



# PÄÄKAUPUNKISEUDUN ILMANLAATUSELVITYS

**Kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja  
laivaliikenteen pienhiukkas-, mustahiili- ja  
bentso(a)pyreenipäästöjen leviämismallilaskelmat**



## **PÄÄKAUPUNKISEUDUN ILMANLAATUSELVITYS**

**Kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen  
pienhiukkas-, mustahiili- ja bentso(a)pyreenipäästöjen leviämismallilaskelmat**

**Jenni Latikka**

**Salla Sillanpää**

**Timo Rasila**

**Birgitta Komppula**

**Emmi Laukkanen**

**Katja Lovén**

**Ilmatieteen laitos**

**Asiantuntijapalvelut – Ilmanlaatu ja energia**

**Helsinki 9.6.2022, KORJATTU 19.1.2023**



# SISÄLLYSLUETTELO

---

<b>TIIVISTELMÄ .....</b>	<b>5</b>
<b>OSA I.....</b>	<b>7</b>
1 JOHDANTO.....	7
2 LEVIÄMISMALLILASKELMIEN TULOKSET .....	8
2.1 Pienhiukkaspitoisuudet (PM <sub>2,5</sub> ).....	8
2.1.1 Kaikki päästölähteet .....	9
2.1.2 Puunpoltto tulisijoissa .....	11
2.1.3 Autoliikenne .....	12
2.1.4 Laivaliikenne.....	14
2.2 Mustan hiilen pitoisuudet (BC).....	15
2.2.1 Kaikki päästölähteet .....	15
2.2.2 Puunpoltto tulisijoissa .....	16
2.2.3 Autoliikenne .....	17
2.2.4 Laivaliikenne.....	18
2.3 Bentso(a)pyreenipitoisuudet .....	19
2.4 Mallilaskelmien tulosten vertailu ilmanlaadun mittaustuloksiin .....	20
3 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET .....	26
<b>OSA II.....</b>	<b>28</b>
4 TAUSTATIETOA ILMANLAADUSTA .....	28
4.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät.....	28
4.2 Hiukkaset .....	28
4.3 Musta hiili .....	30
4.4 Bentso(a)pyreeni.....	31
4.5 Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset .....	32
4.6 Ulkoilmanlaadun vertailuarvot.....	32
5 LEVIÄMISMALLILASKELMIEN LÄHTÖTIEDOT .....	35
5.1 Mallilaskelmissa huomioidut päästöt .....	35
5.1.1 Pääkaupunkiseudun kokonaispäästöt.....	35
5.1.2 Kotitalouksien puunpolton päästöt .....	37
5.1.3 Autoliikenteen päästöt .....	40
5.1.4 Laivaliikenteen päästöt.....	43
5.2 Meteorologiset tiedot.....	44
5.3 Taustapitoisuudet.....	45
5.4 Laskentapisteikkö .....	46
6 LEVIÄMISMALLILASKELMISSA KÄYTETYT MENETELMÄT .....	47
6.1 Pitoisuuslaskenta päästöjen leviämismalleilla .....	47
6.2 Piste- ja pintapäästölähteiden leviämismalli (UDM-FMI) .....	48
6.3 Liikenteen päästöjen leviämismalli (CAR-FMI).....	49

6.4	Laivaliikenteen päästömalli (STEAM) .....	49
6.5	Meteorologisten tietojen käsittelymalli (MPP-FMI) .....	50
<b>VIITELUETTELO .....</b>		<b>52</b>
<b>LIITTEET .....</b>		<b>56</b>
	Liitekuvaluettelo.....	56
	Liitekuvat .....	58

## TIIVISTELMÄ

---

Ilmanlaatuselvityksessä arvioitiin pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ilmanlaatuvaikutuksia. Leviämismallilaskelmien avulla tarkasteltiin ulkoilman pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin pitoisuuksia ja niiden alueellista jakautumista. Lisäksi mallinnustulosten perusteella arvioitiin eri mallinnettujen päästölähteiden vaikutusta ilmanlaatuun. Tuloksina saatuja ulkoilman pitoisuuksia verrattiin lainsäädännössä määritelyihin ilmanlaadun vertailuarvoihin ja WHO:n ohjearvoihin.

Päästöjen leviämismallilaskelmissa käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä leviämisen- ja laskentamalleja: piste- ja pintapäästölähteiden leviämismallia (UDM-FMI), liikennepäästöjen viivalähdemallia (CAR-FMI) ja laivapäästömallia (STEAM). Pitoisuudet laskettiin koko pääkaupunkiseudun alueelle. Tarkastelualueen koko oli 45 × 35 km. Mallilaskelmat tehtiin vuosille 2016, 2018 ja 2019.

Leviämismallin lähtötietoina käytetyt päästötiedot sisältävät suurimman osan pääkaupunkiseudun pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin kokonaispäästöistä. Mallilaskelmissa olivat taustapitoisuuksien lisäksi mukana kotitalouksien puunpolton päästöt, autoliikenteen pakokaasu- ja katupölypäästöt sekä laivaliikenteen päästöt. Kotitalouksien puun pienpolton 100 m × 100 m ruudutettavat päästöt pääkaupunkiseudulle saatiin Helsingin seudun ympäristöpalvelulta (HSY) ja 250 m × 250 m ruudutettavat päästöt Uudellemaalle Suomen ympäristökeskuksen alueellisesta päästöskenaariomallista (FRES-malli). Autoliikenteen pakokaasu- ja katupölypäästöt HSY laski Helsingin seudun liikenteen arvioimien liikennemäärätietojen perusteella. Laivaliikenteen päästöt laskettiin STEAM-laivapäästömallilla, joka hyödyntää mm. laivojen automaattisesta kulunvalvonnasta saatuja paikkatietoja päästöjen laskennassa.

Mallilaskelmien tulosten perusteella voidaan todeta, että ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla on pääsääntöisesti hyvää, mutta vilkaisliikenteiset väylät ja tiiviisti rakennettujen pientaloalueiden puun pienpolto aiheuttavat kohonneita pitoisuuksia paikallisesti. Alueellisesti taustapitoisuudella on merkittävä vaikutus etenkin pienhiukkaspitoisuuksiin. Laivaliikenteen päästöjen vaikutus ilmanlaatuun on hyvin pieni.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat selvästi vuosiraja-arvon, mutta ylittävät WHO:n vuosiohjearvon koko pääkaupunkiseudun alueella. Suurin vaikutus pienhiukkasten pitoisuustasoihin on alueellisella taustapitoisuudella, mistä merkittävä osa koostuu kaukokulkeutuneista pienhiukkasista. Voimakkaissa kaukokulkeumaepisodeissa pienhiukkaspitoisuudet voivat ylittää WHO:n vuorokausiohjearvon. Paikallisesti pienhiukkaspitoisuuksia nostaa vilkkaiden liikenneväylien läheisyys ja kotitalouksien puunpolto tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla. Näissä ympäristöissä pienhiukkaspitoisuudet voivat ylittää WHO:n vuorokausiohjearvon.

Vilkasliikenteisillä väylillä ja tiiviisti rakennettujen pientaloalueiden puunpoltolla on merkittävä vaikutus mustan hiilen vuosikeskiarvoon paikallisesti. Lisäksi mustan hiilen vuosikeskiarvoon vaikuttaa alueellinen taustapitoisuus. Puunpolton päästöt nostavat mustan hiilen pitoisuuksia erityisesti talvikuukausina.

Bentso(a)pyreenipitoisuuden mallinnettu vuosikeskiarvo ylittää sille asetetun tavoitearvon useilla tiivisti rakennetuilla pientaloalueilla kotitalouksien puunpolton vaikutuksesta, mutta mallinnustulosten vertailu mittauksiin osoittaa tulosten olevan yliarvioita. Bentso(a)pyreenipitoisuuden ylempi arviointikynnys ylittyy pientaloalueille yleisesti sekä mallin- ja mittaustulosten perusteella. Bentso(a)pyreenipitoisuuden alempi arviointikynnys ylittyy lähes



koko pääkaupunkiseudun alueella. Arviointikynnyksiin vertaamisen avulla määritetään ilmanlaadun seurantarvetta ja käytettäviä seurantamenetelmiä.

Leviämismallilaskelmien tuloksia verrattiin HSY:n pääkaupunkiseudulla sijaitsevien ilmanlaadun mittausasemien tuloksiin vuosilta 2016, 2018 ja 2019. Mallinnuksen ja mittausten epävarmuudet huomioiden voidaan arvioida pienhiukkasten ja mustan hiilen malli- ja mittaustulosten vastaavan hyvin toisiaan ja mallitulosten täyttävän mallintamisen epävarmuudelle asetetut laatutavoitteet. Mallitulokset edustavat siten hyvin tarkastelualueen alueellista ilmanlaatua. Mallinnetut bentso(a)pyreenipitoisuudet ovat kaikilla mittausasemilla korkeammat kuin mitatut pitoisuudet ja mallinnukselle asetettu laatutavoite täyttyy kolmella mittausasemalla (yhteensä 9 mittausasemaa). Siten mallitulosten voidaan olettaa edustavan tarkastelualueen ilmanlaatua kohtuullisesti. Mallinnuksen tarkkuuteen vaikuttavat mm. mallinnuksessa käytettyjen lähtötietojen, kuten päästökertoimien, päästöjen ajallisen vaihtelun ja taustapitoisuuden oikeellisuus. Lisäksi leviämismallinnus itsessään sisältää yksinkertaistuksia.

## **1 JOHDANTO**

Ilmanlaatuselvityksen tarkoituksena oli hankkia leviämismallilaskelmien avulla tietoa pääkaupunkiseudun ilmanlaadusta, sen alueellisesta vaihtelusta ja eri päästölähteiden vaikutuksesta ilmanlaatuun. Selvityksessä arvioitiin kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen ilmanlaatuvaikutuksia pääkaupunkiseudun alueella. Edellinen koko pääkaupunkiseudun kattava ilmanlaatuselvitys valmistui vuonna 2016 (*Hannuniemi ym., 2016*).

Ilmanlaatuvaikutuksia arvioitiin laskennallisesti leviämismallien avulla vuosille 2016, 2018 ja 2019. Vuosi 2017 jätettiin valitusta tarkasteluajanjaksosta pois, koska se poikkesi merkittävästi muista tarkasteluvuosista, eikä sitä pidetty ilmanlaadun kannalta edustavana. Lisäksi vuodelta 2017 ei ollut käytettävissä mustan hiilen taustapitoisuutta Luukin mittausasemalta. Mallinnuksessa käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä leviämis- ja laskentamalleja: piste- ja pintapäästölähteiden leviämismallia (UDM-FMI), liikennepäästöjen viivalähdemallia (CAR-FMI) ja laivapäästömallia (STEAM). Leviämismallilaskelmien avulla tarkasteltiin pääkaupunkiseudun pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin pitoisuuksia ja niiden alueellista jakautumista. Tutkimuksen tuloksena saatuja pitoisuuksia verrattiin ilmanlaadun vertailuarvoihin ja ilmanlaadun mittausten tuloksiin.

Raportin rakenne on kaksiosainen. Ensimmäisessä osassa esitetään leviämismallinnuksen keskeisimmät tulokset, vertailut mitattuihin pitoisuuksiin ja johtopäätökset. Raportin toisessa osassa on kuvattu mallinnuksen lähtötiedot ja käytetyt menetelmät sekä kerrottu taustatietoa ilmanlaadusta. Raportin kaikki tuloskuvat on esitetty liitteenä raportin lopussa.

Ilmanlaatuselvityksen tilasi Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä (HSY). Päästöjen leviämismallilaskelmat, tulosten tarkastelu ja raportointi tehtiin Ilmatieteen laitoksen Asiantuntijapalvelut -yksikössä vuosina 2020–2022.

## 2 LEVIÄMISMALLILASKELMIEN TULOKSET

Leviämismallilaskelmien avulla on mahdollista tarkastella laajojen, kokonaisten kaupunkiseutujen ilmanlaatua sekä eri tekijöiden vaikutusta ilmanlaatuun. Mallilaskelmilla tehdyn ilmanlaatuarvion tarkoituksena on tuottaa mahdollisimman todenmukaista tietoa ilmanlaadusta ja sen vaihtelusta. Siksi mallilaskelmissa on mukana kaikkien merkittävimpien päästölähteiden tunnetut päästöt ja muualta kulkeutuneiden ilman epäpuhtauksien taustapitoisuus. Mallilaskelmissa käytettyjen lähtötietojen oikeellisuutta ja mallitulosten edustavuutta on arvioitu vertaamalla mallilaskelmin saatuja tuloksia ilmanlaadun mittaustuloksiin. Tässä työssä pitoisuuksien muodostumista on arvioitu koko pääkaupunkiseudun kattavalle alueelle (45 × 35 km). Laajalle alueelle tehdyn leviämismallinnuksen tuloksia voidaan käyttää alueellisten ilmanlaatuvaikutusten arvioinnissa.

Leviämismallilaskelmien tuloksina saadut pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin pitoisuudet on esitetty raportissa havainnollisina karttakuvina, joissa ilman epäpuhtauksia verrataan ilmanlaatulainsäädännössä annettuihin raja- ja tavoitearvoihin sekä WHO:n ohjearvoihin. Karttakuvissa esitetyt pitoisuusjakaumat kuvaavat enimmäispitoisuustasoa ulkoilmassa ihmisten hengityskorkeudella (2 m). Raportin ensimmäisessä osiossa on esitetty tärkeimmät pitoisuuksien tuloskartat ja raportin liitekuviin kaikki tuloskartat.

Karttakuvissa on esitetty värillisinä jakaumina alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana todennäköistä. Kartoissa esitetyt pitoisuuksien aluejakaumat eivät edusta koko tutkimusalueella yhtäaikaan vallitsevaa pitoisuustilannetta, vaan ne kuvaavat kuhunkin laskentapisteeseen mallilaskelmissa saatua korkeinta pitoisuutta. Korkeimmat pitoisuudet voivat esiintyä eri laskentapisteissä eri ajanhetkinä.

Vuosikeskiarvopitoisuus kuvaa alueen keskimääräistä ja vallitsevaa ilman epäpuhtauspitoisuustasoa parhaiten. Karttakuvissa esitetyt vuosikeskiarvopitoisuudet kuvaavat kolmen vuoden tarkastelujakson korkeinta vuosikeskiarvoa kussakin laskentapisteessä. Hetkelliset pitoisuudet voivat nousta vuosikeskiarvopitoisuuksia huomattavasti korkeammiksi. Mallinnettuihin lyhytaikaispitoisuuksiin sisältyy enemmän epävarmuutta kuin vuosikeskiarvopitoisuuksiin ja lyhytaikaispitoisuuksien aluejakaumaan vaikuttavat voimakkaammin yksittäiset meteorologiset tilanteet. Karttakuvissa esitetyt vuorokausiohjearvoon verrannolliset pitoisuudet kuvaavat kolmen vuoden tarkastelujakson korkeinta WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollista pitoisuutta kussakin laskentapisteessä.

Taustapitoisuutena käytettiin HSY:n Espoon Luukissa ja Helsingin yliopiston Juupajoen Hyytiälässä sijaitsevien taustailmanlaadun mittausasemien tuloksia. Tarkasteluvuosina 2016, 2018 ja 2019 pienhiukkasten taustapitoisuuden vuosikeskiarvo oli 5,23 µg/m<sup>3</sup>, mustan hiilen 0,19 µg/m<sup>3</sup> ja bentso(a)pyreenin 0,11 ng/m<sup>3</sup> (*Ilmatieteen laitos, 2021; HSY, 2021*). Kaupunkialueilla tai taajamissa paikalliset päästölähteet nostavat pitoisuudet taustapitoisuustasoa korkeammiksi.

### 2.1 Pienhiukkaspitoisuudet (PM<sub>2,5</sub>)

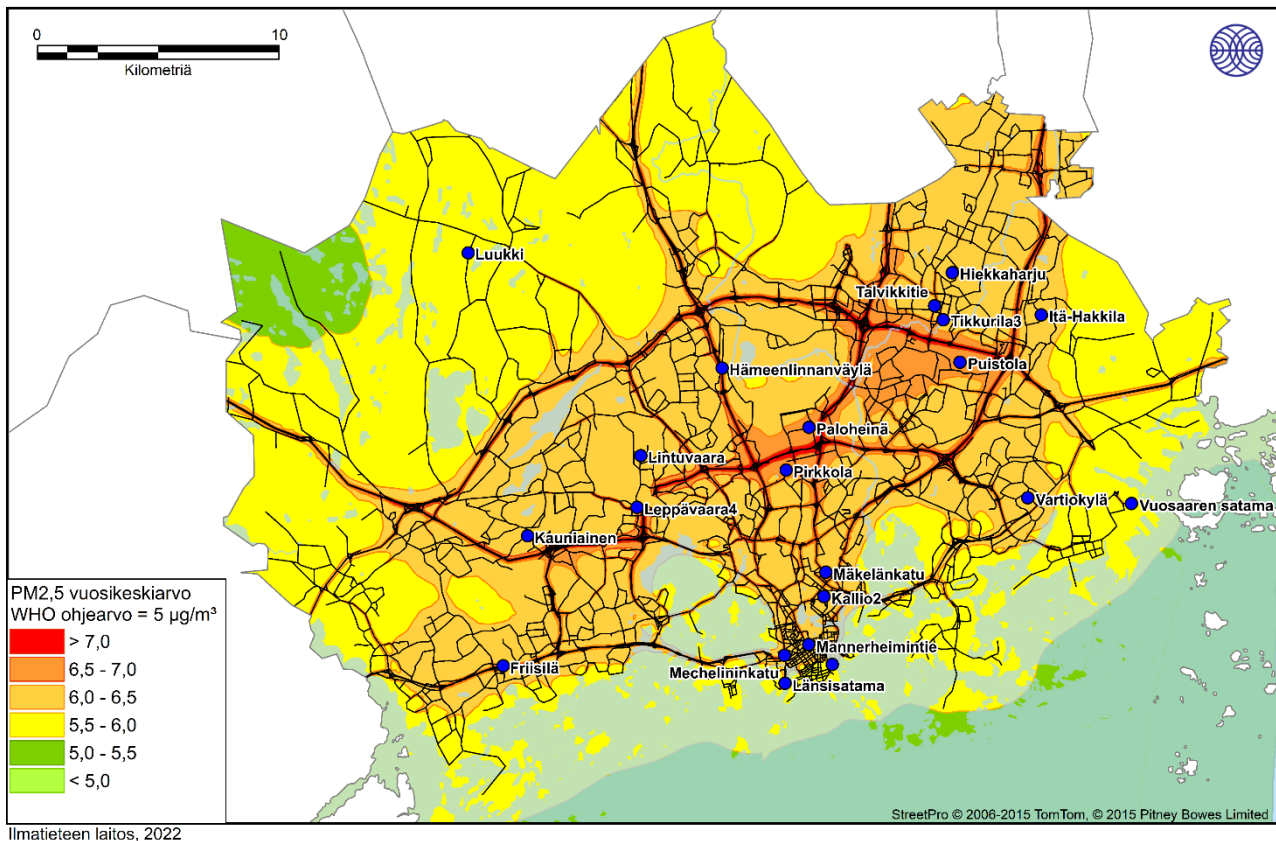
Kaukokulkeumalla eli alueelle muualta kulkeutuneilla hiukkasilla on merkittävä vaikutus pienhiukkasten pitoisuustasoihin Suomessa ja korkeimmat pienhiukkaspitoisuudet havaitaan yleensä kaukokulkeumaepisodien aikana. Myös pääkaupunkiseudulla suurin vaikutus pienhiukkaspitoisuustasoihin on alueellisella taustapitoisuudella, joka oli tarkasteluvuosina keskimäärin 5,2 µg/m<sup>3</sup>. Etenkin vilkkaimpien teiden varsilla liikenteen päästöillä ja tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla kotitalouksien puunpoltolla on paikallista vaikutusta pienhiukkaspitoisuuksiin. Laivaliikenteen vaikutus pienhiukkaspitoisuuksiin on sen sijaan nykyään hyvin pieni.



### 2.1.1 Kaikki päästölähteet

Leviämismallilaskemien tuloksena saadut pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen, laivaliikenteen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden yhdessä aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus on esitetty kuvassa 1. Mallinnetut pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat selvästi vuosiraja-arvon  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mutta ylittävät WHO:n vuonna 2021 suositteleman vuosiohjearvon  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  koko pääkaupunkiseudun alueella. Taustapitoisuudella on merkittävin vaikutus mallinnettuihin pienhiukkasten kokonaispitoisuuksiin ja WHO:n ohjearvo ylittyykin jo pelkän taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo  $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vaikutuksesta.

Autoliikenne ja kotitalouksien puunpolto vaikuttavat pienhiukkaspitoisuuksiin paikallisesti ja niiden vaikutus on suurimmillaan lähellä päästölähteitä. Leviämismallilaskemien tulosten mukaan pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvopitoisuudet ovat korkeimpia vilkkaiden teiden ja risteysalueiden välittömässä läheisyydessä ollen yli  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pienhiukkasten vuosikeskiarvo vilkkaiden teiden ympäristössä ja Helsingin tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla (Suutarila, Suurmetsä, Tapaninkylä ja Pakila) on yli  $6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Muilla pääkaupunkiseudun asuinalueilla pitoisuudet ovat pääsääntöisesti yli  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja reuna-alueilla  $5\text{--}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



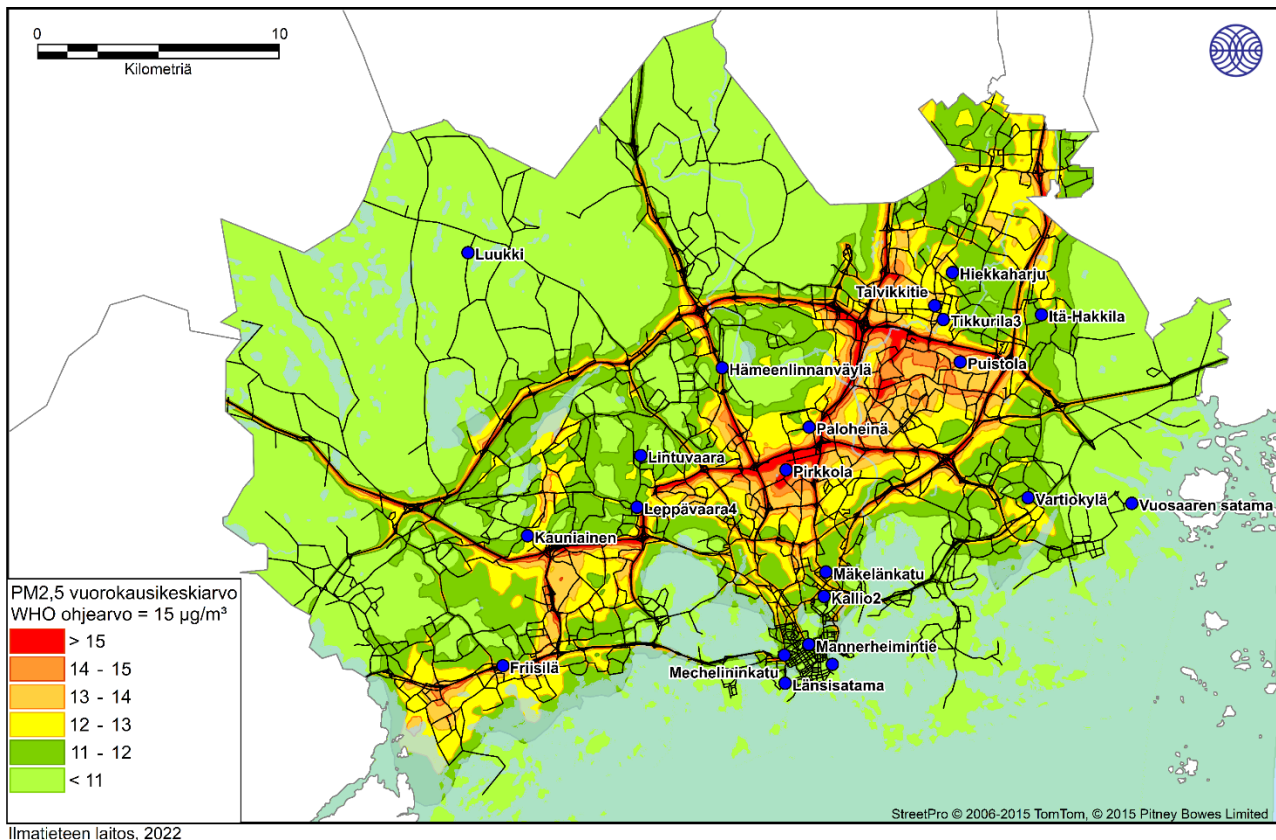
Kuva 1. Kotitalouksien puunpolton, auto- ja laivaliikenteen sekä alueellisen taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo  $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) yhdessä aiheuttama pienhiukkasten ( $\text{PM}_{2,5}$ ) vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

Pienhiukkaspitoisuuden taso vaihtelee voimakkaasti taustapitoisuuden ja osittain sääolosuhteiden vaikutuksesta. Tarkasteluvuosina pienhiukkasten taustapitoisuus oli 4,8–5,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Taustapitoisuus oli pienimmillään vuonna 2016, jolloin korkeimmat, yli 6,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuosipitoisuudet rajoittuvat vilkkaiden teiden välittömään läheisyyteen. Pääkaupunkiseudun asuinalueilla pitoisuudet ovat 5,5–6,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja reuna-alueiden pitoisuudet alle 5,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vuonna 2018 taustapitoisuus oli korkeimmillaan, jolloin yli 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuosipitoisuus ylittyi vilkkaiden teiden ja risteysalueiden ympäristössä ja Helsingin tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla. Laajoilla alueilla pääkaupunkiseudun asuinalueilla vuosipitoisuus on yli 6,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja reuna-alueiden vuosipitoisuus on vähintään 5,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Yksittäisille vuosille mallinnetut pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty raportin lopussa liitekuvin 13–15.

Raportin liitekuvin 25–26 on esitetty pienhiukkasten kolmen kuukauden keskiarvo eri vuodenaikoina. Pienhiukkaspitoisuuksissa näkyy voimakkaasti sääolosuhteiden ja etenkin kotitalouksien puunpölyn päästöjen vuodenaikaisvaihtelu. Pienhiukkaspitoisuudet ovat talvikuukausina kotitalouksien puunpölyn päästöjen ja ilman heikompien sekoittumisolosuhteiden vuoksi hieman korkeampia kuin kesäkuukausina. Talvikuukausien (joulu-, tammi- ja helmikuu) pienhiukkasten kolmen kuukauden keskiarvopitoisuus pääkaupunkiseudun asuinalueilla on vähintään 5,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja laajoilla alueilla yli 6,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Kesäkuukausina (kesä-, heinä- ja elokuu) yli 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pitoisuudet rajoittuvat vilkkaiden teiden välittömään läheisyyteen asuinalueiden pienhiukkaspitoisuuden olleessa pääsääntöisesti 5–6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Leviämismallilaskelmien tuloksena saatu kaikkien päästölähteiden ja alueellisen taustapitoisuuden yhdessä aiheuttama korkein pienhiukkasten WHO:n vuorokausiohjeeseen verrannollinen pitoisuus on esitetty kuvassa 2. Hetkelliset pienhiukkaspitoisuudet voivat nousta vuosikeskiarvopitoisuuksia huomattavasti korkeammiksi epäedullisissa sääolosuhteissa. Leviämismallilaskelmien mukaan pienhiukkaspitoisuudet ylittävät WHO:n ohjeen 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pääkaupunkiseudun vilkasliikenteisten väylien ympäristössä ja Helsingin tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla (Pakila ja Tapaninkylä). Reuna-alueilla WHO:n vuorokausiohjeeseen verrannollinen pitoisuus on alle 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Kaukokulkeumalla on merkittävä vaikutus pienhiukkasten pitoisuuksiin Suomessa ja korkeimmat mitatut pienhiukkasten lyhytaikaispitoisuudet havaitaan yleensä kaukokulkeumaepisodien aikana. Näissä tilanteissa pienhiukkaspitoisuuden WHO:n vuorokausiohjeeseen ylittyä helposti koko Suomessa, jopa puhtailla tausta-alueillakin. Suurimmat pitoisuudet havaitaan yleensä, kun ilmapirtaukset ovat etelän tai idän suuntaisia (mm. Venäjän ja Itä-Euroopan metsäpalojen aiheuttamat kohonneet pienhiukkaspitoisuudet). Mallinnuksessa lähtötietona käytetään kuukausittaisiksi tuntikeskiarvoiksi keskiarvoistettua taustapitoisuutta (kts. 5.3 Taustapitoisuudet), joka tasoittaa voimakkaimpien kaukokulkeumaepisodien aiheuttamat pienhiukkasten pitoisuustasot. Siten leviämismallinnuksen tulokset kuvaavat korkeimpia pienhiukkastilanteita alueellisen taustapitoisuuden ollessa keskimääräisellä tasolla.



Kuva 2. Kotitalouksien puunpolton, auto- ja laivaliikenteen sekä alueellisen taustapitoisuuden yhdessä aiheuttama pienhiukkasten (PM<sub>2,5</sub>) WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

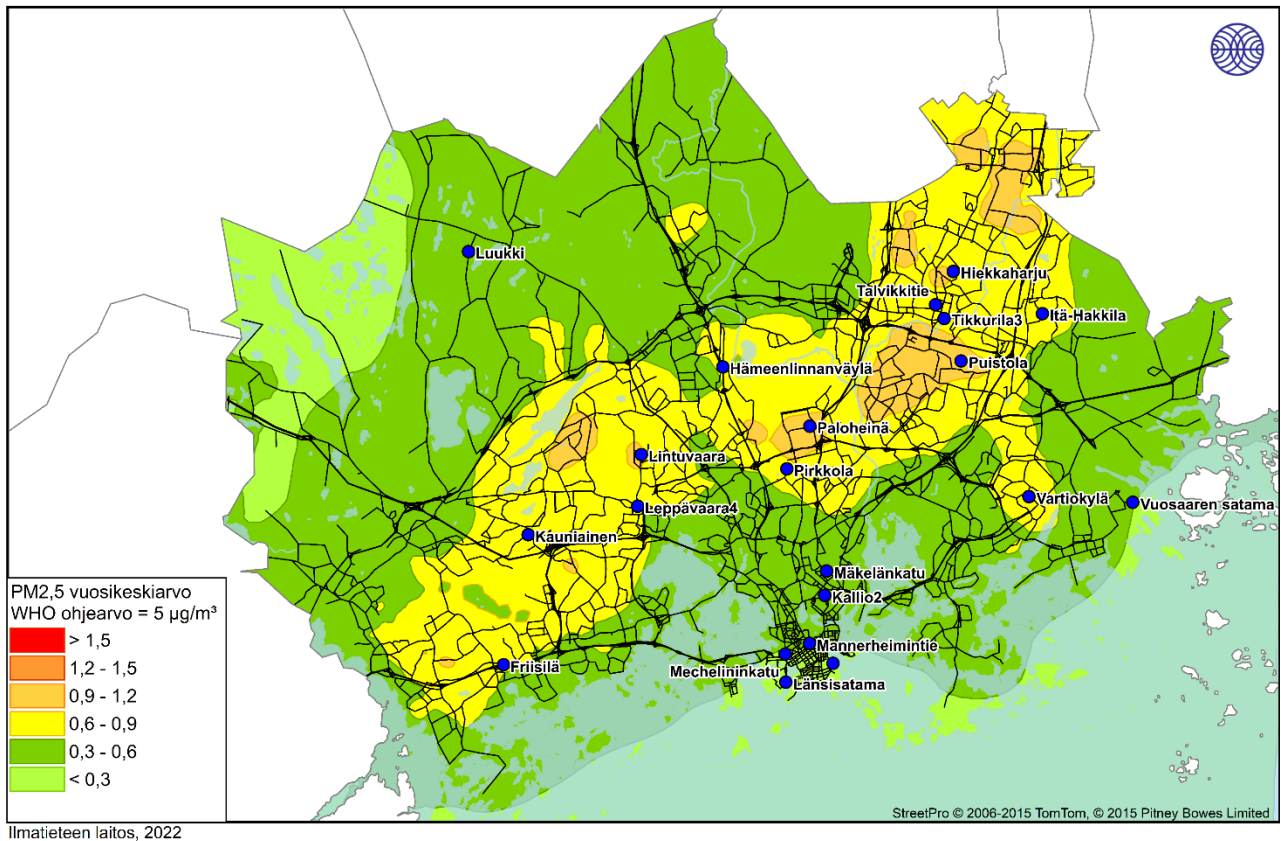
### 2.1.2 Puunpolto tulisijoissa

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut kotitalouksien puunpolton vuoden 2018 päästöjen yksinään aiheuttamat korkeimmat pienhiukkaspitoisuudet pääkaupunkiseudulla on esitetty kuvassa 3 sekä liitekuviissa 2, 8 ja 16–18.

Kotitalouksien puunpolton päästöjen aiheuttamat pienhiukkaspitoisuudet ovat suurimmillaan pääkaupungin tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla. Korkeimmillaan pitoisuudet ovat Suurmetsän, Tapaninkylän, Pakila-Tuomarinkylä, Ruskeasannan, Korso-Metsolan ja Laaksolahden alueella, joissa pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus on suurimmillaan yli 0,9 µg/m<sup>3</sup> (WHO:n ohjearvo 5 µg/m<sup>3</sup>). Muilla pääkaupunkiseudun pientaloalueilla pitoisuudet ovat laajasti 0,6–0,9 µg/m<sup>3</sup>. Pääkaupunkiseudun reuna-alueilla kotitalouksien puunpolto nostaa pienhiukkaspitoisuutta alle 0,3 µg/m<sup>3</sup>.

Liitekuviissa 16–18 on esitetty yksittäisille vuosille 2016, 2018 ja 2019 mallinnetut pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet ilman alueellista taustapitoisuutta. Korkeimmillaan pienhiukkaspitoisuudet olivat vuosien 2016 ja 2018 meteorologisissa olosuhteissa. Näinä vuosina pienhiukkaspitoisuus ylittää 1 µg/m<sup>3</sup> Suurmetsä-Tapaninkylä alueella. Vallinneet tuoliolosuhteet vaikuttavat pitoisuuksien aluejakaumaan eri vuosina. Vuoden 2019 meteorologisissa olosuhteissa pienhiukkaspitoisuudet ovat selvästi pienempiä kuin muina tarkasteluvuosina ja vuosikeskiarvopitoisuus on alle 1 µg/m<sup>3</sup> kaikkialla pääkaupunkiseudulla.





Kuva 3. Kotitalouksien puunpolton päästöjen yksinään aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman alueellista taustapitoisuutta. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

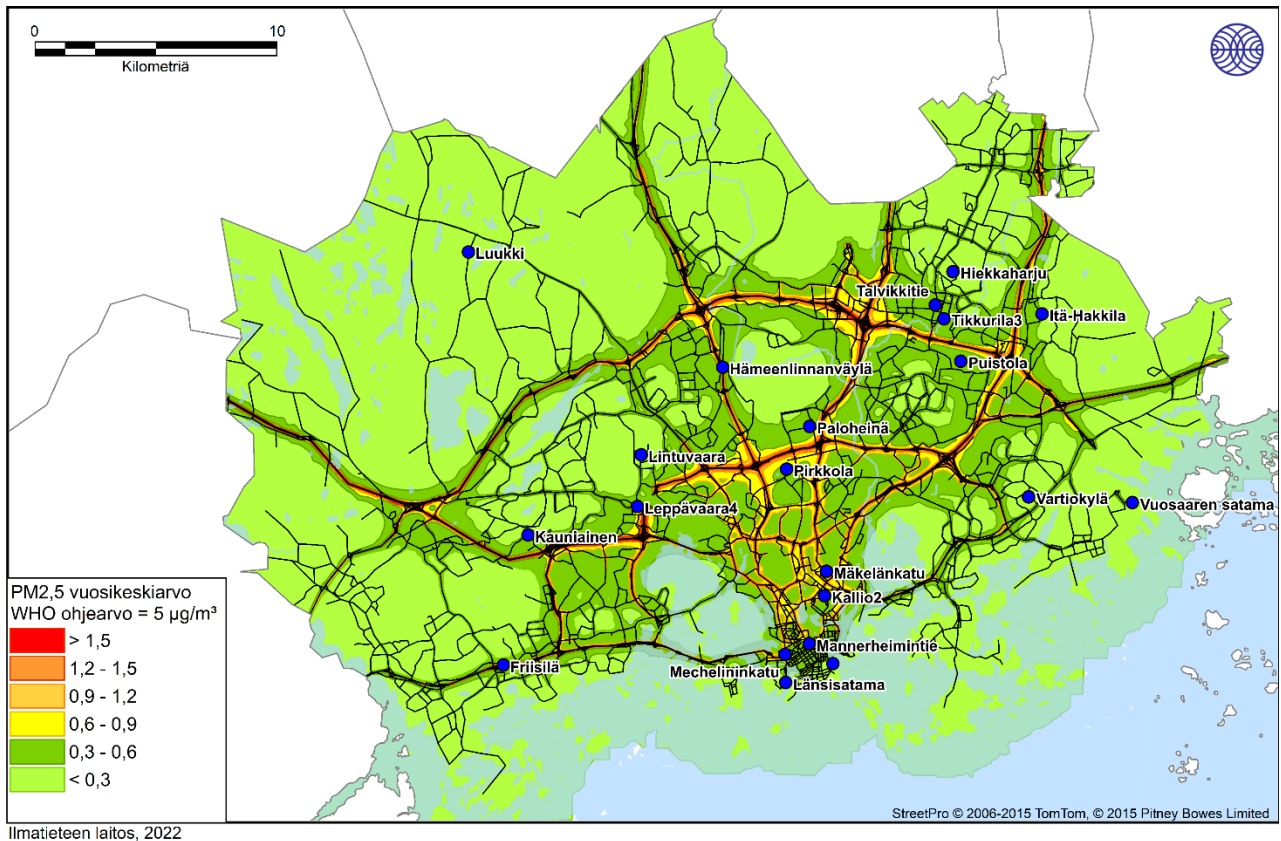
Kotitalouksien puunpolton päästöjen aiheuttamat WHO:n vuorokausiohjearvoon ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) verrannolliset pienhiukkaspitoisuudet ovat korkeimmillaan asuinalueilla (liitekuva 8). Muun muassa Suutarilassa, Suurmetsässä, Tapaninkylässä, Ruskeasannassa, Oulunkylässä ja Soukassa pitoisuustaso on yli  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ja kaikilla pääkaupunkiseudun pientaloalueilla kotitalouksien puunpolto kohottaa pienhiukkasten vuorokausipitoisuutta vähintään  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 2.1.3 Autoliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut yksinomaan autoliikenteen vuoden 2019 päästöjen aiheuttamat korkeimmat pienhiukkaspitoisuudet pääkaupunkiseudulla on esitetty kuvassa 4 ja liitekuvasssa 3. Autoliikenteen suorien pakokaasupäästöjen ja autoliikenteen nostaman pölyämisen aiheuttamat pitoisuudet eriteltynä on esitetty liitekuvasissa 4–5. Autoliikenteen päästöjen aiheuttamat korkeimmat pienhiukkaspitoisuudet eriteltynä vuosille 2016, 2018 ja 2019 on esitetty liitekuvasissa 19–21.

Autoliikenteen pakokaasu- ja suspensiopäästöt nostavat pienhiukkasten vuosipitoisuuksia vilkkaimpien liikennealueilla ja risteyksissä yli  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kun WHO:n ohjearvo on  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Katukuilumaisilla tieosuuksilla pitoisuudet ovat todennäköisesti mallinnettuja pitoisuuksia korkeampia. Pitoisuudet pienentyvät nopeasti etäisyyden kasvaessa liikenneväylistä. Vilkkaimpien

väylien lähiympäristössä autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkaspitoisuus on yli  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pitoisuudet laskevat etäisyyden kasvaessa väylästä, jolloin autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkaspitoisuus on pääosin alle  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Suorien pakokaasupäästöjen ja suspensiopäästöjen vaikutus autoliikenteen aiheuttamiin pienhiukkaspitoisuuksiin on lähes yhtä suuri. Sääolosuhteiden vaikutus tarkasteltujen vuosien pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksiin on hyvin paikallinen.



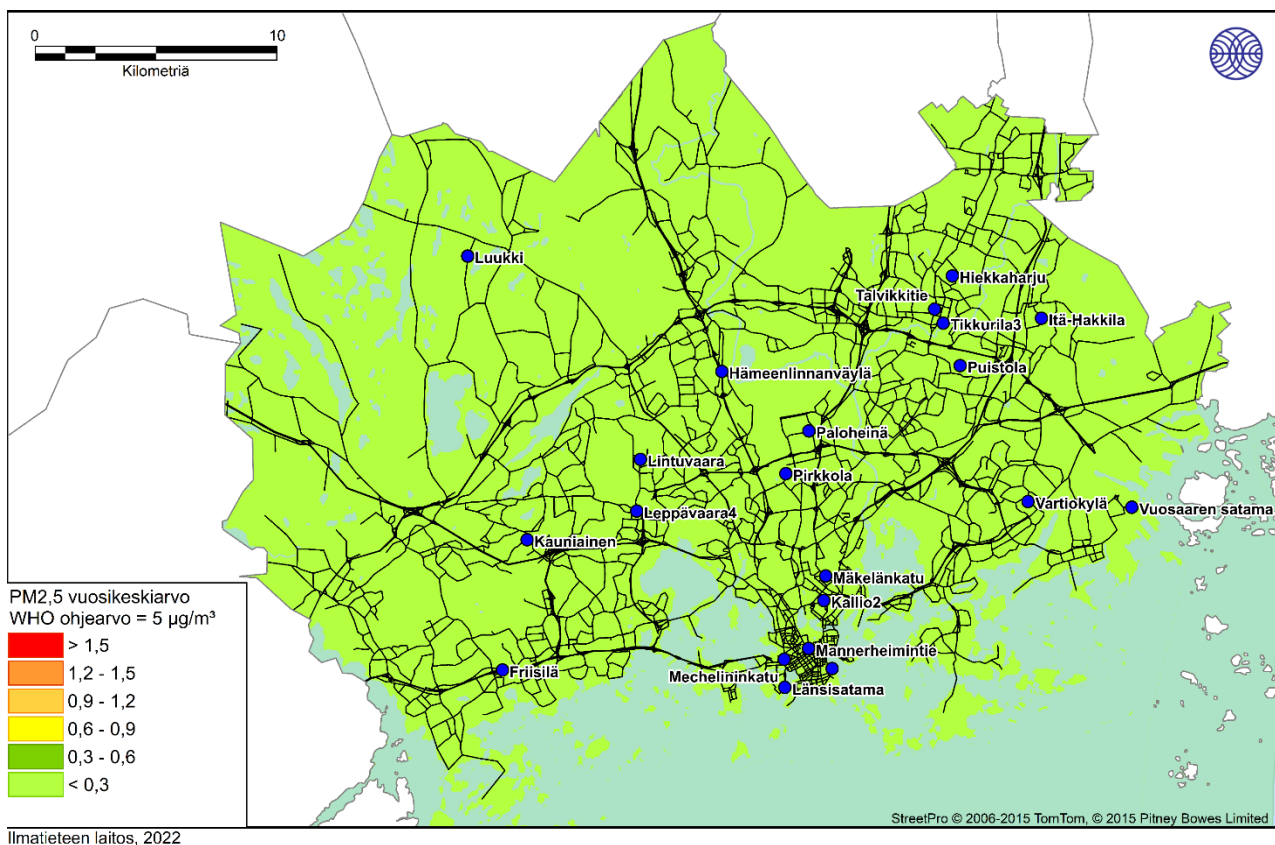
Kuva 4. Autoliikenteen pakokaasu- ja suspensiopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman alueellista taustapitoisuutta. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittaussasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

Autoliikenteen vuoden 2019 pakokaasu- ja suspensiopäästöjen aiheuttamat korkeimmat WHO:n vuorokausiohjearvoon ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) verrannolliset pienhiukkaspitoisuudet ovat vilkasliikenteisten väylien ja risteyksien välittömässä läheisyydessä yli  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pitoisuudet laskevat nopeasti etäisyyden kasvaessa vilkkaista liikennealueista, jolloin autoliikenteen päästöjen aiheuttama WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus on laajoilla alueilla alle  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Autoliikenteen pölyämisestä aiheutuvien suspensiopäästöjen vaikutus pienhiukkasten WHO:n vuorokausiohjearvoon on väylien lähellä hieman voimakkaampi kuin suorien pakokaasupäästöjen vaikutus (liitekuvat 9–11).

### 2.1.4 Laivaliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut laivaliikenteen vuoden 2019 päästöjen yksinään aiheuttamat korkeimmat pienhiukkaspitoisuudet pääkaupunkiseudun alueella on esitetty kuvassa 5 sekä liitekuviissa 6 ja 12. Laivaliikenteen aiheuttamat pitoisuudet ovat niin pieniä, etteivät ne erotu kuvissa käytetyillä väriasteikolla.

Laivaliikenteen päästöjen aiheuttamat pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet ovat hyvin pieniä. Pienhiukkaspitoisuudet ovat suurimmillaan Eteläsataman, Länsisataman, Katajanokan ja Vuosaaren satamien läheisyydessä. Korkein pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus  $0,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$  muodostuu Katajanokan satama-alueelle (WHO:n ohjearvo  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Eri vuosina valitsevat tuuliolosuhteet vaikuttavat laivaliikenteen päästöjen pitoisuuksien alueelliseen jakautumiseen, mutta vuosien välinen ero pitoisuustasossa on pieni (liitekuvat 22–24). Laivaliikenteen päästöjen aiheuttamat WHO:n pienhiukkasten vuorokausiohjearvoon ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) verrannolliset pitoisuudet ovat korkeimmillaan Länsisataman alueella  $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (liitekuva 12).



Kuva 5. Laivaliikenteen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman alueellista taustapitoisuutta. Korkein mallinnettu pitoisuus on  $0,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , jolloin kaikki laivapäästöjen aiheuttamat pitoisuudet jäävät alimpaan pitoisuusluokkaan. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

Laivaliikenteen pienhiukkasten pitoisuustuloksia tarkasteltaessa on huomioitava, että mallilaskelmissa on otettu huomioon ainoastaan laivojen päästöt. Mallilaskelmissa ei ole otettu lainkaan huomioon mahdollisia satamakoneiden moottoreista vapautuvia päästöjä tai satama-alueilla laivojen lastauksissa ja lastien purkamisissa aiheutuvaa pölyämistä. Laivaliikenteen



hiukkaspäästöt vähenivät merkittävästi vuoden 2015 jälkeen, jolloin Itämeren alueella tuli voimaan laivapolttoaineille suurin sallittu rikkipitoisuusraja 0,1 %, mikä vähensi rikkidioksidipäästöjen lisäksi myös hiukkaspäästöjä.

## 2.2 Mustan hiilen pitoisuudet (BC)

Paikallisilla päästölähteillä on merkittävä vaikutus mustan hiilen pitoisuuksiin pääkaupunkiseudulla. Etenkin vilkasliikenteiset tiet nostavat mustahiilipitoisuuksia lähellä päästölähdettä, mutta myös kotitalouksien puunpoltolla tulisijoissa ja taustapitoisuudella on merkittävä vaikutus pitoisuuksiin. Leviämismallinnuksessa käytetty mustan hiilen taustapitoisuus vuosina 2016, 2018 ja 2019 oli keskimäärin  $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Taustapitoisuuden määrittämisessä käytettiin Espoon Luukin ja Juupajoen Hyytiälän mittauksia. Laivaliikenteen vaikutus mustahiilipitoisuuksiin on pieni. Mustalle hiilelle ei ole määritetty EU raja-arvoa tai WHO:n suosittelemaa ohjearvoa.

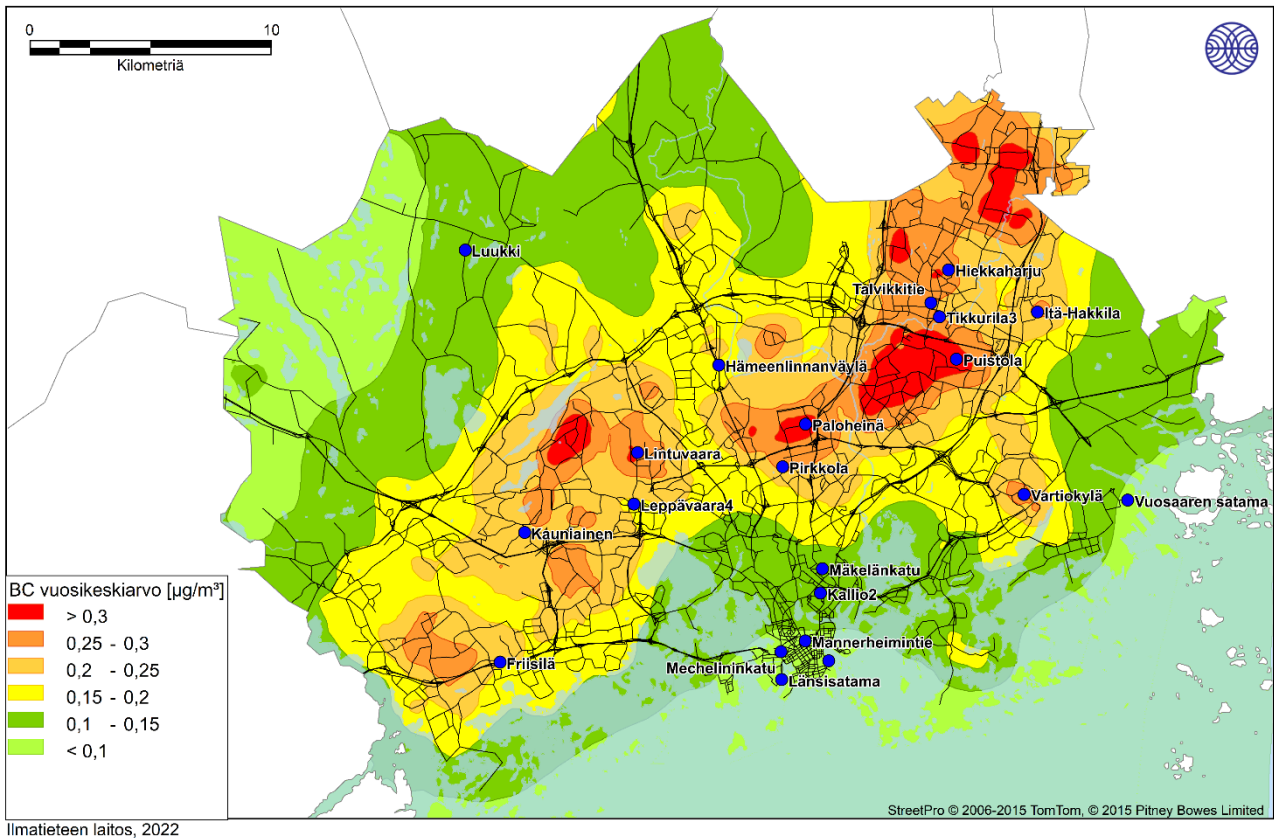
### 2.2.1 Kaikki päästölähteet

Pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden yhdessä aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus on esitetty kuvassa 6 ja raportin lopussa liitekuvassa 27. Leviämismallinnuksen kaikkien päästölähteiden ja taustapitoisuuden aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ylittää  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vilkasliikenteisten väylien välittömässä läheisyydessä. Vilkkaiden liikenneväylien ympäristössä ja tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla mustan hiilen vuosikeskiarvo on yli  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja muilla pääkaupunkiseudun asuinalueilla yli  $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pääkaupunkiseudun reuna-alueilla mustan hiilen vuosikeskiarvo on alle  $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Kaikkien päästölähteiden ja taustapitoisuuden aiheuttama yksittäisten vuosien 2016, 2018 ja 2019 mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus on esitetty liitekuviissa 31–33. Leviämismallilaskemissa käytetty mustan hiilen taustapitoisuus oli vuonna 2016  $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vuonna 2018  $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja vuonna 2019  $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus on vuonna 2016 ja 2018 hieman suurempi kuin vuonna 2019. Vuonna 2016 ja 2018 vuosikeskiarvo vilkkaiden liikenneväylien ympäristössä ja tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla on  $0,45\text{--}0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tai korkeampi. Vuonna 2019 yli  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pitoisuudet rajoittuvat vilkkaiden liikenneväylien välittömään läheisyyteen ja mustahiilipitoisuudet pääkaupunkiseudun asuinalueilla ovat pääosin  $0,3\text{--}0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Etenkin kotitalouksien puunpolton päästöjen ja mustan hiilen taustapitoisuuden vuodenaikaisvaihtelun vuoksi pitoisuudet ovat talvella selvästi korkeammat kuin kesällä. Talvella sääolosuhteet ovat sekoittumisen kannalta keskimäärin heikommat nostaten pitoisuuksia. Talvikuuksina (joulu-, tammi-, helmikuu) mustan hiilen kolmen kuukauden keskiarvo ylittää  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pitoisuuden vilkkaiden teiden ympäristössä ja Helsingin tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla (Pakila, Suurmetsä-Tapaninvainio). Muilla pääkaupunkiseudun asuinalueilla pitoisuudet ovat pääosin  $0,6\text{--}0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja reuna-alueilla alle  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Kesäkuuksina (kesä-, heinä-, elokuu) mustan hiilen kolmen kuukauden keskiarvo vilkkaiden teiden ympäristössä on vähintään  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja muualla pääkaupunkiseudulla alle  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Eri vuodenaikojen kolmen kuukauden keskiarvo liitekuviissa 43–44.



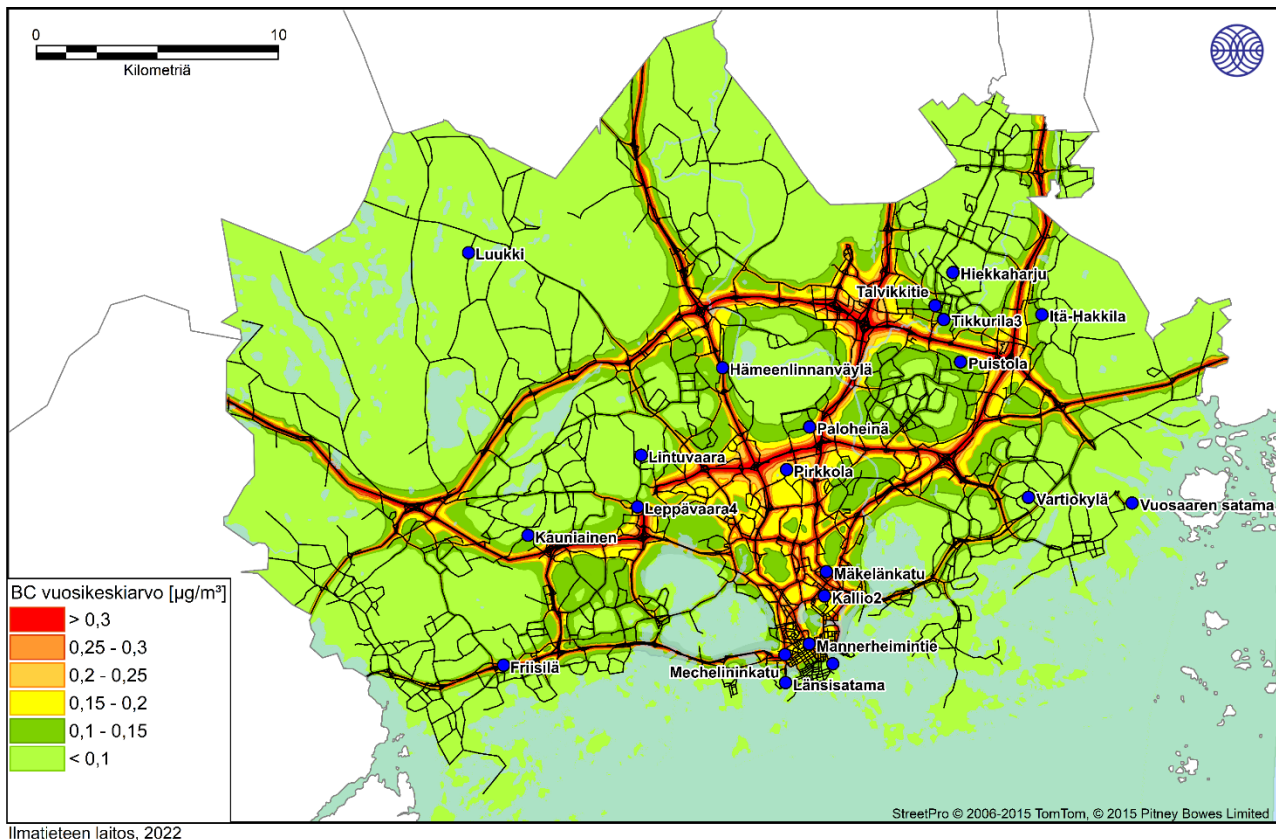


Kuva 7. Kotitalouksien puunpolton päästöjen yksinään aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman alueellista taustapitoisuutta. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

### 2.2.3 Autoliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut autoliikenteen vuoden 2019 pakokaasupäästöjen aiheuttamat korkeimmat mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuudet pääkaupunkiseudulla on esitetty kuvassa 8 sekä liitekuvassa 29. Tulosten mukaan autoliikenteen päästöt aiheuttavat vilkasliikenteisten väylien välittömässä läheisyydessä yli  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  lisäyksen alueen mustahiilipitoisuuksiin. Liikenteen päästöjen vaikutus mustahiilipitoisuuksiin pienenee nopeasti etäisyyden kasvaessa liikenneväylään, jolloin päästöjen vaikutus mustahiilipitoisuuksiin on Kehä I:n sisäpuolella ja liikenne väylien ympäristössä pääosin alle  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja muualla pääkaupunkiseudulla alle  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Autoliikenteen päästöjen aiheuttama mustahiilipitoisuus yksittäisinä vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman taustapitoisuutta on esitetty liitekuviissa 37–39. Sääolosuhteiden vaikutus mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuuksiin on hyvin paikallinen.



Kuva 8. Autoliikenteen pakokaasupäästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman alueellista taustapitoisuutta. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

## 2.2.4 Laivaliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut laivaliikenteen vuoden 2019 päästöjen yksinään aiheuttamat korkeimmat mustan hiilen pitoisuudet pääkaupunkiseudulla koko tarkastelujaksolla on esitetty kuvassa 9 sekä liitekuvasa 30. Laivaliikenteen aiheuttamat mustahiilipitoisuudet ovat niin pieniä, etteivät ne erotu kartassa käytetyllä väriasteikolla. Yksittäisten vuosien 2016, 2018 ja 2019 vuosipitoisuudet on esitetty liitekuvasa 40–42.

Laivaliikenteen päästöjen yksinään aiheuttamat mustan hiilen pitoisuudet ovat hyvin pieniä. Suurimmillaan mustan hiilen pitoisuudet ovat Eteläsataman, Länsisataman, Katajanokan ja Vuosaaren satamien läheisyydessä. Vuosikeskiarvopitoisuudet ovat matalia ja korkeimmillaankin mustan hiilen pitoisuus on Länsisataman lähellä vain  $0,022 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Laivaliikenteen päästöt kohottavat mustan hiilen pitoisuuksia satama-alueiden lisäksi myös laivaväyliä alueella noin  $0,0005\text{--}0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Yksittäisinä vuosina tuulen suuntajakauma vaikuttaa mustan hiilen pitoisuuksien alueelliseen jakaumaan, mutta sään vaikutukset pitoisuustasoon on pieni.



Kuva 9. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilman alueellista taustapitoisuutta. Korkein mallinnettu pitoisuus on  $0,022 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , jolloin kaikki laivapäästöjen aiheuttamat pitoisuudet jäivät alimpaan pitoisuusluokkaan. Kartalla siniset pisteet ovat HSY:n ilmanlaadun mittausasemia vuosina 2016, 2018 ja 2019.

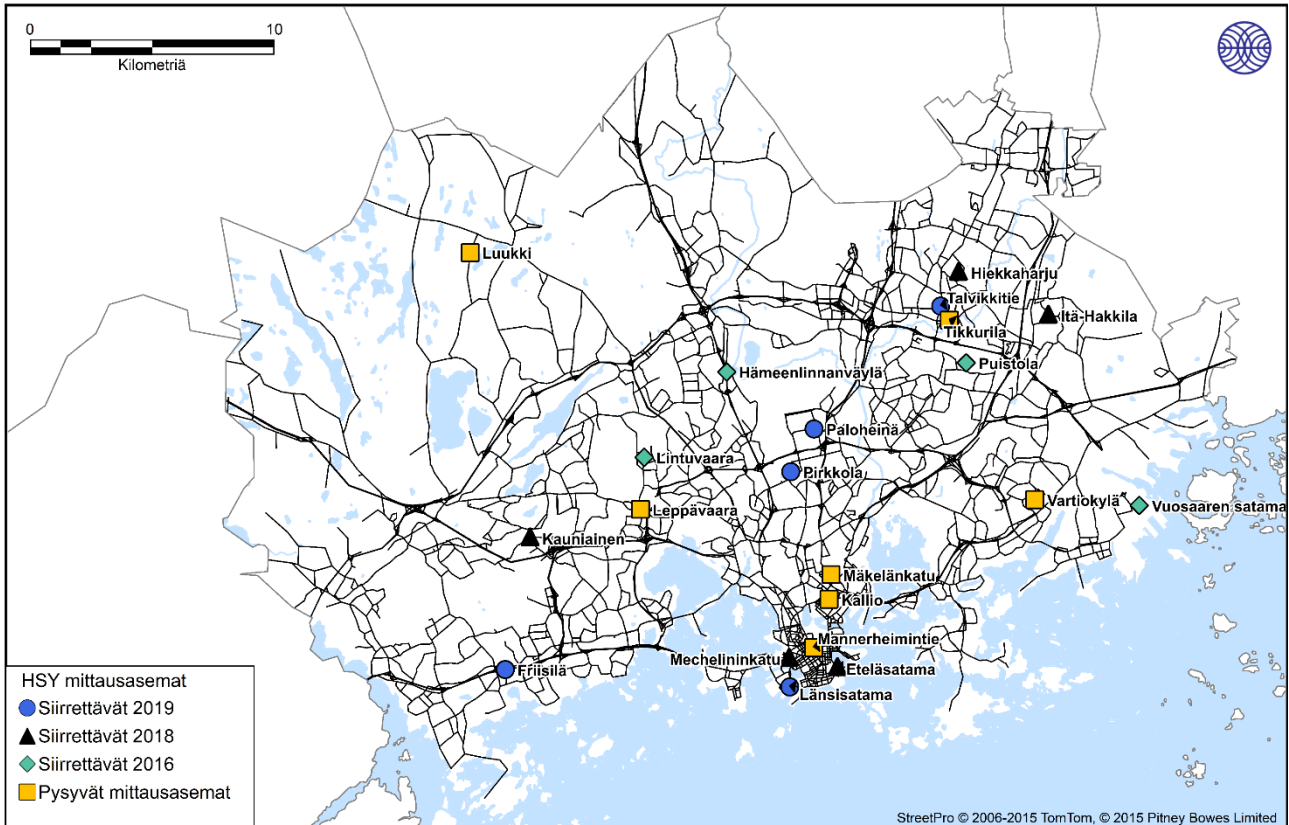
### 2.3 Bentso(a)pyreenipitoisuudet

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut kotitalouksien puunpolton päästöjen aiheuttamat korkeimmat bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet pääkaupunkiseudulla on esitetty kuvassa 10 ja liitekuvin 45–51. Bentso(a)pyreenin pitoisuustuloksissa on huomioitu kotitalouksien puunpolton päästöjen lisäksi alueellinen taustapitoisuus Hyytiälän mittaustulosten mukaisesti. Hyytiälän maaseututausta-asemalla bentso(a)pyreenin taustapitoisuuden vuosikeskiarvo on ollut  $0,13 \text{ ng}/\text{m}^3$  vuonna 2016 sekä  $0,10 \text{ ng}/\text{m}^3$  vuosina 2018 ja 2019 (*Ilmatieteen laitos, 2021*). Kuvassa 10 on esitetty bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet vuosien 2016, 2018 ja 2019 aikana. Leviämismallilaskelmien mukaan puunpolton päästöjen aiheuttamat suurimmat bentso(a)pyreenipitoisuudet havaitaan pientaloalueilla mm. Suutarila–Suurmetsä–Tapaninkylä alueella, Ruskeasannassa, Rekola–Korso -alueella, Tuomarinkylä–Pakila alueella, Lintuvaarassa, Laaksolahdessa, Mankkaalla ja Nöykkiössä. Näillä alueilla bentso(a)pyreenipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittää tavoitearvon  $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ , mutta mallitulokset yliarvioivat pitoisuuksia verrattuna mittauksiin (ks. kappale 2.4 Mallitulosten vertailu mittauksiin). Bentso(a)pyreenipitoisuuden ylempi arviointikynnys  $0,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  ylittyy kaikilla pääkaupunkiseudun asuinalueilla. Alempi arviointikynnys  $0,4 \text{ ng}/\text{m}^3$  ylittyy lähes koko pääkaupunkiseudulla.





Mannerheimintie, Kallio, Mäkelänkatu ja Vartiokylä, Vantaan Tikkurila sekä Espoon Leppävaara ja Luukki. Neljä mittausasemaa ovat siirrettäviä, jotka vaihtavat vuosittain paikkaa (kuva 11). Mittausasemilla pitoisuuksia mitataan 4 metrin korkeudella maanpinnasta, mihin myös mittausasemien kohdille mallinnetut pitoisuudet on laskettu.



Kuva 11. HSY:n ilmanlaadun mittausasemien sijainnit vuonna 2016, 2018 ja 2019.

Mallinnettuja pitoisuustuloksia verrattiin vuosina 2016, 2018 ja 2019 ilmanlaadun mittausasemilla mitattuihin pienhiukkas-, mustahiili- ja bentso(a)pyreenipitoisuuksiin. Ilmanlaatuasetuksen (79/2017) mukainen laatuavoite mallintamisen epävarmuudelle on pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvolle 50 %. Epävarmuus määritetään enimmäispoikkeamana mitatuista ja mallinnetuista raja-arvoihin verrannollisista pitoisuuksista ottamatta huomioon tapahtumien ajoitusta. Mallinnetuissa pitoisuuksissa oli mukana kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet sekä alueelliset taustapitoisuudet. Mallinnettu pitoisuus esitetään päästölähderymittain jaoteltuna, jolloin eri päästölähteiden vaikutusosuutta ilmanlaatuun mittauspisteessä voidaan arvioida.

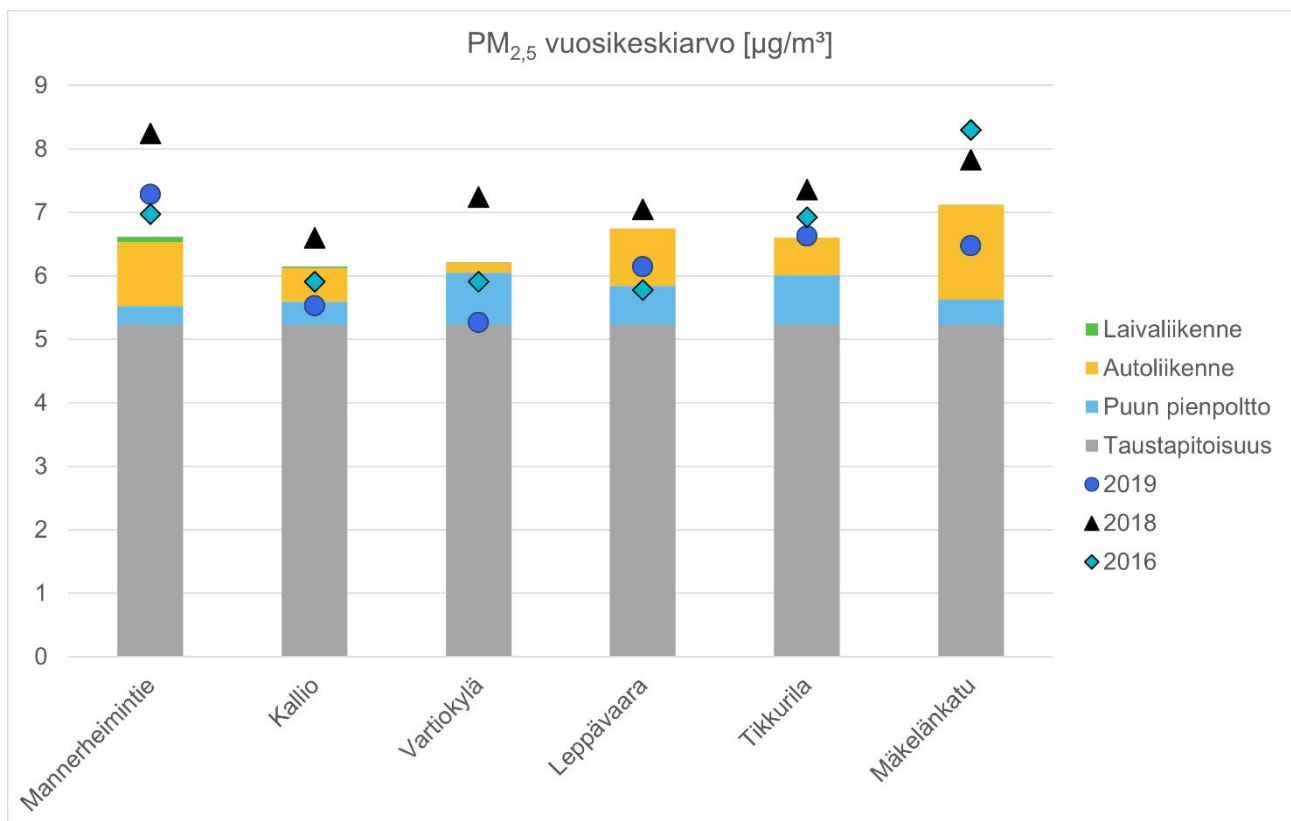
Pienhiukkaspitoisuuksien malli-mittausvertailu on esitetty kuvassa 12 ja kuvassa 13. Valtaosa pienhiukkaspitoisuuksista on taustapitoisuuden aiheuttamaa, mutta mittausaseman ympäristöstä riippuen myös autoliikenteen ja kotitalouksien puunpolton päästöillä on merkittävä vaikutus.

Mallinnettu vuosikeskiarvopitoisuus vastasi hyvin mitattua pienhiukkaspitoisuutta eroten mittausasemasta riippuen 0–17 % mitatusta pitoisuudesta. Siten mallintamiselle asetettu

laatutavoite pienhiukkaspitoisuuksille täyttyä kaikilla mittausasemilla. Mallinnetut pienhiukkaspitoisuudet aliarvioituvat etenkin Helsingin kantakaupungin mittausasemilla, jotka ovat vilkkaasti liikennöityjä ympäristöjä ja vuoden 2018 mittauksiin verrattuna. Sen sijaan mallinnus yliarvio pitoisuuksia monilla pientaloalueiden mittausasemilla ja satamissa.

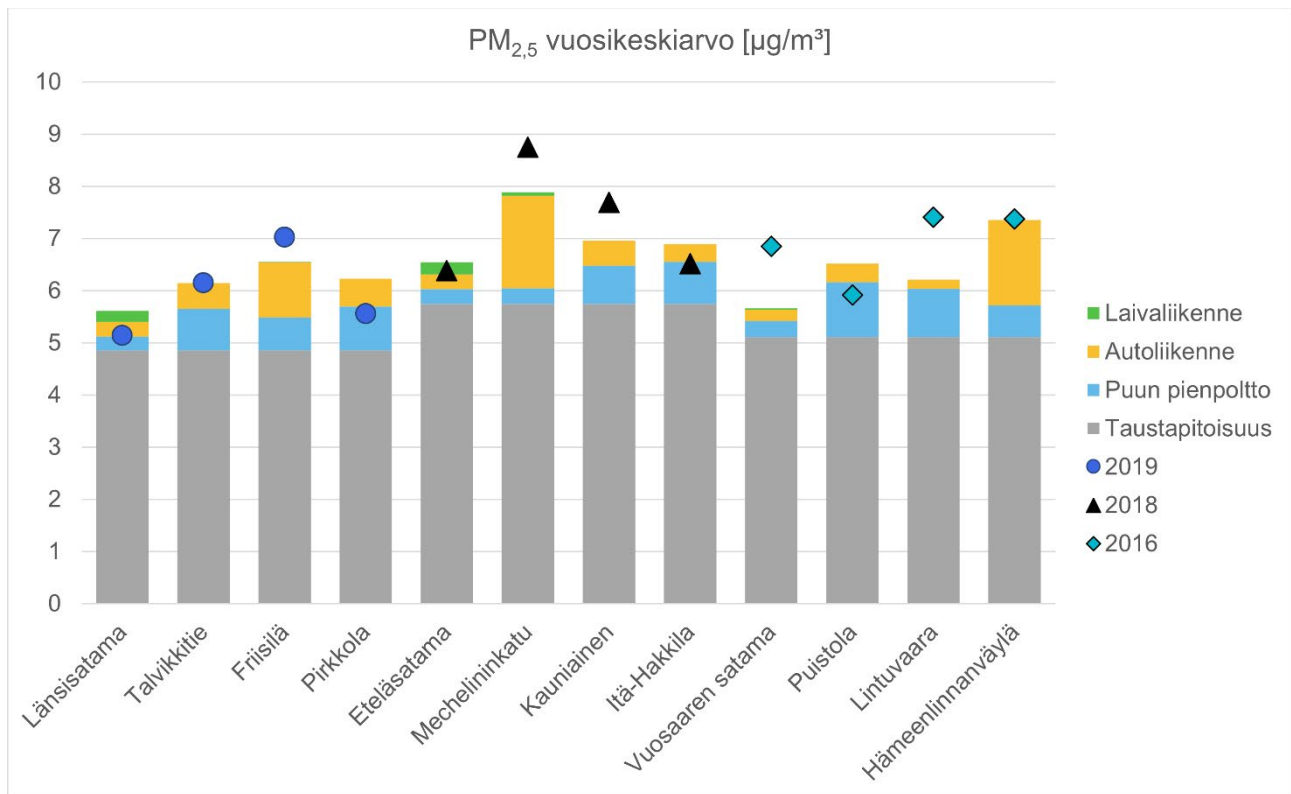
Syynä epävarmuuteen voi olla käytettyjen lähtötietojen edustavuus (kotitalouksien puunpolton ja autoliikenteen päästöt) ja leviämismallin soveltuvuus. Kotitalouksien puunpolton päästöihin liittyvät epävarmuudet on kuvattu bentso(a)pyreenin mallinnus-mittausvertailussa. Autoliikenteen päästöjen laskemisessa käytettävillä tiekohtaisilla liikennemäärätiedoilla, aikajakaumalla ja käytetyillä ajoneuvokohtaisilla päästökertoimilla on merkittävä vaikutus mallinnettujen pitoisuuksien muodostumisessa. Mikäli mallinnuksessa käytetyt lähtötiedot poikkeavat huomattavasti todellisista arvoista, poikkeavat mallinnetut pitoisuudet mittauksista. Lisäksi leviämismallit itsessään sisältävät epävarmuuksia ja yksinkertaistuksia, jotka vaikuttavat mallinnustulosten kokonaisepävarmuuteen (6 Leviämismallilaskelmissa käytetyt menetelmät).

Tässä työssä liikenteen päästölaskennan lähtötietona käytettiin Helsingin seudun liikenteen (HSL) liikenne-ennustemallilla arvioituja liikennemääriä (kappale 5.1.3 Autoliikenteen päästöt). Liikenne-ennustemallilla lasketut tiekohtaiset liikennemäärätiedot pääkaupunkiseudun alueella vaihtelevat malleissa käytettyjen maankäyttötietojen mukaan, jolloin ne voivat paikoitellen poiketa huomattavastikin väylien todellisista liikennemääristä. Liikenteen tiekohtaista tuntivaihtelua ja koko pääkaupunkiseudun kuukausikohtaisen aikavaihtelun kuvaamiseen käytettiin liikennelaskennasta saatua regressiokertoimia.



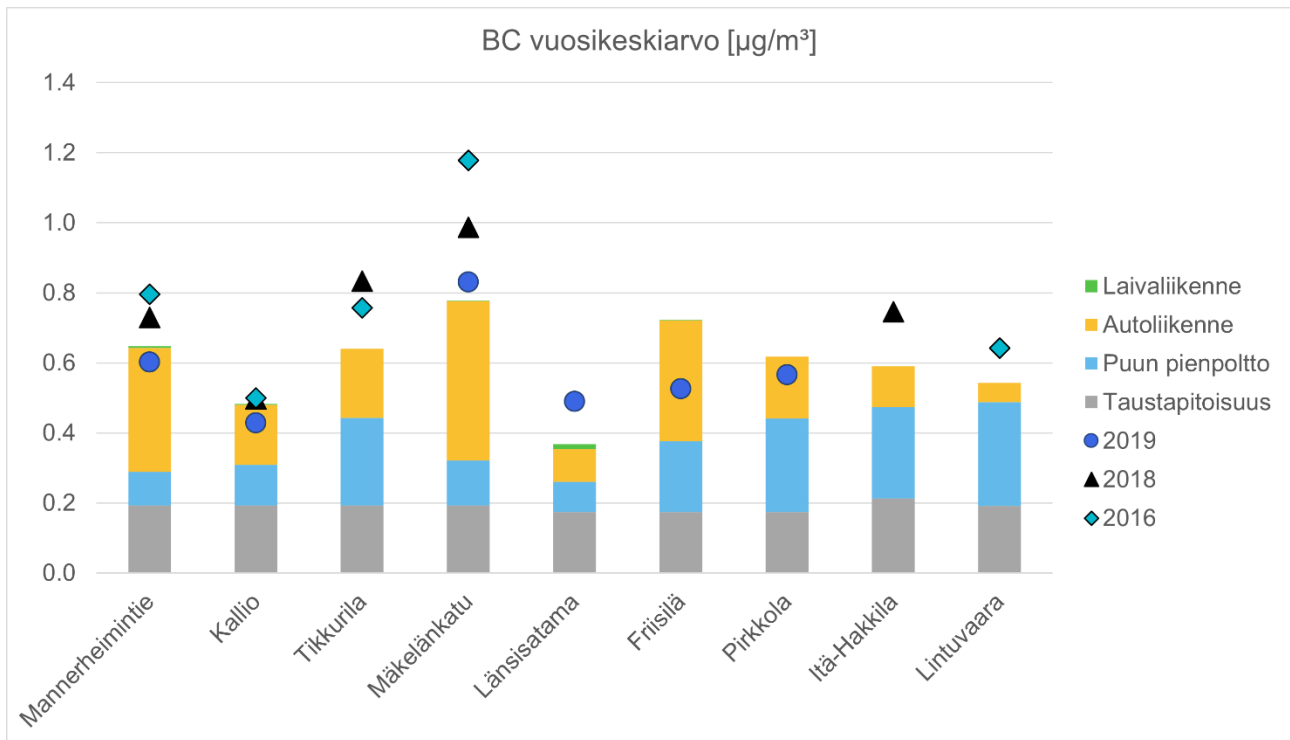
Kuva 12. Mallinnettujen (pylväät) ja mitattujen (pisteet) pienhiukkasten raja-arvoon ja WHO:n ohjearvoon verrannollisten vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu HSY:n pysyvillä ilmanlaadun mittausasemilla. Kuvassa taustapitoisuus on tarkasteluvuosien keskiarvo.





Kuva 13. Mallinnettujen (pylväät) ja mitattujen (pisteet) pienhiukkasten raja-arvoon ja WHO:n ohjearvoon verrannollisten vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu HSY:n siirrettävillä ilmanlaadun mittausasemilla. Kuvassa taustapitoisuus on kyseisen vuoden vuosipitoisuus.

Mustahiilipitoisuuksien malli-mittausvertailut on esitetty kuvassa 14. Pitoisuuksiin vaikuttaa taustapitoisuuden lisäksi merkittävästi kotitalouksien puunpolton ja autoliikenteen päästöt mittausaseman sijainnista riippuen. Mallinnettu vuosikeskiarvopitoisuus erosi mitatusta eri mittausasemilla 2–37 %. Mallinnetut pitoisuudet aliarvioituvat kaikkiin vuoden 2016 ja 2018 mittauksiin verrattuna mutta yliarvioituvat monella mittausasemalla vuoden 2019 pitoisuuksiin verrattaessa. Mustahiilipitoisuuksille ei ole asetettu mallintamisen laatutavoitetta.



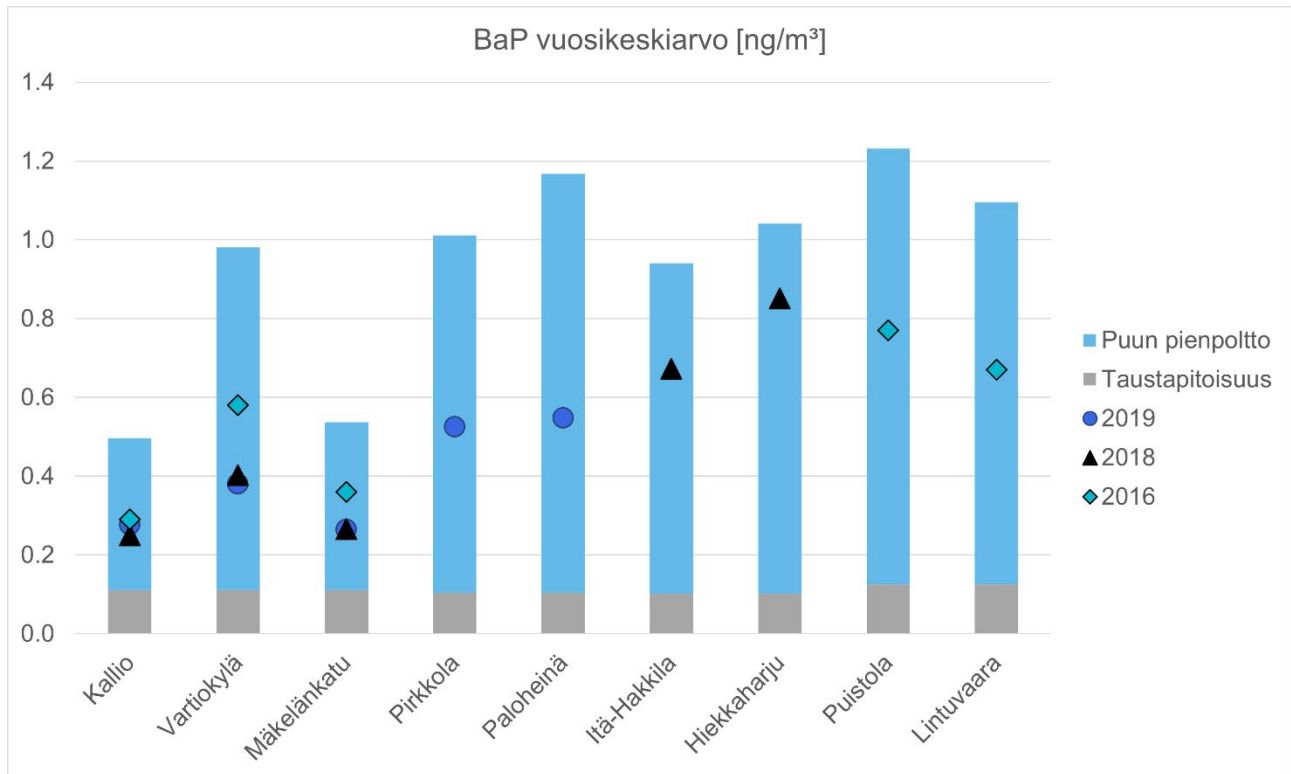
Kuva 14. Mallinnettujen (pylväät) ja mitattujen (pisteet) mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu HSY:n ilmanlaadun mittausasemilla. Kuvassa Mannerheimintien, Kallion, Tikkurilan, Luukin ja Mäkelänkadun taustapitoisuus on tarkastelujakson keskiarvo ja siirrettävillä asemilla kyseisen vuoden vuosipitoisuus.

Bentso(a)pyreenin malli-mittausvertailu on esitetty kuvassa 15. Kotitalouksen puunpoltolla on hallitseva vaikutus mallinnettuihin pitoisuuksiin. Leviämismallinnus yliarvioi bentso(a)pyreenin vuosipitoisuuksia 22–116 %. Ilmanlaatuasetuksen (79/2017) mukainen laatutavoite bentso(a)pyreenin mallintamisen epävarmuudelle on 60 %. Laatutavoite täyttyy kolmella mittausasemalla (yhteensä 9 mittausasemaa). Mallinnuksen yliarviointi painottuu kaikilla mittausasemilla lämmityskaudelle, jolloin kotitalouksien päästöt ovat suuremmat ja sääolosuhteet nostavat pitoisuuksia. Mallinnettujen ja mitattujen pitoisuuksien ero vaihtelee paljon eri mittausasemien ja vuosien välillä. Kesäkuukausina leviämismallinnuksella saadut pitoisuudet vastaavat mittauksia keskimäärin paremmin.

Syynä epävarmuuteen voi olla käytettyjen lähtötietojen edustavuus (esim. päästötiedot ja niiden ajallinen vaihtelu, taustapitoisuus) ja leviämismallin soveltuvuus. Itä-Suomen yliopisto ja SYKE päivittivät kotitalouksen puunpoltton aiheuttamia bentso(a)pyreenin päästökertoimia vuonna 2021, mutta malli-mittausvertailun tulosten perusteella kotitalouksien puunpoltolle lasketut päästöt näyttävät edelleen yliarvioivan pitoisuuksia. Mallinnuksessa käytetty päästöjen ajallinen vaihtelu pohjautui vuoden 2018 kotitalouksien puunpoltton päästöihin, mutta todellisuudessa päästöt vaihtelevat vuosittain vallitsevien sääolosuhteiden mukaisesti. Vastaavasti alueellinen taustapitoisuus vaihtelee sääolosuhteiden aiheuttamien päästövaihteluiden seuraksena.

Leviämismallinnuksessa bentso(a)pyreenin leviäminen oletettiin käyttäytyvän hiukkasten tavoin, sillä etenkin talvisin bentso(a)pyreeni on pääosin hiukkasissa ja leviää niiden mukana. Bentso(a)pyreenin kemiallista muutunutta ei huomioitu mallinnuksessa. Todellisuudessa bentso(a)pyreenin, ja PAH-yhdisteiden yleensä, elinikä ilmakehässä on talvisin suhteessa pidempi

kuin kesäaikaan, jolloin bentso(a)pyreeni hajoaa nopeammin fotokemiallisista ja lämpötilan vaikutuksesta.



Kuva 15. Mallinnettujen (pylväät) ja mitattujen (pisteet) bentso(a)pyreenin tavoitearvoon (1 ng/m<sup>3</sup>) verrannollisten pitoisuuksien vertailu HSY:n ilmanlaadun mittausasemilla. Kuvassa Kallion, Vartiokylän ja Mäkelänkadun taustapitoisuus on tarkastelujakson keskiarvo ja siirrettävillä asemilla kyseisen vuoden vuosipitoisuus.

Malli-mittausvertailun tulosten perusteella voidaan todeta, että leviämismallitulokset edustavat pienhiukkas- ja mustahiilipäästöjen aiheuttamaa ilmanlaatuilannetta pääosin hyvin pääkaupunkiseudun eri alueilla. Leviämismallituloksena saadut kotitalouksen puunpolton aiheuttama bentso(a)pyreenipitoisuudet edustavat ilmanlaatuilannetta kohtalaisesti.

### 3 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän ilmanlaatuselvityksen tarkoituksena oli hankkia leviämislaskelmien avulla tietoa pääkaupunkiseudun ilmanlaadusta ja sen alueellisesta vaihtelusta sekä eri päästölähteiden vaikutusosuudesta ilmanlaatuun. Ilmanlaatuselvityksessä arvioitiin pääkaupunkiseudun merkittävimpien päästölähteiden eli kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ilmanlaatuvaikutuksia päästölähdekohtaisesti sekä kokonaisuutena yhdessä taustapitoisuuksien kanssa. Leviämismallilaskelmien avulla tarkasteltiin ulkoilman pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin pitoisuuksia ulkoilmassa hengityskorkeudella. Ilmanlaatuselvityksen tuloksina saatuja pitoisuuksia verrattiin ilmanlaadun vertailuarvoihin sekä ilmanlaadun mittausten tuloksiin.

Ilmanlaatuselvityksessä arvioitiin leviämismallilaskelmilla pitoisuuksien muodostumista koko pääkaupunkiseudun alueelle. Laajalle alueelle tehdyn leviämismallinnuksen tuloksia voidaan käyttää alueellisten ilmanlaatuvaikutusten arvioinnissa, täydentämässä mittauksin saatua tietoa ilmanlaadusta ja sen vaihtelusta sekä tulevien ilmanlaadun mittausten suunnittelussa ja mittausverkon optimoinnissa.

Leviämismallilaskelmat tehtiin käyttäen Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä päästöjen laskentamalleja ja leviämismalleja: pistemäisten ja pintalähteiden leviämismalli UDM-FMI, liikenteen pakokaasupäästöjen leviämismalli CAR-FMI sekä laivapäästömalli (STEAM). Pitoisuudet laskettiin kaikki pääkaupunkiseudun kunnat kattavalle 45 × 35 km kokoiselle alueelle. Mallilaskelmissa otettiin huomioon päästölähteiden aiheuttamien pitoisuuksien lisäksi alueellinen taustapitoisuus. Mallinnuksessa käytettiin taustapitoisuutena Espoon Luukin ja Juupajoen Hyytiälän mittausasemien vuosien 2016, 2018 ja 2019 havaintoja. Meteorologinen aineisto koostettiin Ilmatieteen laitoksen Helsingin Harmajan ja Kumpulan, Helsinki-Vantaa lentoaseman ja Jokioisten säähavainnoista.

Leviämismallin lähtötietoina käytetyt päästöt kattoivat suurimman osan pääkaupunkiseudulla syntyvistä pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin päästöistä. Kiinteistöjen puun pienpolton 100 m x 100 m ruudutettavat päästöt pääkaupunkiseudulle saatiin HSY:ltä ja 250 m x 250 m ruuduittaiset päästöt Uudellemaalle saatiin Suomen ympäristökeskuksen alueellisesta päästöskenaariomallista (FRES-malli). HSY laski autoliikenteen pakokaasu- ja katupölypäästöt Helsingin seudun liikenteen arvioimien liikennemäärätietojen perusteella. Laivaliikenteen päästöt laskettiin STEAM-laivapäästömallilla, joka hyödyntää mm. laivojen automaattisesta kulunvalvonnasta saatuja paikkatietoja päästöjen laskennassa.

Epäpuhtauksien pitoisuuksia ulkoilmassa säädellään terveysperusteisilla ilmanlaadun ohje-, raja- ja tavoitearvoilla. Ilmanlaadun kansalliset ohje- ja raja-arvot tulisi ottaa huomioon esimerkiksi liikennesuunnittelussa, kaavoituksessa, rakennusten sijoittelussa ja teknisissä ratkaisussa, jolloin pyritään etukäteen välttämään ihmisten altistuminen terveydelle haitallisen korkeille ilman epäpuhtauksien pitoisuuksille. Suomessa ei ole voimassa olevaa ohje- ja raja-arvoa pienhiukkasten lyhytaikaispitoisuuksille, joten tuloksia verrattiin WHO ohje- ja raja-arvoihin. Ilmanlaadun raja-arvot ovat ohje- ja raja-arvoja sitovampia, eivätkä ne saa ylittyä alueella, joilla asuu tai oleskelee ihmisiä. Esimerkiksi autoliikenteelle varatuilla väylillä raja-arvot eivät kuitenkaan ole voimassa. Tavoitearvon ylittyminen on mahdollisuuksien mukaan pyrittävä välttämään, jotta ihmisten terveyden ja ympäristöön kohdistuvia haitallisia vaikutuksia vähennetään. Tavoite- ja raja-arvot ovat voimassa kaikissa EU-maissa.

Nyt tehtyjen leviämismallilaskelmien tulosten perusteella voidaan arvioida, että ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla on pääsääntöisesti hyvää, mutta tiiviisti rakennettujen pientaloalueiden puun pienpolto ja vilkaisliikenteiset väylät nostavat pitoisuuksia paikallisesti. Alueellisella

taustapitoisuudella on merkittävä vaikutus etenkin pienhiukkaspitoisuuksiin. Laivaliikenteen vaikutus ilmanlaatuun on hyvin pieni.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat selvästi vuosiraja-arvon ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mutta ylittävät WHO:n vuosiohjearvon ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) koko pääkaupunkiseudun alueella pääosin kaukokulkeumasta johtuvan taustapitoisuuden vaikutuksesta. Autoliikenne ja kotitalouksien puunpoltto vaikuttavat pienhiukkaspitoisuuksiin paikallisesti ja niiden vaikutus on suurimmillaan lähellä päästölähteitä. Pienhiukkaspitoisuudet ovat korkeampia talvikuukausina, jolloin kotitalouksien pienpolton päästöt ovat suuremmat ja pitoisuuksien sekoittuminen ilmakehässä on keskimäärin heikompaa kuin kesäkuukausina.

Hetkelliset pienhiukkaspitoisuudet ylittävät WHO:n vuorokausiohjearvon ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vilkasliikenteisten väylien ja Helsingin tiiviisti rakennettujen pientaloalueiden ympäristöissä. Muualla pääkaupunkiseudulla pitoisuudet jäävät alle WHO:n vuorokausiohjearvon.. Voimakkaissa kaukokulkeumatilanteissa pienhiukkaspitoisuudet voivatkin ylittää WHO:n vuorokausiohjearvon koko pääkaupunkiseudulla.

Mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuudet olivat korkeampia vilkasliikenteisten väylien välittömässä läheisyydessä ja Helsingin tiiviisti rakennettujen pientaloalueiden ympäristössä. Myös taustapitoisuudella on merkittävä vaikutus pitoisuuksiin. Kotitalouksien puunpolton päästöjen, taustapitoisuuden ja sääolosuhteiden vuodenaikaisvaihtelu nostavat mustahiilipitoisuuksia talviaikaan.

Pääosin kotitalouksien puunpoltosta aiheutuvat bentso(a)pyreenipitoisuudet ylittävät mallilaskelmien mukaan tavoitearvon ( $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ ) useilla tiiviisti rakennetuilla pientaloalueilla, kuten Suutarila–Suurmetsä–Tapaninkylä alueella, Ruskeasannassa, Rekola–Korso alueella, Pakila–Tuomarinkylä aluella, Lintuvaarassa, Laaksolahdessa, Mankkaalla ja Nöykkiössä, mutta mallinnustulokset olivat yliarvioita verrattuna mittaustuloksiin (kts. seuraava kappale). Ylempi arviointikynnys  $0,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  ylittyy yleisesti pääkaupunkiseudun asuinalueilla sekä mallinnus- ja mittaustulosten perusteella. Kotitalouksien puunpolton päästöjen vuodenaikaisvaihtelu nostaa bentso(a)pyreenipitoisuuksia voimakkaasti talviaikaan, jota sääolosuhteet voimistavat entisestään. Talvella bentso(a)pyreenin elinaika ilmakehässä on pidempi johtuen matalammasta lämpötilasta, ja silloin se on myös suuremmaksi osaksi hiukkasissa. Myös valokemialliset reaktiot, jotka hajottavat bentso(a)pyreeniä, ovat hitaampia talvella kuin kesällä.

Mallilaskelmien tulosten luotettavuuteen vaikuttavat merkittävästi mallin lähtötietoina käytettävien meteorologisten tietojen, taustapitoisuuksien sekä päästötietojen ja muiden lähtötietojen oikeellisuus, kuten liikennemääräarvion luotettavuus, käytettyjen ajoneuvo kohtaisten päästökertoimien edustavuus sekä lyhytaikaisten päästövaihteluiden kuvaaminen. Mallilaskelmien tulosten ja käytettyjen lähtötietojen edustavuutta arvioitiin vertaamalla mallinnettuja tuloksia pääkaupunkiseudun ilmanlaadun mittausasemien vuosien 2016, 2018 ja 2019 mittaustuloksiin. Mallinnuksen ja mittausten epävarmuudet huomioiden voidaan pienhiukkasten ja mustan hiilen malli- ja mittaustulosten arvioida olevan pääosin hyvin yhteensopivia ja mallitulosten täyttävän mallintamisen epävarmuudelle asetetut laatutavoitteet. Pääosin kotitalouksien puunpoltosta aiheutuvat bentso(a)pyreenipitoisuudet edustavat ilmanlaatu tilannetta kohtalaisesti mallinnettujen pitoisuuksien ollessa kaikilla yhdeksällä mittausasemalla suurempia kuin mitatut pitoisuudet. Kotitalouksien puunpolton bentso(a)pyreenin päästökertoimia päivitettiin vuonna 2021, mutta tulosten perusteella päästökertoimet vaikuttavat olevan edelleen liian korkeita. Lisäksi puun pienpolton mallinnuksen epävarmuuteen vaikuttavat päästökerrointen lisäksi päästöjen sääriippuvuuden aiheuttama ajallinen vaihtelu sekä taustapitoisuuden vuosien välinen vaihtelu.

## OSA II

---

### 4 TAUSTATIETOA ILMANLAADUSTA

#### 4.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät

Ilmanlaatua heikentävien ilman epäpuhtauksien suurimpia päästölähteitä Suomessa ovat liikenne, energiantuotanto, teollisuus ja asuinrakennusten puunpoltto. Ilmansaasteita kulkeutuu Suomeen myös kaukokulkeutena maamme rajojen ulkopuolelta. Ilman epäpuhtauksien päästöistä suurin osa vapautuu ilmakehän alimpaan kerrokseen, jota kutsutaan ilmakehän rajakerrokseksi. Rajakerroksessa päästöt sekoittuvat ympäröivään ilmaan ja ilmansaasteiden pitoisuudet laimenevat. Päästöt voivat levitä liikkuvien ilmassojen mukana laajoille alueille. Tämän kulkeutumisen aikana ilmansaasteet voivat reagoida keskenään sekä muiden ilmassa olevien yhdisteiden kanssa muodostaen uusia yhdisteitä. Ilmansaasteet poistuvat ilmasta sateen huuhtomina (märkälasseuma), kuivalasseumana erilaisille pinnoille tai kemiallisen muutoksen kautta.

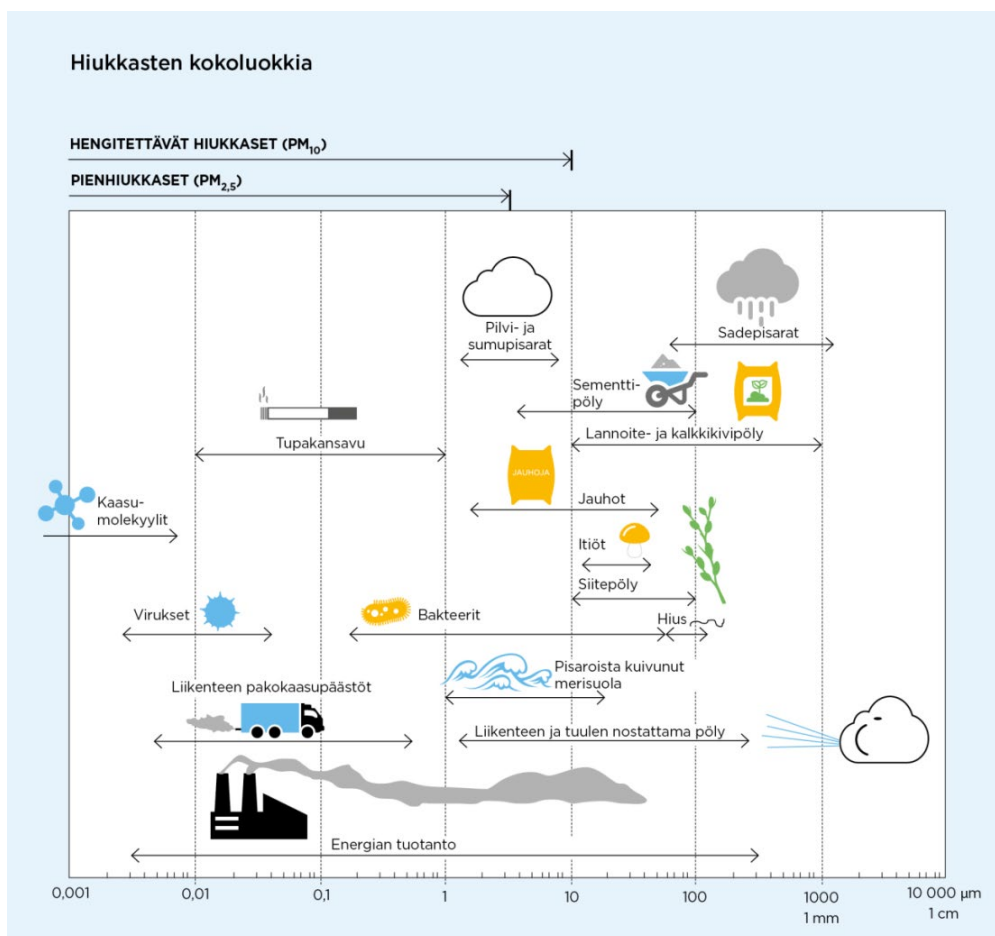
Ilmansaasteiden leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän alimmassa osassa, rajakerroksessa. Sen korkeus on Suomessa tyypillisesti alle kilometri, mutta etenkin kesäisin se voi nousta yli kahteen kilometriin. Matalimmat rajakerroksen korkeudet havaitaan yleensä talvella kovilla pakkasilla. Rajakerroksen korkeus määrää ilmatilavuuden, johon päästöt voivat välittömästi sekoittua. Rajakerroksen tuuliolosuhteet määräävät karkeasti ilmansaasteiden kulkeutumissuunnan, mutta rajakerroksen ilmapvirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi ilmansaasteiden sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenemiseen kulkeutumisen aikana. Leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia tekijöitä ovat tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilisuus ja sekoituskorkeus. Ilmakehän stabiilisuudella tarkoitetaan ilmakehän herkkyyttä pystysuuntaiseen sekoittumiseen. Stabiilisuuden määrää ilmakehän pystysuuntainen lämpötilarakenne sekä mekaaninen turbulenssi eli alustan kitkan synnyttämä ilman pyörteisyys.

Inversiolla tarkoitetaan tilannetta, jossa ilmakehän lämpötila nousee ylöspäin mentäessä. Erityisesti maanpintainversion aikana ilmanlaatu voi paikallisesti huonontua nopeasti. Maanpintainversiossa maanpinta ja sen lähellä oleva ilmakerros jäähtyy niin, että kylmempi ilma jää ylempänä olevan lämpimämmän ilman alle. Kylmä pintailma ei raskaampana pääse kohoamaan yläpuolellaan olevan lämpimän kerroksen läpi, ja ilmakehän pystysuuntainen liike estyy. Inversiokerroksessa tuuli on hyvin heikkoa ja ilmaa sekoittava pyörteisyys on vähäistä, minkä vuoksi ilmansaasteet laimenevat huonosti. Inversiotilanteissa pitoisuudet kohoavat taajamissa etenkin liikenneuuhkien aikana, koska ilmansaasteet kerääntyvät matalaan ilmakerrokseen päästölähteiden lähelle.

#### 4.2 Hiukkaset

Ulkoilman hiukkaset ovat nykyisin merkittävimpiä ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä Suomen kaupungeissa. Pienhiukkasia pidetään haitallisimpana ilmaperäisenä ympäristötekijänä ihmisten terveydelle. Ulkoilman hiukkaset ovat taajamissa peräisin autojen pakokaasuista, energiantuotannon ja teollisuuden prosesseista ja puunpoltosta. Nämä hiukkaspäästöt ovat pääasiassa pieniä hiukkasia. Keväisin ja syksyisin hiukkaspitoisuuksia kohottaa katupöly eli epäsuorat hiukkaspäästöt (ns. resuspensio). Hiukkasiin on sitoutunut myös erilaisia haitallisia yhdisteitä kuten hiilivetyjä ja raskasmetalleja. Liikenteen vaikutukset korostuvat matalan päästökorkeuden vuoksi.

Ulkoilman hiukkasten koko on yhteydessä niiden aiheuttamiin erilaisiin vaikutuksiin. Suurempien hiukkasten korkeat pitoisuudet vaikuttavat merkittävimmin viihtyvyyteen ja aiheuttavat likaantumista. Terveysvaikutuksiltaan haitallisempia ovat ns. hengitettävät hiukkaset ja pienhiukkaset, jotka kykenevät tunkeutumaan syväälle ihmisten hengitysteihin. Hengitettävien hiukkasten halkaisija on alle 10 mikrometriä ( $PM_{10}$ ) ja pienhiukkasten halkaisija on alle 2,5 mikrometriä ( $PM_{2,5}$ ). Hengitettävien hiukkasten pitoisuudet kohoavat erityisesti keväällä, jolloin jauhautunut hiekoitushiekka ja asfalttipöly nousevat ilmaan kuivilta kaduilta liikenteen nostattamana. Katupölyä esiintyy myös syksyllä talvirengaskauden alussa, kun tiet ovat vielä lumettomia sekä rakennustyömaiden läheisyydessä. Pienhiukkaset ovat pääasiassa peräisin suorista autoliikenteen ja teollisuuden päästöistä ja kaukokulkeumasta, jonka lähde voi olla esimerkiksi metsä- ja maastopalot. Pienhiukkaset voivat kulkeutua ilmavirtausten mukana jopa tuhansia kilometrejä. Hiukkasten kokoluokkia on havainnollistettu kuvassa 16.



Kuva 16. Hiukkasten kokoluokkia. Hiukkasten koko ilmaistaan halkaisijana mikrometreissä ( $\mu\text{m}$ ). Mikro ( $\mu$ ) etuliite tarkoittaa miljoonasosaa. 1  $\mu\text{m}$  on siten metrin miljoonasosa eli millimetrin tuhannesosa.

Suurimmat hiukkaspitoisuudet esiintyvät vilkkaasti liikennöidyissä kaupunkikeskustoissa. Suomessa hiukkaspitoisuudet kohoavat yleensä voimakkaasti keväällä maaliskuussa, kun maanpinnan kuivuessa tuuli ja liikenne nostattavat talven aikana kertynyttä katupölyä ilmaan. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuuksille asetettu raja-arvotaso ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ylittyi

mittausasemilla noin 0–25 kertaa vuoden aikana. Vuorokausiraja-arvotason ylityksiä saa olla mittausasemalla 35 kappaletta vuodessa, ennen kuin raja-arvo katsotaan ylittyneeksi. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuudelle annettu raja-arvo on ylittynyt vain Helsingin keskustassa, viimeksi vuonna 2006. Katupölyn muodostumiseen voidaan merkittävästi vaikuttaa oikea-aikaisella katujen siivouksella ja kunnossapidolla, pölynsidonnalla ja kitkarenkaiden käytön edistämisellä.

Hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudelle annettu raja-arvo  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  alittuu Suomessa. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet viime vuosina Suomen kaupungeissa noin  $5\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Viikkaimilla teillä ja katukuiluosuusilla vuosipitoisuudet voivat olla yli  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Puhtailla tausta-alueilla vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Etelä-Suomessa noin  $9\text{--}14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Pohjois-Suomessa noin  $3\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (*Ilmatieteen laitos, 2021*).

Pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvolle määritetty raja-arvo  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  alittuu selvästi kaikkialla Suomessa. Viime vuosina pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus on ollut pääkaupunkiseudun kaupunkialueilla noin  $5\text{--}9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja muilla kaupunkialueilla noin  $2\text{--}8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pitoisuuserot erityyppisten mittausympäristöjen välillä ovat muutamia mikrogrammoja. Puhtailla tausta-alueilla vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Etelä-Suomessa noin  $4\text{--}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Pohjois-Suomessa noin  $2\text{--}3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (*Ilmatieteen laitos, 2021*). Pienhiukkasten taustapitoisuudesta valtaosa on kaukokulkeutunutta hiukkasainesta. Kaukokulkeuma muodostaa huomattavan osan myös kaupunki-ilman pienhiukkaspitoisuuksista.

### 4.3 Musta hiili

Musta hiili (BC = Black Carbon) eli noki kuvaa voimakkaasti valoa sitovia pienhiukkasia, joissa on korkea epäorgaanisen hiilen pitoisuus. Mustaa hiiltä vapautuu ilmakehään polttoprosesseissa, joista tärkeimmät pääkaupunkiseudulla ovat suorat pakokaasupäästöt, puunpoltto tulisijoissa, laivaliikenne ja kaukokulkeuma (*Korhonen ym., 2020*). Ilmakehässä musta hiili säilyy muutamasta päivästä muutamaan viikkoon. Mustalla hiilellä on ilmastoa lämmittävä vaikutus toisin kuin tyypillisesti pienhiukkasilla, jotka viilentävät ilmastoa.

Mustan hiilen mittaamiselle ei ole voimassa olevaa standardia. Yleinen tapa mitata perustuu aerosolien absorptiokertoimen määrittämiseen. Tätä mittaamenetelmää käyttäessä puhutaan ekvivalenttihiljestä (eBC). Alkuaineihiili (EC = Elemental Carbon) tarkoittaa hiukkasfaasissa olevaa hiiliainesta, joka ei höyrysty inerteissä olosuhteissa alle  $4000 \text{ K}$ :ssä ja haihtuu ainoastaan hapen myötävaikutuksesta. EC koostuu yksinomaan hiilestä, joka ei ole kemiallisesti sitoutunut muihin alkuaineisiin (*Petzold ym. 2013*). Alkuaineihiilen mittaaminen perustuu termis-optiseen menetelmään, jossa orgaaninen hiili (OC) ja alkuaineihiili erotetaan niiden höyrystymisominaisuuksien mukaisesti.

Altistumisella mustalla hiilellä kuten muillekin pienhiukkasille on negatiivisia vaikutuksia terveyteen. Tällä hetkellä ei ole tarpeeksi kliinisiä tai toksikologisia tutkimuksia, jotta voitaisiin arvioida tarkasti kuinka paljon ja miten mustan hiilen terveysvaikutukset eroavat muiden pienhiukkasten aiheuttamista terveyshaitoista (*WHO, 2012*).

Pääkaupunkiseudulla korkeimmat mustahiilipitoisuudet mitataan vilkasliikenteisillä- ja pientaloalueilla. Vuonna 2019 mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuudet vaihtelivat  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Luukin tausta-asema) ja  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Mäkelänkadun liikenneasema) välillä. Pitoisuudet ovat korkeammat talvella kuin kesällä. Korkeimmat vuorokausikeskiarvot vaihtelivat  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Luukin tausta-asema) ja  $9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Pirkkolan pientaloalue) välillä (*Korhonen ym., 2020*). Paikallisten päästöjen suuri merkitys näkyy selvästi pitoisuuksien vaihtelussa eri vuorokaudenaikoina. Pitoisuudet kohoavat arkiamuina liikennealueilla, kun taas pientaloalueilla korkeimmat pitoisuudet mitataan yleensä viikonloppuiltoina.



Mustan hiilen osuus pienhiukkasten massasta vaihteli 5 % (Luukin tausta-asema) ja 13 % (Mäkelänkadun liikenneasema) välillä vuonna 2019 (Korhonen *ym.*, 2020). Ajoneuvokannan uusiutumisen myötä mustan hiilen pitoisuudet ovat laskeneet pitkällä aikavälillä erityisesti vilkasliikenteisissä ympäristöissä (Luoma *ym.*, 2021).

#### 4.4 Bentso(a)pyreeni

Bentso(a)pyreeni kuuluu polysyklisiin aromaattisiin hiilivetyihin eli PAH-yhdisteisiin. PAH-yhdisteet ovat orgaanisia yhdisteitä, jotka muodostuvat vähintään kahdesta toisiinsa yhdistyneestä kokonaan hiilestä ja vedystä koostuvasta aromaattisesta renkaasta. PAH-yhdisteitä muodostuu palamisprosesseissa orgaanisen aineksen epätäydellisen palamisen seurauksena. PAH-yhdisteitä syntyy siten energiantuotannossa, liikenteessä (dieselmootorit), asuinrakennusten puunpoltossa, kulotuksessa, jätteenpoltossa, öljynjalostuksessa, alumiinin tuotannossa sekä koksen valmistuksessa. Pientaloalueilla mutta nykyään myös kaupunkien keskustoissa asuinrakennusten puunpoltto on merkittävin PAH-päästöjen lähde. Arkielämässä merkittävimpiä PAH-yhdisteiden lähteitä ovat muun muassa pakokaasut, tupakansavu, noki sekä ruoanvalmistus paahtamalla ja grillaamalla. Luonnollisia lähteitä ovat metsäpalot ja tulivuoren purkaukset.

PAH-yhdisteiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet vaihtelevat huomattavasti, mutta osa PAH-yhdisteistä on helposti haihtuvia. Ne vapautuvat ilmaan ja kulkeutuvat ilmakehässä pitkiä matkoja. PAH-yhdisteet esiintyvät joko kaasumaisessa olomuodossa tai sitoutuneina ilmassa oleviin pienhiukkasiin. PAH-yhdisteet, jotka sisältävät viisi rengasta tai enemmän havaitaan lähinnä hiukkasiin sitoutuneina kun taas 2–3 rengasta sisältävät ovat lähes ainoastaan kaasumaisessa olomuodossa. Vaihtelevuudet olomuodossa liittyvät pääasiassa 4 rengasta sisältäviin PAH-yhdisteisiin, kuten fluoranteeniin, pyreeniin, bentso(a)antraseeniin ja kryseeniin (European Commission, 2001). Bentso(a)pyreeni on viisirenkainen hiilivety, joka kiinnittyy palamisessa syntyviin pienhiukkasiin. PAH-yhdisteet ovat karsinogeenisiä ja ulkoilman PAH-yhdisteet lisäävät erityisesti keuhkosityöpään sairastumisen riskiä. PAH-yhdisteiden aiheuttaman syöpäriskin merkkiaineena käytetään bentso(a)pyreeniä.

Bentso(a)pyreenin pitoisuudet ja vuodenaikaisvaihtelu kuvaavat hyvin muidenkin PAH-yhdisteiden ominaisuuksia. Talvella PAH-yhdisteiden pitoisuudet ovat suurempia kuin kesällä, koska mm. energiantuotannon ja puun pienpolton takia PAH-yhdisteiden päästöt ovat talvikaudella suuremmat. Toisin kuin monet muun ilmansaasteen päästöt, bentso(a)pyreenin päästöt ilmaan ovat kasvaneet Euroopassa viime vuosina. Tämä johtuu suurimmaksi osaksi lisääntyneestä biomassan poltosta. Noin 17 % Euroopan kaupunkien väestöstä altistui EU:n tavoitearvon 1 ng/m<sup>3</sup> ylittävälle bentso(a)pyreenipitoisuuksille (EEA, 2019).

Suomessa bentso(a)pyreeni on tyypillisesti sellaisten pientaloalueiden ongelma, joissa poltetaan paljon puuta. Korkeita pitoisuuksia esiintyy erityisesti talvisin. Tavoitearvoa 1 ng/m<sup>3</sup> hipovia ja jopa sen ylittäviä vuosipitoisuustasoja on mitattu pientaloalueilla sekä Raahessa terästeollisuuslaitoksen tuntumassa. Vuonna 2018 Suomen korkein vuosikeskiarvo 1,7 ng/m<sup>3</sup> mitattiin Raahen Lapaluodossa. Bentso(a)pyreenin mittauksia on Suomessa melko harvassa, mutta tavoitearvoa lähellä olevia tai jopa sen ylittäviä pitoisuuksia esiintyy melko tasaisesti ympäri Suomea asutuskeskuksissa alueilla, joissa on paljon puunpolttoa (Ilmatieteen laitos, 2020).

#### 4.5 Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset

Ilmansaasteiden terveyshaitat ovat seurausta altistumisesta ulkoilmassa oleville haitallisille aineille. Altistuminen on sitä suurempaa mitä korkeampia hengitysilman pitoisuudet ovat ja mitä kauemmin ihminen hengittää saastunutta ilmaa. Pitkäaikainen altistuminen ilmansaasteille on terveysvaikutusten kannalta haitallisempaa kuin lyhytaikainen altistuminen.

Ilmansaasteiden arvioidaan aiheuttavan Suomessa noin 1 600 ennen aikaista kuolemantapausta vuodessa (*Hänninen ym. 2016*). Lisäksi ilmansaasteet aiheuttavat haittoja lisääntyneen sairastamisen takia. Haitalliset vaikutukset ilmenevät siitä huolimatta, että ilmanlaadun raja- tai ohjearvot eivät Suomessa ylity laajassa mitassa. Terveyshaitat aiheutuvat suurelta osin pienhiukkasista ja pienemmältä osin hengitettävistä hiukkasista sekä typpidioksidista. Yksilöiden herkkyys ilmansaasteille vaihtelee. Herkkiä väestöryhmiä ovat kaikenikäiset astmaatit, ikääntyneet sepelvaltimotautia ja keuhkohtaumatautia sairastavat sekä lapset. Talvisin pakkasen voi pahentaa ilmansaasteista aiheutuvia oireita.

Tieteellinen näyttö pienhiukkasten haitallisista terveysvaikutuksista on erittäin laaja. Hiukkaset kulkeutuvat ilman mukana kaikkiin osiin hengitysteitä, jolloin ne aiheuttavat sekä suoria vaikutuksia keuhkoissa että siirtyvät osin verenkiertoon ja edelleen kehon muihin osiin kuten sydänlihakseen ja aivoihin. Hiukkaset lisäävät sydän- ja verenkiertoelimistön sairauksia ja lisäävät kuolleisuutta. Terveystutkimusten tulosten perusteella WHO tiukensi vuonna 2021 ohjearvojaan, sillä etenkin pienhiukkasille ei löydetty pitoisuutta, jonka alapuolella terveyshaittoja ei esiintyisi. Muiden ilmansaasteiden vaikutukset ovat myös vakavia mutta niiden kansanterveydelliset haitat ovat pienhiukkasiin verrattuna vähäisempiä.

#### 4.6 Ulkoilmanlaadun vertailuarvot

Leviämismallilaskelmilla tai ilmanlaadun mittauksilla saatuja ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia voidaan arvioida vertaamalla niitä ilmanlaadun raja-arvoihin, tavoitearvoihin ja WHO:n ohjearvoihin.

EU-maissa voimassa olevat *raja-arvot* (*Vna 79/2017*) ovat sitovia ja ne eivät saa ylittyä alueilla, joissa asuu tai oleskelee ihmisiä. Raja-arvot eivät ole voimassa esimerkiksi teollisuusalueilla tai liikenneväylillä, lukuun ottamatta kevyen liikenteen väyliä. Raja-arvot määrittelevät ilmansaasteille sallitut korkeimmat pitoisuudet. Raja-arvoilla pyritään vähentämään tai ehkäisemään terveydelle ja ympäristölle haitallisia vaikutuksia. Raja-arvon ylittyessä kunnan on tiedotettava väestöä ja tehtävä ohjelmia ja suunnitelmia ilmanlaadun parantamiseksi ja raja-arvon ylitysten estämiseksi. Tällaisia toimia voivat olla esimerkiksi määräykset liikenteen tai päästöjen rajoittamisesta. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamien terveyshaittojen ehkäisemiseksi ulkoilman pienhiukkasten pitoisuudet eivät saisi ylittää taulukon 1 raja-arvoja alueilla, joilla ihmiset saattavat altistua ilmansaasteille. Taulukossa 2 esitetään Maailman terveysjärjestön (WHO) suosituksenomaiset ohjearvot pienhiukkasille (*WHO, 2021*). WHO päivitti ilmanlaadun ohjearvot syksyllä 2021.

Taulukko 1. Terveyshaittojen ehkäisemiseksi annetut pienhiukkasten pitoisuuksia koskeva raja-arvo (Vna 79/2017).

Ilman epäpuhtaus	Keskiarvon las- kenta-aika	Raja-arvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (293 K, 101,3 kPa)	Sallittujen ylitysten määrä kalenterivuo- dessa
Pienhiukkaset (PM <sub>2,5</sub> )	kalenterivuosi	25 *)	–

\*) Tulokset ilmaistaan ulkoilman lämpötilassa ja paineessa.

Taulukko 2. Ulkoilman pienhiukkasten pitoisuuksia koskevat ilmanlaadun ohjearvot (WHO, 2021).

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Tilastollinen määrittely
Pienhiukkaset (PM <sub>2,5</sub> )	15	Vuoden vuorokausiarvojen 99. prosenttipiste (sallii 3 ylitystä vuodessa)
	5	Vuoden keskiarvo

*Tavoitearvolla* tarkoitetaan ilmassa olevaa pitoisuutta, joka on mahdollisuuksien mukaan alitettava määräajassa ja jolla pyritään välttämään, ehkäisemään tai vähentämään ihmisten terveyteen ja ympäristöön kohdistuvia haitallisia vaikutuksia. Pitoisuuksien alittaessa säädetyn tavoitearvon, pitoisuudet on pyrittävä pitämään tavoitearvojen alapuolella ja mahdollisuuksien mukaan estämään pitoisuuksien nouseminen. Tavoitearvon ylittyminen on pyrittävä estämään käyttämällä parasta käyttökelpoista tekniikkaa ja noudattamalla ympäristön kannalta parhaan käytännön periaatetta (Vna 113/2017). Bentso(a)pyreenin ulkoilmapitoisuuksia koskevat ilmanlaadun tavoitearvot sekä pitoisuuksien seurantaan liittyvät ylemmät ja alemmat arviointikynnykset on esitetty taulukossa 3.

*Ylemmällä arviointikynnyksellä* tarkoitetaan sellaista ilman epäpuhtauden pitoisuutta, jota korkeammissa pitoisuuksissa jatkuvat mittaukset ovat ensisijainen ilmanlaadun seurantamenetelmä seuranta-alueella. Tätä alemmissa pitoisuuksissa jatkuvien mittausten tarve on vähäisempi ja ilmanlaadun arvioinnissa voidaan käyttää jatkuvien mittausten ja mallintamistekniikoiden tai suuntaa-antavien mittausten yhdistelmää. *Alemmalla arviointikynnyksellä* tarkoitetaan ilman epäpuhtauden pitoisuutta, jota alemmissa pitoisuuksissa ilmanlaadun arvioimiseksi riittää, että seuranta-alueella käytetään yksinomaan mallintamista tai muita menetelmiä kuten päästökartoituksia. Ylemmän ja alemman arviointikynnyksen ylittyminen määritetään viiden edellisen vuoden pitoisuuksien perusteella. Arviointikynnyksen katsotaan ylittyneen, kun se on ylittynyt vähintään kolmena vuotena viidestä.

Taulukko 3. Bentso(a)pyreenin tavoitearvo ja arviointikynnykset pitoisuuksien vuosikeskiarvoille (Vna 113/2017).

Yhdiste	Keskiarvon laskenta-aika	Tavoitearvo *) ng/m <sup>3</sup>	Alempi arviointikynnys ng/m <sup>3</sup>	Ylempi arviointikynnys ng/m <sup>3</sup>
Bentso(a)pyreeni	kalenterivuosi	1,0	0,4	0,6

\*) Pitoisuus määritetään hengitettävien hiukkasten massapitoisuudesta kalenterivuoden keskiarvona. Tulokset ilmoitetaan ulkoilman lämpötilassa ja paineessa.

Mustan hiilen pitoisuuksille ei ole vielä annettu lainsäädännössä raja- tai tavoitearvoa. Myöskään WHO ei ole antanut mustalle hiilelle ohjearvoa, mutta suosittelee sen mittaamista.

## 5 LEVIÄMISMALLILASKELMIEN LÄHTÖTIEDOT

### 5.1 Mallilaskelmissa huomioidut päästöt

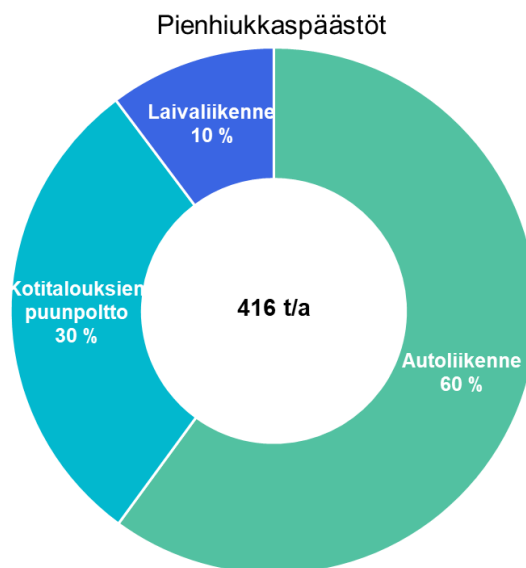
#### 5.1.1 Pääkaupunkiseudun kokonaispäästöt

Leviämismallilaskelmissa huomioidut pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen kokonaispäästöt vuonna 2019 on esitetty kuvissa 17–19.

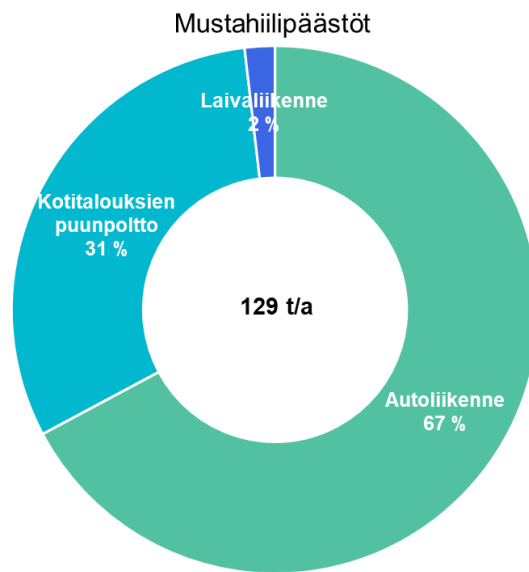
Pienhiukkasten kokonaispäästöistä (416 t/a) 60 % tulee autoliikenteestä. Autoliikenteen päästö määrässä on huomioitu suoraan moottoreiden pakokaasusta peräisin olevat pienhiukkaset ja katupölyn sisältämät pienhiukkaset. Kotitalouksien puunpolton osuus on 30 % ja laivaliikenteen osuus 10 % pienhiukkaspäästöistä.

Mustahiilen kokonaispäästöistä (129 t/a) 67 % vapautuu autoliikenteestä. Kotitalouksien puunpolton osuus on 31 % ja laivaliikenteen osuus 2 % pienhiukkaspäästöistä. On huomioitava, että laivaliikenteen päästöt on STEAM-laivapäästömallissa annettu alkuainehiilenä (EC=elemental carbon) eikä mustana hiilenä.

Bentso(a)pyreenipäästöt (130 kg) aiheutuvat kokonaan kotitalouksien puunpolton päästöistä.



Kuva 17. Pääkaupunkiseudun pienhiukkasten kokonaispäästöt ja eri päästölähteiden osuudet vuonna 2019.



Kuva 18. Pääkaupunkiseudun mustan hiilen kokonaispäästöt ja eri päästölähteiden osuudet vuonna 2019.

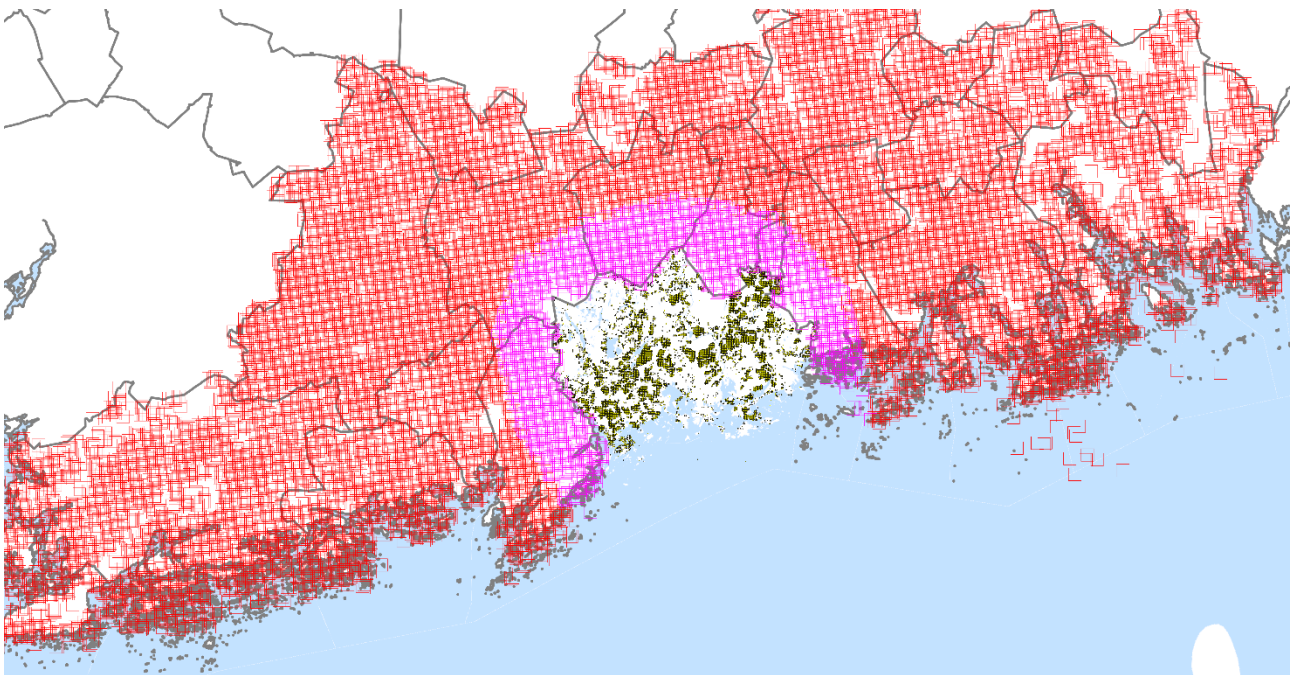


Kuva 19. Pääkaupunkiseudun bentso(a)pyreenin kokonaispäästöt ja eri päästölähteiden osuudet vuonna 2019.



### 5.1.2 Kotitalouksien puunpolton päästöt

Leviämismallinnuksessa käytetyt kotitalouksien puunpolton päästöt saatiin Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymältä (HSY). HSY on laskenut päästöt tulisijojen käyttötapoja kartoittavan asukaskyselyn sekä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) ja HSY:n laskemien tulisijakohtaisten päästökertoimien perusteella. Laskentamenetelmä on kuvattu raportissa, joka käsittelee puunpolton päästöarviota pääkaupunkiseudun alueelle (HSY, 2020). Bentso(a)pyreenin päästölaskenta tehtiin kuitenkin uudelleen niin, että siinä käytettiin Itä-Suomen yliopiston ja Suomen ympäristökeskuksen kokoamia uusimpia päästökertoimia (Tissari ym., 2021), jolloin kokonaispäästöt vähenivät noin 40 %. Päästölaskennassa ja leviämismallilaskennassa tarkasteltiin pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin päästöjä vuoden 2018 tilanteessa. Päästöt laskettiin omakoti- ja paritaloille. Päästöt on esitetty vuosipäästöinä (g/a) 100 m × 100 m ruuduissa pääkaupunkiseudun alueelle. Päästöt on jaoteltu lämmityslähteittäin takkoihin (luokka sisältää takkojen lisäksi myös muut tulisijatyypit), kiukaisiin ja lämmityskattiloihin. Leviämismallinnuksessa huomioitiin takkojen, puulämmitteisten kiukaiden ja kattilalämmityksen erilaiset käyttöajat HSY:ltä saatujen aikavaihtelutietojen perusteella. Aikavaihtelun avulla painotetaan keskimääräisiä päästöjä eri ajankohdille.



Kuva 20. Mallilaskelmissa huomioidut Uudenmaan kotitalouksien puunpolton päästörüudut (pinkit ruudut) noin 8 km levyiseltä vyöhykkeeltä pääkaupunkiseudun ympäriltä.

Leviämismallinnuksessa huomioitiin myös Uudenmaan kotitalouksien puunpolton vaikutus pääkaupunkiseudun pitoisuuksiin. Uudenmaan kiinteistökohtaisen lämmityksen päästöt saatiin SYKE:ltä, jotka edustavat vuoden 2015 tilannetta. Päästöt on laskettu alueellisella päästöskenaariomallilla (FRES-malli) ja ne on esitetty vuosipäästöinä (g/a) 250 × 250 m ruuduissa Uudenmaan kuntien alueille (Savolahi, ym. 2019). Mallilaskelmissa huomioitiin Uudenmaan päästöjä noin 8 km levyiseltä vyöhykkeeltä (ns. buffer) pääkaupunkiseudun ympäriltä (kuva 20). Käytetyt bentso(a)pyreenipäästöt on jaoteltu omakotitalojen puukattilalämmitykseen, öljykattilalämmitykseen, lisälämmityslähteisiin

(esim. takat) ja saunoihin sekä vapaa-ajanrakennusten pienpolttoon sekä maatalous-, teollisuus- ja kaupallisten rakennusten puulämmitykseen. Myös SYKE laskee bentso(a)pyreenipäästöt uusilla päästökertoimilla, jolloin kokonaispäästöt vähenivät noin 40 %. Leviämismallinnuksessa huomioitiin eri lämmityslähteiden päästöjen aikavaihtelu SYKE:n tuottaman Suomen keskimääräisen aikavaihteluaineiston perusteella. Aineistossa oli neljä erilaista aikavaihtelua: asuinrakennusten lämmityskattiloille, lisälämmityslähteille ja saunoille sekä vapaa-ajan asunnoille. Uudenmaan aineistossa päästöjen aikavaihtelu oli samankaltainen kuin pääkaupunkiseudun aineistossa.

Päästöjen leviämismallinnuksessa päästöt mallinnettiin ns. pintapäästölähteinä, joiden koko oli pääkaupunkiseudulla 100 × 100 m ja Uudellamaalla 250 × 250 m. Leviämismallilaskelmassa päästöruutujen korkeuden oletettiin olevan 7,5 m maanpinnasta, millä kuvattiin pientalojen keskimääräistä päästöjen vapautumiskorkeutta eli piipun korkeutta.

Kuvassa 21 esitetty kotitalouksien puunpolton pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin kokonaispäästöt ja eri lämmityslähteiden osuudet pääkaupunkiseudun kokonaispäästöistä vuonna 2018. Taulukoissa 4–6 on esitetty numeroarvoina eri lämmityslähteiden aiheuttamat päästöt pääkaupunkiseudulla sekä Uudenmaan 8 km vyöhykkeellä. Pääkaupunkiseudulla merkittävimmät pienhiukkasten ja mustan hiilen päästölähteet ovat omakoti- ja paritalojen lisälämmitys eli takkojen ym. tulisijat (53–61 %) sekä puulämmitteiset kiukaat (33–41 %). Puukattilalämmityksen päästöosuus on 6 %. Bentso(a)pyreenipäästöt vapautuvat pääasiassa kiukaista (50 %) ja takoista (48 %). Omakotitalojen puukattilalämmitys aiheuttaa vain 2 % bentso(a)pyreenipäästöistä.

Kotitalouksien puunpolton aiheuttamien pienhiukkas- ja mustahiilipäästöjen (kg/a) sekä bentso(a)pyreenipäästöjen (g/a) alueellinen jakauma ruuduittain on esitetty liitekuvissa 52, 55 ja 58. Kotitalouksien puunpolton päästöt ovat suurimmillaan tiheään asutuilla pientaloalueilla. Näitä alueita ovat pääkaupunkiseudulla mm. Espoon Mankkaa ja Espoonlahti, Helsingin Suutarila–Suutarila–Tapaninkylä, Tuomarinkylä–Pakila sekä Vantaan Ruskeasanta ja Ylästö.

Taulukko 4. Mallilaskelmissa huomioidut kotitalouksien puunpolton pienhiukkaspäästöt päästölähteittäin pääkaupunkiseudulla ja Uudellamaalla puun pienpoltto asuin- ja vapaa-ajanrakennuksissa (8 km vyöhyke pääkaupunkiseudun ympärillä).

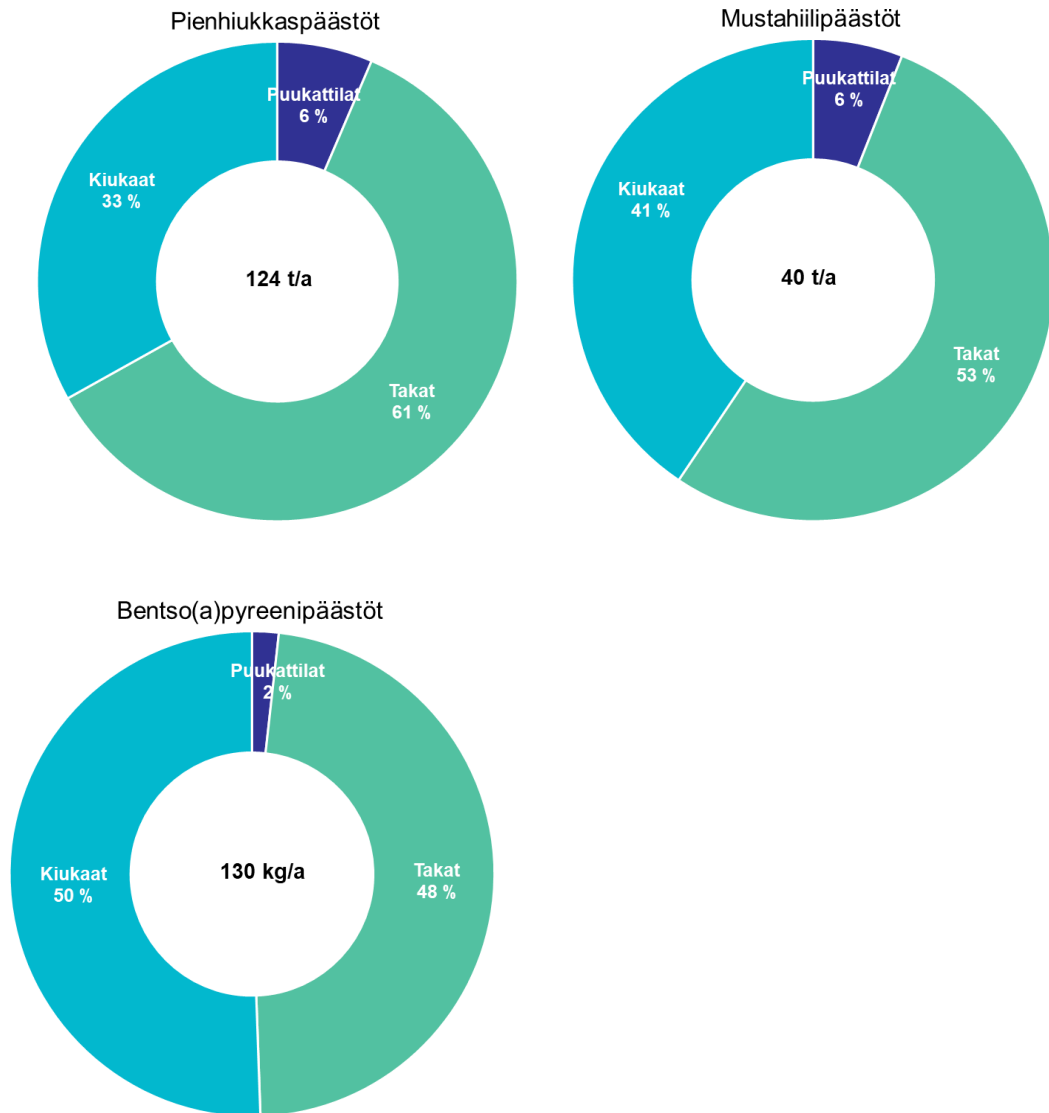
PM <sub>2,5</sub> -päästöt (t/a)	Pääkaupunkiseutu 2018	Uusimaa 2015
Omakoti- ja paritalojen takat ja muut tulisijat	75	–
Omakoti- ja paritalojen kiukaat	41	–
Omakoti- ja paritalojen lämmityskattilat	8	–
Kokonaispäästö PM <sub>2,5</sub> yhteensä (t/a)	124	109

Taulukko 5. Mallilaskelmissa huomioidut kotitalouksien puunpolton mustahiilipäästöt päästölähteittäin pääkaupunkiseudulla ja Uudellamaalla puun pienpolto asuin- ja vapaa-ajanrakennuksissa (8 km vyöhyke pääkaupunkiseudun ympärillä).

BC-päästöt (t/a)	Pääkaupunkiseutu 2018	Uusimaa 2015
Omakoti- ja paritalojen takat ja muut tulisijat	21	–
Omakoti- ja paritalojen kiukaat	16	–
Omakoti- ja paritalojen lämmityskattilat	2	–
Kokonaispäästö BC yhteensä (t/a)	40	35

Taulukko 6. Mallilaskelmissa huomioidut kotitalouksien puunpolton bentso(a)pyreenipäästöt päästölähteittäin pääkaupunkiseudulla ja Uudellamaalla puun pienpolto asuin- ja vapaa-ajanrakennuksissa (8 km vyöhyke pääkaupunkiseudun ympärillä).

B(a)p-päästöt (kg/a)	Pääkaupunkiseutu 2018	Uusimaa 2015
Omakoti- ja paritalojen takat ja muut tulisijat	62	62
Omakoti- ja paritalojen kiukaat	66	62
Omakoti- ja paritalojen kattilalämmitys	2	3
Vapaa-ajan rakennusten tulisijat	–	13
Teollisuus-, maatalous- ja kaupallisten rakennusten lämmitys	–	0,003
Kokonaispäästö B(a)p yhteensä (kg/a)	130	140



Kuva 21. Pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpolton aiheuttamat pienhiukkasten ja mustan hiilen päästöt (t/a) sekä bentso(a)pyreenin päästöt (kg/a) lämmityslähteittäin. Takkaluokassa on mukana myös muut tulisijatyyppit pl. kiukaat ja kattilat.

### 5.1.3 Autoliikenteen päästöt

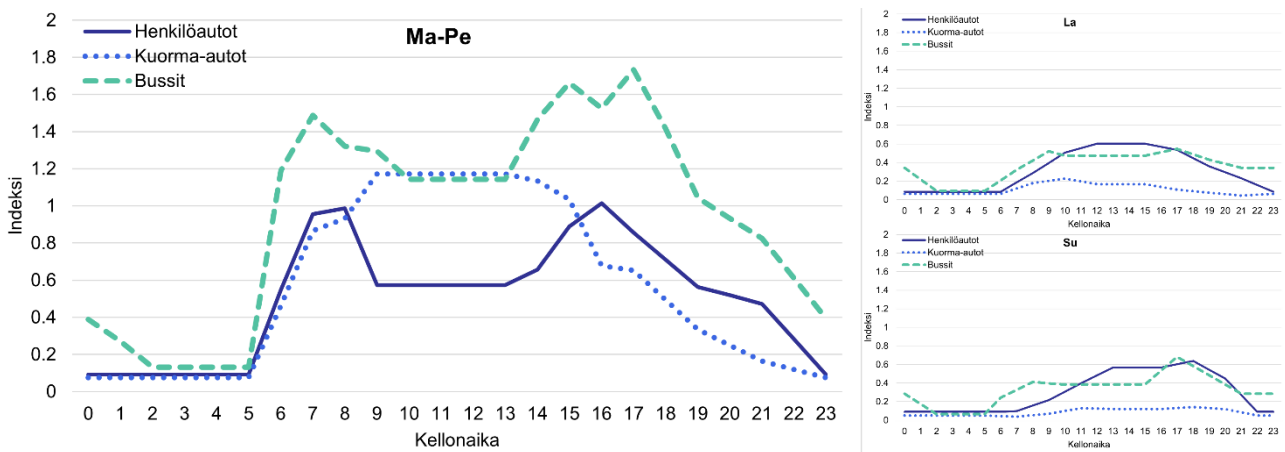
Koko tutkimusalueen autoliikenteen pienhiukkasten ja mustan hiilen päästöt laskettiin ja mallinnettiin tiekohtaisina viivalähteinä. Liikenneväyliä kuvattiin leviämislaskelmissa peräkkäisinä lyhyinä viivoina, joista jokaisesta vapautuu ympäristöönsä erikseen laskettavan suuruinen päästö. Mallilaskelmissa huomioitiin yhteensä 11 603 viivalähdettä kaikkien pääkaupunkiseudun kuntien alueelta ja sen ympäriltä vähintään 3 km levyiseltä vyöhykkeeltä (ns. buffer).

Autoliikenteen päästölaskenta edustaa vuoden 2019 päästöjä. Laskelmissa huomioitiin erikseen henkilöautoliikenteen ja raskaan liikenteen päästöt. Leviämismallilaskelmissa käytetyt autoliikenteen aiheuttamat pienhiukkasten ja mustan hiilen kokonaisvuosipäästöt on esitetty taulukossa 7 ja päästöt viivalähteittäin koko pääkaupunkiseudulla liitekuviissa 53 ja 56. Pienhiukkasten päästöt sisältävät autojen pakokaasuista ja katupölystä peräisin olevat pienhiukkaset. Kylmäkäynnistyksestä aiheutuva lisä pienhiukkaspitoisuuksiin on huomioitu mallilaskelmissa. Mustalle hielle ei laskettu kylmäkäynnistyslisää, koska siitä ei ollut saatavilla riittävästi tietoa luotettavan arvion tekemiseksi.

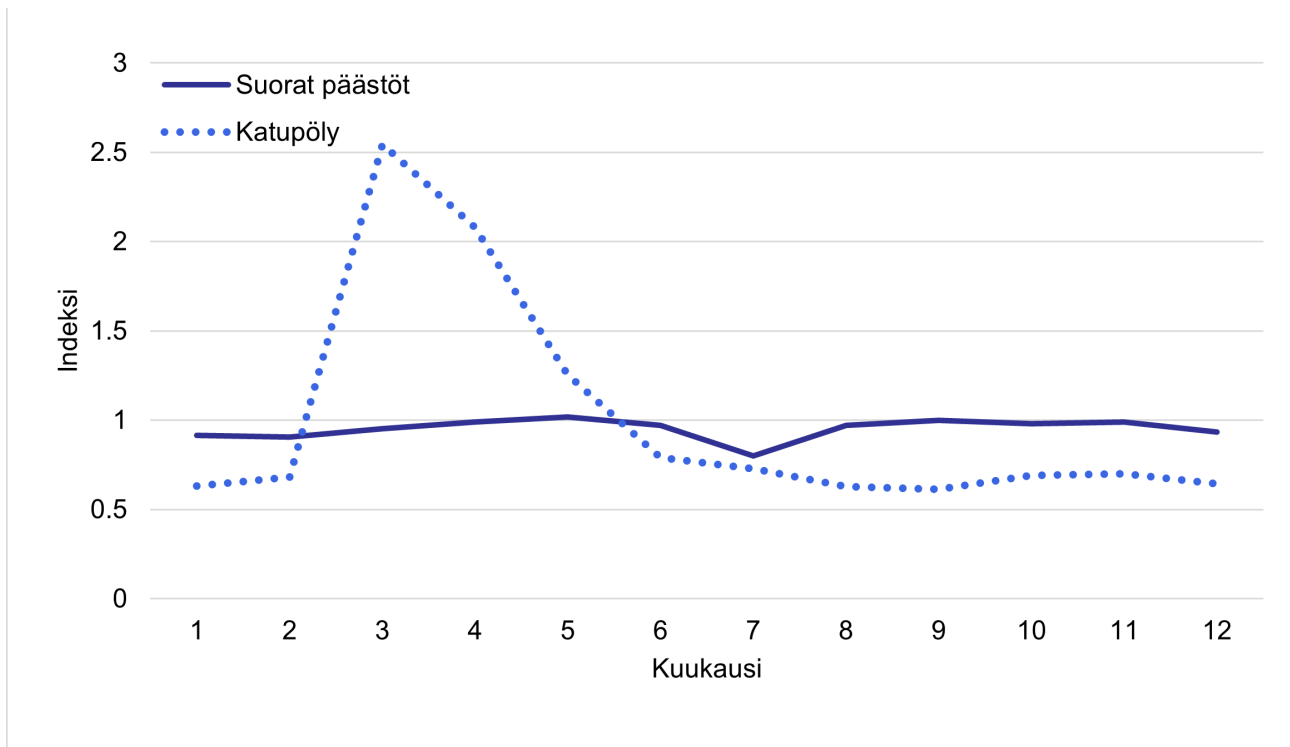
Taulukko 7. Mallilaskelmissa huomioitu pääkaupunkiseudun autoliikenteen kokonaispäästöt (t/a) vuonna 2019

	Autoliikenteen kokonaispäästöt (t/a)
PM <sub>2,5</sub> pakokaasut	118
PM <sub>2,5</sub> katupöly	131
BC	87

Autoliikenteen päästöjen arvioimisessa käytettiin Helsingin seudun liikenteen (HSL) liikennejärjestelmäsuunnitelmaa (MAL2023) varten tuottamia liikenne-ennustemääriä ja ajoneuvojen nopeuksia. Ennuste on tehty Helmet 4.0.3 -liikenne-ennustemallijärjestelmällä, käyttäen vuoden 2017 maankäyttötietoja ja vuoden 2020 liikenneverkkokuvausta. MAL2023:n liikenne-ennusteessa sijoitetaan seudulle kysyntämatriisit koko työssäkäyntialueen matkoista erikseen arjelle, lauantaille ja sunnuntaille. Vuorokauden eri tuntien liikennemäärät laskettiin käyttäen pääkaupunkiseudun liikennelaskentatietoihin perustuvia regressiokertoimia. Lisäksi päästöjen leviämismallilaskelmissa otettiin huomioon päästöjen vuodenaikaisvaihtelu (mm. lomakaudet) kuukausikertoimen muodossa. Päästölaskennassa käytetyt liikennemäärien aikavaihtelut on esitetty kuvassa 22 ja 23.



Kuva 22. Mallilaskelmissa käytetty autoliikenteen tunneittaista vaihtelua kuvaavat aikavaihteluindeksit.



Kuva 23. Mallilaskelmissa käytetty autoliikenteen päästöjen kuukausittaista vaihtelua kuvaavat aikavaihteluindeksit.

HSY laski liikennemäärien perusteella autoliikenteen pienhiukkasten ( $PM_{2.5}$ ) pakokaasu- ja katupölypäästöt sekä mustan hiilen (BC) päästöt. Pakokaasupäästöjen laskennassa käytettiin HBEFA:n (The Handbook of Emission Factors for Road Transport, versio 4.1) päästökertoimia. HBEFA:ssa on päästökertoimet eri liikennetilanteille ja nopeusrajoituksille sekä eri ajoneuvojen euroluokille todellisessa kaupunkiliikenteessä mitattuna. HSY on rakentanut nopeusriippuvat päästökertoimet pääkaupunkiseudun liikenteeseen näitä tietoja käyttäen. Näissä päästölaskelmissa ruuhkautumista ei ole kuitenkaan voitu ottaa tarpeeksi huomioon. HSL:n liikennemalli olettaa liikenteen sujuvammaksi ja siten arvioidut ajonopeudet ovat korkeampia kuin ne ovat todellisessa liikenteessä. Päästöt riippuvat ajonopeudesta ja yleensä hiljaisemmillä ajonopeuksilla päästöt ovat suurimmillaan ruuhkaisessa liikenteessä. Autoliikenteen epäsuoran pienhiukkaspäästö (katupöly) arvioitiin erikseen katu- ja tienopeuksille henkilö- ja pakettiautoille sekä raskaalle liikenteelle (bussit, kuorma-autot ja rekat) Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) tekemää arviota hyödyntäen (Kupiainen ym., 2020) (Taulukko 8).

Vuoden 2019 ajoneuvokannassa bensiiniautojen suoriteosuus on arvioitu olevan 72 % ja dieselautojen 28 %. Henkilöautojen bensiini/diesel-suhteen tiedot on saatu VTT LIPASTO:n vuosien 2012–2030 ajoneuvokanta-arviosta huomioiden, että dieselautojen suorite on 1,57-kertainen bensiinikäyttöisiin autoihin verrattuna. Päästöjä laskettaessa huomioitiin, että vuonna 2019 biopolttoainetta oletettiin olevan HSL:n dieselbussien käytössä 33,6 %. Kun biopolttoainetta on 100 % hiukkaspäästöt vähenevät 30 %. Tätä oletusta käytettiin myös muille busseille kuin HSL:n omille busseille, siten päästöjä on hieman aliarvioitu. Päästölaskennassa käytetty ajoneuvojakauma on esitetty taulukossa 9.



Taulukko 8. Mallilaskelmissa käytetyt katupölykertoimet eri ajoneuvo- ja nopeusluokille (*Kupiainen ym., 2020*)

Ajoneuvoluokka	Nopeus (km/h)	PM2,5 päästökerroin (g/km/ajoneuvo)
Henkilö- ja pakettiautot	≤ 60	0,009
Bussit, kuorma- ja rekka-autot	≤ 60	0,088
Henkilö- ja pakettiautot	> 60	0,012
Bussit, kuorma- ja rekka-autot	> 60	0,120

Taulukko 9. Ajoneuvojen osuudet eri euroluokissa (*VTT/ALIISA 2019, linja-autot HSL 18.2.2021*).

	Henkilöautot (bensa)	Henkilöautot (diesel)	Pakettiautot	Linja-autot	Kuorma-autot
Euro 0	0,6 %	0,3 %	1,5 %	0 %	0 %
Euro 1	2,4 %	0,3 %	2,3 %	0 %	0,3 %
Euro 2	7,5 %	1,8 %	5,7 %	0 %	5,3 %
Euro 3	21,7 %	8,8 %	15,2 %	1,2 %	15,7 %
Euro 4	18,3 %	23,1 %	29,4 %	0,3 %	16,9 %
Euro 5	22,4 %	36,7 %	20,5 %	0,4 %	31,4 %
Euro 6	27,1 %	28,8 %	25,4 %	57,1 %	30,5 %
EEV				31,0 %	
EEV light				7,0 %	

#### 5.1.4 Laivaliikenteen päästöt

Leviämismallilaskelmissa käytetyt laivaliikenteen aiheuttamat päästöt arvioitiin laivojen päästölaskentaan Ilmatieteen laitoksella kehitetyllä STEAM-laskentamallilla (Ship Traffic Emission Assessment Model), joka hyödyntää mm. laivojen automaattisesta kulunvalvonnasta saatuja paikkatietoja päästöjen laskennassa (katso kappale 6.4). Aineisto sisältää mm. rahti-, säiliö-, matkustaja-, kalastus- ja huoltoalusten tiedot, sekä huviveneitä, joihin on asennettu AIS-lähetin (vapaaehtoinen).

Laivaliikenteen vuoden 2019 päästölaskelmissa on oletettu polttoaineen rikkipitoisuudeksi 0,1 paino-% (liikennöinti satamissa ja matka-ajo). Koko Itämeri on osa rikkivalvonta-aluetta, jolla kulkevat laivat ovat käyttäneet vuoden 2015 alusta lähtien 0,1 paino-% rikkiä sisältävää polttoainetta (2012/33). Lisäksi EU:n satamien alueella käytettävän polttoaineen rikkipitoisuuden maksimiarvo on ollut 0,1 paino-% jo 1.1.2010 alkaen. Lainsäädännöllä rajoitetaan samanaikaisesti

myös syntyvien pienhiukkasten määrää, koska polttoaineen rikkipitoisuudella ja pienhiukkasten määrällä on vahva yhteys.

STEAM-mallin tuloksista muodostettiin edelleen pääkaupunkiseudun merialueelle tarkastelulle kolmen vuoden aikajaksolle tunneittaiset, viivamaiset pienhiukkasten ja mustan hiilen päästöä kuvaavan alkuainehiilen (EC) päästöaineistot noin 35 km × 35 km kokoiselle alueelle. Laskelmissa huomioitiin viivalähteet, joiden vuosittaiset päästöt ylittivät 100 g vuodessa. Näin saatiin leviämislaskelmiin päästölähteiden (viivalähteiden) pienhiukkasten kokonaismääräksi 7 192 kpl. Määrään sisältyivät myös mallilaskelmissa erillisenä laskelmana huomioitunut mustan hiilen 1 730 kpl päästölähdettä. Kaikki STEAM-mallin tuloksista saaduista päästöistä muodostetut viivalähteet olivat pituudeltaan noin 250 metriä ja pohjois-eteläsuuntaisia. Hiukkaspäästöjen oletettiin koostuvan kokonaan pienhiukkasista (PM<sub>2,5</sub>). Laskelmissa huomioitujen vuoden 2019 pienhiukkaspäästöjen kokonaismäärä oli 43 tonnia/vuosi, josta mustan hiilen osuus oli 2,3 tonnia/vuosi. Päästöt koko mallinnus- ja satama-alueille eroteltuna on esitetty taulukossa 10. Liitekuviissa 54 ja 57 on esitetty vain osa mallinnuksessa mukana olleista päästöistä.

Taulukko 10. Mallilaskelmissa huomioitunut pääkaupunkiseudun laivaliikenteen kokonaispäästöt (t/a) vuonna 2019 koko tarkastelualueella ja satama-alueille eroteltuna 250 m x 250 m hilassa.

Laivaliikenteen kokonaispäästöt (t/a)	Koko päästöaineisto	Satama-alueet
PM <sub>2,5</sub>	42,6	10,7
BC	2,4	1,0

Laivaliikenteen päästöjen leviämislaskelmissa käytettiin kaikkien laivojen päästökorkeutena 30 metriä. Samaa päästökorkeutta on käytetty myös aiemmissa tutkimuksissa, joissa arvioitiin laivaliikenteen päästöjen ilmanlaatuvaikutuksia Suomen etelärannikolla (*SNOOP, 2011; BSR INNOSHIP, 2013; SALMI ym, 2020, KOMPPULA ym, 2022*). Liitekuviissa 54 ja 57 on esitetty STEAM-mallista leviämislaskelmia varten tuotettu laivaliikenteen pienhiukkasten ja mustan hiilen päästöjä merialueella kuvaava aineisto.

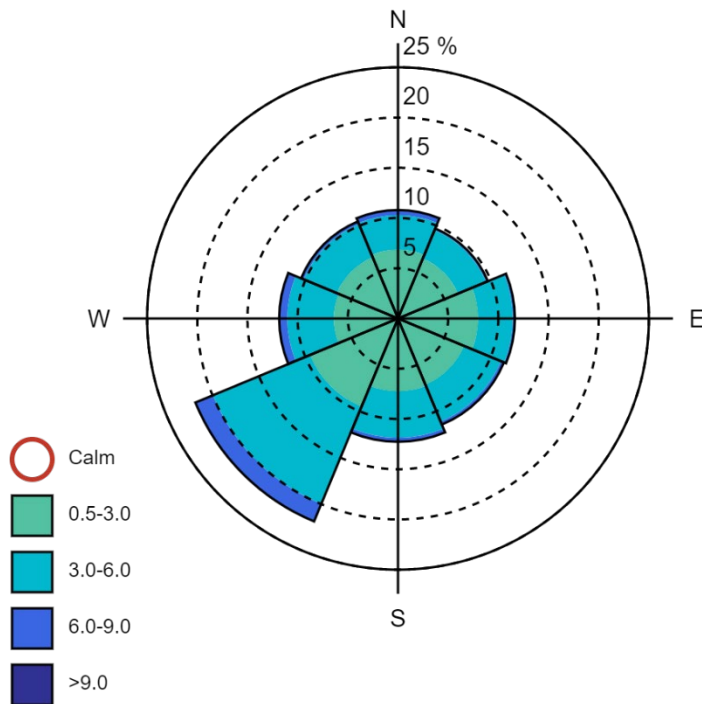
## 5.2 Meteorologiset tiedot

Leviämismallilaskelmia varten määritettiin ilmakehän rajakerrosta kuvaavat parametrit, jotka edustavat tutkimusalueetta mahdollisimman hyvin. Mallilaskelmissa käytetyn meteorologisen aineiston muodostamisessa on käytetty eri ympäristöissä sijaitsevien Ilmatieteen laitoksen sääasemien havaintoja, jotta aineistosta saadaan mahdollisimman edustava koko pääkaupunkiseudun alueen mallinnusta varten. Laskelmissa käytettäväksi sääasemiksi valittiin tarkastelualueutta edustavat sääasemat, joilla mitataan kaikkia mallin tarvitsemia sääsuureita.

Mallilaskelmissa käytettyjen meteorologisten tietojen etäisyyspainotettu yhdistelmäaineisto muodostettiin Helsingin Kumpulan, Harmajan ja Vantaan Helsinki-Vantaa lentoaseman sääasemien vuosien 2016, 2018 ja 2019 havainnoista. Sekoituskorkeuden määrittämiseen käytettiin Jokioisten observatorion radioluotaushavaintoja. Säähavainto- ja luotausaineistot täyttävät WMO:n ja ICAO:n laatuvaatimukset. Sääasemien havaintoaineistoista muodostettiin kolmen tarkasteluvuoden tunneittainen aikasarja, joka sisältää päästöjen leviämisen ja

laimenemisen kannalta oleellisia ilmakehän rajakerroksen tilaa kuvaavia parametreja, mm. tuulen suunta ja nopeus, stabiilisuus, sekoituskorkeus ja lämpötila.

Kuvassa 24 on esitetty tuulen suunta- ja nopeusjakauma tarkastelualueella tuuliruusun muodossa. Pääkaupunkiseudulla lounaistuulet ovat vallitsevia, kun taas luoteen- ja idänpuoleisia tuulia esiintyy vähiten.



Kuva 24. Keskimääräinen tuulen suunta- ja nopeusjakauma pääkaupunkiseudulla vuosina 2016, 2018 ja 2019. Tuulitiedot kuvaavat olosuhteita 10 metrin korkeudella maan pinnasta.

### 5.3 Taustapitoisuudet

Leviämismallilaskelmissa huomioitiin kiinteistöjen puunpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttamien pitoisuuksien lisäksi alueellinen taustapitoisuus, jotta mallilaskelmin saadut pitoisuudet vastaisivat mahdollisimman hyvin todellisia epäpuhtauspitoisuustasoja. Taustapitoisuutena käytettiin HSY:n Espoon Luukin ja Helsingin yliopiston Juupajoen Hyytiälässä sijaitsevien taustailmanlaadun mittausasemien tuloksia. Pienhiukkasten taustapitoisuutena käytettiin Espoon Luukin mittausaineistoja, jonka vuosikeskiarvo tarkastelujaksolla 2016, 2018 ja 2019 oli keskimäärin  $5,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mustan hiilen taustapitoisuutena käytettiin Luukin mittausaineistoa, jonka taso skaalattiin HSY:n Hyytiälän mittauksista määrittämän kertoimen avulla. Mallinnuksessa käytetty mustan hiilen taustapitoisuus oli tarkasteluvuosina keskimäärin  $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Bentso(a)pyreenin taustapitoisuutena käytettiin Hyytiälän mittausaineistoa, jonka vuosipitoisuus oli  $0,11 \text{ ng}/\text{m}^3$  (*Ilmatieteen laitos, 2021; HSY, 2021*). Taustapitoisuuksina käytettiin pitoisuuksien kuukausittain laskettuja tunneittaisia keskiarvoja, joilla pyrittiin kuvaamaan taustapitoisuuksien vuorokauden sisäistä ja vuodenajoinnista vaihtelua.

#### 5.4 Laskentapisteikkö

Pitoisuudet laskettiin koko pääkaupunkiseudun kattavalle 45 × 35 km kokoiselle alueelle. Tälle alueelle muodostettiin laskentapisteikkö, jossa oli yhteensä 83 659 laskentapistettä. Laskentapisteiden etäisyys toisistaan vaihteli 50–250 metrin välillä riippuen alueesta. Liikenneväylien ja laivaväylien varsilla käytettiin tihennettyä laskentapisteikköä. Laskentapisteet sijoitettiin liikenneväylille 50 m välein siten, että yksi piste sijaitsee väylällä ja väylän molemmin puolin sijaitsevat laskentapisteet 50 metrin etäisyydellä väylästä.

Maanpinnan korkeuserot huomioitiin laskentapisteissä Maanmittauslaitoksen maastonkorkeus-tietojen mukaisesti. Päästöjen aiheuttamat pitoisuudet laskettiin jokaisessa laskentapisteessä 2 metrin korkeudelle maanpinnasta eli ihmisten hengityskorkeudelle. Pitoisuustulosten mallinnus-mittaus -vertailua varten pitoisuudet laskettiin myös tarkastelualueella sijaitsevien ilmanlaadun mittausasemien kohdalle niiden mittauskorkeudelle eli 4 metrin korkeudelle maanpinnasta.

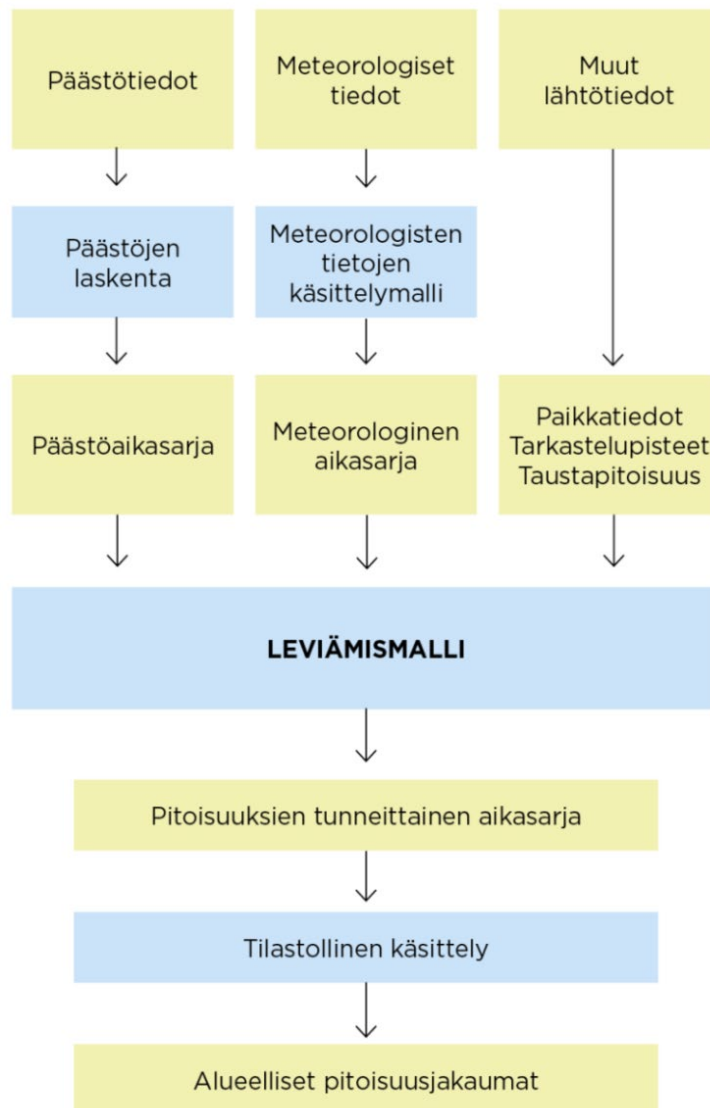
Yksittäisiin laskentapisteisiin lasketuista pitoisuusarvoista ja niistä edelleen lasketuista tilastollisista arvoista muodostetaan pitoisuuksien aluejakaumia. Pitoisuuksien aluejakaumissa esitetään leviämismallilaskelmien tuloksina samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana todennäköistä. Tiheän laskentapisteikön ansiosta pitoisuuksien alueelliset ja paikalliset vaihtelut voidaan kuvata tarkasti.

## **6 LEVIÄMISMALLILASKELMISSA KÄYTETYT MENETELMÄT**

### **6.1 Pitoisuuslaskenta päästöjen leviämismalleilla**

Leviämismalleilla tutkitaan päästöjen kulkeutumista ilmakehässä ja niiden aiheuttamia ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia maanpinnan tasolla. Leviämismallit ovat tietokoneohjelmistoja, joiden avulla pyritään jäljittelemään ilmakehässä tapahtuvia fysikaalisia ja kemiallisia ilmiöitä mahdollisimman todenmukaisesti. Malleihin sisältyy usein laskentamenetelmiä, joiden avulla voidaan tarkastella epäpuhtauksien muuntumista, kemiallisia reaktioita ja poistumista ilmakehästä laskeutuneena. Leviämismallien lähtötiedoiksi tarvitaan tietoja päästöistä ja niiden lähteistä, mittaamalla ja mallittamalla saatuja tietoja ilmakehän tilasta sekä tietoja ilmansaasteiden taustapitoisuudesta tutkimusalueella. Lisäksi lähtötiedoiksi tarvitaan erilaisia paikkatietoja, kuten tietoja maanpinnan muodoista ja maanpinnan laadusta sekä tietoa päästölähteiden sijainnista.

Leviämislaskelmia varten muodostetaan kaikille eri päästölähteille päästöaikasarjat, joissa on jokaiselle tarkastelujakson tunnille (3 vuotta, 26 304 tuntia) laskettu päästö määrä erikseen kaikille tarkasteltaville ilman epäpuhtauksille. Leviämismalleilla lasketaan ilman epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja sillä oletuksella, että meteorologinen tilanne ja eri lähteiden päästöt pysyvät vakioina tunnin ajan. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen kolmen vuoden tuntiaikasarja ja kunkin päästölähteen tunneittaiset päästöaikasarjat on käyty läpi. Leviämismallit tuottavat jokaisen tunnin meteorologista tilannetta vastaavat, kunkin lähteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet jokaiseen laskentapisteeseen. Näin kuhunkin laskentapisteeseen muodostetaan tilastollisesti edustava määrä pitoisuuden tuntiarvoja, joista ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin verrannolliset tunnusluvut edelleen lasketaan. Mallilaskelmasta saatuja pitoisuusarvoja voidaan verrata ilmanlaadun raja- ja tavoitearvoihin, sekä WHO:n ohjearvoihin. Mustalle hiilelle ei ole annettu ohje- tai raja-arvoja. Kaaviokuvassa 25 on esitetty Ilmatieteen laitoksen leviämismallien toimintaa. Eri leviämismalleja kuvataan tarkemmin seuraavissa kappaleissa.



Kuva 25. Kaaviokuva Ilmatieteen laitoksella kehitettyjen leviämismallien, piste- ja pintapäästölähteiden leviämismallin UDM-FMI ja viivalähdemallin CAR-FMI toiminnasta.

## 6.2 Piste- ja pintapäästölähteiden leviämismalli (UDM-FMI)

Ilman epäpuhtauksien leviämistä kuvaava Ilmatieteen laitoksen leviämismalli UDM-FMI (Urban Dispersion Modelling System) on muokattu Gaussin jakaumaa noudattavasta pistemäisen lähteen viuhkamallista (Karpainen, ym., 1998). Leviämismallia on kehitetty Ilmatieteen laitoksella Suomen olosuhteisiin sopivaksi ja sitä on sovellettu sadoissa erilaisissa ilmanlaatuselvityksissä ja -tutkimuksissa Suomessa ja ulkomailla. Tällä leviämismallilla voidaan laskea eri tyyppisten piste- ja pintalähteiden päästöjen aiheuttamia epäpuhtauksien pitoisuuksia päästölähteen ympäristössä. Mallissa kuvataan tarkasti päästökohdassa tapahtuvaa mekaanista ja lämpötilaeroista johtuvaa nousulisää, lähimpien esteiden aiheuttamaa savupainumaa, ilmassa tapahtuvia epäpuhtauksien kemiallisia prosesseja sekä ilmansaasteiden poistumamekanismeja ilmakehästä.

UDM-FMI-mallin merkittävien ero useisiin muihin leviämismalleihin verrattuna on päästölähteestä tulevan poistokaasuvanan pitoisuusjakauman muotoon vaikuttavien leviämispärametrien määrittäminen. Näiden pärametrien arvot ovat yleensä olleet sidoksissa ilmakehän tilaa karkeasti kuvaaviin Pasquill-Turner-stabiilisuusluokkiin. UDM-FMI-mallissa käytetään kuitenkin Ilmatieteen laitoksella kehitettyä meteorologisen aineiston käsittelymenetelmää MPP-FMI, eli niin sanottua ilmakehän rajakerroksen pärametrisointimenetelmää, jolla voidaan merkittävästi parantaa todellisten ilmakehän olosuhteiden kuvaamista mallissa.

Leviämismallissa on laskentamenetelmä nousulisälle, joka muodostuu, kun poistokaasut vapautuessaan päästökohteesta nousevat liikemäärästään ja lämpösisällöstään johtuen päästölähteen huippua korkeammalle. Päästöjen nousulisällä on huomattava vaikutus keskimääräiseen leviämiskorkeuteen ja muodostuviin epäpuhtauspitoisuuksiin. Päästöjen leviämiseen saattavat vaikuttaa ilmapirtauksia häiritsevät kohteet, kuten päästölähdettä ympäröivät rakennukset tai itse lähteen ominaisuudet. Tällöin leviämisessä voi esiintyä systemaattisesti alaspäin suuntautuvaa liikettä, josta käytetään nimitystä savupainuma. Näiden leviämiseen vaikuttavien tekijöiden käsittelymenetelmät pitoisuuksia laskettaessa sisältyvät leviämismalliin. Mallin sovellutuksissa huomioidaan paikalliset päästöjen kulkeutumiseen ja sekoittumiseen vaikuttavat tekijät, joita ovat muun muassa topografia sekä maaston, vesistöjen ja asutuksen aiheuttamat leviämisalustan rosoisuuserot.

### 6.3 Liikenteen päästöjen leviämismalli (CAR-FMI)

Ilmatieteen laitoksella kehitetty liikenteen päästöjen viivalähdemalli CAR-FMI (Contaminants in the Air from a Road; *Karppinen, 2001; Härkönen ym., 2001*) perustuu leviämisen osalta analyttiseen ratkaisuun ja päästöjen kemiallisen muutoksen osalta ns. 'discrete parcel' -menetelmään. Viivalähdemallin leviämislaskenta perustuu avoimen väylän oletukseen. Viivalähdemallilla voidaan laskea esimerkiksi typpimonoksidin, typpidioksidin ja typen oksidien (kokonais-NO<sub>x</sub>) ja hiukkasten pitoisuuksia haluttuihin pisteisiin eri etäisyyksille liikenneväylästä. Viivalähdemalli on kehitetty alun perin autoliikenteen päästövaikutusten arviointiin, mutta siihen on muokattu menetelmät, joka soveltuvat myös juna-, laiva- ja lentoliikenteen päästöjen leviämislaskelmiin. Viivalähdemallin laskentatuloksista voidaan arvioida yksittäisen liikenneväylän vaikutus lähialueen pitoisuuksiin tai laajan tutkimusalueen liikenneverkon päästöjen kokonaisvaikutus epäpuhtauskomponentteittain. Viivalähdemallin eri sovellutuksilla saadut mallinnustulokset voidaan yhdistää UDM-FMI-mallilla tehtyihin tuloksiin.

### 6.4 Laivaliikenteen päästömalli (STEAM)

STEAM-laivapäästömalli hyödyntää laivaliikenteessä yleisesti käytettävää AIS-järjestelmää (Automatic Identification System) sekä yksittäisten laivojen ominaisuuksia kuvaavaa laivatietokantaa (Ilmatieteen laitos käyttää IHS Markit rekisteriä). AIS-järjestelmä sisältää mm. rahti-, säiliö-, matkustaja-, kalastus- ja huoltoalusten tiedot, sekä huviveneitä, jotka käyttävät AIS-lähettimeä (vapaaehtoinen). Laivojen lähettämien AIS-viestien avulla tieto laivojen todellisesta sijainnista ja hetkellisestä liikkumisnopeudesta on saatavilla muutaman sekunnin välein. Laivan sijaintitarkkuuden määrittää GPS-signaalin tarkkuus. Tämän dynaamisen aktiviteettidatan ja yksityiskohtaisen laivatietokannan avulla voidaan mallintaa laivan käyttämä konetehto ja polttoaineen kulutus laivakohtaisesti ajan funktiona, niin satamassa olon aikana kuin väylälläkin. Polttoaineen kulutus lasketaan erikseen pää- ja apukoneille. Päästöjen laskenta perustuu laivojen



todelliseen polttoaineenkulutukseen ja päästökertoimien käyttöön. Päästölaskennassa on huomioitu rikkipesureiden ja nestemäisen maakaasun vaikutus päästöihin.

Päästöjen laskemiseksi STEAM-mallissa käytetään dynaamisia päästökertoimia, kuten esimerkiksi IMO:n (International Maritime Organisation) NO<sub>x</sub>-päästöstandardikäyriä suhteessa moottorin kierrosnopeuteen (IMO Marine Engine Regulations). Hiukkas- ja rikkidioksidipäästöt riippuvat puolestaan vahvasti konekuormasta ja polttoaineen rikkipitoisuudesta. Alhaisella konekuormalla, esim. satamien läheisyydessä operoidessa, päästökertoimet ovat suuremmat kuin merellä normaalilla etenemisnopeudella liikuttaessa. Mallin päästölaskentamenetelmää on kuvattu tarkemmin julkaisussa (*Jalkanen ym., 2009, 2012 ja 2016; Johansson ym., 2013 ja 2017a*). STEAM-mallin käyttämä laivatietokanta käsittää tällä hetkellä yli 90 000 yksittäistä laivaa.

Mallissa on mukana reititysmenetelmä, jonka avulla laivan reitti voidaan arvioida puuttuvasta sijaintitiedosta huolimatta. Tämä osa mallia on tärkeä globaalissa mittakaavassa, koska tuolloin AIS-paikkatiedon maantieteellinen kattavuus ei ole täydellinen. Satamamittakaavan työssä tällä ominaisuudella ei juuri ole merkitystä, koska AIS-paikkatiedon kattavuus on hyvä. Kaikkien laivojen osalta vaadittavia teknisiä tietoja ei löydy laivatietokannoista. Puuttuvat tiedot korvataan mahdollisimman samantyyppisen laivan teknisillä ominaisuuksilla, jotka löytyvät laivatietokannasta. Tätä varten malliin on kehitetty automaattinen hakumenetelmä puuttuvan tiedon korvaamiseen. Mallia on validoitu vertailemalla vuosittaisia raportoituja polttoaineraportteja ja mallinnettuja tuloksia (*Jalkanen ym., 2009 ja 2012*) sekä ilmasta käsin tehtyjen päästömittauksien perusteella (*Balzani Lööv ym., 2014; Beecken ym., 2014 ja 2015; Berg ym., 2012*). STEAM-mallia on käytetty globaalien laivaliikenteen päästöjen (*Johansson ym., 2017b; Sofiev ym., 2018*) sekä paikallisen skaalan päästöjen (*Ramacher ym., 2019*) mallintamiseen.

## 6.5 Meteorologisten tietojen käsittelymalli (MPP-FMI)

Ilmatieteen laitoksen leviämismalleissa tarvittavan sääaineiston tuottamisessa käytetään Ilmatieteen laitoksella kehitettyä meteorologisten tietojen käsittelymallia MPP-FMI (Meteorological preprocessor). Malli perustuu ilmakehän rajakerroksen (noin 0–2 000 m maanpinnasta) parametrisointimenetelmään (*Rantakrans, 1990; Karppinen, 2001*). Menetelmän avulla voidaan meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida rajakerroksen tilaan vaikuttavat muuttujat, joita tarvitaan päästöjen leviämismallilaskelmissa. Tarvittavat mittaustiedot saadaan Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan tallennetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista.

Rajakerroksen parametrisoinnin avulla on mahdollista ilmaista leviämismalleissa käytetyt muuttujat jatkuvina rajakerroksen tilan funktioina, joissa voidaan ottaa huomioon myös päästölähteisiin liittyvä fysiikka paremmin kuin jos käytettäisiin vain ilmakehän tilaa karkeasti kuvaavia Pasquill-Turner -stabiiliusluokkia. Menetelmässä huomioidaan tutkimusalueen paikallisia tekijöitä, kuten leviämisalustan rosoisuus ja vuodenaikaiset albedoarvot (auringon säteilyn heijastuskyky maanpinnasta) eri maanpinnan laaduille. Ilman epäpuhtauksien leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia muuttujia ovat tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiiliutta kuvaava suure ja sekoituskorkeus.

Laskelmissa käytetään yleensä kolmen vuoden pituista tutkimusalueen sääolosuhteita edustavaa meteorologista aineistoa. Säähavaintoaineisto hankitaan Ilmatieteen laitoksen omilta säähavaintoasemilta, joilla mitataan kaikkia mallin tarvitsemia sääsuureita. Säähavainto- ja luotausaineistot täyttävät WMO:n ja ICAO:n laatuvaatimukset. Tuulen suunta- ja nopeustiedot muodostetaan kahden tai useamman sääaseman havaintojen tilastollisena yhdistelmänä. Näin varmistetaan, etteivät tietyt sääasemien lähiympäristöstä johtuvat tuuliaineiston erityispiirteet

vääristä kuvaa leviämismallilaskelmin saatavista pitoisuuksien aluejakaumista ja esimerkiksi maksimiarvon sijainnista mallin tulostusalueella. Lopputuloksena saadaan leviämismalleissa tarvittavien meteorologisten parametrien tunneittaiset aikasarjat. Meteorologisen aikasarjan laatii meteorologi.

## VIITELUETTELO

Balzani Lööv, J. M., Alfoldy, B., Gast, L. F. L., Hjorth, J., Lagler, F., Mellqvist, J., Beecken, J., Berg, N., Duyzer, J., Westrate, H., Swart, D. P. J., Berkhout, A. J. C., Jalkanen, J.-P., Prata, A. J., Van Der Hoff, G. R. and Borowiak, A., 2014. Field test of available methods to measure remotely SO<sub>x</sub> and NO<sub>x</sub> emissions from ships, *Atmos. Meas. Tech.*, 7(8), doi:10.5194/amt-7-2597-2014.

Beecken, J., Mellqvist, J., Salo, K., Ekholm, J. and Jalkanen, J.-P., 2014. Airborne emission measurements of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> and particles from individual ships using a sniffer technique, *Atmos. Meas. Tech.*, 7(7), doi:10.5194/amt-7-1957-2014.

Beecken, J., Mellqvist, J., Salo, K., Ekholm, J., Jalkanen, J. P., Johansson, L., Litvinenko, V., Volodin, K. and Frank-Kamenetsky, D. A., 2015. Emission factors of SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> and particles from ships in Neva Bay from ground-based and helicopter-borne measurements and AIS-based modeling, *Atmos. Chem. Phys.*, 15(9), doi:10.5194/acp-15-5229-2015.

Berg, N., Mellqvist, J., Jalkanen, J. P. and Balzani, J., 2012. Ship emissions of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub>: DOAS measurements from airborne platforms, *Atmos. Meas. Tech.*, 5(5), doi:10.5194/amt-5-1085-2012.

BSR INNOSHIP, 2013. Pan-Baltic Manual of Best Practices on clean shipping and Port Operations. [http://www.baltic.org/files/2753/Innoship\\_manual\\_web.pdf](http://www.baltic.org/files/2753/Innoship_manual_web.pdf)

EEA, 2019. Air quality in Europe – 2019 report. EEA Report, No 10/2019. ISSN 1977-8449. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2019>

Hannuniemi, H., Salmi, J., Rasila, T., Wemberg, A., Komppula, B., Lovén, K. ja Pietarila, H., 2016. Pääkaupunkiseudun päästöjen leviämismalliselvitys. Autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja lentoliikenteen typenoksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidipäästöjen leviämismallinnus. Ilmatieteen laitos, Asiantuntijapalvelut, Ilmanlaatu ja energia, Helsinki. 47 sivua + 27 liitesivua.

HSY, 2020. Tulisijojen käyttö ja päästöt pääkaupunkiseudulla vuonna 2018. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä, HSY:n julkaisuja 1/2020. ISBN (pdf) 978-952-7146-47-7. <https://julkaisu.hsy.fi/tulisijojen-kaytto-ja-paastot-paakaupunkiseudulla-vuonna-2018.html>

Hänninen, O., Korhonen, A., Lehtomäki, H., Asikainen, A., Rumrich, I., 2016. Ilmansaasteiden terveysvaikutukset. Ympäristöministeriön raportteja 16/2016. [https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/74861/YMra\\_16\\_2016.pdf](https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/74861/YMra_16_2016.pdf)

Härkönen, J., Nikmo, J., Karppinen, A., and Kukkonen, J., 2001. A refined modelling system for estimating the emissions, dispersion, chemical transformation and dry deposition of traffic-originated pollution from a road. In: Cuvelier, C. et al., Seventh International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Joint Research Centre, European Commission, Ispra, Italy, pp. 311-313.

IMO, 2008. International maritime organization, The International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships, 1973 as modified by the Protocol of 1978 relating thereto (MARPOL 73/78), Annex VI: Prevention of Air Pollution from Ships, (2008 Amendments), 2008.

IMO, Marine Engine Regulations. <https://www.dieselnet.com/standards/inter/imo.php>

*Ilmatieteen laitos, 2021.* Ilmatieteen laitoksen ylläpitämä Ilmanlaatu Suomessa -sivusto, josta on saatavilla mittaustiedot ja historiatietoja pitoisuuksista lähes kaikilta Suomen ilmanlaadun seuranta-asemilta, lisäksi sivustolla teematietoa ilmansaasteista: <https://ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatu>

*Jalkanen, J.-P., Brink, A., Kalli, J., Pettersson, H., Kukkonen, J. and Stipa, T., 2009.* A modelling system for the exhaust emissions of marine traffic and its application in the Baltic Sea area. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 9209–9223.

*Jalkanen, J.-P., Johansson, L., Kukkonen, J., Brinki, A., Kalli, J. and Stipa, T., 2012.* Extension of an assessment model of ship traffic exhaust emissions for particulate matter and carbon monoxide. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 2641–2659.

*Jalkanen, J.-P., Johansson, L. and Kukkonen, J., 2016.* A comprehensive inventory of ship traffic exhaust emissions in the European sea areas in 2011, *Atmos. Chem. Phys.*, 16(1), 71–84, doi:10.5194/acp-16-71-2016.

*Johansson, L., Jalkanen, J.-P., Kalli, J. and Kukkonen, J., 2013.* The evolution of shipping emissions and the costs of regulation changes in the northern EU area, *Atmos. Chem. Phys.*, 13(22), 11375–11389, doi:10.5194/acp-13-11375-2013.

*Johansson, L., Jalkanen, J.-P., and Kukkonen, J., 2017a.* Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution, *Atmos. Environ.*, 167(Fig 1), 403–415, doi:10.1016/j.atmosenv.2017.08.042.

*Johansson, L., Jalkanen, J. P. and Kukkonen, J., 2017b.* Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution, *Atmos. Environ.*, 167, 403–415, doi:10.1016/j.atmosenv.2017.08.042.

*Karppinen, A., Kukkonen, J., Nordlund, G., Rantakrans, E. ja Valkama, I., 1998.* A dispersion modelling system for urban air pollution. *Ilmansuojelun julkaisuja* no. 28. Ilmatieteen laitos, Helsinki.

*Karppinen, A., 2001.* Meteorological pre-processing and atmospheric dispersion modeling of urban air quality and applications in the Helsinki metropolitan area. Academic dissertation. Finnish Meteorological Institute, Contributions No. 33, Helsinki.

*Komppula, B., Latikka, J., Sillanpää, S., Rasila, T., Salmi, J. ja Lovén, K., 2022.* Porin ilmanlaatuselvitys. Autoliikenteen, energiantuotannon, teollisuuden, laivaliikenteen, satamatoiminnan ja kiintestökohtaisen lämmityksen päästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Asiantuntijapalvelut, Ilmanlaatu ja energia, Helsinki, 99 s. + 101 liites. [https://expo.fmi.fi/ages/public/Porin\\_ilmanlaatuselvitys\\_2022.pdf](https://expo.fmi.fi/ages/public/Porin_ilmanlaatuselvitys_2022.pdf)

*Korhonen, S., Loukkola, K. ja Portin, H., 2021.* Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2019 – Vuosiraportti. Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymä. ISBN 978-952-7146-49-1.

*Kupiainen, K., Stojiljkovic, A., Paunu, V., Karvosenoja, N., Karppinen, A., Kukkonen, J., Kangas, L., Kauhaniemi, M., Denby, B., and Hänninen, O., 2020.* Characteristics and Mitigation of Vehicular Non-Exhaust Particle Emissions in Nordic Conditions. pp. 211-218. In: Chapter 31 Air pollution modelling and its application XXVI, Clemens Mensink, Wanming Gong, Amir Hakami (eds.). Springer Proceedings in Complexity, Springer Nature, Switzerland. 490 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-22055-6>

*Luoma, K., Niemi, J. V., Aurela, M., Fung, P. L., Helin, A., Hussein, T., Kangas, L., Kousa, A., Rönkkö, T., Timonen, H., Virkkula, A., ja Petäjä, T., 2021.* Spatiotemporal variation and trends in

equivalent black carbon in the Helsinki metropolitan area in Finland, *Atmos. Chem. Phys.*, 21, 1173–1189,

Petzold A., Ogren J., Fiebig M., Laj P., Li S.-M., Baltensperger U., Holzer-Popp T., Kinne S., Pappalardo G., Sugimoto N., Wehrli C., Wiedensohler A., Zhang X.-Y. 2013. Recommendations for reporting "black carbon" measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13: 8365-8379

*Ramacher, M. O. P., Karl, M., Bieser, J., Jalkanen, J. P. and Johansson, L., 2019.* Urban population exposure to NO<sub>x</sub> emissions from local shipping in three Baltic Sea harbour cities - a generic approach, *Atmos. Chem. Phys.*, 19(14), 9153–9179, doi:10.5194/acp-19-9153-2019.

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

*Salmi, J., Laukkanen, E., Rasila, T., Hannuniemi, H., Komppula, B. ja Lovén, K., 2020.* Turun seudun päästöjen ilmanlaatuselvitys. Autoliikenteen, energiantuotannon ja teollisuuden, laivaliikenteen ja asuinrakennusten puunpolton vuoden 2018 päästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Asiantuntijapalvelut, Ilmanlaatu ja energia, Helsinki, 82 s. + 75 liites.

Savolahti, M., Lehtomäki, H., Karvosenoja, N., Paunu, V.-V., Korhonen, A., Kukkonen, J., Kupiainen, K., Kangas, L., Hänninen, O. ja Karppinen, A., 2019. Residential wood combustion in Finland: PM<sub>2.5</sub> emissions and health impacts with and without abatement measures. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 2910.

*SNOOP, 2011.* Shipping-Induced NO<sub>x</sub> and SO<sub>x</sub> Emissions – operational monitoring network (SNOOP). WP4 – Local scale Dispersion Modeling Study. The Effect of the Ship Emissions to the Local Air Quality in Helsinki and Turku.

Sofiev, M., Winebrake, J., Johansson, L., Carr, E. W., Prank, M., Soares, J., Vira, J., Kouznetsov, R., Jalkanen, J.-P. and Corbett, J., 2018. Cleaner fuels for ships provide public health benefits with climate tradeoffs, *Nat. Commun.*, 9(1), 1–29, doi:10.1038/s41467-017-02774-9.

*SYKE, 2021.* Ilman epäpuhtauksien päästöt Suomessa. Suomen ympäristökeskus. [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat\\_ja\\_tilastot/Ilman\\_epapuhtauksien\\_paastot](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Ilman_epapuhtauksien_paastot)

*Tissari, J., Lamberg, H., Saarinen, K., Savolahti, M., ja Forsberg, T., 2021.* Puun pienpolton PAH-4 päästökertoimien arviointi. Loppuraportti. University of Eastern Finland. ISBN: 978-952-61-4282-1.

*VTT, 2019.* Teknologian tutkimuskeskus VTT. LIPASTO liikenteen päästöt <http://lipasto.vtt.fi/>

*Vna 79/2017.* Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta. Julkaistu 1.2.2017.

*Vna 113/2017.* Valtioneuvoston asetus ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä. Annettu Helsingissä 16.2.2017.

*WHO, 2012.* Health effects of black carbon. World Health Organization.

*WHO, 2021.* WHO Air quality guidelines. Particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide. Geneva, World Health Organization.

2012/33. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2012/33/EU, annettu 21 päivänä marraskuuta 2012, neuvoston direktiivin 1999/32/EY muuttamisesta meriliikenteessä käytettävien polttoaineiden rikki- ja sulfuripitoisuuden osalta.

**LIITTEET**

---

**Liitekuvaluettelo****Pitoisuuksien aluejakaumat**

- 1 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo
- 2 Kotitalouksien puunpoltto PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo
- 3 Autoliikenne suorat +suspensio PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo
- 4 Autoliikenne suorat PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo
- 5 Autoliikenne suspensio PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo
- 6 Laivaliikenne PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo
- 7 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> WHO vuorokausiohjeearvo
- 8 Kotitalouksien puunpoltto PM<sub>2,5</sub> WHO vuorokausiohjeearvo
- 9 Autoliikenne suorat + suspensio PM<sub>2,5</sub> WHO vuorokausiohjeearvo
- 10 Autoliikenne suorat PM<sub>2,5</sub> WHO vuorokausiohjeearvo
- 11 Autoliikenne suspensio PM<sub>2,5</sub> WHO vuorokausiohjeearvo
- 12 Laivaliikenne PM<sub>2,5</sub> WHO vuorokausiohjeearvo
- 13 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2016
- 14 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2018
- 15 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2019
- 16 Kotitalouksien puunpoltto PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2016
- 17 Kotitalouksien puunpoltto PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2018
- 18 Kotitalouksien puunpoltto PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2019
- 19 Autoliikenne suorat + suspensio PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2016
- 20 Autoliikenne suorat + suspensio PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2018
- 21 Autoliikenne suorat + suspensio PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2019
- 22 Laivaliikenne PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2016
- 23 Laivaliikenne PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2018
- 24 Laivaliikenne PM<sub>2,5</sub> vuosikeskiarvo 2019
- 25 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> talvi
- 26 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus PM<sub>2,5</sub> kesä
  
- 27 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus BC vuosikeskiarvo
- 28 Kotitalouksien puunpoltto BC vuosikeskiarvo
- 29 Autoliikenne BC vuosikeskiarvo
- 30 Laivaliikenne EC vuosikeskiarvo
- 31 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus BC vuosikeskiarvo 2016
- 32 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus BC vuosikeskiarvo 2018
- 33 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus BC vuosikeskiarvo 2019
- 34 Kotitalouksien puunpoltto BC vuosikeskiarvo 2016
- 35 Kotitalouksien puunpoltto BC vuosikeskiarvo 2018
- 36 Kotitalouksien puunpoltto BC vuosikeskiarvo 2019
- 37 Autoliikenne BC vuosikeskiarvo 2016
- 38 Autoliikenne BC vuosikeskiarvo 2018



57

- 39 Autoliikenne BC vuosikeskiarvo 2019
- 40 Laivaliikenne BC vuosikeskiarvo 2016
- 41 Laivaliikenne BC vuosikeskiarvo 2018
- 42 Laivaliikenne BC vuosikeskiarvo 2019
- 43 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus BC talvi
- 44 Kaikki päästölähteet + taustapitoisuus BC kesä
  
- 45 Kotitalouksien puunpoltto + taustapitoisuus BaP vuosikeskiarvo
- 46 Kotitalouksien puunpoltto BaP vuosikeskiarvo
- 47 Kotitalouksien puunpoltto BaP vuosikeskiarvo 2016
- 48 Kotitalouksien puunpoltto BaP vuosikeskiarvo 2018
- 49 Kotitalouksien puunpoltto BaP vuosikeskiarvo 2019
- 50 Kotitalouksien puunpoltto + taustapitoisuus BaP talvi
- 51 Kotitalouksien puunpoltto + taustapitoisuus BaP kesä

**Päästöt**

- 52 Pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpoltto PM<sub>2,5</sub>
- 53 Autoliikenne suorat + suspensiopäästöt PM<sub>2,5</sub>
- 54 Laivaliikenne PM<sub>2,5</sub>
  
- 55 Pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpoltto BC
- 56 Autoliikenne BC
- 57 Laivaliikenne BC
  
- 58 Pääkaupunkiseudun kotitalouksien puunpoltto BaP

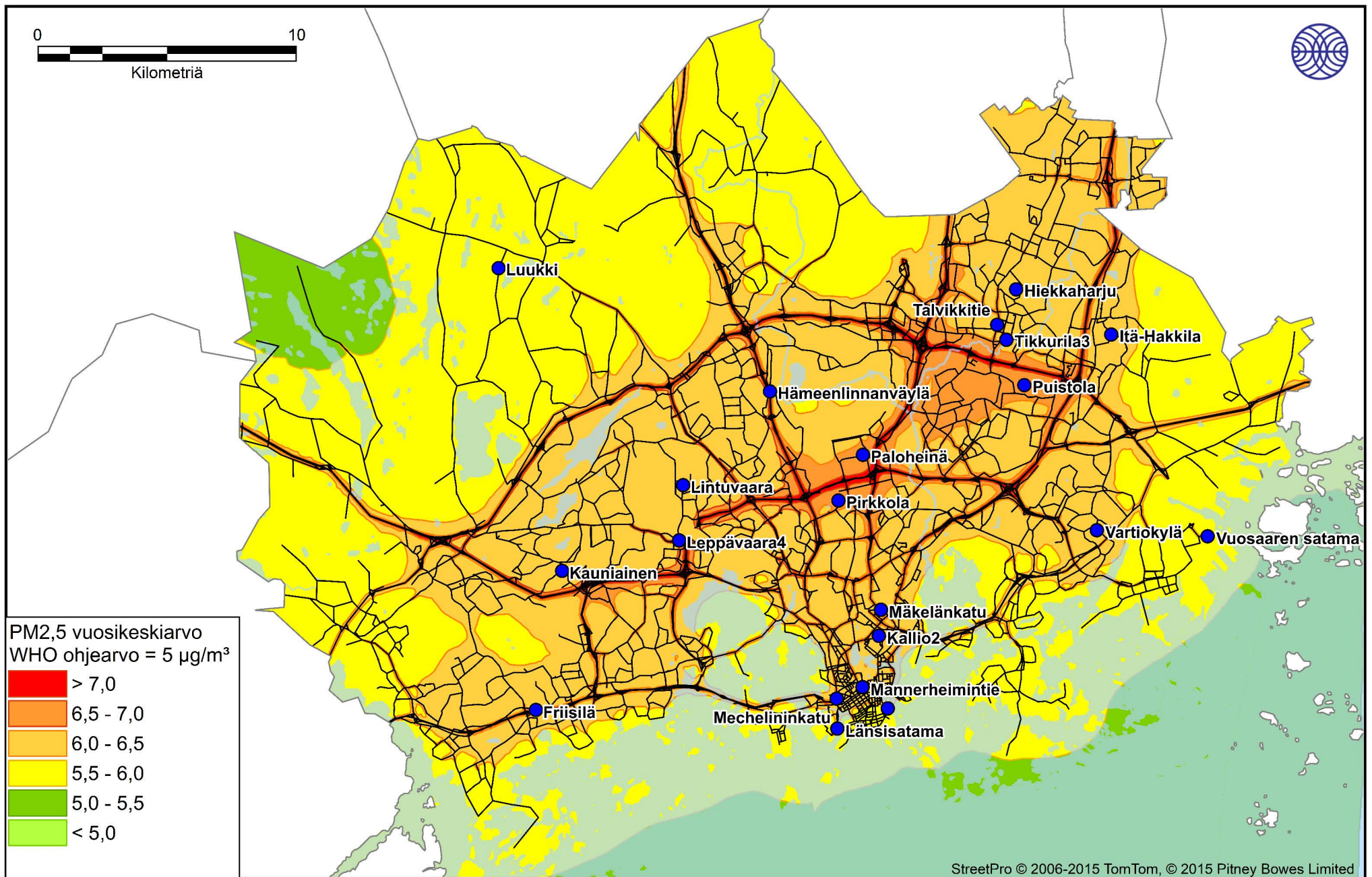
## Liitekuvat

Leviämismallilaskelmien tuloksina saadut pienhiukkasten, mustan hiilen ja bentso(a)pyreenin pitoisuudet on esitetty karttakuvina, joissa ilman epäpuhtauksia verrataan ilmanlaatulainsäädännössä annettuihin raja- ja tavoitearvoihin sekä WHO:n ohjearvoihin ja HSY:n määrittämään mustan hiilen väriasteikkoon. Karttakuvissa esitetyt pitoisuusjakaumat kuvaavat enimmäispitoisuustasoa ulkoilmassa ihmisten hengityskorkeudella (2 m). Kuvissa on esitetty koko tarkastelualueen (45 × 35 km) kattavat pitoisuuksien tuloskartat.

Karttakuvissa on esitetty värillisinä jakaumina alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana todennäköistä. Lainsäädännössä annettu raja- ja tavoitearvo sekä WHO ohjearvo on esitetty kuvien esitetekstissä. Kartoissa esitetyt pitoisuuksien aluejakaumat eivät edusta koko tutkimusalueella yhtäaikaista vallitsevaa pitoisuustilannetta, vaan ne kuvaavat kuhunkin laskentapisteeseen mallilaskelmissa saatua korkeinta pitoisuutta. Korkeimmat pitoisuudet voivat esiintyä eri laskentapisteissä eri ajanhetkinä.

Vuosikeskiarvopitoisuus kuvaa alueen keskimääräistä ja vallitsevaa ilman epäpuhtauspitoisuustasoa parhaiten. Karttakuvissa esitetyt vuosikeskiarvopitoisuudet kuvaavat kolmen vuoden tarkastelujakson korkeinta vuosikeskiarvoa kussakin laskentapisteessä. Hetkelliset pitoisuudet voivat nousta vuosikeskiarvopitoisuuksia huomattavasti korkeammiksi. Mallinnettuihin lyhytaikaispitoisuuksiin sisältyy enemmän epävarmuutta kuin vuosikeskiarvopitoisuuksiin ja lyhytaikaispitoisuuksien aluejakaumaan vaikuttavat voimakkaammin yksittäiset meteorologiset tilanteet. Karttakuvissa esitetyt vuorokausiohjearvoon verrannolliset pitoisuudet kuvaavat kolmen vuoden tarkastelujakson korkeinta WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollista pitoisuutta kussakin laskentapisteessä.

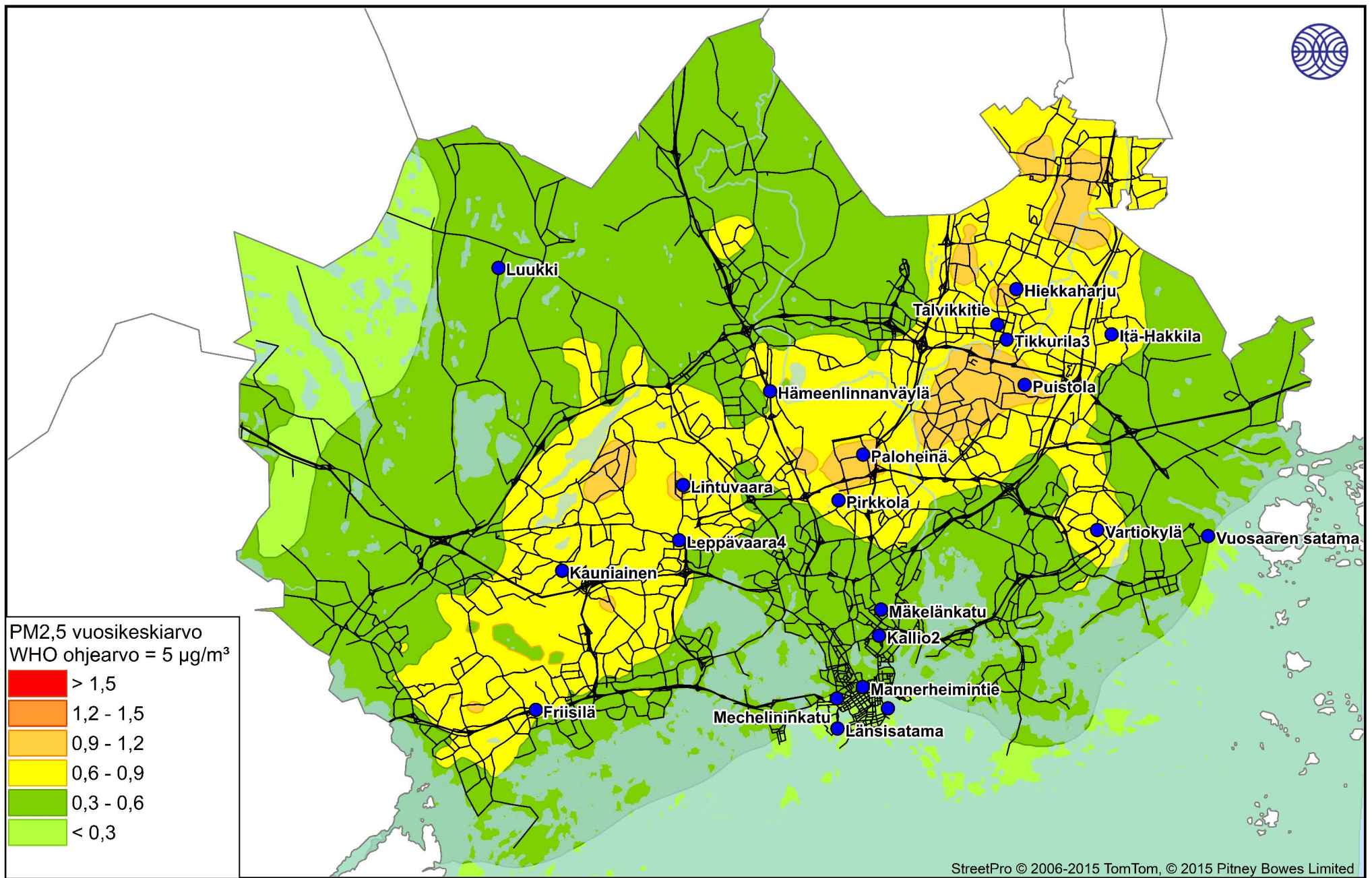
Taustapitoisuutena käytettiin HSY:n Espoon Luukissa ja Helsingin yliopiston Juupajoen Hyytiälässä sijaitsevien taustailmanlaadun mittausasemien tuloksia. Tarkasteluvuosina 2016, 2018 ja 2019 pienhiukkasten taustapitoisuuden vuosikeskiarvo oli 5,23 µg/m<sup>3</sup>, mustan hiilen 0,19 µg/m<sup>3</sup> ja bentso(a)pyreenin 0,11 ng/m<sup>3</sup> (*Ilmatieteen laitos, 2021; HSY, 2021*).



Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 1. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo 5,2 µg/m<sup>3</sup>) aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).





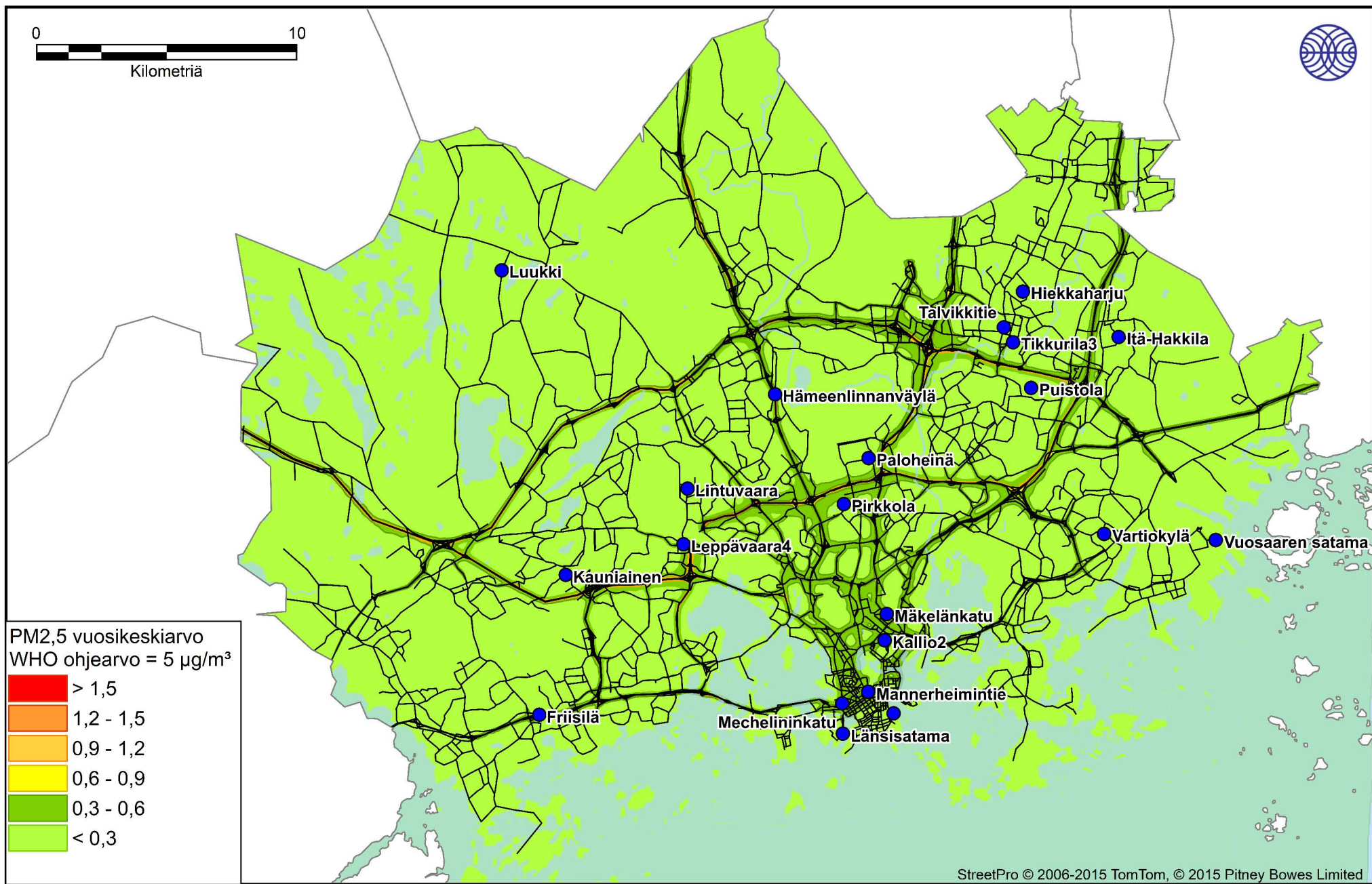
Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 2. Pienpolttopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





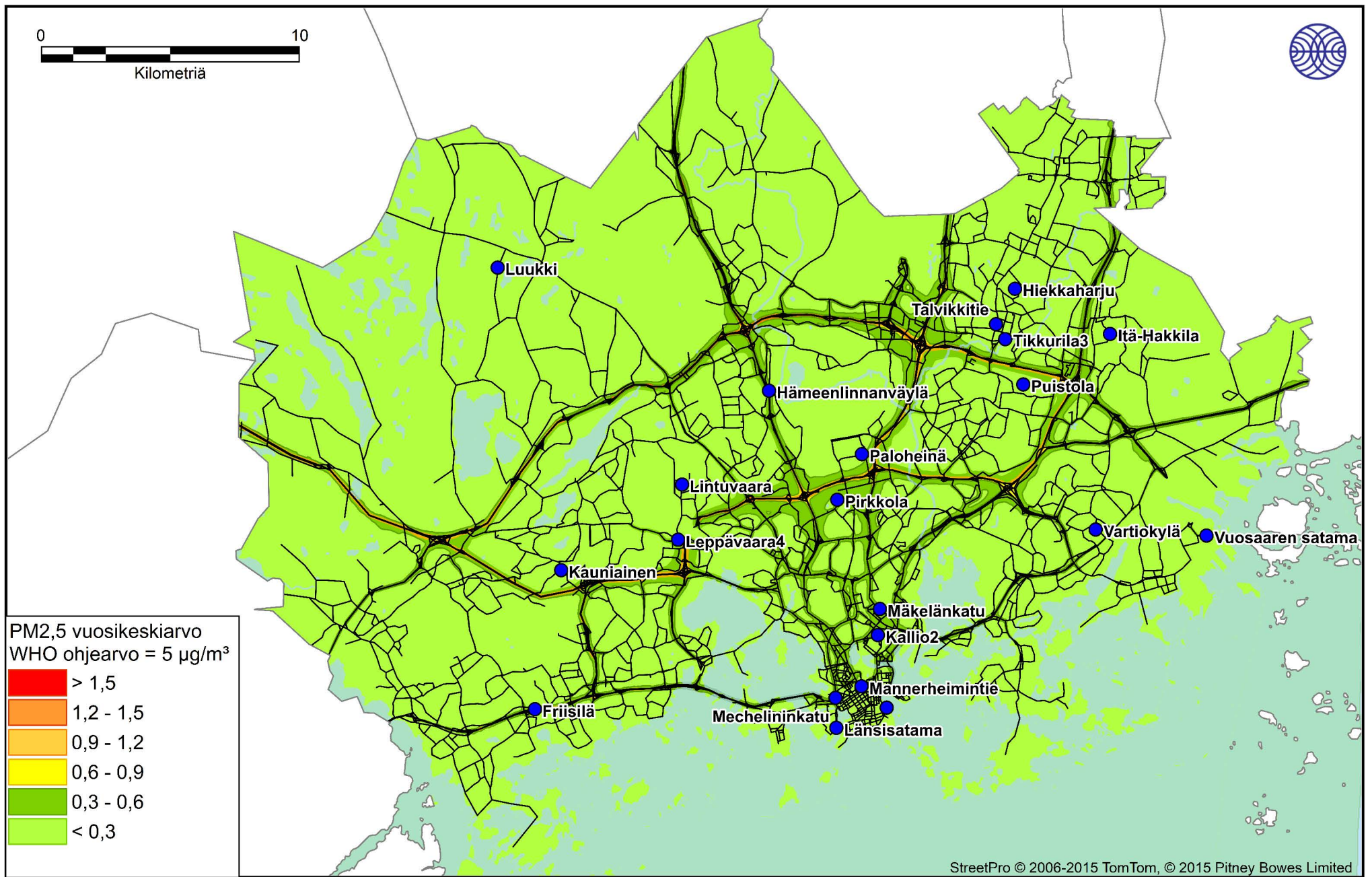




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 4. Autoliikenteen suorien päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

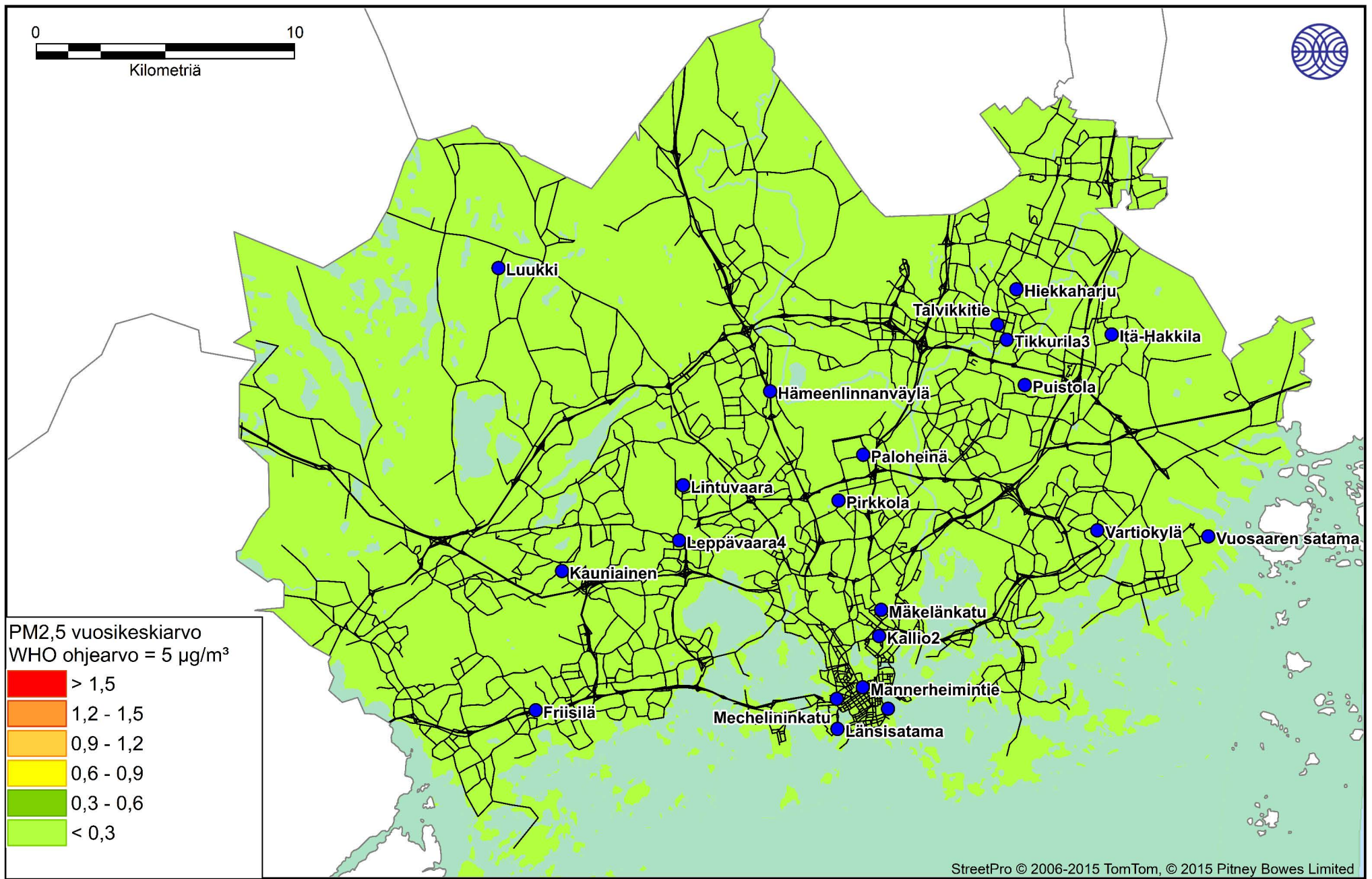




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 5. Autoliikenteen suspensiopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

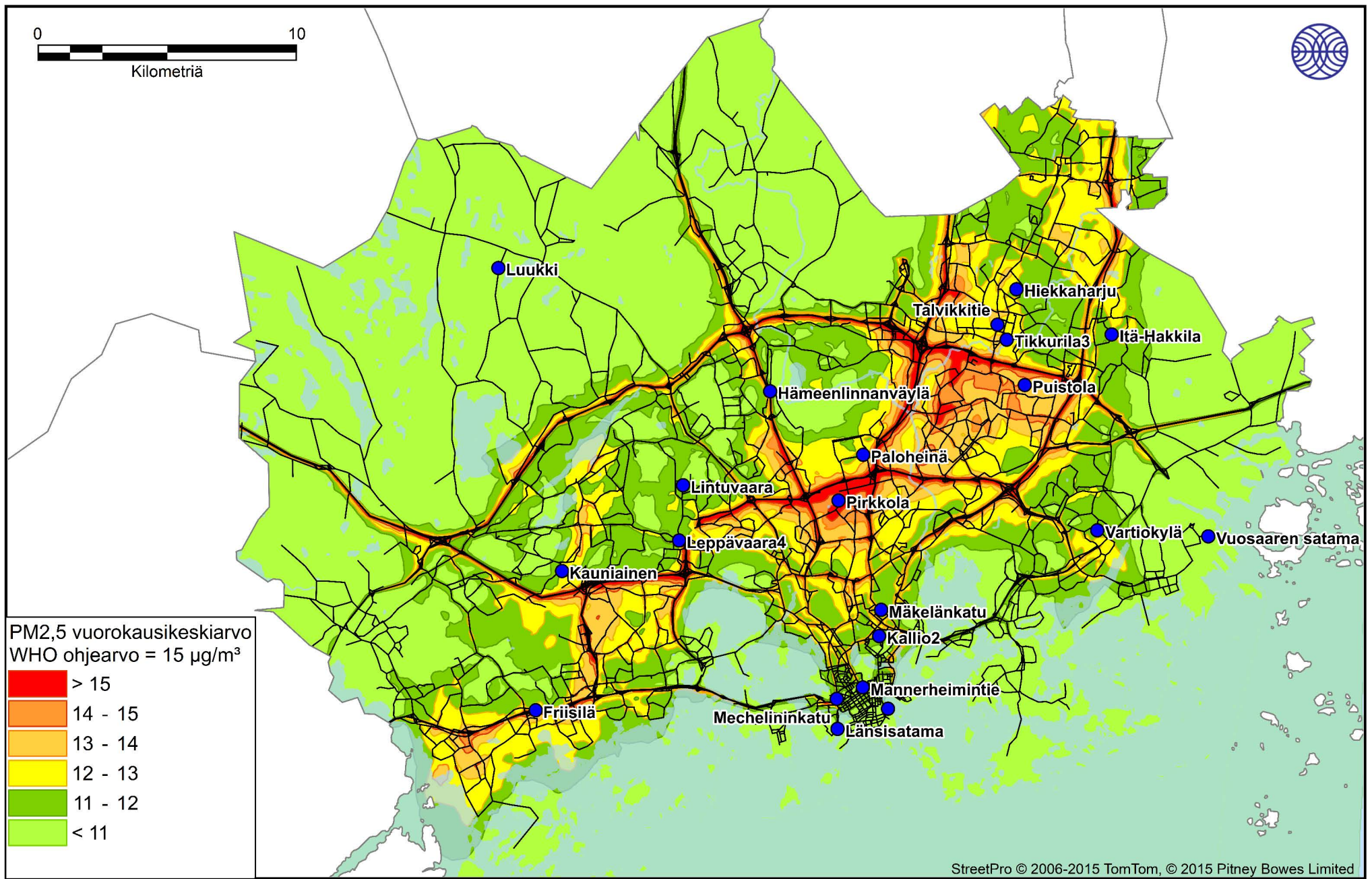




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 6. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

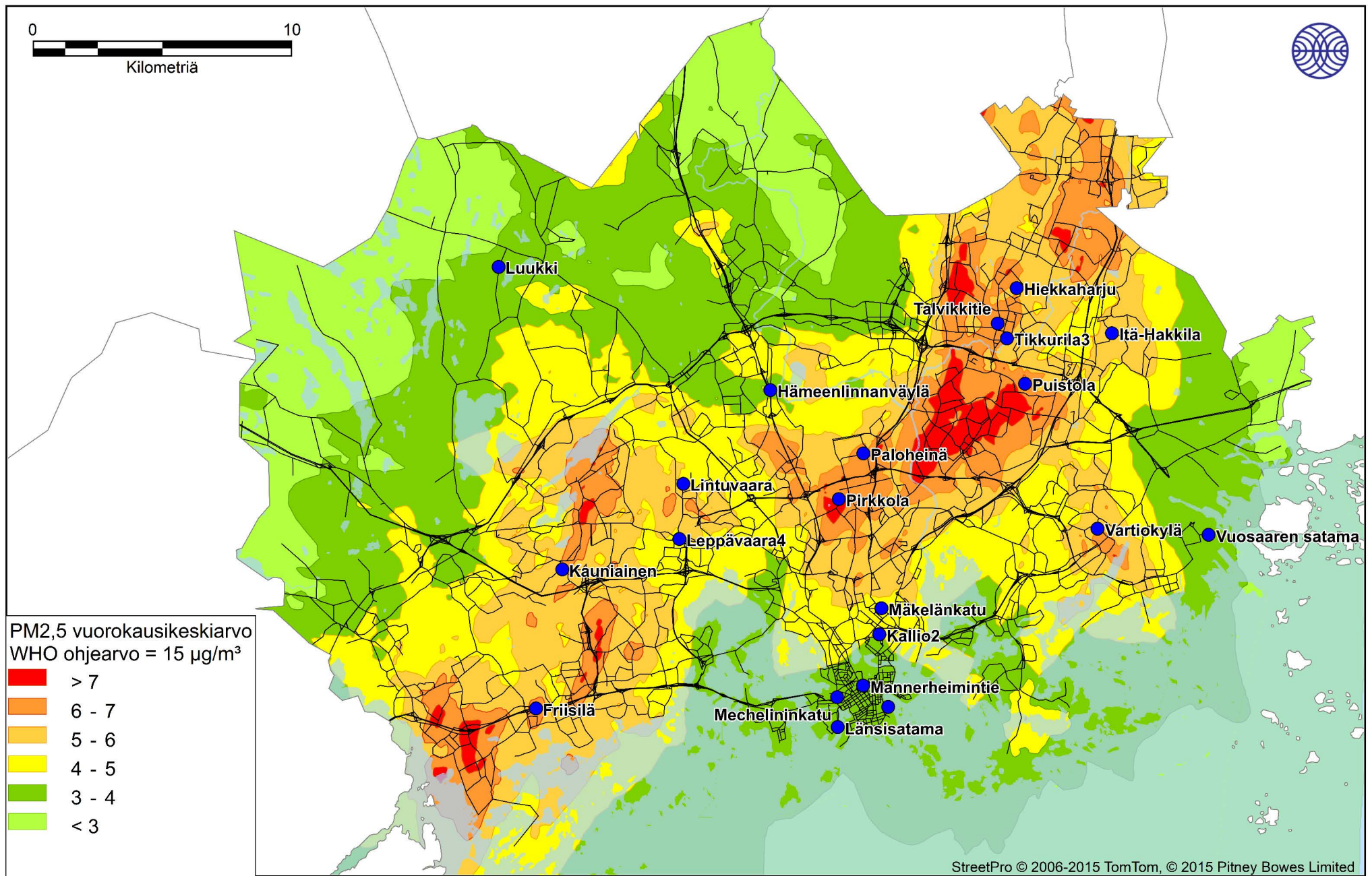




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 7. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden aiheuttama pienhiukkasten vuorokausikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

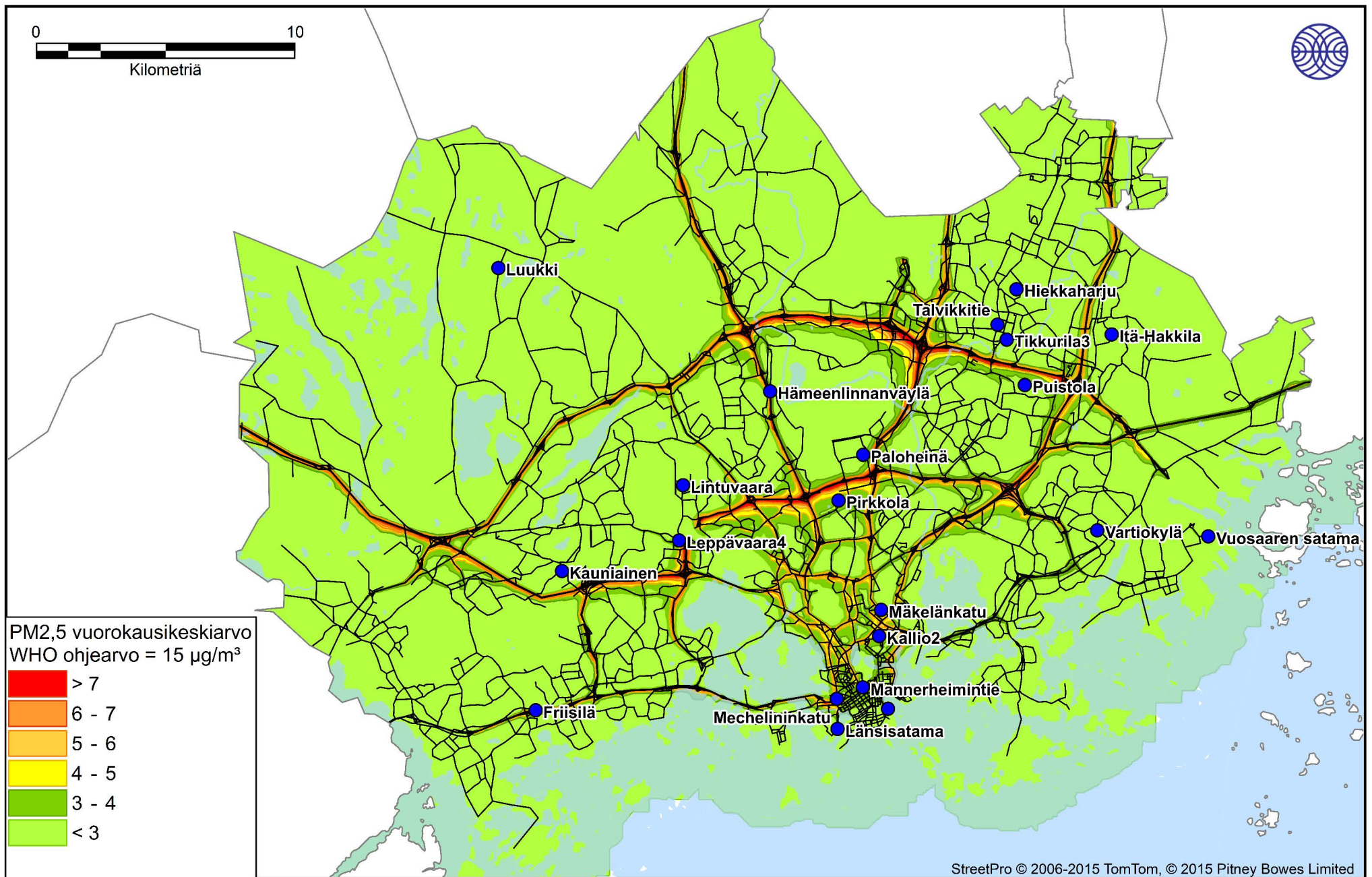




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 8. Pienpolttopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuorokausikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 9. Autoliikenteen pakokaasu- ja suspensio päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuorokausikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

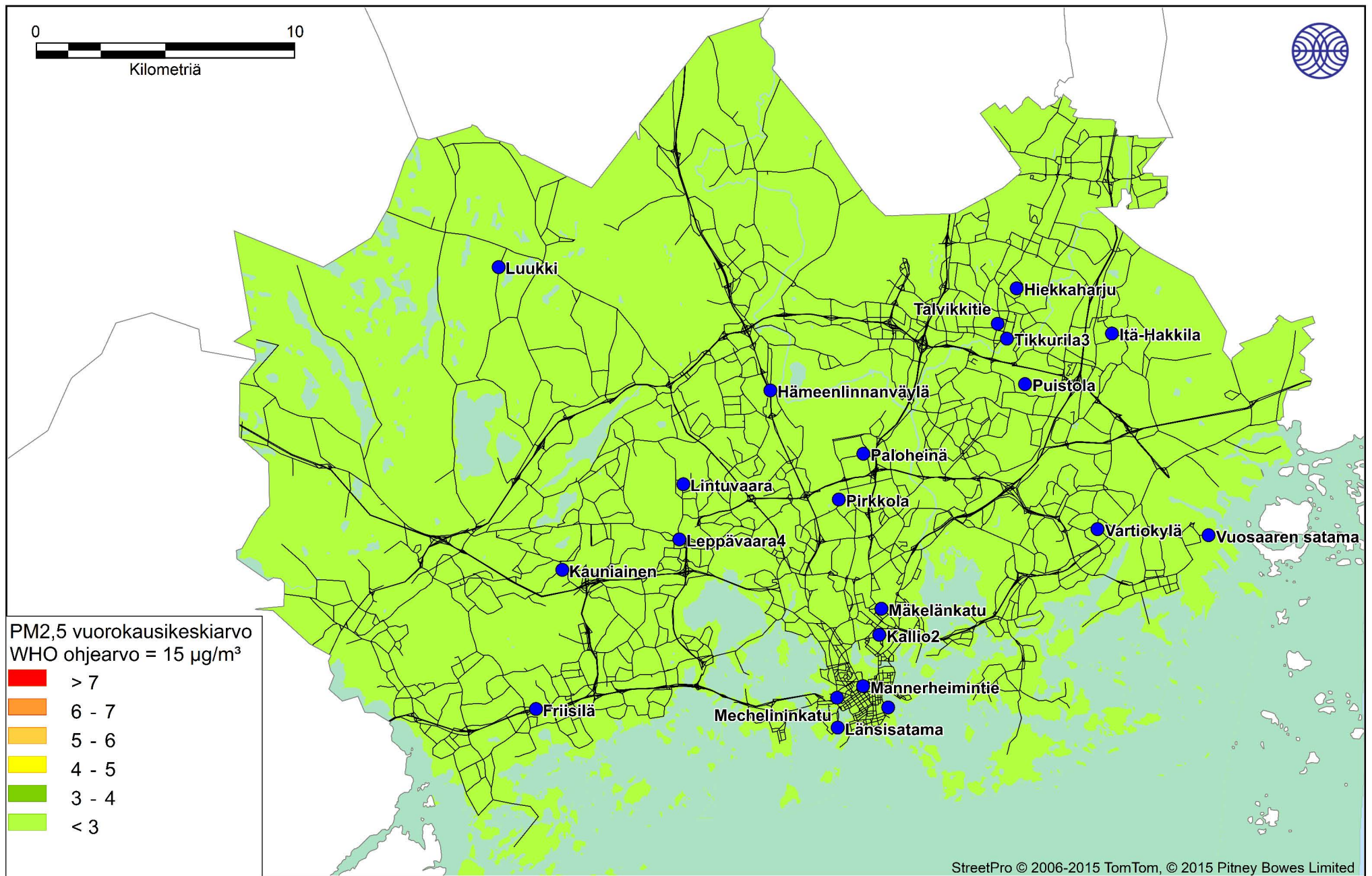








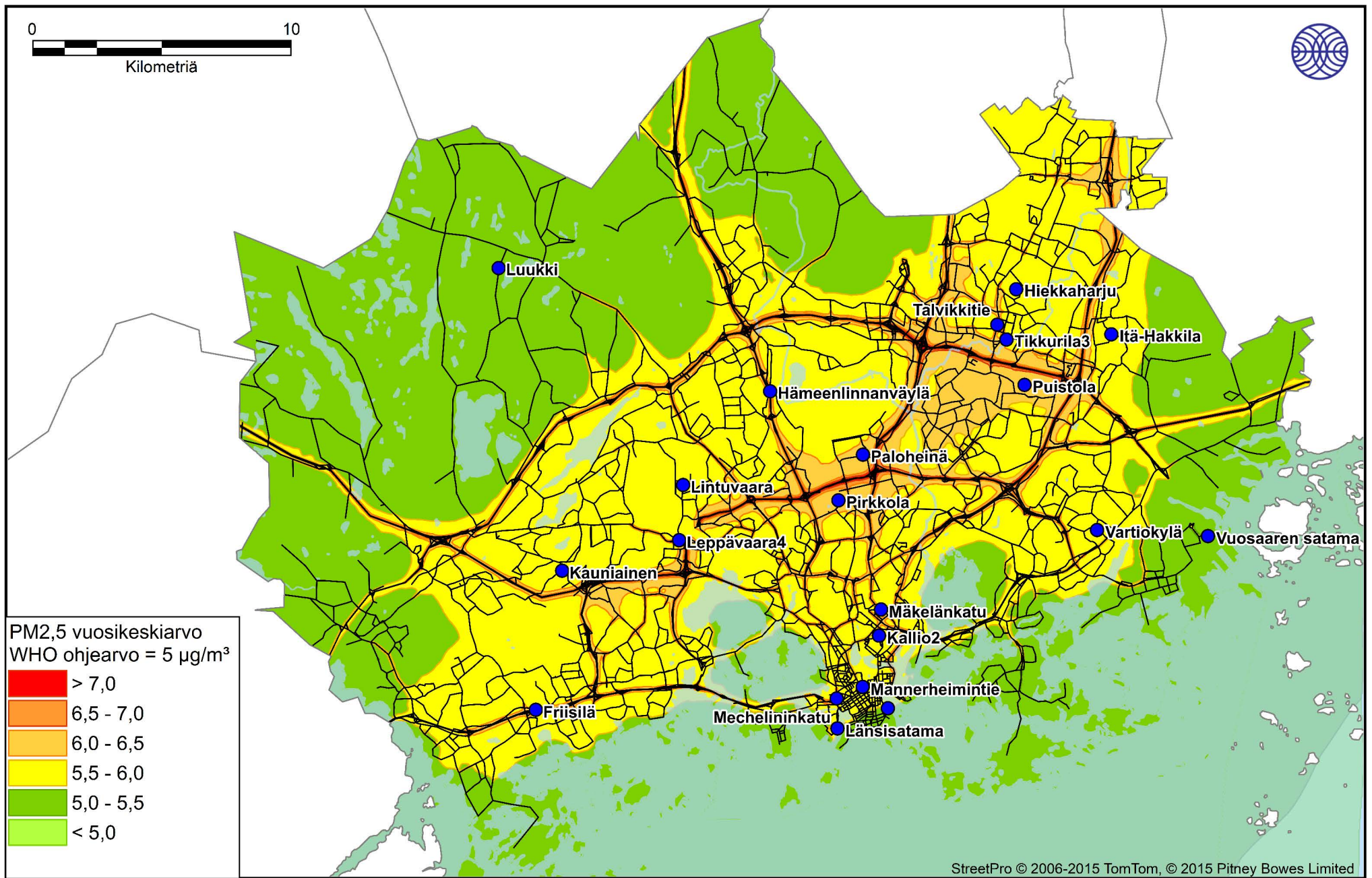




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 12. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuorokausikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

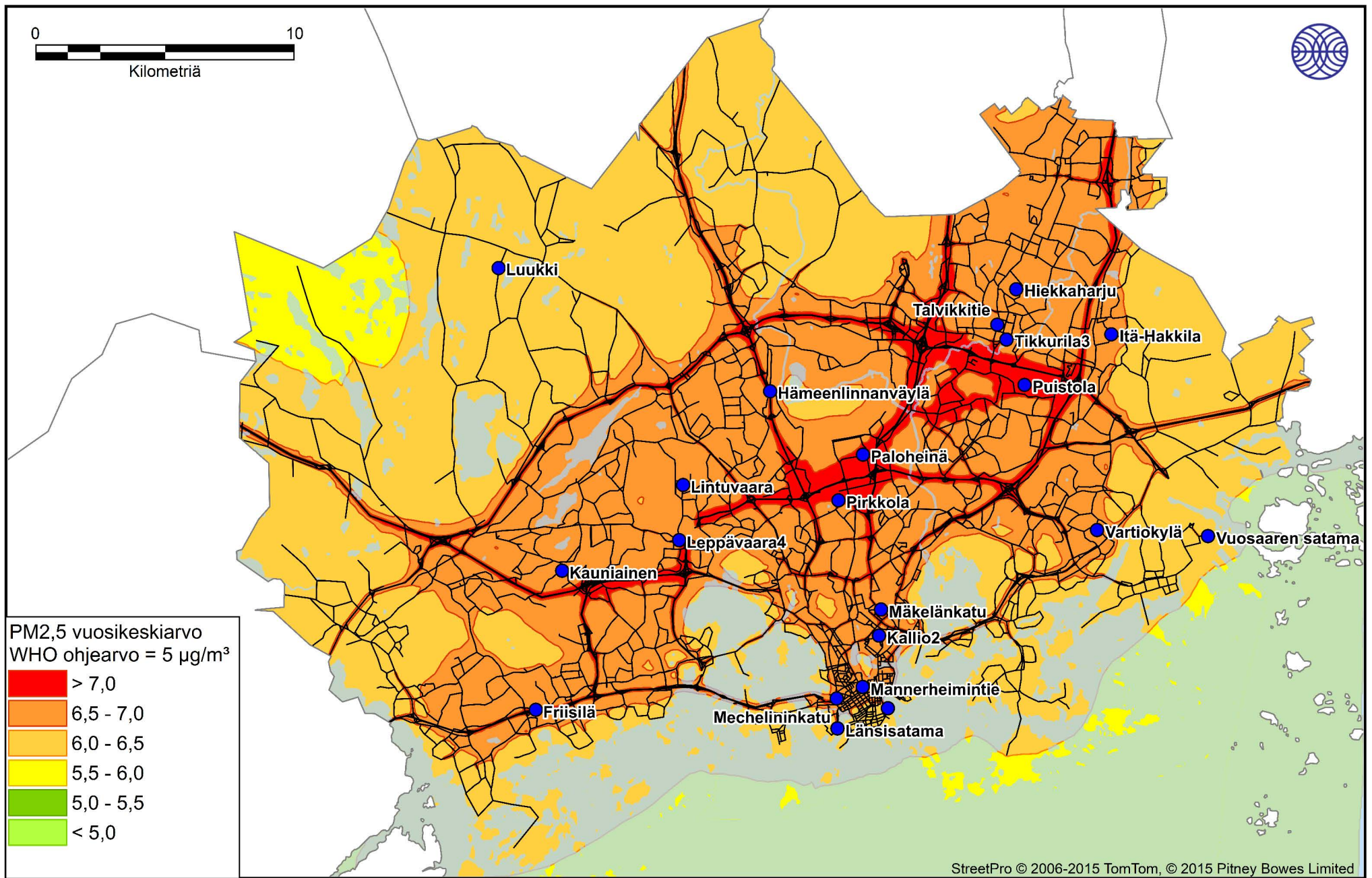




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 13. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo 4,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.

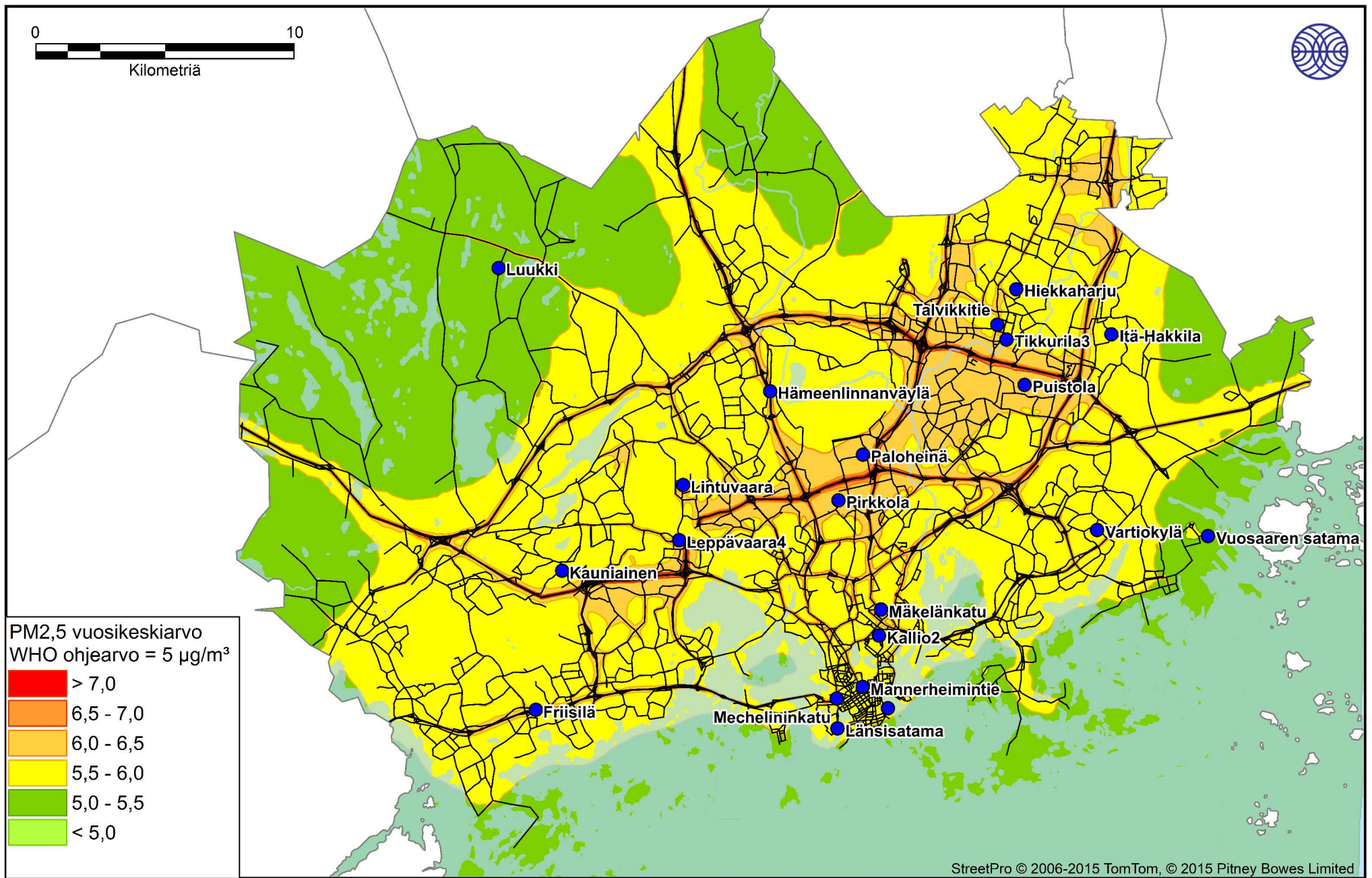




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 14. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo 5,7 µg/m<sup>3</sup>) aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) vuonna 2018.

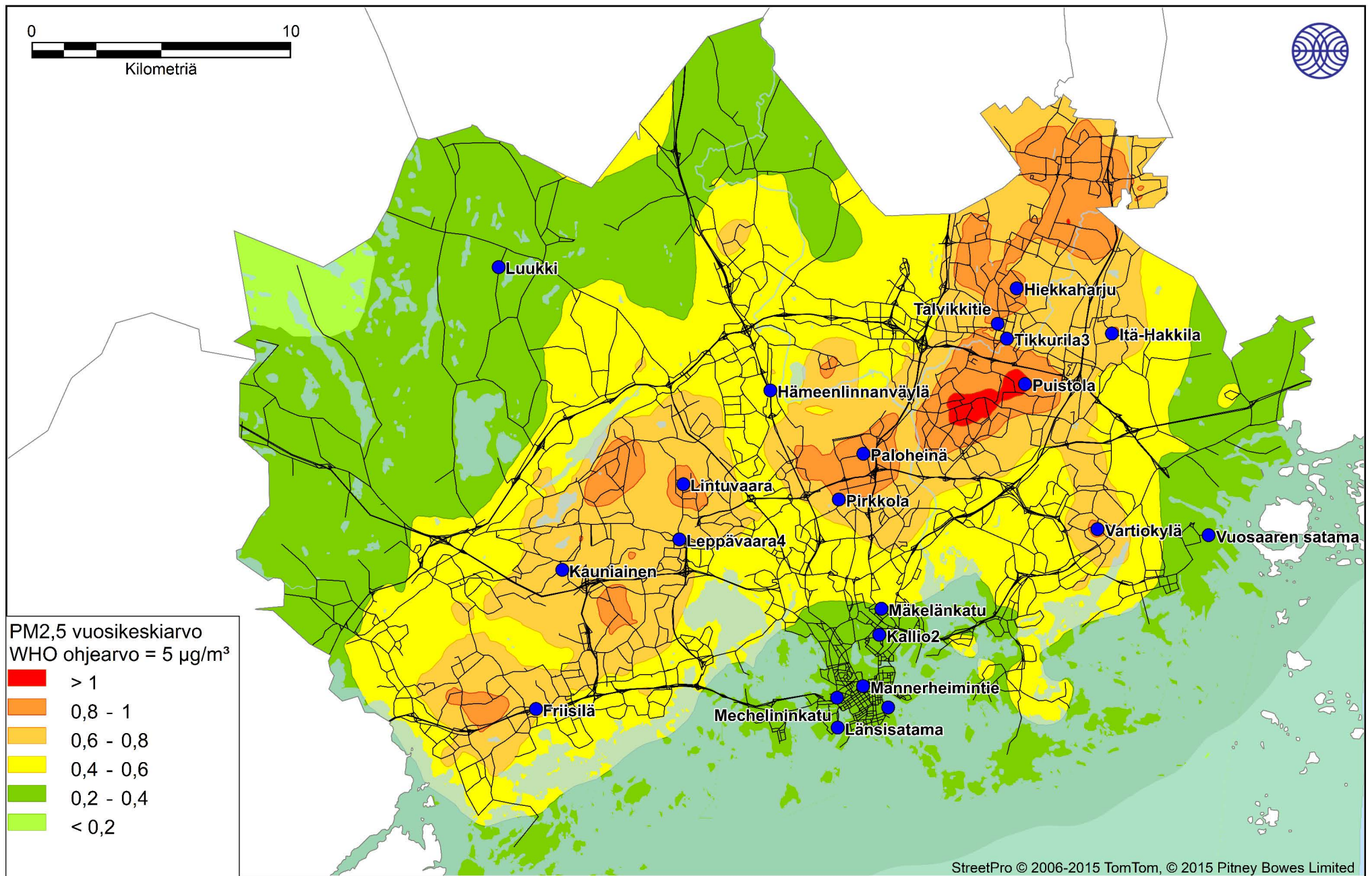




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 15. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo 5,1 µg/m<sup>3</sup>) aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) vuonna 2019.

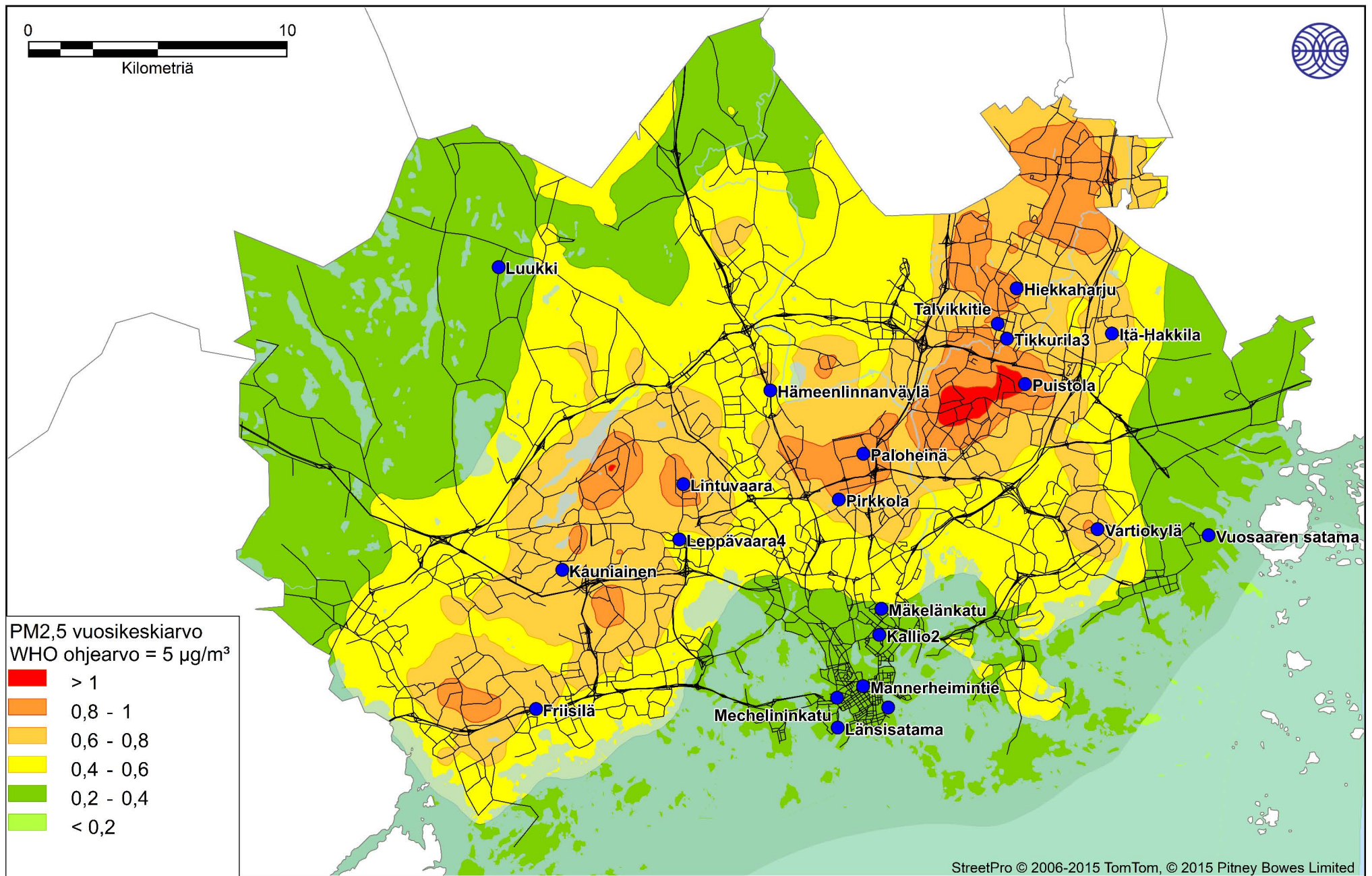




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 16. Pienpolttopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.

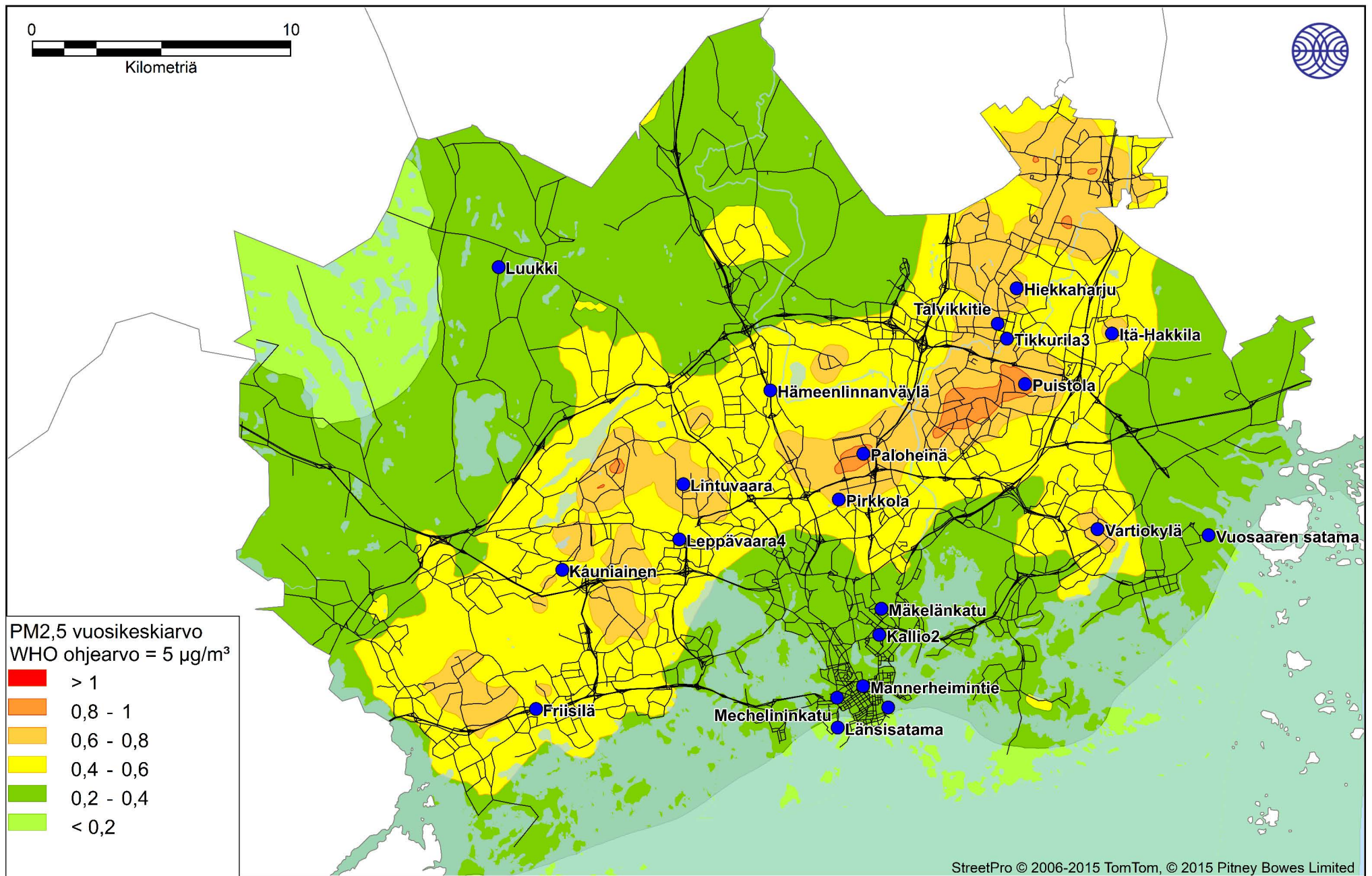




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 17. Pienpolttopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2018.





Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 18. Pienpolttopäästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2019.





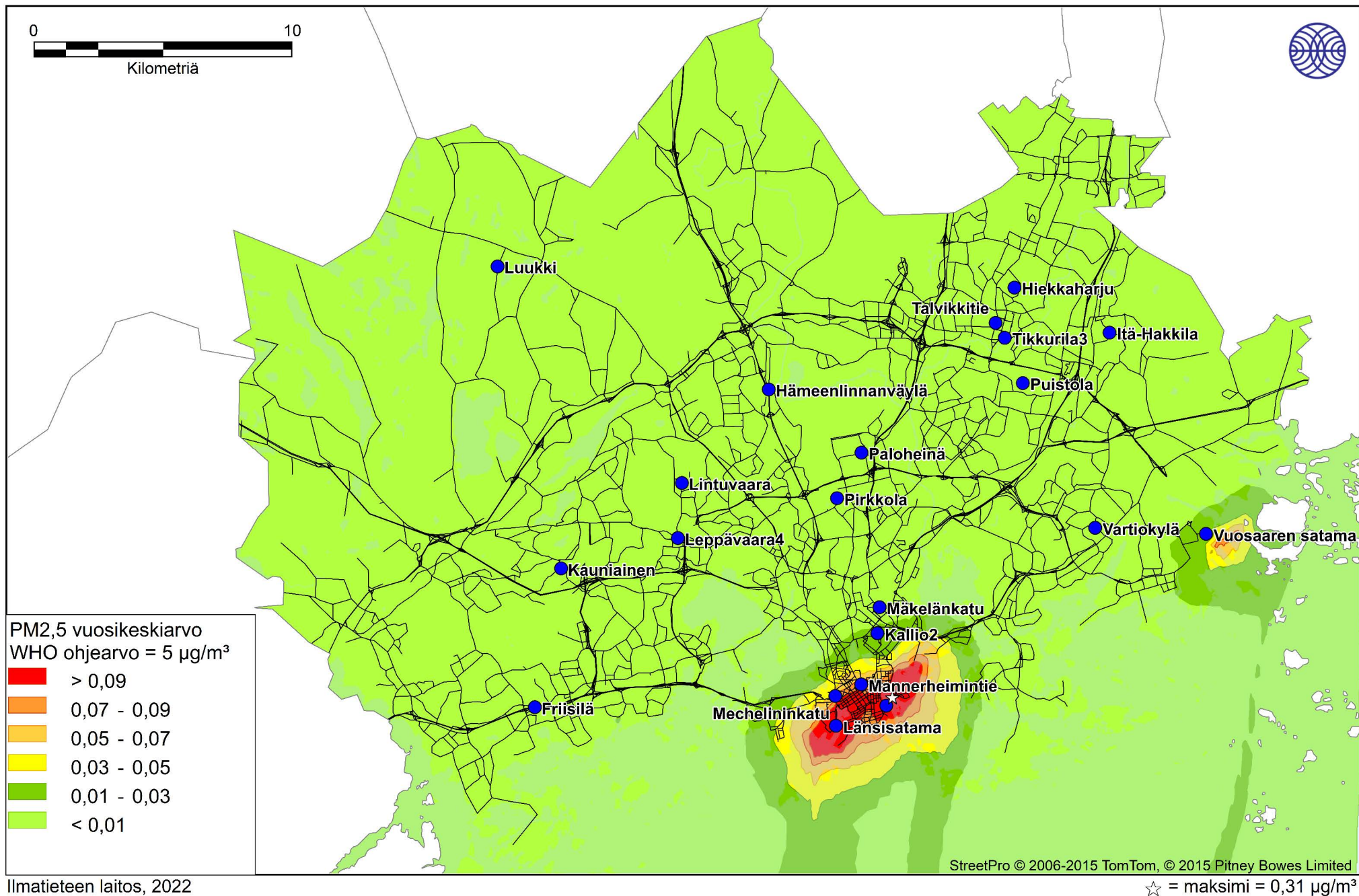






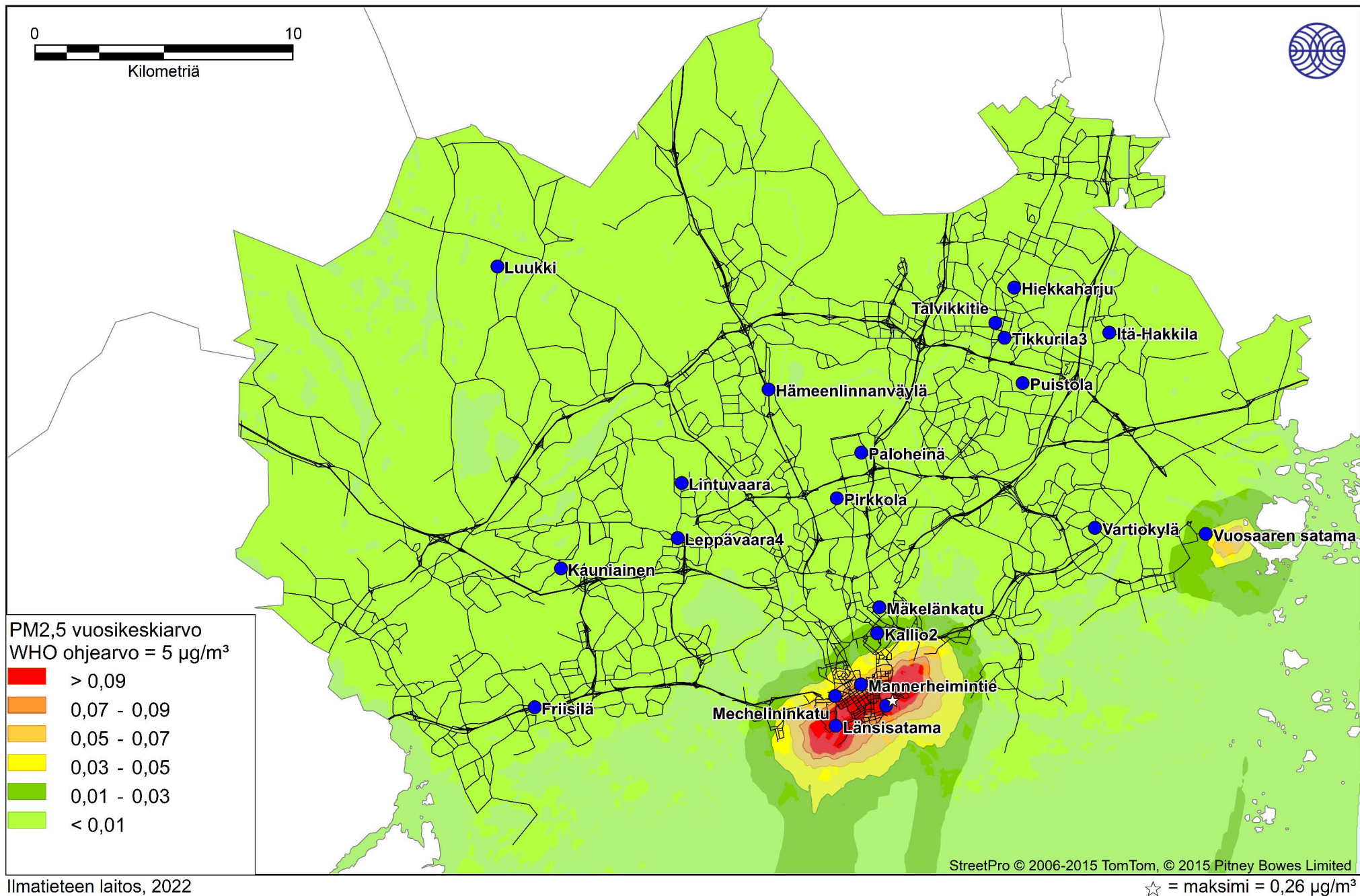






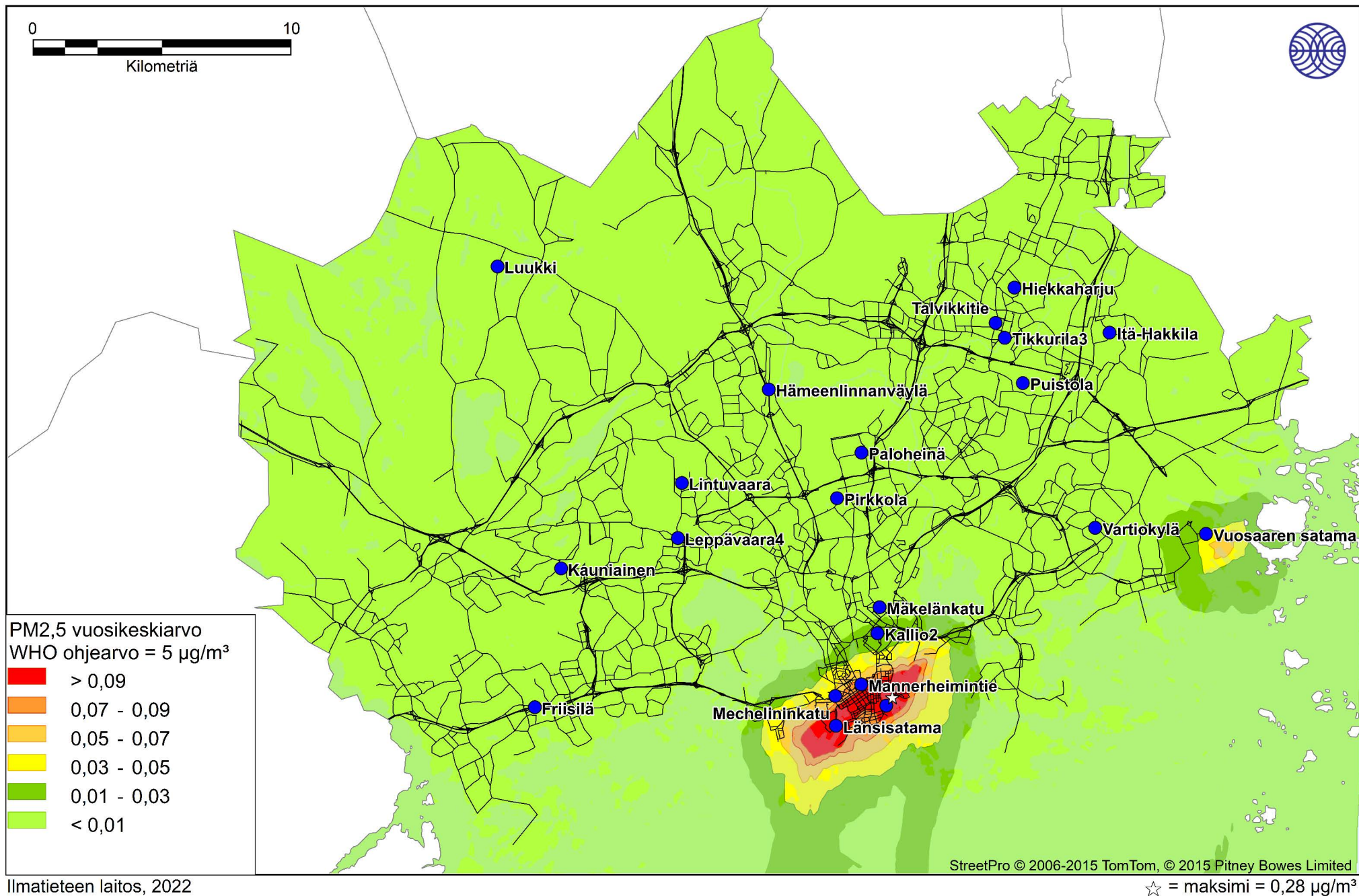
Kuva 22. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.





Kuva 23. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2018.





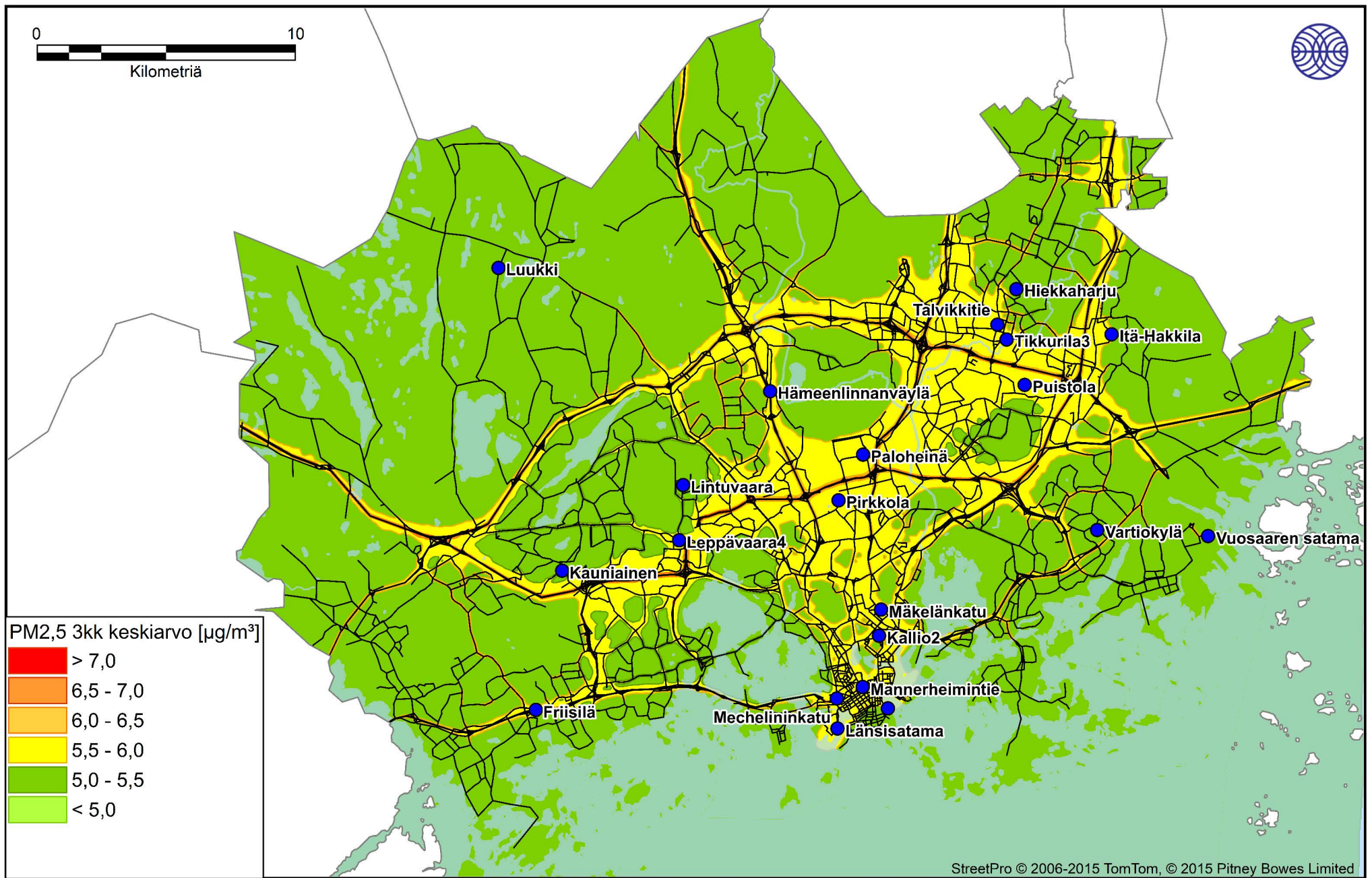
Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 24. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2019.





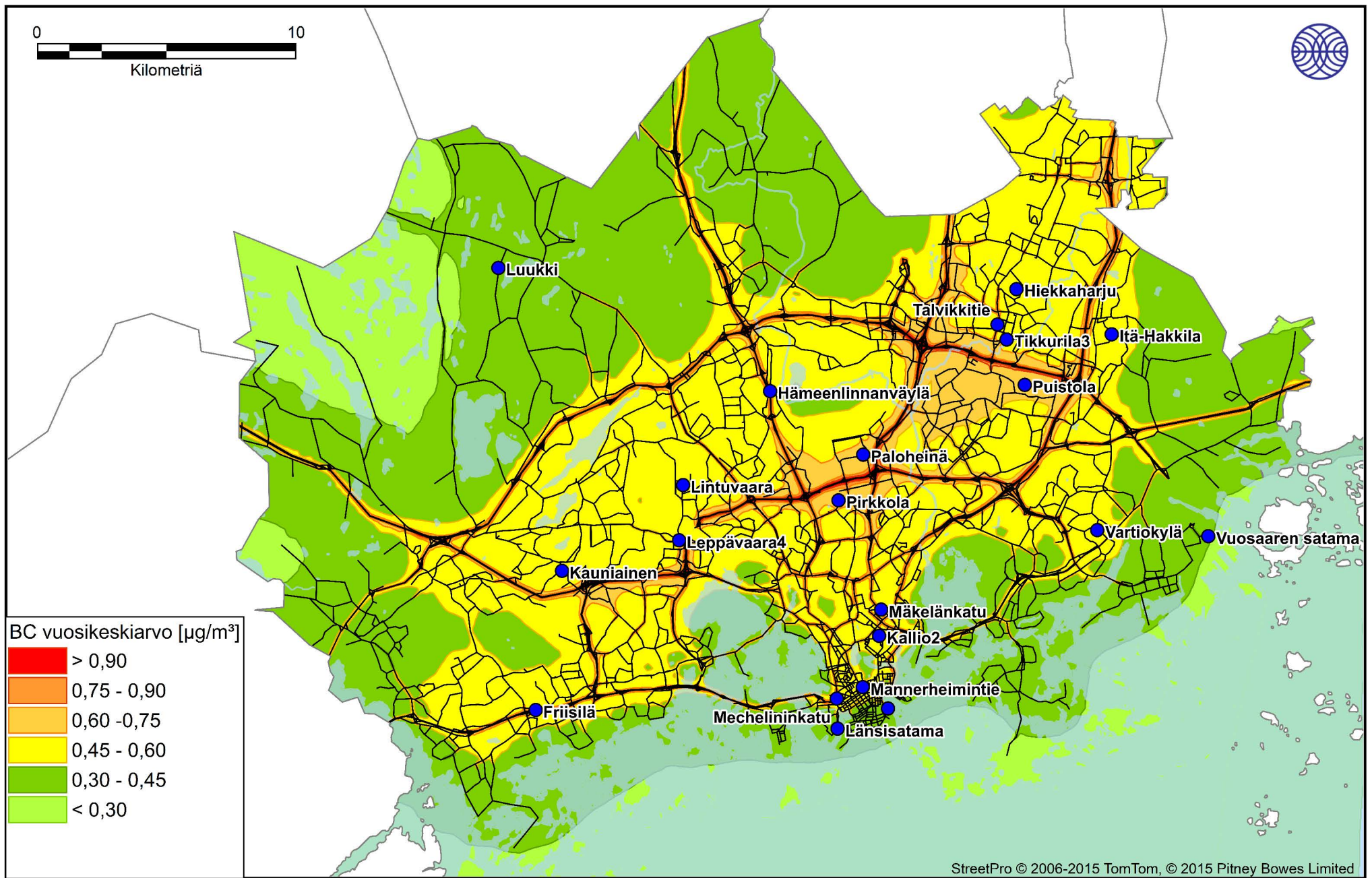




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 26. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden aiheuttama kesäkuukausien pienhiukkasten keskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





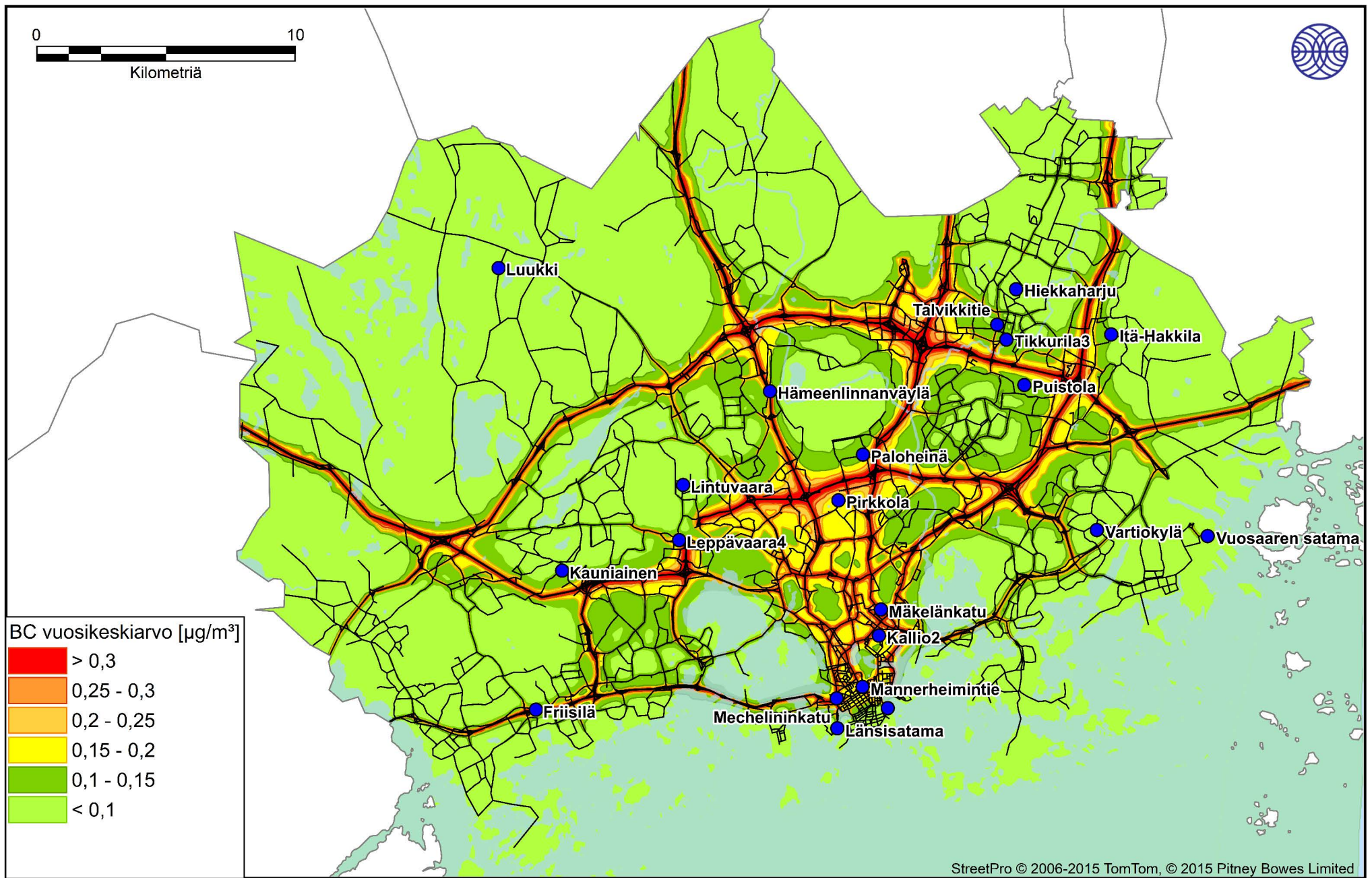
Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 27. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo  $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





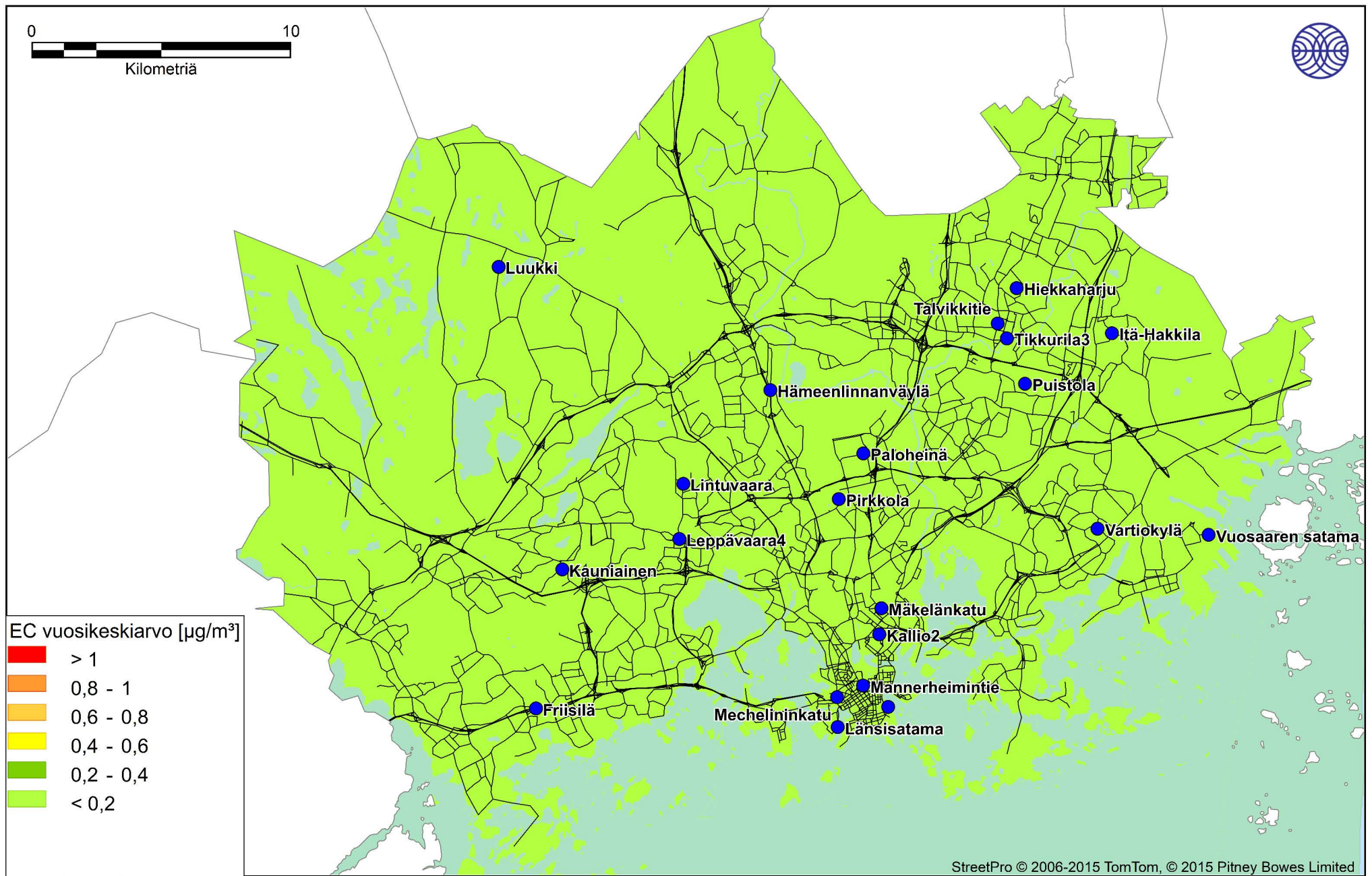




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 29. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

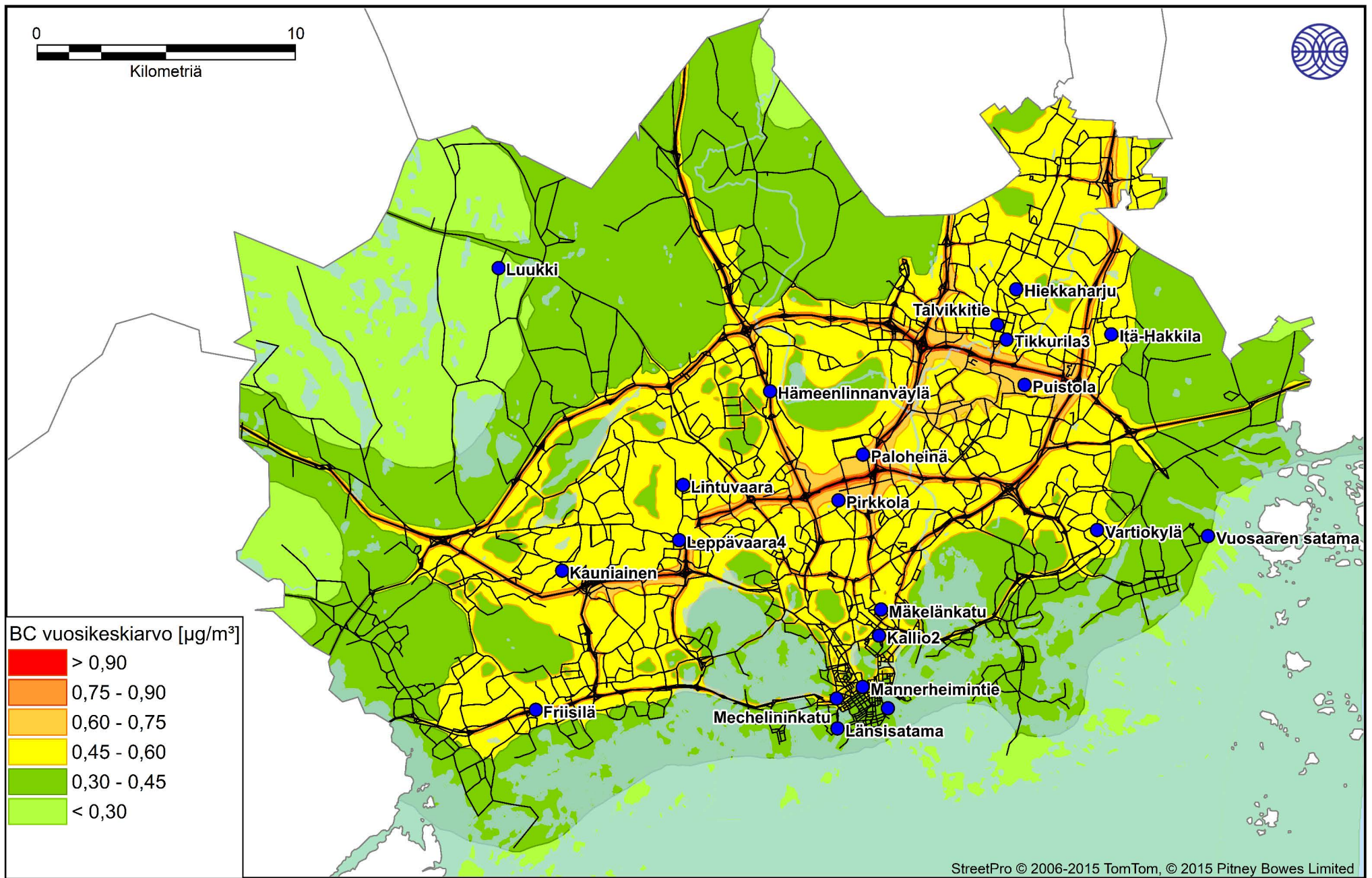




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 30. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

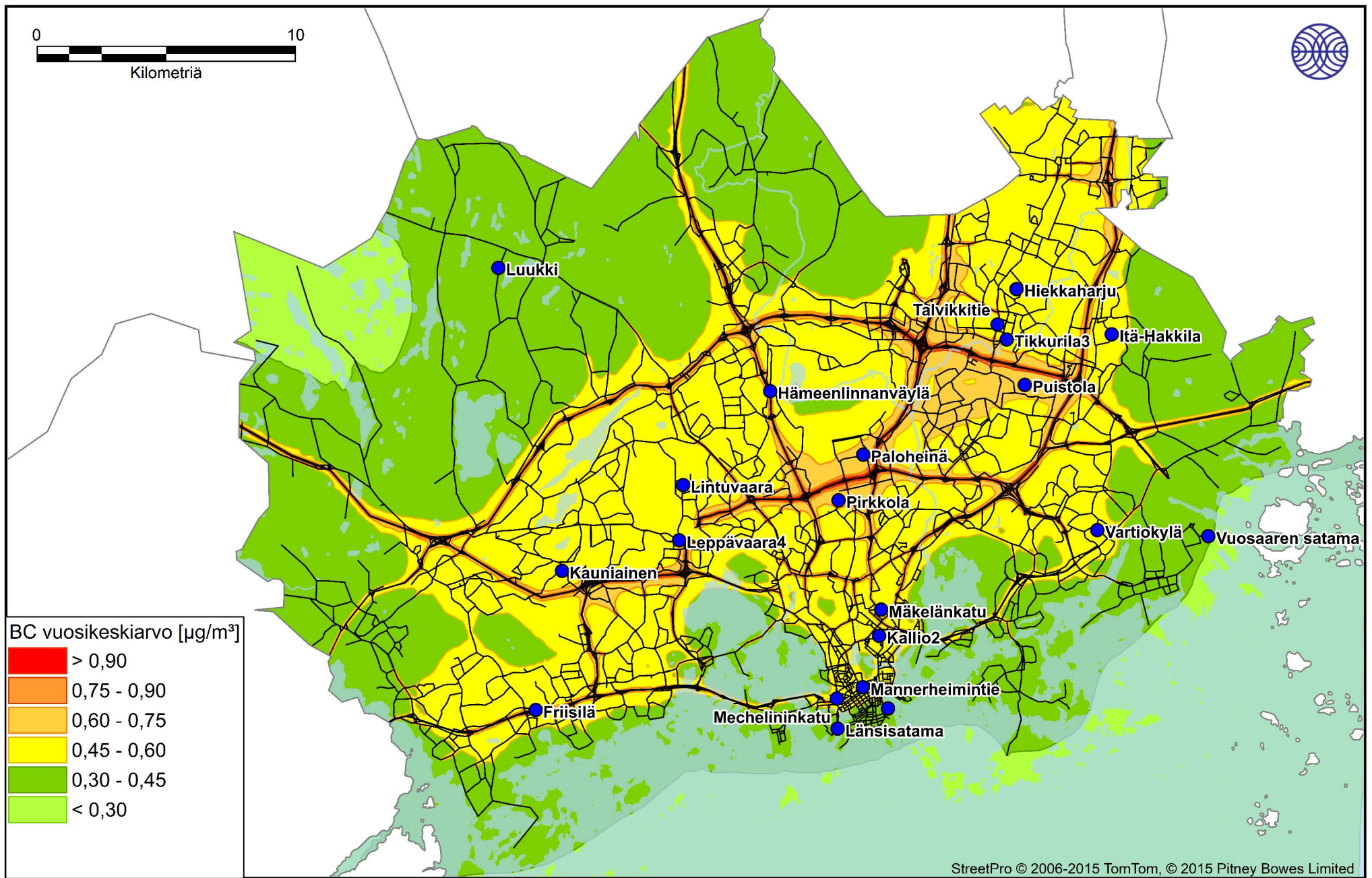




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 31. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo  $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.

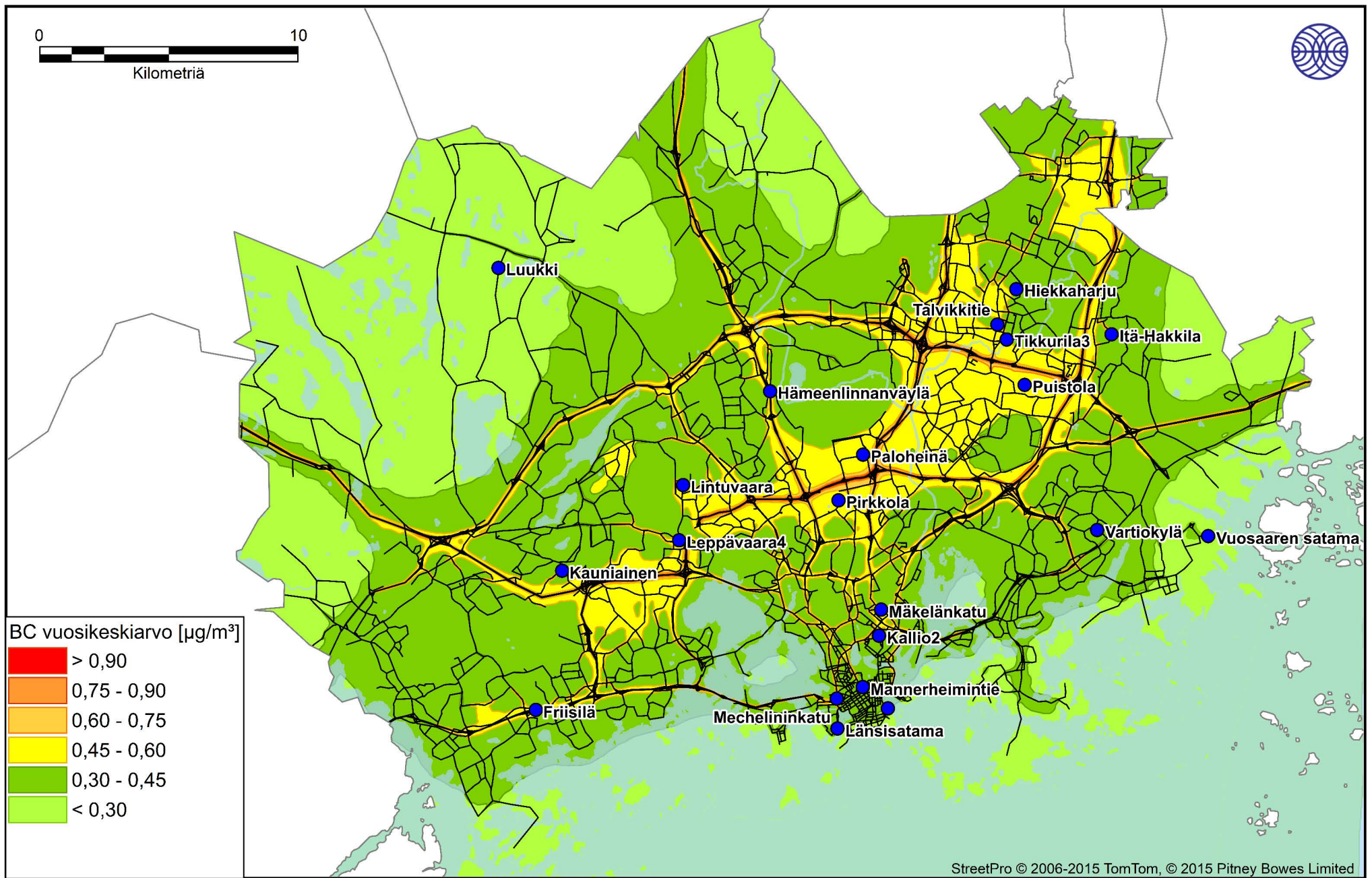




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 32. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo  $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aiheuttama pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2018.

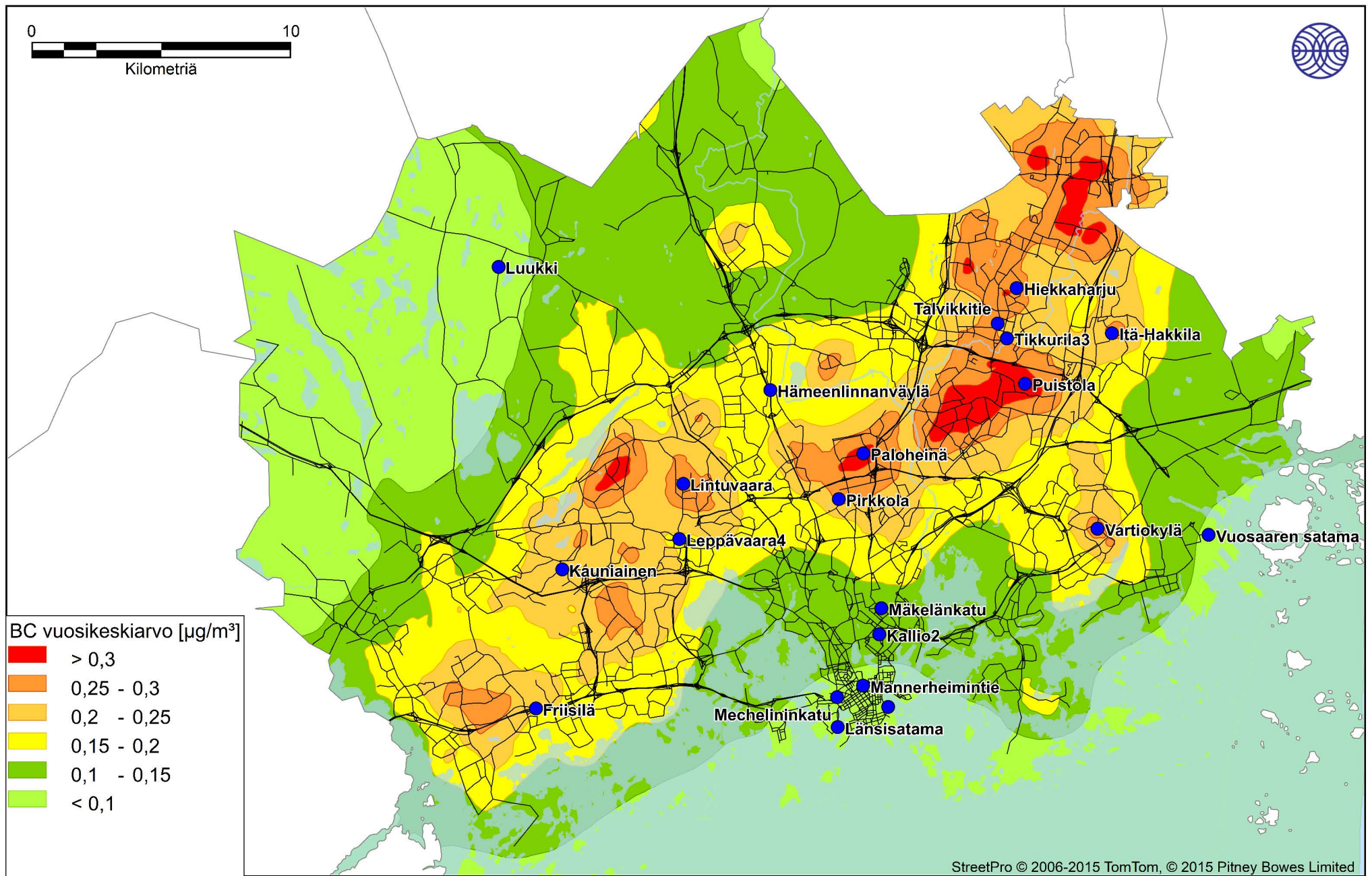




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 33. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden (vuosikeskiarvo  $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2019.





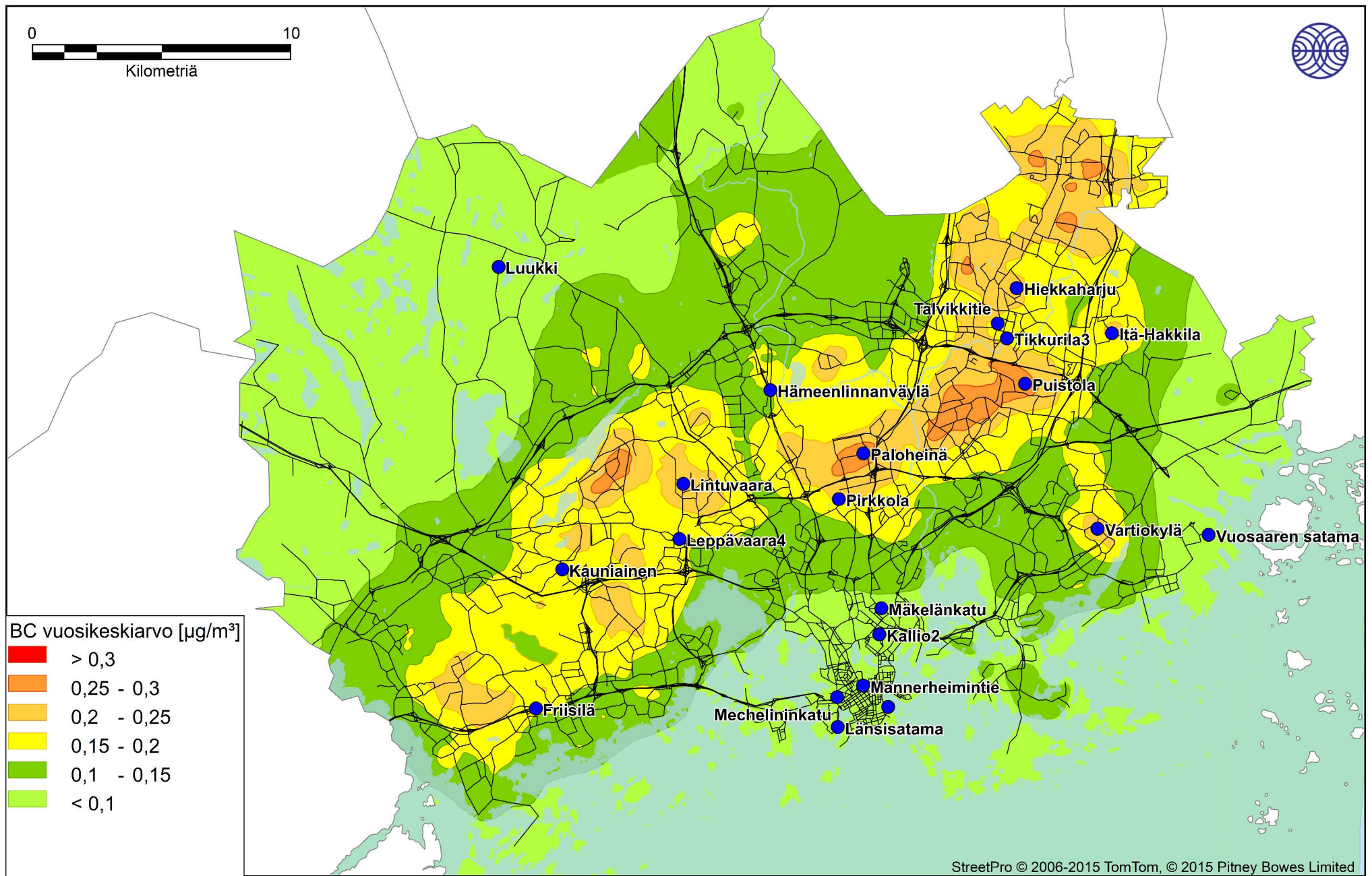
Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 34. Pienpolttopäästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.





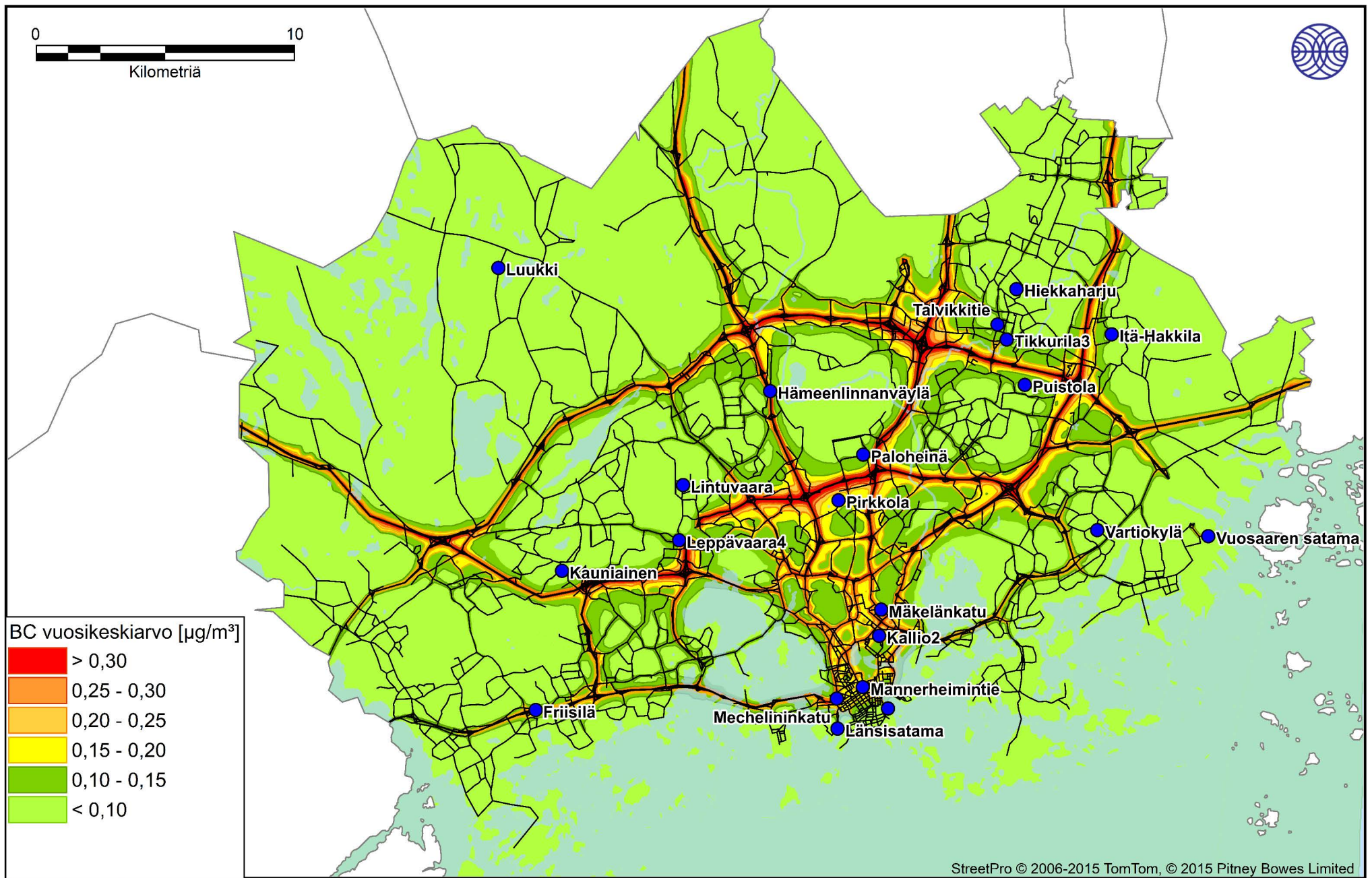




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 36. Pienpolttopäästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2019.





Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 37. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.

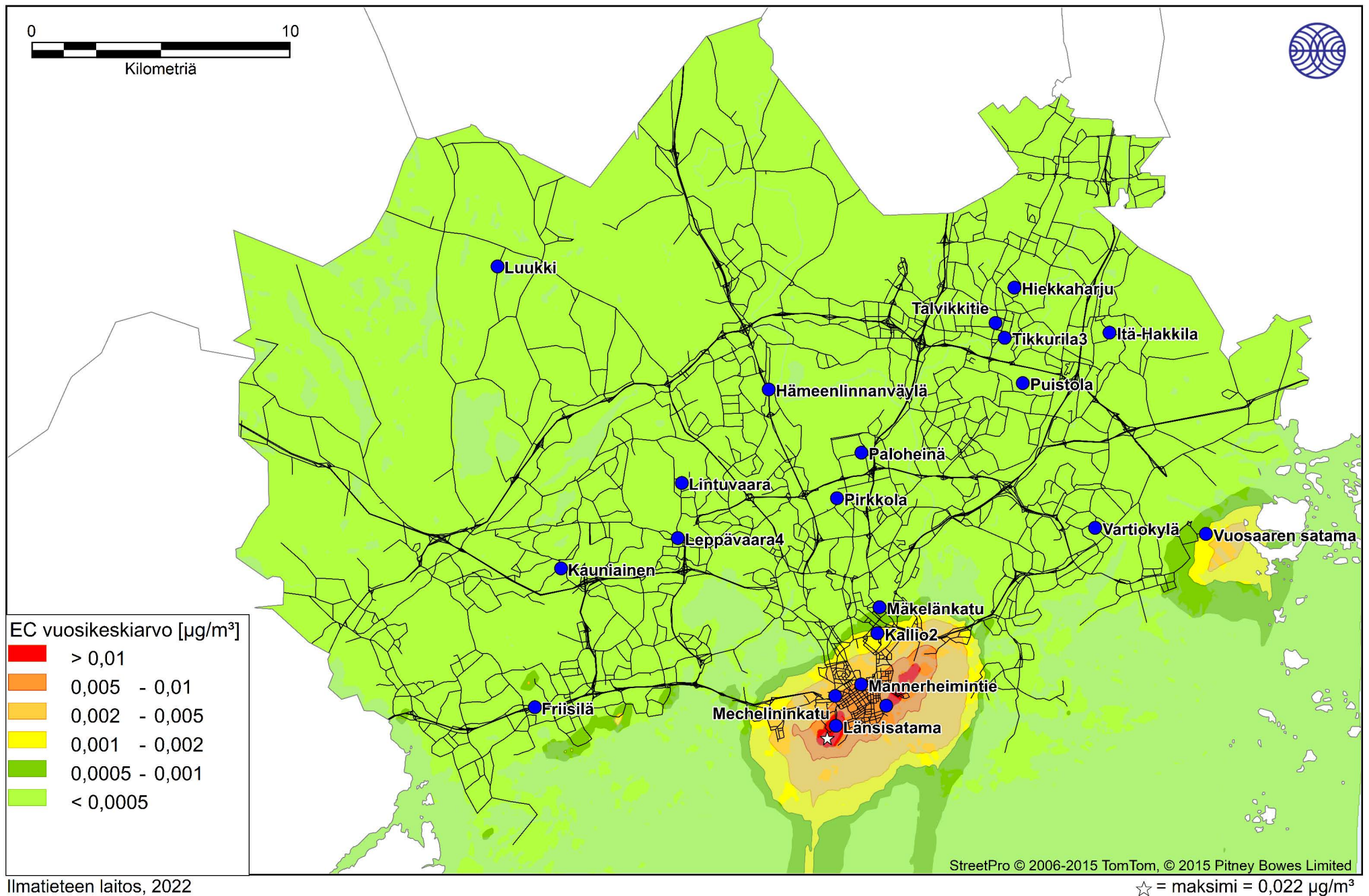








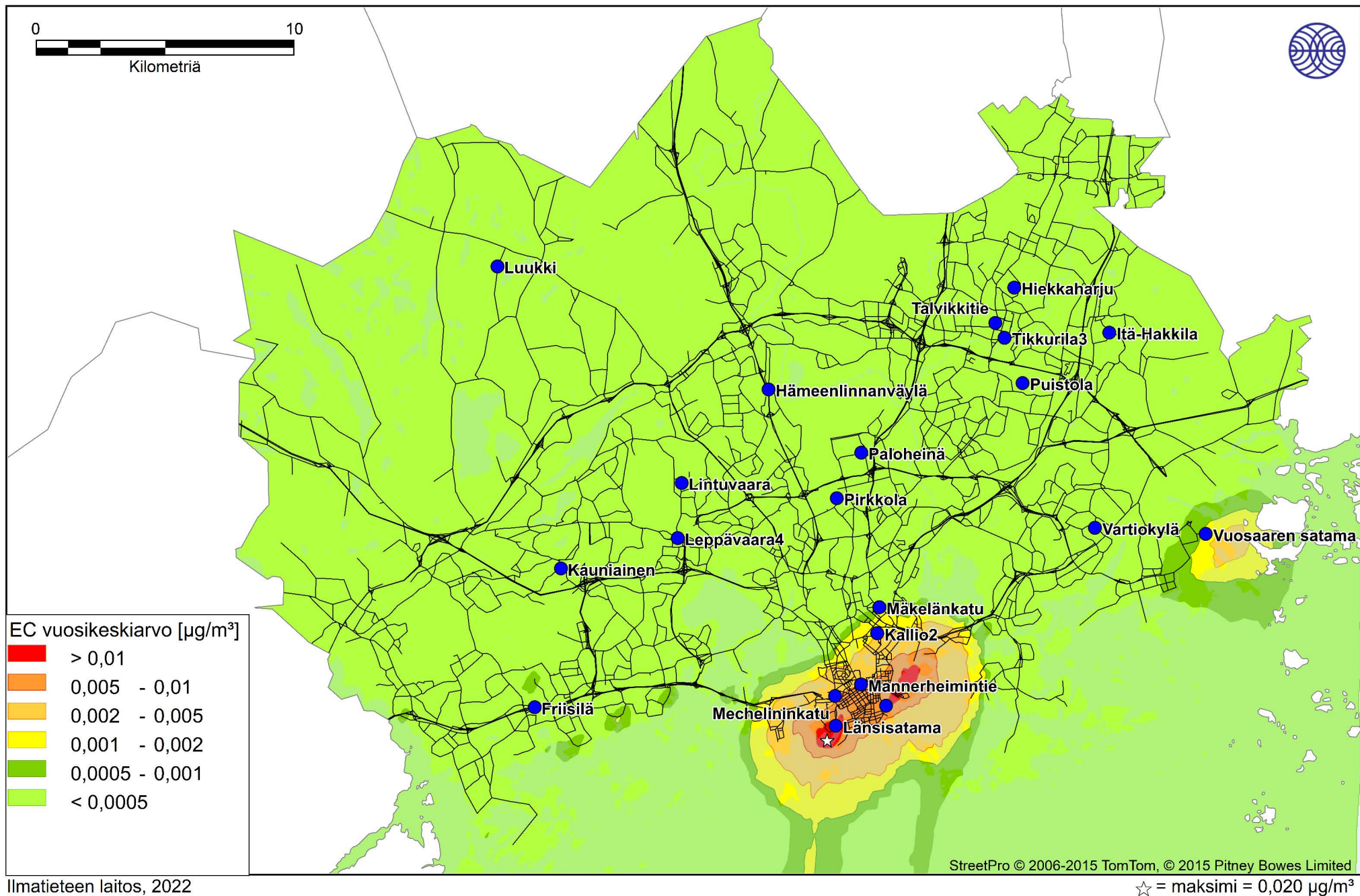




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 40. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2016.

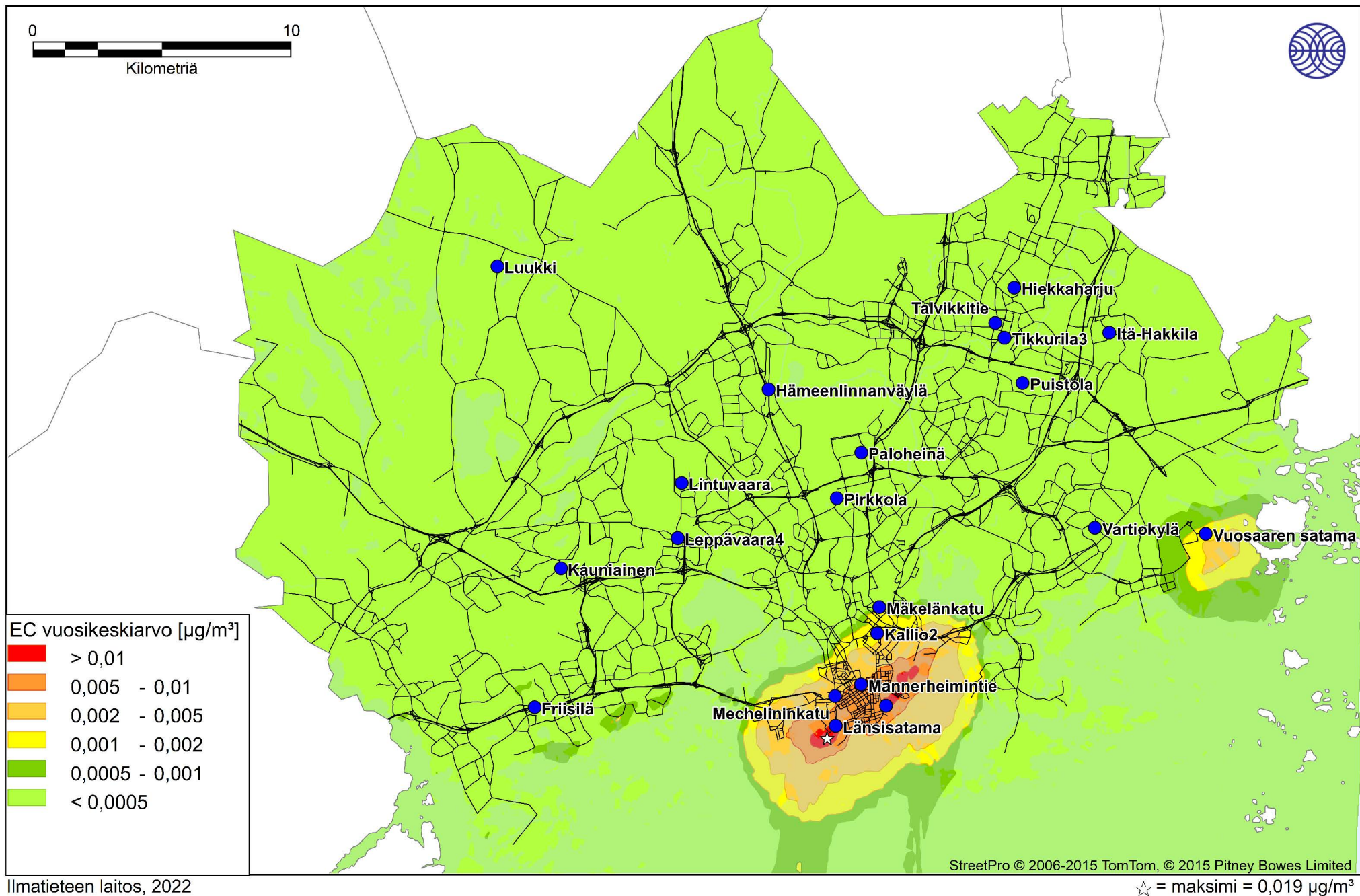




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 41. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2018.

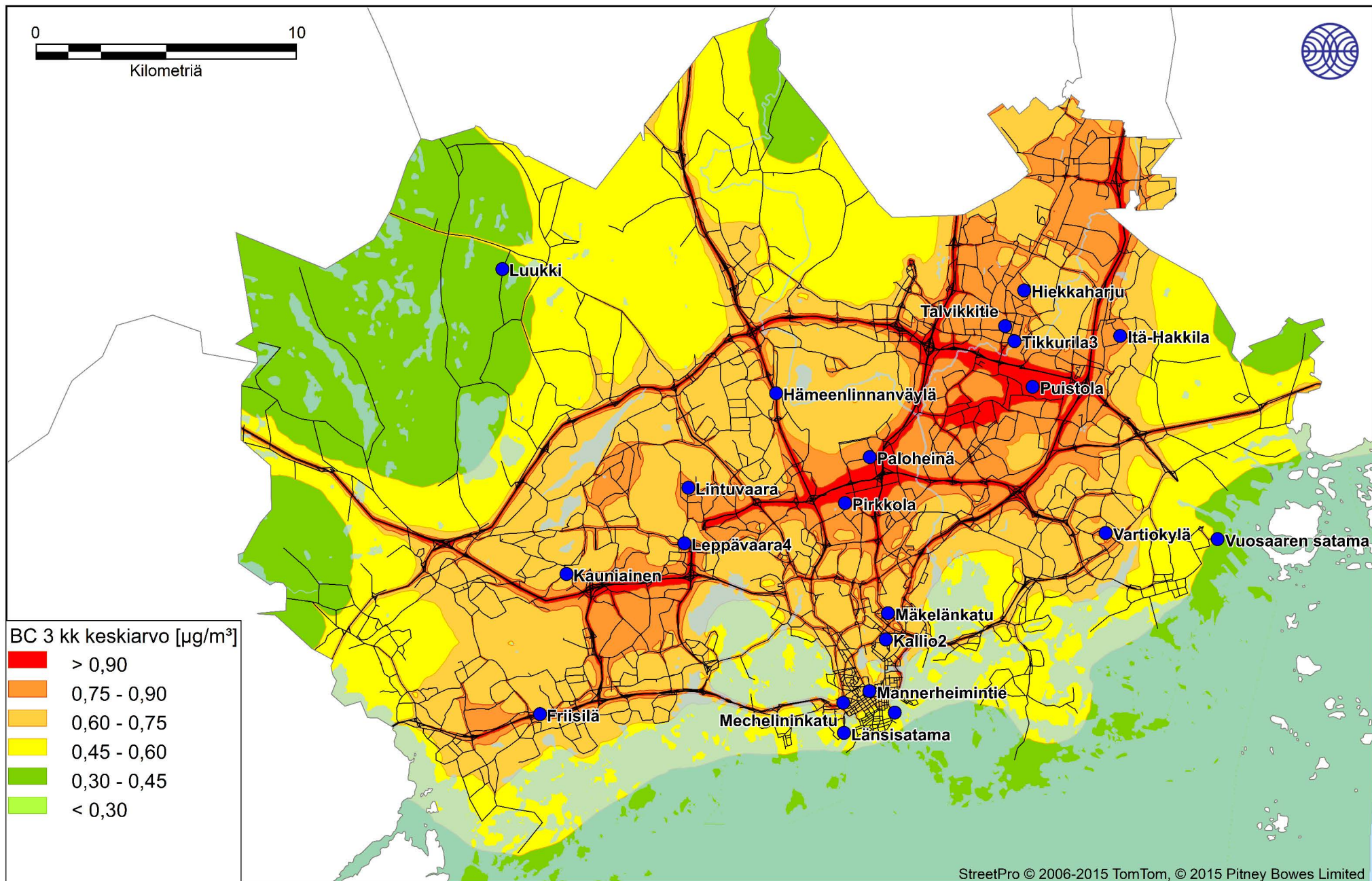




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 42. Laivaliikenteen päästöjen aiheuttama mustan hiilen vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vuonna 2019.

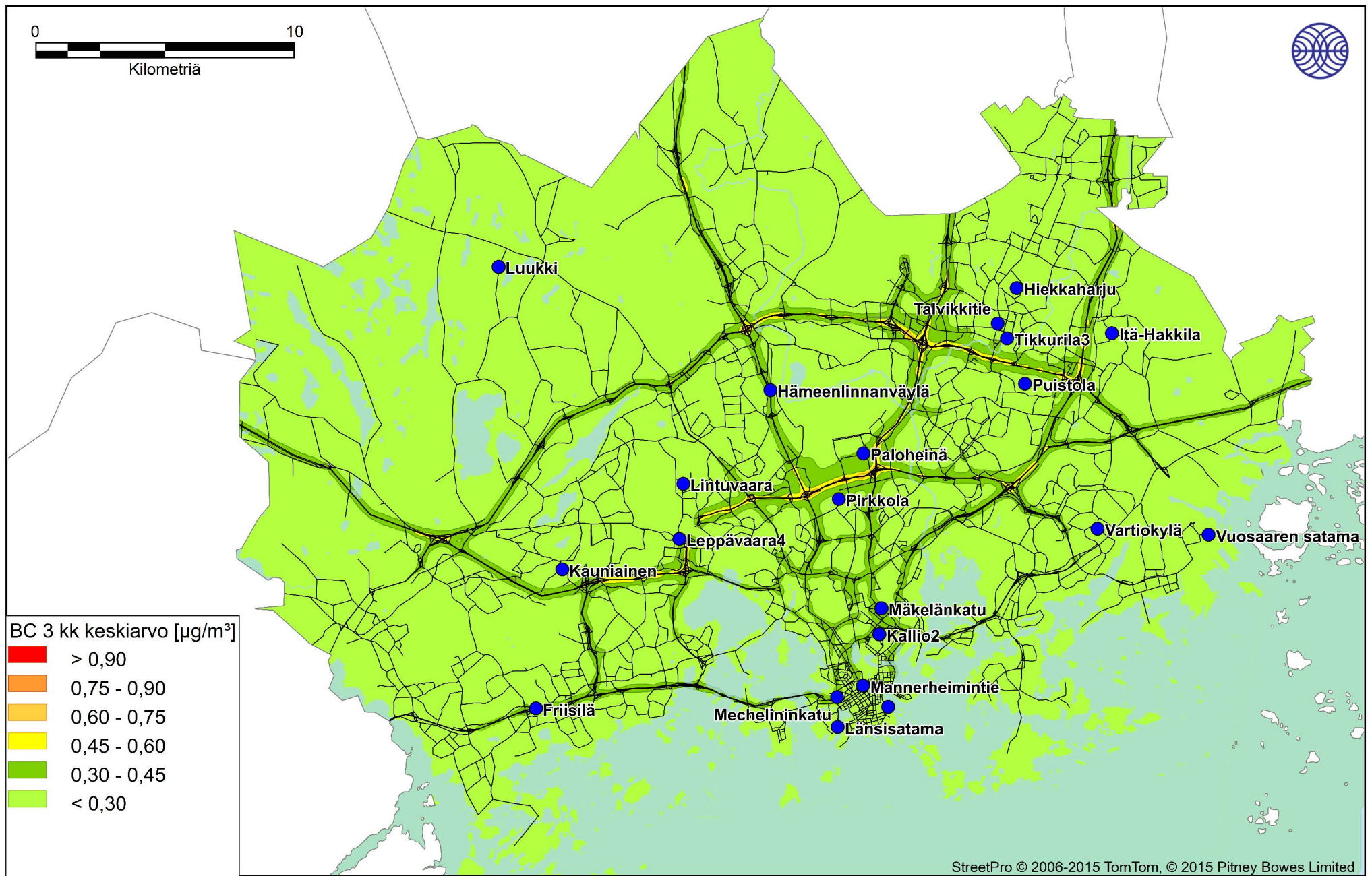




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 43. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden aiheuttama talvikuukausien mustan hiilen keskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





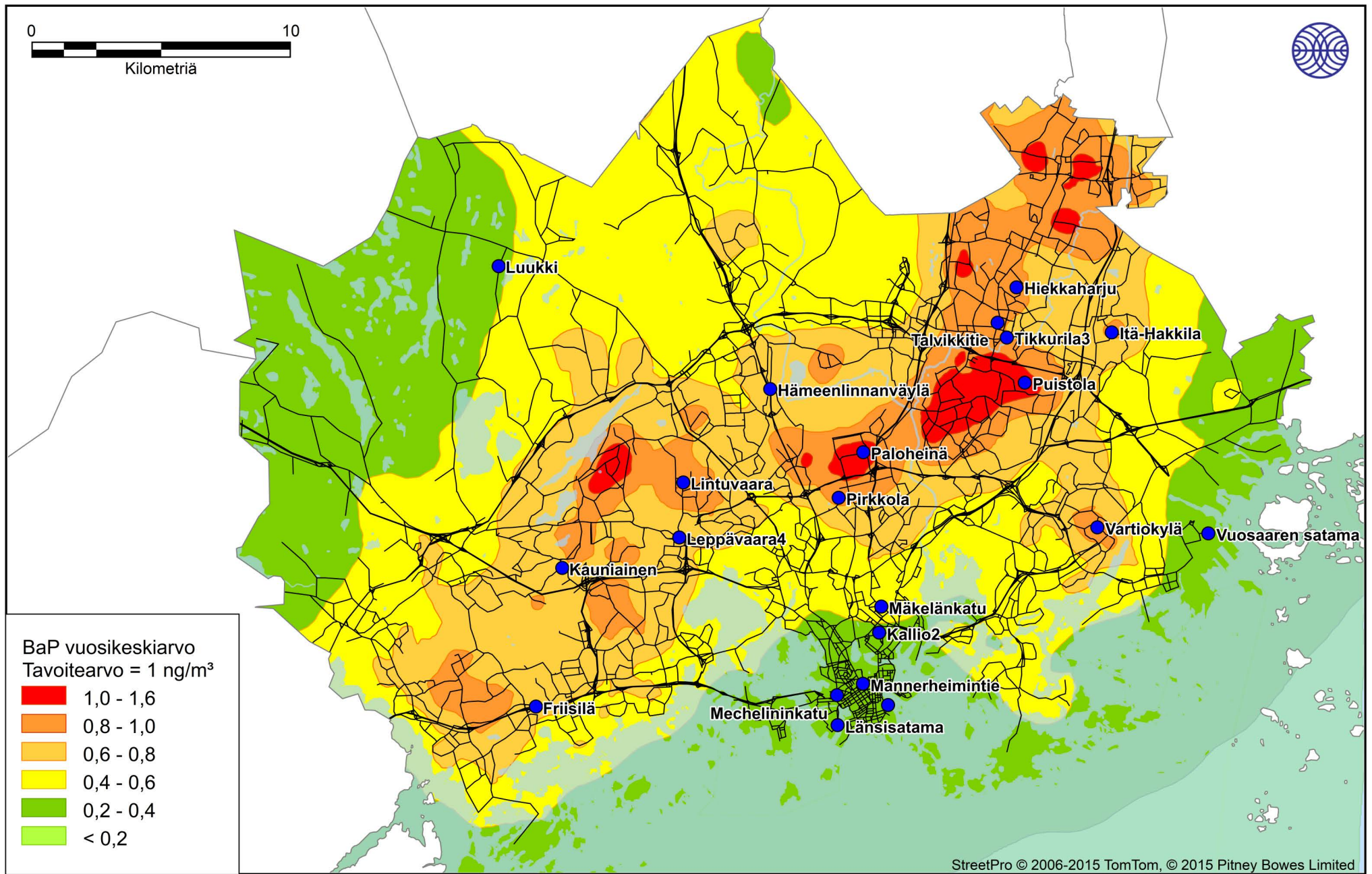
Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 44. Puun pienpolton, autoliikenteen ja laivaliikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden aiheuttama kesäkuukausien mustan hiilen keskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).





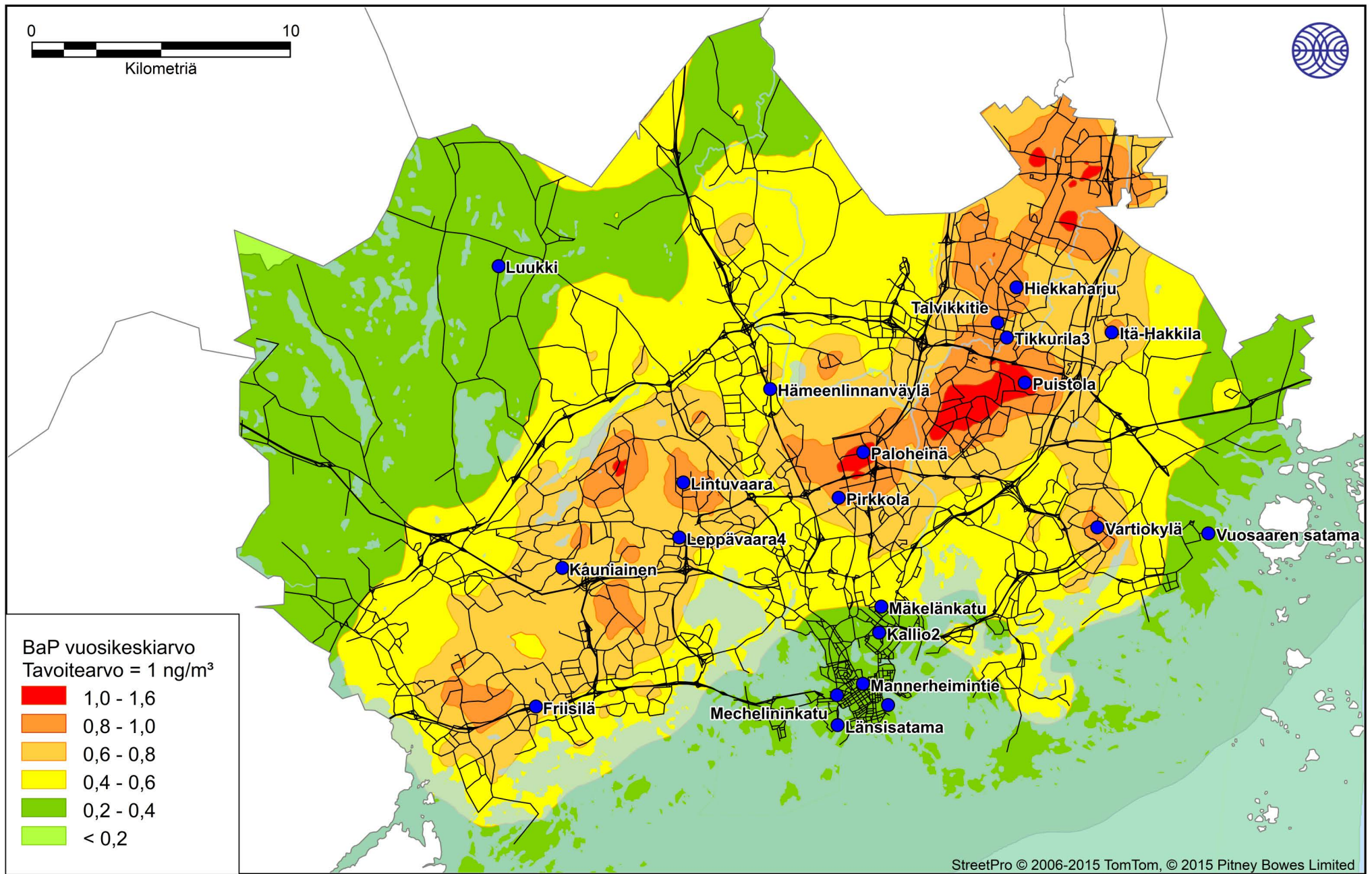




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 46. Pienpolttopäästöjen aiheuttama bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuus (ng/m<sup>3</sup>).

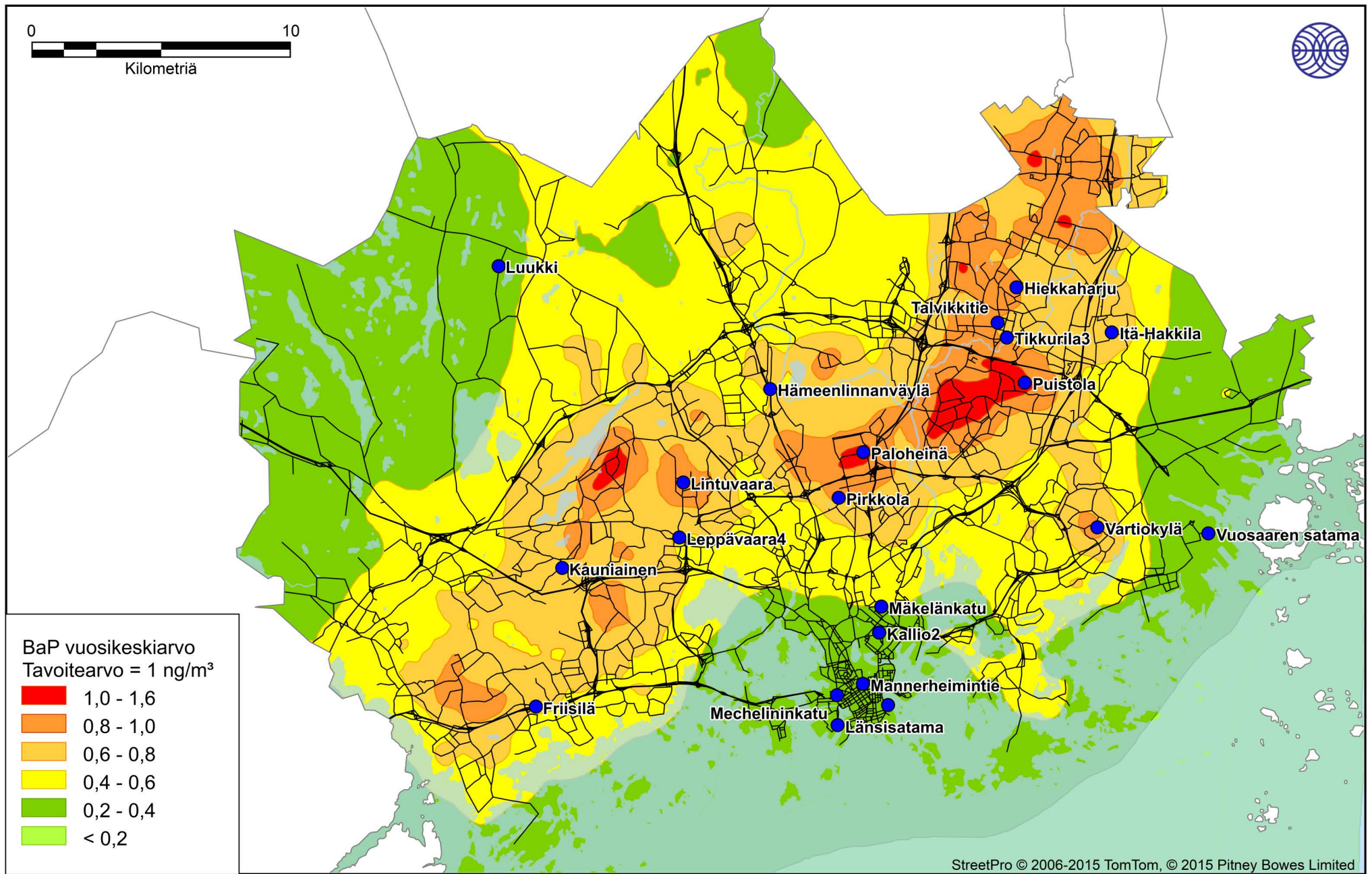




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 47. Pienpolttopäästöjen aiheuttama bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuus ( $\text{ng/m}^3$ ) vuonna 2016.

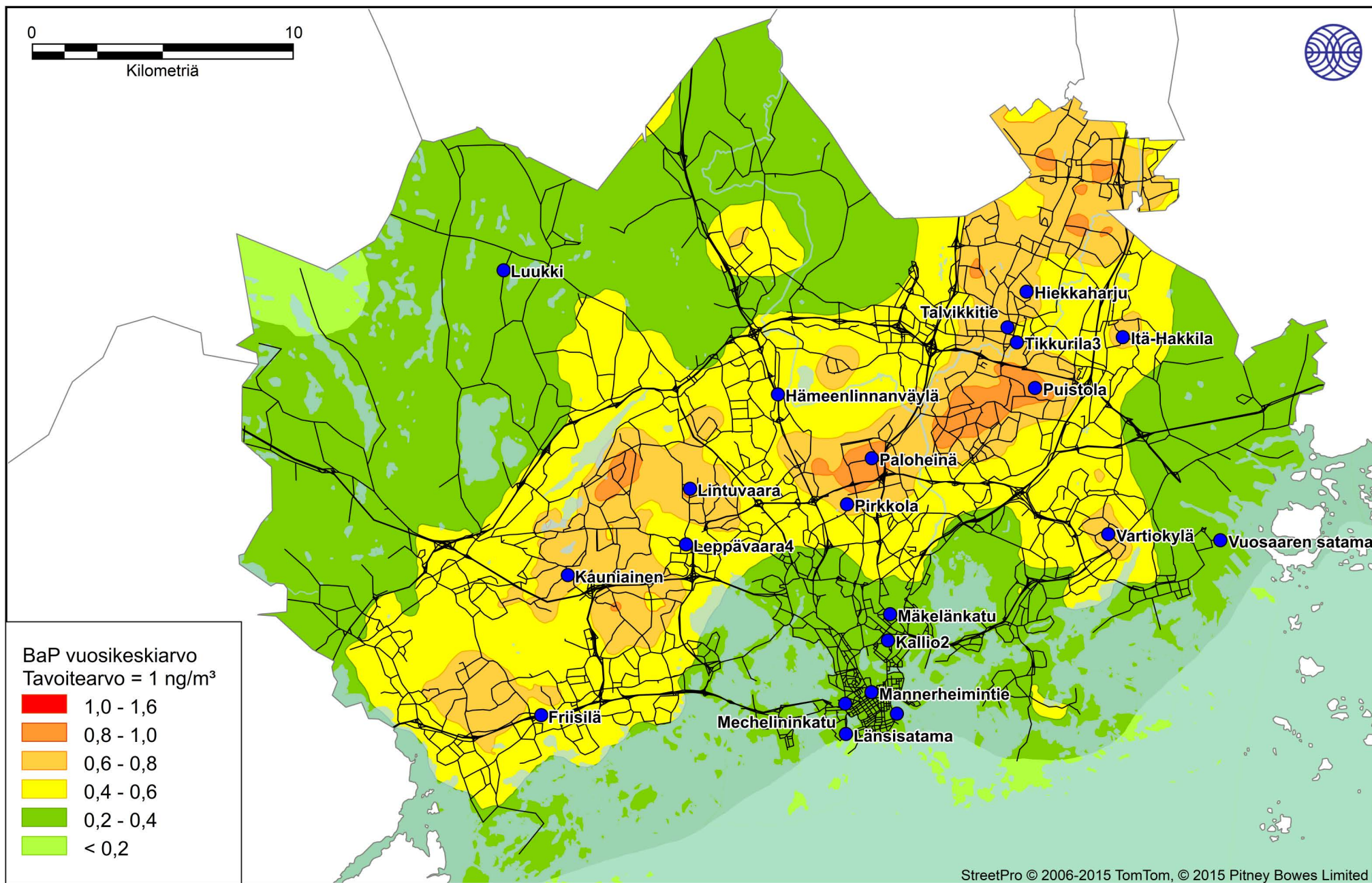




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 48. Pienpolttopäästöjen aiheuttama bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuus ( $\text{ng/m}^3$ ) vuonna 2018.

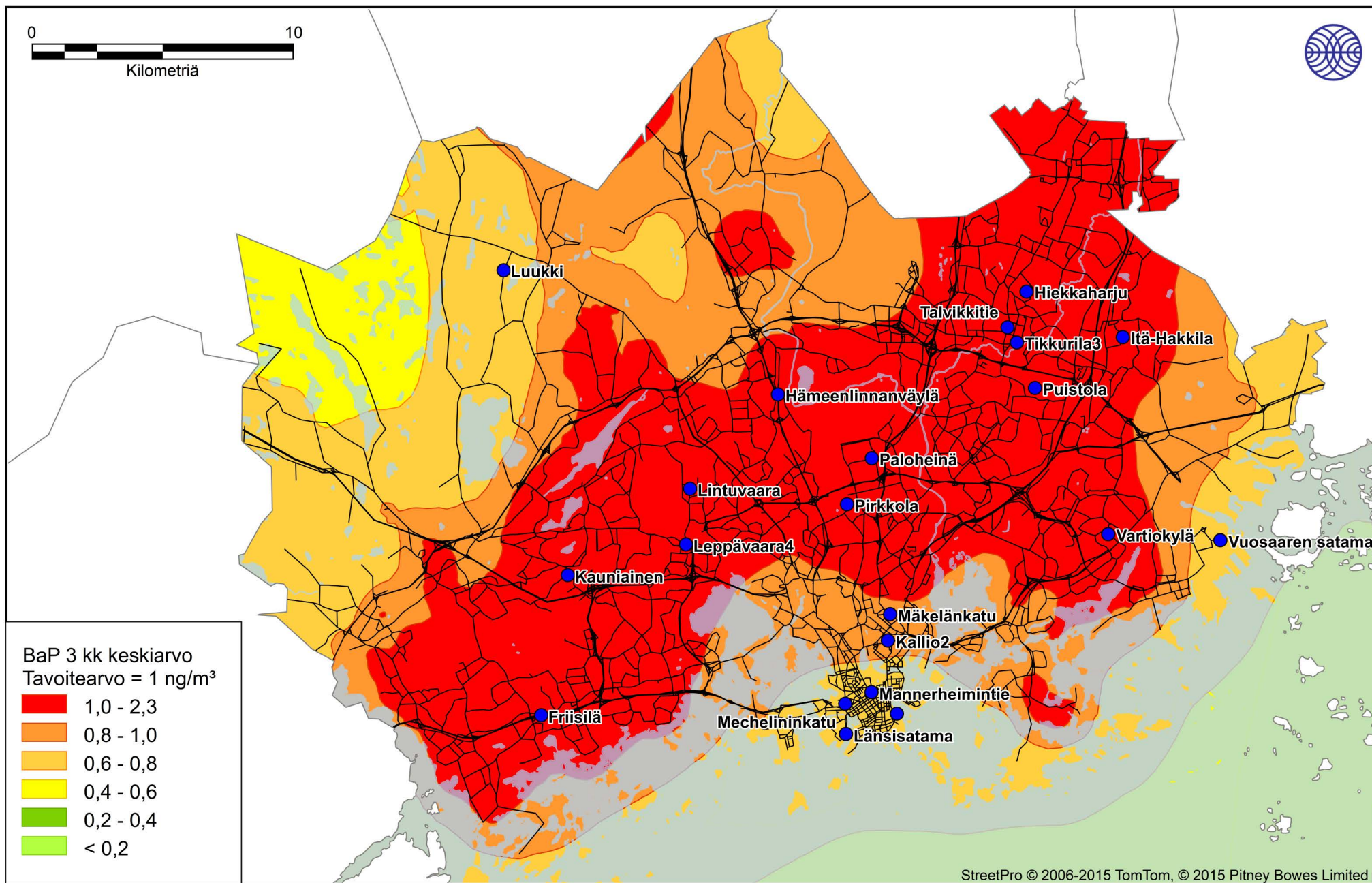




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 49. Pienpolttopäästöjen aiheuttama bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuus (ng/m<sup>3</sup>) vuonna 2019.

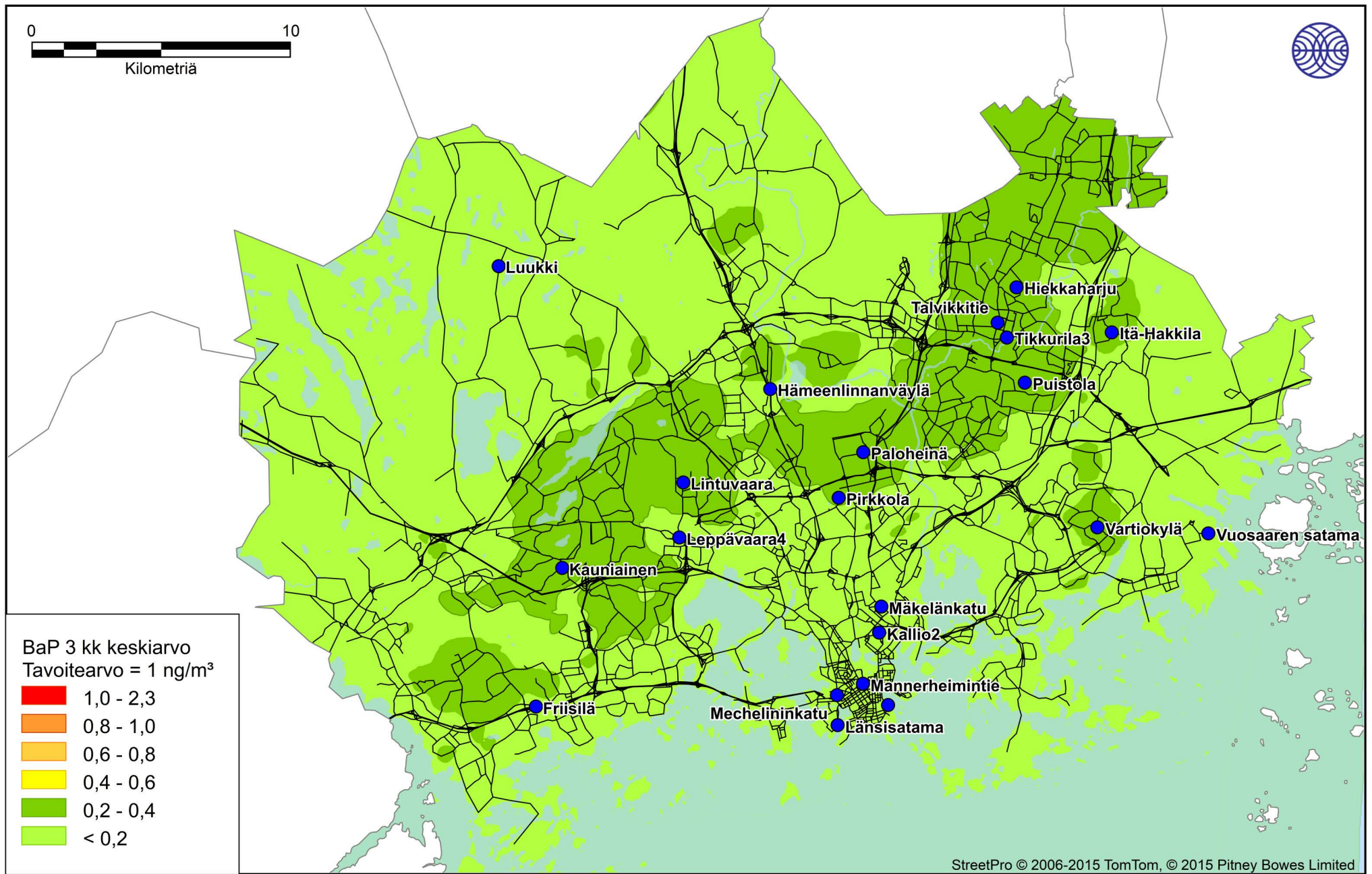




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 50. Puun pienpolton päästöjen ja taustapitoisuuden aiheuttama bentso(a)pyreenin talvikuukausien keskiarvopitoisuus (ng/m<sup>3</sup>).

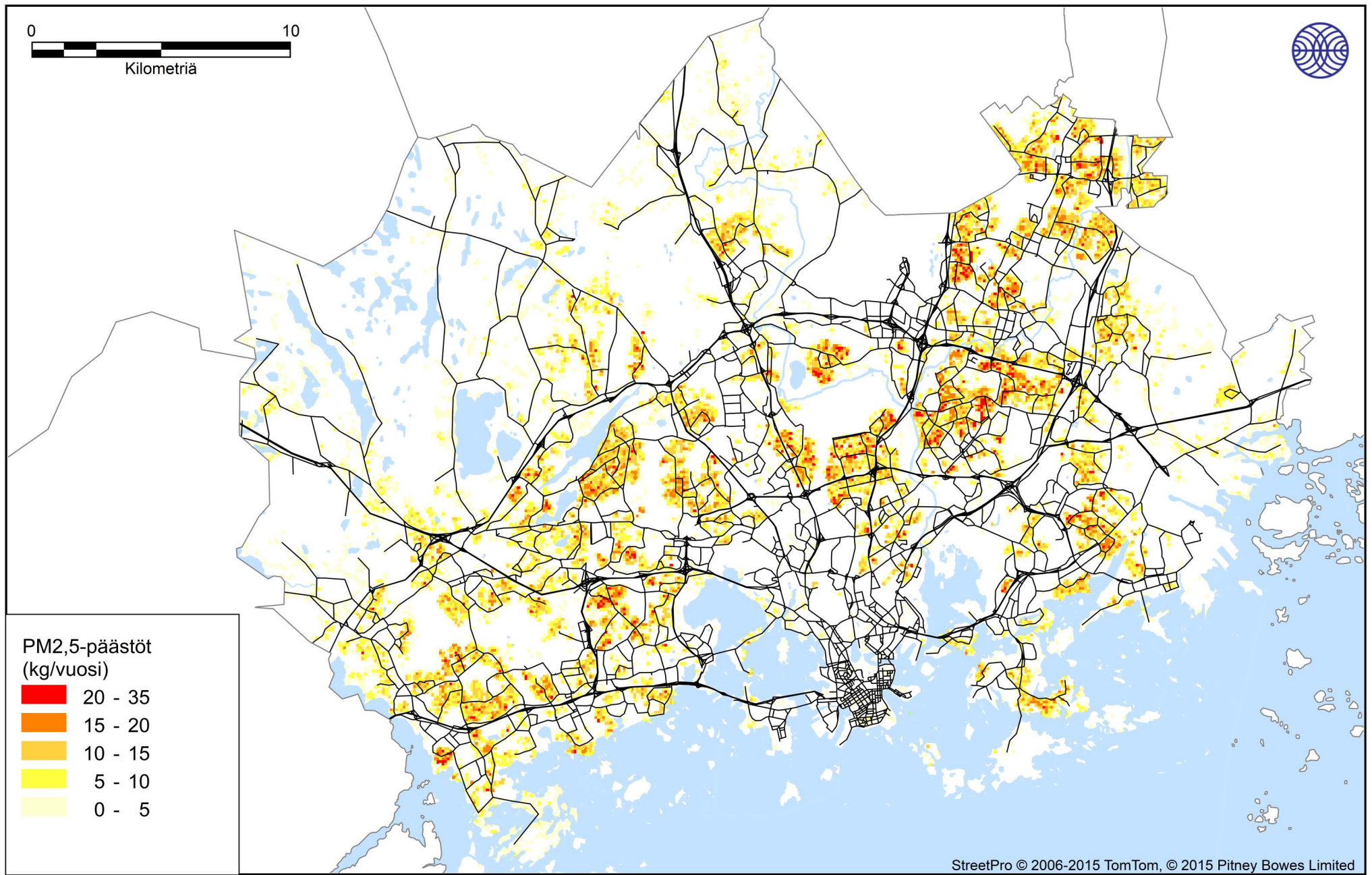




Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 51. Puun pienpolton päästöjen ja taustapitoisuuden aiheuttama bentso(a)pyreenin kesäkuukausien keskiarvopitoisuus ( $\text{ng/m}^3$ ).

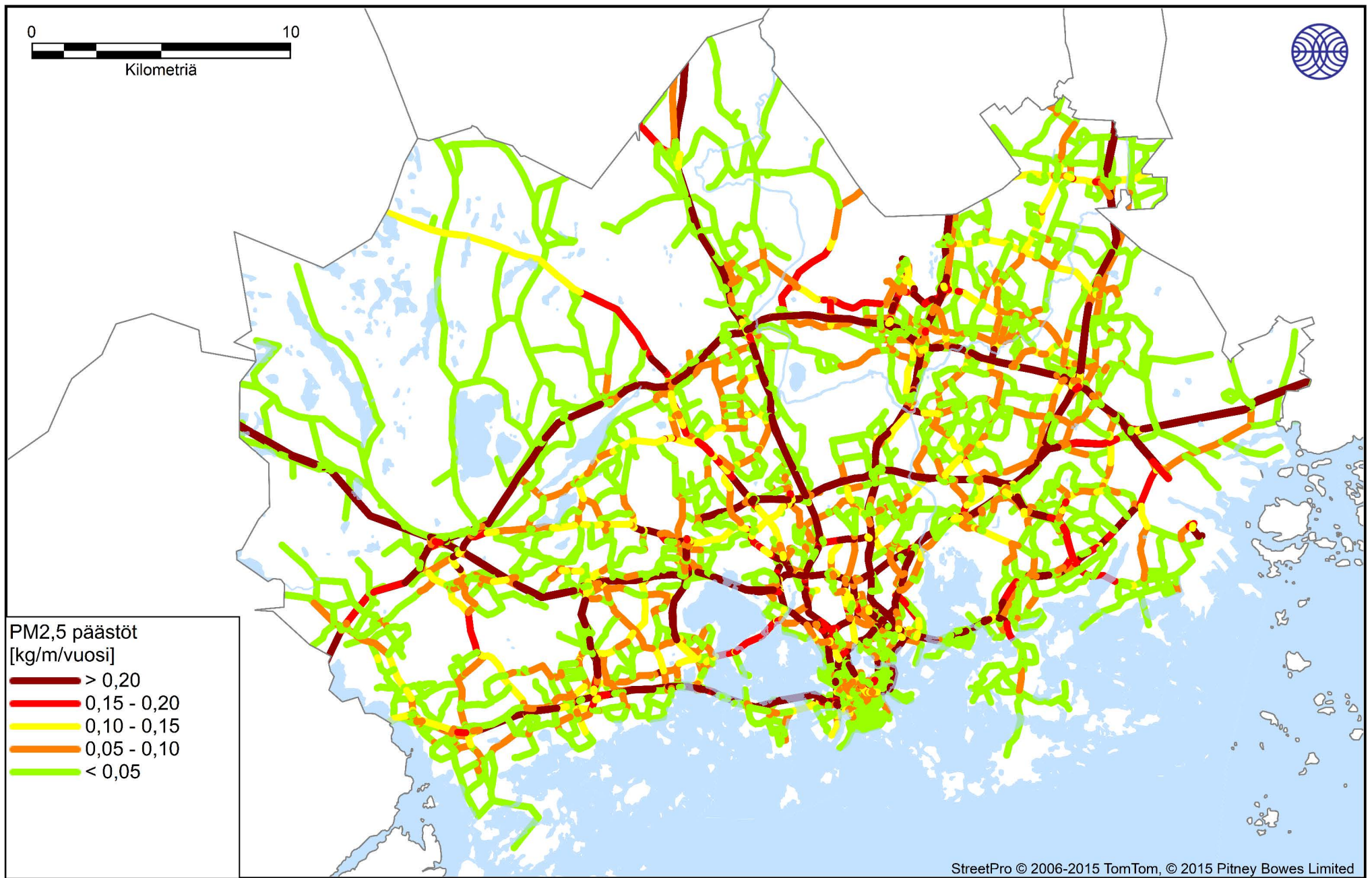




Ilmatieteen laitos, 2022

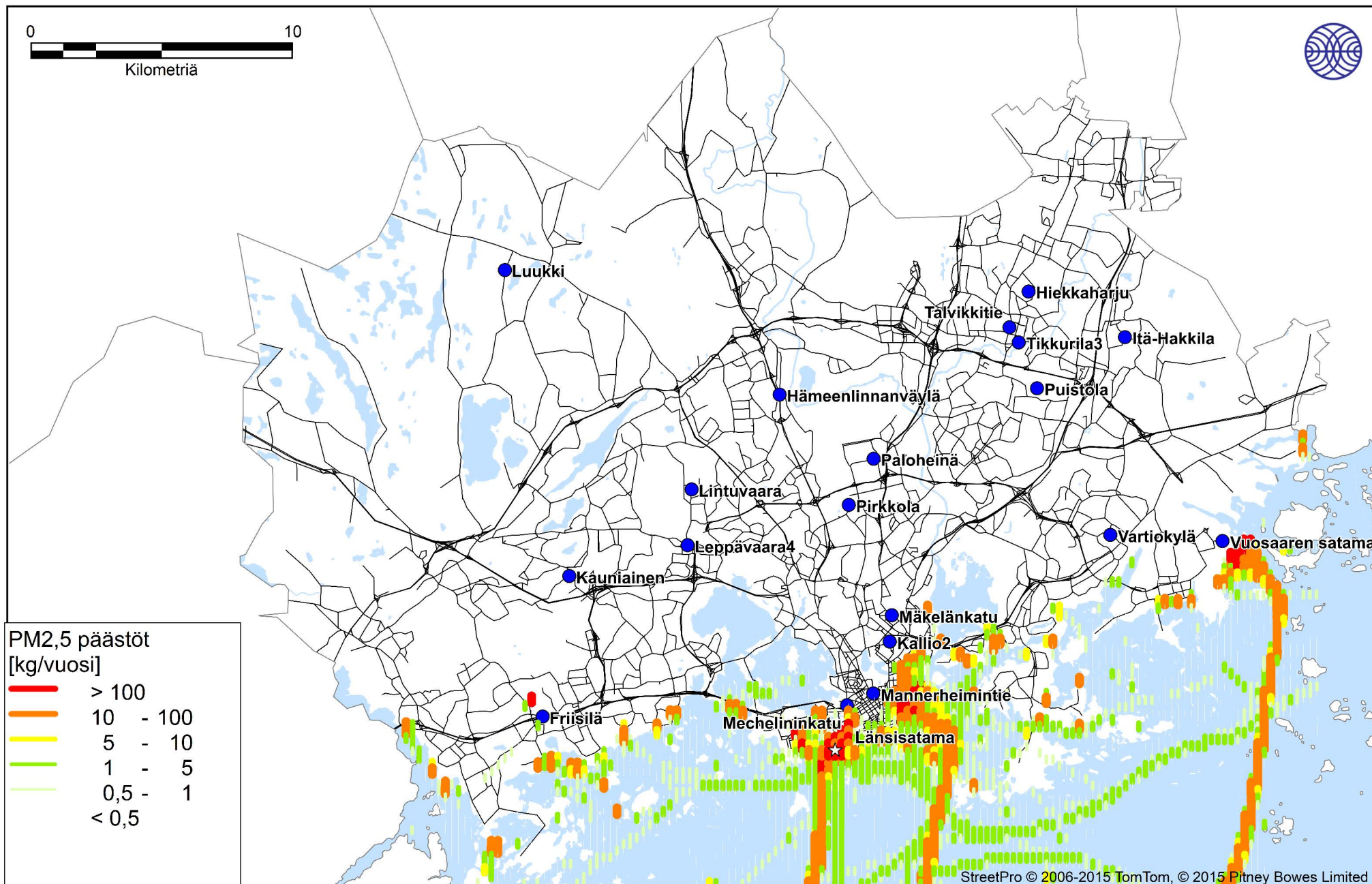
Kuva 52. Kotitalouksien puunpolton pienhiukkaspäästöt (kg/a).





Ilmatieteen laitos, 2022

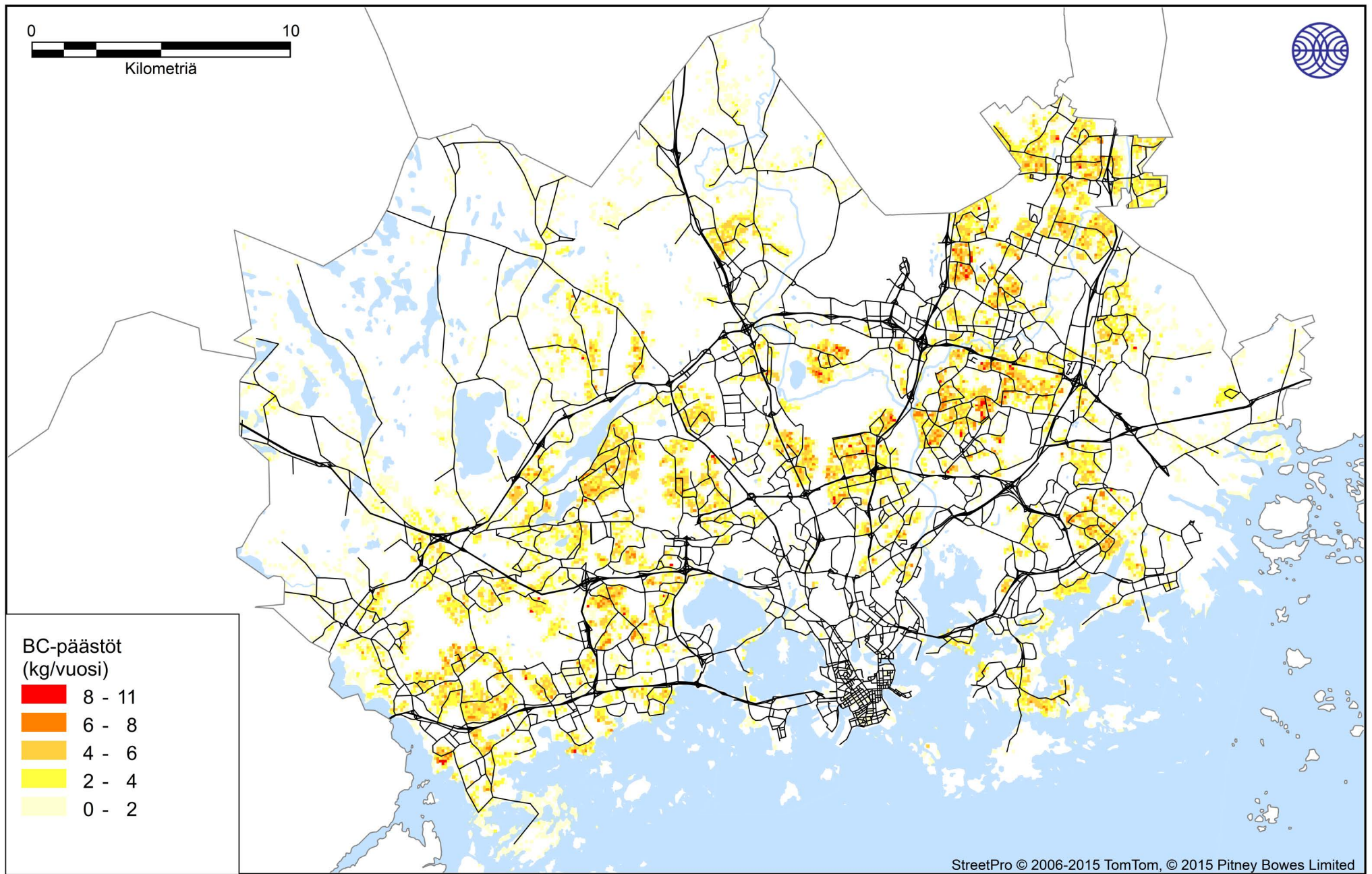
Kuva 53. Autoliikenteen pienhiukkasten suorat ja suspensiopäästöt (kg/m/vuosi) vuonna 2019.



Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 54. Laivaliikenteen pienhiukkaspäästöt (kg/vuosi).

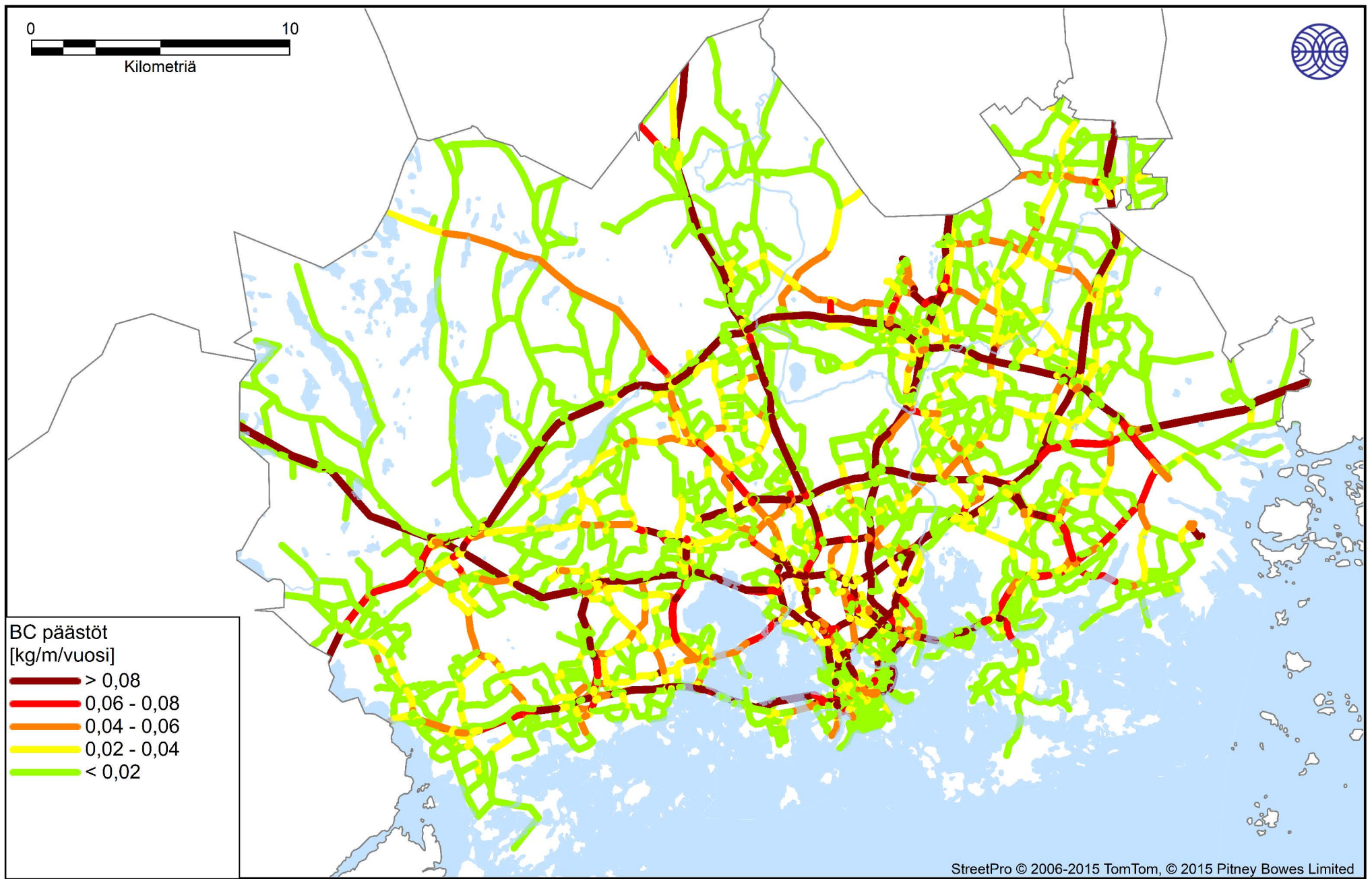




Ilmatieteen laitos, 2022

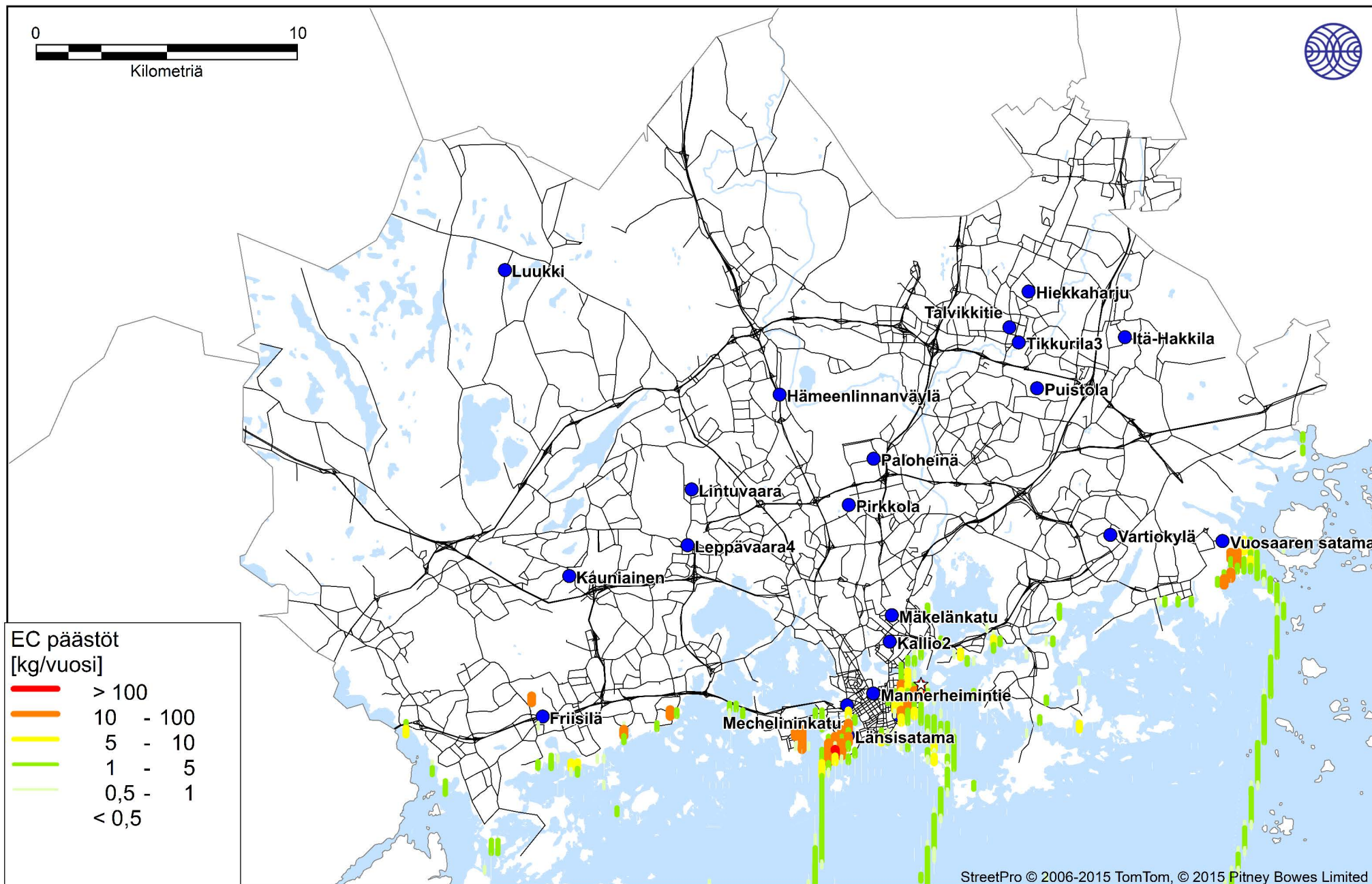
Kuva 55. Kotitalouksien puunpolton mustahiilipäästöt (kg/a).





Ilmatieteen laitos, 2022

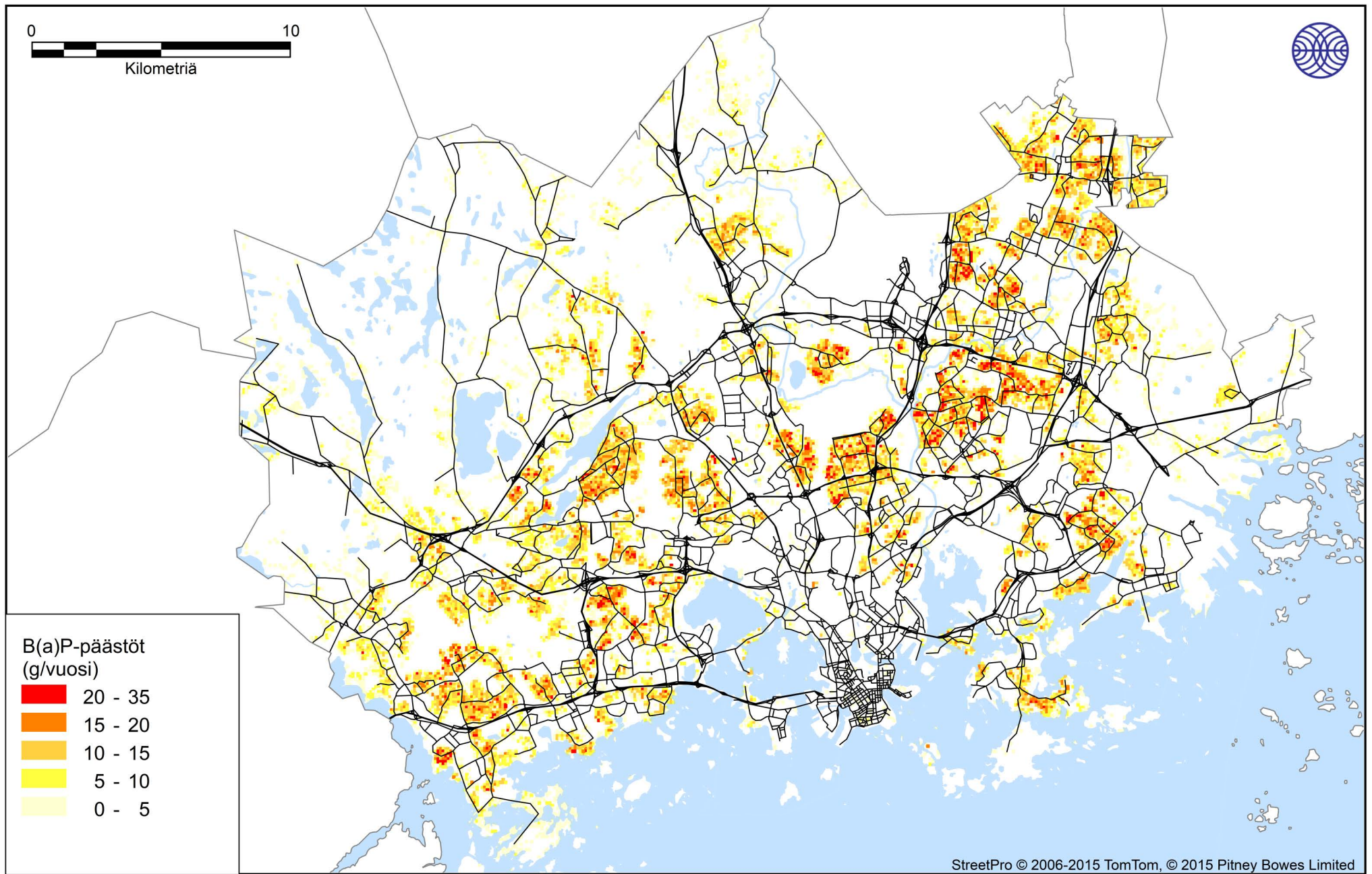
Kuva 56. Autoliikenteen mustahiilipäästöt (kg/m/vuosi) vuonna 2019.



Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 57. Laivaliikenteen mustan hiilen päästöt (kg/vuosi).





Ilmatieteen laitos, 2022

Kuva 58. Kotitalouksien puunpolton bentso(a)pyreenipäästöt (g/a).





ILMATIETEEN LAITOS

**ILMATIETEEN LAITOS**

puh. 029 539 1000

Ilmanlaatu ja energia

[ilmanlaatupalvelut@fmi.fi](mailto:ilmanlaatupalvelut@fmi.fi)

[www.ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatupalvelut](http://www.ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatupalvelut)

**WWW.ILMATIETEENLAITOS.FI**

