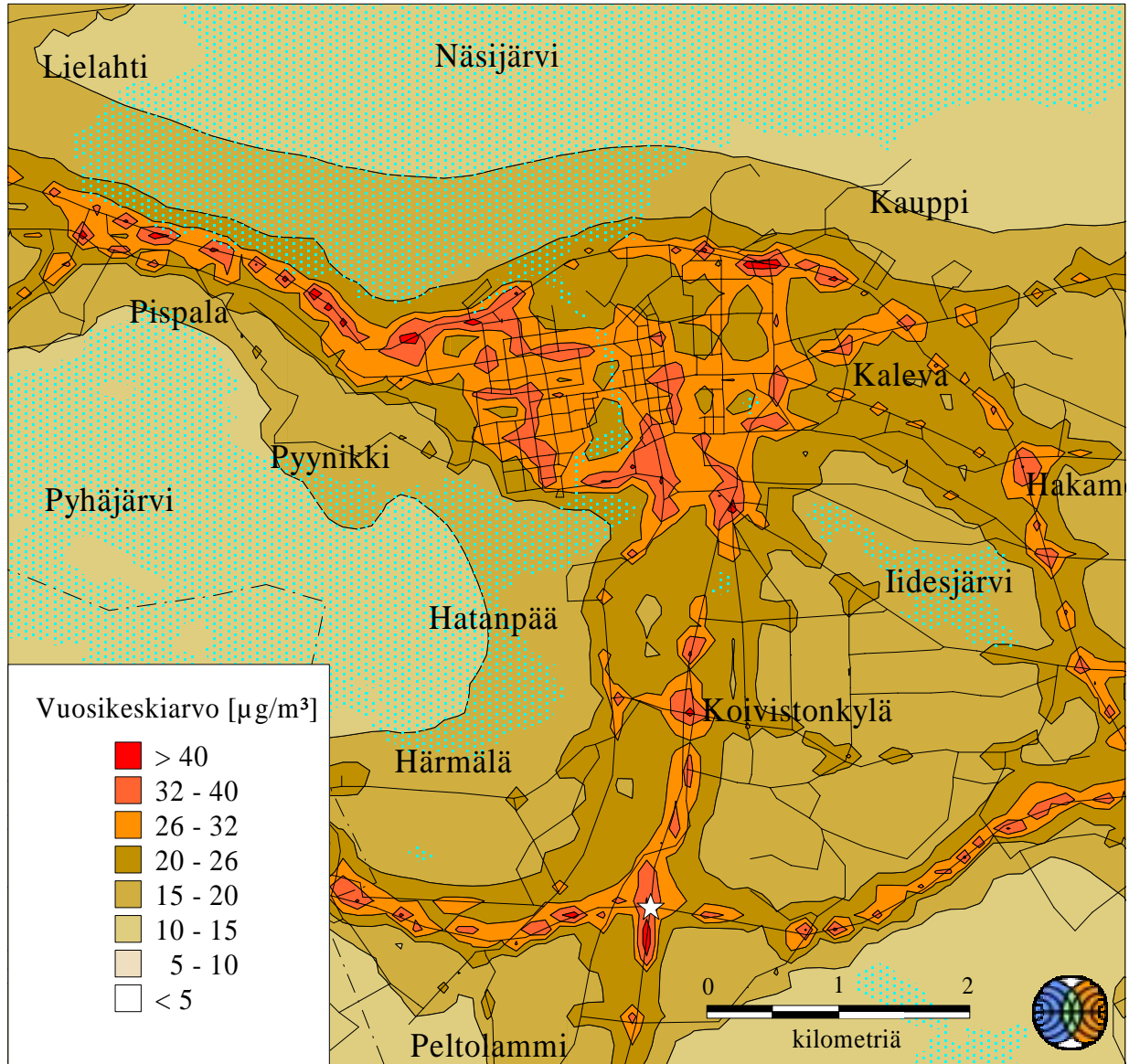


☆ = maksimipitoisuus 89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

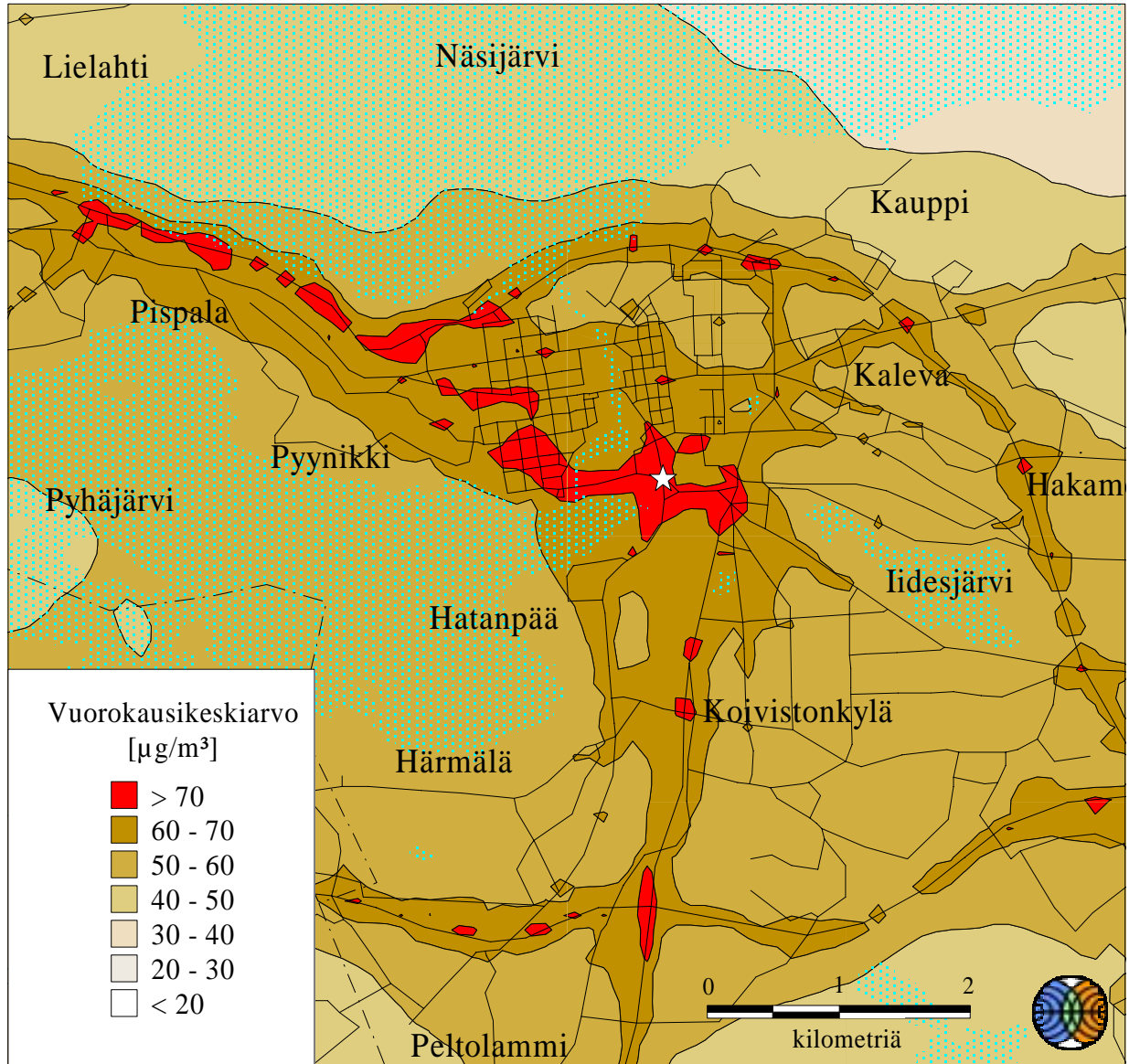
Kuva 16. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo (raja-arvo 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

TAMPERE, VUOSI 2000



Kuva 17. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Tampereella (raja-arvo 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

TAMPERE, VUOSI 2000

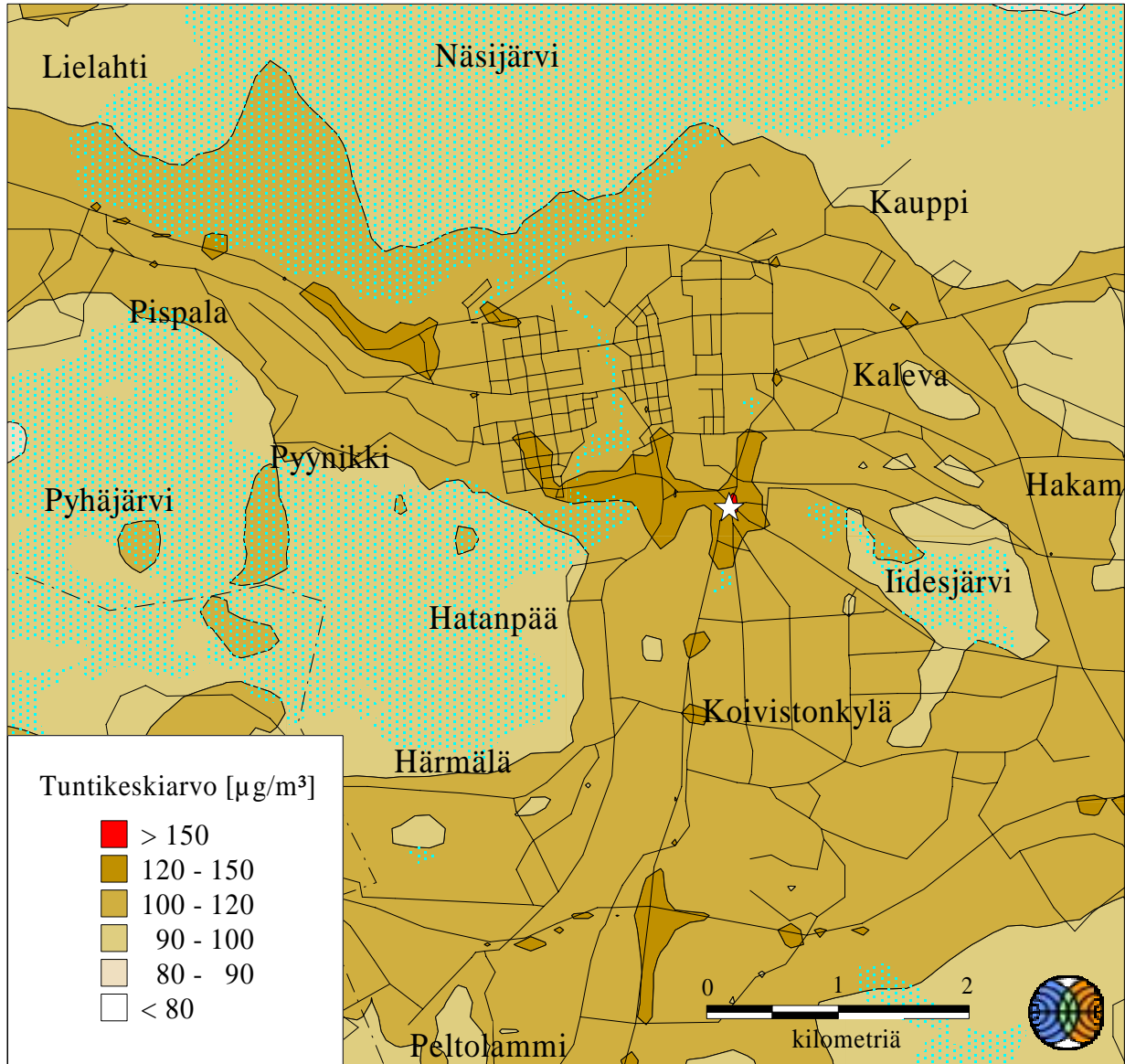


☆ = maksimipitoisuus 88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 18. Typpidioksidin vuorokausiohjearvoon ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus Tampereella.

TAMPERE, VUOSI 2000

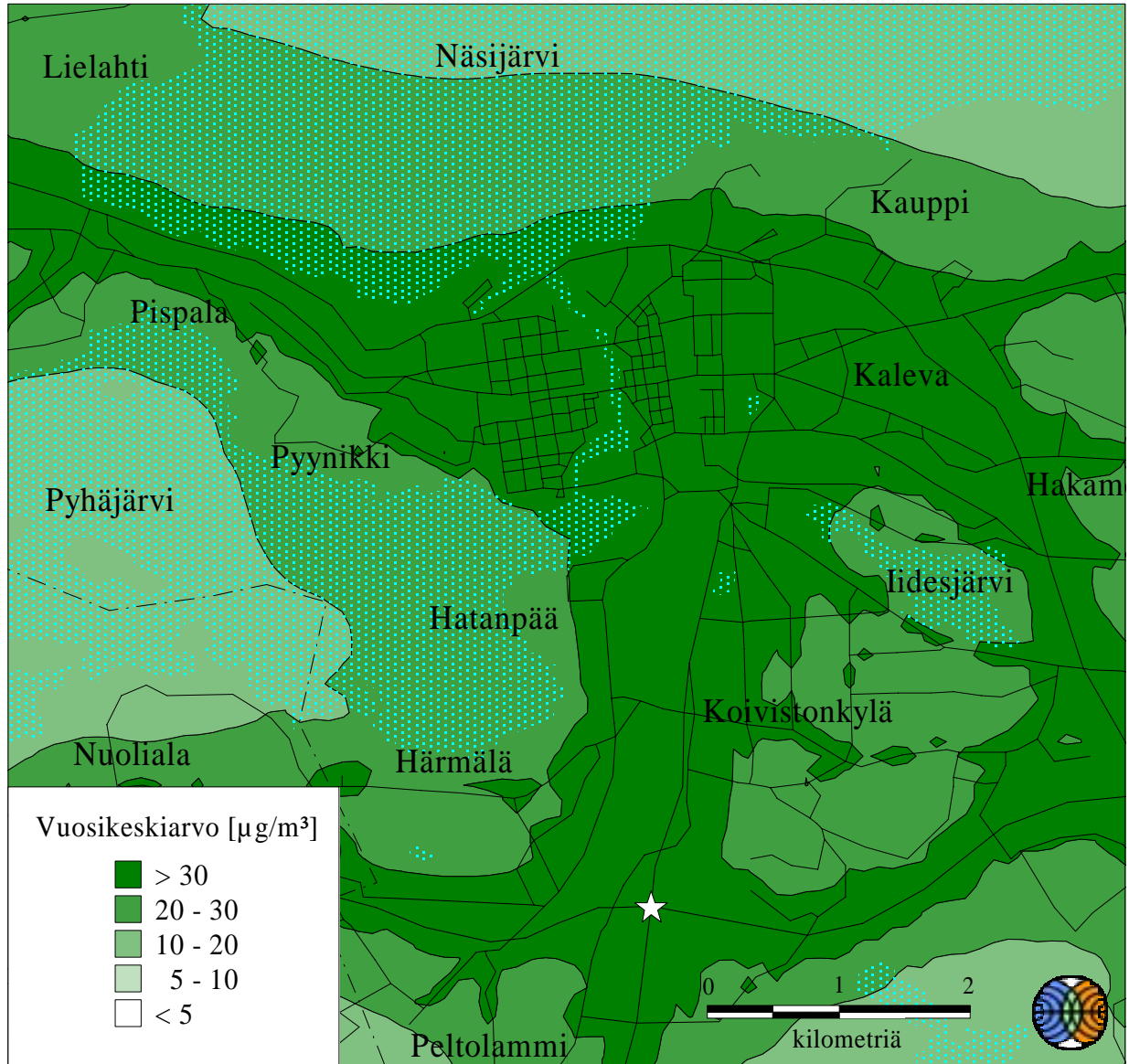


☆ = maksimipitoisuus $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

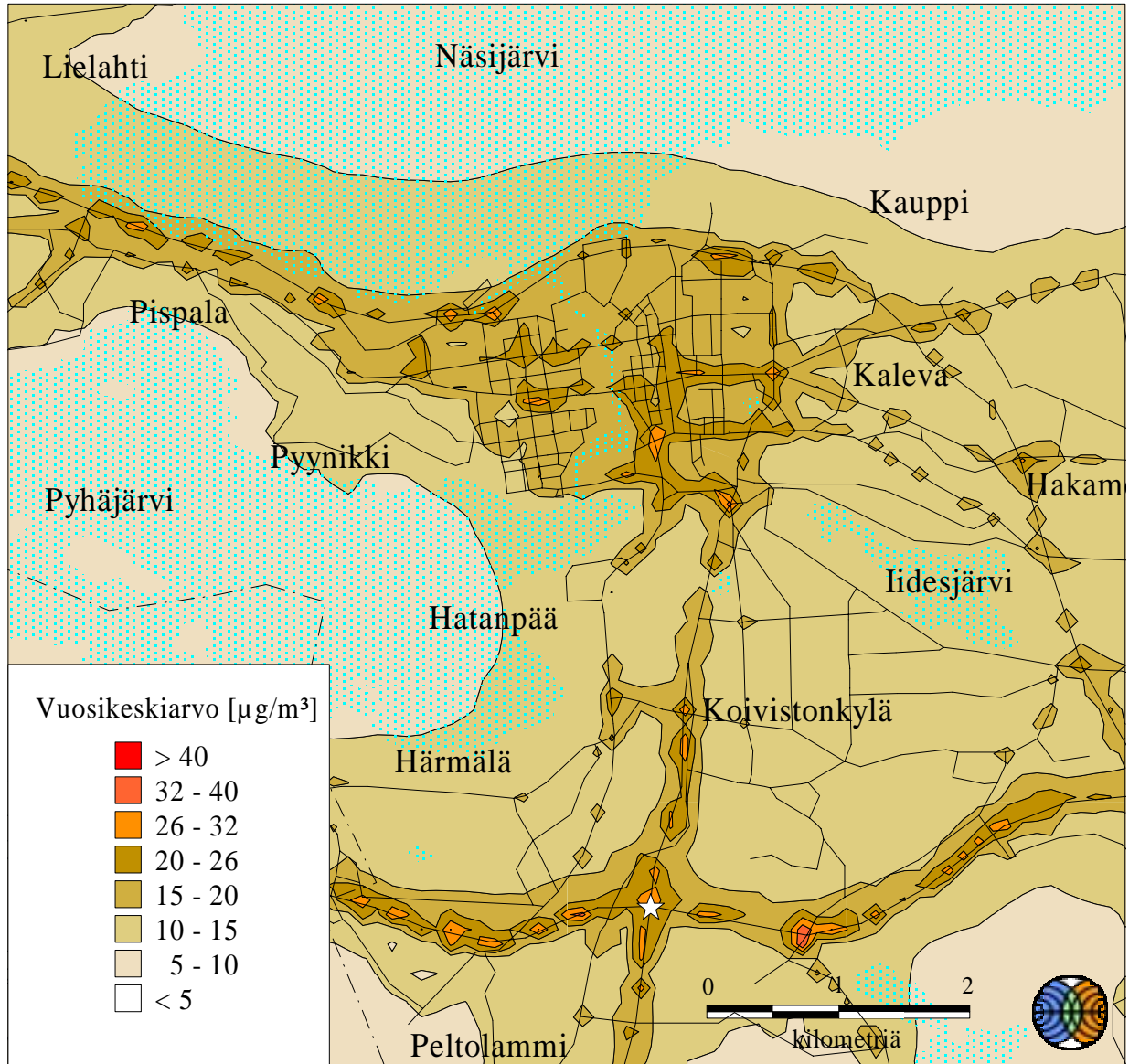
Kuva 19. Typpidioksidin tuntiohjearvoon ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus Tampereella.

TAMPERE, VUOSI 2000



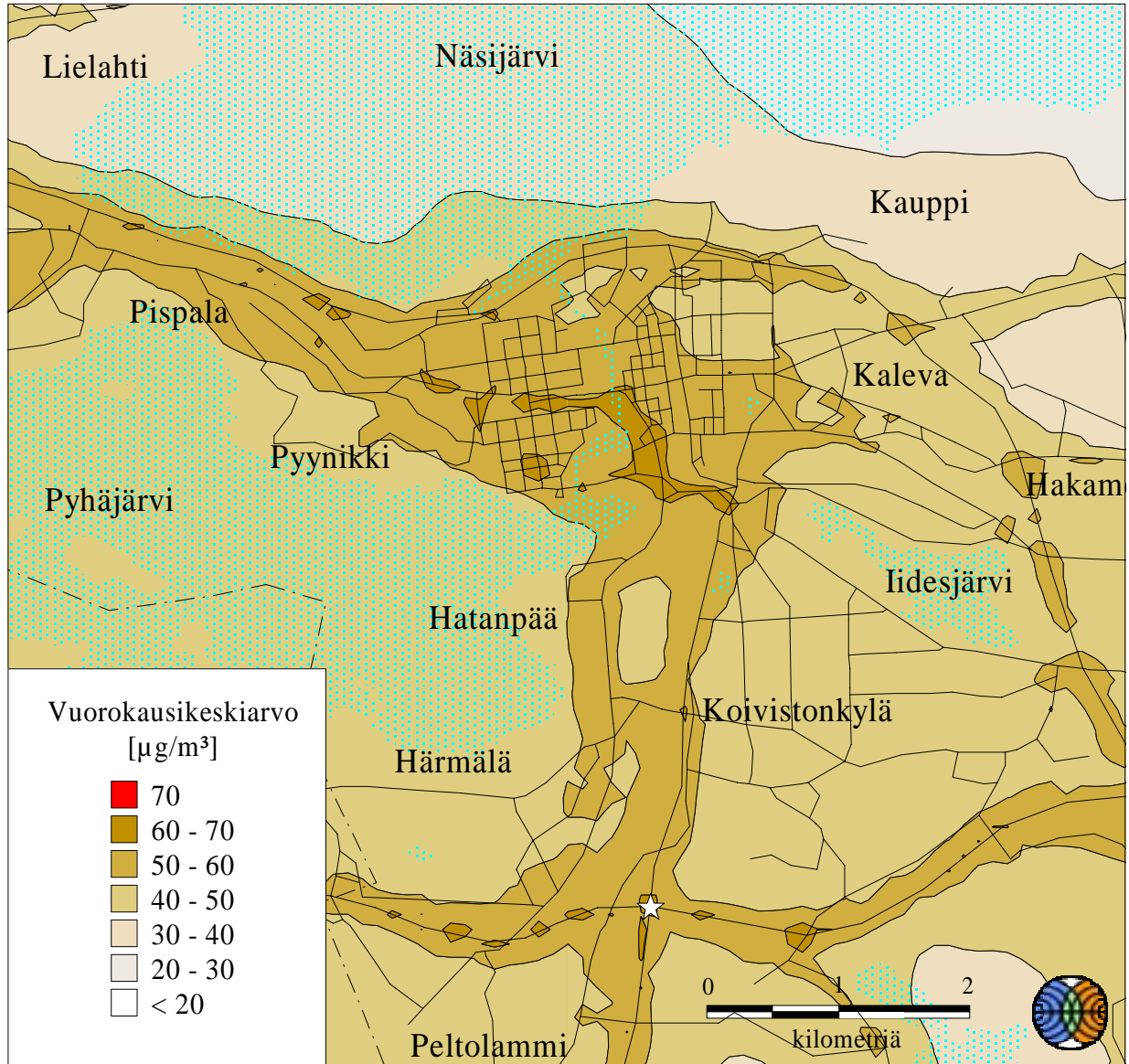
Kuva 20. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Tampereella (raja-arvo $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

TAMPERE, VUOSI 2020



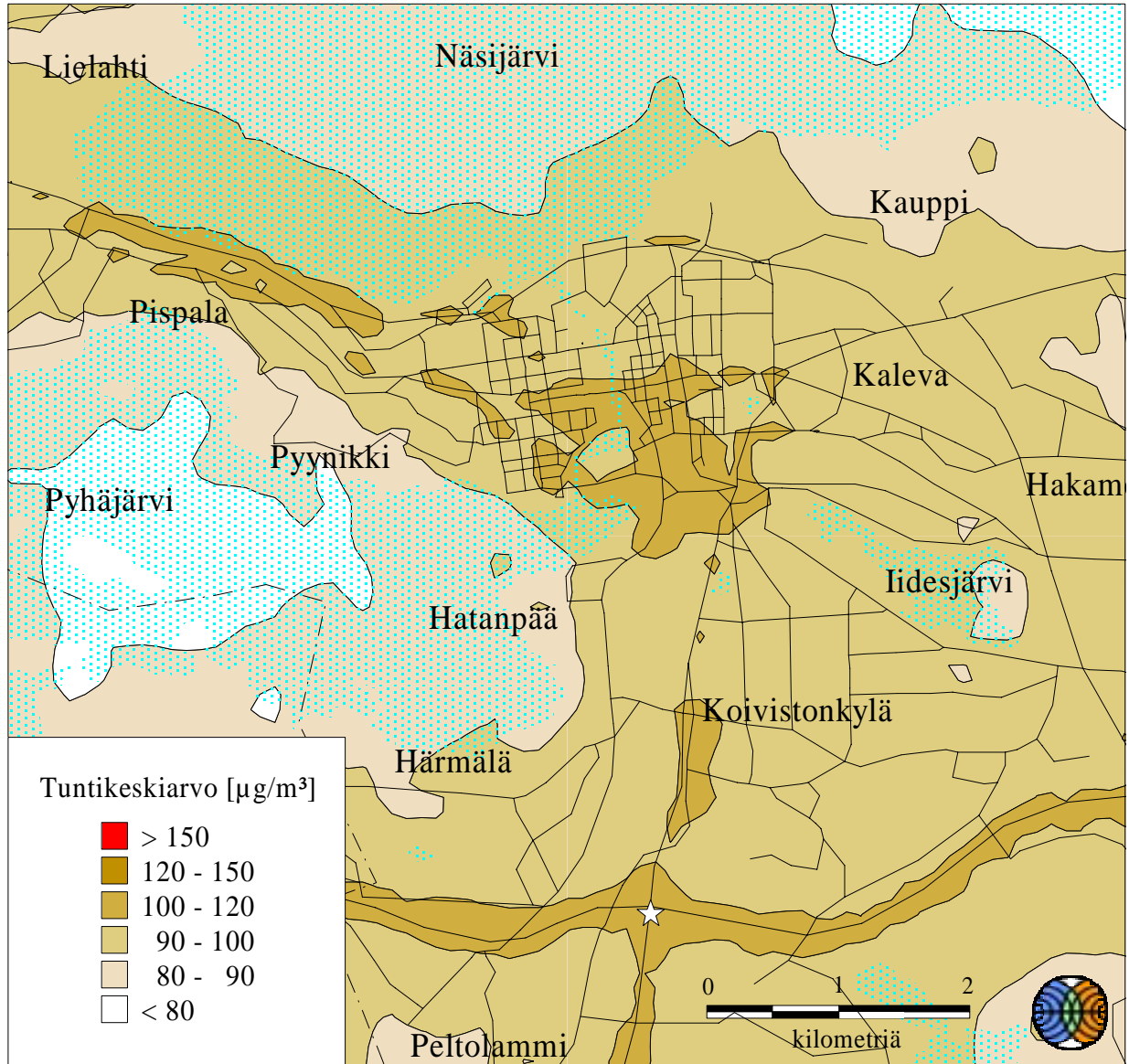
Kuva 21. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Tampereella (raja-arvo 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

TAMPERE, VUOSI 2020



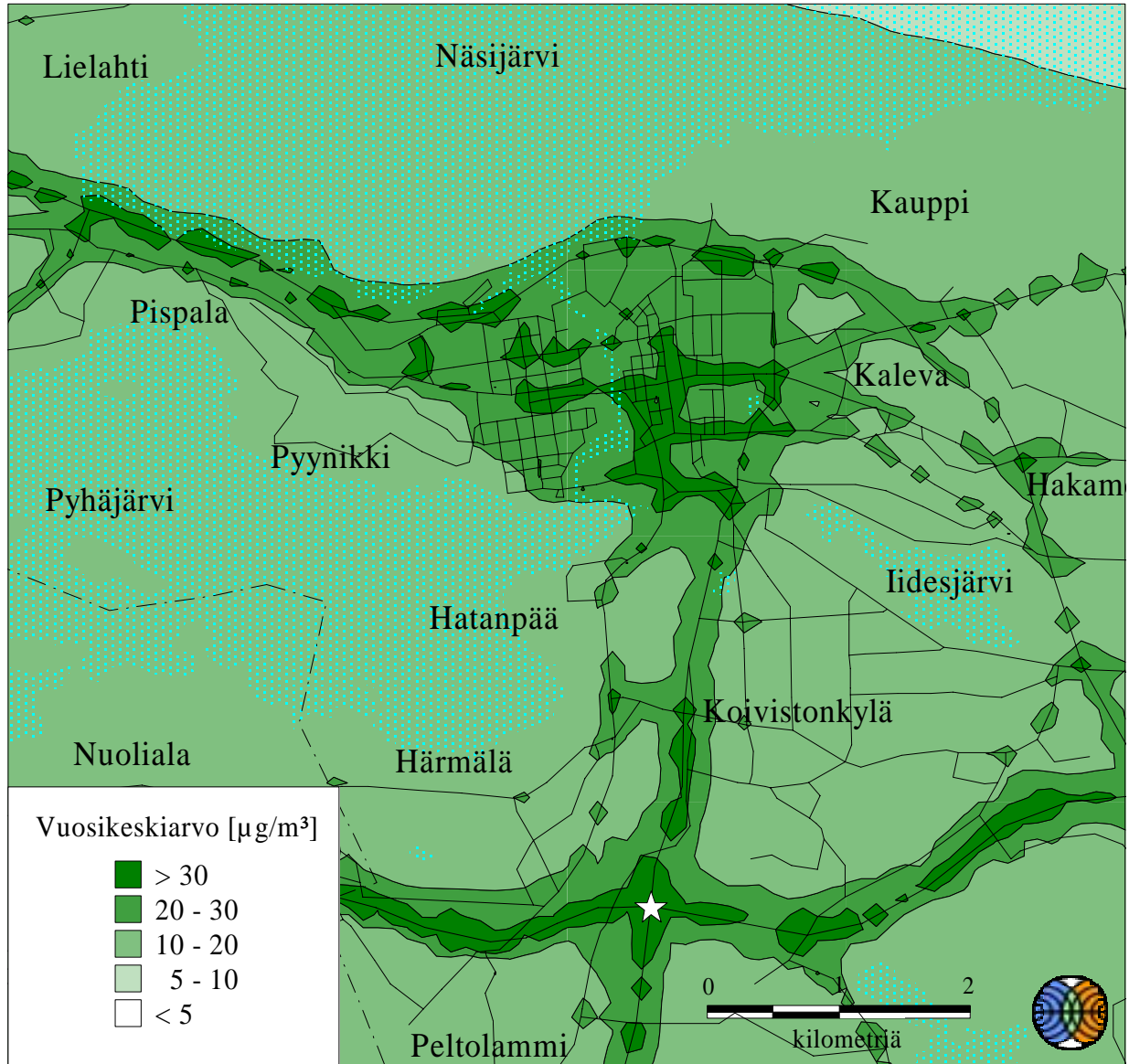
Kuva 22. Typpidioksidin vuorokausiohjearvoon ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus Tampereella.

TAMPERE, VUOSI 2020



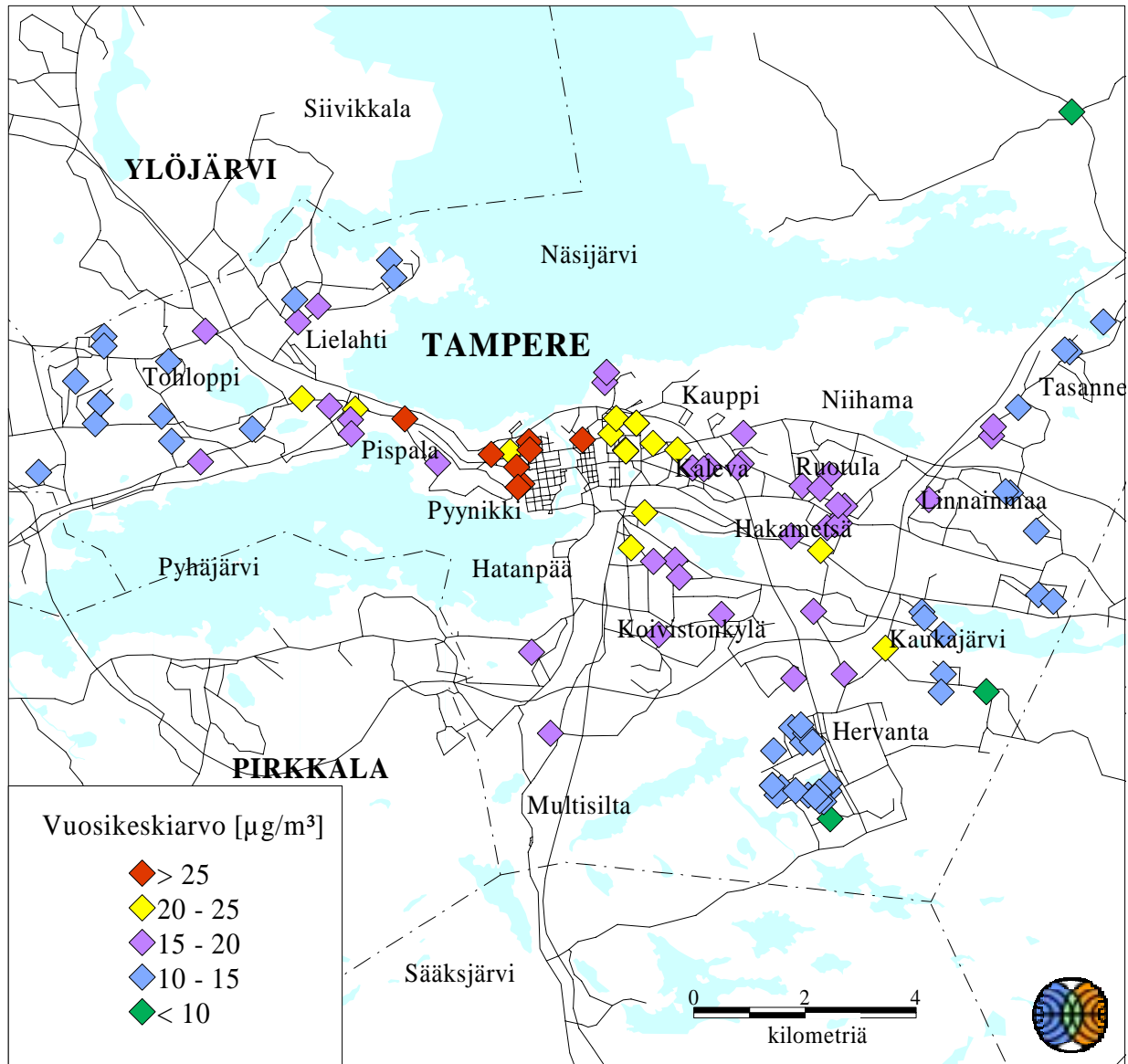
Kuva 23. Typpidioksidin tuntiohjeeseen ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus.

TAMPERE, VUOSI 2020



Kuva 24. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Tampereella (raja-arvo $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

PÄIVÄKODIT, VUOSI 2000



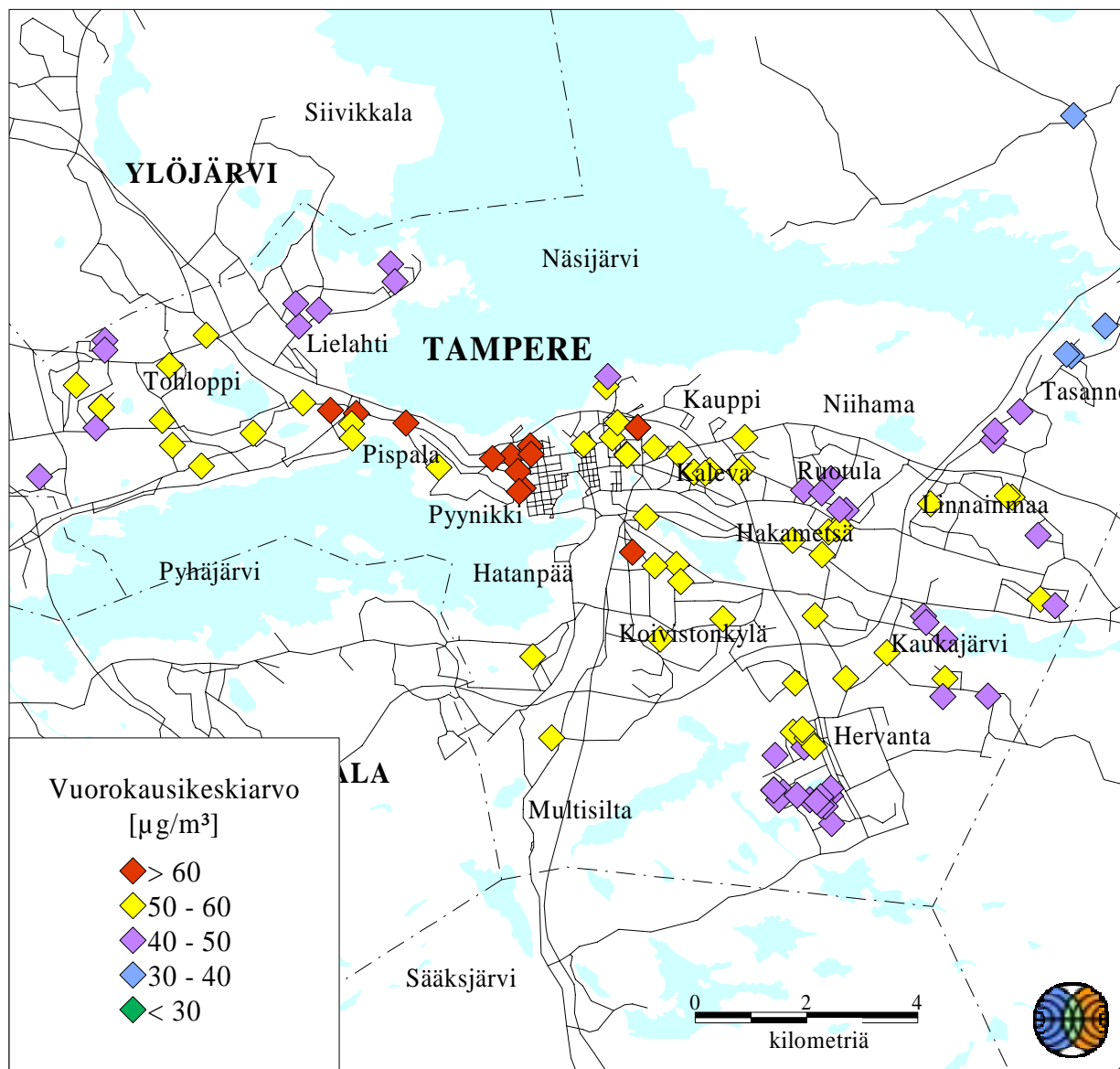
Maksimi = $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Minimi = $6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 25. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo eri päiväkotien kohdalla (raja-arvo $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

PÄIVÄKODIT, VUOSI 2000



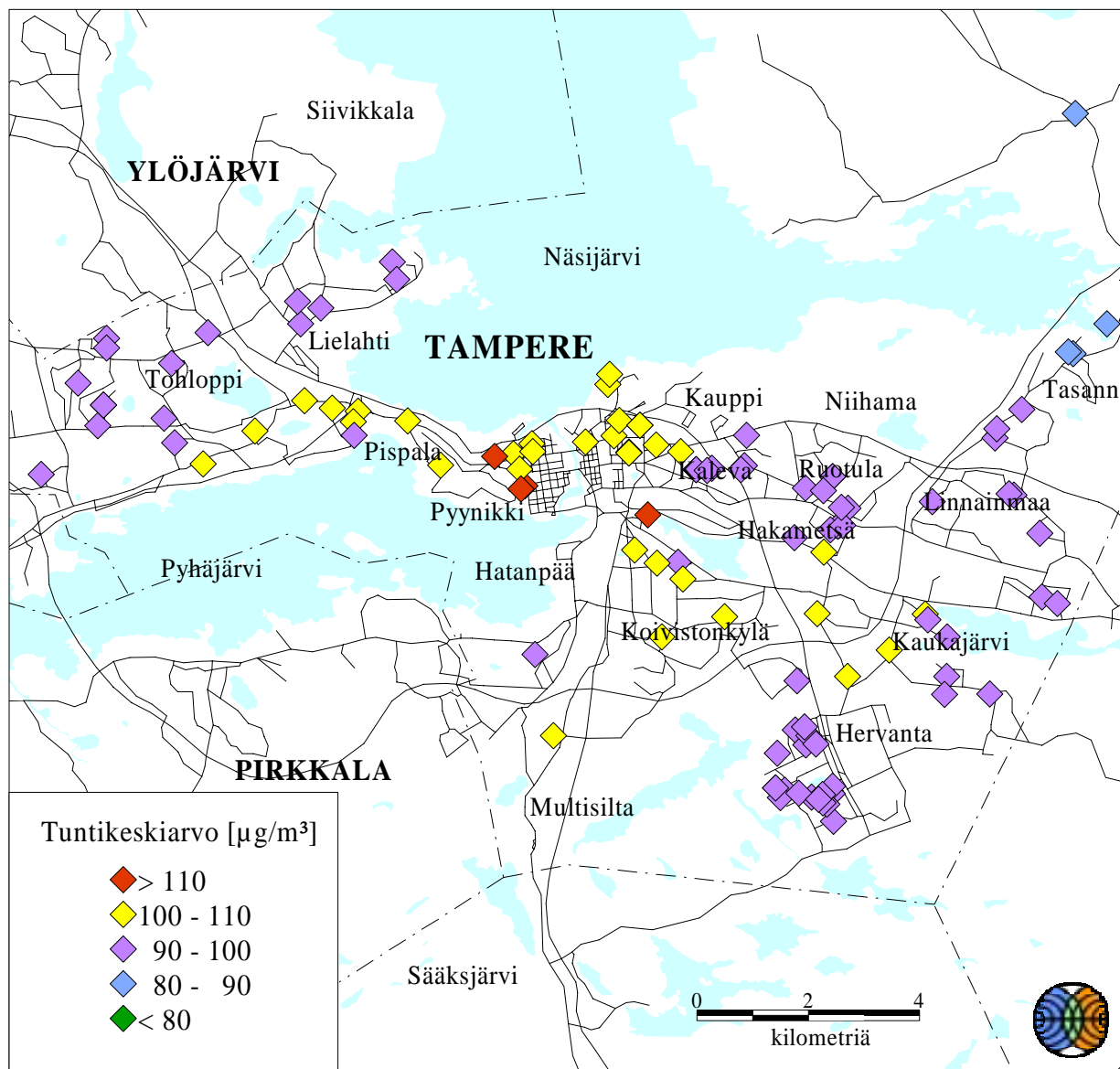
Maksimi = 70 µg/m³

Minimi = 22 µg/m³

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 26. Typpidioksidin vuorokausiohjearvoon (70 µg/m³) verrannollinen pitoisuus eri päiväkotien kohdalla.

PÄIVÄKODIT, VUOSI 2000



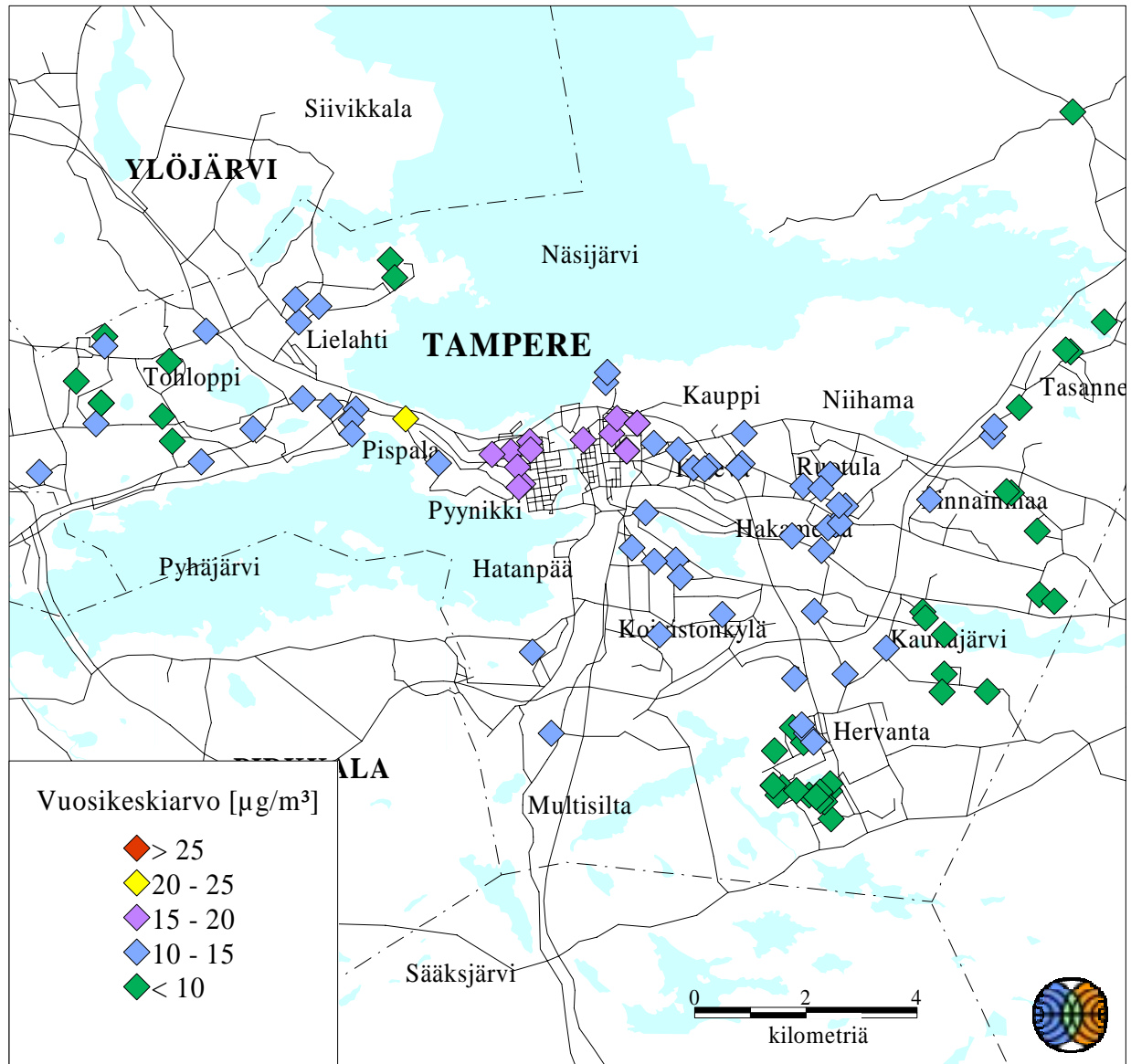
Maksimi = $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Minimi = $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 27. Typpidioksidin tuntiohjearvoon ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus eri päiväkotien kohdalla.

PÄIVÄKODIT, VUOSI 2020



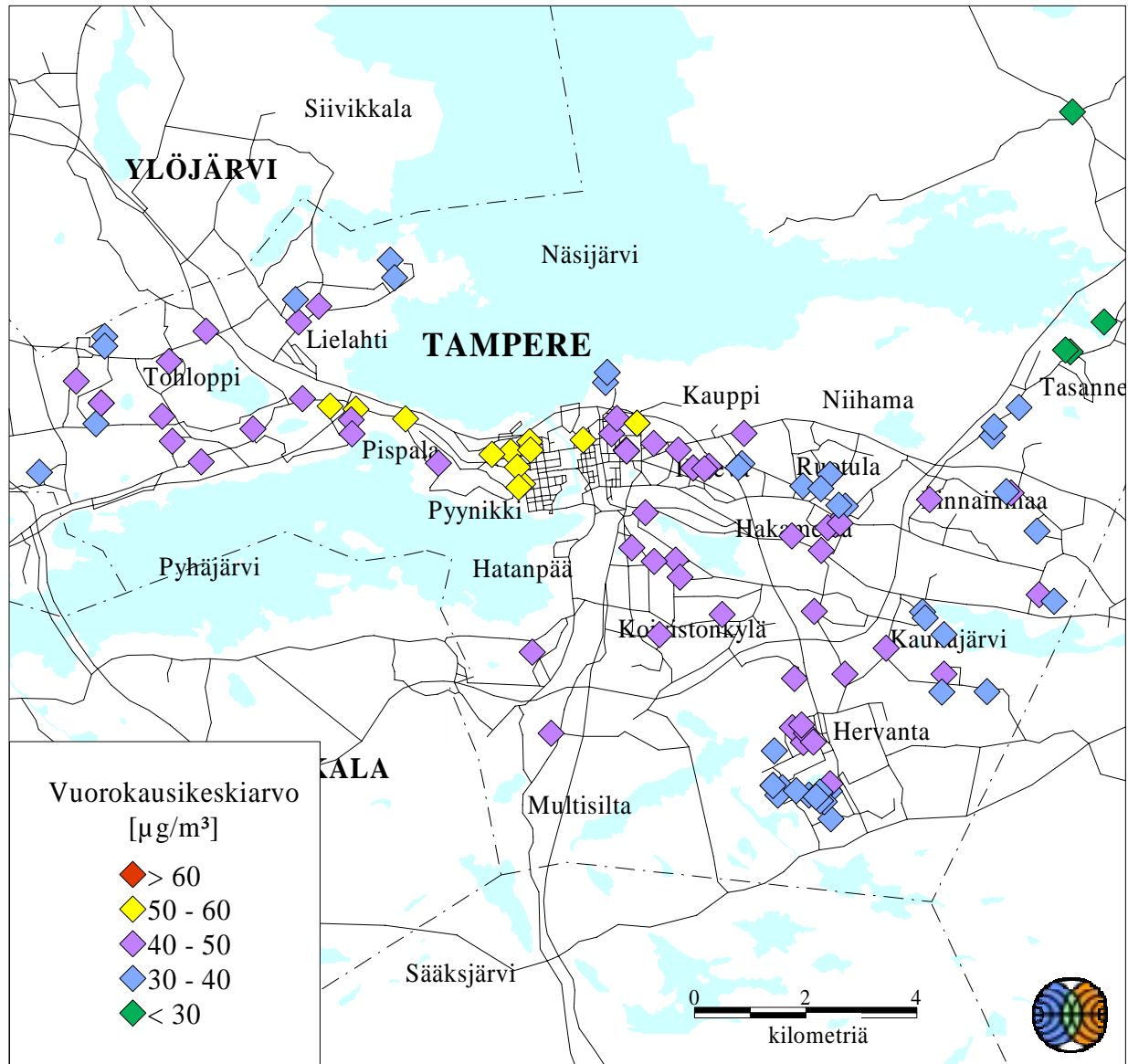
Maksimi = 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Minimi = 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 28. Tyypidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo eri päiväkotien kohdalla (raja-arvo 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

PÄIVÄKODIT, VUOSI 2020



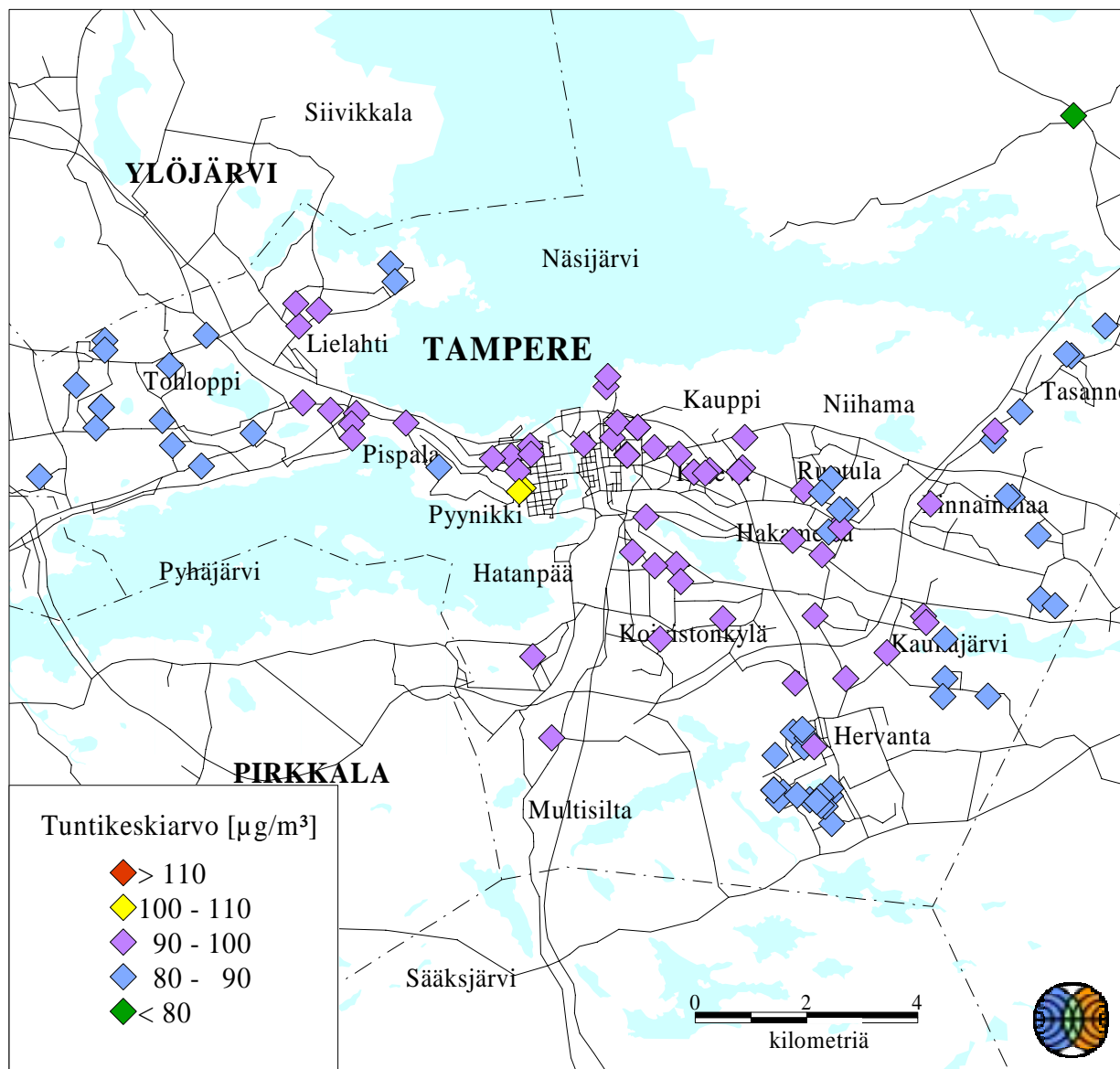
Maksimi = $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Minimi = $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 29. Typpidioksidin vuorokausiohjearvoon ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus eri päiväkotien kohdalla.

PÄIVÄKODIT, VUOSI 2020



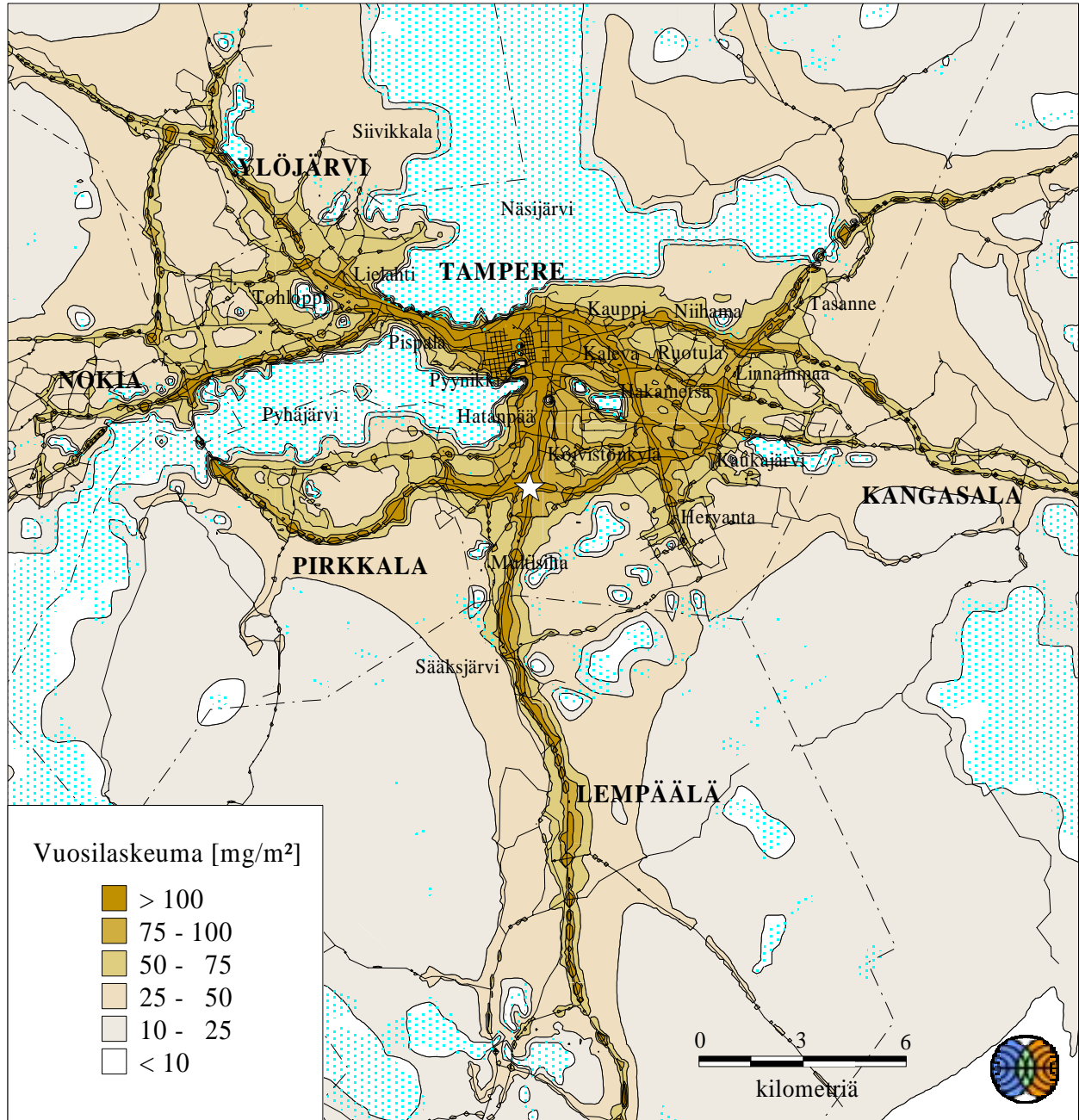
Maksimi = $102 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Minimi = $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 30. Typpidioksidin tuntiohjearvoon ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verrannollinen pitoisuus eri päiväkotien kohdalla.

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2000

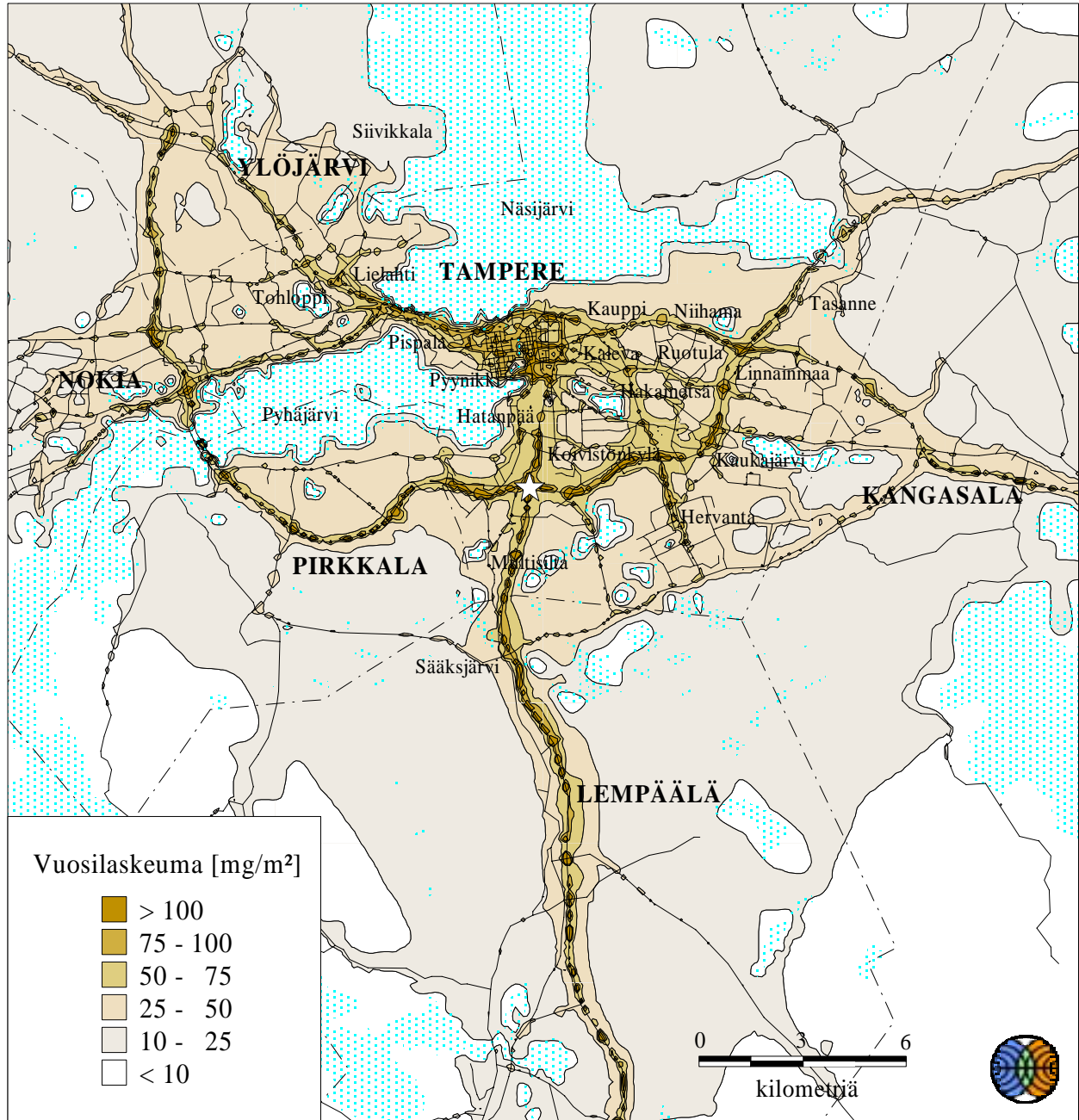


☆ = maksimipitoisuus 302 mg/m²

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 31. Nitraattitypen vuosilaskeuma.

TAMPEREEN SEUTU, VUOSI 2020



☆ = maksimipitoisuus 243 mg/m²

Ilmatieteen laitos 2002

Kuva 32. Nitraattitypen vuosilaskeuma.