

1/2006



HELSINGIN KAUPUNGIN

YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA

# SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-kuormituksen vaikutukset bioindikaattoreihin pääkaupunkiseudulla 1990-2004



*Katja Polojärvi ja Ilkka Niskanen*

*Helsinki 2006*

*Kannen kuva: Salmisaaren voimalaitos / Matti Miinalainen*

*Painettu Pohjoismaisen ympäristömerkin saaneelle paperille.*

Katja Polojärvi ja Ilkka Niskanen

Jyväskylän yliopisto  
Ympäristöntutkimuskeskus

SO<sub>2</sub>- JA NO<sub>x</sub>-KUORMITUKSEN VAIKUTUKSET BIOINDIKAATTOREIHIN  
PÄÄKAUPUNKISEUDULLA 1990-2004

Helsingin kaupungin ympäristökeskus  
Helsinki 2006

ISSN 1235-9718  
ISBN 952-473-635-7  
ISBN (URL:[www.hel.fi/ymk/julkaisut/julkaisut.html](http://www.hel.fi/ymk/julkaisut/julkaisut.html)) 952-473-636-5  
Painopaikka: Helsingin kaupungin hankintakeskus  
Helsinki 2006

## Esipuhe

Energiantuotannon päästöistä aiheutuvaa ilman pilaantumista ryhdyttiin Suomessa rajoittamaan tehokkaasti ilmansuojelulain (67/1882) avulla. Vuosina 1987-1991 valtioneuvosto antoi päätökset voima- ja kattilalaitosten hiukkas-, rikkidioksidi- ja typenoksidipäästöjen rajoittamiseksi. Tarkoituksena oli yhdyskuntailman laadun parantaminen ja ns. happamista sateista aiheutuvien ympäristötuhojen kuten metsien vaurioitumisen ehkäiseminen.

Kun ympäristölupa- ja valvontaviranomaiset saivat sovellettua ilmansuojelulainsäädännön käytäntöön, laskivat Helsingin energiantuotannon rikkidioksidipäästöt kertaluokan verran. Saman verran väheni myös yhdyskuntailman rikkidioksidikuormitus. Suurin vähenemä ajoittui 1980-1990-lukujen vaihteen tienoolle.

Ilmansuojelulaki mahdollisti myös päästöjen vaikutuksia ilmanlaatuun koskevat velvoitetarkkailut. Helsingin Energia on osallistunut päästöjen luontovaikutuksia koskevaan tarkkailuun vuodesta 1989. Vuodesta 1990 alkaen on pääkaupunkiseudulla kertynyt tilastollisesti vertailukelpoista seurantatietoa ilmansaasteille herkistä bioindikaattoreista. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, voidaanko bioindikaattoreissa ilmenneet muutokset sitoa tilastollisesti rikkidioksidikuormituksen voimakkaaseen laskuun.

Typenoksidien kuormitus on erityisesti typpimonoksidipitoisuuden laskun myötä vähentynyt puoleen bioindikaattoriseurannan kestäessä. Kuormituksen jakautumisen gradientti on runsaasta taustakuormituksesta huolimatta pääkaupunkiseudulla voimakas erityisesti liikenteen päästöjen vuoksi. Tämän tutkimuksen toisena tarkoituksena oli selvittää, voidaanko myös typenoksidien kuormitus kytkeä bioindikaattoreissa ilmenneisiin muutoksiin.

Tutkimuksen pohjana on ollut Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristövalvontayksikössä vuonna 2000 laadittu hankesuunnitelma, jossa tehtävänä oli tarkastella ympäristövalvonnan vaikutusta yhdyskuntailman laatuun. Hankkeeseen kuului kaksi osaa, joista toisen muodostaa nyt julkaistava tutkimus.

Toisen osatutkimuksen tavoitteena oli selvittää Helsingin ympäristövalvontaviranomaisten ja tehtävää aiemmin hoitaneiden terveysviranomaisten toimenpiteiden vaikutusta rikkidioksidipäästöjen vähentämisessä. Tämän osatyön raportti valmistui vuonna 2002 (Koskela, T. 2002. Ympäristövalvonnan vaikuttavuus. Asiantuntijanäkemyksiä valvonnan roolista Helsingin rikkidioksidipäästöjen vähentämisessä. Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto. Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos).

Helsingin kaupungin ympäristökeskus kiittää Ilmatieteen laitosta ja YTV:tä, jotka ovat edesauttaneet hankkeen toteutumista. Erityinen kiitos kuuluu raportin laatijoille Katja Polojärvelle ja Ilkka Niskaselle Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksesta.

Helsingissä 10.2.2006

|                                     |                     |
|-------------------------------------|---------------------|
| Helsingin kaupungin ympäristökeskus | Olavi Lyly          |
| ympäristövalvontayksikkö            | ympäristötarkastaja |

## Tiivistelmä

Pääkaupunkiseudun metsien tilaa on seurattu pysyville havaintoaloilla vuodesta 1988 lähtien. Tämän tutkimuksen tarkoituksena on tarkastella pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004 tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksia ja niissä tapahtuneita muutoksia. Vertailun kohteena ovat mäntyjen runkojäkäläkasvillisuus, sen lajisto ja kunto sekä mäntyjen kunto ja neulasten rikki- ja typpipitoisuus. Bioindikaattoreissa havaittuja muutoksia on verrattu Ilmatieteen laitoksen leviämismallista saatuihin rikin ja typen kuormitustietoihin.

Vuosina 1990-2004 jäkäläautiot tai lähes jäkäläautiot havaintoalat ovat sijainneet Helsingin keskustan läheisyydessä. Karkeasti tarkasteltuna rikki- ja typpikuormitus on ollut suurinta Etelä-Espoon ja Koillis-Helsingin välisellä alueella. Myös sormipaisukarpeen pahimmat vauriovyöhykkeet ja jäkälälajistoltaan köyhimmät vyöhykkeet keskittyivät tälle alueelle. Helsingin keskustan läheisyydessä sijaitsevilla bioindikaattorialoilla rikkidioksidin vuosipitoisuudet ovat pienentyneet selvästi tarkastelujakson aikana. Tämä näkyy bioindikaattoreissa sormipaisukarpeen selvien ja pahojen vaurioiden alueen ja jäkälälajistoltaan erittäin selvästi köyhtyneen alueen pienentymisenä. Jäkälälajistoltaan selvästi köyhtynyt alue on kuitenkin laajentunut seurantajakson aikana.

Mäntyjen keskimääräiset neulaskadon määrät ovat pienentyneet ja keskimääräiset neulasvuosikertojen määrät ovat lievästi lisääntyneet 1990-luvun aikana. Vuodesta 1994 lähtien pääkaupunkiseudun keskimääräinen neulaskato on ollut alle 20 % eikä ole siten poikennut muualla Suomessa todetuista neulaskadon määristä. Vuoden 1990 neulaskadon määrät korreloivat tilastollisesti merkitsevästi vuoden 1987 rikkidioksidikuormituksen kanssa. Vuosina 1994 ja 2000 suurimmat 20-30 % neulaskadon määrät eivät keskittyneet kuormitetuimmille alueille.

Neulasten rikkipitoisuudet pienentyivät pääkaupunkiseudulla 1990-luvun aikana, mutta pitoisuustaso kohosi hieman vuonna 2005. Neulasten rikkipitoisuuksien ja rikki- ja typpikuormituksen välillä todettiin tilastollisesti merkitsevää riippuvuutta. Tilastolliselta merkitsevyystasoltaan parhaiten korreloivat vuosien 1987 ja 1990 aineistot. Vuonna 1990 neulasten suurimmat rikkipitoisuudet keskittyivät Helsingin etelä- ja pohjoisosiin, Espoon eteläosiin sekä Vantaan keskiosiin, joissa myös rikkidioksidin vuosipitoisuudet olivat keskimääräistä suuremmat vuonna 1987. Neulasten rikkipitoisuus vuonna 2005 korreloi tilastollisesti merkitsevästi vuoden 2003 typpikuormituksen kanssa. Useista päästölähteistä leviää ympäristöön rikkidioksidin ohella myös typpidioksidia ja typen oksideja, mikä selittää muuttujien välistä riippuvuutta.

Neulasten typpipitoisuudet pienentyivät pääkaupunkiseudulla seurantajakson aikana. Vuosina 1998-2005 pitoisuudet olivat suurelta osin puiden kasvun kannalta välttävänä pidettävällä tasolla. Neulasten typpipitoisuudet vuonna 2005 eivät korreloineet vuoden 2003 typpikuormituksen kanssa. Koska neulasten typpipitoisuus riippuu ennen muuta kasvupaikan ravinnepitoisuudesta, ei ilman typpikuormituksella voida olettaakaan olevan suoraa vaikutusta neulasten typpipitoisuuteen.

Bioindikaattoreissa havaittujen muutosten vuosien välistä vertailua ja tilastollista tarkastelua heikentävät havaintoalojen vähäinen lukumäärä ja niiden sijoittuminen epätasaisesti ympäri pääkaupunkiseutua. Muuttujien jakaumista johtuen tilastolliset tarkastelut perustuvat ei-parametrisillä menetelmillä saatuihin tuloksiin. Myös bioindikaattorimuuttujien ja rikki- ja typpikuormituksen välisen riippuvuuden tarkastelu rajoittuu ei-parametrisiin menetelmiin. Ilman kautta tulevan kuormituksen ja bioindikaattorimuuttujien vertailua vaikeuttaa mm. se, että eri bioindikaattorit kuvaavat eripituisen kuormitusaikojen vaikutusta ja reagoivat kuormituksen muutoksiin eri nopeudella.

## Resumé

Tillståndet för skogarna i Helsingforsregionen har uppföljts på specifika observationsarealer sedan år 1988. Syftet med föreliggande undersökning är att granska resultaten av bioindikatorundersökningarna åren 1990-2004 och de förändringar som uppstått bland dem. Jämförelsen inriktas på de lavar som växer på tallstammar, deras arter och tillstånd, likaså tallarnas skick och barrrens halter av svavel och kväve. De observerade förändringarna hos bioindikatorerna har sedan jämförts med uppgifter från Meteorologiska institutet om spridningen av svavel- och kvävebelastningen.

Åren 1990-2004 har de lavfria eller nästan lavfria observationsområdena befunnit sig nära Helsingfors centrum. Grovt sett har svavel- och kvävebelastningen varit störst i området mellan södra Esbo och nordöstra Helsingfors. Även de zoner där blåslaven skadats mest och zonerna med den minsta förekomsten av lavar koncentreras till det här området. På de bioindikatorzoner som befinner sig nära Helsingfors centrum har det årliga nedfallet av svavel klart minskat under uppföljningsperioden. Det kommer bland bioindikatorerna fram så att området där blåslaven klart och allvarligt skadats samt områdena där lavarerna ytterst klart minskat nu är mindre än i granskningsperiodens början. Ändå har området med klart fattigare artrikedom för lavarnas del vidgats under perioden.

Tallarnas genomsnittliga barrfällning har minskat och mängderna barrårgångar i snitt har i någon mån ökat under 1990-talet. Sedan år 1994 har den genomsnittliga barrfällningen i Helsingforsregionen varit under 20 %, med andra ord har den inte avvikit från barrfällningsmängden på andra håll i Finland. Mängden barrfällning år 1990 korrelerar på ett statistiskt signifikant sätt med svaveldioxidbelastningen år 1987. Den mest betydande barrfällningen på 20-30 % som inträffade åren 1994 och 2000 koncentrerades inte till de områden där belastningen var störst.

Barrens svavelhalter minskade i Helsingforsregionen under 1990-talet, men halten steg igen år 2005. Det konstaterades statistiskt signifikant korrelation mellan svavelhalterna i barr och belastningen av svavel och kväve. Den bästa korrelationen statistiskt sett fanns mellan mätningarna för åren 1987 och 1990. År 1990 koncentrerades de största svavelhalterna i barr till Helsingfors' södra och norra delar, Esbos södra delar samt centrala Vanda, där även de årliga halterna av svaveldioxid år 1987 var högre än genomsnittet. Svavelhalten i barren från år 2005 korrelerar signifikant med kvävebelastningen år 2003. Många utsläppskällor sprider ut i miljön inte bara svaveldioxid utan också kvävedioxid och andra kväveoxider, vilket är en förklaring till det inbördes sambandet mellan variablerna.

Under uppföljningsperioden har kvävehalterna i barr minskat i Helsingforsregionen. Åren 1998-2005 var halterna till stora delar sådana som med tanke på trädens tillväxt var försvarliga. Barrens kvävehalter år 2005 korrelerade dock inte med den år 2003 uppmätta kvävebelastningen. Eftersom barrrens kvävehalt framför allt beror på växtplatsens halter av näringsämnen, kan vi inte heller anta att kvävebelastningen i luften direkt inverkar på barrrens kvävehalt.

Jämförelserna av de förändringar som observeras i bioindikatorerna och deras statistiska granskning försvåras av att antalet observationszoner är litet och av att dessa är ojämnt fördelade över Helsingforsregionen. På grund av att variablerna är delade måste de statistiska granskningarna baseras på resultat som fåtts med icke-parametriska metoder. Även granskningen av beroendeförhållandet mellan bioindikatorvariablerna och svavel- resp. kvävebelastningen måste inskränkas till icke-parametriska metoder. En svårighet när det gäller att jämföra den luftburna belastningen med bioindikatorvariablerna är bl.a. att de olika bioindikatorerna beskriver verkningarna från perioder av varierande längd, så att snabbheten i reaktionerna på belastning varierar.

## Sisällysluettelo

|                                                                                      |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1. Johdanto .....                                                                    | 1  |
| 2. Aineisto ja menetelmät .....                                                      | 1  |
| 2.1. Bioindikaattoriseurannan havaintoalat .....                                     | 1  |
| 2.2. Rikin ja typen kuormitus .....                                                  | 3  |
| 2.3. Tutkimusmenetelmät .....                                                        | 4  |
| 2.3.1. Mäntyjen neulaskadon arvioiminen ja muut puustohavainnot .....                | 4  |
| 2.3.2. Epifyyttijäkälien kartoittaminen .....                                        | 4  |
| 2.3.3. Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittaminen .....                   | 6  |
| 2.3.4. Käytetyt menetelmät metsien tilan ja ilmanlaadun kuvaajina .....              | 7  |
| 2.3.5. Menetelmien virhelähteet ja luotettavuus .....                                | 13 |
| 2.3.6. Aineiston tilastollinen käsittely .....                                       | 16 |
| 3. Tulokset .....                                                                    | 16 |
| 3.1. Muutokset bioindikaattoreissa vuosina 1990-2005 .....                           | 16 |
| 3.1.1. Mäntyjen runkojäkälät .....                                                   | 16 |
| 3.1.2. Sormipaisukarpeen vauriot .....                                               | 25 |
| 3.1.3. Mäntyjen kunto .....                                                          | 27 |
| 3.1.4. Männyn neulasten rikkipitoisuudet .....                                       | 32 |
| 3.1.5. Männyn neulasten typpipitoisuudet .....                                       | 34 |
| 3.2. Laskennallisesti arvioitu rikin ja typen kuormitus bioindikaattorialoilla ..... | 37 |
| 3.3. Bioindikaattorihavaintojen ja kuormitustietojen vertailu .....                  | 39 |
| 4. Tulosten tarkastelu .....                                                         | 41 |
| 5. Kirjallisuusluettelo .....                                                        | 47 |

Liitteet 1-3: Rikkidioksidin vuosipitoisuuksien (vuodet 1987, 1993 ja 2000) ja bioindikaattorimuuttujien (vuodet 1990, 1994 ja 2000) hajontakuviomatriisit.

Liite 4: Typen oksidien ja typpidioksidin vuosipitoisuuksien (vuosi 2003) ja bioindikaattorimuuttujien (vuosi 2004) hajontakuviomatriisi.



## 1. Johdanto

Pääkaupunkiseudulla aloitettiin metsien tilan seuranta pysyvillä, mahdollisimman luonnontilaisilla näytealoilla vuonna 1988. Tutkimuksen ensisijaisena tavoitteena on ollut ilman saastumisen ja happamoitumisen metsäekosysteemissä aiheuttamien hitaiden muutosten intensiiviseuranta. Bioindikaattoritehtävän ohella seurantaohjelma suunniteltiin tuottamaan monipuolista tietoa metsäekosysteemin eri osista, jolla saadaan kuva metsien tilasta ja kuormituksen vaikutusmekanismeista (Pihlström ym. 1994). Pääkaupunkiseudulla on tehty myös tätä aikaisemmin useita bioindikaattoritutkimuksia erillisselvityksinä. Nämä selvitykset ovat yhteen vedettynä seurantaohjelman suunnitelmaraportissa (Ruuhijärvi ym. 1988).

Vuosina 1988-1993 bioindikaattoriseuranta toteutettiin vuosittain, minkä jälkeen seuranta harvennettiin ja sisältöä supistettiin (Pihlström ym. 1994, Niskanen 1995, Niskanen ym. 1996, Niskanen & Ellonen 1998). Vuonna 1998 Uudenmaan ympäristökeskus asetti työryhmän laatimaan kattavan ilmanlaadun bioindikaattoriseurantaohjelman koko Uudellemaalle. Ohjelman laatimisen tavoitteena oli tulosten vertailukelpoisuuden, raporttien tason ja seurannan laadun varmennuksen parantaminen sekä erillisten paikallisten ja valtakunnallisten seurantojen yhteensovittaminen (Airola & Soininen 2000). Bioindikaattoriseuranta on toteutettu vuosina 2000-2001 ja 2004-2005 uuden seurantaohjelman mukaisesti Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan metsissä (Niskanen ym. 2001, Polojärvi ym. 2005a).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on tarkastella pääkaupunkiseudun mäntynäytealoilla vuosina 1990-2004 tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksia ja niissä tapahtuneita muutoksia vyöhykekarttojen ja tilastollisten menetelmien avulla. Vertailun kohteena ovat mäntyjen runkojäkääläkasvillisuus, sen lajisto ja kunto sekä mäntyjen kunto ja neulasten rikki- ja typpipitoisuus. Lisäksi pääkaupunkiseudun metsissä havaittuja muutoksia bioindikaattoreissa vertaillaan Ilmatieteen laitoksen leviämismallista saatuihin rikin ja typen kuormitustietoihin.

Raportin kartta-aineisto on maanmittauslaitoksen aineistoa (© Keski-Suomen maanmittaustoimisto, lupa nro 002/KESU/05).

## 2. Aineisto ja menetelmät

### 2.1. Bioindikaattoriseurannan havaintoalat

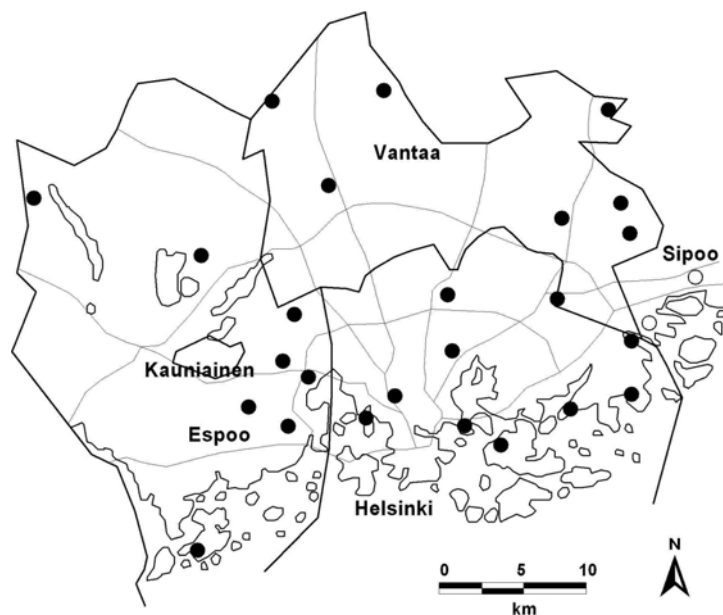
Pääkaupunkiseudulle on perustettu vuosina 1988-1989 350 havaintoalaa, joista 51 männikkö- ja 49 kuusikkoalaa ovat olleet vuosittaisessa intensiiviseurannassa vuosina 1988-1993. Havaintoalojen valinnassa on käytetty hierarkkisesti etenevää valintaa, jonka perustana on systemaattinen otanta. Havaintoalojen lopulliseen valintaan ovat vaikuttaneet lisäksi rakennusten ja teiden etäisyys, luonnontilaisuus, metsätyyppi ja metsän kehitysaste (Pihlström ym. 1994).

Bioindikaattoriseuranta on toteutettu pääkaupunkiseudulla sekä kuusi- että mäntynäytealoilla. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan mäntynäytealoilla vuosina 1990-2004 tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksia. Vuosien 1990, 1992 ja 1994 tutkimuksista on mukana 50 männikköä. Vuosien 1996 ja 1998 tutkimuksista on mukana lisäksi neljä Sipoon kunnan puolella sijaitsevaa mäntyalaa, jotka kuuluvat Helsingin Energian Vuosaaren voimalaitoksen bioindikaattoriseurantaan. Vuonna 2000-2001 bioindikaattoritutkimus toteutettiin ensimmäisen

kerran Uudenmaan ympäristökeskuksen laatiman seurantaohjelman mukaisesti (Airola & Soininen 2000). Tutkimuksessa oli mukana 28 vanhaa, aikaisemmissa tutkimuksissa mukana olleita havaintoaloja. Niiden lisäksi pääkaupunkiseudulle perustettiin uusia havaintoaloja niin, että tutkimusmänniköitä oli alueella yhteensä 101 neljä Sipoon kunnan puolella sijaitsevaa havaintoalaa mukaan lukien. Vuosina 2004-2005 toteutetussa bioindikaattoriseurannassa havaintoalojen määrä oli sama kuin edellisessä tutkimuksessa, mutta Vuosaaren voimalaitoksen seuranta-aloja oli yhteensä kuusi.

Havaintoaloilla on tapahtunut joitakin muutoksia seurantajakson aikana. Vuosina 1988-1993 kahdeksan havaintoalaa joutui hakkuiden kohteeksi (Pihlström ym. 1994). Vuonna 1994 perustettiin kuusi uutta mäntyalaa (Niskanen 1995). Vuonna 1996 mäntyaloista kaksi oli kaadettu ja männyistä 11 puuta oli muuttunut vuoteen 1994 verrattuna (Niskanen ym. 1996). Vuonna 1998 kaksi mäntyalaa oli hakattu ja viisi havaintoalaa siirrettiin lähimpään sopivaan paikkaan liian tiheän aluskasvillisuuden vuoksi (Niskanen & Ellonen 1998). Osa vuonna 1998 ja sitä ennen mukana olleista havaintoaloista ei kuulunut vuoden 2000-2001 tutkimuksen ohjelmaan, mikä harvensi merkittävästi vuodesta 1990 lähtien seurannassa olleiden havaintoalojen määrää. Vuonna 2004 pääkaupunkiseudulle jouduttiin perustamaan hakkuiden ja maankäytönmuutosten vuoksi yhdeksän uutta havaintoalaa, joista kolme kuuluu Helsingin Energian Vuosaaren voimalaitoksen bioindikaattoriseurantaan.

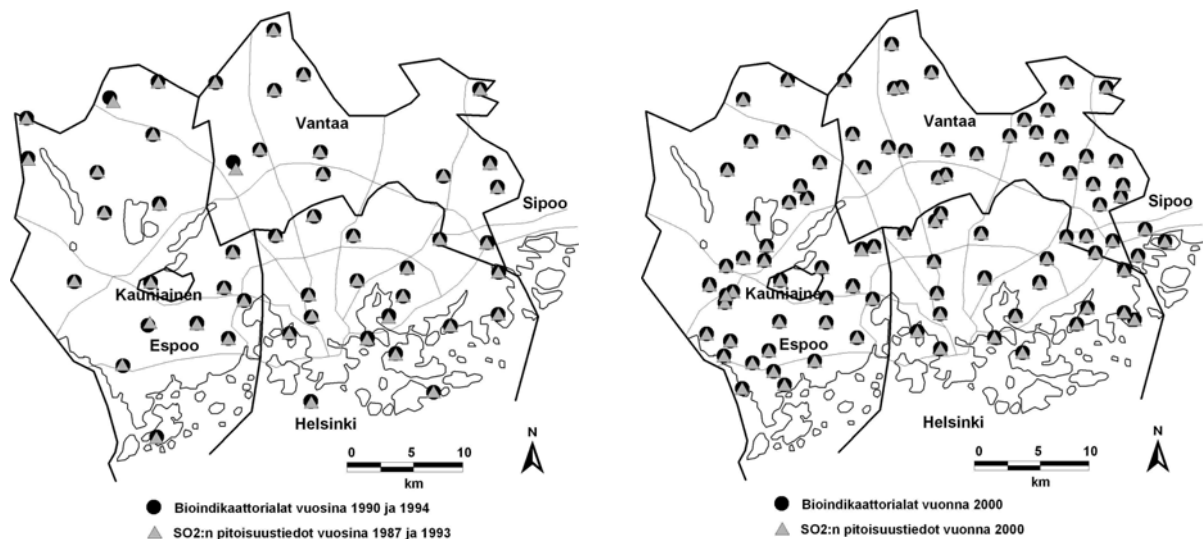
Vertailukelpoisuuden parantamiseksi bioindikaattorimuuttujien vuosien väliseen vertailuun on otettu mukaan vain ne mäntyalat, jotka ovat olleet bioindikaattoriseurannassa mukana vuodesta 1990 lähtien (kuva 1). Tämä havaintoalojen joukko ei valitettavasti sijoitu tasaisesti koko tutkimusalueelle. Erityisesti Espoon pohjois- ja länsiosiin jää laajoja alueita, joilta havaintoalat puuttuvat.



Kuva 1. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannan havaintoalat, jotka ovat olleet mukana seurannassa vuodesta 1990 lähtien. Helsingin Energian Vuosaaren voimalaitoksen bioindikaattoriseurannan havaintoalat on merkitty valkoisella ympyrällä.

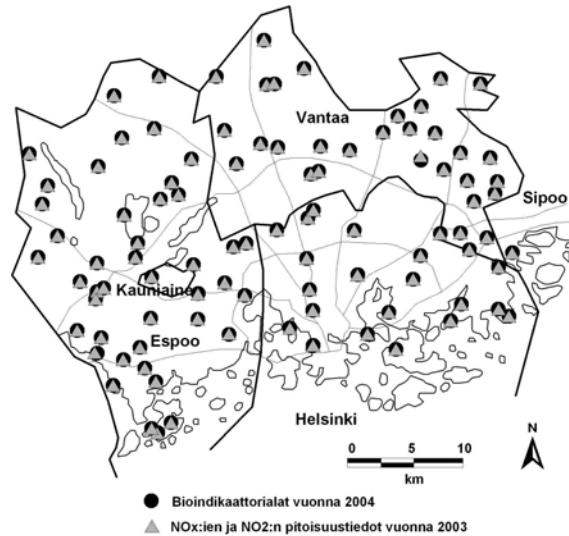
## 2.2. Rikin ja typen kuormitus

Bioindikaattoreista tehtyjä havaintoja verrattiin samoille paikoille laskennallisesti arvioituihin rikki- ja typpidioksidin sekä typen oksidien vuosikeskiarvoihin. Rikkidioksidipitoisuudet kuvaavat vuosien 1987 ja 1993 osalta Helsingin Energian energiantuotannon ja vuoden 2000 osalta pääkaupunkiseudun energiantuotannon ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttamia pitoisuuksia ympäristössä. Rikkidioksidin todellisiin kokonaispitoisuuksiin vaikuttavat myös taustapitoisuus ja muut pääkaupunkiseudun päästölähteet. Taustapitoisuudet vaikuttavat erityisesti vuosikeskiarvoihin. Taustapitoisuudet olivat  $10\text{--}15\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuonna 1987,  $3\text{--}5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuonna 1993 ja  $1\text{--}2\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$  vuonna 2000 (Savunen 2003). Bioindikaattorimuuttujien ja rikkidioksidin vuosipitoisuuksien vertailu perustuu vuosien 1987 ja 1993 osalta 49 havaintoalan ja vuoden 2000 osalta 93 havaintoalan tietoihin. Näiden vuosien rikkipitoisuuksia on vertailtu vuosien 1990, 1994 ja 2000 bioindikaattoritutkimusten tuloksiin (kuva 2).



Kuva 2. Rikkidioksidin pitoisuustietojen ja vertailtavien bioindikaattorialojen sijainti eri vertailuvuosina.

Typpidioksidin ja typen oksidien vuosipitoisuudet kuvaavat pääkaupunkiseudun kokonaiskuormitusta. Leviämismallilaskelmissa on huomioitu liikenteen ja energiantuotannon päästömäärät sekä taustakuormituksen määrä vuodelta 2003. Pitoisuuksia on vertailtu vuoden 2004 bioindikaattoritutkimuksen tuloksiin. Vertailu perustuu 97 havaintoalan tietoihin (kuva 3).



Kuva 3. Typpidioksidin sekä typen oksidien pitoisuustietojen ja vertailtavien bioindikaattorialojen sijainti.

## 2.3. Tutkimusmenetelmät

### 2.3.1. Mäntyjen neulaskadon arvioiminen ja muut puustohavainnot

Mäntyjen harsuuntuminen eli neulaskadon määrä on arvioitu pääkaupunkiseudun metsissä vuosina 1990-2000. Arviot neulaskadon määrästä on tehty Metsäntutkimuslaitoksen arviointiohjeiden mukaisesti (Jukola-Sulonen 1985, Jukola-Sulonen & Salemaa 1989). Vuosien 2000-2001 aikana toteutetussa seurantatutkimuksessa on noudatettu vaurioituneiden puiden osalta Metla:n metsäpuiden elinvoimaisuuden arvioinnin ohjeita (Lindgren & Salemaa 1999). Sen mukaisesti kuolleet latvukset on huomioitu neulaskadon arvioinnissa, minkä johdosta vaurioituneiden puiden neulaskadon määrät voivat olla suurempia aikaisempiin arvioihin nähden. Vuosina 1990, 1992 ja 1994 havainnot puiden neulaskadosta ja muista tutkittavista tekijöistä on tehty kullakin näytealalla puukohtaisesti viidestä männystä. Vuonna 1996 Veijolan ja Partasen (1996) ehdotusten pohjalta näytealojen puiden lukumäärä muutettiin viidestä kymmeneen.

Harsuuntumisarvioinnissa tarkasteltavan puun neulasmassaa on verrattu samalle kasvupaikalle kuvitellun terveen puun neulasmassaan. Harsuuntumisarvio on tehty tarkastelemalla puuta kiikareilla eri puolilta vähintään puun pituuden etäisyydeltä. Arviot puun neulaskadosta on tehty viiden prosentin luokissa vuosina 1990-1996 ja prosentin tarkkuudella vuosina 1998 ja 2000. Tutkituista männystä on tehty havaintoja myös neulasvuosikertojen ja kuolleiden oksien määrästä, tuhoista ja taudeista sekä neulasten mahdollisista värvioista.

### 2.3.2. Epifyyttijäkälien kartoittaminen

Mäntyalloilla on tehty puiden rungoilta havaintoja eri jäkälälajien esiintymisestä ja kunnosta. Mäntyjen rungoilta on tutkittu 12 jäkälälajin esiintymistä pääosin standardin 5670 mukaisella menetelmällä. *Bryoria*- (lupot) ja *Usnea*- (naavat) sukujen lajit on määritetty suvun tarkkuudella,

muut lajin tarkkuudella. Tutkitut jäkälälajit ja niiden herkkyydet rikkidioksidille on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Pääkaupunkiseudun bioindikaattoriseurannassa vuosina 1990-2004 tutkitut jäkälälajit ja niiden herkkyydet rikkidioksidille (Kuusinen ym. 1990).

| Herkkyyys           | Laji                                                                                                                                                         | laji                                                                                  |
|---------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|
| kestävä,<br>hyötyvä | <i>Algae + Scoliciosporum,</i><br><i>Hypocnemomyces scalaris</i>                                                                                             | leväpeite<br>seinänsuomujäkälä                                                        |
| melko<br>kestävä    | <i>Hypogymnia physodes,</i><br><i>Parmeliopsis ambigua,</i><br><i>Cetraria chlorophylla,</i><br><i>Vulpicida pinastri,</i>                                   | sormipaisukarve<br>keltatyvikarve<br>ruskoröyhelö<br>keltaröyhelö                     |
| melko<br>herkkä     | <i>Parmeliopsis hyperopta,</i><br><i>Parmeliopsis aleurites,</i><br><i>Platismatia glauca,</i><br><i>Pseudevernia furfuracea,</i><br><i>Parmelia sulcata</i> | harmaa tyvikarve<br>kalpea tyvikarve<br>harmaaröyhelö<br>hankakarve<br>raidanisokarve |
| herkkä              | <i>Bryoria spp.,</i><br><i>Usnea spp.</i>                                                                                                                    | lupot<br>naavat                                                                       |

Vuosina 1990, 1992 ja 1994 jäkälähavainnot on tehty näytealoittain viideltä männyltä, kun taas vuodesta 1996 lähtien kymmeneltä männyltä. Eri jäkälälajien esiintymisfrekvenssien sijasta jäkälälajien esiintyminen on esitetty suhteellisena osuutena näytealalla tutkituista männyistä. Mäntyjen rungoilta on arvoitu myös sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) kuntoa ja yleisiä jäkälävaurioita standardin mukaisella viisiasteisella luokituksella (taulukko 2, kuva 4). Vuosina 1990-1994 vaurioluokitus on tehty yhden luokan tarkkuudella ja vuosina 1996-2004 puolen vaurioluokan tarkkuudella. Vuosina 1990 ja 1992 havaintoalakohtaiset tulokset on esitetty viiden männyn mediaanina, kun taas vuosina 1994-2004 esitetyt tulokset ovat havaintoalan mäntyjen keskimääräisiä vaurioluokkia.

Taulukko 2. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus (SFS 5670).

| Vaurio                | Näkyvät muutokset                                               |
|-----------------------|-----------------------------------------------------------------|
| I normaali            | jäkälät terveitä tai lähes terveitä                             |
| II lievä vaurio       | lievästi kitukasvuisia,<br>lieviä värimuutoksia                 |
| III selvä vaurio      | kitukasvuiset vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiak in        |
| IV paha vaurio        | pieniä, ryppyisiä ja vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiak in |
| V kuollut tai puuttuu |                                                                 |



I = terve

II = lievä vaurio

III = selvä vaurio

IV = paha vaurio

V = kuollut tai  
puuttuu

Kuva 4. Sormipaisukarpeen vaurioluokitus.

Vuosina 1990-2004 tehtyjen tutkimusten aineistosta on laskettu kullekin näytealalle IAP-indeksi (Index of Air Purity), joka kuvaa havaintopaikan jäkäläkasvillisuutta (LeBlanc & DeSloover 1970). Mitä suuremman arvon indeksi saa, sitä rikkaampi näytealan jäkälälajisto on ja sitä enemmän sillä esiintyy ilman epäpuhtauksille herkimpiä lajeja. Indeksillä ottaa huomioon eri jäkälälajien herkkyyden ilmansaasteille sekä jäkäläien runsauden. Indeksit laskettiin kullekin näytealalle seuraavalla kaavalla:

$$IAP = \sum_{i=1}^n (Q * f) / 10$$

missä,      Q      =      kunkin jäkälälajin keskimääräinen seuralaislajien lukumäärä  
               f      =      lajin suhteellinen esiintymisfrekvenssi näytealalla (0-1)  
               n      =      10 (= jäkälälajien lukumäärä)

Indeksin laskennassa ei otettu huomioon ilman epäpuhtauksista hyötyviä lajeja, viherlevää ja seinänsuomujäkälää. Kunkin jäkälälajin seuralaislajien lukumääränä käytettiin Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan vuoden 2000 bioindikaattoritutkimuksen aineistosta (6230 mäntyä) laskettuja seuralaislajien lukumääriä (ks. taulukko 3, s. 10) (Niskanen ym. 2001).

### 2.3.3. Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittaminen

Vuosien 1990-2005 aikana toteutetuissa seurantatutkimuksissa on kerätty neulasnäytteitä alkuainepitoisuuksien määrittystä varten. Näytteenotto on ajoittunut tammi- ja helmikuulle. Näytepuista on katkaistu 3-4 oksaa eri puolilta latvustoa 8-12 metrin korkeudelta. Vuosina 1990 ja 1992 rikkianalyysit on tehty Oulun yliopistossa ja muut analyysit Helsingin yliopiston kasviekologian laboratoriossa. Kokonaisrikkipitoisuus on määritetty toisen vuosikasvaimen neulasista röntgenfluoresenssimenetelmällä. Vuosina 1994-1998 neulasanalyysit on tehty Geologian tutkimuskeskuksen kemian laboratoriossa Rovaniemellä, vuonna 2001 Metsäntutkimuslaitoksen Parkanon tutkimusasemalla ja vuonna 2005 Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen laboratoriossa. Vuonna 1994 analyysit on tehty Leco-menetelmällä ja vuodesta 1998 lähtien ICP-OES -menetelmällä. Vuosina 2001 ja 2005 analyysit on tehty ensimmäisen vuosikasvaimen neulasista (vuosien 2000 ja 2004 neulasvuosikerrat) ja muina vuosina toisen vuosikasvaimen neulasista. Neulasten typpipitoisuudet on määritetty vuosina 1992, 1996, 1998 ja 2001 hiili-vetytyppianalyysaattorilla (GTK:n menetelmä 814G) ja vuonna 2005 isotooppisuhdemassa-spektrometrillä (SIRMS).

#### 2.3.4. Käytetyt menetelmät metsien tilan ja ilmanlaadun kuvaajina

##### *Havupuiden neulaskato eli harsuuntuminen*

Havupuiden neulaskatoon vaikuttavat ilmansaasteiden lisäksi monet luonnolliset tekijät, mm. puun ikä, kasvupaikka, sääolosuhteet, tuholaiset ja kasvitautit. Puun neulaskadon määrää pidetäänkin lähinnä sen elinvoimaisuuden kuvaajana. Neulaskadon arvioinnissa harsuuntuneeksi katsotaan puut, joiden neulaskato on yli 20 %. Tätä pienemmän neulaskadon katsotaan kuuluvan luontaiseen neulasmäärän vaihteluun. Myös neulasvuosikertojen määrää voidaan pitää puun elinvoimaisuutta kuvaavana tunnuksena. Männyllä neulaskadon lisääntyessä puun neulasvuosikertojen määrä vähenee.

Laajassa valtakunnallisessa seurannassa metsikön ikä, puuston läpimitta ja kasvupaikan viljavuus selittivät yli 60 % männyn harsuuntuneisuuden vaihtelusta. Mäntyjen harsuuntuneisuus näytti olevan pienintä siellä, missä rikki- ja typpilaskeumat olivat pienimmät, mutta harsuuntuneisuus ei kuitenkaan lisääntynyt suoraviivaisesti laskeuman lisääntyessä (Lindgren ym. 1998). Havupuiden neulaskato on kuitenkin hyvin paikallinen ilmiö ilman epäpuhtauksien kuormittamillakin alueilla. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannassa mäntynäytealojen keskimääräisen neulaskadon on todettu edustavan vain kyseistä näytealaa, kun tulosten yleistettävyyttä oli alle 0,3 kilometriä (Partanen & Veijola 1996).

Neulaskadon määrä on siis ilmanlaadun indikaattorina varsin huono, koska siihen vaikuttavat niin monet muut tekijät kuin ilman saasteet. Toisaalta neulaskadon määrä on selkeä puiden yleiskunnon mittari, jota käytetään kansainvälisessä metsien tilan seurannassa. Harsuuntumisen arviointi on myös menetelmänä helppo ja nopea toteuttaa, mutta arviointiin liittyy useita vaihtelua aiheuttavia tekijöitä.



a) Ei harsuuntumista

b) Lievästi harsuuntunut

c) Selvästi harsuuntunut

Kuva 5. Eri asteisesti harsuuntuneita mäntyjä.

### *Muutokset epifyyttijäkälissä*

Jäkälät koostuvat sieni- ja leväosakkaasta, jotka elävät symbioosissa. Löyhän rakenteensa vuoksi ja suojaavan vahakerroksen puuttuessa jäkälät pidättävät ravinteita erittäin hyvin, mutta samalla ne pidättävät tehokkaasti myös itselleen haitallisia aineita. Jäkälät saavat ilman epäpuhtauksia sadeveten liuenneina yhdisteinä, kuivalaskeumana sekä kaasumaisessa muodossa. Epäpuhtauksia voi kertyä sekovarten pitkän ajan kuluessa, sillä jäkälät kasvavat hitaasti ja ovat pitkäikäisiä. Runkoepifyytit lisäksi altistuvat ilman epäpuhtauksille myös talvella. Tehokas haitallisten aineiden pidättäminen ja jäkälän sieni- ja leväosakkaan välinen hauras tasapaino tekevät jäkälistä herkkiä ilman epäpuhtauksille.

Jäkälä tarvitsee kasvuunsa pieniä määriä rikkiä, jota se hyödyntää sulfaattina. Liian suurina pitoisuuksina rikki kuitenkin aiheuttaa muutoksia jäkälien fysiologiaan ja hienorakenteeseen. Tyypillisiä oireita levien hienorakenteessa ovat varhaisvaiheessa mm. kloroplastien muodon muutokset, mitokondrioiden vauriot sekä varastorakenteiden pieneneminen. Myös solukalvojen kunto heikkenee ja niiden läpäisevyys lisääntyy rikkidioksidin vaikutuksesta (esim. Holopainen 1983, 1984, Tarhanen ym. 1996, Haffner ym. 2001). Rikkidioksidin pelkistysreaktioissa syntyy aktiivisia radikaaleja (esim.  $O_2$ ), jotka vahingoittavat solun metabolian tapahtumia. Häiritsemällä jäkälän levä- ja sienisolujen pH-tasapainoa rikkidioksidista on haittaa mm. fotosynteesille (esim. Lechowicz 1982). Luppojen (*Bryoria spp.*) fotosynteesi häiriintyy herkemmin kuin sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*). Raidanisokarve (*Parmelia sulcata*) on puolestaan todettu olevan tässä suhteessa kestävin laji. Fotosynteesin ohella rikkidioksidin on todettu vaikuttavan häiritsevästi myös mm. pigmenttikoostumukseen ja hengitykseen (esim. Haffner ym. 2001).

Useissa tutkimuksissa on todettu, että jäkälälajien esiintyminen on selvimmin yhteydessä rikkidioksidikuormituksen määrään (esim. Rabe ym. 1989, van Dobben ym. 2001). Erityisesti jäkälän leväsolujen on todettu olevan herkkiä kaasumaiselle rikkidioksidille sekä märkälaskeuman mukana tulevalle rikille (Tarhanen 1998). Holopainen (1984) on todennut, että rikkidioksidin keskimääräinen vuosipitoisuus  $5-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tai kuukausimaksimipitoisuus alle  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ovat riittäviä aiheuttamaan solurakenteen muutoksia herkissä jäkälälajeissa. Myös lyhytaikaiset korkeat pitoisuudet voivat aiheuttaa jäkälissä soluvaurioita (Holopainen & Kauppi 1989).

Typpi on yksi jäkälien pääravinteista, jota jäkälät käyttävät sekä ammoniumina että nitraattina. Jäkälien on todettu hyötyvän typpikuormituksesta tiettyyn pitoisuuteen asti, mutta liian suurina pitoisuuksina myös typpi on jäkälille haitallista (Anttonen 1990). Ravinteikkaiden typpiyhdisteiden vaikutuksesta jäkälien klorofyllipitoisuus ja pH kasvavat. Typen vaikutuksesta jäkälän leväsolujen lukumäärä ja koko kasvavat ja jäkälät ovat reheviä. Jäkälän sienisolujen on sen sijaan todettu olevan herkempiä typen yhdisteille. Typpilaskeuman vaikutukset näkyvät ennen pitkään juuri sienisolujen ennenaikaisena vanhenemisena ja rappeutumisena. Typen yhdisteet heikentävät jäkälälajistoa häiritsemällä levä- ja sienisolujen välistä tasapainoa lisäämällä voimakkaasti leväosakkaan kasvua samalla kun sieniosakkaan kasvu häiriintyy (Kauppi 1980, Holopainen 1984, Holopainen & Kärenlampi 1985).

Osa jäkälälajeista suosii runsaasti typeä sisältävää kasvualustaa. Nämä nitrofiiliset jäkälälajit kestävät hyvin typpikuormitusta ja voivat jopa hyötyä ravinnelisäyksestä. Useimmat jäkälälajit ovat kuitenkin sopeutuneet kasvamaan niukkatyppisessä ympäristössä. Asidofiiliset lajit kuten sormipaisukarve suosii hapanta, usein niukasti typeä sisältävää kasvualustaa. Näillä lajeilla levä-



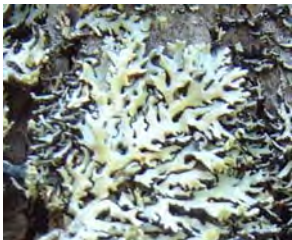
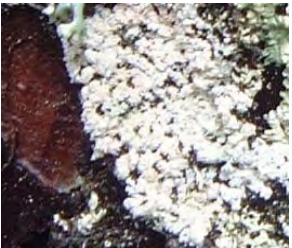
ja sieniosakkaan välinen tasapaino häiriintyy herkemmin ravinteikkaan typpikuormituksen lisääntyessä (Kauppi 1980). Sormipaisukarpeen osalta on todettu, että riittävä typpiravinteiden saanti auttaa kuitenkin jatkamaan paremmin ilman epäpuhtauksia kuten rikkidioksidia (esim. Gilbert 1973, Anttonen 1990). Neutraloivat typpiyhdisteet heikentävät ilman epäpuhtauksien happamoittavaa vaikutusta ja vähentävät siten mm. rikkidioksidin ja typen oksidien toksisia vaikutuksia (Kauppi 1980, Holopainen 1984). Ilman epäpuhtauksien aiheuttamat vauriot ovat erityisen selvästi havaittavissa juuri sormipaisukarpeessa, joka sietää pitkään ilmansaasteita ja häviää yleensä viimeisenä kestäviksi luokitelluista lajeista.

Jäkäläkasvillisuudessa havaitut muutokset eivät kuitenkaan aina ole kovinkaan yksiselitteisiä. Useat eri yhdisteet vaikuttavat samanaikaisesti jäkäliin ja niiden kasvualustaan. Nämä vaikutuksen voivat olla suoraan jäkäliä vaurioittavia, toisaalta ne voivat myös olla niiden kasvua kiihdyttäviä. Ilmasta tuleva kuormitus vaikuttaa myös jäkälien kasvualustan välityksellä, minkä vuoksi vaikutukset voivat heijastua vielä pitkään, vaikka kuormitus olisi loppunut. Ilmansaasteiden aiheuttamat vauriot jäkälissä ja muutokset lajistoissa saattavat syntyä nopeasti, mikäli jäkälät altistuvat aikaisempaa suuremmille epäpuhtauspitoisuuksille. Kuormituksen pienentyessä muutokset ovat sitä vastoin hyvin hitaita, koska pitkäaikainen kuormitus on muuttanut myös kaarnan koostumusta. Ilmanlaadun parantuminen havaitaan todennäköisesti varsin hitaasti jäkälien kunnossa tai lajistossa.

Eri jäkälälajien herkkyyttä ilmansaasteille on selvitetty useissa tutkimuksissa (esim. Holopainen & Kärenlampi 1984, 1985, Tarhanen 2000, van Dobben ym. 2001). Runkojäkälien ilmansaasteherkkyyteen vaikuttaa mm. jäkälälajien erilainen kasvutapa ja siitä johtuvat erot jäkälän kyvyssä pidättää haitallisia aineita. Jäkälälajien herkkyys ilmansaasteille johtuu osittain myös soluissa liiallista hapettumista estävien antioksidanttien määrästä ja aktiivisuudesta (Nash & Gries 2002). Vaikka ilman epäpuhtauksien vaikutus jäkäliin ei ole kaikilta osiltaan vielä selvää, tavallisimpien runkojäkälien ilmansaasteherkkyys on melko hyvin tunnettu. Ilmansaasteherkkyyden perusteella jäkälälajeille on annettu herkkyysarvoja (esim. Hultegren ym. 1991, 1992, Insarova ym. 1992, Kuusinen ym. 1990).

Eri jäkälälajien esiintyminen vaihtelee luontaisten ympäristöolosuhteiden ja lajin saasteherkkyyden mukaan, minkä vuoksi eri lajien indikaattoriarvot ovat erilaisia. Taulukossa 3 on luonnehdittu standardin SFS 5670 mukaisia jäkälälajeja ilmanlaadun indikaattoreina. Taulukossa esitetyt seuralaislajien lukumäärät on laskettu Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan vuoden 2000 bioindikaattoritutkimuksen aineistosta (6230 mäntyä). Jatkossa jäkälälajeista käytetään niiden suomenkielisiä nimiä.

Taulukko 3. Standardin SFS 5670 mukaiset jäkälälajit ilmanlaadun indikaattoreina. Indikaattoriarvon luokitus: +++ hyvä, ++ kohtalainen, + pieni, - huono.

| Laji                                                                                                                                                     | luonnehdinta                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Hypogymnia physodes</i> +++<br>                                      | <p>Sormipaisukarve on käytetyistä indikaattorilajeista kestävin ja yleisin laji, joka sietää eniten ilman epäpuhtauksia. Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvenssit (tai peittävyys) pienentyvät vasta voimakkaasti kuormitetuilla alueilla. Sormipaisukarve on hyvä ilmanlaadun indikaattori, sillä myös sekovarren näkyvät vauriot kuvastavat ilman epäpuhtauksien kuormitusta. Seuralaislajien lukumäärä 3,39.</p>                                                                                                                      |
| <i>Parmeliopsis ambigua</i> +++<br>                                    | <p>Keltatyvikarve sietää myös hyvin ilman epäpuhtauksia ja sen esiintymisfrekvenssit noudattavat ilman epäpuhtauksien kuormitusvyöhykkeitä. Keltatyvikarve viihtyy parhaiten sulkeutuneissa kosteissa metsissä (Pihlström &amp; Myllyvirta 1995). Keltatyvikarvetta esiintyy hyvin yleisesti ja se on ilman epäpuhtauksia kestävä, hyvä indikaattorilaji. Seuralaislajien lukumäärä 4,02.</p>                                                                                                                                           |
| <i>Parmeliopsis hyperopta</i> &<br><i>Imshaugia aleurites</i> +++<br> | <p>Tuhkakarve ja harmaatyvikarve sijoittuvat kestävyydeltään kolmanneksi. Tämä sijoitus sopii yleensä hyvin näiden lajien esiintymisfrekvenssin alueelliseen jakaantumiseen, sillä kahta edellistä lajia herkempänä näiden lajien pienentyneet esiintymisfrekvenssit ulottuvat vähemmän kuormitetuille alueille kuin sormipaisu- ja keltatyvikarpeella. Tuhka- ja harmaatyvikarve ovat ilmansaasteita sietäviä, hyviä indikaattorilajeja, jotka tosin suosivat kuivia ja valoisia kalliomänniköitä. Seuralaislajien lukumäärä 4,49.</p> |
| <i>Hypocenomyce scalaris</i> ++<br>                                   | <p>Seinänsuomujäkälää kasvaa luontaisesti vanhojen mäntyjen rungoilla. Se pystyy myös käyttämään hyväkseen ilmassa olevia epäpuhtauksia ja sen esiintyminen lisääntyy ilman saasteiden kuormituksen lisääntyessä. Seinänsuomujäkälä on kohtalaisen hyvä ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori eli sen esiintyminen kuvastaa lähinnä typpilaskeuman rehevöittävää vaikutusta. Seuralaislajien lukumäärä 4,84.</p>                                                                                                               |
| <i>Bryoria spp.</i> +++<br>                                           | <p>Lupoilla on keskimäärin eniten seurannaislajeja rungoilla, mikä osoittaa sen herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Luppojen esiintymisfrekvenssit noudattavat yleensä ilmansaasteiden kuormitusta ja luppojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Lupot ovat hyviä ilman laadun indikaattoreita. Seuralaislajien lukumäärä 5,12.</p>                                                                                                                                                                        |

Taulukko 3 jatkuu. Standardin SFS 5670 mukaiset jäkälälajit ilmanlaadun indikaattoreina. Indikaattoriarvon luokitus: +++ hyvä, ++ kohtalainen, + pieni, - huono.

| Laji                                                                                                                     | luonnehdinta                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Usnea spp.</i> ++<br>                | <p>Naavojen esiintymisfrekvenssit vaihtelevat ilmansaastekuomituksen mukaan yleensä samalla tavalla kuin lupoiillakin. Naavojen seuralaislajien määrä on yleensä samaa tasoa kuin lupoiilla eli osoittaa näiden jäkälälajien herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Naavojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Rannikon läheisyys suosii naavojen esiintymistä, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 5,12.</p>                                                                                       |
| <i>Platismatia glauca</i> ++<br>       | <p>Harmaaröyhelö on seuralaislajien määrän perusteella suhteellisen herkkä indikaattorilaji ja myös sen esiintymisfrekvenssit ovat yleensä loogisia: laji puuttuu kuormitetuilta alueilta ja eniten sitä todetaan puhtailla alueilla. Harmaaröyhelö on herkkä ilman epäpuhtauksille, mutta sen luontainen esiintyminen voi kuitenkin vaihdella suuresti, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,51.</p>                                                                                                                        |
| <i>Vulpicida pinastri</i> +<br>       | <p>Keltaröyhelön esiintyminen on usein varsin satunnaista, sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuilta alueita ja toisaalta se saattaa puuttua tausta-alueilla. Keltaröyhelön luontainen esiintyminen vaihtelee suuresti, mutta mahdollisesti myös ilman epäpuhtauksilla on vaikutusta sen esiintymiseen. Keltaröyhelön arvo ilman laadun indikaattorina jää kuitenkin pieneksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,39.</p>                                                                                                                                                 |
| <i>Cetraria chlorophylla</i> -<br>    | <p>Ruskoröyhelö on yleensä 12 indikaattorilajin joukossa yksi harvinaisimmista lajeista. Sen esiintyminen vaihtelee usein hyvin satunnaisesti ja sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuiltakin alueilta. Ilman laadun indikaattorina ruskoröyhelö on huono. Seuralaislajien lukumäärä 5,10.</p>                                                                                                                                                                                                                                                                     |
| <i>Pseudevernia furfuracea</i> ++<br> | <p>Hankakarve on hyvin yleinen jäkälälaji männyn rungolla. Keskimääräisen seurannaislajien määrän perusteella hankakarve voidaan katsoa olevan herkkä ilman epäpuhtauksille, myös sen esiintymisfrekvenssien alueellinen jakauma vastaa yleensä ilman epäpuhtauksien kuormituksen jakaantumista. Ilmansaasteet aiheuttavat selvästi havaittavia muutoksia hankakarpeen sekovarressa. Rannikon läheisyys suosii hankakarpeen esiintymistä, sillä se viihtyy valoisissa, kuivissa kalliomänniköissä. Indikaattorina se on kohtalainen. Seuralaislajien lukumäärä 4,41.</p> |

Taulukko 3 jatkuu. Standardin SFS 5670 mukaiset jäkälälajit ilmanlaadun indikaattoreina. Indikaattoriarvon luokitus: +++ hyvä, ++ kohtalainen, + pieni, - huono.

| Laji                                                                                                                        | luonnehdinta                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Parmelia sulcata</i> +<br>              | Raidanisokarve on harvinainen jäkälälaji männyn rungolla. Raidanisokarve on ravinneisuudesta hyötyvä jäkälälaji, jota esiintyy yleensä mm. kalkkipölyalueiden liepeillä. Raidanisokarve soveltuu kalkkipölyn indikaattoriksi. Yleensä raidanisokarve on niin harvinainen, että sen indikaattoriarvo jää pieneksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,27. |
| <i>Algae &amp; Scoliciosporum</i> +++<br> | Viherleväpeite lisääntyy lähinnä kasvaneen typpilaskeuman vaikutuksesta eli se on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori. Viherleväpeite ja vihersukkulajäkälä ovat hyviä typpikuormituksen indikaattoreita. Seuralaislajien lukumäärä 3,98.                                                                                              |

Jäkälälajiston perusteella laskettua IAP-indeksiä käytetään yleisesti ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa, koska indeksi summaa eri jäkälälajien esiintymisfrekvenssit yhteen lukuarvoon ottamalla huomioon myös eri lajien herkkyydet. IAP-indeksin laskentatavasta ei ole yhdenmukaista käytäntöä, joten eri tutkimusten vertailu ei useinkaan ole mahdollista. Erilaisten menettelyjen ja aineistojen vuoksi IAP-indeksille ei ole esitetty yleisesti käytettävää luokitusta. Tässä selvityksessä indeksin arvo on luokiteltu taulukon 4 mukaisesti.

Taulukko 4. Havaintoalojen jäkäläkasvillisuuden luokitus IAP-indeksin perusteella.

| IAP-indeksi | Kuvaus jäkäläkasvillisuudesta                                                                                                              |
|-------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| > 3,0       | jäkälälajisto vastaa tausta-alueiden lajistoa, mukana yleisesti herkimpiä lajeja                                                           |
| 2,0 - 3,0   | lajistossa on lieviä muutoksia, herkimpiä lajeja puuttuu yleisesti                                                                         |
| 1,0 - 2,0   | lajisto on köyhtynyt, herkimpiä lajeja voi esiintyä yksittäisillä rungoilla                                                                |
| 0,5 - 1,0   | lajisto on erittäin selvästi köyhtynyt, herkimpiä lajeja puuttuvat yleisesti, rungoilla esiintyy yleisesti ilmansaasteista hyötyviä lajeja |
| < 0,5       | jäkäläautio tai lähes jäkäläautio                                                                                                          |

### *Neulasten rikki- ja typpipitoisuudet*

Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien määrittämisellä pyritään selvittämään ilman kautta leviävien epäpuhtauksien kuormituksen alueellisia eroja. Neulasten rikki- ja typpipitoisuudet kuvastavat vain osittain ilman kautta tulevaa kuormitusta. Nämä aineet kulkeutuvat neulasiin myös maaperästä, joten myös kasvupaikka vaikuttaa niiden pitoisuuksiin neulasissa. Havupuiden neulasten normaalina kokonaisrikkipitoisuutena pidetään 900 mg/kg. Männyn neulasten normaalina typen rajapitoisuutena pidetään 11 g/kg, jota alemmissa pitoisuuksissa puun katsotaan kärsivän typen puutteesta.

### 2.3.5. Menetelmien virhelähteet ja luotettavuus

#### *Harsuuntumisen arvioiminen*

Latvuksen kumnon arvioiminen on aina subjektiivista ja arviointitulokseen vaikuttavat monet virhelähteet, jotka voivat aiheutua esimerkiksi metsikön tiheydestä, sääoloista ja valaistuksesta (Salemaa ym. 1993). Subjektiivisuudestaan huolimatta harsuuntumisen arviointi on käyttökelpoinen ja suhteellisen nopea menetelmä arvioitaessa puiden elinvoimaisuutta. Menetelmän subjektiivisuudesta johtuvia eroja voidaan vähentää arvioijien koulutuksella sekä vakioimalla mahdollisimman useita tekijöitä, jotka vaikuttavat arviointitulokseen (esim. sama arvioija, sama puu, sama tarkastelusuunta). Eri tutkimusten tulosten vertailukelpoisuutta vähentävät mm. arvioijien väliset erot, puiden erilaiset ikä- ja kokojakaumat sekä erilaiset kasvupaikat.

Metsäntutkimuslaitoksen arvioijien vertailussa on todettu, että 90 % yksittäisistä puista arvioidaan yhden neulaskatoluokan ( $\pm 10$  %) virhemarginaalien sisälle. Näissä vertailuissa ei ole todettu tilastollisia eroja eri arvioijien välillä verrattaessa eri harsuuntumisloukkuihin luokiteltujen puiden osuuksia (Salemaa ym. 1993).

Pääkaupunkiseudun bioindikaattoritutkimusten välistä vertailua voi heikentää neulaskadon arvioijien muuttuminen vuosien aikana. Vuosina 1990 ja 1992 seurantatutkimukset on suorittanut Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen ekologian osasto ja vuosina 1994-2000 Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen bioindikaattoritutkijat ovat vertailleet omaa arviointitasoaan Metsäntutkimuslaitoksen koepuilla. Vuonna 1994 tehdyssä vertailussa neulaskatoluokan virherajoihin mahtui yli 95 % arvioiduista puista. Mäntyjen neulaskatoarvioiden keskiarvo oli männyillä alle yhden prosentin suurempi kuin Metsäntutkimuslaitoksen arvioijien keskiarvo, eivätkä keskiarvot eronneet tilastollisesti toisistaan. Erot kohdepuiden jakaantumisessa neulaskatoluokkiin olivat pieniä eivätkä ne olleet tilastollisesti merkitseviä (Niskanen 1995). Kesällä 1996 ympäristöntutkimuskeskuksen arviointitason todettiin vastaavan Metsäntutkimuslaitoksen arvioiden tasoa (Niskanen ym. 1996). Kesällä 2000 ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän harsuuntumisarviot olivat ensimmäisessä testissä keskimäärin 8 % pienempiä kuin Metla:n arvioijien taso. Ympäristöntutkimuskeskuksen ryhmän sisäinen hajonta oli kuitenkin pieni (Lindgren 2000). Myöhemmin samana kesänä tehdyssä harsuuntumisarviotestissä ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän arviot eivät eronneet tilastollisesti Metla:n Hannu Rantasen arvioista (Lindgren 2001).

### *Jäkäläkartoitus*

Tutkimuksissa käytetty menetelmä on kuvattu standardissa SFS 5670 (Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus). Jäkäläkartoituksen tulosten luotettavuuteen vaikuttaa erityisesti kartoituksen tekijöiden lajituntemus sekä kokemus bioindikaattoritutkimusten tekemisessä. Standardissa esitettyjen 12 indikaattorilajin tunteminen ei yksistään riitä, sillä lajituntemuksen ollessa suppea voivat indikaattorilajit sekoittua muihin lajeihin. Ilman epäpuhtaudet voivat aiheuttaa lajien ulkonäköön huomattavia muutoksia, minkä vuoksi luonnontilaisten jäkälien tunteminen ei yksistään riitä.

Eri jäkälälajien esiintymisen kirjaaminen voi vaihdella eri arvioitsijoiden kesken. Leväpeitteen ja seinänsuomujäkälän kasvutavan vuoksi niiden havainnointi on erityisen hankalaa. Leväpeitettä voi esiintyä hyvinkin pieninä vihertävinä laikkuina. Myös kaarnan kastuminen voi hankaloittaa leväpeitteen havaitsemista. Seinänsuomujäkälä kasvaa yksittäisinä alle 1 mm:n kokoisina suomuina. Tämä suomupeite voi olla lähes yhtenäinen, selvästi havaittava peite kaarnalla, mutta seinänsuomujäkälä voi kasvaa myös lähes yksittäisinä suomuina. Vastaavia ongelmia voi olla myös tyvikarpeiden esiintymisen kirjaamisessa. Edellä esitettyjen syiden vuoksi näiden epifyyttien havainnointiin ja runsauden arviointiin liittyy erityisen suuret virhelähteet, kun verrataan eri tutkijoiden tuloksia keskenään.

Jäkälien näkyvien vaurioiden arviointi ja luokittelu on osa jäkäläkartoitusta. Pääkaupunkiseudun bioindikaattorisurannassa sormipaisukarpeen vauriot on arvioitu vuosina 1990, 1992 ja 1994 yhden vaurioluokan tarkkuudella ja vuodesta 1996 lähtien puolen vaurioluokan tarkkuudella. Näin ollen vuoden 1994 tutkimuksessa näytealojen keskimääräiset vaurioasteet ovat pyöristyneet suuremmaksi kuin sitä seuraavissa tutkimuksissa. Vuosina 1990 ja 1992 sormipaisukarpeen vaurioasteet on esitetty havaintoaloittain havaintopuiden mediaanina eivätkä tulokset ole siten vertailukelpoiset muiden tutkimusten keskimääräisiin vaurioasteisiin. Lisäksi jäkälän vaurioiden luokitukset ovat kartoituksen tekijän subjektiivisia arvioita, minkä vuoksi tuloksissa saattaa olla eroja eri tekijöiden välillä. Jäkäläkartoitukseen liittyviä virhelähteitä voidaan pienentää maastoryhmän koulutuksella sekä arviointitaitojen ja -tason testauksella ennen maastotöiden aloittamista.

Männyn epifyyttijäkälän ja sormipaisukarpeen vaurioiden havainnointiin liittyviä virhelähteitä on tutkittu Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen toimesta vuonna 2004. Tutkimuksessa kolme havainnoitsijaa teki jäkälähavainnot kolme kertaa kymmenellä mäntyalalla (10 mäntyä/ala). Näin ollen jokaiselta havaintoalalta oli yhteensä yhdeksän havaintoa. Havainnoitsijoiden tekemät arviot sormipaisukarpeen vaurioista eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi havainnoitsijoiden omien eikä eri havainnoitsijoiden arvioiden välillä. Havainnoitsijoiden omien arviointikertojen välillä arviointitarkkuus oli 95 %:n luottamusvälillä keskimäärin  $\pm 10-16$  % vastaten käytännössä 0,2 - 0,4 vaurioluokkaa. Alakohtaisesti tarkasteltuna (9 havaintoa/ala) sormipaisukarpeen vaurioiden arviointitarkkuus oli 95 %:n luottamusvälillä keskimäärin  $\pm 5$  % ( $\pm 3-12$  %) vastaten käytännössä 0,1 (0,1 - 0,2) vaurioluokkaa (Polojärvi ym. 2005b).

Havainnot ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärästä eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi havainnoitsijoiden omien havaintokertojen välillä. Mittaustarkkuus oli 95 %:n luottamusvälillä  $\pm 11-23$  %, mikä vastasi käytännössä 0,9 - 1,6 jäkälälajia. Eri havainnoitsijoiden välillä todettiin muutamia tilastollisesti merkitseviä eroja havaintokertojen välillä. Alakohtaisesti



tarkasteltuna jäkälälajien havainnoinnin tarkkuus oli 95 %:n luottamusvälillä  $\pm 9 \%$  ( $\pm 0-15 \%$ ), mikä vastasi keskimäärin 0,7 (0 - 0,9) jäkälälajia.

Jäkälähavainnoista leväpeitteen havainnointi osoittautui tarkkuudeltaan epävarmimmaksi. Leväpeitteen esiintymisen arvioinnissa todettiin tilastollisesti merkitseviä eroja sekä havainnoitsijoiden omien havaintokertojen välillä että eri havainnoitsijoiden havaintokertojen välillä. Arviot leväpeitteen esiintymisestä poikkesivat havaintoaloilla, joilla leväpeitettä esiintyi mäntyjen rungoilla hyvin pieninä vihertävinä laikkuina. Leväpeitteestä poiketen seinänsuomujäkälän havainnoinnissa ei todettu tilastollisesti merkitseviä eroja havainnoitsijoiden omien havaintojen välillä eikä eri havainnoitsijoiden havaintojen välillä.

### *Neulasten rikkipitoisuuksien kartoittaminen*

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus tutki vuonna 2004 neulasnäytteiden keräämiseen ja analysointiin liittyviä virheitä kymmenellä mäntyalalla. Kun mittausta toistettiin jokaisella näytealalla (10 mäntyä/ala) viisi kertaa, menetelmän keskimääräiseksi mittaustarkkuudeksi saatiin 95 %:n luottamusvälillä neulasten rikkipitoisuuksien osalta  $\pm 5 \%$ . Menetelmän mittaustarkkuus, joka käsittää sekä näytteenottoon että analyysiin liittyvät virheet, oli rikillä heikoimmillaan  $\pm 14 \%$  näytealalla, joka sijaitsee suuren pistepäästölähteen vaikutusalueella. Tällaisilla näytealoilla näytteenoton merkitys virhelähteenä kasvaa. Näytteenoton mittausepävarmuuden vähentämiseksi näytteet otetaan eri puolilta näytepuita, jolloin kokoomanäytteeseen tulee neulasia sekä näytepuun päästökohteiden puolelta että suojapuolelta. Tutkimuksessa testattiin myös menetelmän toistettavuutta tutkimusalueella. Koko tutkimusaluetta (10 näytealaa) tarkasteltaessa mittauksen suorittaminen alueella viisi kertaa tuotti viisi näyteryhmää, jotka eivät rikkipitoisuuksien suhteen eronneet toisistaan tilastollisesti merkitsevästi (Polojärvi ym. 2005c).

Neulasten rikkipitoisuuksien kartoittamisen mittaustarkkuutta on arvioitu aikaisemmin pääkaupunkiseudun bioindikaattoriseurannan yhteydessä vuosina 1995 ja 1996. Vuonna 1995 neulasten rikkipitoisuuksien kartoittamisen mittaustarkkuudeksi arvioitiin 95 %:n luottamusvälillä  $\pm 7 \%$ , kun mittausta toistettiin samalla näytealalla (5 mäntyä/ala) (Niskanen 1995). Metsikön eri kohdissa eri puilla toistettuna rikkipitoisuuksien mittaustarkkuudeksi arvioitiin 95 %:n luottamusvälillä  $\pm 14 \%$  (Niskanen ym. 1996).

Näytteenottojaksoa edeltävät sääolosuhteet vaikuttavat neulasten rikkipitoisuuteen. Talvella neulaset keräävät pinnalleen rikkiä, mikä voi nopeasti huuhtoutua sateiden vaikutuksesta (Huttunen ym. 1985). Huttunen totesi voimakkaasti kuormitetulla alueella neulasten rikkipitoisuuksien pienentyvän sateiden vaikutuksesta 30 - 50 % (Huttunen 1982).

Neulasten rikkipitoisuuksien analyysimenetelmä vaikuttaa menetelmän tarkkuuteen sekä rikkipitoisuuksien tasoon. Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseurannan yhteydessä talven 1995 neulasnäytteistä teetettiin rinnakkaismääntyksiä kolmella standardin mukaisella menetelmällä: ICP-OES-, röntgenfluoresenssimenetelmällä sekä Leco-rikkianalyysaattorilla. Eri menetelmillä saaduissa tuloksissa oli huomattavan suuria eroja. Kymmenen näytteen keskiarvot Leco-rikkianalyysaattorilla ja ICP-OES-menetelmällä olivat lähes samansuuruisia, mutta pitoisuudet eivät korreloineet keskenään. Yksittäisten näytteiden osalta suurimmat erot olivat yli 100 mg/kg. Leco-rikkianalyysaattorilla saatu keskimääräinen pitoisuus oli yli 200 mg/kg pienempi kuin röntgenfluoresenssilla. Myöskään näillä menetelmillä saadut tulokset eivät korreloineet keskenään. ICP-OES-menetelmällä ja röntgenfluoresenssimenetelmällä saadut tulokset korreloivat selvästi

keskenään, mutta röntgenfluoresenssilla saatu rikkitaso oli yli 200 mg/kg suurempi kuin ICP-OES-menetelmällä (Niskanen ym. 1996). Vertailuanalyysien tulokset olivat samansuuntaisia kuin Jarvan ja Tervahaudan (1989) tekemässä rikkianalyysien vertailussa: Leco-rikkianalyysaattorin tulokset vaihtelivat eniten, ICP-analyysien tulokset olivat lähimpänä keskiarvoa (hyvä toistettavuus) ja röntgenfluoresenssimenetelmällä saatiin keskiarvoa suurempia pitoisuuksia.

Neulasten rikkipitoisuuden kartoituksessa käytetyt menetelmät eivät siten ole kovinkaan tarkkoja varsinkin, jos pitoisuudet tutkimusalueella vaihtelevat pienellä välillä ja sääolosuhteet vaikuttavat pitoisuuksiin. Tuloksia ei pidä siis tulkita liian tarkasti ja samoja puita käyttämällä saadaan parempi kuva pitoisuuksien muutoksesta samalla näytealalla.

Pääkaupunkiseudun bioindikaattoriseurannassa vuosina 1990 ja 1992 neulasten rikkipitoisuudet on määritetty röntgenfluoresenssimenetelmällä, vuonna 1994 Leco-menetelmällä ja vuosina 1996-2005 ICP-OES -menetelmällä. Tulosten vertailua varten vuoden 1990 ja 1992 rikkipitoisuuksista on vähennetty 85 mg/kg, joka on näille menetelmille todettu tasoero (Pihlström & Myllyvirta 2001).

#### 2.3.6. Aineiston tilastollinen käsittely

Pääkaupunkiseudulla bioindikaattoreissa vuosien 1990-2004 aikana havaittuja muutoksia sekä bioindikaattorimuuttujien ja rikki- ja typpikuormituksen välistä riippuvuutta tarkasteltiin tilastollisin testein SPSS-ohjelmalla. Sopivien testien valitsemiseksi muuttujien jakauman normaalisuutta tarkasteltiin pylväsdiagrammien ja hajonta- sekä laatikko-jana-kuvioiden avulla. Aineiston normaalisuutta testattiin lisäksi kunkin muuttajan osalta Kolmogorov-Smirnovin testillä.

### 3. Tulokset

#### 3.1. Muutokset bioindikaattoreissa vuosina 1990-2005

Eri vuosien tutkimustulosten vertailukelpoisuuden lisäämiseksi seuraavassa vertailussa on otettu huomioon vain ne havaintoalat, jotka ovat olleet seurannassa mukana vuodesta 1990. Tilastollisissa testeissä on mukana Helsingissä, Espoossa, Kauniaisissa ja Vantaalla sijaitsevat havaintoalat. Bioindikaattorimuuttujien laskennallisissa vyöhykkeissä on mukana vuosien 1996-2004 osalta myös Sipoossa sijaitsevat Helsingin Energian Vuosaaren voimalaitoksen bioindikaattoriseurannan havaintoalat, siltä osin kun ne ovat säilyneet muuttumattomina seurantajakson aikana (ks. kuva 1, s. 2).

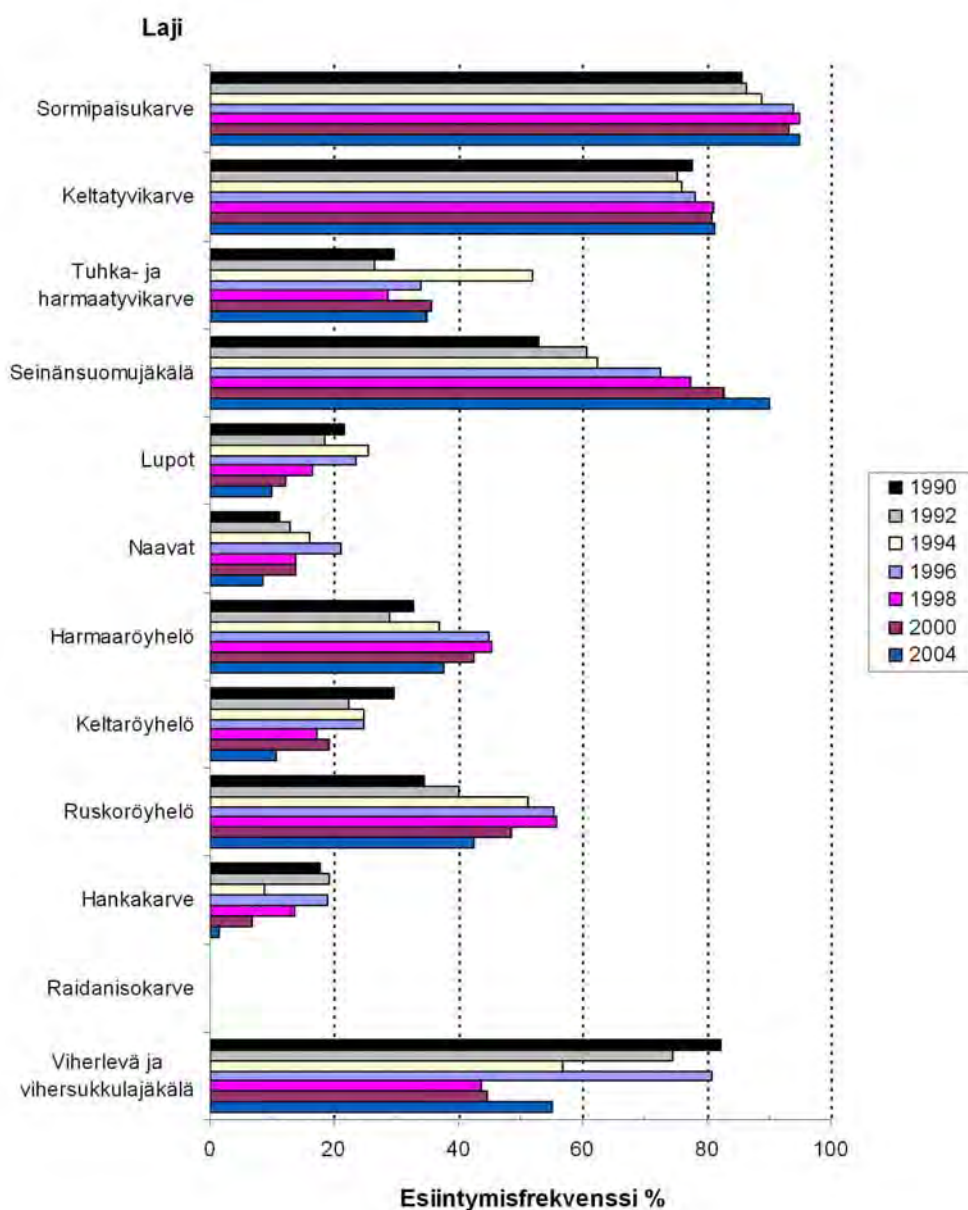
Bioindikaattorimuuttujissa seurantajakson aikana tapahtuneita muutoksia tarkasteltiin tilastollisin testein. Muuttujien jakaumien normaalisuutta testattiin Kolmogorov-Smirnovin testillä. Testien perusteella yhdenkään bioindikaattorimuuttujan jakaumat eivät täyttäneet jakauman normaalisuuden ehtoa kaikkina tarkasteluvuosina, joten tilastollinen tarkastelu perustuu pelkästään ei-parametrisiin testeihin.

##### 3.1.1. Mäntyjen runkojäkälät

Seurantajakson 1990-2004 aikana sormipaisukarve on ollut yleisin mäntyjen rungoilla havaittu jäkälälaji. Sitä on havaittu 1990-luvun alkuvuosina yli 80 % ja 1990-luvun lopulla yli 90 % tutkituista rungoista. Keltatyvikarve on ollut seurantajaksolla toiseksi yleisin jäkälälaji noin 80 %



esiintymisfrekvenssillään. Ilman epäpuhtauksista hyötyvistä jäkälälajeista viherleväpeitteen esiintymisfrekvenssi oli vuosina 1998-2004 noin 40-50 %, kun sen todettiin olevan vuosina 1990 ja 1996 yli 80 %. Seinänsuomujäkälän, joka myös hyötyy ilman epäpuhtauksista, esiintymisfrekvenssi on kasvanut tasaisesti seurantajakson aikana. Seinänsuomujäkälä on kuitenkin myös vanhojen puiden ja metsien laji, joka yleistyy puiden ikääntyessä. Vuonna 2004 sen esiintymisfrekvenssi oli yli 30 prosenttiyksikköä suurempi kuin vuonna 1990. Luppojen sekä kelta- ja ruskoröyhelön esiintymisfrekvenssit ovat pienentyneet seurantajakson aikana. Harmaaröyhelö ja hankakarve ovat puolestaan yleistyneet näytealoilla. Raidanisokarve on ollut harvinaisin tutkimusalueella esiintyneistä jäkälälajeista (kuva 6).



Kuva 6. Jäkälälajien esiintymisfrekvenssit (%) pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004.

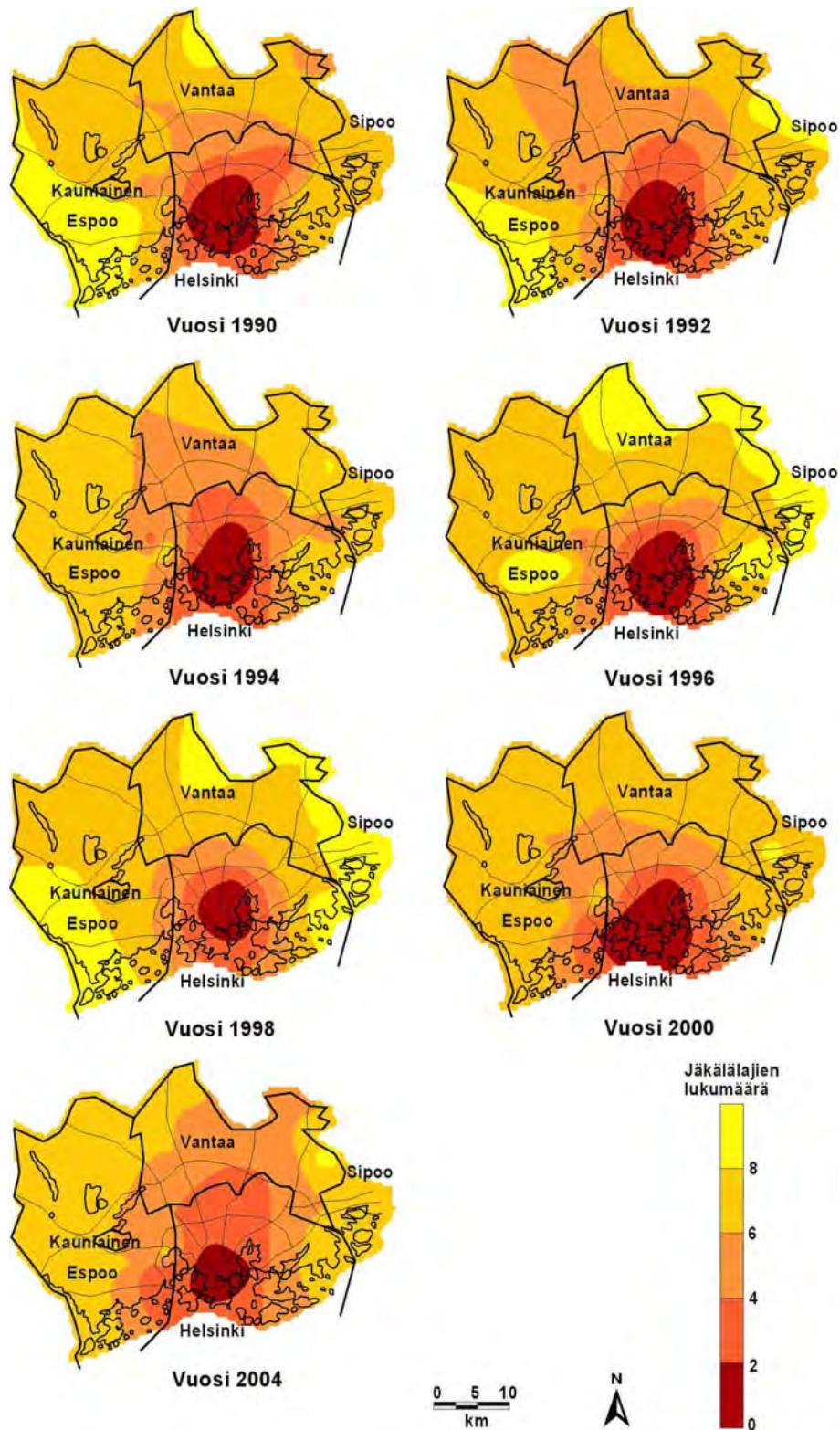
### Jäkälälajien lukumäärä

Jäkälälajien lukumäärien perusteella erittäin selvästi (< 2 jäkälälajia) ja selvästi (2-3 jäkälälajia) köyhtyneiden alueiden pinta-alat ovat vaihdelleet jonkin verran seurantajakson aikana. Lajimäärältään köyhimmat näytealat ovat sijainneet Helsingin keskustan läheisyydessä ja jäkälälajisto on ollut runsainta Espoon ja Sipoon länsiosissa sijaitsevilla havaintoaloilla. Laskennallisten vyöhykkeiden perusteella vuonna 2004 jäkälälajistoltaan erittäin selvästi köyhtynyt alue on pienentynyt Helsingissä, mutta sitä ympäröivä lajistoltaan selvästi köyhtynyt alue on laajentunut kohti Helsingin pohjoisosia ja Espoon itäosia. Seurantajakson aikana jäkälälajistoltaan runsaimmat alueet (8 jäkälälajia) ovat pienentyneet. Suuressa osassa pääkaupunkiseutua jäkälälajisto on ollut lievästi köyhtynyttä (6-7 jäkälälajia) (kuva 7, taulukko 5).

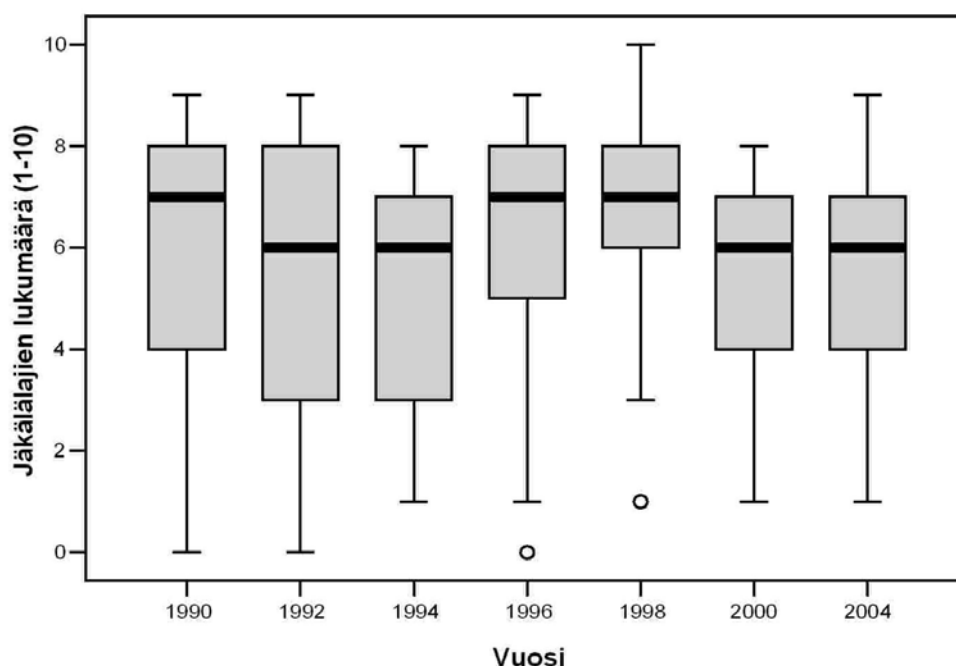
Taulukko 5. Näytealojen keskimääräiset jäkälälajien lukumäärät ja lajimäärien perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004. Tarkastelussa ovat mukana standardin 5670 mukaiset lajit lukuun ottamatta viherleväpeitettä ja seinänsuomujäkälää (arvot välillä 0-10).

| Vuosi | Mäntyjä<br>kpl | Jäkälälajien lukumäärä |        |           |              | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |           |
|-------|----------------|------------------------|--------|-----------|--------------|-------------------------------------------|-----------|
|       |                | pienin                 | suurin | keskiarvo | keskihajonta | < 2 lajia                                 | 2-3 lajia |
| 1990  | 125            | 0                      | 9      | 5,6       | 2,8          | 59                                        | 91        |
| 1992  | 125            | 0                      | 9      | 5,4       | 2,8          | 63                                        | 92        |
| 1994  | 125            | 1                      | 8      | 5,4       | 2,5          | 55                                        | 96        |
| 1996  | 280            | 0                      | 9      | 6,3       | 2,8          | 58                                        | 65        |
| 1998  | 280            | 1                      | 10     | 6,6       | 2,6          | 35                                        | 70        |
| 2000  | 280            | 1                      | 9      | 5,6       | 2,5          | 77                                        | 84        |
| 2004  | 280            | 1                      | 9      | 5,2       | 2,1          | 35                                        | 163       |

Jäkälälajien lukumäärien jakaumien vaihtelu pääkaupunkiseudulla on nähtävissä kuvassa 8. Lisäksi jäkälälajien lukumääriä kuvaavat tilastolliset tunnusluvut ovat nähtävissä taulukossa 5. Friedmanin ei-parametrisen toistoanalyysin perusteella jäkälälajien lukumäärissä on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia seurantajakson aikana ( $p = 0,001$ ). Jäkälälajien lukumäärien jakaumat olivat siinä määrin symmetrisiä, että vuosien pareittainen vertailu tehtiin Wilcoxonin testillä. Testin perusteella vain vuosien 1998 ja 2000 välinen muutos jäkälien lajimäärissä on tilastollisesti merkitsevä ( $p = 0,005$ ).



Kuva 7. Jäkälälajien lukumäärien perusteella laskennallisesti arvioidut vyöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004. Lajimäärissä ei ole mukana seinänsuomujäkälä eikä viherleväpeite, jotka ovat ilman epäpuhtauksista hyötyviä lajeja.



Kuva 8. Jäkälälajien lukumäärää vuosina 1990-2004 kuvaavat laatikko-jana-kuviot (janojen päätepisteet = minimi ja maksimi, laatikon ala- ja yläosa = ala- ja yläkvartiili, laatikon poikkiviiva = mediaani, erilliset pisteet = poikkeavat havainnot).

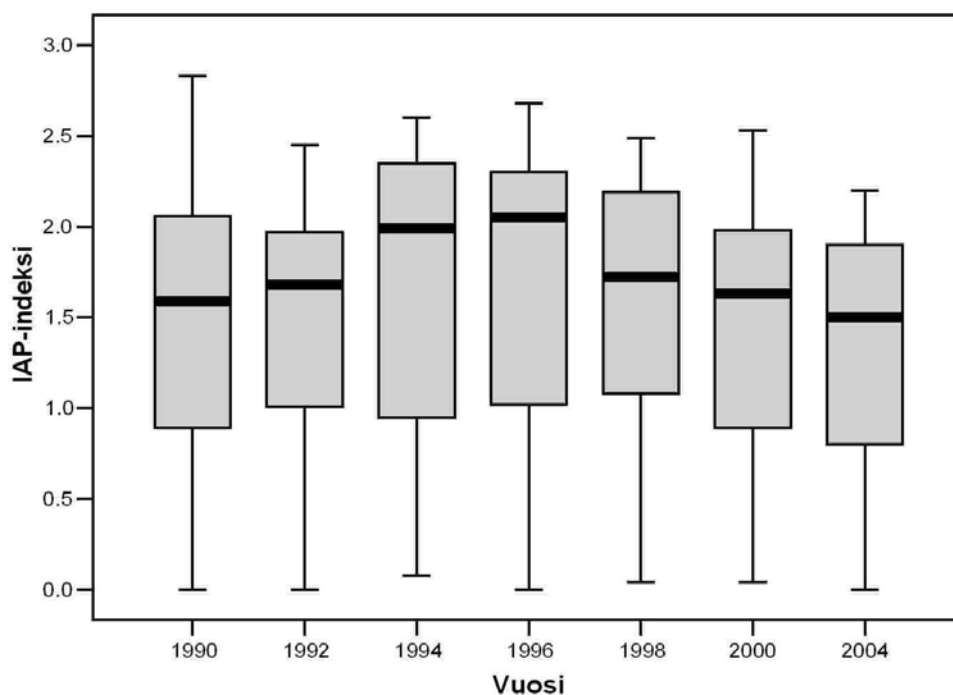
### *IAP-indeksi*

Jäkälälajistosta lasketun IAP-indeksin perusteella arvioituissa vyöhykkeissä on tapahtunut vähän muutoksia vuosina 1990-2004. IAP-indeksin perusteella jäkäläautio tai lähes jäkäläautio alue ( $IAP < 0,5$ ) Helsingin keskustan läheisyydessä on pysynyt suunnilleen saman laajuksena. Tätä aluetta ympäröi jäkälälajistoltaan selvästi köyhtynyt vyöhyke, joka on vuoden 2004 aineiston perusteella laajentunut kohti Helsingin pohjoisosia ja Espoon itäosia. Seurantajakson aikana IAP-indeksien perusteella jäkälälajisto on todettu runsaimmaksi ja ilman epäpuhtauksille herkimpiä lajeja on esiintynyt yleisimmin pääkaupunkiseudun länsi-, pohjois- ja itäosissa. Yhdelläkään näytealalla ei ole todettu tausta-alueiden jäkälälajistoa vastaavaa indeksiarvoa 3 (kuva 9, taulukko 6).

IAP-indeksien jakaumien laatikko-jana-kuvio sekä tilastolliset tunnusluvut ovat nähtävissä kuvassa 10 ja taulukossa 6. Friedmanin ei-parametrinen toistoanalyysi osoitti, että IAP-indekseissä on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia seurantajakson aikana ( $p = 0,000$ ). Wilcoxonin ei-parametrisen testin mukaan vuosien 1992-1994 ( $p = 0,001$ ), 1996-1998 ( $p = 0,009$ ) ja 1998-2000 ( $p = 0,002$ ) välinen muutos on tilastollisesti merkitsevä.

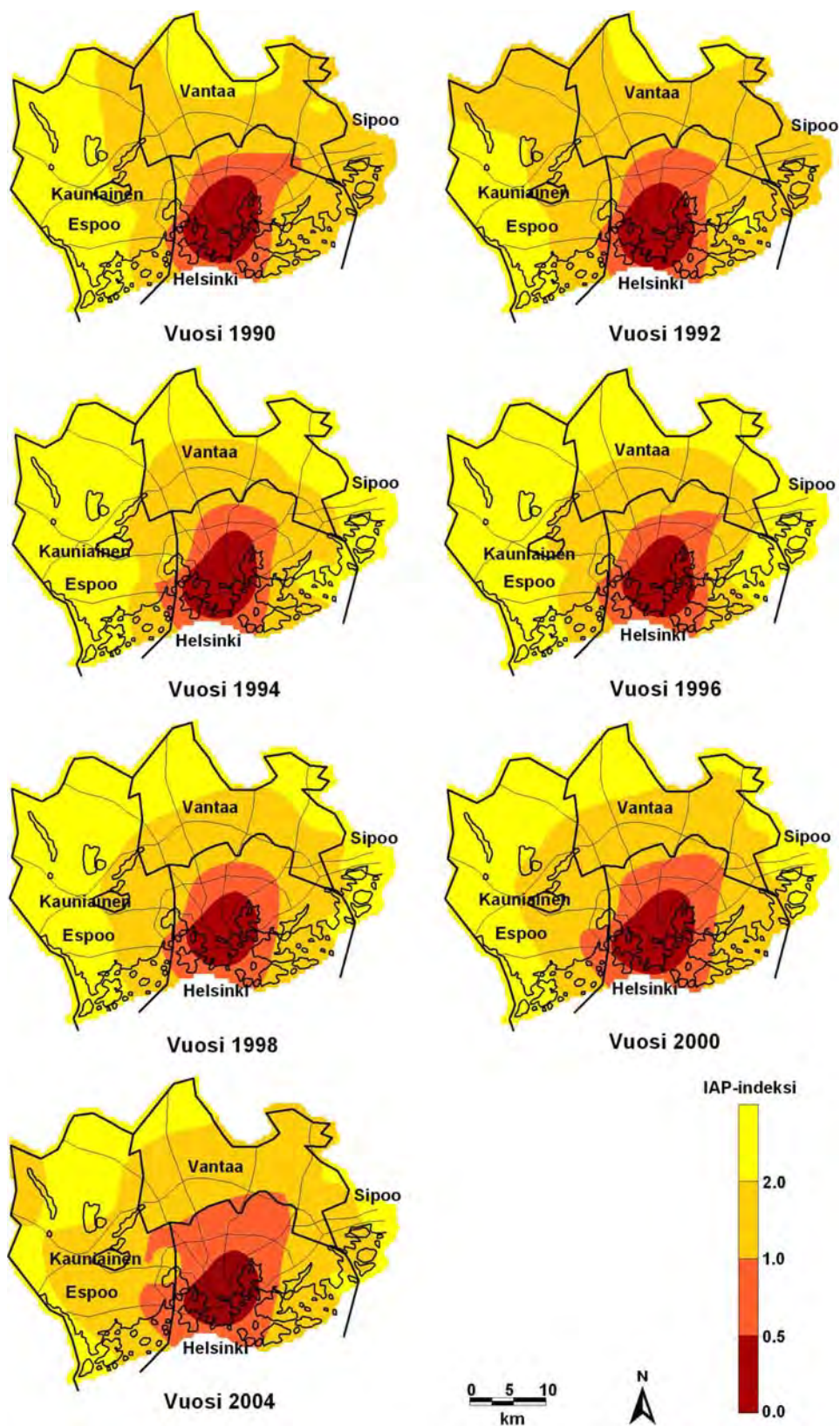
Taulukko 6. Näytealojen keskimääräiset IAP-indeksit ja indeksiarvojen perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004. Jäkäläkasvillisuuden luokitus IAP-indeksillä on esitetty taulukossa 4.

| Vuosi | mäntyjä<br>kpl | IAP-indeksi |        |                |                   | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |                                   |                          |
|-------|----------------|-------------|--------|----------------|-------------------|-------------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------|
|       |                | pienin      | suurin | keski-<br>arvo | keski-<br>hajonta | jäkäläautio<br>IAP < 0,5                  | selvästi köyhtynyt<br>IAP 0,5-0,9 | köyhtynyt<br>IAP 1,0-1,9 |
| 1990  | 125            | 0,0         | 2,8    | 1,5            | 0,8               | 66                                        | 86                                | 488                      |
| 1992  | 125            | 0,0         | 2,5    | 1,4            | 0,7               | 66                                        | 86                                | 618                      |
| 1994  | 125            | 0,1         | 2,6    | 1,6            | 0,9               | 63                                        | 81                                | 292                      |
| 1996  | 280            | 0,0         | 2,7    | 1,7            | 0,8               | 58                                        | 84                                | 290                      |
| 1998  | 280            | 0,0         | 2,7    | 1,7            | 0,8               | 51                                        | 93                                | 374                      |
| 2000  | 280            | 0,0         | 2,7    | 1,5            | 0,8               | 67                                        | 113                               | 418                      |
| 2004  | 280            | 0,0         | 2,2    | 1,4            | 0,7               | 53                                        | 162                               | 532                      |



Kuva 10. IAP-indeksiä vuosina 1990-2004 kuvaavat laatikko-jana-kuviot.





Kuva 9. Jäkälälajistoa kuvaavan IAP-indeksin perusteella laskennallisesti arvioidut vyöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004. IAP-indeksin luokitus on esitetty taulukossa 4.

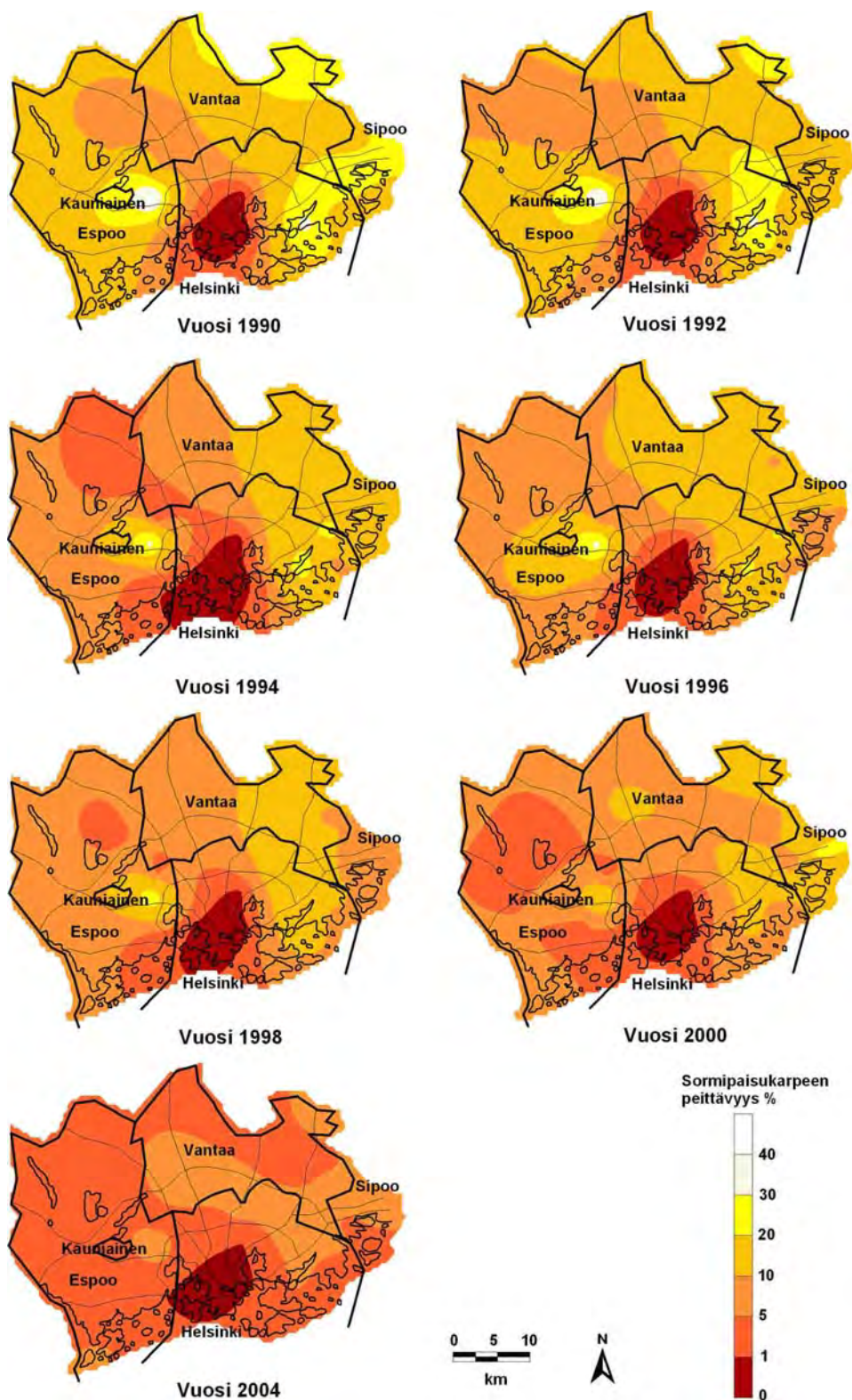
### *Sormipaisukarpeen peittävyys*

Yleisintä tutkimusalueella tavattua jäkälälajia, sormipaisukarvetta, löydettiin kaikilta havaintoaloilta lähes joka vuosi. 1990-luvun alkuvuosina sormipaisukarvetta ei havaittu yhdellä tai kahdella havaintoalalla. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys pistefrekvenssillä mitattuna oli alle 1 % Helsingin keskustan läheisyydessä. Tämän jäkäläautioksi luokiteltavan alueen pinta-ala on vaihdellut seurantajakson aikana vähän. Pienimmät sormipaisukarpeen peittävyydet sijoituivat Helsingin keskustan ja Espoon pohjoisosien väliselle vyöhykkeelle sekä vuonna 2004 myös Vantaan pohjoisosiin. Alue, jossa peittävyys oli alle 5 %, oli vuonna 2004 selvästi laajempi aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna käsittäen suurimman osan pääkaupunkiseudusta. Seurantajakson aikana sormipaisukarvetta esiintyi runsaimmin Helsingin keskustaajamaa ympäröivällä alueella, missä laji ilmeisesti on hyötynyt laskeuman tuomasta ravinnelisäyksestä. Sormipaisukarpeen peittävyydet todettiin pienentyneen myös näillä alueilla vuonna 2004. Vuosina 1990 ja 1992 havaittiin yli 30 % peittävyksiä Espoossa Leppävaaran lähistöllä (kuva 11, taulukko 7).

Taulukko 7. Näytealojen keskimääräiset sormipaisukarpeen peittävyydet ( %) ja peittävyyden perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004.

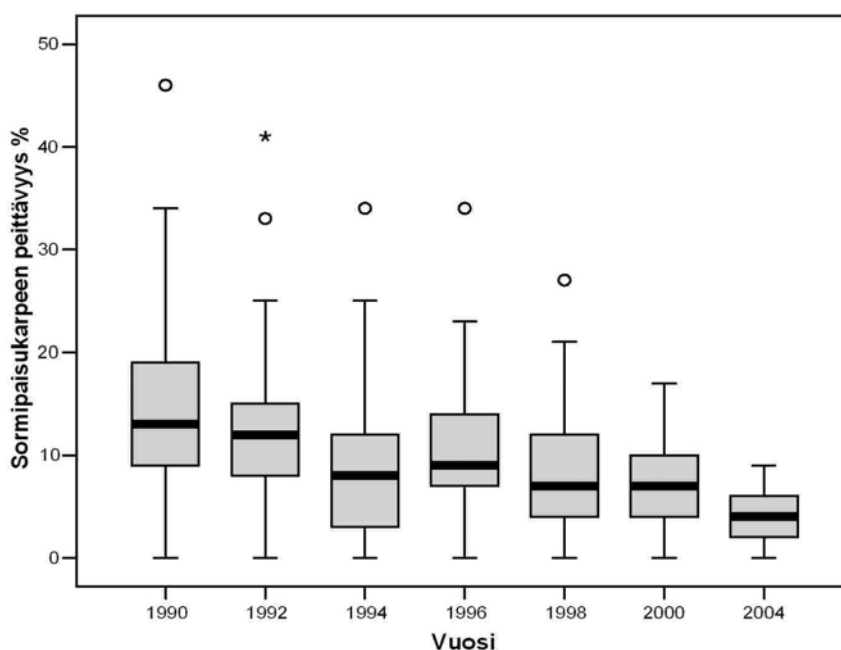
| Vuosi | Mäntyjä<br>kpl | Sormipaisukarpeen peittävyys (%) |        |           |              | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |       |        |
|-------|----------------|----------------------------------|--------|-----------|--------------|-------------------------------------------|-------|--------|
|       |                | pienin                           | suurin | keskiarvo | keskihajonta | < 1 %                                     | 1-4 % | > 30 % |
| 1990  | 125            | 0                                | 46     | 14,8      | 10,9         | 35                                        | 52    | 10     |
| 1992  | 125            | 0                                | 41     | 13,0      | 10,0         | 37                                        | 57    | 5      |
| 1994  | 125            | 0                                | 34     | 9,2       | 8,2          | 64                                        | 209   | 0      |
| 1996  | 280            | 0                                | 34     | 10,6      | 7,5          | 40                                        | 65    | 0      |
| 1998  | 280            | 0                                | 28     | 8,8       | 6,6          | 47                                        | 123   | 0      |
| 2000  | 280            | 0                                | 21     | 8,0       | 5,4          | 40                                        | 257   | 0      |
| 2004  | 280            | 0                                | 9      | 4,2       | 2,4          | 51                                        | 688   | 0      |

Sormipaisukarpeen peittävyydet ovat pääkaupunkiseudulla pienentyneet seurantajakson aikana (kuva 12, taulukko 7). Friedmanin ei-parametrisen testin mukaan peittävyyksissä on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia 15 vuoden aikana ( $p = 0,000$ ). Sormipaisukarpeen peittävyysien jakaumat eivät kaikkien vuosien osalta täyttäneet jakauman symmetrisyyden ehtoa, joten vuosien pareittaiset vertailut tehtiin ei-parametrisellä merkkitestillä (Sign). Testin perusteella muutos sormipaisukarpeen peittävydessä oli tilastollisesti merkitsevä vuosien 1990-1992 ( $p = 0,002$ ), 1992-1994 ( $p = 0,003$ ) ja 1996-1998 ( $p = 0,008$ ) välillä sekä tilastollisesti erittäin merkitsevä vuosien 2000-2004 välillä ( $p = 0,000$ ).



Kuva 11. Sormipaisukarpeen peittävyyksien (%) perusteella laskennallisesti arvioidut vyöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2004.





Kuva 12. Sormipaisukarpeen peittävyys (%) vuosina 1990-2004 kuvaavat laatikko-jana-kuvio.

### 3.1.2. Sormipaisukarpeen vauriot

Pääkaupunkiseudulla vuosina 1990 ja 1992 tehdyissä bioindikaattoritutkimuksissa sormipaisukarpeen havaintoalakohtaiset vaurioasteet on esitetty havaintopuiden mediaanina. Koska tulokset eivät siten ole vertailukelpoisia muiden tutkimusten havaintoalakohtaisiin keskimääräisiin vaurioasteisiin, näiden vuosien tulokset jätettiin pois vertailusta sormipaisukarpeen vaurioiden osalta.

Vuosina 1994-2004 sormipaisukarve on arvioitu valtaosassa pääkaupunkiseutua lievästi vaurioituneeksi, mutta myös tervettä sormipaisukarvetta on todettu laajalla alueella pääkaupunkiseudun länsi- ja pohjoisosissa. Sormipaisukarpeen pahoja vaurioita on todettu koko seurantajakson ajan Helsingin keskustan läheisyydessä sekä selviä vaurioita Helsingin keskustasta koilliseen suuntautuvalla alueella. Pajojen ja selvien vaurioiden vyöhykkeet Helsingin keskustan ympärillä ovat pienentyneet kymmenen vuoden aikana. Sormipaisukarvetta ei esiintynyt Helsingissä lainkaan vuonna 1994 neljällä näytealalla ja vuosina 1996-2000 yhdellä näytealalla. Vuonna 2004 sormipaisukarvetta havaittiin kaikilla näytealoilla vähintään yhdellä havaintomännnyllä (kuva 13, taulukko 8).

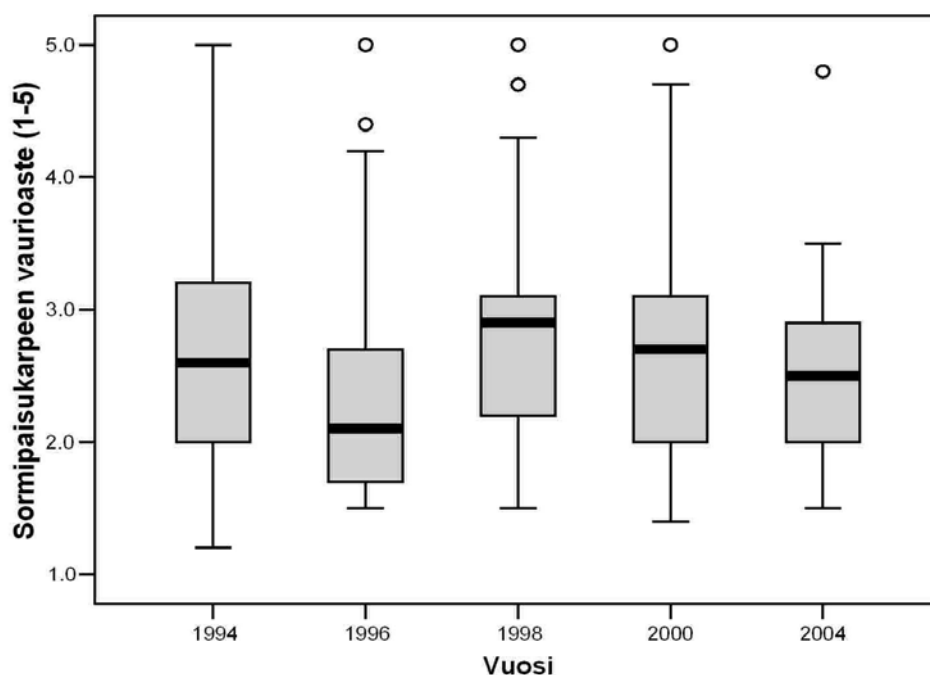
Sormipaisukarpeen vaurioissa todetut muutokset näkyvät selvästi eri vuosien jakaumissa (kuva 14, taulukko 9). Vuonna 2004 pahoja vaurioita on havaittu pääkaupunkiseudulla selvästi aikaisempia vuosia vähemmän. Friedmanin ei-parametrisen toistoanalyysin perusteella sormipaisukarpeen kunnossa on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia vuosien 1994-2004 aikana ( $p = 0,000$ ). Vuosien pareittainen vertailu ei-parametrisella merkkitestillä (Sign) osoitti, että tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia ( $p = 0,000$ ) on tapahtunut vuosien 1994-1996 ja 1996-1998 välillä. Vuonna 1996 sormipaisukarve on arvioitu vertailunäytealoilla keskimäärin paremmaksi kuin muina vuosina. Vuonna 2004 vauriot ovat olleet keskimäärin samaa tasoa kuin vuonna 1996, mutta vuosien 2000 ja 2004 vaurioarviot eivät poikkea toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ( $p = 0,210$ ).

Taulukko 8. Sormipaisukarpeen vaurioiden perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1994-2004. Vaurioiden luokitus on esitetty taulukossa 2.

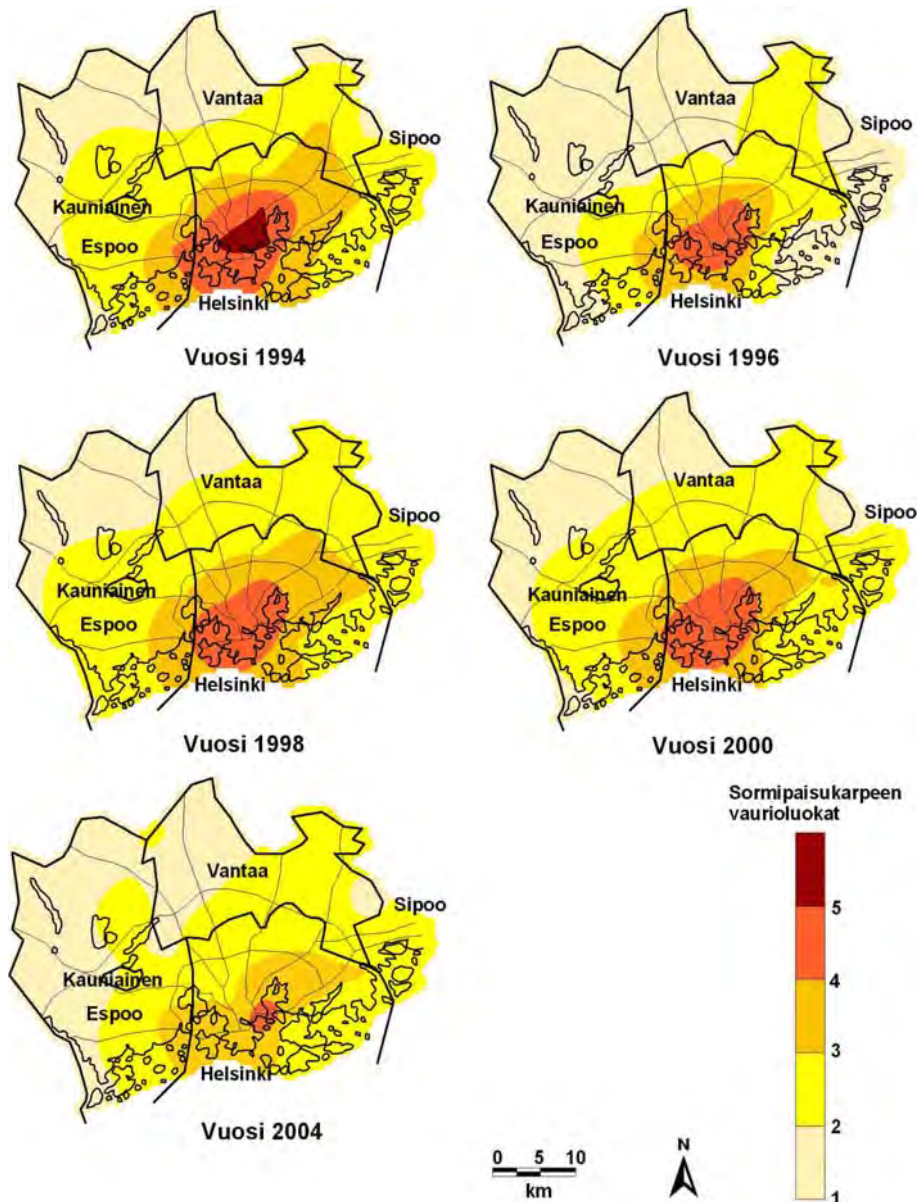
| Vuosi | Mäntyjä | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |              |              |             |
|-------|---------|-------------------------------------------|--------------|--------------|-------------|
|       | kpl     | terve                                     | lievä vaurio | selvä vaurio | paha vaurio |
| 1994  | 125     | 306                                       | 433          | 154          | 82          |
| 1996  | 280     | 581                                       | 281          | 85           | 43          |
| 1998  | 280     | 232                                       | 526          | 164          | 68          |
| 2000  | 280     | 296                                       | 497          | 127          | 69          |
| 2004  | 280     | 369                                       | 487          | 126          | 8           |

Taulukko 9. Näytealojen keskimääräiset sormipaisukarpeen vaurioasteet pääkaupunkiseudulla vuosina 1994-2004.

| Vuosi | näytealoja | pienin | suurin | keskiarvo | keskihajonta |
|-------|------------|--------|--------|-----------|--------------|
| 1994  | 25         | 1,2    | 5,0    | 2,9       | 1,1          |
| 1996  | 28         | 1,2    | 5,0    | 2,4       | 1,0          |
| 1998  | 28         | 1,5    | 5,0    | 2,8       | 0,9          |
| 2000  | 28         | 1,4    | 5,0    | 2,7       | 1,0          |
| 2004  | 28         | 1,5    | 4,8    | 2,5       | 0,7          |



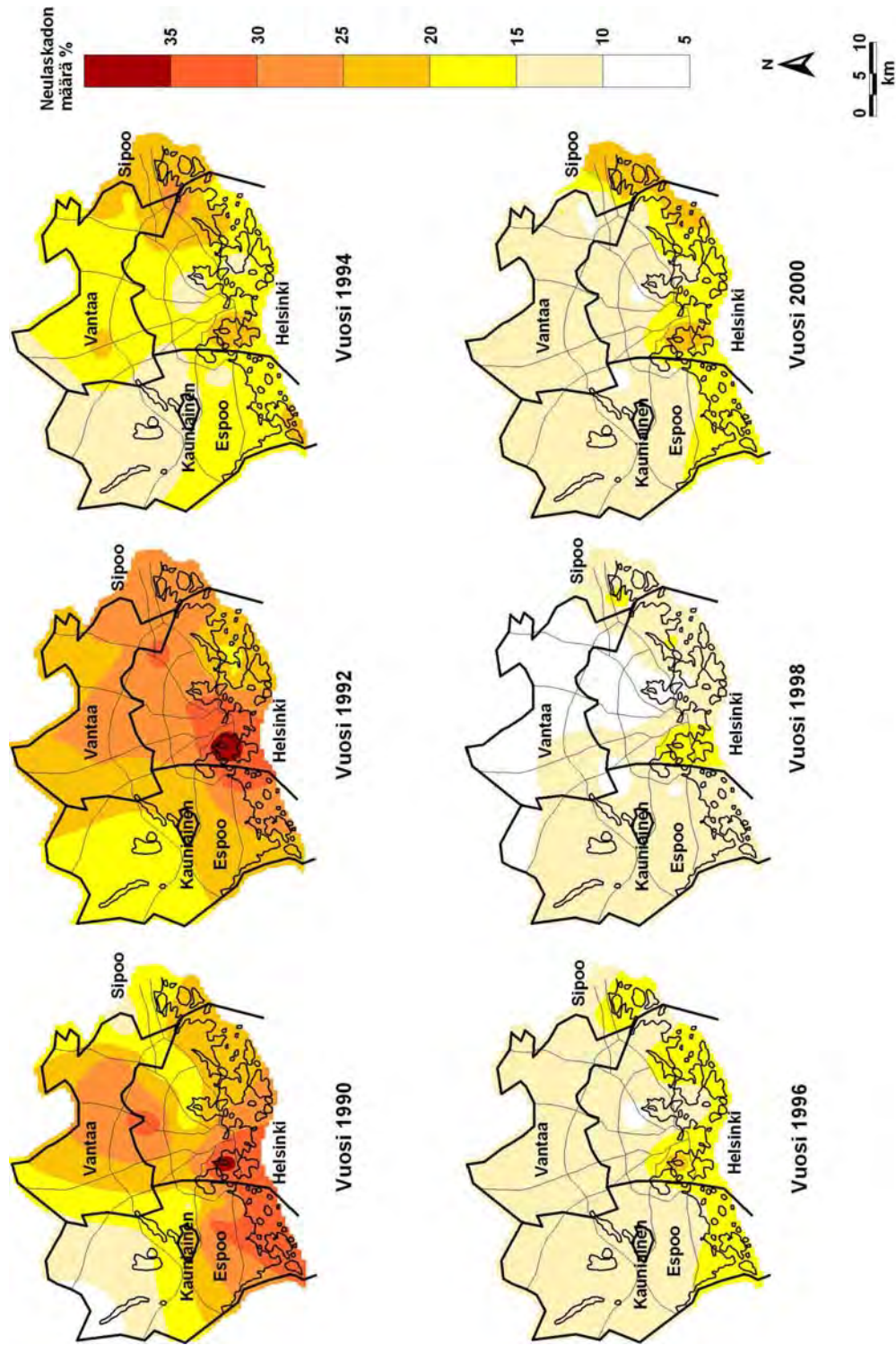
Kuva 14. Sormipaisukarpeen vaurioita vuosina 1994-2004 kuvaavat laatikko-jana-kuviot.



Kuva 13. Sormipaisukarpeen vaurioiden perusteella laskennallisesti arvioidut vyöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1994-2004. Vaurioiden luokitus on esitetty taulukossa 2.

### 3.1.3. Mäntyjen kunto

Mäntyjen keskimääräinen neulaskadon määrä on pienentynyt pääkaupunkiseudulla 1990-luvun aikana. Vuodesta 1994 lähtien keskimääräinen neulaskato on ollut alle 20 %. 1990-luvun alkuvuosina todettiin selvää harsuuntumista (neulaskato > 30 %) Etelä-Espooissa ja Helsingin keskustassa sijaitsevista männiköissä. Alue, jolla keskimääräinen neulaskadon määrä on yli 20 %, on pienentynyt selvästi vuoden 1994 jälkeen. Vuosien 1990-2000 aikana yli 20 %:n neulaskadon määriä on arvioitu vain Seurasaaressa sekä vuosina 1994 ja 2000 myös tutkimusalueen itäosissa. Seurasaaressa sijaitsevilla havaintoaloilla männyt ovat erittäin vanhoja. Vuonna 1998 mäntyjen neulaskato oli alle 10 % useilla havaintoaloilla Vantaalla ja Helsingin keskiosissa (kuva 15, taulukko 10).

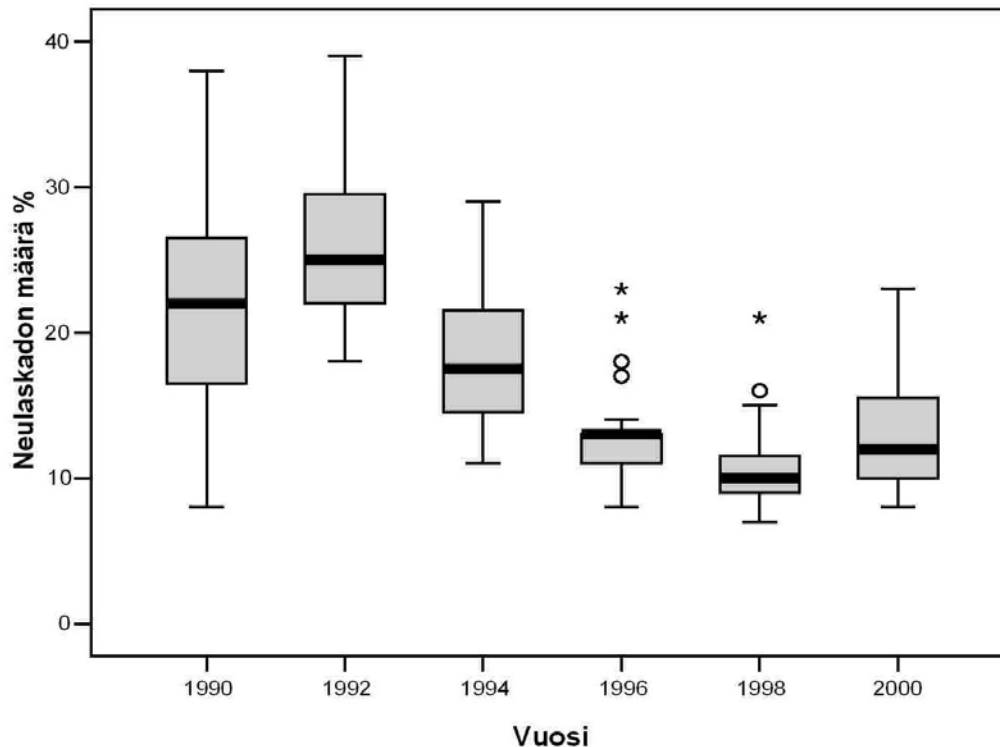


Kuva 15. Mäntyjen neulaskadon määrän (%) perusteella laskennallisesti arvioitua vyöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2000.

Taulukko 10. Mäntyjen keskimääräiset neulaskadon määrät ja neulaskadon määrän perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2000.

| Vuosi | Mäntyjä<br>kpl | Neulaskato % |        |           |              | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |         |        |
|-------|----------------|--------------|--------|-----------|--------------|-------------------------------------------|---------|--------|
|       |                | pienin       | suurin | keskiarvo | keskihajonta | < 10 %                                    | 10-19 % | > 20 % |
| 1990  | 125            | 8            | 38     | 21,9      | 7,4          | 33                                        | 377     | 590    |
| 1992  | 125            | 18           | 39     | 25,6      | 5,0          | 0                                         | 192     | 808    |
| 1994  | 125            | 11           | 29     | 17,6      | 4,7          | 0                                         | 828     | 171    |
| 1996  | 280            | 8            | 23     | 13,6      | 3,3          | 8                                         | 984     | 5      |
| 1998  | 280            | 7            | 21     | 11,2      | 3,2          | 333                                       | 664     | 1      |
| 2000  | 280            | 8            | 23     | 14,0      | 4,5          | 14                                        | 912     | 71     |

Mäntyjen neulaskadon määrien jakaumissa näkyy selvästi, että neulaskadon määrät on arvioitu vuosina 1996-2000 selvästi pienemmiksi kuin 1990-luvun alkuvuosina (kuva 16, taulukko 10). Friedmanin ei-parametrisen toistoanalyysin perusteella neulaskadon määrissä on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia 1990-luvun aikana ( $p = 0,000$ ). Vuosien pareittainen vertailu merkkitestillä osoitti, että vuosien 1990-1992 välistä muutosta lukuun ottamatta ( $p = 0,023$ ) kaikkien muiden vuosien välillä on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia seurantajakson aikana ( $p = 0,000$ ).



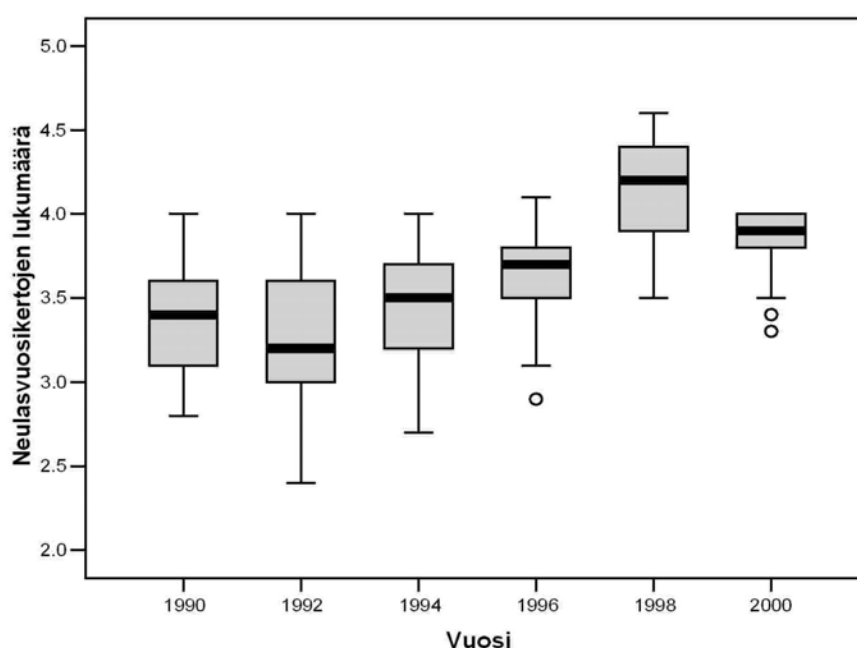
Kuva 16. Mäntyjen neulaskadon määrää (%) vuosina 1990-2000 kuvaavat laatikko-jana-kuviot.

Vuosina 1990-2000 männyissä on havaittu keskimäärin 3-4 neulasvuosikertaa. Alle kolme neulasvuosikertaa on todettu laajimmillaan vuonna 1992 Helsingin keskiosissa ja vuonna 1994 tutkimusalueen itäosissa. Neulasvuosikertojen lukumäärät ovat olleet suurimmat vuonna 1998, jolloin suuressa osassa tutkimusaluetta todettiin yli neljä neulasvuosikertaa (kuva 17, taulukko 11).

Taulukko 11. Mäntyjen keskimääräiset neulasvuosikertojen määrät ja neulasvuosikertojen lukumäärien perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2000.

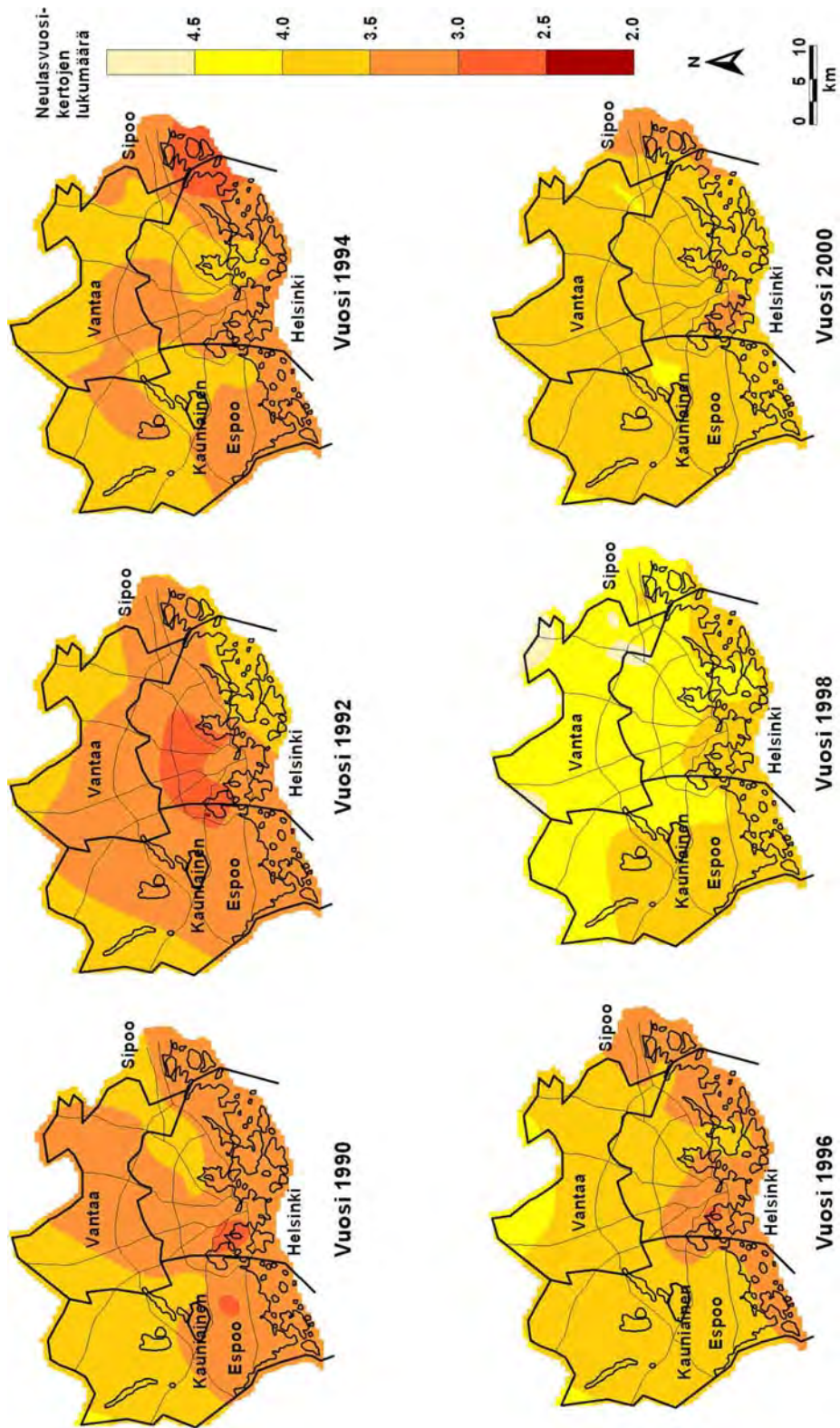
| Vuosi | Mäntyjä<br>kpl | Neulasvuosikertojen lukumäärä |        |           |              | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |         |         |
|-------|----------------|-------------------------------|--------|-----------|--------------|-------------------------------------------|---------|---------|
|       |                | pienin                        | suurin | keskiarvo | keskihajonta | < 3 kpl                                   | 3-4 kpl | > 4 kpl |
| 1990  | 125            | 2,8                           | 4,0    | 3,4       | 0,3          | 16                                        | 978     | 5       |
| 1992  | 125            | 2,4                           | 4,0    | 3,3       | 0,4          | 69                                        | 931     | 0       |
| 1994  | 125            | 2,7                           | 4,0    | 3,5       | 0,3          | 46                                        | 954     | 0       |
| 1996  | 280            | 2,9                           | 4,1    | 3,6       | 0,3          | 3                                         | 946     | 49      |
| 1998  | 280            | 3,5                           | 4,6    | 4,1       | 0,3          | 0                                         | 367     | 630     |
| 2000  | 280            | 3,0                           | 4,0    | 3,8       | 0,2          | 0                                         | 980     | 17      |

Vuonna 1998 pääkaupunkiseudun näytealojen männyissä havaittiin enemmän neulasvuosikertoja kuin muina vertailuvuosina (kuva 18, taulukko 11). Friedmanin ei-parametrisen testin mukaan neulasvuosikertojen määrissä on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia seurantajakson aikana ( $p = 0,000$ ). Vuosien pareittainen vertailu merkkitestillä osoitti, että havainnot neulasvuosikerroista vuonna 1998 poikkeavat tilastollisesti erittäin merkitsevästi vuosien 1996 ja 2000 havainnoista ( $p = 0,000$ ).



Kuva 18. Mäntyjen neulasvuosikertojen lukumäärää vuosina 1990-2000 kuvaavat laatikko-jana-kuviot.





Kuva 17. Mäntyjen neulasvuosikertojen lukumäärän perusteella laskennallisesti arvioitua vyöhykkeen pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2000.



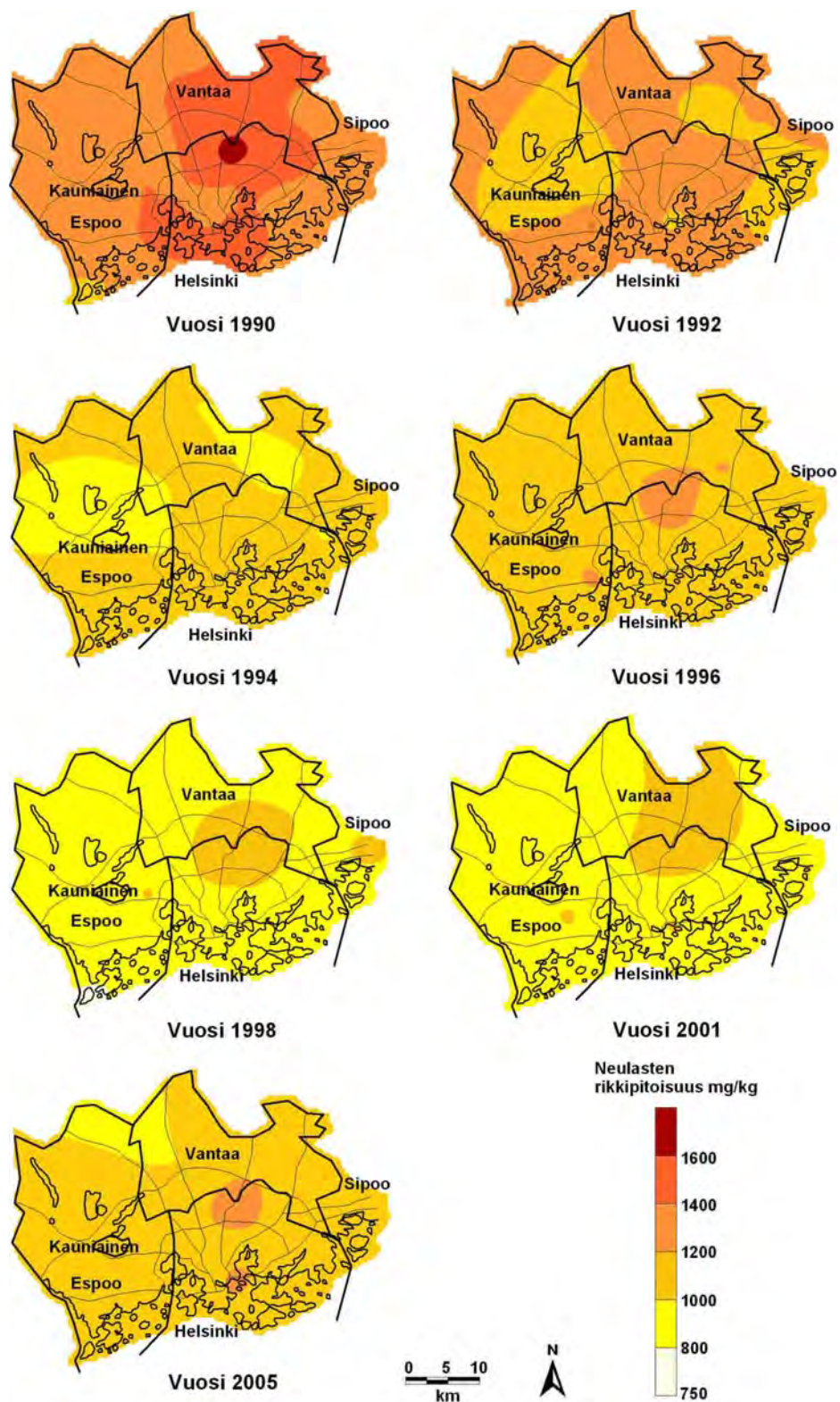
### 3.1.4. Männyn neulasten rikki- ja kadmipitoisuudet

Vuosien 1990-2005 aikana neulasten rikki- ja kadmipitoisuuksissa on tapahtunut selviä muutoksia. Suurimmat rikki- ja kadmipitoisuudet on määritetty vuosina 1990 ja 1992, jolloin neulasten keskimääräinen rikki- ja kadmipitoisuus oli 1381 mg/kg ja 1223 mg/kg eikä alle 1000 mg/kg rikki- ja kadmipitoisuuksia määritetty lainkaan. Vuonna 1990 on määritetty useilla näytealoilla Helsingin etelä- ja pohjoisosissa sekä suuressa osassa Vantaata selvästi kohonneita yli 1400 mg/kg rikki- ja kadmipitoisuuksia. Korkein neulasten rikki- ja kadmipitoisuus, yli 1600 mg/kg, määritettiin samana vuonna Tuomarinkylässä Helsingin pohjoispuolella. Vuosina 1994, 1996 ja 2005 neulasten rikki- ja kadmipitoisuudet todettiin lievästi kohonneiksi valtaosassa pääkaupunkiseudun näytealoja. Näissä vertailututkimuksissa neulasten keskimääräinen rikki- ja kadmipitoisuus oli tasoa 1050-1150 mg/kg. Vuosina 1998 ja 2000 neulasten rikki- ja kadmipitoisuudet olivat normaalina pidettävällä tasolla eli alle 1000 mg/kg suuressa osassa tutkimusaluetta Tuomarinkylää ympäröivää aluetta ja sen pohjoispuolella sijaitsevia näytealoja lukuun ottamatta, joissa neulasten rikki- ja kadmipitoisuudet olivat lievästi kohonneita (kuva 19, taulukko 12).

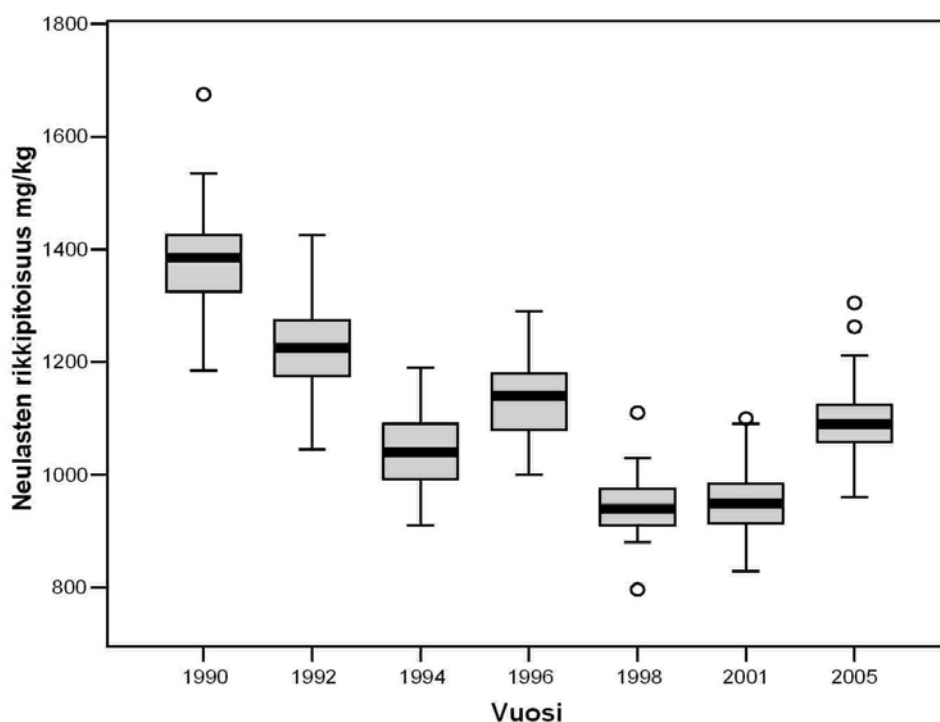
Taulukko 12. Männyn neulasten keskimääräiset rikki- ja kadmipitoisuudet (mg/kg) ja rikki- ja kadmipitoisuuksien perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2005.

| Vuosi | Mäntyjä<br>kpl | Neulasten rikki- ja kadmipitoisuus mg/kg |        |           |              | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |           |        |
|-------|----------------|------------------------------------------|--------|-----------|--------------|-------------------------------------------|-----------|--------|
|       |                | pienin                                   | suurin | keskiarvo | keskihajonta | < 1000                                    | 1000-1400 | > 1400 |
| 1990  | 125            | 1185                                     | 1675   | 1381      | 107          | 0                                         | 657       | 334    |
| 1992  | 125            | 1045                                     | 1425   | 1223      | 82           | 0                                         | 990       | 1      |
| 1994  | 125            | 910                                      | 1190   | 1048      | 76           | 240                                       | 751       | 0      |
| 1996  | 280            | 1000                                     | 1290   | 1132      | 67           | 0                                         | 990       | 0      |
| 1998  | 280            | 796                                      | 1110   | 945       | 59           | 879                                       | 111       | 0      |
| 2001  | 280            | 829                                      | 1100   | 948       | 64           | 837                                       | 153       | 0      |
| 2005  | 280            | 960                                      | 1305   | 1096      | 77           | 71                                        | 36        | 0      |

Neulasten rikki- ja kadmipitoisuuksien jakaumat kuvaavat hyvin neulasten rikki- ja kadmipitoisuustasoissa tapahtuneita muutoksia. Neulasten rikki- ja kadmipitoisuustaso on pienentynyt 1990-luvun aikana selvästi ja vuosina 1998 ja 2001 on määritetty selvästi pienempiä rikki- ja kadmipitoisuuksia kuin muina vertailuvuosina (kuva 20, taulukko 12). Friedmanin ei-parametrisen testin perusteella neulasten rikki- ja kadmipitoisuuksissa on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia seurantajakson aikana ( $p = 0,000$ ). Jakaumien symmetrisyydestä johtuen vuosien pareittainen vertailu tehtiin Wilcoxonin ei-parametrisella testillä. Testin mukaan neulasten rikki- ja kadmipitoisuuksissa on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä eroja ( $p = 0,000$ ) kaikkien vertailuvuosien välillä lukuun ottamatta vuosia 1998-2001 ( $p = 0,536$ ).



Kuva 19. Neulasten rikkipitoisuuksien perusteella laskennallisesti arvioidut vyöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1990-2005.



Kuva 20. Neulasten rikkiipitoisuuksia (mg/kg) vuosina 1990-2005 kuvaavat laatikko-jana-kuviot.

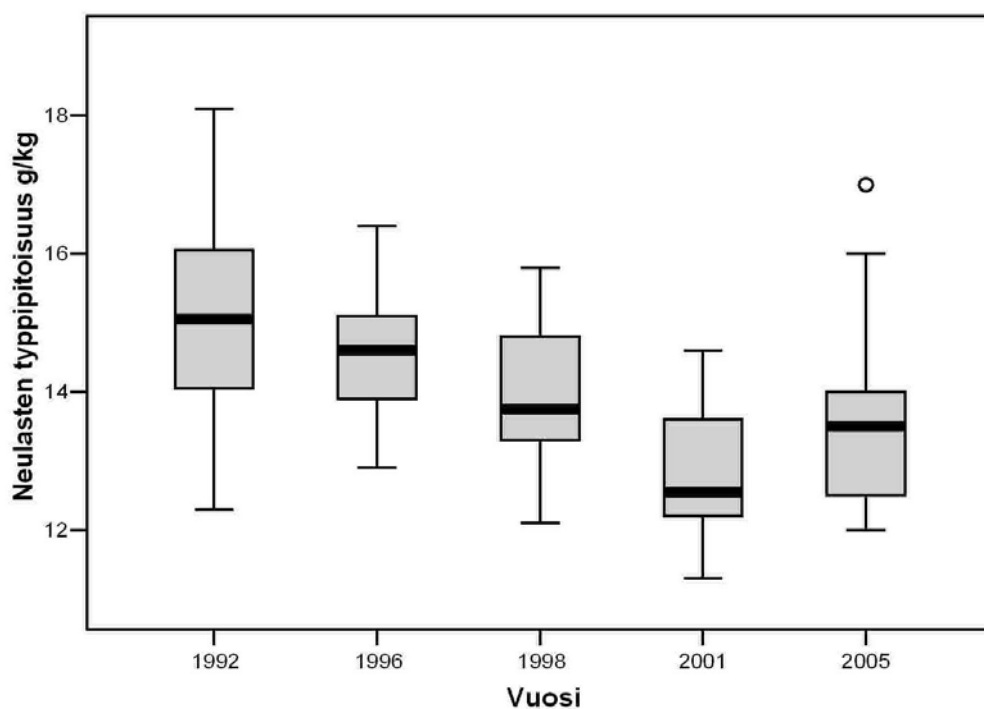
### 3.1.5. Männyn neulasten typpipitoisuudet

Tiedot neulasten typpipitoisuuksista puuttuvat vuosilta 1990 ja 1994, joten ne eivät ole mukana vuosien välisessä vertailussa. Vertailuvuosien 1992 ja 1996-2005 aikana myös neulasten keskimääräiset typpipitoisuudet ovat pienentyneet. Vuosina 1992 ja 1996 neulasten typpipitoisuudet olivat suuressa osassa pääkaupunkiseutua puiden kasvun kannalta sopivana pidettävällä tasolla (14,0-17,0 g/kg). Vuonna 1992 määritettiin kohonneita neulasten typpipitoisuuksia (> 17,0 g/kg) Ryssbergetissä Vantaalla ja Ramsinniemiellä Helsingissä. Vuodesta 1996 lähtien ei vertailussa mukana olleilla näytealoilla ole määritetty kohonneita pitoisuuksia. Vuosina 1996 ja 1998 puiden kasvun kannalta sopivia neulasten typpipitoisuuksia määritettiin valtateiden suuntaisesti Helsingin keskustasta pohjoiseen. Vuonna 2005 vastaavia typpipitoisuuksia määritettiin Helsingin keskustasta länteen ja koilliseen valtateiden suuntaisesti. Vuonna 2000 yli 14 g/kg pitoisuuksia määritettiin vajaan 100 km<sup>2</sup>:n alueella Vantaan keskiosissa Kehä III:n ja Tuusulan moottoritien läheisyydessä. Muualla tutkimusalueella pitoisuudet olivat välttävänä pidettävällä tasolla (kuva 21, taulukko 13).

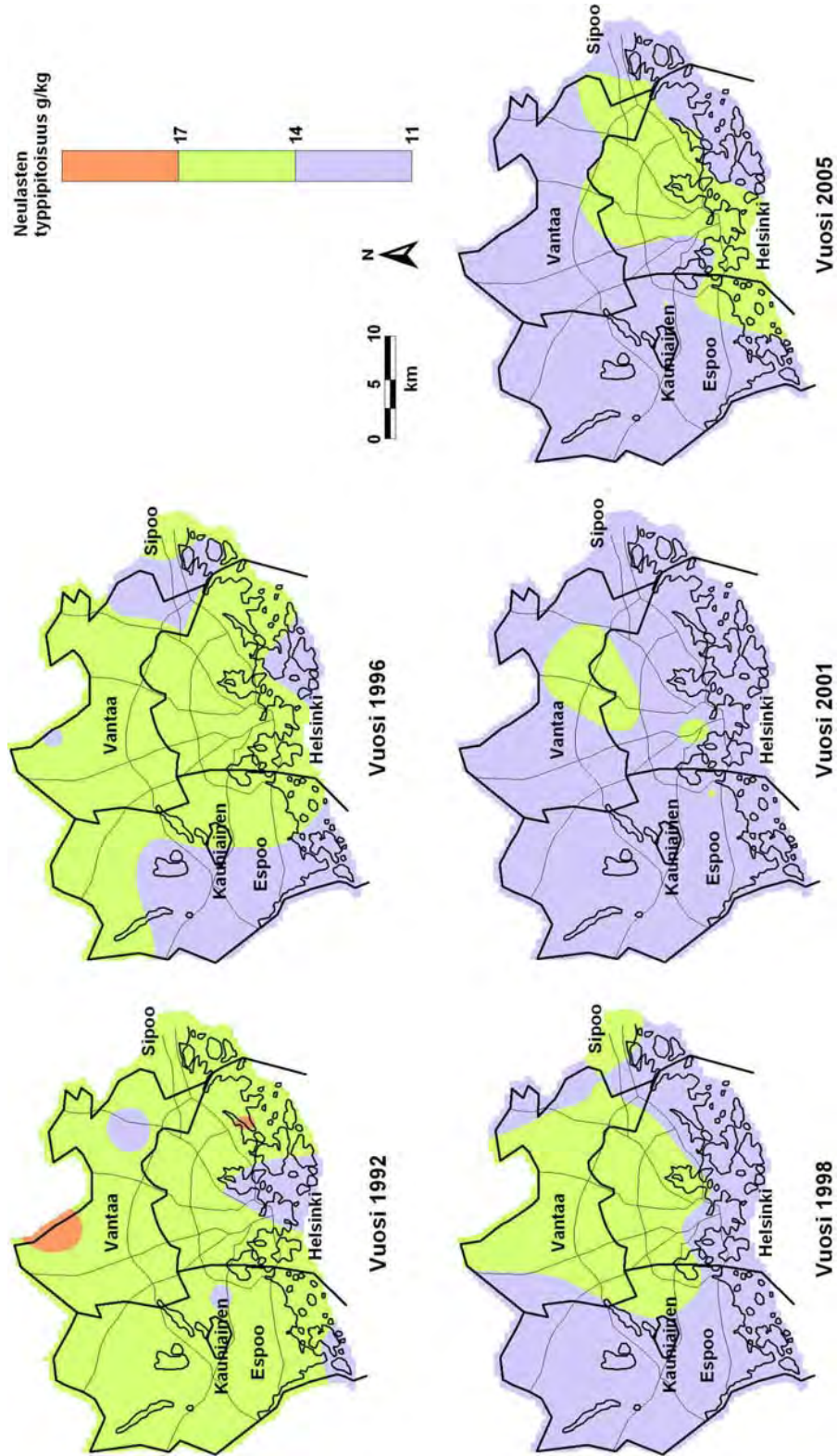
Neulasten typpipitoisuuksien jakaumat vertailuvuosina on esitetty kuvassa 22. Friedmanin ei-parametrisen toistoanalyysin mukaan neulasten typpipitoisuuksissa on tapahtunut tilastollisesti erittäin merkitseviä muutoksia vertailuvuosien aikana ( $p = 0,000$ ). Wilcoxonin ei-parametrisen testin mukaan muutos neulasten typpipitoisuuksissa oli tilastollisesti merkitsevä vuosien 1996-1998 välillä ( $p = 0,004$ ) ja tilastollisesti erittäin merkitsevä vuosien 1998-2000 välillä ( $p = 0,000$ ).

Taulukko 13. Männyn neulasten keskimääräiset typpipitoisuudet (g/kg) ja typpipitoisuuksien perusteella laskennallisesti arvioitujen vyöhykkeiden pinta-alat pääkaupunkiseudulla vuosina 1992 ja 1996-2005.

| Vuosi | Mäntyjä<br>kpl | Neulasten typpipitoisuus g/kg |        |           |              | Vyöhykkeiden laajuudet (km <sup>2</sup> ) |           |        |
|-------|----------------|-------------------------------|--------|-----------|--------------|-------------------------------------------|-----------|--------|
|       |                | pienin                        | suurin | keskiarvo | keskihajonta | 11,0-13,9                                 | 14,0-17,0 | > 17,0 |
| 1992  | 125            | 12,3                          | 18,1   | 15,1      | 1,5          | 83                                        | 890       | 18     |
| 1996  | 280            | 12,9                          | 16,4   | 14,5      | 0,9          | 282                                       | 708       | 0      |
| 1998  | 280            | 12,1                          | 15,8   | 13,9      | 1,0          | 619                                       | 371       | 0      |
| 2001  | 280            | 11,3                          | 14,6   | 12,8      | 1,0          | 918                                       | 72        | 0      |
| 2005  | 280            | 11,4                          | 17,0   | 13,6      | 1,5          | 748                                       | 242       | 0      |



Kuva 22. Neulasten typpipitoisuuksia (g/kg) vuosina 1992 ja 1996-2005



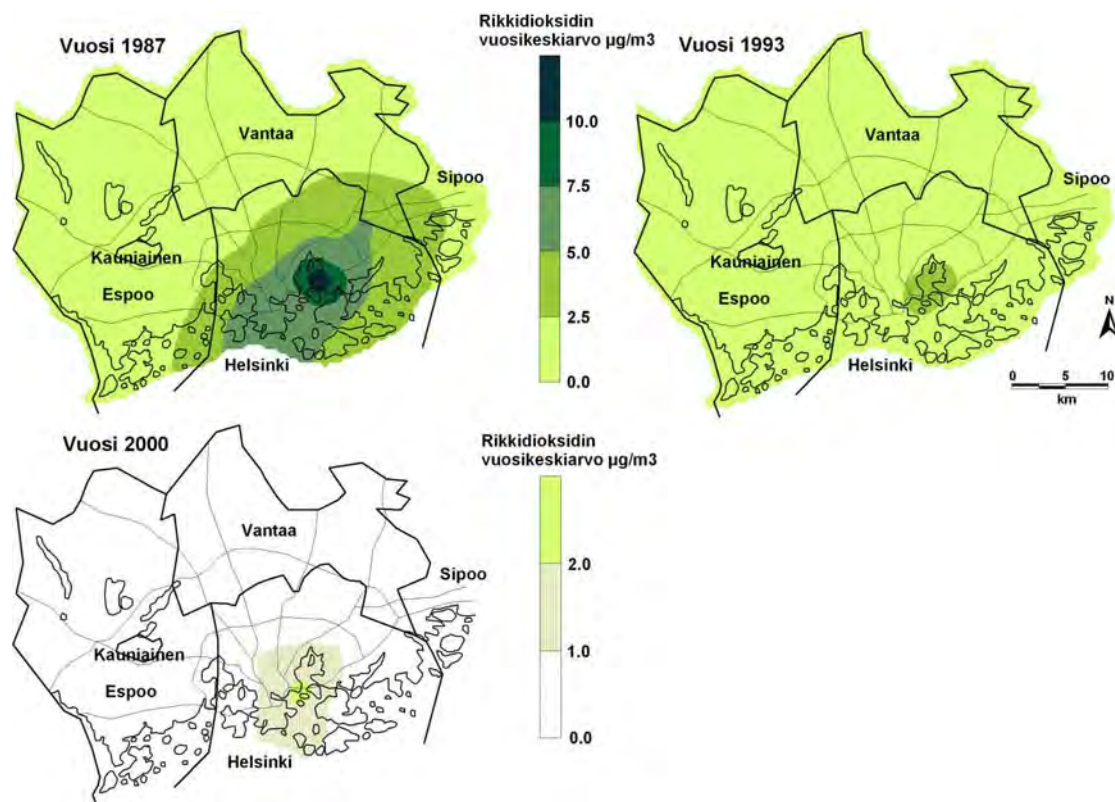
Kuva 21. Neulasten typpipitoisuuksien perusteella laskennallisesti arvioitua vöhykkeet pääkaupunkiseudulla vuosina 1992 ja 1996-2005.



### 3.2. Laskennallisesti arvioitu rikin ja typen kuormitus bioindikaattorialoilla

Kuvissa 23-24 on esitetty vyöhykekarttoina leviämismallilla arvioidut rikkidioksidin sekä typpidioksidin ja typen oksidien vuosipitoisuudet pääkaupunkiseudun bioindikaattorialoilla. Vyöhykkeitä tarkasteltaessa on otettava huomioon, etteivät kuvatut vyöhykkeet perustu leviämismallilaskelman laskentapisteen tasaiseen verkostoon, vaan vyöhykkeet on muodostettu laskennallisesti bioindikaattorialoille poimituista pitoisuuksista. Näin ollen alojen sijainti ja tiheys tutkimusalueella vaikuttavat pitoisuusvyöhykkeiden muodostumiseen.

Vuosien 1987 ja 1993 rikkidioksidipitoisuudet perustuvat Helsingin Energian energiantuotannon päästöihin. Rikkidioksidin vuosikeskiarvot vaihtelivat pääkaupunkiseudun bioindikaattorialoilla vuonna 1987 Helsingissä välillä 2,0-13,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Espoossa 0,3-2,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Vantaalla 0,5-2,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vuonna 1993 vastaavat pitoisuudet olivat Helsingissä tasoa 0,7-3,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Espoossa 0,2-1,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Vantaalla 0,2-0,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Suurimmat vuosipitoisuudet keskittyivät Helsingissä erityisesti Herttoniemessä, Mustikkamaalla ja Laajasalon pohjoispuolella sijaitseville vertailualoille. Vuoden 2000 pitoisuuksien leviämismallilaskelmassa on ollut mukana pääkaupunkiseudun energiantuotannosta ja satamatoiminnasta aiheutuvat rikkidioksidipäästöt. Vuonna 2000 rikkidioksidin vuosikeskiarvot olivat suuressa osassa bioindikaattorialoja tasoa 0,1-0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Helsingin keskustan läheisyydessä rikkidioksidin vuosipitoisuudet olivat tasoa 0,5-2,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (kuva 23, taulukko 14).

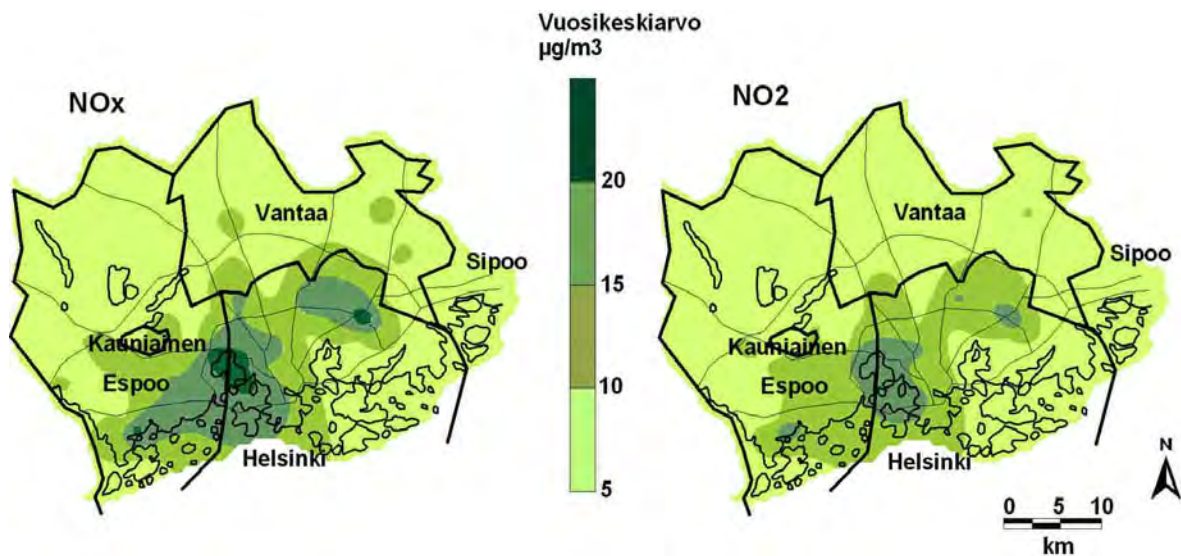


Kuva 23. Helsingin Energian energiantuotannon vuosien 1987 ja 1993 päästöjen sekä pääkaupunkiseudun energiantuotannon ja satamatoiminnan vuoden 2000 päästöjen aiheuttamat rikkidioksidin vuosipitoisuudet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudun bioindikaattoriseurannan havaintoaloilla (vuosien 1990, 1994 ja 2000 havaintoalat).

Taulukko 14. Ilmatieteen laitoksen leviämismallilaskelmiin perustuvia rikki- ja typpidioksidin sekä typen oksidien pitoisuuksia ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudun bioindikaattorialoilla (Savunen 2003).

|           | $\text{SO}_2$ |      |      | $\text{NO}_2$ | $\text{NO}_x$ |
|-----------|---------------|------|------|---------------|---------------|
|           | 1987          | 1993 | 2000 | 2003          | 2003          |
| Keskiarvo | 2,5           | 0,8  | 0,4  | 8,7           | 9,7           |
| Suurin    | 13,0          | 3,4  | 2,5  | 19,0          | 24,4          |
| Pienin    | 0,3           | 0,2  | 0,1  | 6,8           | 7,5           |

Typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksien leviämismallilaskelmat ovat perustuneet liikenteen ja energiantuotannon päästömääriin vuodelta 2003, joiden lisäksi pitoisuuksien laskennassa on huomioitu myös taustakuormitus. Bioindikaattorialoilla suurimmat vuosipitoisuudet keskittyivät Helsingin keskustan ja Kehä I:n läheisyyteen sekä Espoon eteläosiin. Myös muiden valtavyölien läheisyydessä sijaitsevilla bioindikaattorialoilla pitoisuudet olivat keskimääräistä suuremmat (kuva 24).

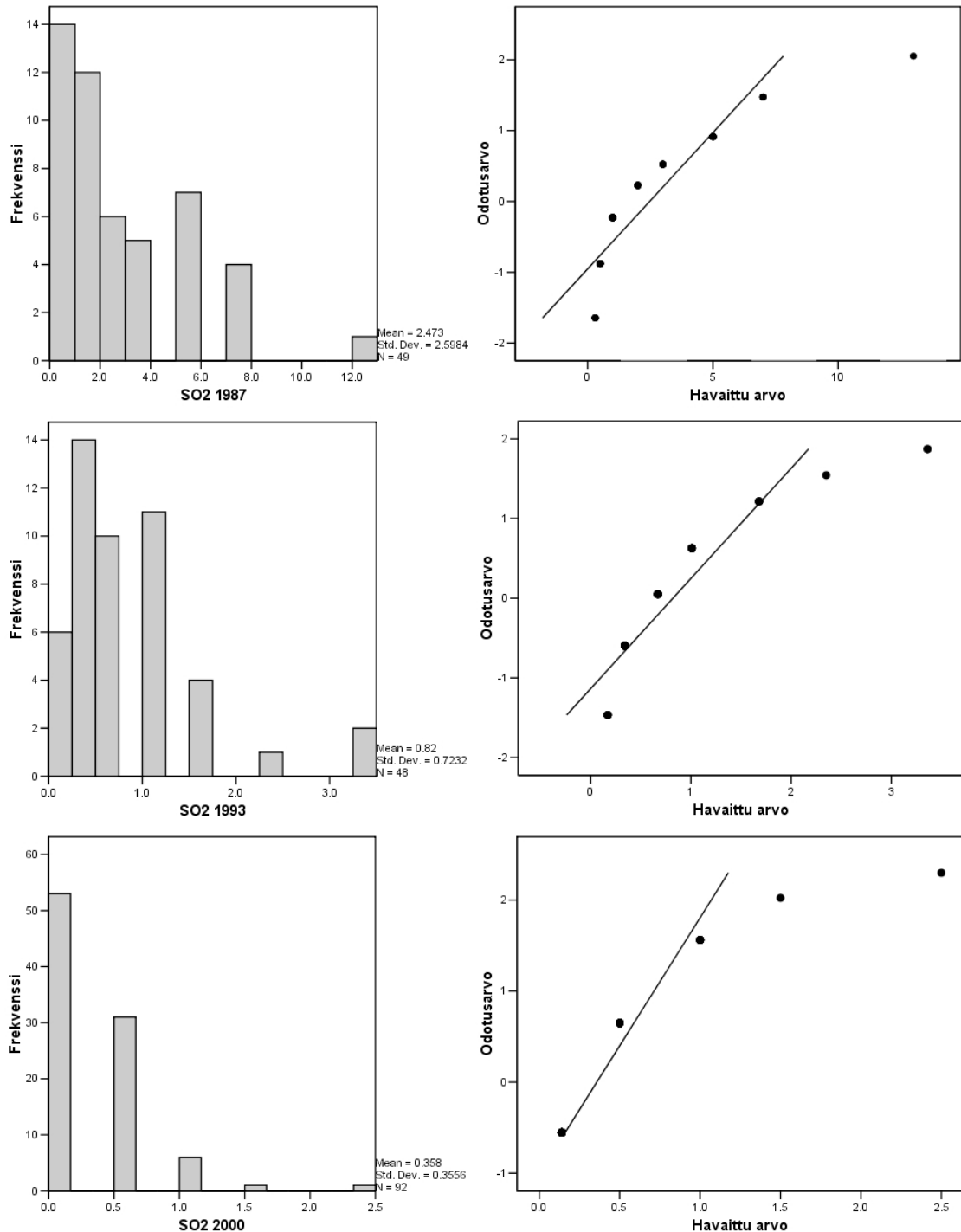


Kuva 24. Taustakuormituksen sekä liikenteen ja energiantuotannon vuoden 2003 päästöjen aiheuttamat typen oksidien ja typpidioksidin vuosipitoisuudet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pääkaupunkiseudun bioindikaattoriseurannan havaintoaloilla (vuoden 2004 havaintoalat).

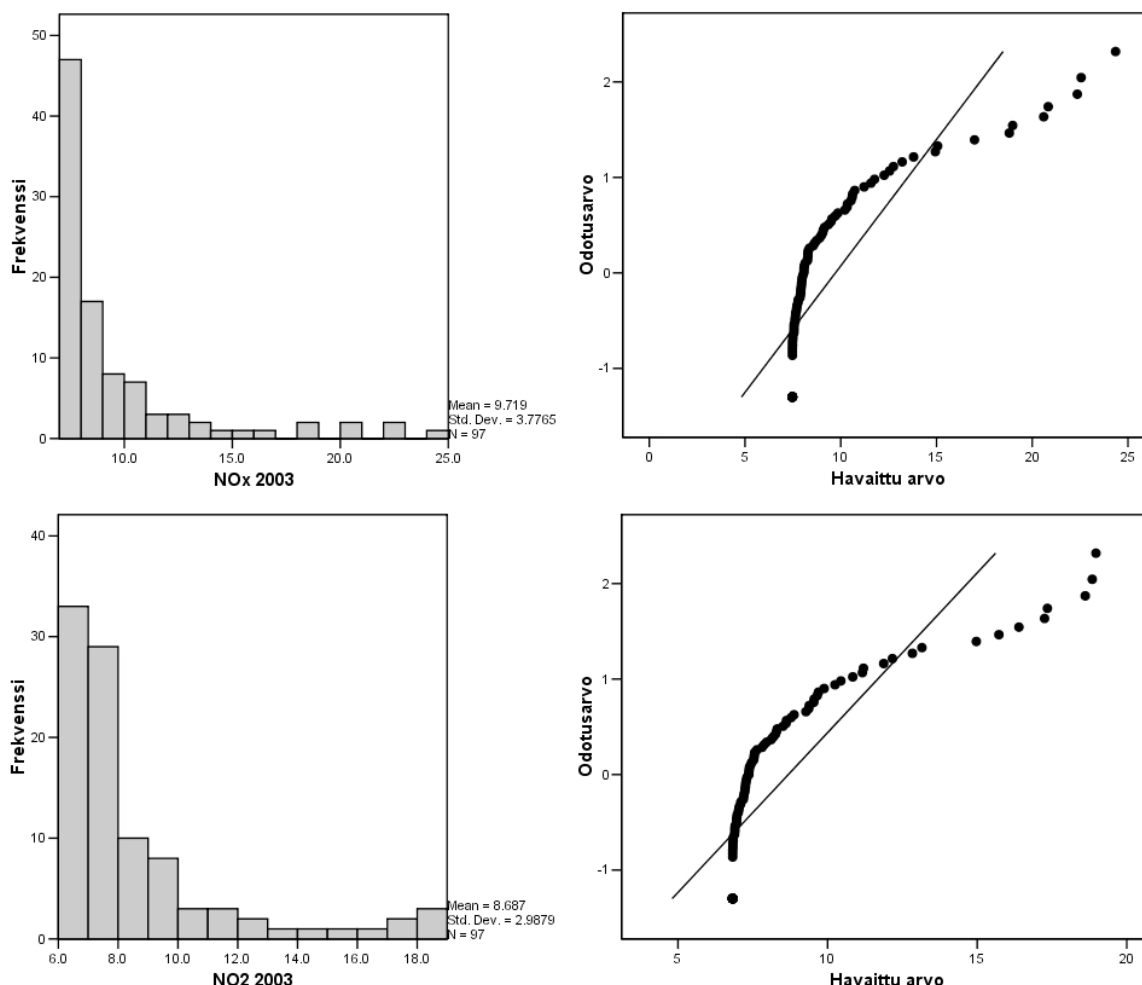


### 3.3. Bioindikaattorihavaintojen ja kuormitustietojen vertailu

Bioindikaattori- ja pitoisuusmuuttujien ominaisuuksia ja jakauman muotoa tarkasteltiin tilastollisten tunnuslukujen ja jakauman kuvaajien avulla. Muuttujien jakaumien normaalisuutta testattiin Kolmogorov-Smimovin testillä. Testin perusteella pitoisuusmuuttujien jakaumat eivät ole normaalijakautuneita. Aineistoa ei saatu normalisoitua myöskään muunnoksilla. Osa pitoisuusjakaumien kuvaajista on nähtävissä kuvissa 25 ja 26.



Kuva 25. Rikkidioksidin vuosien 1987, 1993 ja 2000 vuosipitoisuuksien ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) jakaumat.



Kuva 26. Typen oksidien ja typpidioksidin vuoden 2003 vuosipitoisuuksien ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) jakaumat.

Koska aineisto ei ole normaalisti jakautunut, pitoisuus- ja bioindikaattorimuuttujien välistä riippuvuutta testattiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimen avulla. Muuttujien välistä riippuvuutta kuvaavat tilastollisesti merkitsevät korrelaatiokertoimet on esitetty taulukossa 15. Lisäksi muuttujien hajontakuviomatriisit on esitetty liitteessä 1. Korrelaatioanalyysillä vertailtiin rikki- ja typpidioksidin sekä typen oksidien vuosipitoisuuksia lähimmän seuraavan vuoden bioindikaattoritutkimuksen muuttujiin. Rikkidioksidin osalta vuoden 1987 pitoisuuksia vertailtiin vuoden 1990 bioindikaattorimuuttujiin, vuoden 1993 pitoisuuksia vastaavasti vuoden 1994 bioindikaattorimuuttujiin ja vuoden 2000 pitoisuuksia saman vuoden bioindikaattorimuuttujiin. Typpidioksidin ja typen oksidien vuoden 2003 vuosipitoisuuksia vertailtiin vuoden 2004 bioindikaattoritutkimuksen muuttujiin.

Korrelaatioanalyysin perusteella sormipaisukarpeen vauriot, jäkälälajien lukumäärä ja jäkälälajistoa kuvaava IAP-indeksi korreloivat kaikkien vertailuvuosien osalta tilastollisesti erittäin merkitsevästi rikki- ja typpidioksidin sekä typen oksidien vuosipitoisuuksien kanssa. Kuormituksen kasvaessa sormipaisukarpeen vauriot pahenevat, jäkälälajien lukumäärä pienenee ja ilman epäpuhtauksille herkimpien lajien esiintyminen vähenee. Ilman epäpuhtauksista hyötyvien lajien seinänsuomujäkälän ja viherleväpeitteen vuosien 1990 ja 1994 esiintymisfrekvenssien ja rikkidioksidin vuosien 1987 ja 1993 vuosipitoisuuksien välillä todettiin tilastollisesti erittäin

merkitsevä positiivinen korrelaatio. Bioindikaattorialojen rikkidioksidikuormituksen kasvaessa seinänsuomujäkälän ja viherleväpeitteen esiintyminen yleistyy.

Neulasten rikkipitoisuuksien sekä rikki- ja typpikuormituksen välillä todettiin tilastollisesti merkitsevä tai erittäin merkitsevä riippuvuus kaikkina vertailuvuosina lukuun ottamatta vuoden 1993 rikkidioksidipitoisuuksien ja vuoden 1994 neulasten rikkipitoisuuksien välistä riippuvuutta. Neulasten typpipitoisuudet eivät korreloineet rikki- ja typpikuormituksen kanssa. Havaintopuiden elinvoimaisuutta kuvaava neulaskadon määrä ja neulavuosikertojen lukumäärä vuonna 1990 korreloivat tilastollisesti merkitsevästi ja erittäin merkitsevästi vuoden 1987 rikkidioksidipitoisuuksien kanssa. Neulaskadon määrä oli sitä suurempi ja neulasvuosikertoja havaittiin sitä vähemmän, mitä suurempi alueen rikkidioksidikuormitus oli.

Taulukko 15. Rikkidioksidin, typpidioksidin ja typen oksidien vuosipitoisuuksien sekä bioindikaattorimuuttujien välistä riippuvuutta kuvaavat Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet. Tilastollisesti merkitsevät riippuvuudet on merkitty tähdillä: \*\* = erittäin merkitsevä ( $p < 0,001$ ), \* = merkitsevä ( $p < 0,01$ ). Muuttujien selitteet: Hypvaur = sormipaisukarpeen vauriot, Lajimäärä = jäkälälajien lukumäärä, Hypsca = seinänsuomujäkälän esiintymisfrekv., Alg&sco = leväpeitteen esiintymisfrekv., NeulS = neulasten rikkipitoisuus, NeulN = neulasten typpipitoisuus, Nkato = neulaskadon määrä ja Nvk = neulasvuosikertojen lkm. Puuttuvat havainnot on merkitty “-” -merkillä.

| Bioindikaattori-<br>muuttujat | SO <sub>2</sub> 1987 <sup>1)</sup> | SO <sub>2</sub> 1993 <sup>2)</sup> | SO <sub>2</sub> 2000 <sup>3)</sup> | NO <sub>x</sub> 2003 <sup>4)</sup> | NO <sub>2</sub> 2003 <sup>4)</sup> |
|-------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| Hypvaur                       | 0.523**                            | 0.747**                            | 0.538**                            | 0.423**                            | 0.425**                            |
| Lajimäärä                     | -0.514**                           | -0.477**                           | -0.357**                           | -0.313**                           | -0.313**                           |
| IAP                           | -0.636**                           | -0.685**                           | -0.516**                           | -0.357**                           | -0.359**                           |
| Hypsca                        | 0.512**                            | 0.451**                            | 0.229                              | 0.095                              | 0.096                              |
| Alg&sco                       | 0.567**                            | 0.549**                            | 0.217                              | 0.206                              | 0.207                              |
| NeulS                         | 0.549**                            | 0.047                              | 0.271*                             | 0.389**                            | 0.390**                            |
| NeulN                         | -                                  | -                                  | 0.135                              | 0.194                              | 0.195                              |
| Nkato                         | 0.505**                            | 0.183                              | 0.001                              | -                                  | -                                  |
| Nvk                           | -0.330*                            | -0.095                             | 0.002                              | -                                  | -                                  |

Vertailtavat bioindikaattoritutkimukset: <sup>1)</sup> vuosi 1990, <sup>2)</sup> vuosi 1994, <sup>3)</sup> vuosi 2000 ja <sup>4)</sup> vuosi 2004.

#### 4. Tulosten tarkastelu

Jäkälälajistoa kuvaavien muuttujien perusteella vuosina 1990-2004 jäkäläautiot tai lähes jäkäläautiot havaintoalat ovat sijainneet Helsingin keskustan läheisyydessä. Sormipaisukarve on todettu pahimmin vaurioituneeksi ja jäkälälajisto köyhimmäksi havaintoaloilla, joilla myös rikki- ja typpikuormitus on suurinta. Helsingin Energian energiantuotannon rikkidioksidipäästöt vuosina 1987 ja 1993 sekä koko pääkaupunkiseudun energiantuotannon ja satamatoiminnan rikkidioksidipäästöt vuonna 2000 aiheuttivat suurimmat vuosipitoisuudet bioindikaattorialoille, jotka sijaitsivat Helsingin keskustan läheisyydessä. Suurimmat vuosipitoisuudet sijoittuivat Hakaniemen lähimmille näytealoille. Vuonna 2003 liikenteen ja energiantuotannon päästöistä sekä taustakuormituksesta aiheutuvat typpidioksidin ja typen oksidien vuosipitoisuudet olivat suurimmat

Helsingissä ja Espoossa Laajalahden ympäristössä, Helsingin keskusta-alueella sekä valtaväylien läheisyydessä sijaitsevilla bioindikaattorialoilla. Karkeasti tarkasteltuna rikki- ja typpikuormituksesta aiheutuvien suurimpien vuosipitoisuuksien alue ulottuu Espoon eteläosista Helsingin koillisosiin. Jäkälälajien lukumäärän, jäkälälajistoa kuvaavan IAP-indeksin ja sormipaisukarpeen vaurioiden alueellisessa jakaantumisessa oli myös nähtävissä vauriovyöhykkeiden ja lajistoltaan köyhimpien vyöhykkeiden keskittyminen tälle alueelle. Espoon ja Sipoon länsiosissa sekä Vantaan luoteisosissa sijaitsevilla bioindikaattorialoilla, joilla ilman epäpuhtauksien kuormitus on ollut vähäisempää, jäkälälajisto on ollut runsainta, ilman epäpuhtauksille herkimpiä lajeja on esiintynyt enemmän ja sormipaisukarve on arvioitu terveeksi tai lievästi vaurioituneeksi.

Helsingin keskustan läheisyydessä sijaitsevilla bioindikaattorialoilla rikkidioksidin vuosipitoisuudet olivat vuonna 2000 selvästi pienemmät kuin vuonna 1987. Vuosipitoisuuksissa tapahtunutta kehitystä korostaa se, että vuoden 2000 vuosipitoisuudet perustuvat koko pääkaupunkiseudun energiantuotannon ja satamatoiminnan päästöihin, kun vuoden 1987 pitoisuuksien laskennassa on käytetty vain Helsingin Energian energiantuotannon päästömääriä. Yleisesti ottaen rikkidioksidin ja typen oksidien päästöt ovat pääkaupunkiseudulla laskeneet kymmenessä vuodessa noin kolmanneksen. Suurin vähennys on tapahtunut energialaitosten päästöissä, joista rikkidioksidipäästöjen alenema on ollut 75 % vuosina 1988-2004 (Aarnio ym. 2005). Rikkidioksidin päästöissä ja vuosipitoisuuksissa tapahtunut muutos on nähtävissä myös bioindikaattorimuuttujissa. Vuosina 1990-2004 aikana sormipaisukarpeen pahojen ja selvien vaurioiden alue sekä jäkälälajistoltaan erittäin selvästi köyhtynyt alue on pienentynyt Helsingissä. Sen sijaan jäkälälajistoltaan selvästi köyhtynyt alue on laajentunut seurantajakson aikana Helsingin keskustasta kohti Espoon ja Vantaan eteläosia.

Mäntyjen runkojäkälälajistoa kuvaavista muuttujista sormipaisukarpeen peittävyyydet ovat pienentyneet pääkaupunkiseudulla seurantajakson aikana. Sormipaisukarpeen peittävyyydet vastasivat pienimmillään jäkäläautiota aluetta Helsingin keskustan läheisyydessä sijaitsevilla havaintoaloilla. Pienimmät sormipaisukarpeen peittävyyydet on todettu useina vertailuvuosina Helsingin keskustan ja Espoon pohjoisosien välisellä alueella. Suurimmat peittävyyydet ovat painottuneet pääkaupunkiseudun itäpuolelle. Korrelaatioanalyysin perusteella sormipaisukarpeen peittävyys ja rikki- ja typpikuormituksen välinen riippuvuus ei ole tilastollisesti merkitsevä. Tilastollinen merkitys jää heikoksi, koska pienimmät peittävyyydet on todettu vertailuvuosina paitsi Helsingin keskustan kuormitetulla alueella myös Espoon ja Vantaan pohjoisosissa, joissa kuormitus on ollut vähäisempää.

Ilman epäpuhtauksista hyötyvien viherleväpeitteen ja seinänsuomujäkälän esiintyminen vuosina 1990 ja 1994 korreloi tilastollisesti erittäin merkitsevästi vuosien 1987 ja 1993 rikkidioksidikuormituksen kanssa. Vuosina 1990 ja 1994 viherleväpeitteen esiintyminen oli runsainta Helsingin keskustasta koilliseen suuntautuvalla alueella, jossa myös rikkidioksidikuormitus on ollut suurinta. Viherleväpeitteen esiintyminen on vaihdellut tutkimusalueella huomattavasti muun muassa jäkälän havainnoimiseen liittyvistä epävarmuustekijöistä johtuen. Tämä vaikeuttaa viherleväpeitteen esiintymisessä tapahtuneiden muutosten sekä viherleväpeitteen ja kuormituksen välisen riippuvuuden tarkastelua. Seinänsuomujäkälän esiintyminen on sen sijaan lisääntynyt pääkaupunkiseudulla viidentoista vuoden aikana. Vuosia 1990 ja 1994 lukuun ottamatta suurimmat esiintymisfrekvenssit eivät ole kuitenkaan painottuneet niille havaintoaloille, joilla rikki- ja typpikuormitus on suurinta. 2000-luvulla seinänsuomujäkälää on todettu esiintyvän yleisesti lähes koko pääkaupunkiseudulla eikä

kuormitukseltaan suurimmat alueet tule siten esille esiintymisfrekvenssien alueellisessa jakaantumisessa.

Mäntyjen keskimääräiset neulaskadon määrät ovat pienentyneet ja keskimääräiset neulasvuosikertojen lukumäärät ovat vastaavasti lievästi lisääntyneet 1990-luvun aikana. Vuosina 1990 ja 1992 havaintoalojen männyissä havaittiin yleisesti lievää harsuuntumista. Vuodesta 1994 lähtien pääkaupunkiseudun keskimääräinen neulaskato on ollut alle 20 % eikä ole siten poikennut muualla Suomessa todetuista neulaskadon määristä (taulukko 16). Keskimääräinen neulasvuosikertojen lukumäärä on ollut koko seurantajakson ajan yli kolme. Neulaskadon ja neulasvuosikertojen lukumäärien alueellisessa jakaantumisessa ei ole ollut havaittavissa selviä merkkejä ilman epäpuhtauksien vaikutuksesta 1990-luvun loppupuolella. Vuoden 2000 osalta vaurioituneiden puiden arvioidut neulaskadon määrät voivat olla suurempia aikaisempiin arvioihin nähden, sillä aikaisemmista tutkimuksista poiketen kuolleet latvukset on otettu huomioon neulaskadon määrän arvioinnissa Metsäntutkimuslaitoksen arviointiohjeiden mukaisesti. Neulaskadon määriä tarkasteltaessa on myös otettava huomioon, että vuosien 1990 ja 1992 neulaskadon arviot ovat eri arvioijien tekemät ja neulaskadon määrät on kirjattu ylös viiden prosentin tarkkuudella vuosina 1990-1996 ja prosentin tarkkuudella vuosina 1998 ja 2000. Tällä on vaikutusta havaintoaloille laskettujen keskimääräisten neulaskatojen pyöristyksiin.

Taulukko 16. Mäntyjen keskimääräisiä neulaskatoja ja harsuuntuneiden mäntyjen osuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. Tähdellä (\*) merkityissä kartoituksissa neulaskadon määrän arvioinnissa on huomioitu kuolleet latvat, mikä suurentaa neulaskadon määrää vaurioituneiden puiden osalta. Kahdella tähdellä (\*\*) merkitty kartoitus on tehty kasvukauden jälkeen heinä- ja elokuussa, jolloin uusin neulasvuosikerta on puissa eikä vanhin ole vielä tippunut.

|                             | Mäntyjä<br>kpl | Keskiarvo<br>% | Harsuuntuneiden<br>osuus % | Lähteet:                 |
|-----------------------------|----------------|----------------|----------------------------|--------------------------|
| <b>pääkaupunkiseutu*,**</b> | <b>280</b>     | <b>14</b>      | <b>11</b>                  | <b>Niskanen ym. 2001</b> |
| Kotka*                      | 1244           | 18             | 25                         | Niskanen ym. 2003a       |
| Kokkolan seutu*             | 1000           | 15             | 15                         | Niskanen ym. 2003b       |
| Kanta-Häme*                 | 1518           | 15             | 10                         | Niskanen ym. 2003c       |
| Kuopio                      | 250            | 14             | 14                         | Niskanen & Ellonen 1999  |
| Pohjois-Karjala             | 3054           | 12             | 7                          | Niskanen ym. 1999a       |
| Jyväskylä                   | 1440           | 14             | 17                         | Niskanen ym. 1999b       |

Mäntyjen neulaskadon määrät ja neulasvuosikertojen lukumäärät vuonna 1990 korreloivat tilastollisesti merkitsevästi vuoden 1987 rikkidioksidikuormituksen kanssa. Suurimmat yli 30 % neulaskadon määrät keskittyivät Helsingin keskustassa ja Espoon eteläosissa sijaitseville havaintoaloille. Pienimmillään kaksi tai kolme neulasvuosikertaa todettiin samana vuonna Helsingin keskustassa ja sieltä itään-, länteen- ja pohjoiseen suuntautuvilla vyöhykkeillä. Vuosina 1994 ja 2000 suurimmat 20-30 % neulaskadon määrät eivät keskittyneet kuormitetuimmille alueille, vaan laajin yhtenäinen vyöhyke muodostui Sipoon länsiosiin ja Helsingin itäosiin. Myös pienimmät neulasvuosikertojen lukumäärät painottuivat tälle alueelle, ei niinkään kuormitetuimmille alueille. Lähinnä havaintopuiden elinvoimaisuutta kuvaavaa neulaskatoa ei

voida pitää kovinkaan hyvänä ilmanlaadun indikaattorina, koska siihen vaikuttavat ilman epäpuhtauksien lisäksi myös monet muut tekijät kuten puuston ikä, kasvupaikka, sääolosuhteet, tuholaiset ja kasvitaudit. Lisäksi subjektiivisiin arviointeihin vaikuttavat monet virhelähteet.

Neulasten rikkipitoisuudet ovat pienentyneet pääkaupunkiseudulla 1990-luvun aikana. Vuonna 1990 neulasten keskimääräinen rikkipitoisuus oli 1381 mg/kg, kun vuosina 1998 ja 2001 keskimääräinen pitoisuus oli alle 1000 mg/kg. Vuonna 2005 neulasten rikkipitoisuustaso kohosi hieman keskimääräisen pitoisuuden ollessa 1096 mg/kg. Tämä pitoisuus on samaa tasoa kuin neulasten keskimääräinen rikkipitoisuus koko Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan alueella vuonna 2005, Kanta-Hämeessä vuonna 2002 ja Kuopiossa vuonna 1996 (taulukko 17). Näistä alueista pääkaupunkiseudulla, Uudellamaalla ja Kanta-Hämeessä näytealojen sijainti on painottunut taajamiin ja niiden läheisyyteen. Tämä huomioon ottaen vuosien 1998 ja 2001 keskimääräiset rikkipitoisuudet ovat olleet varsin alhaiset. Pääkaupunkiseudun neulasten rikkipitoisuuksien vuosien välistä vertailua heikentää eri analyysimenetelmien käyttäminen. Vaikka vuosien 1990 ja 1992 rikkipitoisuuksista vähennettiin röntgenfluoresenssi- ja ICP-OES - menetelmien tasoeroa vastaava pitoisuus (85 mg/kg), on pitoisuuksien vertailu epävarmaa.

Taulukko 17. Männyn neulasten rikkipitoisuuksia (mg/kg) eri puolilla Suomea tehdyissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. \* = 1. neulasvuosikerta, muissa tutkimuksissa 2. neulasvuosikerta. Muiden paikkakuntien tulokset lähteistä: Polojärvi ym. 2005a, Niskanen ym. 2003c, Niskanen ym. 1999a, Niskanen ym. 2003b, Niskanen ym. 2003a, Niskanen ym. 1999b, Niskanen & Ellonen 1999, Jussila & Ojanen 2002, Raitio ym. 2002, Raitio 2001, Jussila 1997, Pihlström & Myllyvirta 2001.

|                                          | Vuosi       | Havaintoja<br>kpl | Keskiarvo<br>mg/kg | Suurin<br>mg/kg | Pienin<br>mg/kg |
|------------------------------------------|-------------|-------------------|--------------------|-----------------|-----------------|
| <b>pääkaupunkiseutu*</b>                 | <b>2005</b> | <b>28</b>         | <b>1096</b>        | <b>1305</b>     | <b>960</b>      |
| Uusimaa*                                 | 2005        | 242               | 1071               | 1383            | 863             |
| Kanta-Häme                               | 2002        | 151               | 1033               | 1361            | 774             |
| Pohjois-Karjala                          | 1998        | 101               | 888                | 1170            | 698             |
| Kokkolan seutu                           | 2002        | 98                | 974                | 1400            | 790             |
| Kotka                                    | 2002        | 125               | 983                | 1200            | 790             |
| Jyväskylä                                | 1997        | 148               | 990                | 1250            | 782             |
| Kuopio                                   | 1996        | 50                | 1075               | 1390            | 889             |
| Turun seutu                              | 2001        | 97                | 1002               | 1190            | 838             |
| Vaasan seutu*                            | 2000        | 31                | 802                | 969             | 681             |
| Seinäjoki*                               | 2000        | 31                | 802                | 969             | 681             |
| Pori-Harjavalta                          | 1997        | 175               | 975                | 1450            | 826             |
| Itä-Uusimaa, Päijät-Häme,<br>Kymenlaakso | 2000        | 450               | 980                |                 |                 |

Neulasten rikkipitoisuuksien ja rikki- ja typpikuormituksen välillä todettiin tilastollisesti merkitsevää riippuvuutta. Ainoastaan neulasten rikkipitoisuudet vuonna 1994 eivät korreloineet vuoden 1993 rikkidioksidin vuosipitoisuuksien kanssa. Vuonna 1994 neulasten rikkipitoisuudet



eivät vaihdelleet merkittävästi kuormitetuimpien ja ns. tausta-alueiden välillä. Tilastolliselta merkitsevyystasoltaan parhaiten korreloivat vuosien 1987 ja 1990 aineistot. Vuonna 1990 neulasten suurimmat rikkipitoisuudet keskittyivät Helsingin etelä- ja pohjoisosiin, Espoon eteläosiin sekä Vantaan keskiosiin. Tällä alueella myös rikkidioksidin vuosipitoisuudet olivat keskimääräistä suuremmat. Vuonna 2000, jolloin rikkidioksidin vuosipitoisuudet olivat selvästi pienemmät koko pääkaupunkiseudulla kuin vuonna 1987, neulasten rikkipitoisuudet olivat valtaosassa näytealoja normaalina pidettävällä tasolla. Laajin alue, jolla neulasten rikkipitoisuudet olivat lievästi kohonneet, sijaitsi Vantaan keskiosissa, jossa rikkikuormitus ei kuitenkaan ollut keskimääräistä suurempaa. Suurimmat rikkidioksidin vuosipitoisuudet sijoittuivat Kehä I:n sisäpuolelle, erityisesti Mustikkamaalle, jossa sijaitsevalla näytealalla myös neulasten rikkipitoisuus oli lievästi kohonnut.

Neulasten rikkipitoisuus vuonna 2005 korreloi tilastollisesti merkitsevästi vuoden 2003 typpidioksidin ja typen oksidien vuosipitoisuuksien kanssa. Vuonna 2005 neulasten suurimmat rikkipitoisuudet painottuivat Helsingin pohjoisosiin valtavyöhykkeiden läheisyyteen sekä keskustan läheisyyteen. Näiden alueiden läheisyydessä myös typpikuormitus on suurinta. Neulasten rikkipitoisuuksien ja typpikuormituksen väliseen riippuvuuteen vaikuttaa se, että useista päästölähteistä leviää ympäristöön paitsi rikkidioksidipäästöjä myös typpidioksidi- ja typen oksidien päästöjä.

Neulasten typpipitoisuudet ovat pienentyneet pääkaupunkiseudulla 1990-luvun alkuvuosien tilanteesta. Vuosina 1992 ja 1996 neulasten typpipitoisuudet olivat suuressa osassa pääkaupunkiseutua puiden kasvun kannalta sopivana pidettävällä tasolla (14 - 17 g/kg). Vuosina 1998-2005 typpipitoisuudet ovat olleet valtaosassa näytealoja puiden kasvun kannalta välttävänä pidettävällä tasolla (11 - 13,9 g/kg). Neulasten typpipitoisuudet vuonna 2005 eivät korreloineet vuoden 2003 typpidioksidin ja typen oksidien vuosipitoisuuksien kanssa. Neulasten suurimmat typpipitoisuudet olivat tasoa 14-17 g/kg eli puiden kasvun kannalta sopivana pidettävällä tasolla Espoon eteläosista Helsingin koillisosiin ulottuvalla vyöhykkeellä. Tällä alueella osassa bioindikaattorialoja myös typpikuormitus on keskimääräistä suurempaa. Näiden muuttujien välinen riippuvuus jää kuitenkin tilastolliselta merkitsevyydeltään heikoksi, sillä neulasten pienempiä typpipitoisuuksia on määritetty myös useilla bioindikaattorialoilla, joilla typpikuormitus on keskimääräistä suurempaa. Neulasten alkuainepitoisuuksien ja ilman kautta tulevan kuormituksen välistä riippuvuutta heikentää se, että aineet kulkeutuvat neulasiin myös maaperästä, jolloin kasvupaikka vaikuttaa pitoisuuksiin neulasissa.

Bioindikaattoreissa havaittujen muutosten vuosien välistä vertailua heikentävät havaintoalojen vähäinen lukumäärä ja niiden sijoittuminen epätasaisesti ympäri pääkaupunkiseutua. Vertailuun hyväksyttyjä havaintoaloja ei sijaitse laajalla alueella Espoon länsiosissa. Havaintoaloja sijaitsee harvassa myös Espoon pohjoisosissa ja Vantaan keskiosissa. Vyöhyketarkastelussa näiden alueiden vyöhyke määräytyy laskennallisesti varsin kaukana sijaitsevien havaintoalojen perusteella. Esimerkiksi Länsi-Espoo on vyöhykkeiden perusteella usein luokitunut alueeksi, jossa ilman epäpuhtauksien vaikutukset metsäkasvillisuuteen eivät ole kovin voimakkaita. Havaintoalojen epätasaisen jakautumisen vuoksi kunkin vuoden bioindikaattoritutkimusten tuloksista tehtiin myös vyöhykekartat, joissa kaikki havaintoalat olivat mukana. Nämä vyöhykekartat eivät kuitenkaan merkittävästi eronneet toisistaan. Vuosien välisessä vertailussa on lisäksi huomioitava, että Sipoossa sijaitsevat havaintoalat olivat mukana vuosien 1996-2004 vyöhykekartoissa, mutta eivät olleet mukana tilastollisessa tarkastelussa, koska tilastolliset testit edellyttivät ryhmien pareittaisessa vertailussa samaa havaintojen lukumäärää kaikissa ryhmissä.

Bioindikaattoreissa tapahtuneiden muutosten tilastollista tarkastelua heikentää havaintojen vähäinen määrä ( $n = 25$ ). Pienissä otoksissa johtopäätösten tekeminen on epävarmaa, sillä suuretkin erot voivat osoittautua sattumasta johtuviksi eikä otoksen ominaisuudet välttämättä kuvaa koko perusjoukkoa. Bioindikaattorimuuttujien jakaumat eivät olleet kaikkien vertailuvuosien osalta normaalijakautuneita. Usein jakaumat olivat voimakkaasti vinot. Muuttujien jakaumista johtuen tilastollisessa testauksessa käytettiin ei-parametrisiä testejä, jotka ovat parametrisiä testejä heikompia eli hyväksyvät nollahypoteesin helpommin. Tilastollisten testien osoittamat vuosien väliset muutokset noudattivat kuitenkin selkeästi laatikko-jana-kuvioiden antamaa kuvaa siitä, miten muuttujien jakaumat vaihtelevat eri vuosien välillä.

Myöskään rikki- ja typpidioksidin sekä typen oksidien vuosipitoisuuksien jakaumat eivät olleet normaalijakautuneita eikä jakaumien muotoa saatu normalisoitua muunnoksilla. Tämän vuoksi bioindikaattorimuuttujien ja rikki- ja typpikuormituksen välisen riippuvuuden tarkastelu rajoittui ei-parametristen menetelmien antamiin tuloksiin. Tarkastelu jäi karkeaksi erityisesti typpikuormituksen osalta vertailuvuosien vähyyden vuoksi. Sen sijaan vertailussa mukana olevien havaintoalojen lukumäärää, 49-97 havaintoalaa vertailuvuodesta riippuen, voidaan pitää riittävänä.

Ilman kautta tulevan kuormituksen vertailu bioindikaattorimuuttujissa havaittuihin muutoksiin vaikeutuu, kun eri bioindikaattorit kuvaavat eripituisten kuormitusaikojen vaikutusta ja reagoivat kuormituksessa tapahtuneisiin muutoksiin eri nopeudella. Esimerkiksi jäkälissä todetut muutokset kuvaavat ilman epäpuhtauksien kuormituksen vaikutusta pitkällä aikavälillä, sillä kuormituksen loputtuakin muutokset ilmenevät jäkälissä vasta useiden vuosien viiveellä. Sen sijaan neulasten alkuainepitoisuudet kuvaavat joko alle vuoden tai reilun vuoden mittaista kuormitusta käytetyistä neulasvuosikerroista riippuen ja todetuissa pitoisuuksissa näkyy osittain myös maaperän ja näytteiden keruuta edeltävien sääolosuhteiden vaikutus. Korrelaatioanalyysin tulokset kuitenkin tukivat näkemystä ilman epäpuhtauksien kuormituksen vaikutuksesta bioindikaattoreihin. On kuitenkin muistettava, että bioindikaattoreissa todettuihin muutoksiin vaikuttavat myös monien muiden paikallisten päästölähteiden päästöt kuin ne, joihin leviämismallilaskelmat ovat perustuneet. Rikkidioksidipitoisuuksissa ei ole myöskään huomioitu taustakuormituksen vaikutusta pitoisuuksiin. Lisäksi tarkasteltavat vuosipitoisuudet ovat leviämismallin tuottamia, mallissa käytettyyn sääaineistoon perustuvia laskennallisia arvioita pitoisuuksien leviämisestä ympäristöön. Leviämismallissa sääaineisto on laadittu siten, että se vastaa pitkän aikavälin keskimääräistä aineistoa eikä se välttämättä edusta bioindikaattoreiden altistumista kuvaavaa aikajaksoa. Leviämismallien tulosten perusteella voidaan kuitenkin nähdä kuormituksen todennäköiset painopistealueet.

## 5. Kirjallisuusluettelo

- Aarnio, P., Myllynen, M. & Koskentalo, T. 2005: Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2004. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2005:8.
- Airola, H. & Soininen, J. 2000: Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä: tarkkailuohjelma Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueella. Uudenmaan ympäristökeskus - monisteita Nro 66. Helsinki 2000.
- Anttonen, T. 1990: Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Opinnäytetutkielma. Kuopion yliopisto. Ekologisen ympäristöhygienian laitos.
- Gilbert, O.L. 1973: Lichens and Air Pollution. In Ahmadjian, V. & Hale, M. (eds.): The Lichens, pp. 443-472. Academic Press. New York 1973.
- Haffner, E., Lomsky, B., Hynek, V., Hallgren, J.E., Batic, F. & Pfanz, H. 2001: Air pollution and lichen physiology. Physiological responses of different lichens in a transplant experiment following an SO<sub>2</sub>-gradient. Water, Air and Soil Pollution 131(1-4): 185-201.
- Holopainen, T. 1983: Ultrastructural changes in epiphytic lichens, *Bryoria capillaris* and *Hypogymnia physodes*, growing near a fertilizer plant and a pulp mill in central Finland. Annales Botanici Fennici 20:169-185.
- Holopainen, T. 1984: Types and distribution of the ultrastructural changes in epiphytic lichens in several urban and industrial environments in Finland. Ann. Bot. Fennici 21:213-229.
- Holopainen, T. & Kauppi, M. 1989: A comparison of light, fluorescence and electron microscopic observations in assessing the SO<sub>2</sub> injury of lichens under different moisture conditions. Lichenologist 21:119-134.
- Holopainen, T. & Kärenlampi, L. 1984: Injuries to lichen ultrastructure caused by sulfur dioxide fumigations. New Phytologist 98(2): 285-294.
- Holopainen, T. & Kärenlampi, L. 1985: Characteristic ultrastructural symptoms in lichens caused by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. Annales Botanici Fennici 22:333-342.
- Hultegren, S., Martinsson, P.-O. & Stenström, J. 1991: Lavar och luftföroreningar. Känslighetsklassning och indexberäkning av epifytiska lavar. Naturvårdsverket rapport 3967.
- Hultegren, S., Martinsson, P.-O. & Stenström, J. 1992: Känslighetlista med tillägg av kväve- och pH-tal. Bilaga till: Hultegren, S., Martinsson, P.-O. & Stenström, J. 1991: Lavar och luftföroreningar. Känslighetsklassning och indexberäkning av epifytiska lavar. Naturvårdsverket rapport 3967. 15 s.

- Huttunen, S. 1982: Some experience on standardized monitoring of urban pollution in forest ecosystems. In Steubing, L. & Jäger, H.-J. (eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Junk Publisher, The Hague. pp. 155-161.
- Huttunen, S., Laine, K. & Torvela, H. 1985: Seasonal sulphur contents of pine needles as indices of air pollution. *Ann. Bot. Fennici* 22:343-359.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultegren, S., Martinsson, P.-O. & Semenov, S.M. 1992: Lichen sensitivity and air pollution. Swedish Environmental Protection Agency report 4007. Uppsala 1992.
- Jarva, M. & Tervahauta, A. 1989: Neulasten rikkianalyysivertailu. *Silva Fennica* 1989, Vol. 23, N:o 2:117-124.
- Jukola-Sulonen, E.-L. 1985: Havupuiden vauriokartoitus. Ohjeet havupuiden harsuuntumisen arvioinnista ILME-projektia varten 1985. Metsäntutkimuslaitos, metsänhoidon tutkimusosasto. Moniste.
- Jukola-Sulonen, E.-L. & Salemaa, M. 1989: Metsäpuiden elinvoimaisuuden seuranta. Maasto-ohjeet ekstensiivitason (600-tason) koaloille v. 1989. Metsäntutkimuslaitos, ILME-projekti 1989. Moniste.
- Jussila, I. 1997: Porin-Harjavallan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996-1997. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. SYKEsarja B 12.
- Jussila, I. & Ojanen, M. 2002: Turun seudun ja Paraisten alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 2000-2001. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. SYKEsarja B 14.
- Kauppi, M. 1980: The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. *Acta Universitatis Ouluensis A* 101. Biol. 9: 1-25.
- Kuusinen, M., Mikkola, K. & Jukola-Sulonen, E.-L. 1990: Epiphytic Lichens on Conifers in the 1960's to 1980's in Finland. In Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.): Acidification in Finland. Springer -Verlag, Berlin and Heidelberg. pp. 397-420.
- LeBlanc, F. & DeSloover, J. 1970: Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can.J.Bot.* 48: 1485-1496.
- Lechowicz, M.J. 1982: The effects of simulated acid precipitation on photosynthesis in the caribou lichen *Cladina stellaris* (Opiz.) Brodo. *Water, Air and Soil Pollution* 18:421-430.
- Lindgren, M. & Salemaa, M. 1999: Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level 1) ja ympäristön yhdenmetyksen seurannan koalat 1999. Metsäntutkimuslaitos 1999.

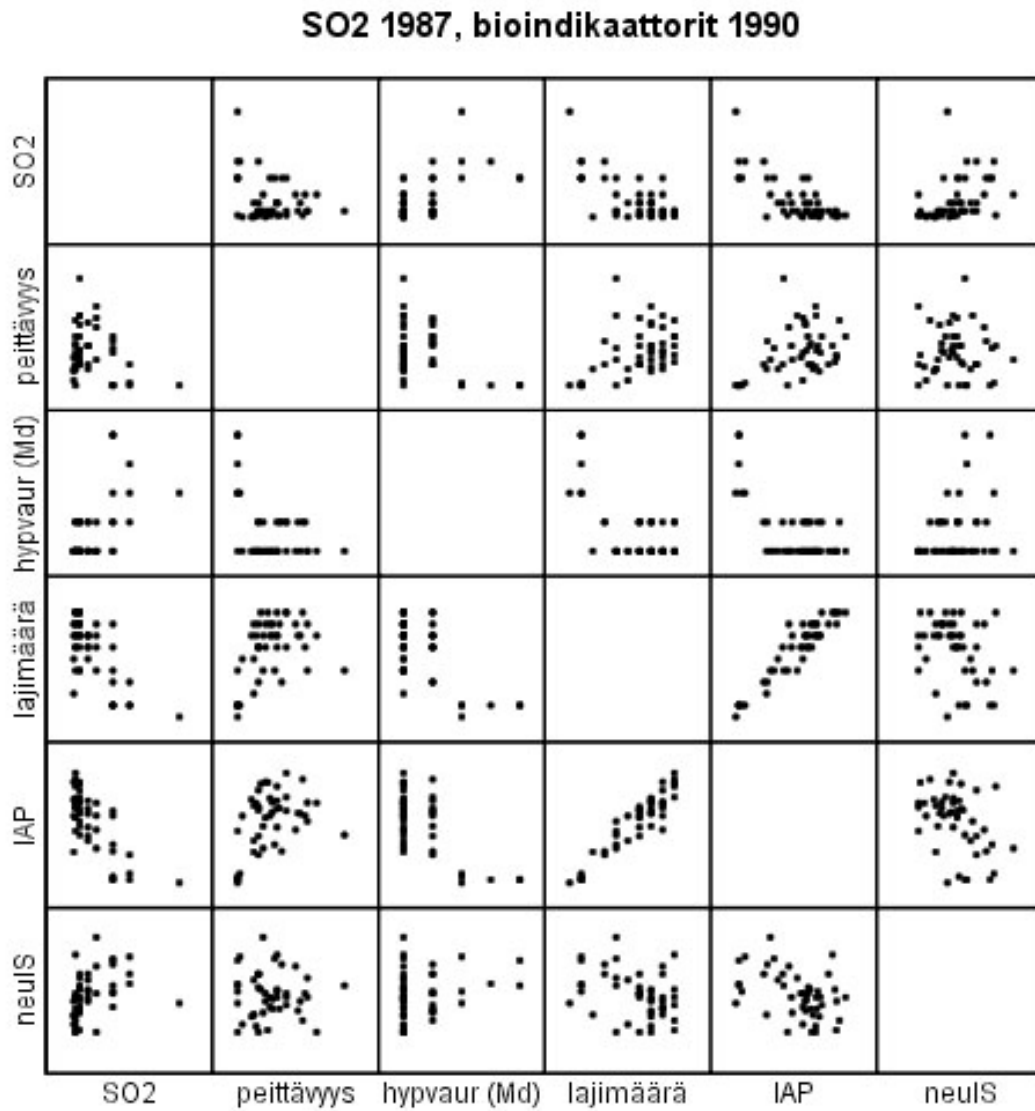
- Lindgren M., Salemaa, M. & Tamminen, P. 1998: Metsien kunnon riippuvuus ympäristötekijöistä. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.): Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691:119-148.
- Lindgren, M. 2000: Mätäkiven testimännikön arviointitulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, Martti Lindgren, lausunto 15.6.2000.
- Lindgren, M. 2001: Lausunto 6.7.2001: uusinta-arvioinnin (5.7.2000) tulokset Mätäkivenmäen testimänniköstä. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.
- Nash III, T.H. & Gries, C. 2002: Lichens as bioindicators of sulfur dioxide. *Symbiosis* 33(1): 1-21.
- Niskanen, I. 1995: Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1994. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1995:11.
- Niskanen, I., Veijola, H. & Ellonen, T. 1996: Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1996. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:17.
- Niskanen, I. & Ellonen, T. 1998: Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1998. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1998:12.
- Niskanen, I. & Ellonen, T. 1999: Kuopion ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1999. Kuopion kaupunki. Erillisselvitykset Er 1999:9.
- Niskanen, I., Ellonen, T., Nousiainen, O., Veijola, H. & Miettinen, M. 1999a: Pohjois-Karjalan bioindikaattoritutkimus vuosina 1998 ja 1999. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 146. Joensuu 1999.
- Niskanen, I., Veijola, H., Ellonen, T. & Nousiainen, O. 1999b: Jyväskylän ilmanlaatu. Bioindikaattoritutkimus. Jyväskylän kaupunki, ympäristövirasto. Sarjanumero 4, julkaisu 1/1999.
- Niskanen, I., Ellonen, T. & Nousiainen, O. 2001: Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2000-2001. Uudenmaan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 238. Helsinki 2001.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Haahla, A. & Laitakari, V. 2003a: Kotkan kaupungin ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2002. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 155.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Witick, A., Haahla, A. & Laitakari, V. 2003b: Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2002. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 156.
- Niskanen, I., Ellonen, T., Nousiainen, O. & Polojärvi, K. 2003c: Kanta-Hämeen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2001-2002. Hämeen ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 290. Hämeenlinna 2003.

- Pihlström, M. & Myllyvirta, T. 1995: Ilman epäpuhtauksien leviämis- ja vaikutustutkimus Itä-Uudellamaalla, Lahden seudulla, Mikkelin läänissä ja Joutsassa 1994-1995. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. Tutkimusraportti. Porvoo 1995.
- Pihlström, M. & Myllyvirta, T. 2001: Ilman epäpuhtauksien leviämis- ja vaikutustutkimus 1999-2000. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. Tutkimusraportti. Porvoo 2001.
- Pihlström, M., Mäkinen, A., Hämekoski, K. & Ruuhijärvi, R. 1994: Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta 1988-1993. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1994:9.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. & Ellonen, T. 2005a: Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuosina 2004 ja 2005. Uudenmaan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 385. Helsinki 2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. & Ellonen, T. 2005b: Mittaustarkkuus mäntyjen runkojäkäälälajiston ja sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioiden havainnoinnissa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 89/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. & Ellonen, T. 2005c: Mittaustarkkuus männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisessa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 64/2005.
- Rabe, R., Wiegel, H., Brinkmann, B., Roeckner, G., Schmiegel, T., Steinecke, H. & Waterkotte, A. 1989: Representativeness of the natural growth of lichens on trees and the death rate for exposed lichens with regard to the action of pollution and to forest damage from pollution. Energy Res. Abstr. 14(21), Abstr. No. 44916.
- Raitio, H. 2001: Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä vuonna 2000. Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema.
- Raitio, H., Kärkkäinen, K. & Osmo, J. 2002: Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasan seudulla vuonna 2000. Vaasan kaupungin Ympäristölautakunnan julkaisuja 1/2002.
- Ruuhijärvi, R., Mäkinen, A., Pihlström, M. & Hiironniemi, K. 1988: Suunnitelma ilman epäpuhtauksien seurannaksi pääkaupunkiseudulla bioindikaattoreiden avulla. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1988:5.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L., Nieminen, T. & Nöjd, P. 1993: Latvustunnukset ja puun kasvu elinvoimaisuuden ilmentäjinä. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkela, H. & Nieminen, T. (toim.): Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. s. 75-92.
- Savunen, T. 2003. Ilmatieteen laitos. Tiedonanto 22.12.2003.

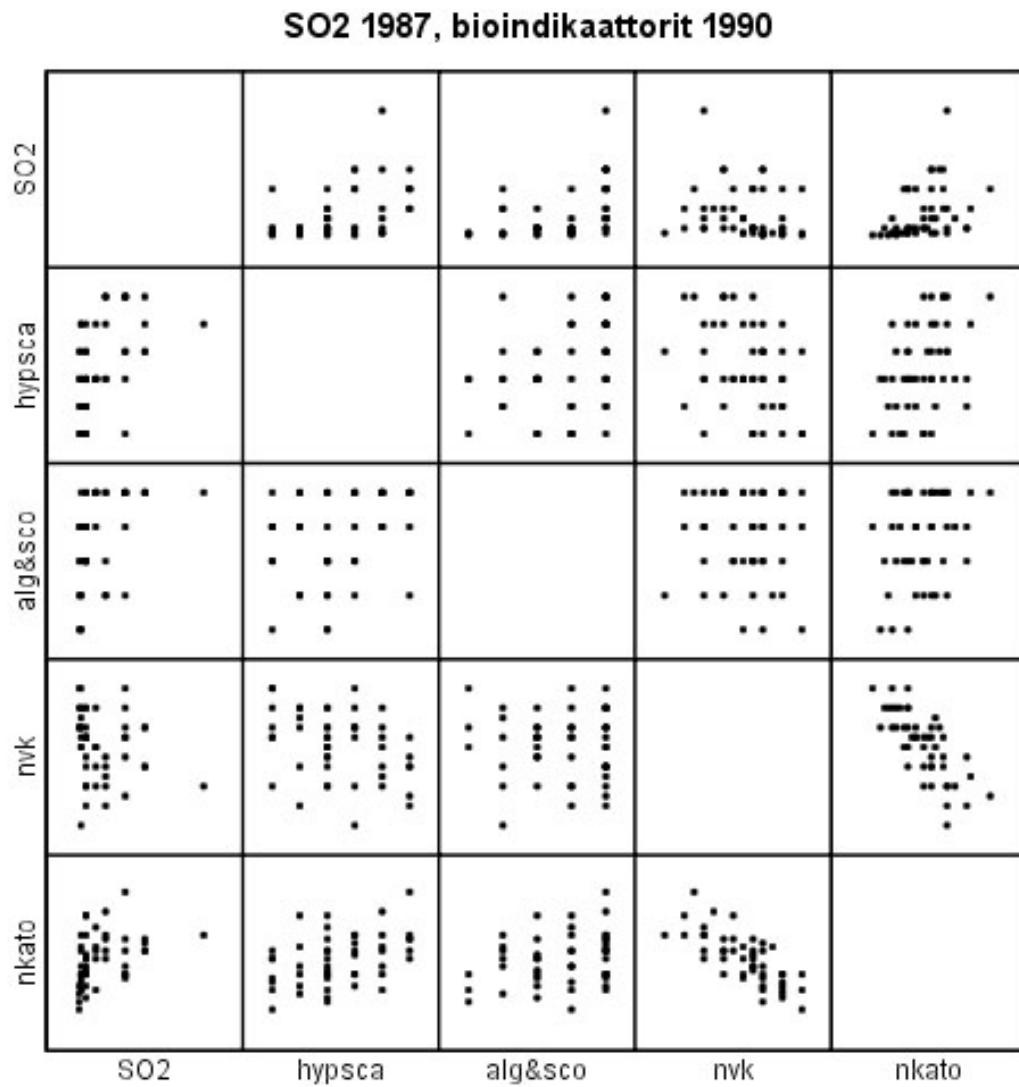
- SFS 5670. 1990. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Tarhanen, S. 1998: Ultrastructural responses of the lichen *Bryoria fuscescens* to simulated acid rain and the heavy metal deposition. *Annals of Botany* 82: 735-746.
- Tarhanen, S. 2000: Responses of Epiphytic Lichens to Air Pollution in Northern Boreal Forest Ecosystems. Kuopio University Publications C. Natural and Environmental Sciences 108.
- Tarhanen, S., Holopainen, T., Poikolainen, J. & Oksanen, J. 1996: Effect of industrial emissions on membrane permeability of epiphytic lichens in northern Finland and the Kola peninsula industrial areas. *Water, Air and Soil Pollution* 88: 189-201.
- Van Dobben, H.F., Wolterbeek, H.Th., Wamelink, G.W.W. & Ter Braak, C.J.F. 2001: Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants. *Environmental Pollution* (Oxford, United Kingdom) 112(2): 163-169.
- Veijola, H. & Partanen, P. 1996: Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18.



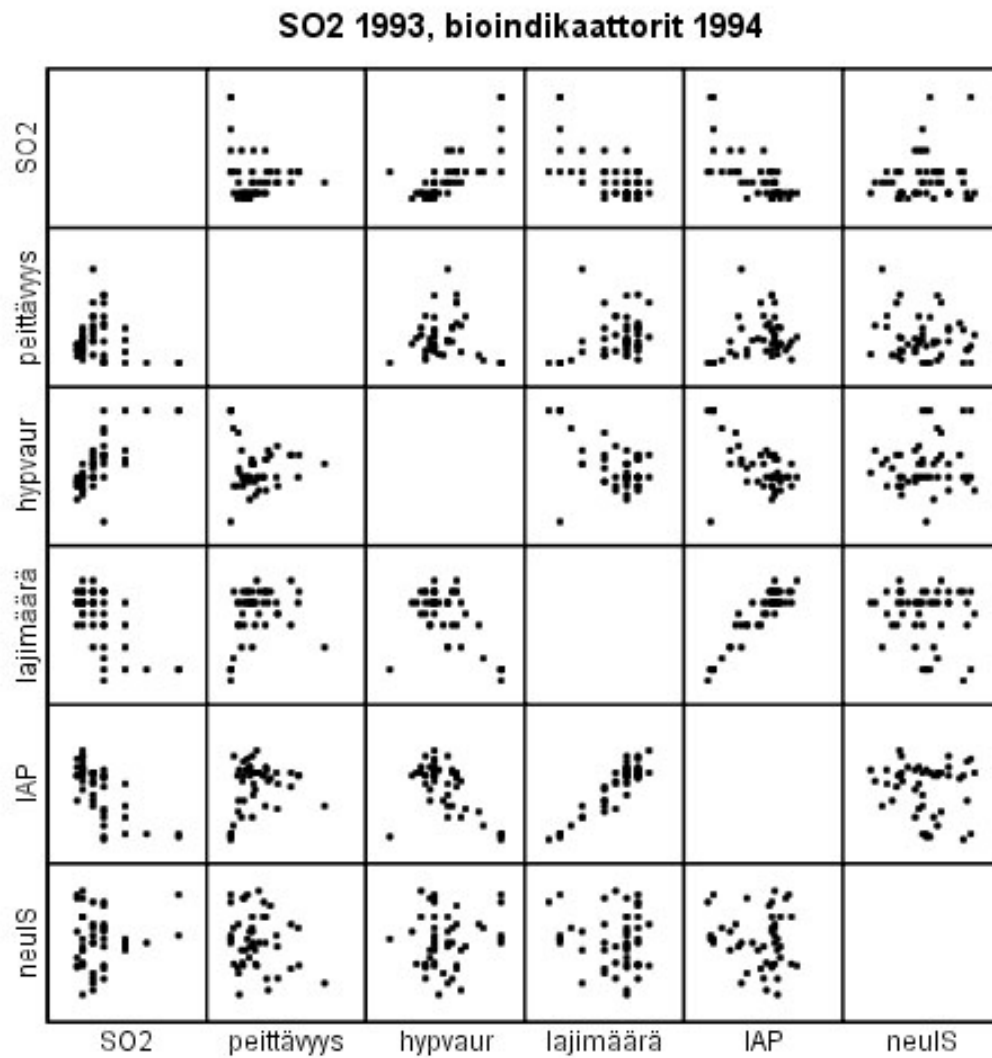
Liite 1 (1/2). Rikkidioksidin vuoden 1987 vuosipitoisuuksien ja vuoden 1990 bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (a).



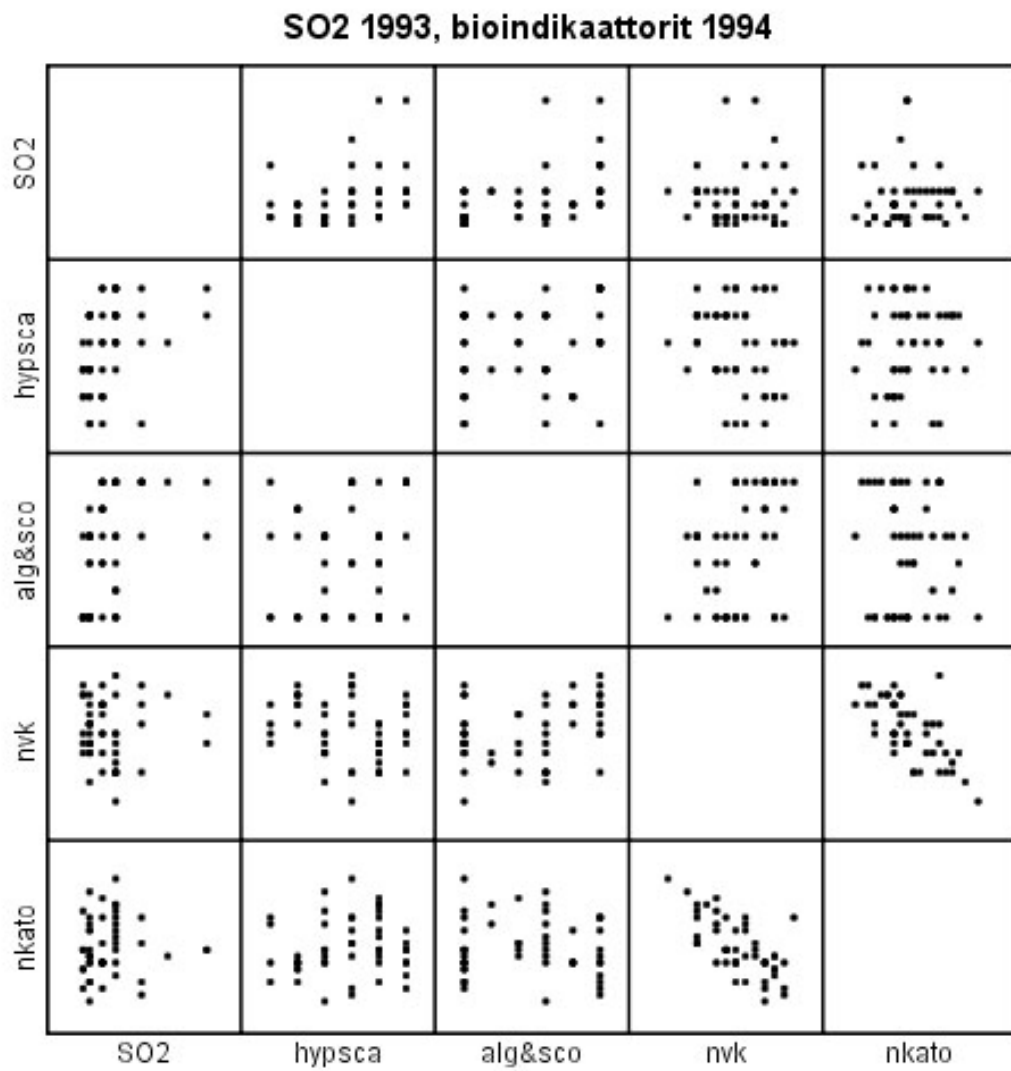
Liite 1 (2/2). Rikkidioksidin vuoden 1987 vuosipitoisuuksien ja vuoden 1990 bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (b).



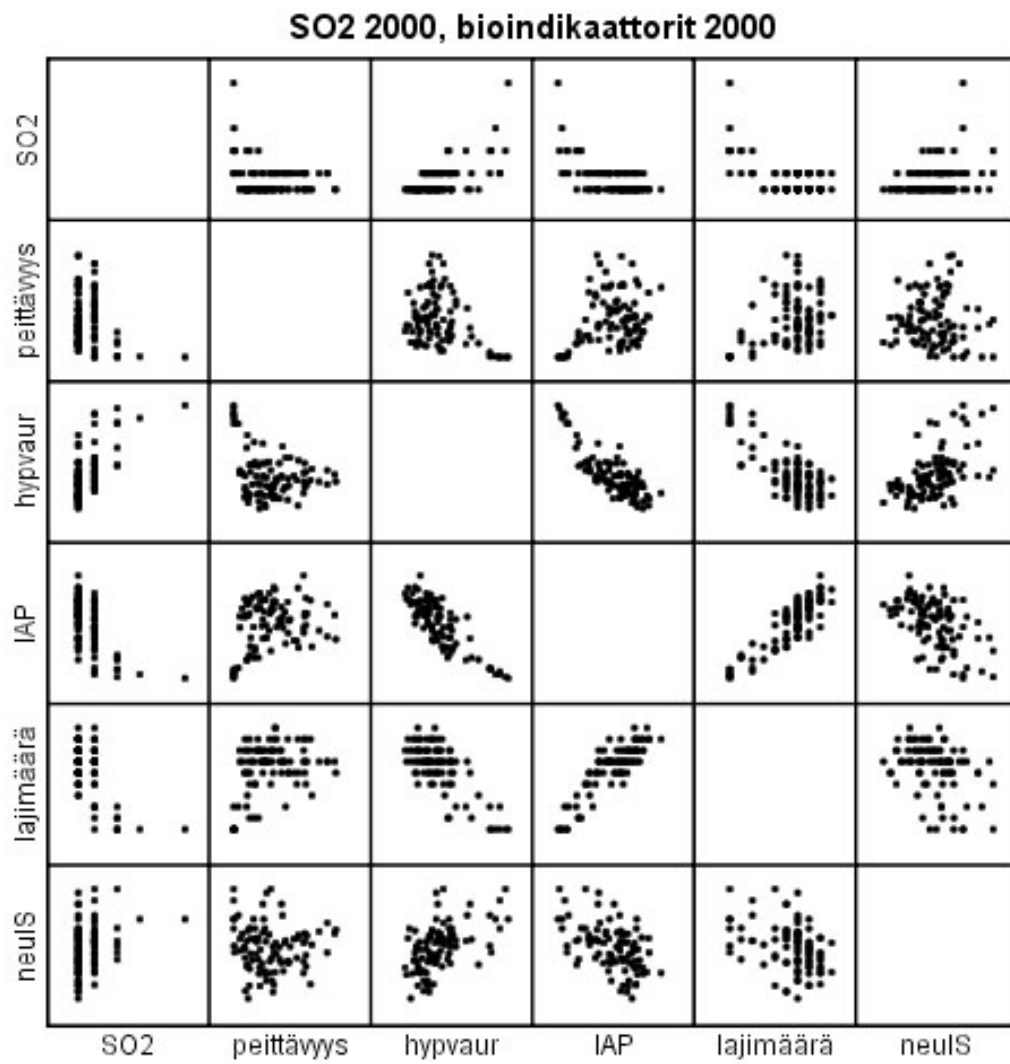
Liite 2 (1/2). Rikkidioksidin vuoden 1993 vuosipitoisuuksien ja vuoden 1994 bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (a).



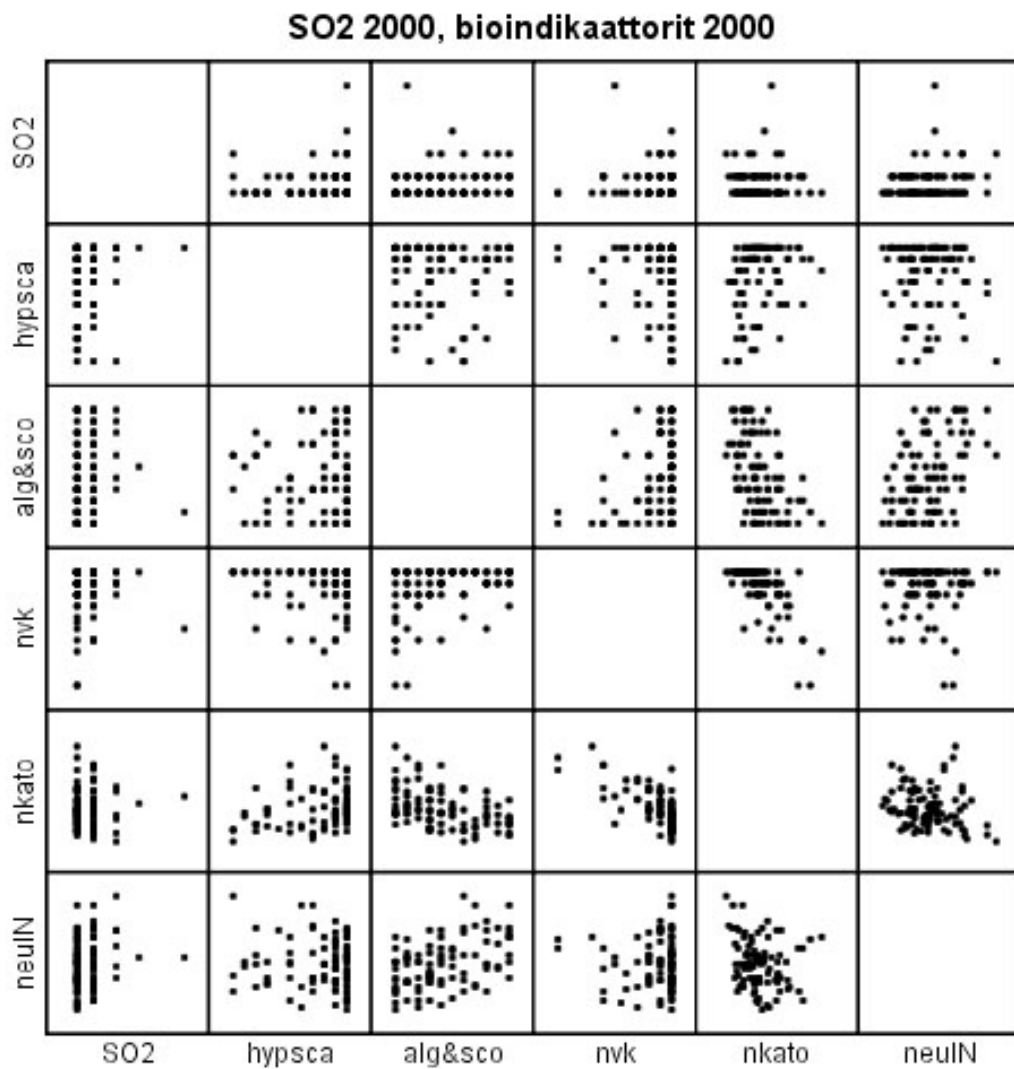
Liite 2 (2/2). Rikkidioksidin vuoden 1993 vuosipitoisuuksien ja vuoden 1994 bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (b).



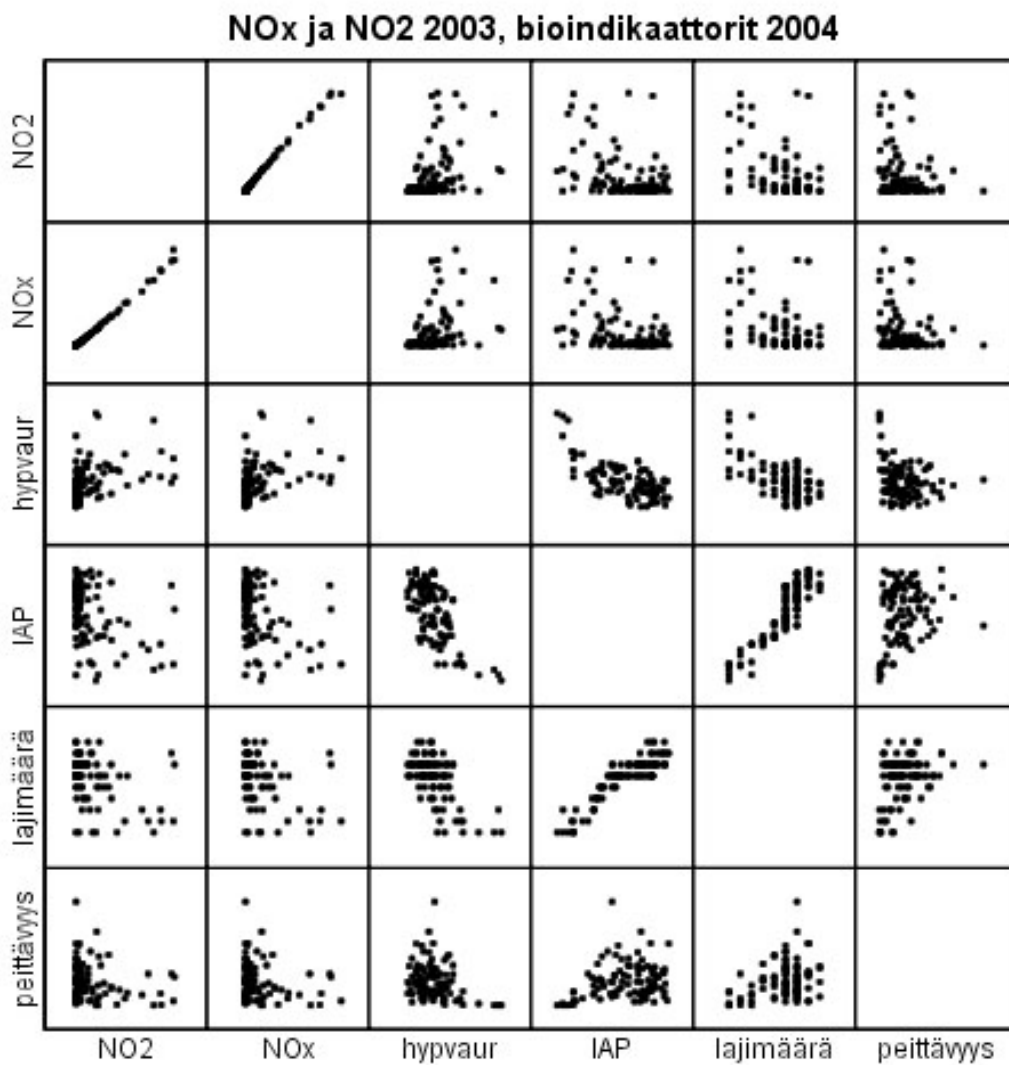
Liite 3 (1/2). Vuoden 2000 rikkidioksidin vuosipitoisuuksien ja bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (a).



Liite 3 (2/2). Vuoden 2000 rikkidioksidin vuosipitoisuuksien ja bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (b).

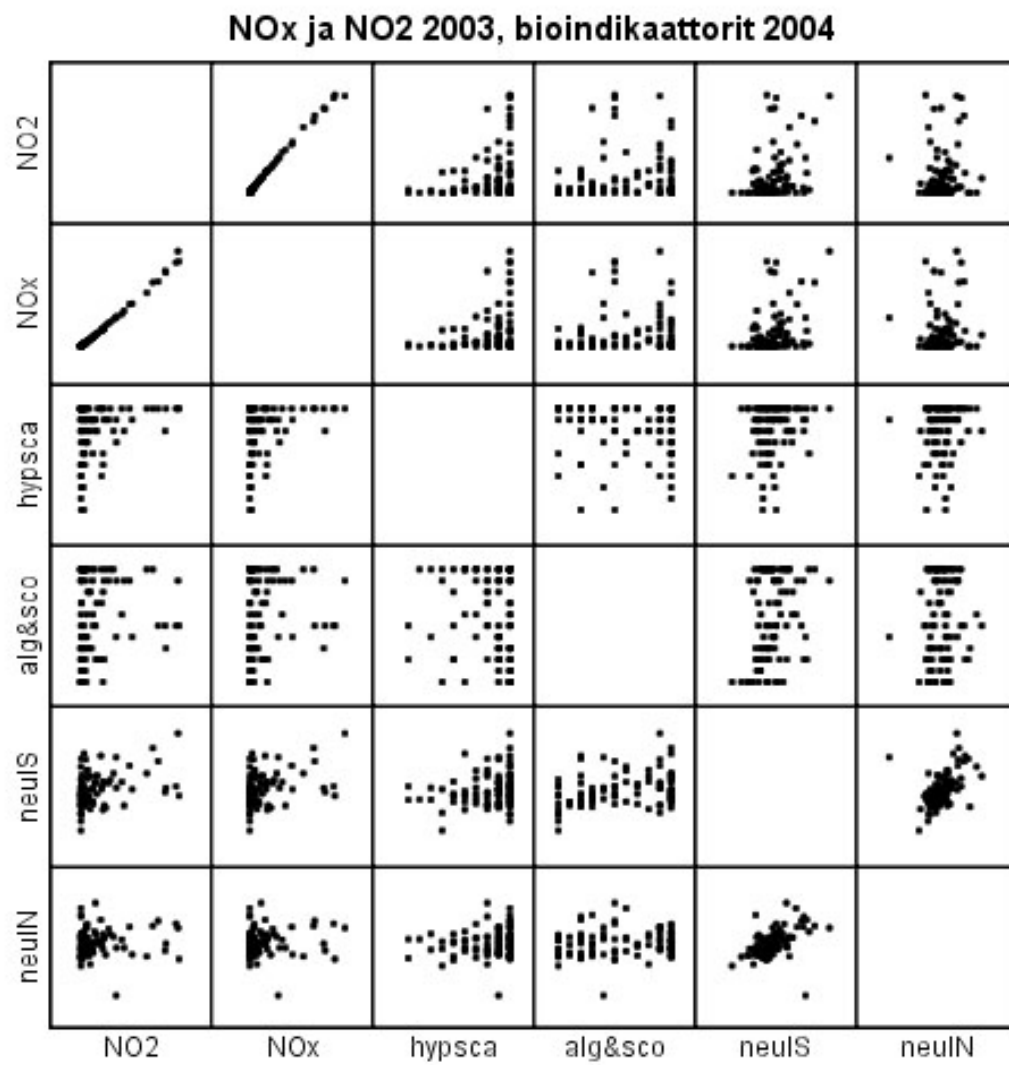


Liite 4 (1/2). Typen oksidien ja typpidioksidin vuoden 2003 vuosipitoisuuksien ja vuoden 2004 bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (a).





Liite 4 (2/2). Typen oksidien ja typpidioksidin vuoden 2003 vuosipitoisuuksien ja vuoden 2004 bioindikaattorimuuttujien hajontakuviomatriisi (b).



**KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE****Tekijä(t)/Författare/Author(s)***Katja Polojärvi**Ilkka Niskanen***Julkaisun nimi/Publikationens titel/Title of publication***SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-kuormituksen vaikutukset bioindikaattoreihin pääkaupunkiseudulla 1990-2004**Effekterna av SO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> belastningen på bioindikatorer i huvudstadsregionen 1990-2004**Impacts of the SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> load on bioindicators in Helsinki metropolitan area in 1990-2004***Julkaisija/Utgivare/Publisher***Helsingin kaupungin ympäristökeskus**Helsingfors stads miljöcentral**City of Helsinki Environment Centre***Julkaisuaika/Utgivningstid/****Publication time***2006***Sarja /Serie /Series***Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja**Helsingfors stads miljöcentralens publikationer**Publications by City of Helsinki Environment Centre***Numero/Nummer/No.***1/2006***ISSN***1235-9718***ISBN***952-473-635-7***ISBN (URL: [www.hel.fi/ymk/julkaisut/julkaisut.html](http://www.hel.fi/ymk/julkaisut/julkaisut.html))***952-473-635-7***Kieli/Språk/Language***Koko teos/Hela verket/The work in full**fin**Yhteenveto/Sammandrag/Summary**fin, sve,**Taulukot/Tabeller/Tables**fin**Kuvatestit/Bildtexter/Captions**fin***Asiasanat/Nyckelord/Keywords***Bioindikaattorit, ilmanlaatu, pääkaupunkiseutu**Bioindikatorer, luftkvalitet, huvudstadsregion**Bioindicator, air quality, Helsinki metropolitan area***Lisätietoja/Närmare upplysningar/Further information***Ympäristötarkastaja Olavi Lyly, puh./tfn (09) 7312 2757, [olavi.lyly@hel.fi](mailto:olavi.lyly@hel.fi)**Helsingin kaupungin ympäristökeskus, PL 500, 00099 Helsingin kaupunki**<http://www.hel.fi/ymk>*

---

## HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2004

1. **Pönkä A, Laine K, Kalso S.** Patogeeniset bakteerit marinoidussa kotimaisessa broilerin ja kalkkunan lihassa
2. **Airaksinen, T, Paavola T.** Pienet vähittäismyymälät ensisaapumispaikkoina Helsingissä
3. **Siivonen, Y.** Helsingin lepakkolajisto ja tärkeät lepakkoalueet vuonna 2003
4. **Kajaste, I.** Vartiokylänlahden tila. Vartiokylänlahden veden laatu vuosina 2000-2001
5. **Kultanen L, Leskelä T, Ilomäki T.** Näytteiden kuljetuslämpötila Helsingin elintarvikevalvonnassa
6. **Salla, A.** Kallioperän ja maaperän arvokkaat luontokohteet Helsingissä

## HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2005

1. *Helsingin ekologisen kestävyys ohjelma. Ympäristönsuojelun painopisteet vuosille 2005–2008*
2. **Munne, P., Autio, L.** Ravinteiden vapautuminen Laajalahden ja Seurasaarenselän sedimentistä
3. **Kolju, N., Autio, J.** Pääkaupunkiseudun ympäristölupaselvitys 2002–2004
4. **Pönkä, A., Kalso, S.** Pehmeäjäätelön mikrobiologinen laatu Helsingissä vuosina 2001–2004
5. **Yrjölä, R., Luostarinen, M., Tanskanen, A.** Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2004. Linnustomuutokset vuosina 2002–2004
6. **Laine, L.J., Yrjölä, R.** Kirjokertun, pikkulepinkäisen, ruisrääkän ja luhtahuitin habitaattikartoitus Mustavuoren lehdon ja Östersundomin lintuvesien Natura-alueella.
7. **Tarvainen, V., Koho, E., Kouki, A.-M., Salo, A.** Helsingin purot. Millaista vettä kaupungissamme virtaa?
8. **Vatanen, S.** Sedimenttien haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella vuonna 2005

## HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2006

1. **Polojärvi, K., Niskanen, I.** SO<sub>2</sub>- ja NO<sub>x</sub>-kuormituksen vaikutukset bioindikaattoreihin pääkaupunkiseudulla 1990-2004