

YMPÄRISTÖNTUTKIMUSKESKUKSEN  
TIEDONANTOJA 168

MILJÖFORSKNINGSINSTITUTETS  
MEDDELANDEN 168

REPORTS OF THE INSTITUTE  
FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH 168

**Mika Laita  
Irene Huuskonen  
Toni Keskitalo  
Emmi Lehkonen**

## **VAASAN ALUEEN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007**

**Sammandrag: Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten  
i Vasaregionen åren 2006-2007**

**Summary: A bioindicator study on the effects of air  
pollution in the Vaasa region during the period 2006-2007**



## **VAASAN ALUEEN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007**

Sammandrag: Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Vasaregionen åren 2006-2007

Summary: A bioindicator study on the effects of air pollution in the Vaasa region during the period  
2006-2007

Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo ja Emmi Lehkonen

Kartat:  
Pohjakartat © Affecto Finland Oy  
Lupa L7606/08

ISSN 0781-8793  
ISBN 978-951-39-3386-9  
Kopijyvä Oy, Jyväskylä  
2008

## TIIVISTELMÄ

Vaasan alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007

Vaasan seudulla tutkittiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn elinvoimaisuuteen, männyn runkojäkäliin, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin sekä maaperän ominaisuuksiin. Tutkimukseen osallistuivat Vaasan kaupunki sekä Isokyrön, Jurvan, Laihian, Maalahden ja Mustasaaren kunnat. Nyt saatuja tuloksia verrattiin vuosina 1990, 1995 ja 2000 toteutettujen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin sekä eri puolilla Suomea tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin. Tutkimuksen teki Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus.

Vaasan seudulla ilman epäpuhtauksien kuormitus on pääosin peräisin Vaasan kaupungin alueella sijaitsevista teollisuustoiminnoista sekä liikenteestä. Vuodesta 1995 lähtien tarkasteltuna ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet hiukkasten osalta, mutta typen oksidien päästöt ovat kasvaneet ja rikkidioksidipäästöt vaihdelleet vuositasolla melko paljon.

Mäntyjen neulaskadon keskiarvo oli pienempi kuin yhtenäkkään aiempina tutkimusvuotena. Keskimääräinen neulaskato oli Vaasan seudulla pientä ja harsuuntuneiden puiden osuus kaikista tutkituista puista oli pieni. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa alueellista jakaantumista neulaskadossa ei ollut havaittavissa.

Ilman epäpuhtauksien vaikutukset jäkälälajistoon ja jäkälien kuntoon Vaasan seudulla olivat keskimäärin lieviä tai selviä. Vaikutukset olivat kuitenkin luonteeltaan hyvin paikallisia siten, että kun Vaasan keskusta-aloilla jäkälälajiston oli pahasti vaurioitunutta, jo muutaman kilometrin päässä keskusta-alueelta oli havaintoaloja, joiden jäkälälajisto vastasi kuormituksen suhteen tausta-alueita. Verrattuna aiempien vuosien tuloksiin keskimääräinen lajilukumäärä sekä IAP-indeksi olivat hieman pienentyneet, mutta sormipaisukarpeen vaurioaste sekä yleinen vaurioaste olivat parantuneet. Ilman epäpuhtauksista hyötyvät lajit olivat runsastuneet tutkimusalueella ja epäpuhtauksille herkät lajit harvinaistuneet.

Männyn neulasten rikkipitoisuudet olivat kohonneet suhteessa edellisiin seurantoihin, ja samoin neulasten typpipitoisuudet olivat korkeampia kuin edellisinä tutkimusvuosina. Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien välillä havaittiin voimakas, merkitsevä korrelaatio. Neulasten kromi- ja nikkelpitoisuudet olivat laskeneet selvästi aiempiin vuosiin nähden. Puiden ravinnetila oli hyvä, eikä selkeitä puutostiloja havaittu. Korkeimmat rikkipitoisuudet havaittiin Vaasan keskusta-aloilla.

Vaasan seudun maaperänäytealoilla typpitilanne oli verrattain hyvä. Maaperän happamuus oli normaalilla tasolla, mutta pH oli laskenut edellisiin seurantoihin nähden. Verrattuna aiempiin tutkimusvuosiin kaikkien tutkittujen alkuaineiden pitoisuudet olivat kohonneet kaikissa maaperän kerroksissa.

Jäkälämuuttujien ja neulasten rikkipitoisuuksien välillä havaittiin merkittävä korrelaatio. Rikkidioksidi lieneekin Vaasan seudulla merkittävin jäkäläindikaattoreihin vaikuttava ilman epäpuhtaus. Rikkidioksidin päästötaso on vaihdellut, ja vuonna 2006 rikkipäästöt olivat suurempia kuin tarkastelujakson alussa vuonna 1995. Tämä selittänee jäkälälajistossa tapahtunutta taantumista sekä neulasten rikkipitoisuuksien kohoamista.

## SAMMANDRAG

### Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Vasaregionen åren 2006-2007

I Vasaregionen undersöktes luftföroreningarnas inverkan på tallens vitalitet, tallens stamlavar, tallbarrens grundämneshalter samt jordmånens egenskaper. De som deltog i uppföljningen var Vasa stad samt kommunerna Storkyro, Jurva, Laihela, Malax och Korsholm. De nu erhållna resultaten jämfördes med resultaten från bioindikatoruppföljningar utförda åren 1990, 1995 och 2000 samt med bioindikatoruppföljningar utförda i andra delar av Finland. Uppföljningen förverkligades av miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet.

I Vasaregionen härstammar belastningen av luftföroreningar främst från industriverksamheten som ligger i Vasa stad samt trafiken. Av de luftföroreningar som övervakats sedan år 1995, har partikelemissionerna minskat men emissionerna av kväveoxider har ökat och svaveldioxidemissionerna har varierat relativt mycket under åren.

Tallarnas genomsnittliga barrförlust var mindre än under något annat uppföljningsår. Den genomsnittliga barrförlusten i Vasaregionen var liten och andelen kronutglesade träd av alla undersökta träd var liten. En regional fördelning i barrförlusten orsakad av luftföroreningar kunde inte upptäckas.

Luftföroreningarnas inverkan på lavfloran och lavarnas kondition var i genomsnitt lindriga eller tydliga i Vasaregionen. Inverkningarna var dock av naturen lokala på så vis, att på provytor i Vasa centrum var lavfloran allvarligt skadad, men redan på provytor några kilometer utanför centrum, motsvarade lavfloran bakgrundsområden med avseende på belastningsnivån. Jämfört med resultaten från tidigare år har både den genomsnittliga artmängden och IAP-indexet minskat en aning, men blåslavens och den allmänna skadeklassen har förbättrats. De arter som drar nytta av luftföroreningar hade ökat på uppföljningsområdet och de arter som är känsliga mot luftföroreningar hade minskat.

Tallbarrens svavelhalter hade ökat i jämförelse med tidigare uppföljningar, och likaså var barrens kvävehalter högre än föregående uppföljningsår. En stark anmärkningsvärd korrelation observerades mellan barrens svavel- och kvävehalter. Barrens krom- och nickelhalter hade minskat avsevärt i förhållande till tidigare år. Trädens näringstillstånd var god, och inga avsevärda bristtillstånd observerades. De högsta svavelhalterna upptäcktes på provytor i Vasa centrum.

På jordmånsprovytorna i Vasaregionen var kvävenivån relativt god. Jordmånens surhet var på en normal nivå, men pH hade sjunkit i jämförelse med tidigare utförda uppföljningar. Jämfört med tidigare uppföljningsår hade halterna av alla undersökta grundämnen ökat i alla markskikt.

En anmärkningsvärd korrelation observerades mellan lavvariablerna och barrens svavelhalter. Svaveldioxid torde vara den mest anmärkningsvärda luftförorening som inverkar på lavindikatorerna i Vasaregionen. Svaveldioxidens emissionsnivå har varierat, och år 2006 var svavelemissionerna större än i början av uppföljningsperioden år 1995. Detta anger orsaken till degenerationen av lavfloran och förhöjningen i barrens svavelhalter.

## SUMMARY

A bioindicator study on the effects of air pollution in the Vaasa region during the period 2006-2007

This report deals with the results of a study using bioindicators in looking into the air quality in the Vaasa region in Western Finland. The indicators used were defoliation in Scots pine, epiphytic lichens growing on pine stands, concentrations of several elements in pine needles and soil qualities. The participating municipalities were Vaasa, Isokyrö, Jurva, Laihia, Maalahti and Mustasaari. The results were compared with the results of bioindicator studies conducted in the area in 1990, 1995 and 2000 and with results of bioindicator studies conducted in other parts of Finland. The study was conducted by the University of Jyväskylä, Institute for Environmental Research.

The biggest part of the load of airborne impurities in the Vaasa region comes from the industry in the city of Vaasa and from traffic. From 1995 the load of airborne impurities has diminished for the part of particles, but the discharge level of nitrogen oxides has risen and the amount of sulphur dioxide discharge has varied remarkably.

The average defoliation of pines was smaller than in any other previous study. In comparison with other areas in Finland the average defoliation in the Vaasa region was slight, and the share of defoliated trees of all the studied trees was small. There was no areal distribution caused by airborne impurities in the defoliation of pines observable.

The effects of airborne impurities on the lichen vegetation and its condition in the Vaasa region were on average slight or clear. The effects were, nevertheless, local in their nature: the lichen vegetation was severely damaged in the centre of Vaasa, but already at a few kilometers' distance there were study plots with healthy lichen vegetation. Compared with the previous studies the average number of lichen species suffering from airborne impurities and the IAP-index had slightly decreased, but the damage of *Hypogymnia physodes* and the lichen vegetation in general had improved. The species benefiting from airborne impurities had become more abundant.

The sulphur concentrations in pine needles had risen compared to previous studies, as had the nitrogen concentrations. There was a strong and significant correlation between the sulphur and nitrogen concentrations. The chromium and nickel concentrations in needles had decreased. The nutritional state of the trees was good, and no clear deficiencies of nutrients were observable. The highest sulphur concentrations were observed in the study plots in the city centre of Vaasa.

The nutritional status in the ground sample plots was relatively good on the part of nitrogen. The pH was on a normal level, but had decreased compared to previous studies. The concentrations of all of the studied elements had risen in all of the ground layers.

There was a significant correlation between the lichen indicators and the sulphur concentrations of pine needles. Sulphur dioxide is probably the single most important air impurity affecting the lichen indicators in the Vaasa region. The discharge level of sulphur dioxide has varied, and in 2006 the sulphur discharge was bigger than ten years before. This explains the regression observed in part of the lichen indicators as well as the increase of sulphur concentrations in needles.

# SISÄLLYS

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. TUTKIMUSALUE</b> .....	<b>1</b>
2.1 Yleiskuvaus .....	1
2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu .....	3
2.2.1 Päästöt Vaasan seudulla 1995–2006 .....	3
2.2.2 Paikalliset ilmanlaatumittaukset .....	5
2.2.3 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla .....	5
<b>3. TUTKIMUSAINESTO JA –MENETELMÄT</b> .....	<b>8</b>
3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat .....	8
3.2 Tutkimusmenetelmät.....	11
3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta .....	11
3.2.2 Mäntyjen neulaskadon eli harsuuntuneisuuden arvioiminen .....	11
3.2.3 Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus .....	12
3.2.4 Mäntyjen epifyyttijäkälien kartoittaminen .....	13
3.2.5 Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus .....	18
3.2.6 Neulasnäytteiden kerääminen ja alkuainepitoisuuksien analysointi .....	19
3.2.7 Neulasten alkuainepitoisuuksien kartoittamiseen liittyvät virhelähteet ja luotettavuus .....	21
3.2.8 Maaperän ominaisuudet.....	22
3.2.9 Maaperänäytteiden analysointiin liittyvät virhelähteet ja luotettavuus .....	23
3.2.10 Paikkatietomenetelmät.....	23
<b>4. TULOKSET</b> .....	<b>25</b>
4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus .....	25
4.2 Mäntyjen runkojäkälät.....	27
4.2.1 Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste.....	28
4.2.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys .....	31
4.2.3 Lajimäärät.....	32
4.2.4 IAP-indeksi .....	35
4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet.....	36
4.4 Maaperäanalyysit.....	45
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>47</b>
5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus .....	47
5.2 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin .....	50
5.2.1 Mäntyjen neulaskato .....	50
5.2.2 Mäntyjen runkojäkälät .....	51
5.2.3 Neulasten alkuainepitoisuudet .....	57
5.2.4 Maaperä .....	59
5.3 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin .....	59
5.3.1 Mäntyjen neulaskato .....	59
5.3.2 Mäntyjen runkojäkälät .....	60
5.3.3 Neulasten alkuainepitoisuudet .....	60
5.3.4 Maaperä .....	61
<b>6. JOHTOPÄÄTÖKSET</b> .....	<b>62</b>
<b>LÄHTEET</b> .....	<b>64</b>

# 1. Johdanto

Ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutuksia Vaasan seudun metsissä on bioindikaattorien avulla seurattu 1990-luvun alusta lähtien. Bioindikaattorimenetelmät perustuvat eliöiden herkkyyteen reagoida ympäristön muutoksiin joko rakenteen, toiminnan, kemiallisen koostumuksen tai alkuainepitoisuuksien muutoksilla. Näissä tutkimuksissa on selvitetty mäntyjen elinvoimaisuutta ja epifyyttijäkälää, maaperän ominaisuuksia sekä männyn neulasten alkuainepitoisuuksia (Osmo ja Kjellman 1991, Osmo 1996, Raitio ym. 2002). Tämä tutkimus toteutettiin osana lähes koko Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen käsittävää ilmanlaadun bioindikaattoritutkimusta. Tutkimuksessa tarkasteltiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn epifyyttijäkälisiin, mäntyjen elinvoimaisuuteen ja neulasten alkuainepitoisuuksiin sekä maaperän ominaisuuksiin.

Bioindikaattoriseuranta toteutettiin Vaasan seudulla 59 mäntyhavaintoalalla. Saatuja tuloksia verrattiin vuosien 1990, 1995 ja 2000 tuloksiin. Epäpuhtauksien vaikutukset indikaattorilajeihin käyvät ilmi useimmiten pitkällä aikavälillä, minkä vuoksi bioindikaattorimenetelmät soveltuvat erityisen hyvin ilman laadun muutostrendien kuvaamiseen. Monet bioindikaattorilajit reagoivat epäpuhtauksien aiheuttamaan kuormitukseen ja kuormitustasossa tapahtuviin muutoksiin hitaasti, jolloin lyhytaikaisellakin kuormituksella voi olla bioindikaattorilajeihin pitkäkestoisia vaikutuksia. Saastevaikutuksen ilmenemiseen vaikuttavat lisäksi lukuisat luontaiset tekijät, jotka voivat joko puskuroida vaikutusta tai voimistaa sitä. Näin ollen yksittäinen bioindikaattori ei kuvaa koko näytealaa tai yksittäinen näyteala koko aluetta kattavasti (Jussila ja Ojanen 2002).

Tutkimuksen tilaajana ovat tutkimukseen osallistuneet Vaasan seudun kunnat eli Isokyrö, Jurva, Laihia, Maalahti, Mustasaari ja Vaasa. Tutkimuksen toteutti Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimuksen maastotöihin ovat osallistuneet tutkimusteknikko Tuomo Ellonen, tutkija Irene Huuskonen ja tutkimusapulaiset Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehkonen, Sari Leinonen, Terhi Lylyjärvi ja Teemu Oittinen. Tutkijat Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo sekä tutkimusjärjestelijä Emmi Lehkonen analysoivat tutkimusaineiston sekä laativat tämän tutkimusraportin. Neulas- ja maaperänäytteet on käsitelty ja analysoitu Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen laboratoriossa.

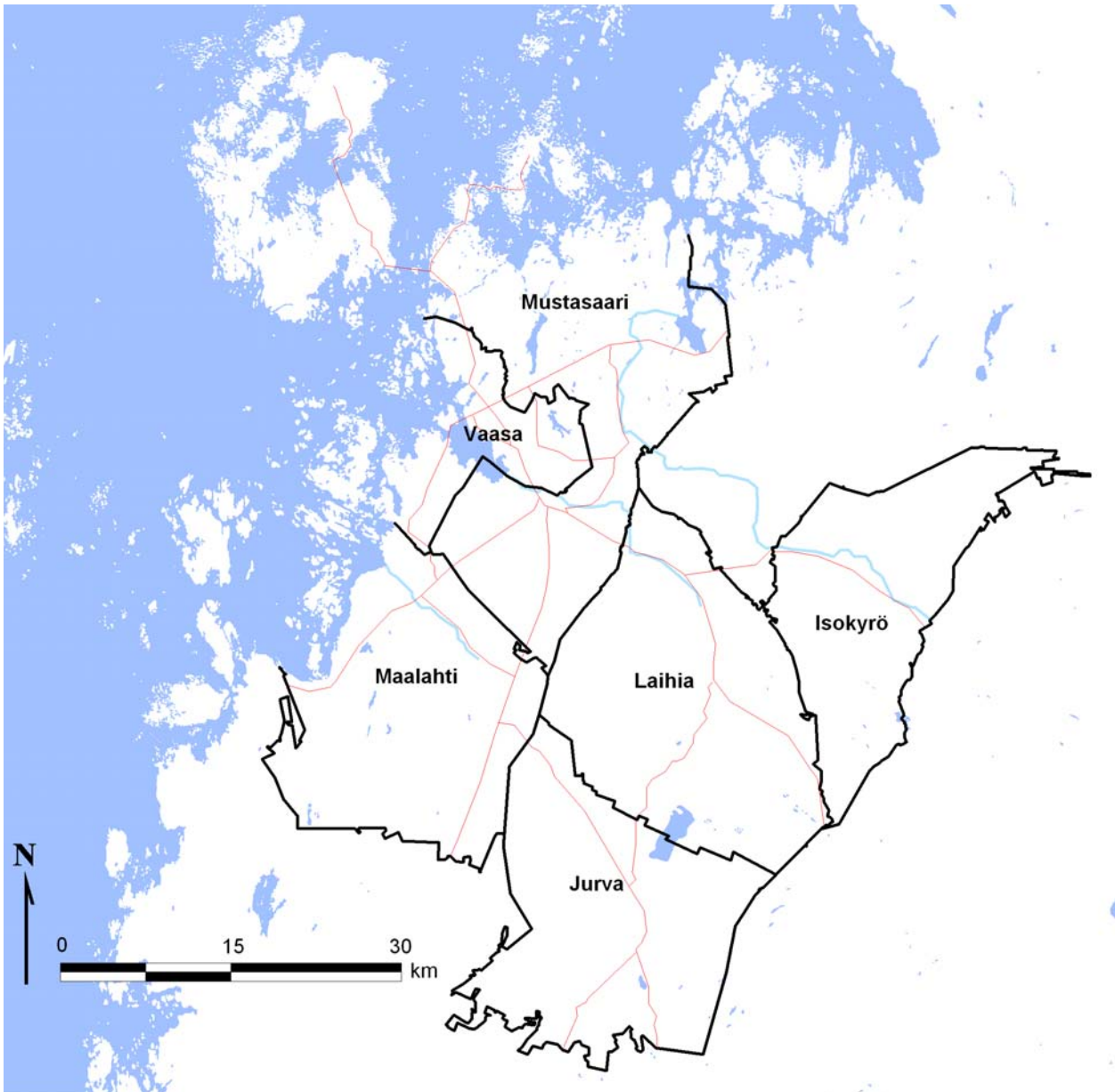
## 2. Tutkimusalue

### 2.1 Yleiskuvaus

Suomen kasvimaantieteellisessä aluejaossa Vaasan seutu sijoittuu Etelä-Pohjanmaan vyöhykkeelle (Kalliola 1973, sit. Kuusipalo 1996). Luonnolle leimaa-antava tekijä etenkin tutkimusalueen länsiosassa on mereisyys, joka tasoittaa lämpötilanvaihteluita ja ohentaa talvista lumipeitettä. Pohjanmaan seudulle tyypillisesti Vaasan seutu on alavaa ja loivapiirteistä. Vaasan seudun maaperä on maankohoamisesta johtuen nuorta, ja podsolimaannokset ovat heikosti kehittyneitä (Starr 1991). Järviä tutkimusalueella on vähän, ja topografialtaan alue on varsin tasaista ja jokien ja jokilaaksojen halkomaa. Viljelysalueet sijoittuvat pääasiassa jokilaaksoihin. Etenkin tutkimusalueen itäosat ovat alavia, maisemaltaan tyypillisiä pohjanmaalaisia viljelysmaisemia. Maaperä koostuu pääasiallisesti moreenista ja savesta; turvemaita on jonkun verran alueen kaakkoisosassa (Geologian tutkimuskeskus 2007). Pohjanmaan rannikkoseudut ovat ilmaston, hienojakoisen maaperän, tasaisuuden ja maankohoamisen vuoksi soistumisalttiita, mutta soistumista hillitsee alueen vähäsateisuus, ja suot ovat alueen nuoresta iästä johtuen ohutturpeisia (Merilä ja Raitio 1998). Alueen kallioperä koostuu pääasiassa Vaasan alueella ns. Vaasan graniitista (Vaasan luonto 2007) sekä kiilleliuskeesta ja migmatiitista (Geologian tutkimuskeskus 2007). Vaasan graniittialueen erityispiirteisiin kuuluu huomattavan suuri lohkaraisuus ja kivisyys, mikä johtuu Vaasan graniitin

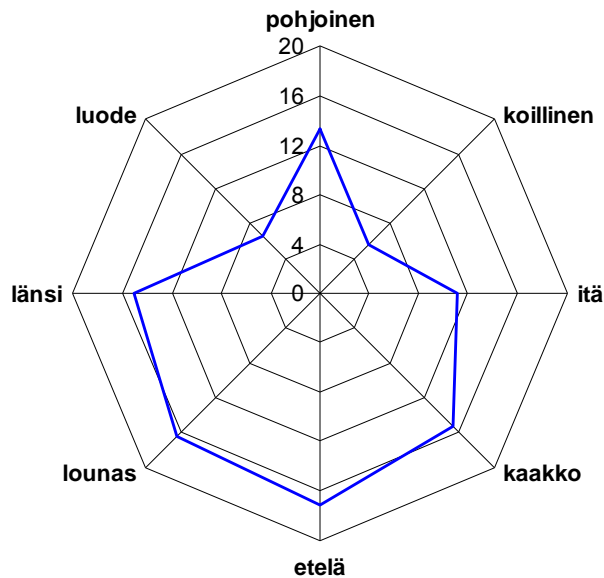


rakoilusta ja rapautumisesta. Lisäksi talvinen vähäsateisuus pidentää rannikon routakauden pituutta, mikä tekee alueen metsämaista voimakkaasti routivia. (Merilä ja Raitio 1998.) (Kuva 1.)



Kuva 1. Kartta tutkimusalueesta.

Vallitsevat tuulensuunnat tutkimusalueella ovat eteläpuoleisia (kuva 2). Rannikolla etenkin kesäaikaan meri- ja maatuuli saattavat tietyissä olosuhteissa vaikuttaa tuulen suuntaan: päivisin maan lämmitessä merta lämpimämmäksi tuulee mereltä maalle ja yöllä maalta merelle



Kuva 2. Tuulensuunnat Vaasan lentokentällä vuonna 2006 prosentteina kokonaistuulista. Tyyriä tunteja oli 8 % kokonaisajasta. (Wunderground 2007.)

## 2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu

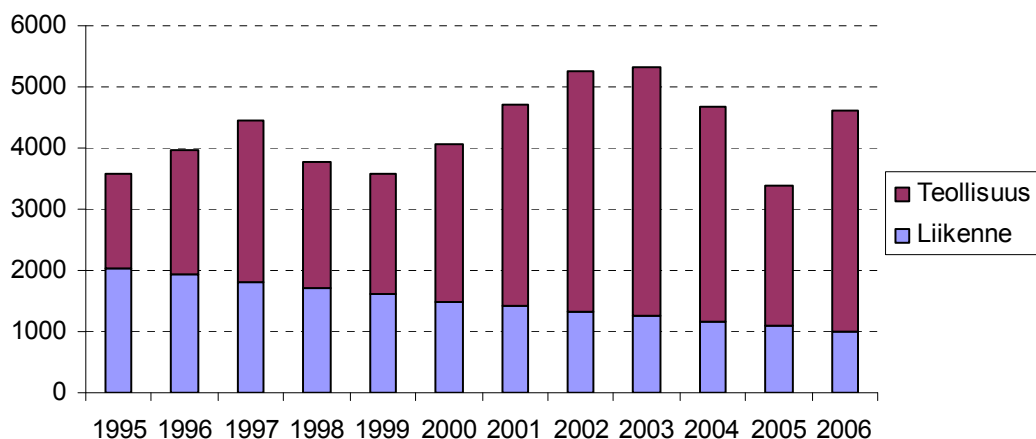
### 2.2.1 Päästöt Vaasan seudulla 1995–2006

Teollisuuden päästöt on koottu Länsi-Suomen ympäristökeskuksen (Kujala 2008) toimittamista VAHTI-tietokannasta kootuista päästötiedoista. Liikenteen päästöt on laskettu LIISA 2006 -laskentamallin avulla, jossa on käytössä kertoimet aiempien vuosien päästöille. (Taulukot 1 ja 2.)

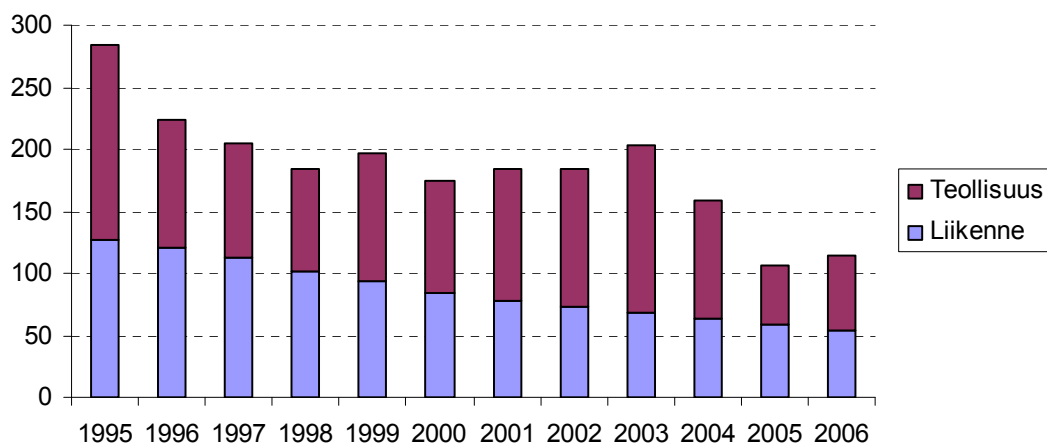
Vaasan alueen rikkidioksidipäästöt ovat vaihdelleet vuodesta 1995 tarkasteltuna siten, että suurimmat päästöt tutkimusalueella syntyivät vuonna 2003 (2270 tn). Vuonna 2006 rikkidioksidipäästöt olivat 15 % pienemmät verrattuna vuoden 1995 tasoon. Liikenteen osuus rikkidioksidipäästöistä on hyvin pieni. (Kuva 3.) Typen oksidien päästöissä on havaittavissa kasvava trendi. Liikenteen osuus typen oksidien päästöistä on vähenevä, ja vuonna 2006 liikenne tuotti niistä 22 %. Vuonna 2006 typen oksidien päästöt olivat tutkimusalueella liki 30 % suuremmat kuin tarkastelujakson alussa vuonna 1995. (Kuva 4.) Hiukkaspäästöt ovat vähentyneet tutkimusalueella huomattavasti; vuoden 1995 tasosta vuoteen 2006 mennessä 60 %. Liikenne tuotti vuonna 2006 lähes puolet hiukkaspäästöistä. (Kuva 5.)



Kuva 3. Rikkidioksidipäästöjen (tn/v) kehitys Vaasan seudulla 1995–2006.



Kuva 4. Typen oksidien päästöjen (tn/v) kehitys Vaasan seudulla vuosina 1995–2006.



Kuva 5. Hiukkaspäästöjen (tn/v) kehitys Vaasan seudulla vuosina 1995–2006.

Taulukko 1. Vaasan seudun ilmoitusvelvollisten teollisuuslaitosten päästöt (tn/v) kunnittain jaoteltuna vuosina 1996, 2001 ja 2006.

Kunta	SO <sub>2</sub>			NO <sub>x</sub>			hiukkaset		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Jurva	0	0	3,9	0	0	3,6	0	0	1,4
Laihia	0,18	5,4	0,01	0,75	9,3	0,08	0,18	2,2	0
Mustasaari	0,17	2,3	0	0,6	1,2	0	0,17	0,5	1,3
Vaasa	1138	1484	1069	2044	3283	3596	104	105	57
<i>yhteensä</i>	<i>1139</i>	<i>1492</i>	<i>1073</i>	<i>2046</i>	<i>3294</i>	<i>3600</i>	<i>104</i>	<i>107</i>	<i>60</i>

Taulukko 2. Tieliikenteen pakokaasupäästöt Vaasan seudulla (tn/v) kunnittain jaoteltuna vuosina 1996–2006. Päästöt on laskettu LIISA 2006 -järjestelmän kertoimilla vuoden 2006 päästömääristä (LIISA 2006).

Kunta	SO <sub>2</sub>			NO <sub>x</sub>			hiukkaset		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Isokyrö	1,34	0,26	0,08	115	84	60	7,1	4,6	3,2
Jurva	0,98	0,19	0,06	81	59	43	5,2	3,4	2,3
Laihia	2,08	0,40	0,12	180	132	95	10,9	7,0	4,9
Maalathi	1,76	0,34	0,10	154	113	81	9,2	5,9	4,1
Mustasaari	5,38	1,03	0,32	470	345	247	28,7	18,5	12,9
Vaasa	7,15	1,37	0,42	548	402	288	36,0	23,2	16,1
<i>yhteensä</i>	<i>18,7</i>	<i>3,6</i>	<i>1,1</i>	<i>1547</i>	<i>1134</i>	<i>814</i>	<i>97,1</i>	<i>62,6</i>	<i>43,5</i>

## 2.2.2 Paikalliset ilmanlaatumittaukset

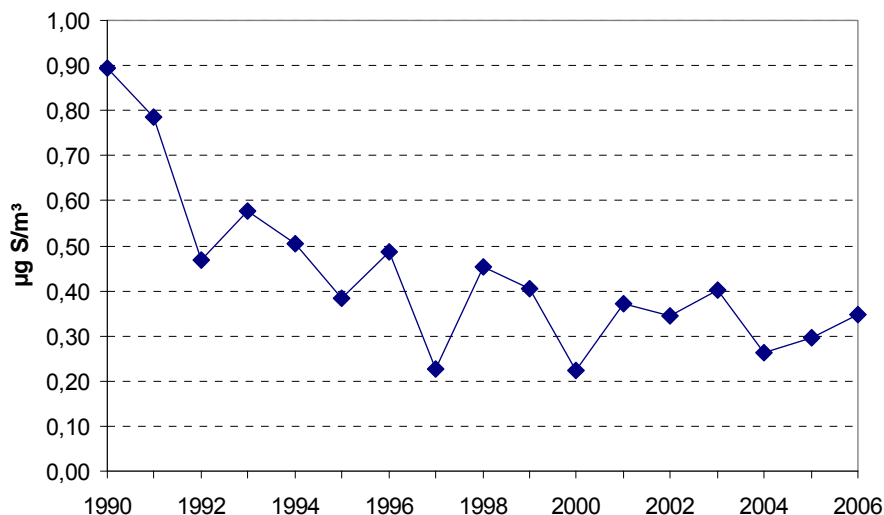
Vaasassa on kaksi ilmanlaadun mittausasemaa: toinen keskustassa Vaasanpuistikossa ja toinen vesitornilla Kirkkopuistikossa. Vuonna 2006 hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuuden raja-arvo ylittyi keskustassa 11 ja Kirkkopuistikossa 6 kertaa. Ilmanlaatuindeksin avulla arvioituna ilmanlaatu oli Vaasassa vuonna 2006 yleisimmin tyydyttävä, 57 %:na vuoden päivistä. Ilmanlaatu oli hyvä 8 %:na ja välttävä 16 %:na vuoden päivistä kun taas ilmanlaatu oli huono tai erittäin huono yhteensä 14 päivänä. (Ilmanlaadun vuosiraportti 2006.)

## 2.2.3 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla

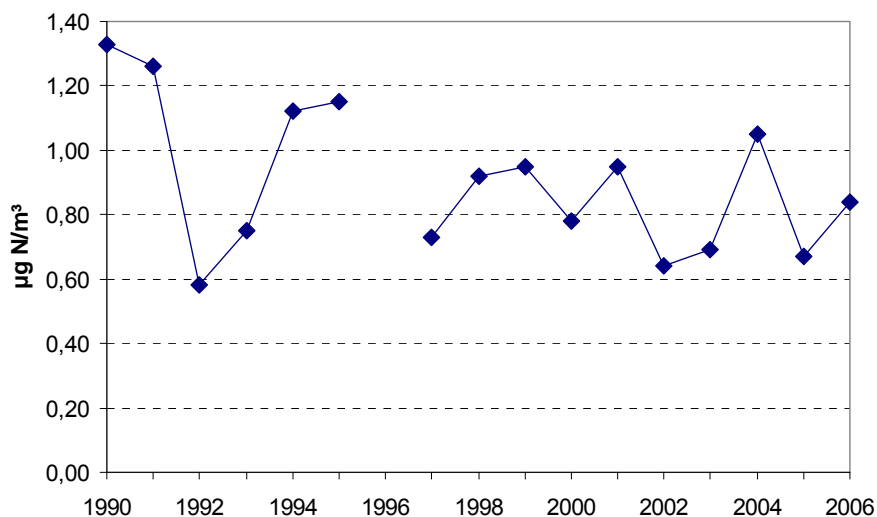
Lähes kaikkien merkittävimpien ilman epäpuhtauksien pitoisuudet Ilmatieteen laitoksen tausta-aseilla ovat vähentyneet 1980-luvun alusta voimakkaasti. Vähentyminen jatkui vielä 1990-luvulla, vaikkakin hitaammin Etelä-Suomessa (Kulmala ym. 1998). Kuvissa 6-8 on esitetty kaasujen pitoisuuksia vuosikeskiarvoina Ähtärin tausta-aseilla vuosina 1990–2006 sekä kuvissa 9-11 nitraatti- ja ammoniumtypen sekä sulfaattirikin vuosilaskeuma Ähtärin ja Hailuodon tausta-aseilla. Hailuodossa laskeumamittauksia on tehty vuodesta 1995 alkaen (Salmi 2007).

Ähtärin taustahavaintoasemalla rikkidioksidin vuosikeskiarvo on pienentynyt 61 % vuodesta 1990 vuoteen 2006, mikä kertoo happamoittavan laskeuman vähenemisestä. Typpidioksidin pitoisuuden vuosikeskiarvoon liittyy menetelmästä johtuen huomattava epävarmuus, eikä luvuista voi päätellä juuri muuta kuin, että pitoisuus on pieni. (Salmi 2007) Typpidioksidin pitoisuuden laskua on hidastanut otsonin lisääntyminen, sillä otsoni vaikuttaa typpimonoksidin muuntumiseen typpidioksidiksi (Laurila ym. 2003).

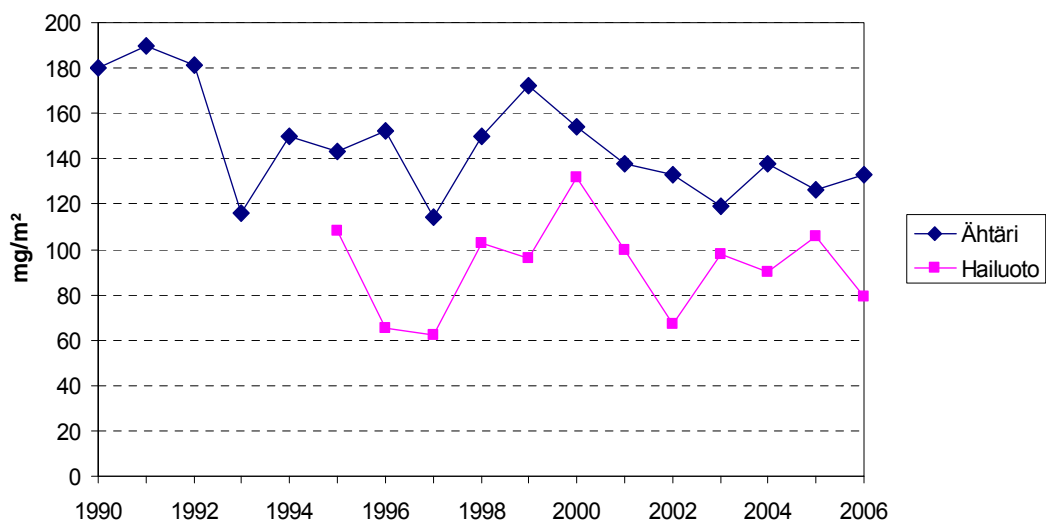
Ähtärin tausta-aseilla mitatuissa kaikissa vuosilaskeumissa on ollut vähenevä trendi vuosina 1990–2006. Sulfaattirikin laskeuma on vähentynyt nopeammin kuin typen ionien (nitraattityppi  $\text{NO}_3^-$ -N ja ammoniumtypi  $\text{NH}_4^+$ -N) laskeuma. Hailuodon tausta-aseilla vain sulfaattirikin vuosilaskeumissa on ollut havaittava trendi, joka on ollut hitaasti vähenevä. Sulfaattirikin vuosilaskeuma vuonna 2006 oli  $0,13 \text{ g/m}^2$  Ähtärissä ja  $0,08 \text{ g/m}^2$  Hailuodossa. Typen vuosilaskeuma oli viime vuonna yhteensä noin  $0,14\text{--}0,22 \text{ g/m}^3$ . (Salmi 2007)



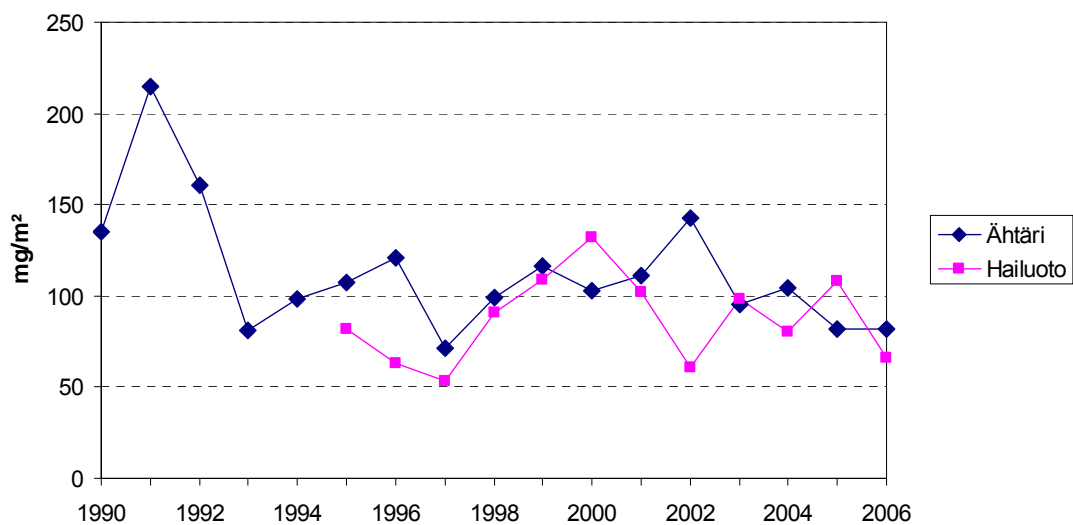
Kuva 6. Rikkidioksidin pitoisuus rikkinä ( $\mu\text{g S/m}^3$ ) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtärin tausta-aseilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



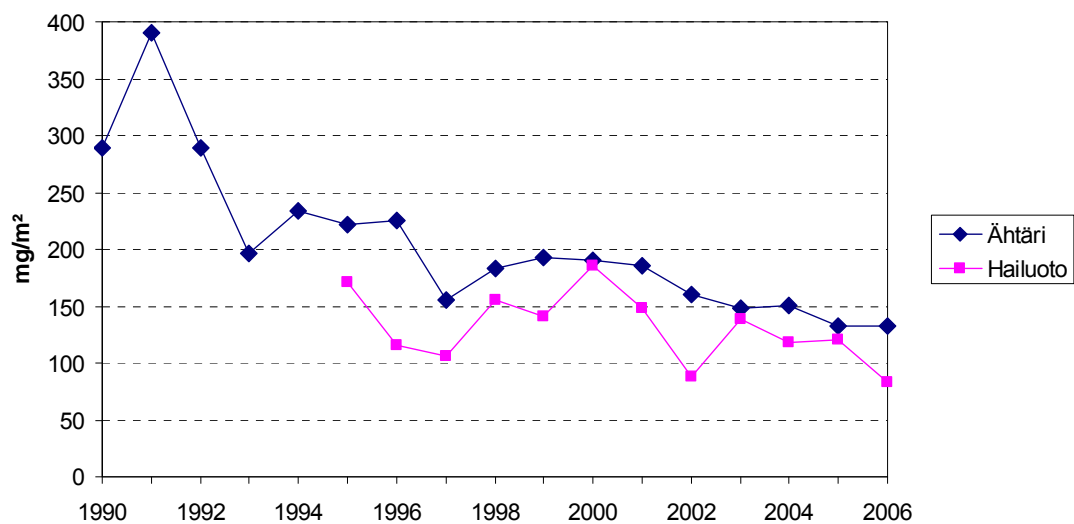
Kuva 7. Typpidioksidin pitoisuus typpinä ( $\mu\text{g N/m}^3$ ) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtäriin tausta-aseamalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 8. Nitraattityypen vuosilaskeumat ( $\text{NO}_3^-$ -N  $\text{mg/m}^2$ ) Ähtäriin ja Hailuodon tausta-aseamalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 9. Ammoniumtyypen vuosilaskeumat ( $\text{NH}_4^+$ -N  $\text{mg/m}^2$ ) Ähtäriin ja Hailuodon tausta-aseamalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 10. Sulfaattirikin vuosilaskeumat ( $\text{SO}_4^{2-}\text{-S mg/m}^2$ ) Ähtärin ja Hailuodon tausta-aseilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).

### 3. Tutkimusaineisto ja –menetelmät

#### 3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat

Tutkimus tehtiin 59 mäntyalalla, joista kuudelta kerättiin maaperänäytteet humus-, huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksesta. Havaintoalojen jakautuminen kunnittain on esitetty taulukossa 3. Havaintoalaverkosto oli tiheimmillään Vaasan kaupungin alueella (kuva 11). Samoin säilyneet havaintoalat suhteessa eri vuosiin on esitetty taulukossa 4. Osa vanhoista aloista jouduttiin perustamaan uudelle paikalle hakkuun, rakentamisen tai muun syyn takia hävinneen alan tilalle, jolloin uudet alat perustettiin lähimmälle jäkäläkartoitukseen soveltuvalla paikalla. Havaintoaloja perustettaessa standardissa SFS 5670 (Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus) esitetyistä soveltuvuuskeriteereistä tärkeimpiä ovat metsikön ikä, tiheys ja aluskasvillisuus. Nämä tekijät vaikuttavat siihen, esiintyykö metsikössä runkojäkälille suotuisissa valoisuusolosuhteissa kasvavia mäntyjä.

Uusia tutkimusmetsiköitä valittaessa pyrittiin välttämään paikkoja, joissa reunavaikutus oli merkittävä tai joissa vallitsi jäkälien kasvuolosuhteisiin poikkeavasti vaikuttava mikroilmasto (esim. supat tai paisterinteet), sekä hiljattain käsiteltyjä, esim. kolmen viimeisen vuoden aikana harvennettuja metsäkuvioita. Havaintopuut valittiin siten, että ne olivat läpimitaltaan vähintään 20 cm ja kolmen metrin korkeudelle oksattomia. Pensaiden tai taimien ympäröimiä runkoja ei hyväksytty mukaan kartoitukseen. Valintakriteerien suhteen optimaaliset havaintoalat sijaitivat kuivahkoilla tai kuivilla kankailla, joilla aluskasvillisuus on matalaa ja metsä melko harvaa.

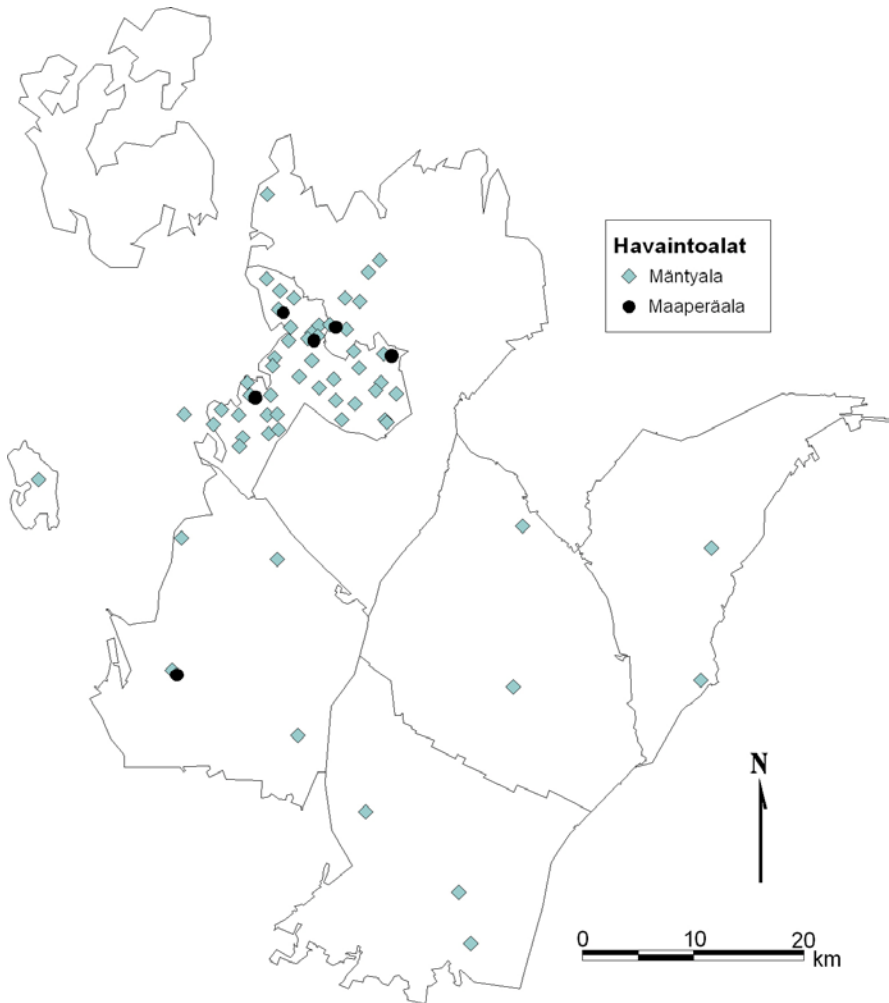
Näytealojen sijainti määritettiin GPS-laitteen avulla, lisäksi maastossa täytettävään havaintoalakaavakkeeseen laadittiin havaintoalan etsintäohje ja kaaviokuva havaintopuiden sijainnista. Jäkälähavainnot tehtiin viideltä puulta ja elinvoimaisuus arvioitiin kymmeneltä puulta. Havaintopuut merkittiin maalaamalla tyveen valkoinen täplä; 1. havaintopuun tyveen täplää maalattiin kaksi. Uutena perustettujen alojen puut numeroitiin 1.-puusta lähtien pohjoisesta vastapäivään kiertäen. Havaintoaloilta määritettiin metsätyyppi, puuston kehitysluokka, valtapuulajien pohjapinta-alat sekä havaintopuiden keskimääräinen korkeus ja ikä. Valtapuulajien pohjapinta-alat määritettiin relaskoopin avulla, ja puiden korkeus ja ikä arvioitiin silmämääräisesti.

Taulukko 3. Tutkimusalojen lukumäärä kunnittain.

Kunta	Mäntyalat	Maaperänäytteet
Isokyrö	2	
Jurva	3	
Laihia	2	
Maalahti	5	1
Mustasaari	7	1
Vaasa	40	4
yht.	59	6

Taulukko 4. Vaasan seudulla kunakin vuonna tutkittujen alojen säilyminen vuosien 2006-2007 tutkimuksessa.

Tutkimusvuosi	2000	1995	1990
Säilyneitä aloja	31	26	23



Kuva 11. Tutkimusalojen sijainti.

Suurin osa mäntyaloista sijaitsi MT-tyyppin (mustikkatyyppi) tuoreilla kankailla. VT-tyyppin (puolukkatyyppi) kuivahkoilla kankailla sijaitsi 25 havaintoalaa ja CT-tyyppin (kanervatyyppi) kuivilla kankailla, OMT-tyyppin (oravanmarja-mustikkatyyppi) lehtomaisella kankaalla ja CIT-tyyppin (jäkälätyyppi) kuivalla kankaalla kullakin 1 havaintoala. Lisäksi 2 alaa oli luokassa muu. Muu-luokka tarkoittaa usein taajamien puistomaisia metsiköitä tai esim. kangasrämeitä. Puuston keskimääräinen ikä havaintoaloilla oli 111 vuotta, ja suurin osa havaintoaloista sijoittui ikäluokkaan 80-99 vuotta. Puuston keskimääräinen pohjapinta-ala oli 20 m<sup>2</sup> ja halkaisija 31 cm. Suurin osa tutkimusaloista sijoittui kehitysluokkaan kypsä. Valtapuiden keskimääräinen pituus oli 16 m, ja havaintomäärältään suurin pituusluokka oli 15-19 metriä. Valtalajina havaintoaloilla oli mänty kolme alaa lukuunottamatta, ja suurimmalla osalla havaintoaloista kuusi oli toinen valtalaji. (Taulukko 5.)



Taulukko 5. Havaintoaloja kuvaavia tunnuksia.

Tunnus		kpl	%	Tunnus		kpl	%
Metsätyyppi	OMT	1	2 %	Havaintopuiden keskimääräinen ikä (vuotta)	alle 60	2	3 %
	MT	29	49 %		60-79	5	8 %
	VT	25	42 %		80-99	22	37 %
	CT	1	2 %		100-119	14	24 %
	CIT	1	2 %		120 tai yli	16	27 %
	muu	2	3 %				
Puuston pohjapinta-ala (m <sup>2</sup> /ha)	alle 10	3	5 %	Havaintopuiden keskimääräinen halkaisija (cm)	alle 25	3	5 %
	10-14	16	27 %		25-29	24	41 %
	15-19	14	24 %		30-34	24	41 %
	20-24	17	29 %		35 tai yli	8	14 %
	25-29	6	10 %				
	30 tai yli	3	5 %				
Kehitysluokka	kypsä	52	88 %	Valtapuiden pituus (m)	alle 10	4	7 %
	varttunut	6	10 %		10-14	25	42 %
	nuori	1	2 %		15-19	26	44 %
					20 tai yli	4	7 %
1. valtalaji	mänty	56	95 %	2. valtalaji	kuusi	34	58 %
	kuusi	3	5 %		koivu	12	20 %
					mänty	3	5 %
					-	10	17 %

## 3.2 Tutkimusmenetelmät

### 3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta

Tutkimuksen kesäaikaisen maastotyöryhmän muodostivat Jyväskylän yliopiston ympäristötutkimuskeskuksen tutkimusteknikko Tuomo Ellonen, tutkija Irene Huuskonen sekä tutkimusapulaiset Kirsi Järvisalo, Terhi Lylyjärvi sekä Teemu Oittinen. Tutkimuksen jäkäläkartoitus ja puustohavainnot tehtiin 1.7.2006 - 11.8.2006. Neulasnäytteet kerättiin 1.2.-5.4.2007 välisenä aikana. Neulasnäytteet keräsivät Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehtonen ja Sari Leinonen.

### 3.2.2 Mäntyjen neulaskadon eli harsuuntuneisuuden arvioiminen

Havupuiden neulaskato ei ilmennä nimenomaisesti ilman epäpuhtauksien vaikutuksia, vaan ensisijaisesti puun yleistä elinvoimaisuutta. Puun kasvupaikka, ikä, ilmasto-olosuhteet, sienitaudit, hyönteiset ja muut tuhonaiheuttajat vaikuttavat myös neulaskatoon. Epäpuhtauksien kuormitus yhdessä näiden tekijöiden voi johtaa suurempaan neulaskatoon kuin mitä tavattaisiin puhtaassa elinympäristössä (Jussila ym. 1999). Laajoja alueita kattavissa selvityksissä on havaittu korrelaatiota havupuiden neulaskadon ja epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen välillä (Salemaa ym. 1991).

Neulaskatoa arvioitaessa harsuuntuneiksi katsotaan puut, joiden neulaskato on yli 20 %. Tätä pienemmän vaihtelun katsotaan kuuluvan luontaiseen neulasmäärän vaihtelun piiriin. Männyllä neulaskato ilmenee usein epätasaisena, eli puussa voi olla yksittäisiä, muita voimakkaammin harsuuntuneita oksia. Voimakkaassa neulaskadossa latvus yleensä harsuuntuu melko tasaisesti (kuva 12). Myös neulasvuosikertojen määrä kuvaa puun elinvoimaisuutta, ja yleensä neulaskadon lisääntyessä neulasvuosikertojen määrä vastaavasti vähenee.

Epäpuhtauksien kuormittamillakin alueilla havupuiden neulaskato on hyvin paikallinen ilmiö. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannassa mäntynäytealojen keskimääräisen neulaskadon on todettu edustavan vain kyseistä näytealaa, sillä tulosten yleistettävyyttä oli alle 0,3 km (Partanen ja Veijola 1996). Vaikka neulaskato indikoikin ilmanlaatua jokseenkin huonosti, on se kuitenkin selkeä puun yleiskunnon mittari. Lisäksi neulaskadon arviointi on menetelmän helppo ja nopea toteuttaa, ja sitä käytetäänkin paljon kansainvälisessä metsien tilan seurannassa.

Mäntyjen harsuuntuneisuutta eli neulaskadon määrää arvioitiin Metsäntutkimuslaitoksen arviointiohjeiden mukaisesti (Lindgren ja Salemaa 1999). Havainnot tehtiin koelalla viideltä puulta tarkastelemalla kutakin puuta kiikareilla eri puolilta vähintään puun pituutta vastaavalta etäisyydeltä siten, että tarkasteltavan puun neulasmassaa verrattiin samalle kasvupaikalle kuvitellun terveen puun neulasmassaan. Arviot puun neulaskadon määrästä kirjattiin prosentteina, ja lisäksi arvioitiin neulasvuosikertojen määrä, mahdolliset tuhot ja taudit sekä neulasten väriviat (kellastuminen tai ruskettuminen) asteikolla 1-3, jossa luokassa 1 1-5 % neulasista on värivikaisia, luokassa 2 6-10 % neulasista on värivikaisia ja luokassa 3 yli 10 %. Varsinaisesti puu katsotaan värivikaiseksi silloin, kun yli 10 % puun neulasmassasta on värivikaisia. Neulasten värivikoja aiheuttavat ravinnepuutokset, hyönteistuhot (esim. kaarnakuoriaiset), sienet (esim. ruskopilkkukariste, männynharmaakariste ja männyn juurikäpälä) sekä abioottiset tekijät, esim. ahava. Myös rikki- ja typpipäästöt voivat aiheuttaa värivikaisuutta. (Metsätuho-opas 2003.)



Kuva 12. Eri asteisesti harsuuntuneita mäntyjä (ei neulaskatoa, lievä neulaskato, selvä neulaskato).

### 3.2.3 Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus

Latvuksen kunnan arvioiminen on aina subjektiivista ja arviointitulokseen vaikuttavat esimerkiksi metsikön tiheydestä, sääoloista ja valaistuksesta aiheutuvat virhelähteet (Salemaa ym. 1993). Subjektiivisuudestaan huolimatta harsuuntuneisuuden arviointi on käyttökelpoinen ja suhteellisen nopea menetelmä arvioitaessa puiden elinvoimaisuutta. Menetelmän subjektiivisuudesta johtuvia eroja voidaan vähentää arvioijien koulutuksella sekä vakioimalla mahdollisimman monia arviointitulokseen vaikuttavia tekijöitä (arvioija, puu, 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 harsuuntuneisuusluokkiin luokiteltujen puiden osuuksia (Salemaa ym. 1993).

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen bioindikaattoritutkijoiden arviointitason vertailussa vuonna 1994 yhden neulaskatoluokan virherajoihin mahtui yli 95 % arvioiduista puista ja erot kohdepuiden jakaantumisessa neulaskatoluokkiin olivat pieniä ilman tilastollista merkitsevyyttä. Mäntyjen neulaskatoarvioiden keskiarvo oli alle yhden prosentin suurempi kuin metsäntutkimuslaitoksen arvioijien keskiarvo, eivätkä keskiarvot eronneet tilastollisesti toisistaan. (Niskanen 1995). Kesällä 1996 arviointitason todettiin vastaavan metsäntutkimuslaitoksen arvioijien tasoa (Niskanen ym. 1996). Kesällä 2000 ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän harsuuntuneisuusarviot olivat ensimmäisessä testissä keskimäärin 8 % pienempiä kuin Metlan arvioijien taso ryhmän sisäisen hajonnan ollessa kuitenkin pieni (Lindgren 2000). Myöhemmin samana kesänä maastoryhmän arviot eivät eronneet tilastollisesti Metlan Hannu Rantasen arvioista (Lindgren 2001).

Harsuuntuneisuuden arvioimiseen liittyvien virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmälle järjestettiin keväällä 2006 viikon mittainen koulutusjakso ja arviointitasot testattiin ennen maastokauden alkua. Vuonna 2007 ympäristöntutkimuskeskuksen maastotyöryhmän arviointitasot testattiin Metlan testipuilla. Tällöin yhden ympäristöntutkimuskeskuksen maastotyöryhmän jäsenen arviointitasot vastasivat hyvin Metlan arvioita, ja kahden jäsenen arviot olivat hieman Metlan arvioita korkeampia. (Lindgren 2007.)

### 3.2.4 Mäntyjen epifyyttijäkäläen kartoittaminen

Jäkälät koostuvat symbioosissa elävistä lehtivihreättömästä sieniosakkaasta ja yhteyttävästä leväosakkaasta. Ne menestyvät hyvin niukkaravinteisessa ja kuivassa elinympäristössä, missä korkeammat kasvit eivät selviä. Jäkälät kasvavat löyhärakenteisina sekovarsina ilman suojaavia pintasolukerroksia ja ilmarakoja ottaen ravinteensa ja vetensä suoraan ilmasta, sadevedestä tai runkovalunnasta. Tämä tekee jäkälät hyvin herkiksi ilman epäpuhtauksien vaikutuksille. Altistus tapahtuu pääasiassa siten, että epäpuhtaudet kiinnittyvät sieniosakkaan soluseinämien proteiineihin. Talviaikaankaan, jolloin ilmassa on yleensä enemmän epäpuhtauksia, runkojäkälät eivät ole lumikerroksen suojaamia, ja leudommilla säillä niiden solutoiminta voi aktivoitua.

Jäkälät ilmentävät ilman epäpuhtauksien vaikutuksia yksilökohtaisesti silmin havaittavina morfologisina tai kemiallisina muutoksina, jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen muutoksina ja jäkälälajien peittävyksien muutoksina (Lodenus ym. 2002). Morfologisena muutoksena tässä tutkimuksessa arvioitiin sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioastetta sekä jäkälälajiston yleistä vaurioastetta. Jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen ja peittävyden muutokset tarkoittavat yksinkertaisimmillaan herkkien lajien vähenemistä ja myöhemmin häviämistä puiden rungoilta.

Jäkälälajit reagoivat ilman epäpuhtauksiin eri tavoin. Toiset ovat herkkiä, ja katoavat kuormitetuilta alueilta ensimmäisinä, toiset ovat kestävämpiä ja saattavat vallata vapautunutta elintilaa. Eräät lajit myös hyötyvät kuormituksesta (taulukko 6). Sormipaisukarve on erityisen hyvä ilman epäpuhtauksien indikaattori, sillä se kestää hyvin suuriakin saastepitoisuuksia, mutta indikoi niitä morfologisilla muutoksilla. On myös esitetty, että sormipaisukarve saattaisi hyötyä ilman epäpuhtauksista tiettyyn kuormitustasoon asti (Anttonen 1990). Tietyn lajin esiintymiseen vaikuttavat lajin saasteherkkyyden lisäksi myös luontaiset ympäristöolosuhteet, jonka vuoksi eri lajien indikaattoriarvot ovat erilaisia (taulukko 7).

Ilman epäpuhtauksien aiheuttamat muutokset jäkälissä ja jäkälälajistossa voivat ilmetä nopeasti etenkin suurissa saastepitoisuuksissa. Usein vaikutukset näkyvät vielä vuosienkin päästä kuormituksen vähennyttyä, koska jäkälät ovat hyvin hidaskasvuisia ja vaikutukset saattavat välittyä niihin myös kasvualueen muutosten kautta (Jussila ym. 1999.). Tärkein jäkäläin vaikuttava ilman epäpuhtaus on rikkidioksidi, mutta myös typpiyhdisteillä on vaikutusta, samoin alkalisilla päästöillä, jotka muuttavat erityisesti havupuulla kasvavien jäkäläen normaalisti hapanta kasvualueita emäksisemmäksi.

Taulukko 6. Tutkitut jäkälälajit ja niiden herkkyydet rikkidioksidille (Kuusinen ym. 1990).

Herkkyys	Laji (tiet..)	Laji (suom.)
kestävä, hyötyvä	<i>Algae + Scoliciosporum</i>	leväpeite
	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	seinäsuomujäkälä
melko kestävä	<i>Hypogymnia physodes</i>	sormipaisukarve
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	keltatyvikarve
	<i>Cetraria chlorophylla</i>	ruskoröyhelö
	<i>Vulpicida pinastri</i>	keltaröyhelö
melko herkkä	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	harmaa tyvikarve
	<i>Parmeliopsis aleurites</i>	kalpea tyvikarve
	<i>Platismatia glauca</i>	harmaaröyhelö
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	hankakarve
	<i>Parmelia sulcata</i>	raidanisokarve
herkkä	<i>Bryoria</i> sp.	lupot
	<i>Usnea</i> sp.	naavat

Taulukko 7. Standardin SFS 5670 mukaiset jäkälälajit ilmanlaadun indikaattoreina. Indikaattoriarvon luokitus: +++ hyvä, ++ kohtalainen, + pieni, - huono. Seuralaislajien lukumäärät on laskettu Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan vuoden 2000 bioindikaattoritutkimuksen aineistosta (Niskanen ym. 2001).

Sormipaisukarve (*Hypogymnia physodes*) +++



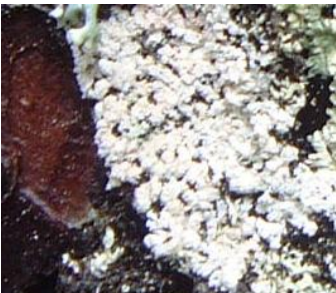
Sormipaisukarve on käytetyistä indikaattorilajeista kestävin ja yleisin laji, joka sietää eniten ilman epäpuhtauksia. Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvenssit eli peittävyys pienentyvät vasta voimakkaasti kuormitetuilla alueilla. Sormipaisukarve on hyvä ilmanlaadun indikaattori, sillä myös sekovarren näkyvät vauriot kuvastavat ilman epäpuhtauksien kuormitusta. Seuralaislajien lukumäärä 3,93.

Keltatyvikarve (*Parmeliopsis ambigua*) +++



Keltatyvikarve sietää myös hyvin ilman epäpuhtauksia ja sen esiintymisfrekvenssit noudattavat ilman epäpuhtauksien kuormitusvyöhykkeitä. Keltatyvikarve viihtyy parhaiten sulkeutuneissa kosteissa metsissä (Pihlström & Myllyvirta 1995). Keltatyvikarvetta esiintyy hyvin yleisesti, ja se on ilman epäpuhtauksia kestävä, hyvä indikaattorilaji. Seuralaislajien lukumäärä 4,02.

Tuhkakarve ja harmaatyvikarve (*Parmeliopsis hyperopta* & *Imshaugia aleurites*) +++



Tuhkakarve ja harmaatyvikarve sijoittuvat kestävydeltään 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 valoisa kalliomänniköitä. Seuralaislajien lukumäärä 4,49.

Seinäsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*) ++



Seinäsuomujäkälää kasvaa luontaisesti vanhojen mäntyjen rungoilla. Se pystyy myös käyttämään hyväkseen ilmassa olevia epäpuhtauksia ja sen esiintyminen lisääntyy ilman saasteiden kuormituksen lisääntyessä. Seinäsuomujäkälä on kohtalaisen hyvä ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori eli sen esiintyminen kuvastaa lähinnä typpilaskeuman rehevöittävä vaikutusta. Seuralaislajien lukumäärä 4,84.

Lupot (*Bryoria* sp.) +++



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.

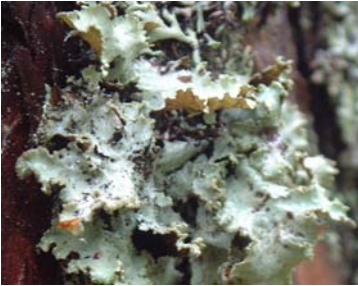


### Naavat (*Usnea* sp.) ++



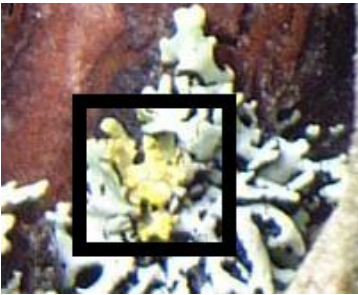
Naavojen esiintymisfrekvenssit vaihtelevat ilmansaastekuormituksen mukaan yleensä samalla tavalla kuin lupoillakin. Naavojen seuralaislajien määrä on yleensä melko suuri kuten lupoillakin, mikä osoittaa näiden jäkälälajien herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Naavojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Rannikon läheisyys suosii naavojen esiintymistä, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 5,12.

### Harmaaröyhelö (*Platismatia glauca*) ++



Harmaaröyhelö on seuralaislajien määrän perusteella suhteellisen herkkä indikaattorilaji ja myös sen esiintymisfrekvenssit ovat yleensä loogisia: laji puuttuu kuormitetuilta alueilta ja eniten sitä todetaan puhtailta alueilta. Harmaaröyhelö on herkkä ilman epäpuhtauksille, mutta sen luontainen esiintyminen voi kuitenkin vaihdella suuresti, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,51.

### Keltaröyhelö (*Vulpicida pinastri*) +



Keltaröyhelön esiintyminen on usein varsin satunnaista; sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuilta alueita ja toisaalta se saattaa puuttua tausta-alueilta. 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.

### Ruskoröyhelö (*Cetraria chlorophylla*) –



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.

### Hankakarve (*Pseudevernia furfuracea*) ++



Hankakarve on hyvin yleinen jäkälälaji männyn rungolla. Keskimääräisen seuralaislajien määrän perusteella hankakarpeen voidaan katsoa olevan herkkä ilman epäpuhtauksille, ja myös sen esiintymisfrekvenssien alueellinen jakauma vastaa yleensä ilman epäpuhtauksien kuormituksen jakaumaa. 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.

Raidanisokarve (*Parmelia sulcata*) +



Raidanisokarve on harvinainen männyn rungolla esiintyvä jäkälälaji. Raidanisokarve on ravinteisuudesta 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.

Viherlevä ja vihersukkulajäkälä (*Algae & Scoliciosporum*) +++



Viherleväpeite lisääntyy lähinnä kasvaneen typpilaskeuman vaikutuksesta eli se on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori. Viherleväpeite ja vihersukkulajäkälä ovat hyviä typpikuormituksen indikaattoreita. Seuralaislajien lukumäärä 3,98.

Mäntyjen rungoilta tutkittiin 12 jäkälälajin esiintyminen standardin SFS 5670 mukaan kuitenkin laajentaen sitä niin, että kunkin lajin runsaus arvioitiin kolmeasteisella luokituksella (taulukko 8). Kullakin havaintoalalla oli 5 tutkimuspuuta, ja mäntyjen jäkälälajisto arvioitiin 50–200 cm:n korkeudelta. Sormipaisukarpeen vaurioasteet ja yleiset vaurioasteet arvioitiin viisiasteisella luokituksella puolen vaurioluokan tarkkuudella (taulukot 9 ja 10, kuva 13). Sormipaisukarpeen ja luppojen (*Bryoria* sp.) esiintymisfrekvenssit laskettiin sapluunaruudukolta 1,2 m:n korkeudelta itä-koillisesta ja länsi-lounaasta.

Taulukko 8. Jäkälän runsauden luokittelu. Leväpeite (*Algae & Scoliciosporum*) ja seinänsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*) on luokiteltu peittävytenä (%), muut lajit sekovarsien lukumäärän perusteella.

Luokka	Sekovarsien määrä, kpl	Peittävyys, %
1	1 - 2	< 5
2	2 - 7	5 - 49
3	> 7	≥ 50

Taulukko 9. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus (SFS 5670).

Vaurio	Näkyvät muutokset
I normaali	jäkälät terveitä tai lähes terveitä
II lievä vaurio	lievästi kitukasvuisia, lieviä värimuutoksia
III selvä vaurio	jäkälät kitukasvuisia, vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiakin
IV paha vaurio	jäkälät pieniä, ryppyisiä, vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiakin
V kuollut tai puuttuu	



I = terve

II = lievä vaurio

III = selvä vaurio

IV = paha vaurio

V = kuollut tai puuttuu

Kuva 13. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus

Taulukko 10. Yleinen vaurioluokitus (SFS 5670).

Yleinen vaurioluokitus	Näkyvät muutokset
I normaali	kaikkien lajien ulkonäkö ja kasvu muuttumattomia
II lievä vaurio	pensasmaiset kitukasvuisia, lehtimäiset normaaleja
III selvä vaurio	pensasmaiset pieniä, lehtimäiset vaurioituneita
IV paha vaurio	pensasmaiset puuttuvat, lehtimäiset pahoin vaurioituneita
V kuolleet tai puuttuvat	myös lehtimäiset puuttuvat, leväpeitettä voi esiintyä

Kullekin havaintopaikalle laskettiin havaintopaikan jäkäläkasvillisuutta kuvaava IAP-indeksi (Index of Atmospheric Purity, ilmanpuhtausindeksi) (LeBlanc ja DeSloover 1970). IAP-indeksillä voidaan esittää eri jäkälälajien esiintymisfrekvenssit yhtenä lukuarvona, jossa on otettu huomioon eri lajien herkkyudet ilman epäpuhtauksille. Korkea indeksiarvo kertoo runsaasta jäkälälajistosta ja siten hyvästä ilmanlaadusta, matalan indeksin arvon saavat puolestaan lajistoltaan köyhtyneet havaintoalat (taulukko 11). Indeksillä laskettiin kullekin havaintoalalle seuraavasti:

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

- $Q$  = kunkin jäkälälajin keskimääräinen seuralaislajien lukumäärä (ks. taulukko)  
 $f$  = lajin suhteellinen esiintymisfrekvenssi näytealalla (0-1)  
 $n$  = jäkälälajien lukumäärä (10)

IAP-indeksi on laskettu käyttäen kymmentä standardin SFS 5670 mukaista indikaattorilajia. Laskennasta on jätetty pois seinäsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*) ja levät sekä vihersukkulajäkälä (*Algae* ja *Scoliciosporum* sp.), jotka hyötyvät kuormituksesta.

Laskennassa käytetyt seuralaislajien lukumäärät poikkeavat toisistaan eri tutkimuksissa, jolloin niiden vertailu IAP-indeksin osalta on usein mahdotonta. Tässä selvityksessä käytetyt seuralaislajien lukumäärät (taulukko 7) on laskettu Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan vuoden 2000 bioindikaattoritutkimuksen 6230 mäntyä käsittävästä aineistosta (Niskanen ym. 2001). Kunkin lajin seuralaislajien määrissä seinäsuomujäkälä, levä sekä vihersukkulajäkälä on huomioitu.

Taulukko 11. Jäkälälajiston luokitus IAP-indeksin perusteella.

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

Kullekin tutkimuspuulle ja -alalle laskettiin ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lajimäärä. Ala- ja puukohtaisia lajimääriä laskettaessa ei huomioitu ilman epäpuhtauksista hyötyviä seinäsuomujäkälää sekä levää ja vihersukkulajäkälää, jolloin lajeja saattoi olla puuta tai alaa kohti enimmillään 10. Puhtailla tausta-alueilla havaitaan yleensä enemmän jäkälälajeja kuin kuormitetuilla alueilla. Lajisto voidaan myös luokitella lajilukumäärän perusteella (taulukko 12).



Taulukko 12. Jäkälälajiston luokitus lajilukumäärän perusteella.

Lajilukumäärä	Lajiston kuvaus
0 - 1	Erittäin selvästi köyhtynyt
2 - 3	Selvästi köyhtynyt
4 - 5	Köyhtynyt
6 - 7	Lievästi köyhtynyt
≥ 8	Normaali jäkälälajisto

Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvensseistä laskettiin kullekin puulle sormipaisukarpeen suhteellinen peittävyys. Sormipaisukarve on ilman epäpuhtauksia kestävä laji, ja se selviää myös sellaisilla alueilla, joilta herkemmat lajit katoavat. Tällöin se usein vahvana kilpailijana valtaa kasvualaa muilta lajeilta – tosin sormipaisukarvekin kestää kuormitusta vain tiettyyn pisteeseen asti, jonka jälkeen sen peittävyys pienenee (vrt. esim. Niskanen ym. 2003a ja Niskanen ym. 1996).

### 3.2.5 Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus

Jäkäläkartoituksen tulosten luotettavuuteen vaikuttavat erityisesti kartoituksen tekijöiden lajintuntemus sekä kokemus bioindikaattoritutkimusten tekemisessä. Ainoastaan standardissa SFS 5670 esitettyjen 12 indikaattorilajin hallitseminen ei riitä, sillä lajintuntemuksen ollessa suppea voivat indikaattorilajit sekoittua muihin lajeihin. Ilman epäpuhtaudet voivat aiheuttaa lajien ulkonäköön huomattavia muutoksia, minkä vuoksi vain luonnontilaisten jäkälien tunteminen ei ole taidollisesti riittävää.

Eri jäkälälajien esiintymisen kirjaaminen voi vaihdella eri arvioitsijoiden kesken. Leväpeitteen ja seinäsuomujäkälän kasvutavan vuoksi niiden havainnointi on erityisen hankalaa. Leväpeitettä voi esiintyä hyvinkin pieninä vihertävinä laikkuina. Seinäsuomujäkälä kasvaa yksittäisinä alle 1 mm:n kokoisina suomuina. Tämä suomupeite voi olla lähes yhtenäinen, selvästi havaittava peite kaarnalla, tai niukimmillaan lähes yksittäisiä suomuja. Tyvikarpeiden osalta on kirjattu esiintymiseksi vain selvästi erottuva sekovarsi, ei kaarnan pinnalla oleva kellertävä tai vaalea jauhomainen kasvusto. Edellä esitettyjen syiden vuoksi näiden epifyyttien havainnointiin ja runsauden arviointiin liittyvät erityisen suuret virhelähteet, kun verrataan eri tutkijoiden tuloksia keskenään.

Subjektiviisiin arvioihin pohjautuva jäkälien näkyvien vaurioiden arviointi ja luokittelu aiheuttaa myös tutkijakohtaisia eroja jäkäläkartoituksen tuloksiin. Näiden virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmä koulutettiin ja arviointitasot saatettiin samalle tasolle testien avulla ennen maastokauden alkua.

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen selvityksessä (Polojärvi ym. 2005a) männyn epifyyttijäkälän ja sormipaisukarpeen vaurioiden havainnoinnin virhelähteistä todettiin, että arviot sormipaisukarpeen vaurioista eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi havainnoijien omien eivätkä eri havainnoijien arvioiden välillä. Havainnot ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärästä eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi havainnoijien omien havaintokertojen välillä, mutta eri havainnoijien välillä todettiin muutamia tilastollisesti merkitseviä eroja. Sormipaisukarpeen suhteellisissa peittävyyksissä todettiin tilastollisesti merkitseviä eroja sekä havainnoijien omien että eri havainnoijien tekemien mittausten välillä, kuten myös leväpeitteen arvioinnissa. Jäkälähavainnoista leväpeitteen havainnointi osoittautui tarkkuudeltaan epävarmimmaksi. Arviot leväpeitteen esiintymisestä poikkesivat havaintoaloilla, joilla leväpeitettä esiintyi mäntyjen rungoilla hyvin pieninä vihertävinä laikkuina. Leväpeitteestä poiketen seinäsuomujäkälän havainnoinnissa ei eroja todettu. (Taulukko 13.)

Taulukko 13. Jäkälähavaintojen mittaustarkkuus 95 %:n luottamusväliillä.

	ARVIOINTITARKKUUS	ERO TULOSSISSA
<i>Sormipaisukarpeen vauriot</i>		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	3 - 12 %	0,1 - 0,2 vaurioluokkaa
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	10 - 16 %	0,2 - 0,4 vaurioluokkaa
<i>Jäkälälajien lukumäärä</i>		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	11 - 23 %	0,9 - 1,6 lajia
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	0 - 5 %	0 - 0,9 lajia
<i>Sormipaisukarpeen peittävyys</i>		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	34 - 42 %	3,3 - 3,0 %-yks.
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	11 - 22 %	0,7 - 4,9 %-yks.

### 3.2.6 Neulasnäytteiden kerääminen ja alkuainepitoisuuksien analysointi

Neulasten alkuainepitoisuuksien määrittämisellä pyritään selvittämään ilman kautta leviävien epäpuhtauksien kuormituksen alueellisia eroja. Neulasiin kertyy epäpuhtauksia sekä juuristojen kautta että suoraan ilmasta neulasten pintasolukoista, ja osa laskeumasta jää neulasten pinnoille kulkeutumatta eteenpäin (Jussila ym. 1999). Voimakkaat sateet laskevat neulasten alkuainepitoisuuksia; kuormitetuilla alueilla rikkipitoisuudet saattavat laskea jopa 30–50 % (Huttunen 1982). Latvustosta huuhtoutuvat ravinteet taas ovat peräisin neulasten pinnalle laskeutuneesta kuivalaskeumasta ja lehtisolukoista (Helmisaari 1993). Myös neulasten iällä voi olla vaikutusta mitattuihin pitoisuuksiin, sillä neulasten vanhetessa helposti (N, P, K, Mg) tai keskinkertaisesti liikkuvien ravinteiden (S, Zn, Cu, Fe, B) pitoisuudet pienenevät, ja heikosti liikkuvien (Ca, Mn) pitoisuudet kasvavat (Helmisaari 1998). Liikkuvia ravinteita siirtyy vanhemmista neulasista nuorempiin etenkin silloin, kun puu kärsii ravinteiden niukkuudesta (Merilä ym. 1996). Kuormitetuilla alueilla tilanne on kuitenkin erilainen rikin osalta, sillä rikkipitoisuudet usein päinvastoin kasvavat neulasten vanhetessa. (Nieminen ym. 1993, Helmisaari 1993.) Tässä tutkimuksessa selvitettiin männyn neulasten alkuainepitoisuuksia pääravinteista typen (N), fosforin (P) ja kaliumin (K) osalta, sivuravinteista kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg) ja rikin (S) osalta sekä hivenravinteista boorin (B), mangaanin (Mn), raudan (Fe), kuparin (Cu), ja sinkin (Zn) osalta. Lisäksi selvitettiin neulasten kromi- (Cr), kadmium- (Cd) ja nikkeli- (Ni) pitoisuuksia. Neulasten alkuainepitoisuudet analysoitiin neulasten toisesta vuosikerrasta.

Neulasten alkuainepitoisuudet kuvaavat kuormitusta suhteellisesti, sillä osa alkuaineista on aina peräisin maaperän luontaisista ravinnevaroista (Jussila ym. 1999). Alkuainepitoisuudet kuvaavat myös ravinteiden suhteita, mahdollisia puutoksia tai myrkyllisen korkeita pitoisuuksia. Tutkituista alkuaineista erityisesti rikki ja typpi kuvastavat ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa kuormitusta. Neulasten ravinnepitoisuuksien luontainen vaihtelu on suurta, sillä pitoisuuksiin vaikuttavat lukuisat tekijät. (Jussila ym. 1999.) Yksiselitteisiä ohjearvoja neulasten alkuainepitoisuuksille on vaikea antaa, sillä ohjearvot vaihtelevat eri lähteissä (vrt. Reinikainen ym. 1998). Taulukoissa 14-16 on esitetty eri lähteistä peräisin olevia ohjearvoja, jotka kuvaavat neulasten alkuainepitoisuuksia puiden normaalin ravinnetasapainon kannalta. Arvot vaihtelevat lähteestä riippuen eivätkä kuvaa suoranaisesti puille haitallisia pitoisuuksia. Tämän vuoksi ravinnetasapainoa arvioitaessa on otettava huomioon mm. metsätyyppi ja muut ravinteisuuteen vaikuttavat tekijät. Taulukossa 14 on esitetty männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille (VT- ja CT-tyypit), taulukossa 15 on esitetty ravinnepitoisuuksien ohjearvoja sekä eri lähteistä laskettuja ravinnepitoisuusaineistojen tunnuslukuja kangasmaan männiköille sekä taulukossa 16 on YK:n Euroopan talouskomission alkuainepitoisuuksien ohjearvoja Keski-Euroopan metsiin. Verrattuna suomalaisiin ohjearvoihin eurooppalaiset ohjearvot ovat korkeampia, eivätkä ole erilaisten olosuhteiden vuoksi suoraan tänne sovellettavissa.

Männyn normaalina typpipitoisuutena pidetään n. 11 g/kg, jota alemmissa pitoisuuksissa puun katsotaan kärsivän typen puutteesta (Jukka 1988). Havupuiden normaalina kokonaisrikkipitoisuutena tausta-alueilla pidetään 900 mg/kg kuiva-ainetta, kun kuormitetuilla alueilla Etelä-Suomessa pitoisuus voi olla 1500 mg/kg (Jussila 1999). Puiden kasvun kannalta sopivana rikkipitoisuutena pidetään 900–1200 mg/kg (Reinikainen ym.1998).

Taulukko 14. Männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille. Suluissa on esitetty pitoisuudet tuoreille ja lehtomaisille kankaille. (Jukka 1988)

Ravinnetila	typpi g/kg	fosfori mg/kg	kalium mg/kg	boori mg/kg
alhainen	< 11 (< 12)	< 1200 (< 1400)	< 3500	< 5
riittävä	11 - 13,9	1200 - 1449 (1400 - 1599)	3500 - 3900	5 - 7,9
sopiva	≥ 14	≥ 1450 (≥ 1600)	≥ 4000	≥ 8

Taulukko 15. Neulasanalyysin tulkinnessa tarvittavia arvoja kangasmaan metsille (Reinikainen ym. 1998 Brække 1995, Mälkönen 1991 ja Raitio 1994 mukaan)

Mänty	Ankara puutos	Sopiva (optimi)	Keskiarvo	Minimi	Maksimi
N g/kg	11 - 13	15 - 21	12,3	7,4	22,5
P g/kg	0,8 - 1,2	1,4 - 1,8	1,46 - 1,52	0,98	3
K g/kg	3,0 - 4,1	5,0 - 7,0	4,82 - 4,87	3,1	8
Ca g/kg	1,0 - 2,1	yli 3,0	1,85 - 2,28	1,14	4,24
Mg g/kg	0,3 - 0,7	0,5 - 1,0	0,99 - 1,07	0,52	1,48
S g/kg	0,5 - 0,9	yli 0,9	0,94	0,66	1,42
B mg/kg	alle 4	yli 8,0	12,1	3,6	27,6
Cu mg/kg	1,9 - 3,0	ei optimiarvoa	2,6 - 3,2	0,8	5,9
Zn mg/kg	alle 5,0	ei optimiarvoa	40 - 46	25,5	61
Mn mg/kg	alle 7,0	ei optimiarvoa	409 - 555	157	767
Fe mg/kg	27 - 30	ei optimiarvoa	46,4	24,3	148

Taulukko 16. Männyn neulasten alkuainepitoisuuksien luokitteluarvot YK/ECE:n mukaan.

Luokkaraja	N g/kg	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg g/kg	S mg/kg
Alin arvo	12	1000	3500	1500	600	1100
Ylin arvo	17	2000	10 000	4000	1500	1800

Neulasnäytteet kerättiin standardin SFS 5669 mukaisesti talvella 2007 jäkälä- ja neulaskatokartoitukseen käytetyiltä havaintoaloilta. Neulasnäytteet tulee kerätä puiden lepoaikana, sillä kasvukaudella alkuainepitoisuuksissa on huomattavia vaihteluita (esim. Raitio ja Merilä 1998). Kustakin näytestä katkaistiin 3–4 oksaa eri puolilta latvustoa 8–12 metrin korkeudelta. Näytteet pakattiin muovipusseihin, joita säilytettiin pakastimessa näytteiden esikäsittelyyn asti. Näytteistä erotettiin toisen vuosikasvaimen neulaset (vuoden 2005 vuosikerta), jotka kuivattiin paperipusseissa noin 40 °C lämpötilassa viikon ajan. Kuivatut neulaset jauhettiin homogeeniseksi massaksi ja hajotettiin väkevän typpihapon avulla märkäpoltolla mikroaltopolttolaitteistossa. Jäähtyneet näytteet laimennettiin vedellä ja sentrifugoitiin. Neulasnäytteiden alkuainepitoisuudet tyypeä lukuunottamatta määritettiin ICP-OES -laitteistolla (Jobin-Yvon Ultima 2) standardin SFS-EN ISO 11885:98 mukaisesti ja ICP-MS -laitteistolla (Agilent 7500ce) standardin SFS-EN ISO 17294-2:05 mukaisesti (taulukko 17). Typpipitoisuudet määritettiin CNS-analysointilaitteistolla (Thermo Finnigan FlashEA 1112) ilma-kuivatuista näytteistä. Rinnakkaismääritysten lisäksi alkuainemääritysten laadunvarmistukseen käytetään sekä laboratorion sisäisiä kontrollinäytteitä että sertifioituja referenssimateriaaleja (NIST SRM 1575, männyn neulaset). Tulokset on ilmoitettu kuiva-ainetta (105 °C) kohti.

### 3.2.7 Neulasten alkuainepitoisuuksien kartoittamiseen liittyvät virhelähteet ja luotettavuus

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus tutki vuonna 2004 neulasnäytteiden keräämiseen ja analysointiin liittyviä virheitä. Menetelmän mittaustarkkuus, joka käsittää sekä näytteenottoon että analyysiin liittyvät virheet oli rikkipitoisuudelle keskimäärin  $\pm 5\%$  ja typpipitoisuudelle  $\pm 7\%$ . Heikoimmillaan mittaustarkkuus oli suuren pistepäästölähteen vaikutusalueella rikille  $\pm 14\%$  ja typelle  $\pm 12\%$  (taulukko 17). Näytteenoton mittaasepävarmuuden vähentämiseksi näytteet otetaan eri puolilta näytepuuta, jolloin kokoomanäytteeseen tulee neulasia sekä päästökohteiden puolelta että suojapuolelta. Menetelmän toistettavuutta tutkittaessa ei tilastollisesti merkitseviä eroja juuri havaittu (ks. Polojärvi ym. 2005b). Vuoden 1995 tutkimuksessa neulasten rikkipitoisuuksien kartoittamisen mittaustarkkuudeksi arvioitiin  $\pm 7\%$  (Niskanen 1995) ja toistettavuuden osalta  $\pm 14\%$  (taulukko 16) (Niskanen ym. 1996).

Neulasten rikki- ja typpipitoisuuden kartoituksessa käytetyn menetelmän tarkkuus heikkenee etenkin tilanteessa, jossa pitoisuuksien vaihteluväli on pieni ja sääolosuhteet vaikuttavat pitoisuuksiin. Ottamalla näytteet eri vuosina samoilta puilta saadaan parempi kuva pitoisuuksien muutoksesta näytealalla. Neulasnäytteistä määritettyjen alkuaineiden laboratorioanalyysiin liittyvät mittaasepävarmuudet ja määritysrajat on esitetty taulukossa 18.

Taulukko 17. Rikin ja typen keskimääräiset mittaustarkkuudet eri vuosina tehdyissä mittaustarkkuuksien arvioinneissa 95 %:n luottamusvälillä. Vuonna 1995 näytepuuta oli alalla viisi vuonna 2004 käytettyjen kymmenen sijasta.

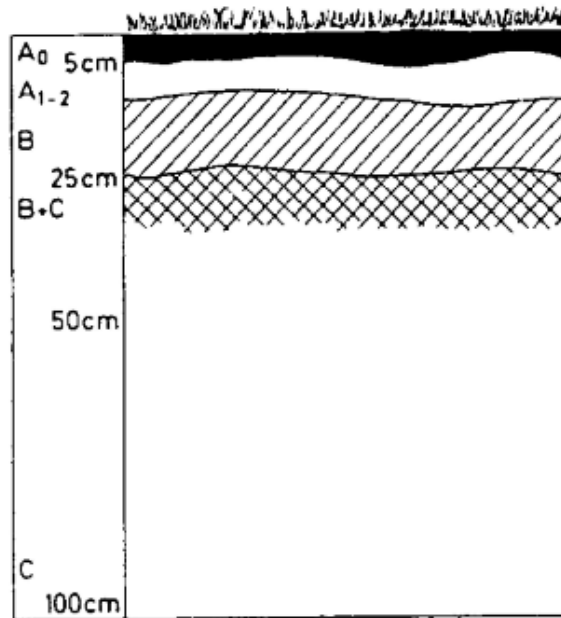
		Keskim. mittaustarkkuus	Huonoin mittaustarkkuus
Rikki	2004	$\pm 5\%$	$\pm 14\%$
	1995	$\pm 7\%$	
Typpi	2004	$\pm 7\%$	$\pm 12\%$

Taulukko 18. Neulasten ja maaperänäytteiden alkuainepitoisuuksien analysoinnissa käytetyt menetelmät, määritysrajat sekä mittaasepävarmuudet.

ALKUAINE	MENETELMÄ	MÄÄRITYSRAJA mg/kg	MITTAUSEPÄVARMUUS
B	ICP-OES	1	1-3 mg/kg $\pm$ 0,6 mg/kg; > 3 mg/kg $\pm$ 20 %
Ca	ICP-OES	10	10-40 mg/kg $\pm$ 6 mg/kg; > 40 mg/kg $\pm$ 15 %
Cd	ICP-MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg $\pm$ 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg $\pm$ 20 %
Cr	ICP-MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg $\pm$ 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg $\pm$ 20 %
Cu	ICP-OES	1	1-4 mg/kg $\pm$ 0,6 mg/kg; > 4 mg/kg $\pm$ 15 %
Fe	ICP-OES	3	3-20 mg/kg $\pm$ 2 mg/kg; > 20 mg/kg $\pm$ 10 %
K	ICP-OES	30	30-150 mg/kg $\pm$ 15 mg/kg; > 150 mg/kg $\pm$ 10 %
Mg	ICP-OES	10	10-50 mg/kg $\pm$ 5 mg/kg; > 50 mg/kg $\pm$ 10 %
Mn	ICP-OES	0,2	0,2-0,7 mg/kg $\pm$ 0,1 mg/kg; > 0,7 mg/kg $\pm$ 5 %
Na	ICP-OES	30	30-100 mg/kg $\pm$ 15 mg/kg; > 100 mg/kg $\pm$ 15 %
Ni	ICP-MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg $\pm$ 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg $\pm$ 20 %
P	ICP-OES	10	10-50 mg/kg $\pm$ 5 mg/kg; > 50 mg/kg $\pm$ 10 %
Pb	ICP-MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg $\pm$ 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg $\pm$ 20 %
S	ICP-OES	15	15-80 mg/kg $\pm$ 8 mg/kg; > 80 mg/kg $\pm$ 10 %
Zn	ICP-OES	1	1-5 mg/kg $\pm$ 1 mg/kg; > 5 mg/kg $\pm$ 20 %

### 3.2.8 Maaperän ominaisuudet

Metsäkasvillisuuden elinvoimaisuuteen yleisesti vaikuttavat tekijät ovat metsämaan happamuus, ravinteiden määrä ja saatavuus sekä haitallisten aineiden, esim. raskasmetallien määrät maaperässä (Tamminen 1998). Tässä tutkimuksessa selvitettiin maaperän ominaisuuksia pH:n, sähkönjohtokyvyn, orgaanisen aineksen osuuden ja ravinnepitoisuuksien osalta erikseen humus-, huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksesta (kuva 14).



Kuva 14. Tyypillinen havumetsän podsoliprofiili. Kerrosten nimitykset: A<sub>0</sub>: humuskerros (kuollut eloperäinen aines), A<sub>1-2</sub>: tuhkanharmaa huuhtoutumiskerros, B: rikastumiskerros, B+C: lievästi muuttunut pohjamaa, C: muuttumaton pohjamaa (kuva: Nuotio ym. 1990).

Maaperän ravinnetasoon vaikuttavat luontaisten tekijöiden (esim. kivennäismaan geokemiallinen koostumus, maaperän ja humuskerroksen paksuus, maaperän raekoostumus, kivisyys, pohjaveden liikkuvuus, pohjavesipinnan korkeus, ilmastotekijät) lisäksi ihmisen toiminta, lähinnä ilman epäpuhtauksien aiheuttama laskeuma sekä erilaiset metsänkäsittelytoimet. Metsäkasvillisuuden käytettävissä olevat ravinteet ovat sitoutuneet kivennäismaata peittävään humuskerrokseen. Humuskerroksen ominaisuuksiin vaikuttavat kasvillisuus sekä maaperän hajottajaeliöstön toimintaa säätelevät ympäristötekijät. (Tamminen 1998, Raitio ja Kärkkäinen 2002.)

Kasvupaikan viljavuutta kuvaavat parhaiten kivennäismaan kalsiumpitoisuus sekä humuksen typpi-, magnesium- ja rikkipitoisuudet. Typpi on kasveille tärkein ravinne, ja Suomen metsämailla typpi on yleisimmin kasvua rajoittava ravinne. Typen määrää maaperässä kuvaa hiilen ja typen suhde (C/N-suhde). Suomalaiset metsämaat ovat luonnostaan melko happamia. Happamoitumista aiheuttavat mm. sade- ja maaveden hiilihappo, kasvien ravinteiden oton yhteydessä maahan siirtyvät vetyionit ja orgaanisen aineksen hajotessa syntyvät hapot. Neutraloivia prosesseja ovat puolestaan mineraalien rapautuminen sekä happamuuden muutoksia vastustavat puskurireaktiot. (Tamminen 1998.) Happamoittavaa laskeumaa aiheuttavat rikin ja typen oksidit, jotka muuttuvat ilmakehässä rikki- ja typpihapoksi. Laskeuma happamoittaa maaperää korvaamalla maahiukkasten pinnalla olevat vaihtuvat emäskationit vetyioneilla ja kiihdyttämällä happamoitumista puskuroivien emäskationien huuhtoutumista maaperästä. (Lindroos ja Derome 1998.) Maaperän ominaisuuksien ja kasvupaikan tuotoskyvyn välillä on havaittu riippuvuuksia, sen sijaan puuston elinvoimaisuuden ja maaperän ominaisuuksien välillä yhteyttä ei ole havaittu joitain ääreviä poikkeustapauksia lukuun ottamatta. Humuskerroksen pH:lla on kiinteä yhteys kasvupaikan viljavuuteen, mutta kivennäismaan pH:lla ei viljavuuteen ole vaikutusta. (Tamminen 1998.)

Tässä tutkimuksessa selvitettiin maaperän ominaisuuksia humuksen osalta 6 näytealalla. Humusnäytteistä analysoitiin kalsiumin (Ca), kaliumin (K), magnesiumin (Mg), mangaanin (Mn), natriumin (Na), fosforin (P), rikin (S) ja sinkin (Zn) pitoisuudet sekä näytteiden pH-arvo, sähkönjohtokyky ja orgaanisen aineksen osuus. Humuskerroksesta analysoitiin edellisten lisäksi typpipitoisuudet sekä C/N-suhde.

Maaperänäytteet kerättiin kolmesta kuopasta eri puolilta havaintoalaa, ja kunkin maaperäkerroksen osanäytteet yhdistettiin kokoomanäytteeksi. Laboratoriossa humusnäytteet seulottiin 2 mm seulalla, jonka jälkeen ne kuivattiin 40 °C:ssa ilmakehiksi. Alkuaineiden määrittystä varten näytteet uutettiin ja analysoitiin samoilla menetelmillä kuin neulasnäytteetkin. pH:n ja sähkönjohtokyvyn määrittämiseksi 20 ml maanäytettä sekoitettiin 60 ml:an ionivaihdettua vettä. Seosta ravisteltiin yhden tunnin ajan, jonka jälkeen pH-määrittäminen ja sähkönjohtokyvyn määrittäminen tehtiin laskeutuneesta näytteestä. Orgaanisen aineksen osuus selvitettiin hehkuttamalla kuivaa näytettä hehkutusuunissa 550 °C 2 tunnin ajan, jonka jälkeen näyte jäähdytettiin, punnittiin ja laskettiin hävikki suhteessa ennen hehkutusta tehtyyn punnitukseen.

### 3.2.9 Maaperänäytteiden analysointiin liittyvät virhelähteet ja luotettavuus

Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannan yhteydessä on arvioitu humuksen metallipitoisuuksien määrittämisen mittaustarkkuutta (Veijola ja Niskanen 1998). Selvityksessä analysoitiin erikseen samoilta kahdelta näytealoilta (Nuuksio ja Puolarmetsä) otetut 10 humusnäytettä kokoomanäytteen tarkkuuden arvioimiseksi. Mitattaville muuttujille arvioitiin luottamusväli kun kokoomanäytteet oletettiin koostuvan 5-15 osanäytteestä. Jotta muuttujan mittaustarkkuus olisi helpompi mieltää, esitettiin tulokset standardoimalla keskiarvo sadaksi. Käytännössä esim. luottamusväli  $100 \pm 40$  voidaan tulkita niin, että eri alueiden tai vuosien välisen eron tulee olla suurempi kuin 40 %, jotta ne tilastollisesti eroaisivat toisistaan.

Humusnäytteistä tutkittiin kalsiumin, magnesiumin, kaliumin, natriumin ja alumiinin pitoisuudet. Taulukossa 19 on verrattu 5 ja 10 osanäytteestä muodostetun kokoomanäytteen mittaustarkkuutta. Tulosten perusteella analysoitaessa useampia osanäytteitä saavutetaan pienempi vaihteluväli. Paras mittaustarkkuus oli magnesiumilla ja heikoin alumiinilla.

Maaperänäytteiden alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvät mittausepävarmuudet sekä menetelmien määrittämissärajat ovat samoja kuin neulasillakin ja ne on esitetty taulukossa 18.

Taulukko 19. Humuksen muuttujien 95 %:n luottamusväli, kun kokoomanäyte koostuu 5 tai 10 osanäytteestä. Keskiarvo on standardoitu 100:ksi. Metallipitoisuuksien yksikkönä käytettiin mekv./dm<sup>3</sup>.

	5 osanäytettä		10 osanäytettä	
	Nuuksio	Puolarmetsä	Nuuksio	Puolarmetsä
Ca	100 ± 55	100 ± 46	100 ± 32	100 ± 26
Mg	100 ± 31	100 ± 40	100 ± 18	100 ± 23
K	100 ± 45	100 ± 58	100 ± 26	100 ± 34
Al	100 ± 56	100 ± 52	100 ± 32	100 ± 30

### 3.2.10 Paikkatietomenetelmät

Paikkatietoaineistojen käsittelyssä, tuottamisessa ja visualisoinnissa hyödynnettiin MapInfo 8.0 ja MapViewer 5 –ohjelmistoja. Tulososion vyöhykekartat laadittiin Surfer 8 –ohjelmistolla. Vyöhykekartat interpoloitiin kriging-menetelmällä. Kriging-menetelmä laskee tuntemattomalle pisteelle arvon painottamalla lähimpien tunnettujen pisteiden arvoja, mutta painotus ei perustu pelkästään pisteiden väliseen etäisyyteen ja ennustettuun sijaintiin, vaan myös tunnettujen pisteiden

ja niiden arvojen spatiaaliseen järjestäytymiseen. Kriging-menetelmää käytettäessä huomioidaan spatiaalisen autokorrelaation vaikutus, eli mitä lähempänä alueet sijaitsevat toisiaan, sitä enemmän ne muistuttavat toisiaan jonkin ilmiön suhteen. (Polojärvi 2007.)

Vyöhykekarttoja tarkasteltaessa tulee huomioida, että interpolointitulokset on aina yleistys, jonka tarkkuuteen vaikuttaa ennen kaikkea tunnettujen pisteiden määrä ja tiheys. Näin ollen interpoloinnin tulosta voidaan pitää luotettavana niillä alueilla, joilla tunnettuja pisteitä (tutkimusaloja) on tiheässä, mutta harvan havaintoalaverkon alueilla interpoloinnin tulokseen tulee huomattavasti enemmän epävarmuustekijöitä. Kun havaintoalaverkosto on harva, yksittäisen havaintoalan tulos vaikuttaa laajempiin alueisiin kuin jos havaintoalaverkko olisi tiheä.

Pohjakartta-aineistona on käytetty AffectoGenimap Finland Oy:n kartta-aineistoja (lupa L706/08).

## 4. Tulokset

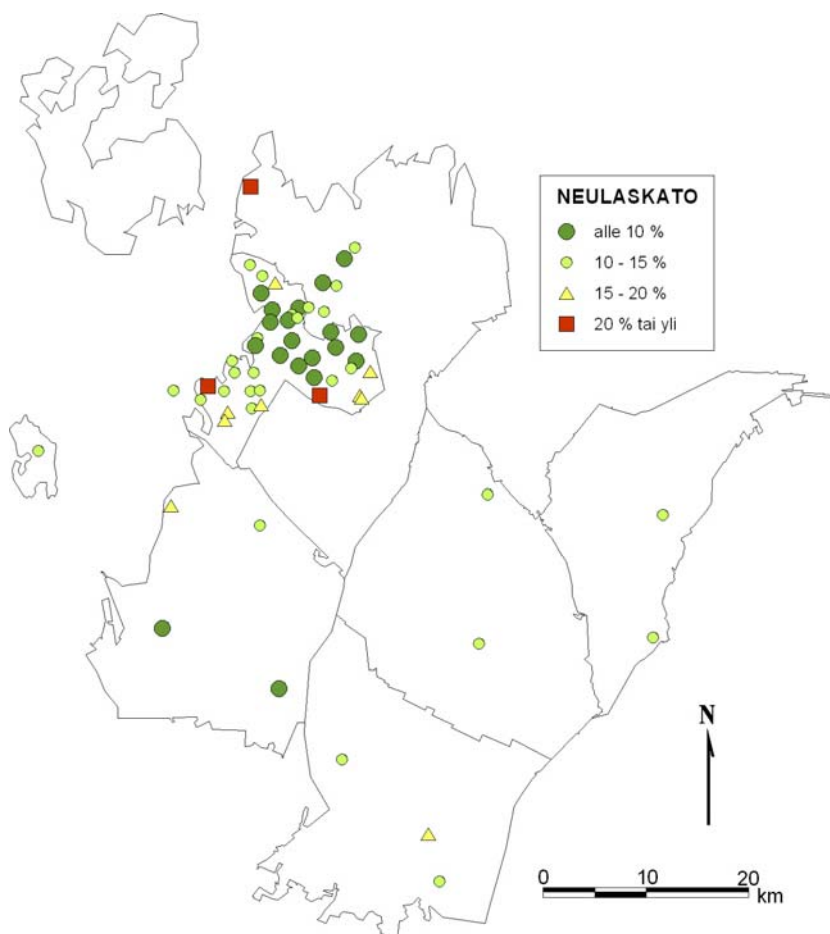
### 4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus

Männyn neulaskatoa kuvaavat puukohtaiset muuttujat sekä puiden kokomuuttujat on esitetty taulukossa 20. Koko tutkimusalueella mäntyjen keskimääräinen neulaskato oli 12,0 %, ja neulasvuosikertoja puissa oli keskimäärin 3,5. Värivikaisuuden keskiarvo oli 0,4 (vaihteluväli 0-3).

Taulukko 20. Männyn neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä sekä puiden koko tutkimusalueella. N = tutkimuspuiden lukumäärä (pituutta kuvaavat luvut on laskettu alakohtaisista valtapuupituuksien arvioista).

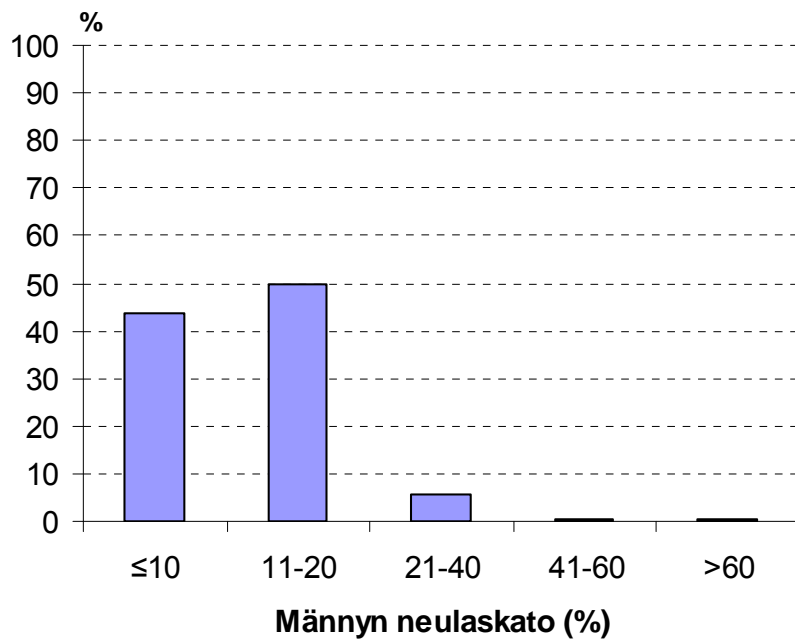
<b>n = 590</b>	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Harsuuntuneisuus (%)	12,0	0	70	6,91
Neulasvuosikerrat	3,5	2,5	5	0,40
Värivikaisuus	0,4	0	3	0,69
Pituus (m)	15,9	9	26	3,41
Läpimitta (cm)	31,2	19,4	60,5	6,26

Yli 20 %:n neulaskato oli Vaasan seudulla harvinaista: keskimääräinen neulaskatoprosentti oli tätä suurempi kolmella alalla Vaasassa ja Mustasaassa (kuva 15). Vaasassa sijaitsevista aloista 15:llä keskimääräinen harsuuntuneisuusaste oli alle 10 %. Puista 20 %:n harsuuntumisrajan ylitti 37 puuta eli 6 % kaikista tutkituista puista. (Kuva 16.) Suurin osa puista (50 %) kuului neulaskatoluokkaan 11-20 %.



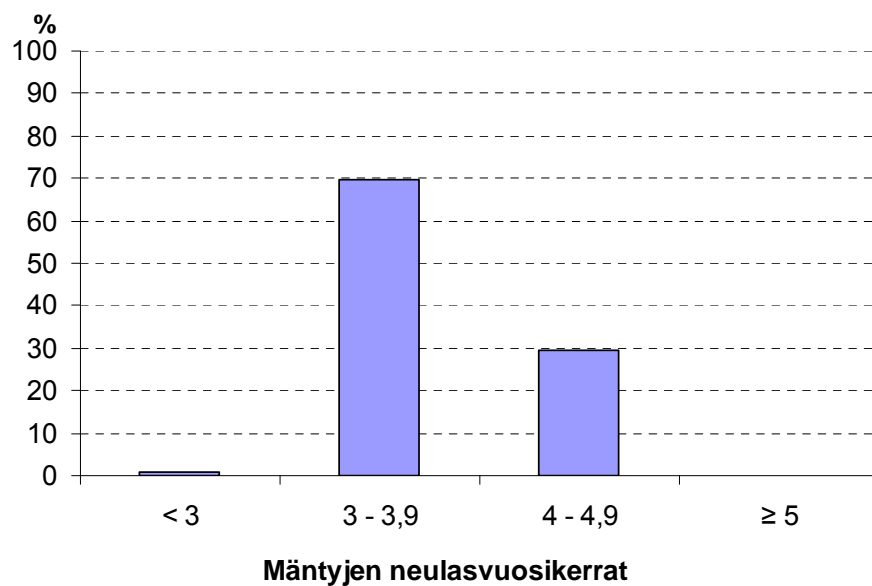
Kuva 15. Mäntyjen neulaskato tutkimusalueella vuonna 2006 (alakohtaiset keskiarvot).



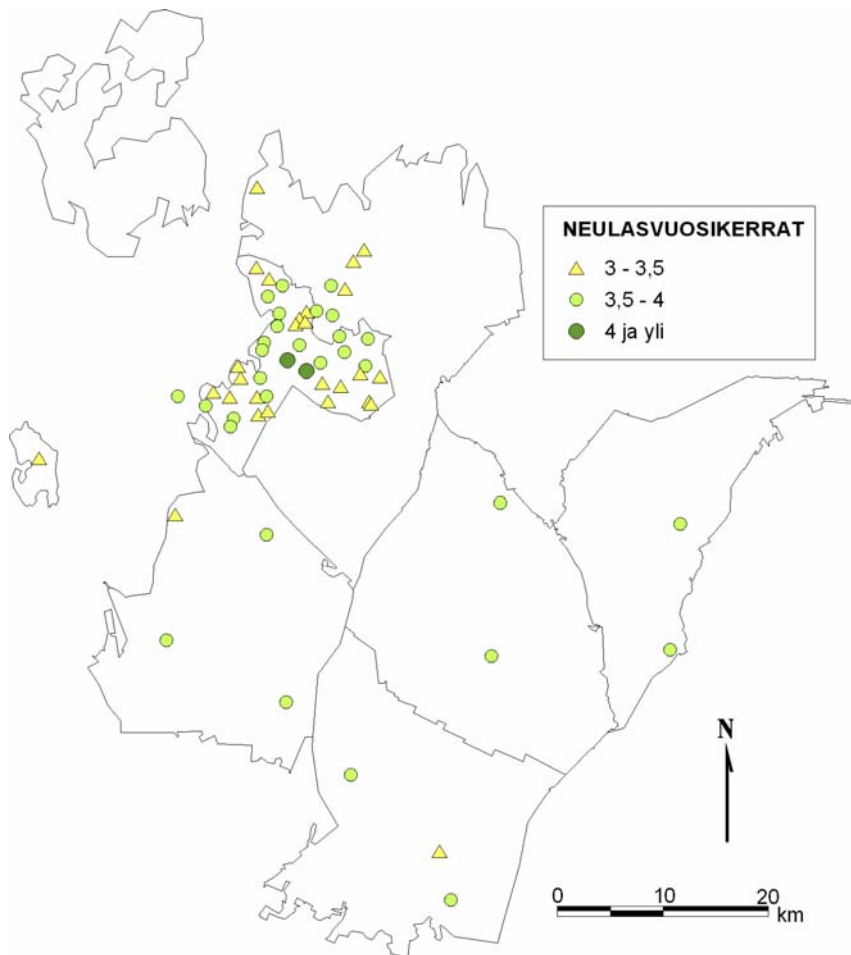


Kuva 16. Mäntyjen jakautuminen neulaskatoluokkiin Vaasan alueella. N = 590.

Suurimmalla osalla (70 %) tutkimusmäennyistä oli 3-3,9 neulasvuosikertaa, mikä on normaali määrä Etelä-Suomen mäennyille. (Lindgren ja Salemaa 2000.) Alle 3 neulasvuosikertaa oli tutkimusalueella viidellä mäennyllä, ja yli 4 neulasvuosikertaa oli 30 %:lla mäennyistä. (Kuva 17.) Neulasvuosikertojen määrässä ei ollut havaittavissa alueellista vaihtelua (kuva 18).



Kuva 17. Mäntyjen jakaantuminen neulasvuosikertaluokkiin Vaasan alueella. N = 590.



Kuva 18. Keskimääräiset neulasvuosikerrat havaintoaloilla vuonna 2006.

Värvikaisuutta havaittiin 27 %:lla tutkituista männyistä. Yleisin värvikaisuusluokka oli 0-5 %, johon sijoittui 66 % kaikista värvikaisuushavainnoista. Varsinaisia värvikaisia puita (yli 10 % neulasmassasta värvikaisia) tutkimusalueella oli 8. Suhteellisen korkea värvikaisten osuus saattoi johtua tutkimuskesänä vallinneesta kuivuudesta, joka saa puut usein pudottamaan vanhimman neulasvuosikertansa tavallista aikaisemmin. Neulasten putoamista edeltää niiden kellastuminen ja kuivuminen.

Hyönteis- tai sienituhoja havaittiin tutkituista puista 3 rungolla. Näistä tervosrosoa havaittiin 2 puulla ja ytimennävertäjän (*Tomicus* sp.) aiheuttamia tuhoja 1 puulla.

#### 4.2 Mäntyjen runkojäkälet

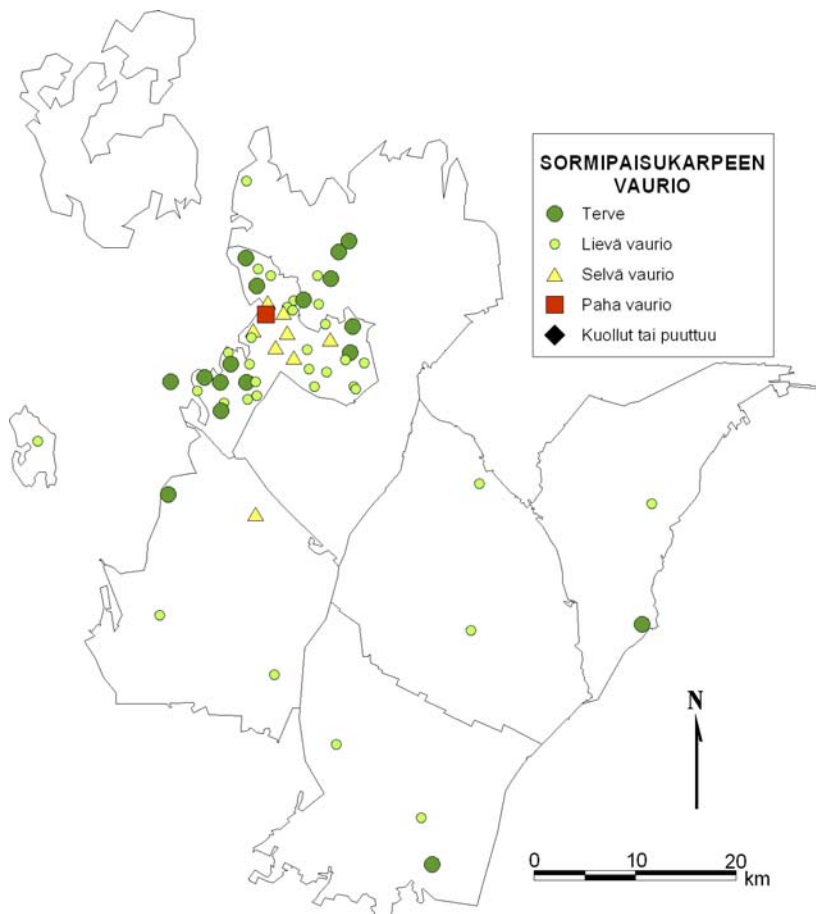
Mäntyjen jäkälälajistoa kuvaavien muuttujien keskiarvot, äärimmäiset arvot ja keskihajonta on esitetty taulukossa 21. IAP-indeksi oli tutkimusalueella keskimäärin 1,9, mikä kertoo jäkälälajiston olevan köyhtynyttä. Keskimääräinen ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien näytealakohtainen lajimäärä Vaasan seudulla oli 6,1 ja puukohtainen lajimäärä 4,4. Näytealakohtaisen lajimäärän perusteella jäkälälajisto tutkimusalueella on lievästi köyhtynyttä ja puukohtaisen lajimäärän perusteella köyhtynyttä. Yleisen vaurioasteen keskiarvo (2,5) oli hieman suurempi kuin sormipaisukarpeen vaurioasteen keskiarvo (1,9). Sormipaisukarpeen vaurioaste kertoo lievistä ilman epäpuhtauksien aiheuttamista vauriosta ja yleinen vaurioaste selvistä vaurioista. Sormipaisukarpeen peittävyys keskiarvo tutkimusalueella oli 6,6 %, ja levää havaittiin keskimäärin 1,6 puulla viidestä.

Taulukko 21. Männyn runkojäkälien ilmanpuhtausindeksi, alakohtainen ja puukohtainen lajimäärä, sormipaisukarpeen vaurioaste, sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys. Lajimääriä laskettaessa ei ole huomioitu levää ja seinäsuomujäkälää.

<i>n</i> = 59	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Ilmanpuhtausindeksi	1,9	0,4	3,5	0,70
Lajimäärä/näyteala	6,1	1	9	1,94
Lajimäärä/puu	4,4	1	9	1,73
Yleinen vaurioaste	2,5	1,1	5	0,74
Sormipaisukarpeen vaurioaste	1,9	1	4,1	0,61
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	6,6	0	22	4,99
Levän yleisyys	1,6	0	5	1,94

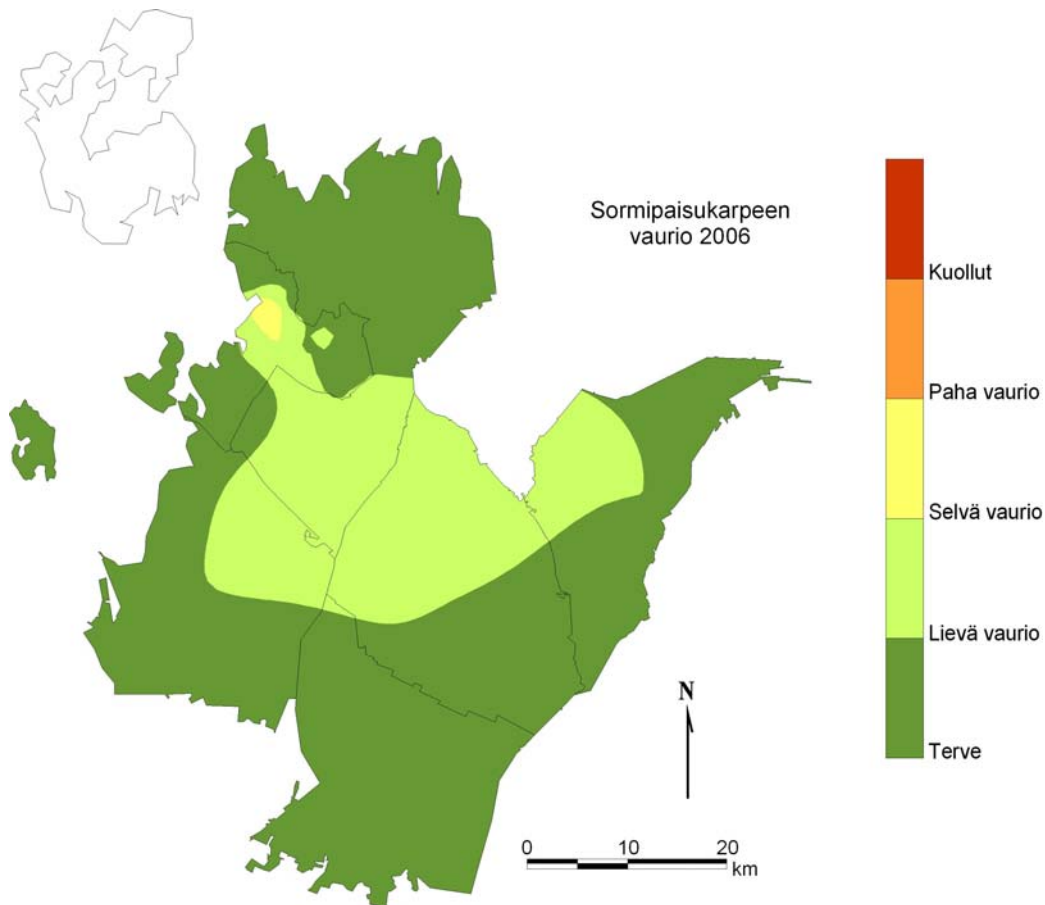
#### 4.2.1 Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste

Sormipaisukarpeen pahoja vaurioita havaittiin ainoastaan yhdellä havaintoalalla Vaasan keskustassa. Selviä vaurioita havaittiin 8 alalla Vaasassa ja Mustasaassa. Suurimmalla osalla aloista (56 %) vauriot olivat lieviä. Tervettä sormipaisukarvetta havaittiin 29 %:lla havaintoaloista. (Kuva 19.)



Kuva 19. Sormipaisukarpeen vaurioasteet tutkimusalueella vuonna 2006.

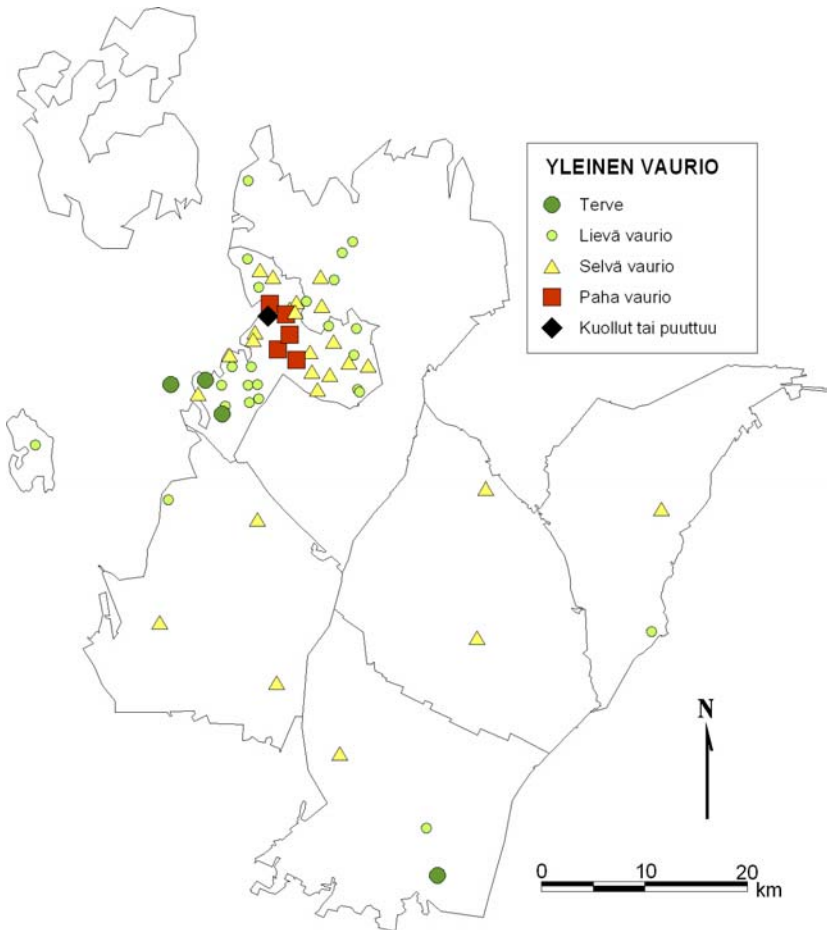
Sormipaisukarpeen lievien vaurioiden vyöhyke muodostui tutkimusalueen keskivaiheille Vaasa-Mustasaari-Maalathi-Laihia-Isokyrö –vyöhykkeelle. Vaasan keskustan alueella oli pienialainen selvien vaurioiden vyöhyke. Tutkimusalueen reunaosissa sormipaisukarve oli tervettä. (Kuva 20.)



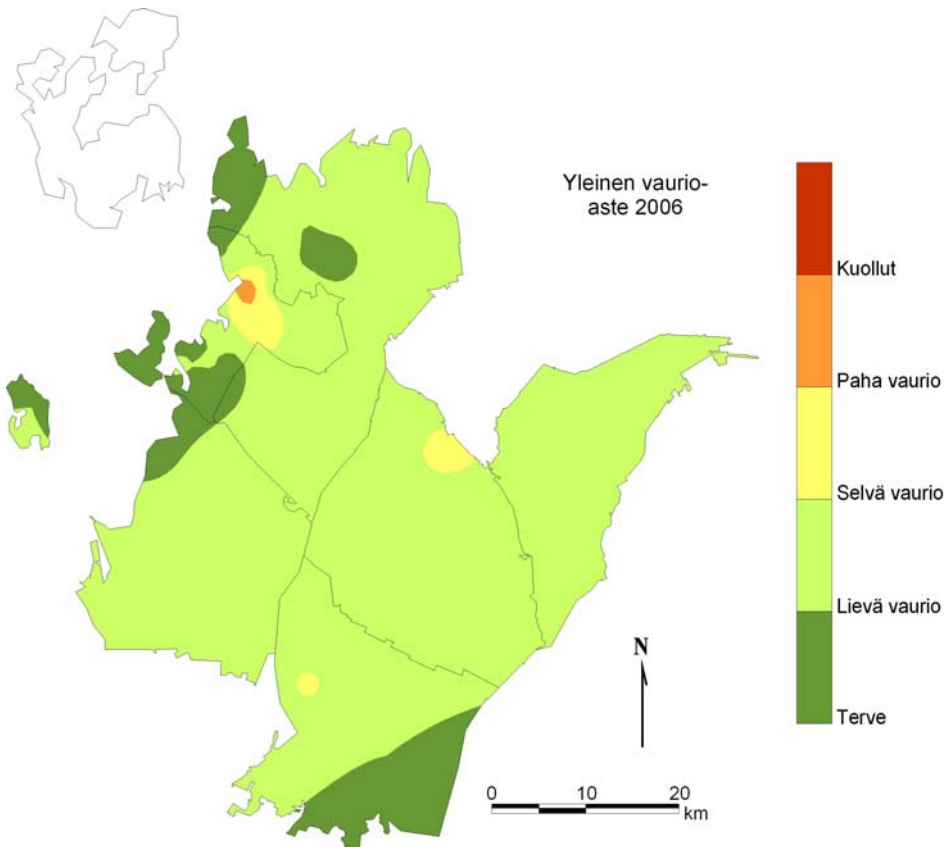
Kuva 20. Sormipaisukarpeen vaurioasteita kuvaavat vyöhykkeet vuonna 2006.

Yleisen vaurioasteen perusteella jäkälälajisto oli kuollutta tai se puuttui yhdeltä havaintoalalta. Yleinen vaurioaste oli paha 5 havaintoalalla Vaasassa. Jäkälälajiston selviä vaurioita havaittiin 25 havaintoalalla eri puolilla tutkimusaluetta. Lieviä vaurioita havaittiin 24 havaintoalalla Vaasan ja Mustasaaren alueilla. Tervettä lajisto oli neljällä alalla Vaasassa ja Jurvassa. (Kuva 21.)

Suurin osa tutkimusalueesta kuului yleisen vaurioasteen osalta lievien vaurioiden vyöhykkeeseen. Selvien vaurioiden vyöhykkeet muodostuivat Vaasan, Laihian ja Jurvan alueille. Vaasan keskustassa oli pienialainen pahojen vaurioiden vyöhyke. Terveen jäkälälajiston vyöhykkeet olivat pienialaisia, ja ne sijoittuivat Jurvan kaakkoisosaan sekä Vaasan ja Maalahden rajojen tuntumaan ja Mustasaaren kahdelle pienialaiselle vyöhykkeelle (Kuva 22.)



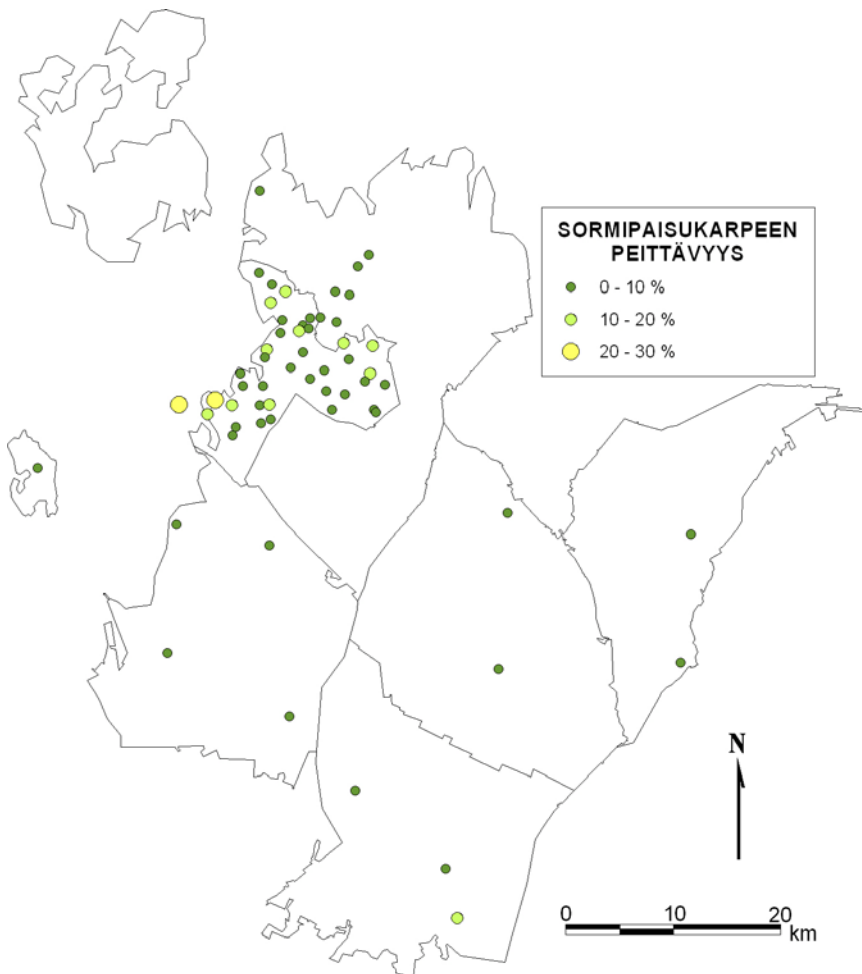
Kuva 21. Yleinen vaurioaste tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 22. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuonna 2006.

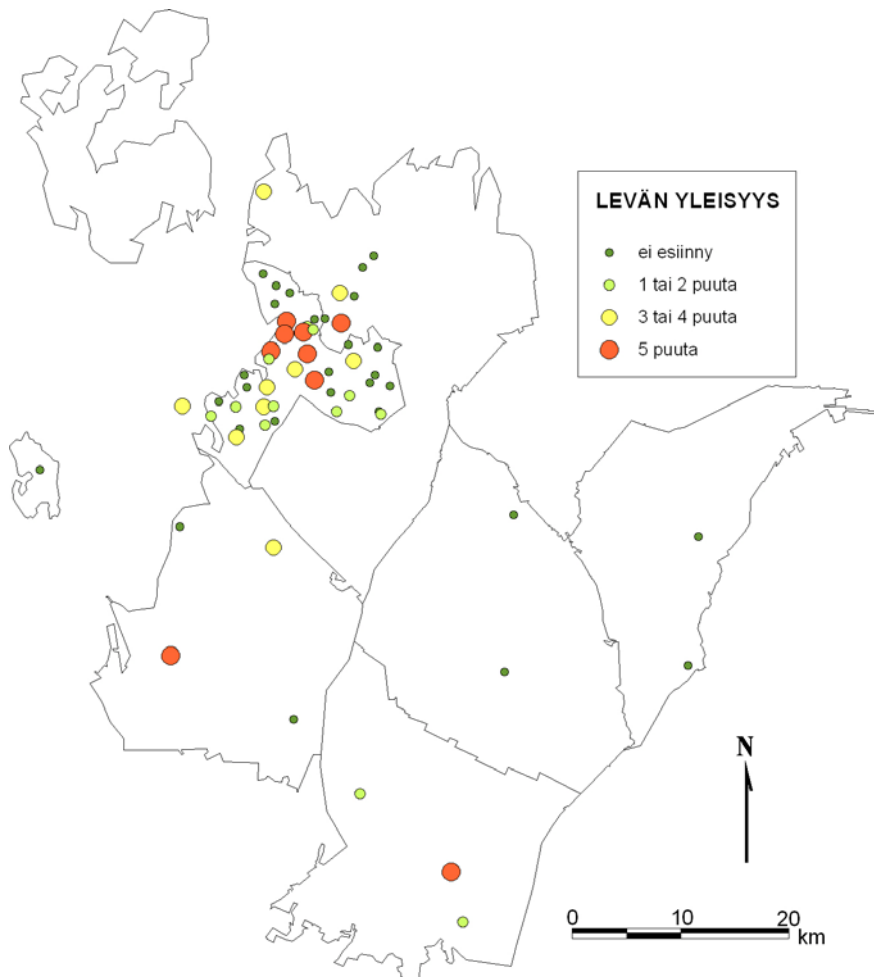
#### 4.2.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys

Suurimmalla osalla havaintoaloista sormipaisukarpeen peittävyys oli alle 10 %. Suuremmat peittävyudet sijoittuivat yhtä Jurvassa sijainnutta havaintoalaa lukuunottamatta Vaasan alueelle. (Kuva 23.)



Kuva 23. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys tutkituilla männyn rungoilla vuonna 2006.

Viherlevän yleisyyttä arvioitiin esiintymisfrekvenssinä (0-5) havaintoalalla. Suurimmalla osalla havaintoaloista (49 %) levää ei havaittu tutkimuspuilla ollenkaan. Levän esiintymisen suhteen seuraavaksi suurimmassa luokassa levää havaittiin yhdellä tai kahdella tutkimuspuilla (20 % havaintoaloista). Levää esiintyi runsaasti Vaasan taajama-aloilla. (Kuva 24.)

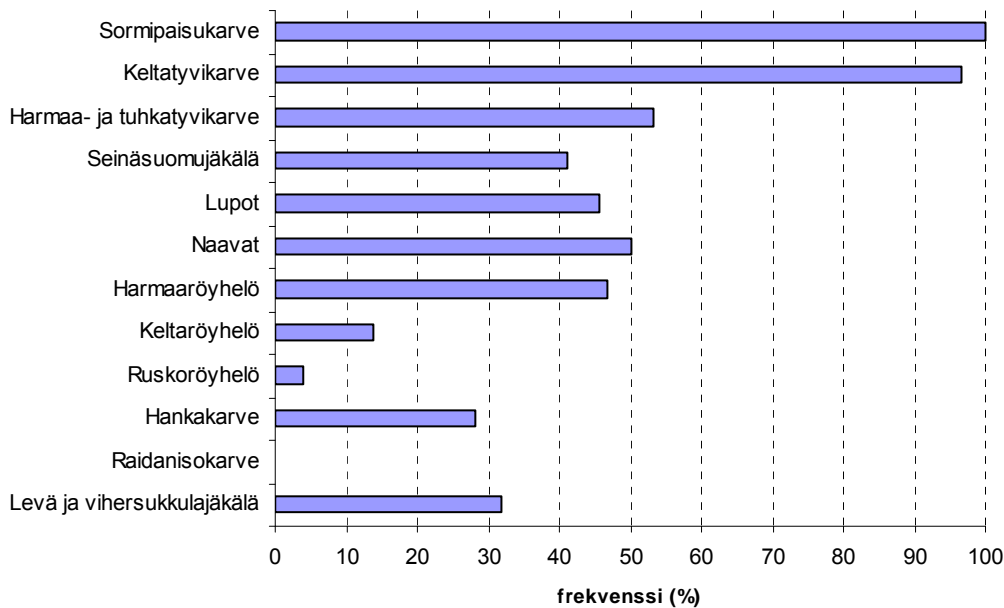


Kuva 24. Vihерlevän yleisyys tutkimusalueella vuonna 2006.

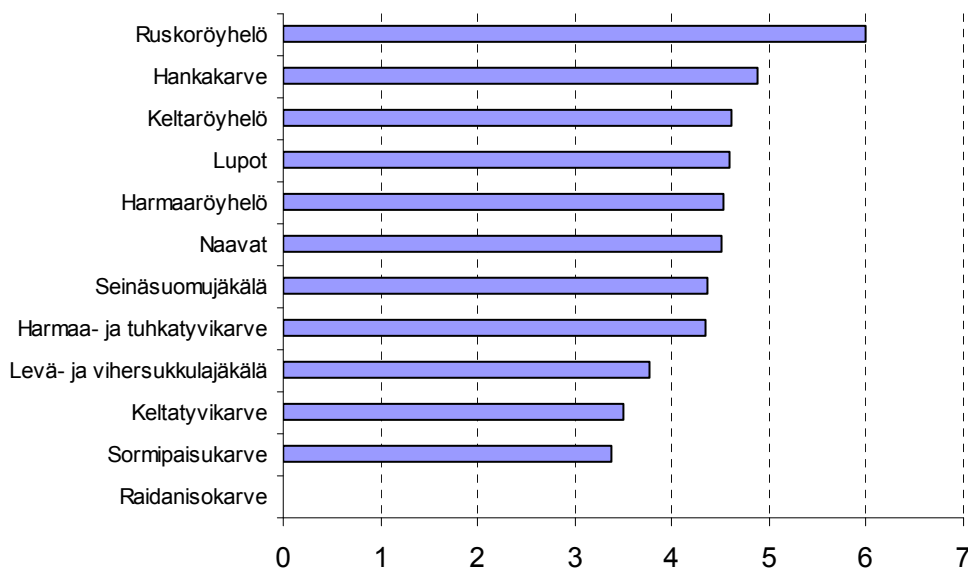
#### 4.2.3 Lajimäärät

Vaasan seudulla tutkituista jäkälälajeista yleisimmin esiintyi sormipaisukarvetta, joka esiintyi kaikilla tutkituilla rungoilla. Seuraavaksi yleisin laji oli keltatyvikarve, jota esiintyi 97 %:lla tutkituista rungoista. Yli puolella tutkituista rungoista esiintyivät harmaa- ja tuhkatyvikarve, joita havaittiin 53 %:lla rungoista, sekä naavat (50 % rungoista). Seuraavaksi yleisimmät lajit olivat harmaaröyhelö (47 % rungoista), lupot (46 % rungoista) ja seinäsuomujäkälä (41 % rungoista). Levää ja vihersukkulajäkälää havaittiin 32 %:lla rungoista, hankakarvetta 28 %:lla, keltaröyhelöä 14 %:lla ja ruskoröyhelöä 4 %:lla. Raidanisokarvetta ei tavattu Vaasan tutkimusalueella lainkaan. (Kuva 25.)

Seuralaislajien määrät noudattelivat Vaasan seudulla lajien esiintymistiheyttä: harvinaisimmilla lajeilla oli eniten seuralaislajeja ja yleisimmillä lajeilla vähiten. Eniten seuralaislajeja oli ruskoröyhelöllä, hankakarpeella ja keltaröyhelöllä, jotka olivat tutkimusalueen harvinaisimmat lajit. Lupoilla, harmaaröyhelöllä, naavoilla, seinäsuomujäkälällä sekä harmaa- ja tuhkatyvikarpeella oli kaikilla myös yli 4 seuralaislajia. Alle neljän seuralaislajin jäivät vihерlevä ja vihersukkulajäkälä sekä keltatyvikarve ja sormipaisukarve. Kaikilla lajeilla oli Vaasan seudulla keskimäärin yli 3 seuralaislajia. (Kuva 26.)



Kuva 25. Männyn runkojäkälien esiintymistiheys tutkimusalueella. N = 110.

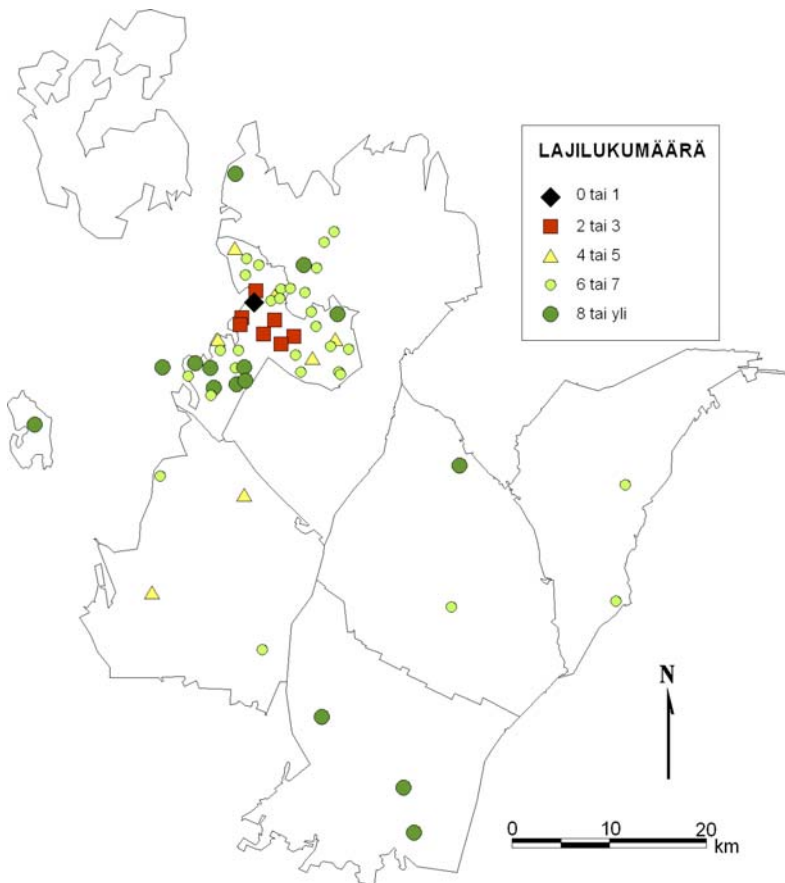


Kuva 26. Keskimääräiset seuralaislajien määrät tutkituilla rungoilla. N = 110.

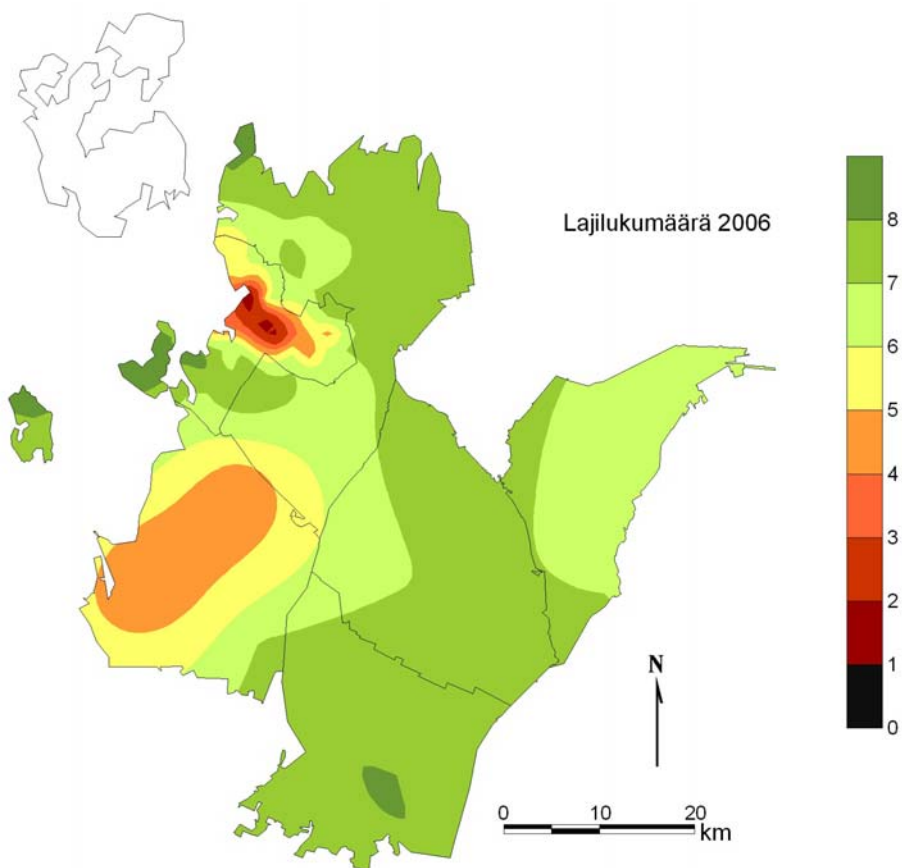
Jäkäläen lukumääriä laskettaessa huomioitiin ainoastaan 10 ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, eli seinäsuomu ja levä sekä vihersukulajäkälä jätettiin laskujen ulkopuolelle. Jäkäläautioita tai lähes jäkäläautioita, joilla havaittiin korkeintaan yksi ilman epäpuhtauksista kärsivä jäkälälaji, oli tutkimusalueella 1 ala Vaasan keskustassa. Erittäin selvästi köyhtyneitä aloja, joilla ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja havaittiin 2 tai 3, oli tutkimusalueella 7 Vaasan alueella. Selvästi köyhtyneitä aloja, joilla ilman epäpuhtauksista kärsiviä jäkälälajeja kasvoi 4 tai 5, oli tutkimusalueella myös 7 alaa. Lievästi köyhtyneitä aloja (6 tai 7 ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia) oli 29. Ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatason lajimääriä havaittiin 15 alalla. (Kuva 27.)

Lajistoltaan köyhtyneimmät vyöhykkeet sijaitsivat Vaasan keskustassa ja Maalahden alueella. Tutkimusalueen keski- ja pohjoisosat kuuluivat vyöhykkeeseen, jossa ilman epäpuhtauksista kärsiviä jäkälälajeja kasvoi yli 7. (Kuva 28.)





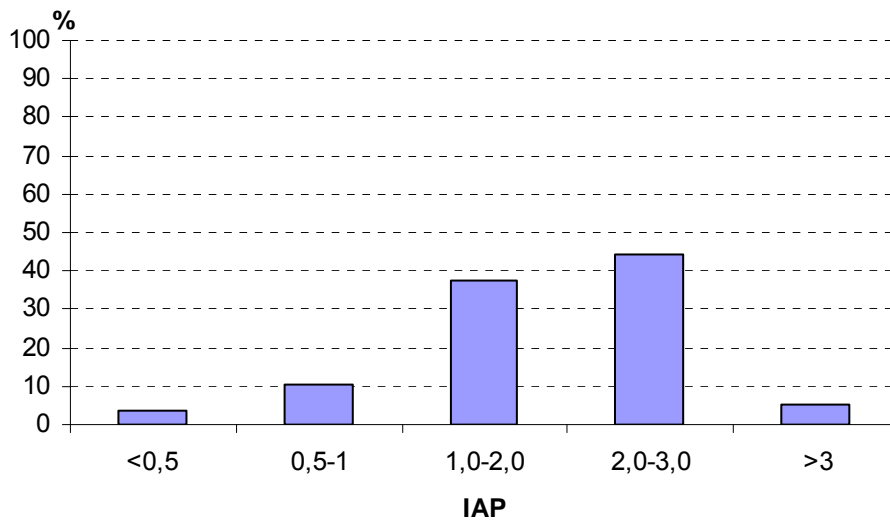
Kuva 27. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärät havaintoaloilla vuonna 2006.



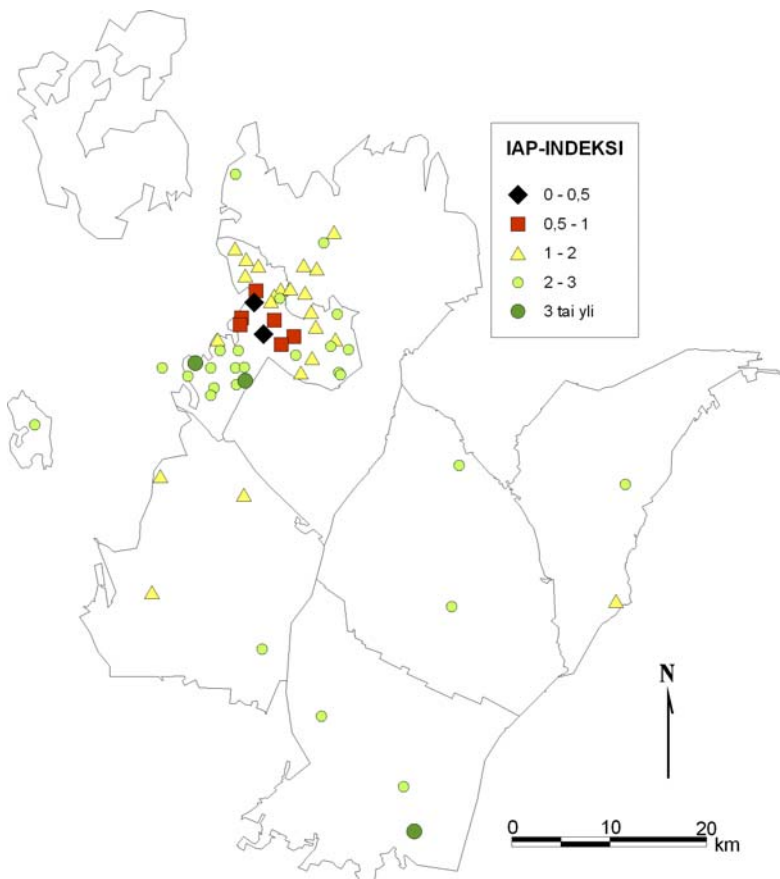
Kuva 28. Vyöhykkeittäinen kuvaus ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärästä tutkimusalueella vuonna 2006.

#### 4.2.4 IAP-indeksi

Havaintoalan ilmanpuhtausindeksi on korkea, kun sillä esiintyy runsaasti ilman epäpuhtauksista kärsiviä jäkälälajeja ja vastaavasti matala, kun epäpuhtauksista kärsiviä lajeja on alalla vähän tai ei lainkaan (kts. kpl 3.2.4 ja taulukko 11). Suurin osa Vaasan seudun havaintoaloista sijoittui IAP-indeksin puolesta luokkaan 2-3, mikä kertoo lievistä ilman epäpuhtauksien aiheuttamista muutoksista lajistossa (kuva 29). IAP-indeksi oli alle 0,5 (jäkäläautio tai lähes jäkäläautio) kahdella havaintoalalla Vaasan keskustassa. IAP-indeksin perusteella erittäin selvästi köyhtyneitä havaintoaloja oli 5 niinkään Vaasan keskustan alueella. Selviä muutoksia esiintyi 22 havaintoalalla, jotka sijoituivat eri puolille tutkimusalueutta. Lieviä muutoksia oli 26 havaintoalalla, ja 3 havaintoalalla jäkälälajisto vastasi IAP-indeksin perusteella tausta-alueiden lajistoa. (Kuva 30.)

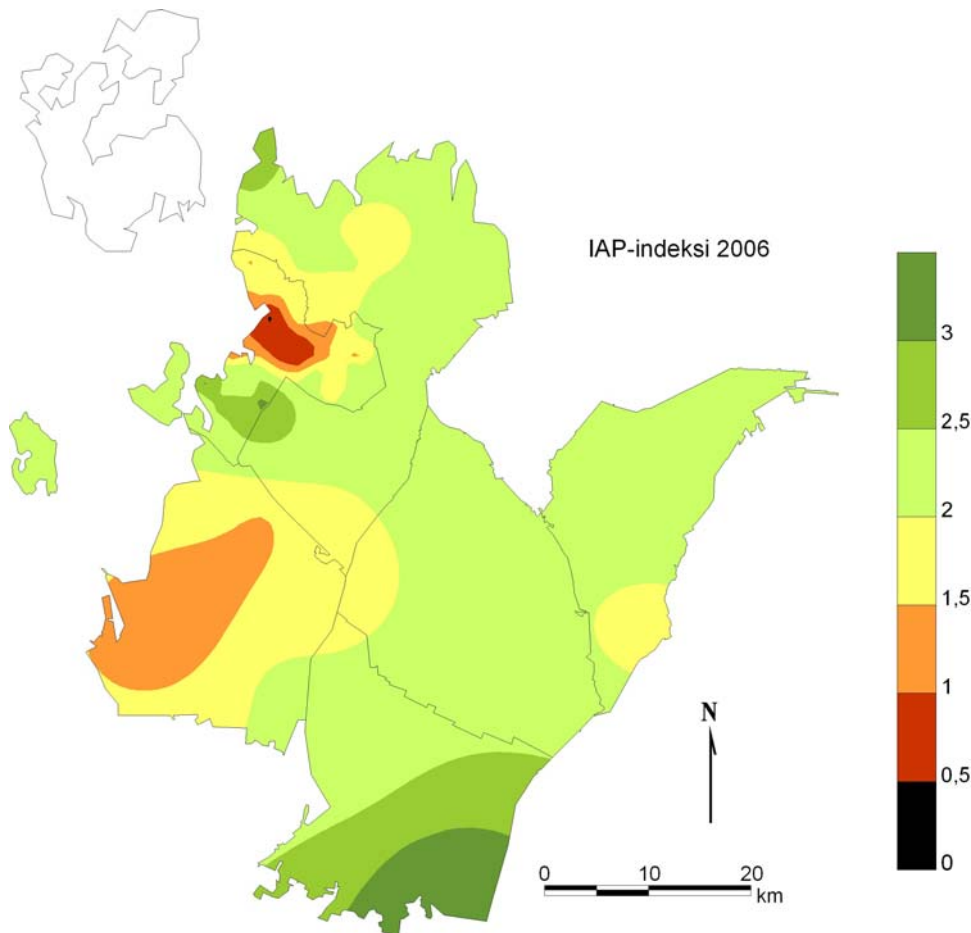


Kuva 29. IAP-indeksin frekvenssit tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 30. IAP-indeksi tutkimusalueella vuonna 2006.

IAP-indeksin perusteella köyhtyneimmät vyöhykkeet sijaitsivat jotakuinkin samoilla kohdilla kuin lajimäärän perusteella köyhtyneiksi luokitellut vyöhykkeet. Suurimmalla osalla tutkimusaluetta IAP-indeksi oli vähintään 2. (Kuva 31.)



Kuva 31. IAP-indeksi vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2006.

### 4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 22 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta Vaasan seudulla.

Taulukko 22. Neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta.

	S	N	P	K	Ca	Mg	B	Mn	Fe	Cu	Zn	Cr	Cd	Ni
	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
keskiarvo	1037	15	1527	5254	3475	880	19	519	74	2,4	51	0,16	0,12	0,60
pienin	904	13	1185	4295	1806	694	10	273	43	1,9	35	0,09	0,06	0,26
suurin	1252	19	1833	6327	4629	1194	29	876	153	3,0	72	0,38	0,19	1,54
keskihajonta	77,7	1,4	131	483	479	111	3,76	149	23,8	0,25	7,57	0,06	0,03	0,22

Neulasten rikkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 1037 mg/kg. Neulasten normaalina rikkipitoisuutena pidetään tasoa 900 mg/kg. Rikkipitoisuudet olivat kohonneita Vaasan keskustan näytealoilla. (Kuva 32.)

Neulasten typpipitoisuuden keskiarvo oli 1,5 %. Männyt eivät kärsineet typen puutoksesta millään näytealalla. Neulasten typpipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa alueellista jakaumaa. (Kuva 33.)

Fosforipitoisuuden keskiarvo oli 1527 mg/kg. Fosforipitoisuus oli alhainen (alle 1200 mg/kg) yhdellä näytealalla Vaasassa Byön saarella. Fosforipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa alueellista jakaumaa. (Kuva 34.)

Kaliumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 5254 mg/kg. Kaliumin optimipitoisuutena neulasissa pidetään lähteestä riippuen yli 4000 mg/kg (Jukka 1988, vrt. taulukko 15) tai yli 5000 mg/kg pitoisuuksia (Reinikainen 1998, vrt. taulukko 16). Alle 4000 mg/kg pitoisuuksia ei tutkimusalueella havaittu lainkaan. Korkeita kaliumpitoisuuksia havaittiin Vaasan keskustan näytealoilla. (Kuva 35.)

Kalsiumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 3475 mg/kg. Puiden ravinnetilan kannalta alhaisia, alle 3000 mg/kg pitoisuuksia havaittiin Vaasan alueella yhdeksällä näytealalla. (Kuva 36.)

Neulasten magnesiumipitoisuuden keskiarvo oli 880 mg/kg. Vaasan kaupungin näytealoista magnesiumipitoisuudet olivat kohonneita keskustan läheisillä näytealoilla. (Kuva 37.)

Neulasten booripitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 19 mg/kg. Booripitoisuudet olivat metsän kasvun kannalta sopivia kaikilla näytealoilla. Korkeimmat booripitoisuudet havaittiin Vaasan keskustan ja Byön näytealalta. (Kuva 38.)

Mangaanipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 519 mg/kg. Mangaanipitoisuudet olivat Vaasan keskustan näytealoilla järjestelmällisesti matalampia kuin keskustan ulkopuolisilla näytealoilla. (Kuva 39.)

Neulasten rautapitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 74 mg/kg. Korkeimmat rautapitoisuudet havaittiin Vaasan keskustan näytealoilta. (Kuva 40.)

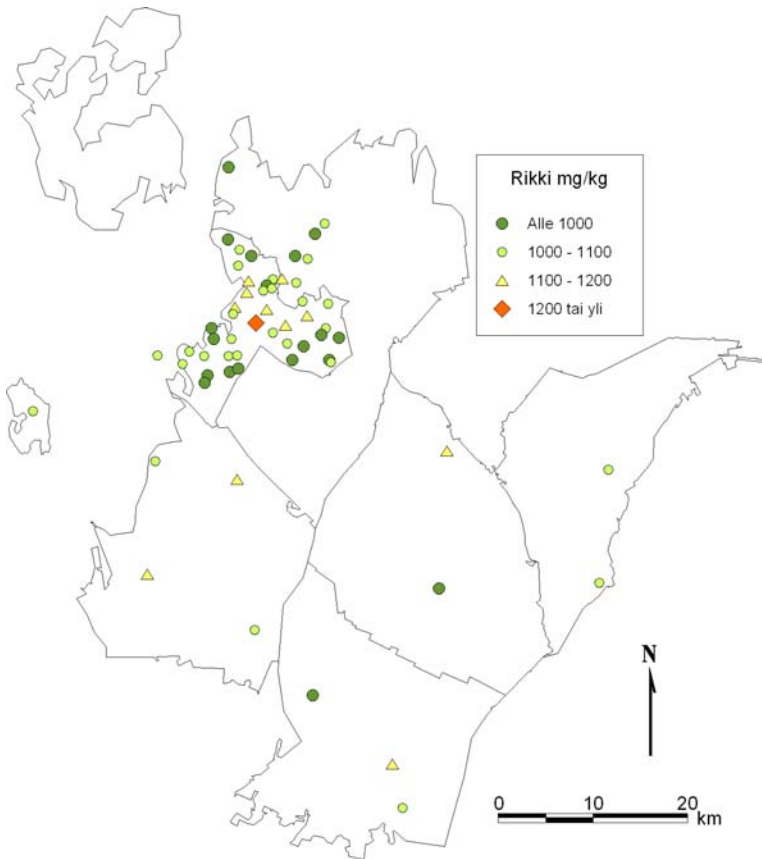
Neulasten kuparipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 2,4 mg/kg. Korkein kuparipitoisuus analysoitiin Palosaaren näytealalta. (Kuva 41.)

Neulasten sinkkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 51 mg/kg. Neulasten sinkkipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa alueellista jakautumista. (Kuva 42.)

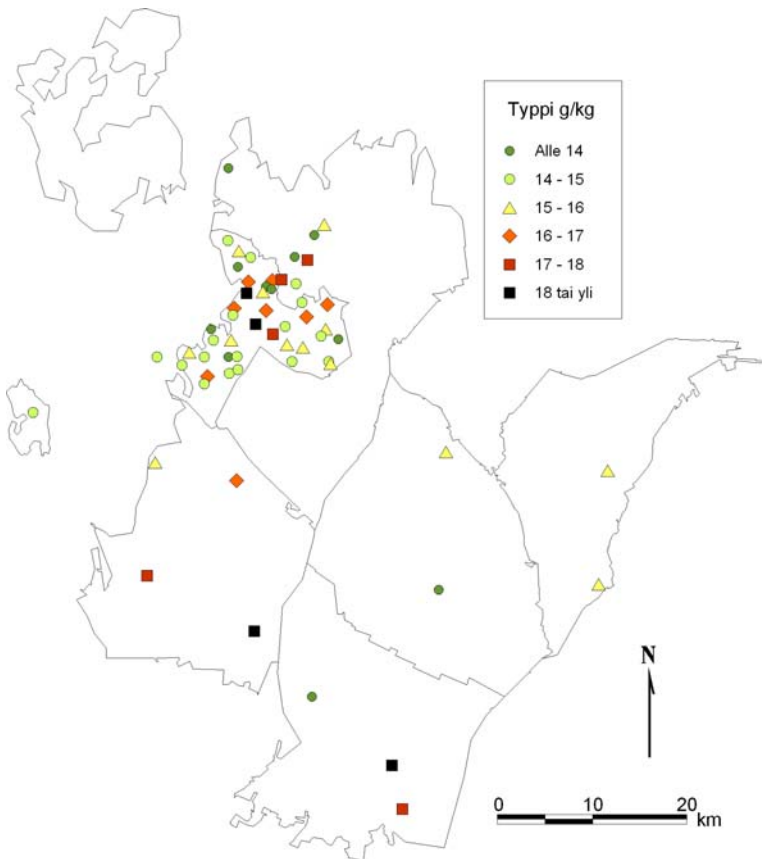
Kromipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,16 mg/kg. Korkeimmat kromipitoisuudet havaittiin Vaasan keskustan läheisiltä näytealoilta. (Kuva 43.)

Neulasten kadmiumipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,12 mg/kg. Korkeimmat kadmiumipitoisuudet olivat sijoittuneet rannikon läheisille näytealoille. (Kuva 44.)

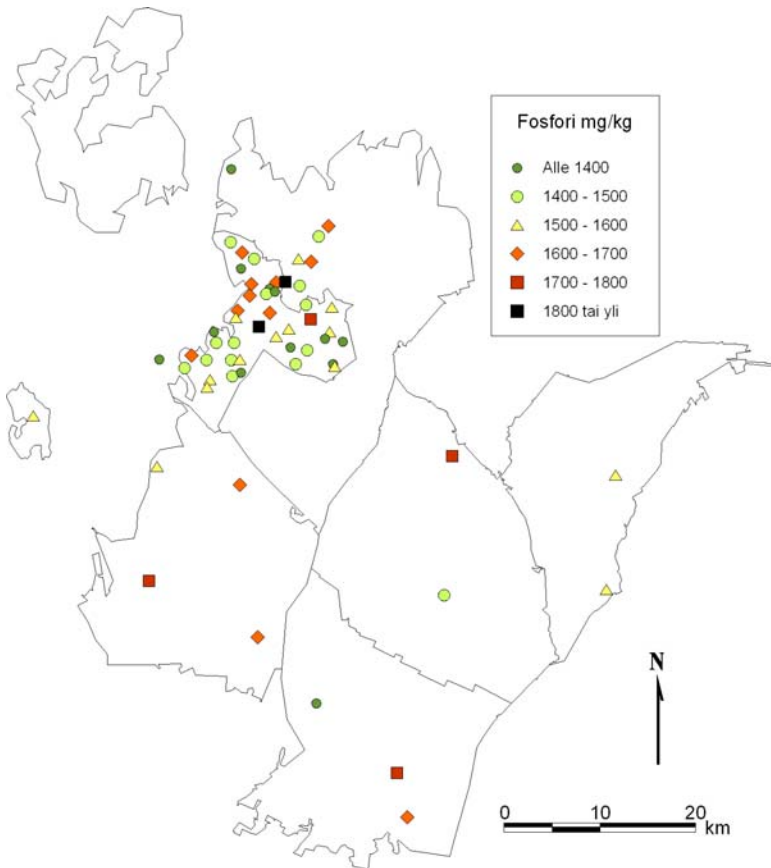
Neulasten nikkelpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,60 mg/kg. Nikkelpitoisuudet olivat kohonneita Vaasan keskustan läheisillä näytealoilla. (Kuva 45.)



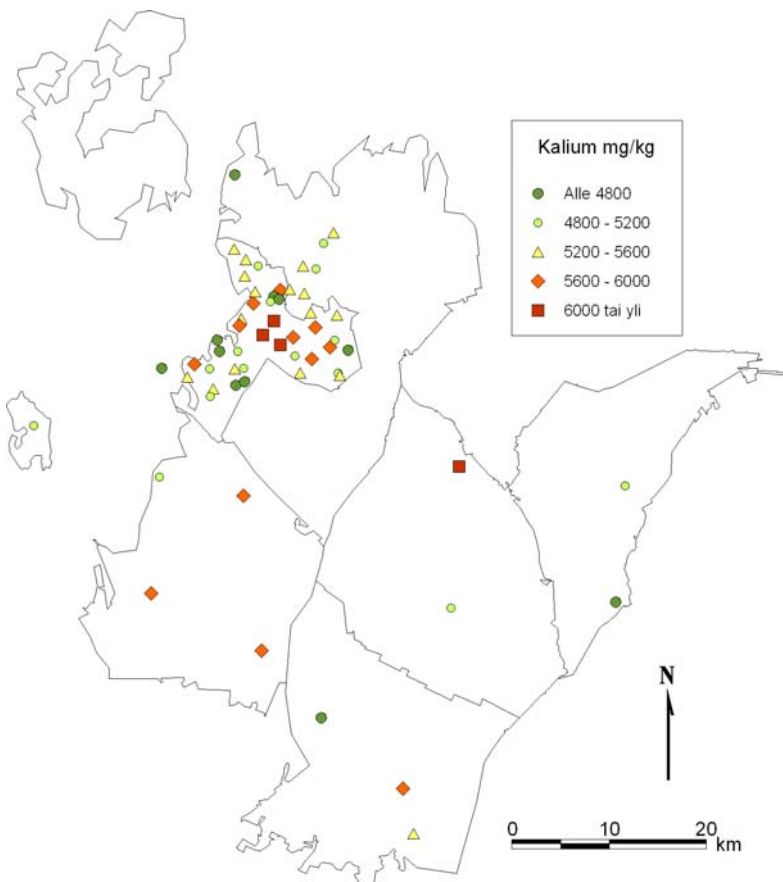
Kuva 32. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rikkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



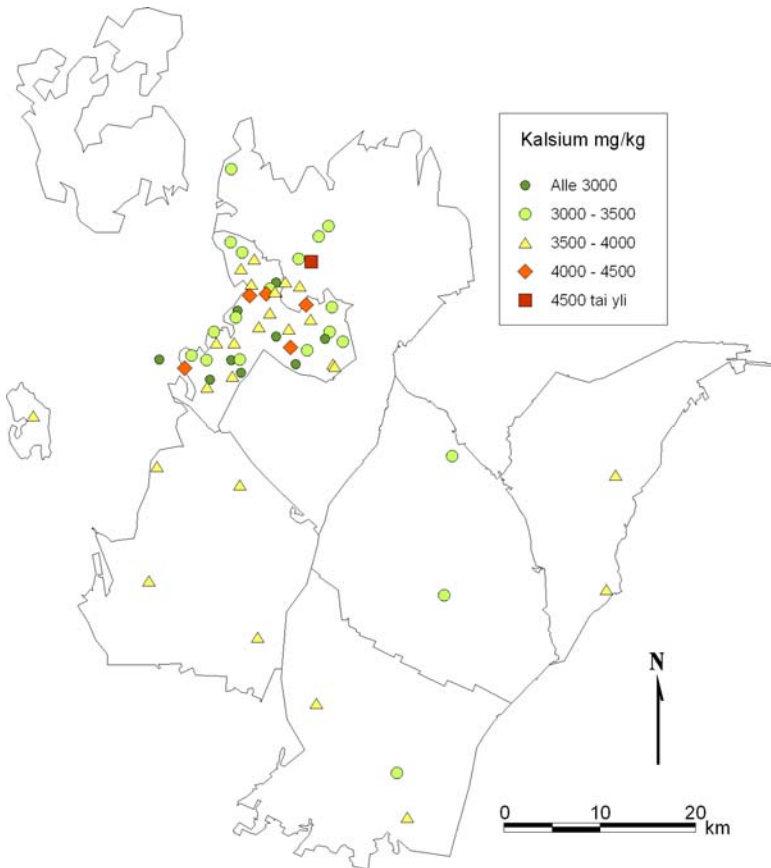
Kuva 33. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran typpipitoisuudet (g/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



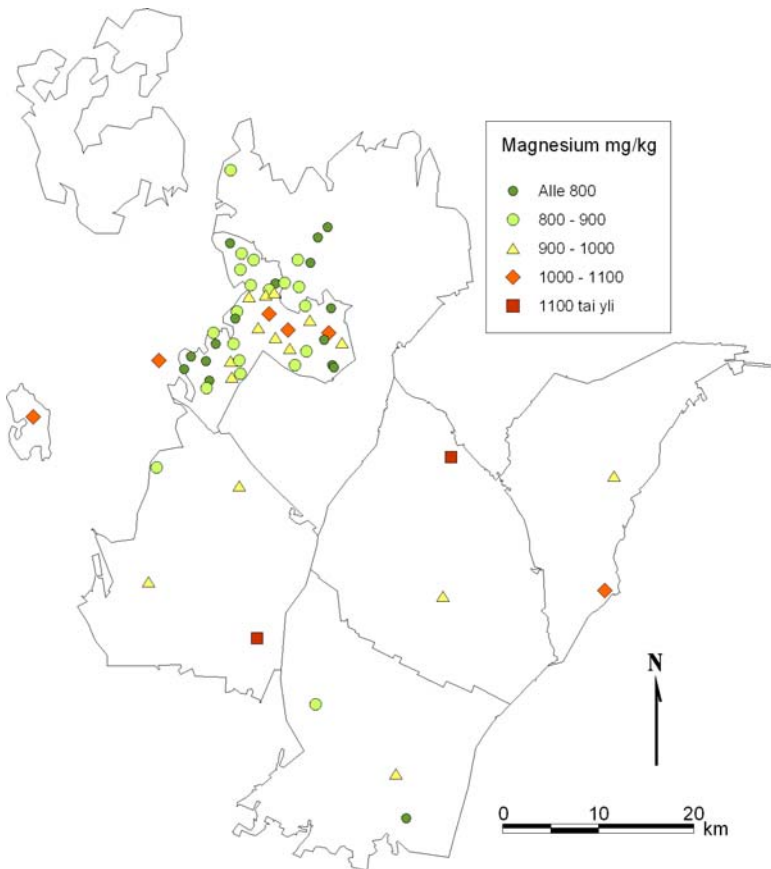
Kuva 34. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran fosforipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



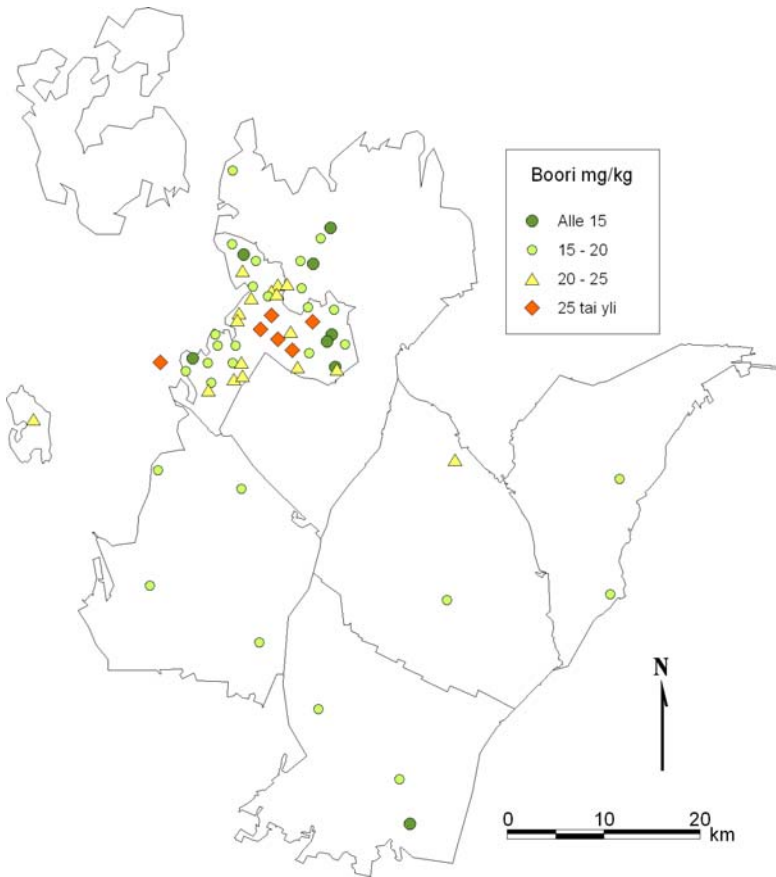
Kuva 35. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kaliumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



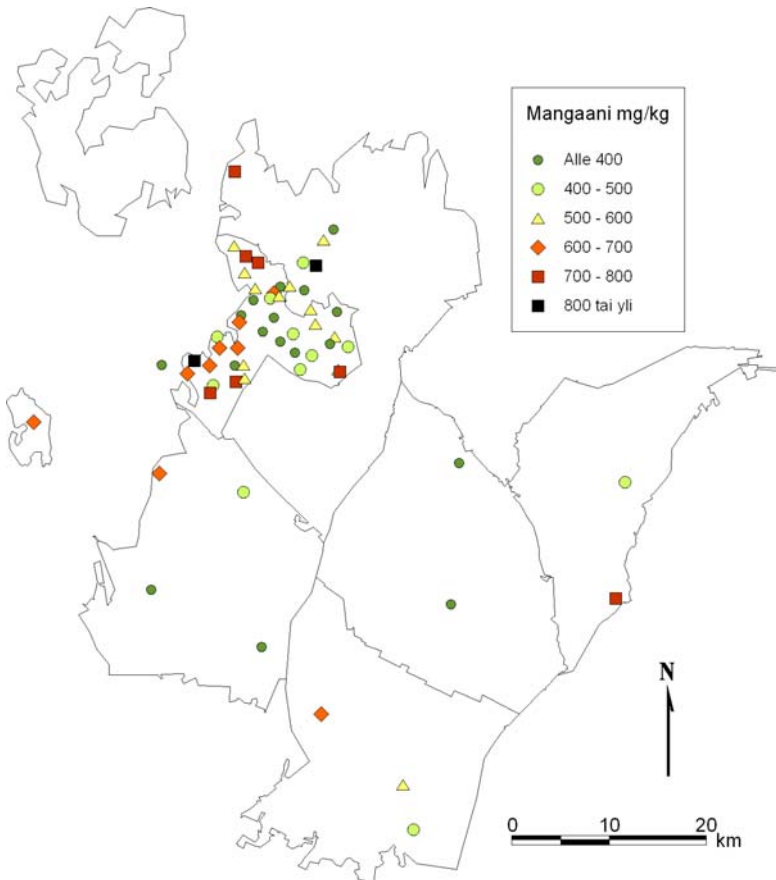
Kuva 36. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kalsiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



Kuva 37. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran magnesiumipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.

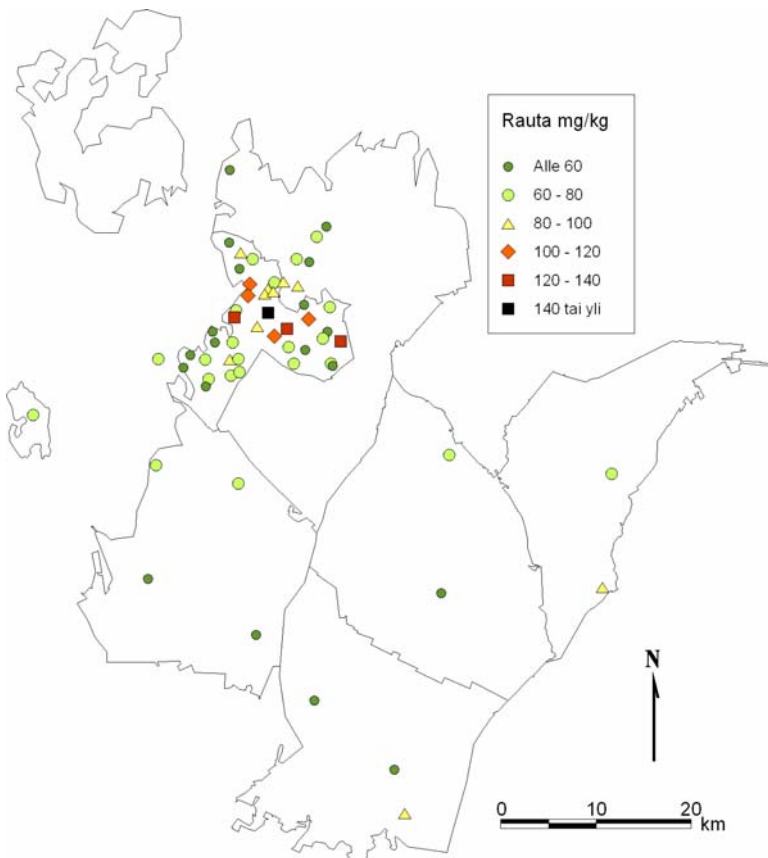


Kuva 38. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran booripitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.

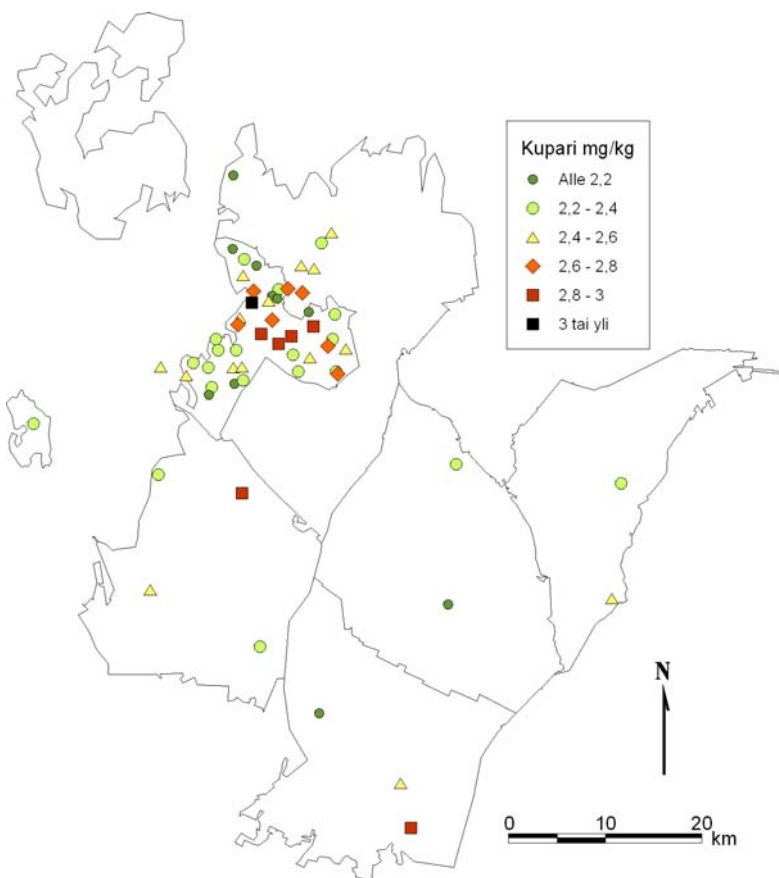


Kuva 39. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran mangaanipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.

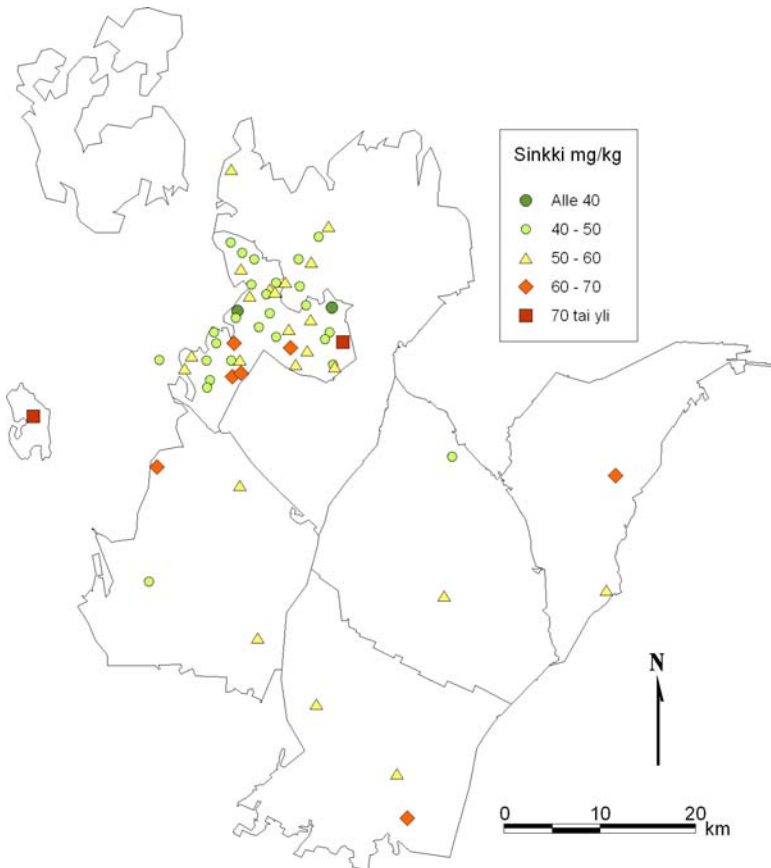




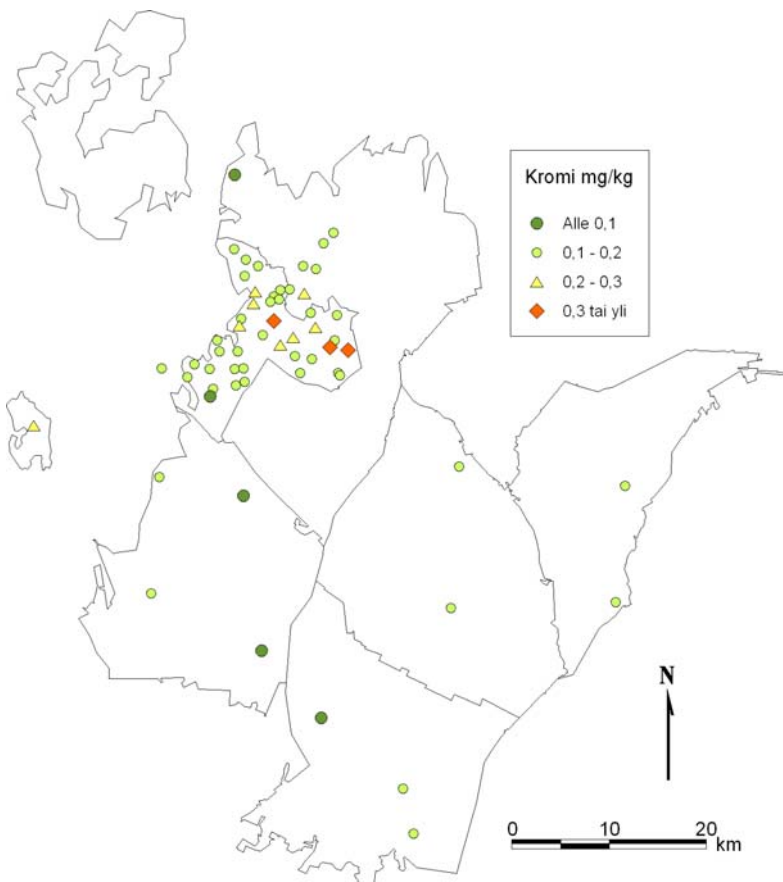
Kuva 40. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rautapitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



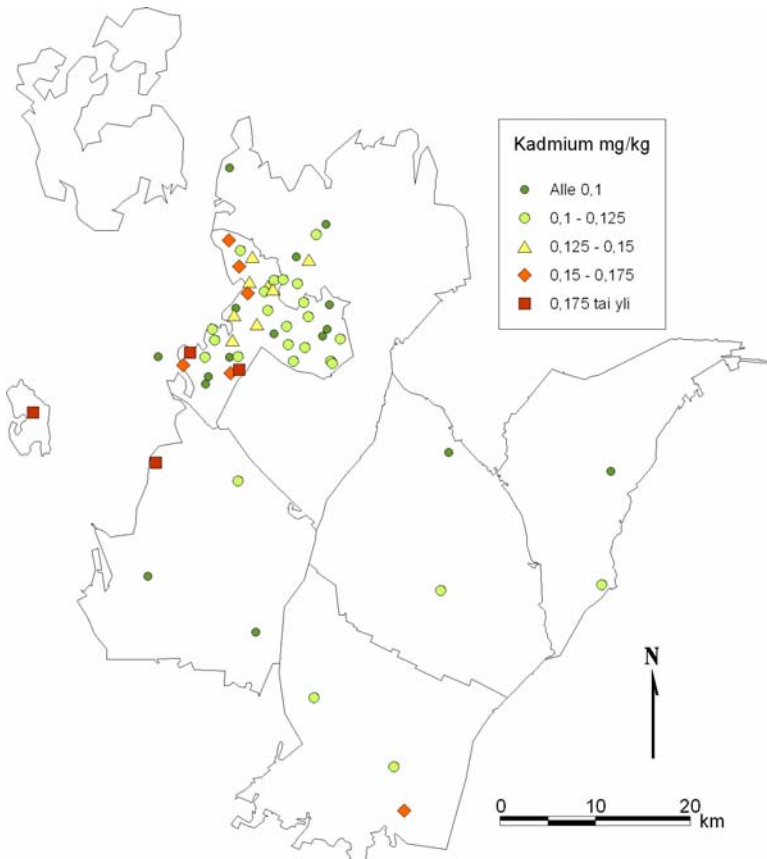
Kuva 41. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kuparipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



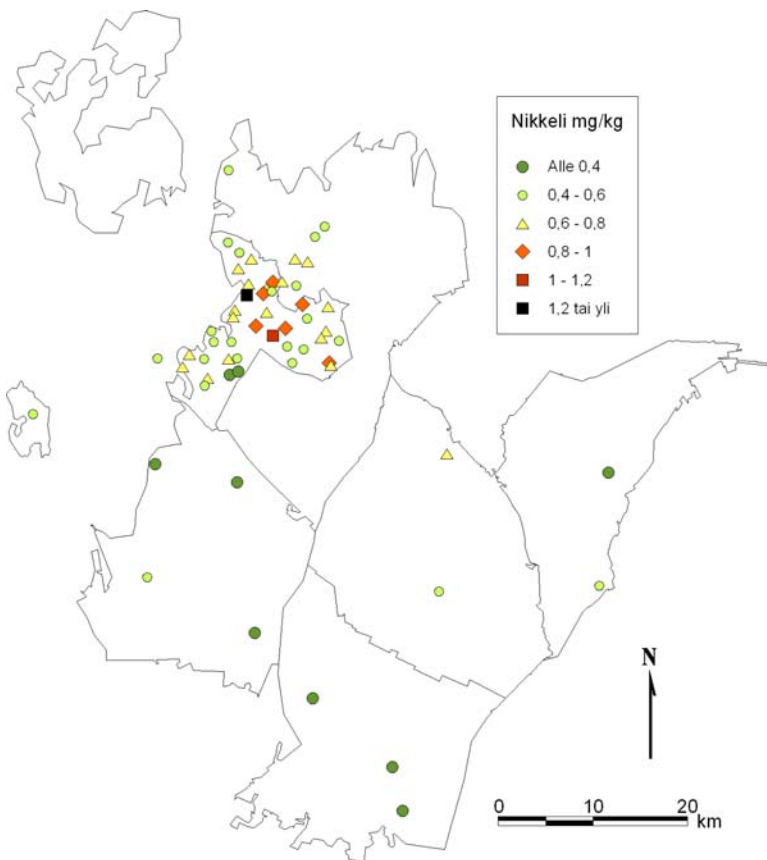
Kuva 42. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran sinkkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



Kuva 43. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kromipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



Kuva 44. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kadmiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.



Kuva 45. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran nikkelpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vaasan seudun näytealoilla.

#### 4.4 Maaperäanalyysit

Vaasan maaperänäytealojen sijainti on esitetty kuvassa 46, ja taulukossa 23 on maaperänäytealojen näytealakohtaiset tulokset sekä keskiarvot.



Kuva 46. Maaperänäytealojen sijainti.

Vaasan maaperänäytealojen humuskerroksen pH oli keskimäärin 3,9. Tämä vastaa kuivahkojen kankaiden (VT) pH:ta. Huuhtoutumis- ja rikastumiskerroksen pH-arvot olivat korkeampia kuin humuskerroksen pH-arvot. Kivennäismaan pH ei juuri korreloi metsämaan viljavuuden kanssa, kun taas humuskerroksen pH korreloi metsätyypin kanssa varsin hyvin (Tamminen 1998). Myös Vaasan näytealoilla humus oli VT-tyyppin metsissä hieman happamampaa kuin MT-tyyppin metsissä.

Sähkönjohtokyky oli humuskerroksessa pääsääntöisesti suurempi kuin kivennäismaakerroksissa. Sähkönjohtokyky vaihteli humuskerroksessa välillä 13,4-18,7 mS/m ja kivennäismaakerroksissa välillä 2,8-9,0 mS/m, jos huomiotta jätetään alalta 7B mitattu muista arvoista selvästi poikkeava sähkönjohtokyky (22 mS/m).

Hehkutushäviö kuvaa orgaanisen aineksen osuutta maaperässä. Tämä vaihteli Vaasan näytealoilla humuskerroksessa 70-86 %:n välillä. Kivennäismaassa orgaanisen aineksen osuus oli luokkaa 1,4-9,7 %.

C/N-suhde eli hiili-typin-suhde kertoo maaperän ravinteisuudesta: mitä pienempi C/N-suhde, sitä enemmän maaperässä on typpeä kasvien käytettävänä. C/N-suhde oli MT-tyyppin metsiköissä

pienempi kuin VT-tyyppin metsiköissä. Molemmissa tyypeissä C/N-suhde oli pienempi kuin suomalaisissa metsissä keskimäärin (Tamminen 1998). Alalla V10 C/N-suhde oli paras.

Miltei kaikkien analysoitujen alkuaineiden pitoisuudet olivat suurempia humuskerroksessa kuin kivennäismaakerroksissa. Alan V7B tulokset poikkesivat alkuainepitoisuuksien ja sähkönjohtavuuden osalta muiden alojen tuloksista. Tämä kuitenkin tuskin johtuu orgaanisen aineksen sekoittumisesta kivennäismaakerrokseen pienestä hehikutushäviöstä päätellen.

Taulukko 23. Vaasan maaperänäytealojen näytealakohtaiset tulokset sekä keskiarvot.

Ala	Kerros	Metsä- tyyppi	pH	mS/m	Hehkitus- häviö %	C %	N %	C/N	Zn mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Na mg/kg	S mg/kg	P mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg
V4	humus		3,8	14,6	94,2	48	1,6	30,8	17	1600	1600	63	130	300	380	33
V4	huuhtoutumiskerros	VT	4,0	7,2	5,4				0,5	50	91	5	6	2,5	16	1
V4	rikastumiskerros		4,2	6,3	4,6				0,5	46	41	5	10	8	19	0,9
V7B	humus		4,1	14,4	84,5	44	1,7	26,2	29	1000	2400	42	110	150	560	190
V7B	huuhtoutumiskerros	MT	4,7	22,4	1,4				14,4	18	25	12	151	381	12	72
V7B	rikastumiskerros		4,2	6,8	6,2				2,3	61	150	5	10	8	41	11
V10	humus		4,2	17,3	70,3	36	1,8	20,2	27	940	2400	35	140	280	350	180
V10	huuhtoutumiskerros	MT	4,0	9,0	9,7				24,3	63	47	22	185	373	26	89
V10	rikastumiskerros		4,4	4,5	6,2				2,6	15	140	5	10	8	18	2,7
V17B	humus		3,8	13,4	91,6	47	1,8	26,4	17	730	830	67	120	72	300	27
V17B	huuhtoutumiskerros	VT	4,1	6,8	7,9				1,3	43	76	11	10	2,5	19,0	1,0
V17B	rikastumiskerros		4,4	3,5	4,5				0,5	15	30	5	8	8	5	0,3
V37A	humus		3,7	14,8	90,5	45	1,5	30,4	17	560	2200	42	99	190	460	91
V37A	huuhtoutumiskerros	VT	4,1	5,5	3,2				0,5	39	60	5	5	6	17	1
V37A	rikastumiskerros		4,4	4,1	7,3				1,4	15	76	5	17	10	17	0,3
V43	humus		3,8	18,7	95,8	50	2,0	25,4	17	1000	2700	60	100	300	570	74
V43	huuhtoutumiskerros	MT	4,0	6,8	6,6				1,6	75	210	5	6	7	33	0,8
V43	rikastumiskerros		4,6	2,8	3,5				0,5	15	39	5	10	3	14	0,3
	keskiarvo humus		3,9	15,5	87,8	45	1,7	26,6	20,7	972	2022	52	117	215	437	99
	keskiarvo huuht.		4,2	9,6	5,7				7,1	48	85	10	60	129	20	27
	keskiarvo rikast.		4,4	4,7	5,4				1,3	28	79	5	11	7	19	2,6

## 5. Tulosten tarkastelu

### 5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus

Taustamuuttajat ovat muuttujia, jotka eivät itsessään kuvaa ilmanlaatua, mutta saattavat vaikuttaa ilmanlaadusta kertoviin muuttujiin. Taustamuuttujia ovat esimerkiksi metsätyyppi, puiden ikä, läpimitta ja metsän kehitysaste ja pohjapinta-ala. Nämä muuttujat havainnoidaan kaikilta näytealoilta. Eräissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa (esim. Haahla ym. 2006a ja Niskanen 2003b) taustamuuttujien vaikutusta tutkittuihin muuttujiin on tutkittu Kruskall-Wallisn varianssianalyysin avulla ja havaittu taustamuuttujilla olevan vaikutusta varsinaisiin muuttujiin.

Tässä tutkimuksessa taustamuuttajat jaettiin luokkiin ja luokkien keskimääräisten tunnuslukujen eroja tarkasteltiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA), riippumattomien otosten t-testillä ja näiden parametrittomilla vastineilla eli Kruskall-Wallisn varianssianalyysillä ja Mann-Whitneyn U-testillä. Jotta parametrusten testien oletukset täytyisivät, tehtiin muuttujille tarvittaessa  $\log_{10}(X+1)$  muunnos, neliöjuurimuunnos tai potenssimuunnos. Luokittelevina muuttujina käytettiin metsätyyppejä, metsikön kehitysastetta ja metsikön soveltuvuutta tutkimukseen. Tilastollisissa tarkasteluissa on kuitenkin huomioitava se, että havaintoalat jakautuivat taustamuuttujien muodostamiin luokkiin epätasaisesti. Tämä voi osaltaan heikentää taustamuuttujien vaikutuksen tilastollisen arvioinnin luotettavuutta ja tulokset voivat erityisesti olla herkempiä parametrusten testien taustaoletusten rikkoutumisen aiheuttamille virheille, jotka vaikuttavat testin merkitsevyytasoon ja voimakkuuteen. Jos esimerkiksi sekä otoskoot että otosten varianssit eroavat ryhmittäin, riski tehdä 1 tyypin virhe, eli hylätä nollahypoteesi sen ollessa tosi, kasvaa (Ranta ym. 1989).

Metsätyypillä ja kehitysluokalla oli tilastollisesti merkitsevää vaikutusta muutamiin tutkimuksen muuttujiin (taulukko 24). Metsätyypillä oli vaikutusta mäntyjen harsuuntuneisuuteen, jäkälien lajimääriin ja IAP-indeksin suuruuteen. Männyt olivat harsuuntuneempia, jäkälälajeja havaittiin enemmän ja IAP-indeksit olivat korkeammat puolukkatyypin (VT) metsiköissä kuin mustikkatyypin (MT) metsiköissä. Neulaskato kuvaa puun elinvoimaisuutta, joka saattaa selittää karummalla ja kuivemmalla VT-tyypillä kasvaneiden puiden MT-tyyppiä korkeamman neulaskadon. MT-tyypin metsät ovat usein tiheämpiä ja niissä on enemmän aluspuustoa kuin VT-tyypin metsissä, millä on vaikutusta jäkälien kasvuolosuhteisiin ja tätä kautta jäkälälajien yleisyyteen.

Kehitysluokalla oli vaikutusta ainoastaan IAP-indeksin suuruuteen. Indeksien arvot olivat suurempia varttuneissa metsiköissä kuin kypsissä metsiköissä. Tätä voi selittää se, että vanhimmat metsiköt ovat useimmiten taajamien puistomaisia metsiä, joihin kohdistuu enemmän ilman epäpuhtauksien vaikutusta, mikä pienentää IAP-indeksin arvoa näissä metsiköissä.

Taulukko 24. Taustamuuttujien perusteella tarkasteltujen muuttujien tilastollisten analyysien testisuureet ja niiden merkitsevyydet (p). Melkein merkitsevä (p < 0,05) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevä (p < 0,01) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevä (p < 0,001) kolmella (\*\*\*)

Tarkasteltu muuttuja	Metsätyyppi				Kehitysluokka				Soveltuvuus			
	ANOVA		Kruskal-Wallis		T-testi		Mann-Whitney		ANOVA		Kruskal-Wallis	
	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p
Neulasvuosikerrat			1,540	0,463			79,000	0,049*				
Neulaskato	5,821	0,005**			0,465	0,644			2,185	0,122	3,200	0,202
Värivikaisuus			1,429	0,489			135,000	0,609			2,210	0,331
Sormipaisukarpeen vaurioaste			3,630	0,163			103,500	0,185	0,519	0,598		
Yleinen vaurioaste			4,586	0,101	-0,863	0,392					1,351	0,509
Lajimäärä			10,721	0,005**			103,000	0,185			7,487	0,022*
Ilmanpuhtausindeksi	12,213	0,000***			3,048	0,004**			7,048	0,002**		
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	1,184	0,314			1,075	0,287			1,283	0,285		
Levän yleisyys			12,407	0,015*			101,000	0,168			2,574	0,276
N g/kg			0,672	0,715	-0,662	0,511			1,901	0,159		
S mg/kg			6,778	0,034*			122,500	0,402			2,536	0,281

Muuttujien välisiä riippuvuuksia tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatioiden avulla. Tarkasteluissa havaittiin tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita useiden muuttujien kesken (taulukko 25). Alle 0,3:m korrelaatiota ei yleisesti katsota merkitykselliseksi.

Voimakkaimmat korrelaatiot indikaattorimuuttujien välillä havaittiin IAP-indeksin ja ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkäliden lajilukumäärän sekä yleisen vaurioasteen ja sormipaisukarpeen vaurioasteen välillä. IAP-indeksi lasketaan lajilukumäärän pohjalta, joten näiden muuttujien välinen korrelaatio oli odotettavissa. Sormipaisukarpeen vaurion ja yleisen vaurion välinen korrelaatio oli myös odotettu, sillä molemmat mittaavat samaa asiaa eli jäkäliden vaurioita. Yleinen ja sormipaisukarpeen vaurioaste korreloivat negatiivisesti IAP-indeksin ja lajilukumäärän kanssa. Tämä kertoo siitä, että kyseiset muuttujat ovat vasteiltaan vastakkaisia ilman epäpuhtauksien vaikutuksien suhteen: yleinen vaurioaste ja sormipaisukarpeen vaurioaste ovat sitä suurempia mitä epäpuhtaampaa ilma on ja IAP-indeksi ja lajilukumäärä ovat taas vastaavasti pienempiä. Sormipaisukarpeen vaurio korreloi negatiivisesti sormipaisukarpeen peittävyuden kanssa, eli mitä suurempi oli sormipaisukarpeen vaurio, sitä pienempi oli sen peittävyys.

Neulasten rikkipitoisuuden ja sormipaisukarpeen vaurion välinen positiivinen korrelaatio sekä rikkipitoisuuden ja IAP-indeksin välinen negatiivinen korrelaatio vahvistavat käsitystä siitä, että rikki on tärkein jäkälisiin vaikuttava epäpuhtaus. Viherleväpeite on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori, joten levän ja neulasten rikkipitoisuuden välinen riippuvuus oli odotettu. Tässäkin tutkimuksessa todettua neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien välistä korrelaatiota on havaittu myös aiemmissa tutkimuksissa (Jokinen ja Haarala 1996, Laita ym. 2007). Jokinen ja Haarala (1996) esittävät, että ilman kohonneilla rikkidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksilla saattaa olla haitallista yhteisvaikutusta havupuiden neulasiin silloin, kun rikkidioksidin lyhytaikaiset pitoisuudet ovat laskeneet tasolle, jolla neulasten ilmaraot eivät enää rajoita rikkidioksidin pääsyä solukoihin. Päästessään sisään neulasiin rikkidioksidi alentaa tiettyjen typpiaineenvaihdunnassa käytettyjen entsyymien toimintaa, josta seuraa, että nitriitti jää soluissa myrkylliseen muotoon, eikä sen sisältämää typpeä voida hyödyntää ravinteena. Rikkipitoisuuksien ollessa korkeammalla tasolla neulaset pystyvät käyttämään typen oksidit ravinne- ja rakenneaineikseen ja typpeä kertyy neulasiin. Typen runsas kertyminen neulasiin voi myös johtaa ravinne-epätasapainoon.

Odotettavissa olevia korrelaatioita olivat puiden pituuden positiiviset korrelaatiot puiden pohjapinta-alan ja puiden halkaisijan kanssa sekä puiden iän ja puiden halkaisijan välinen positiivinen korrelaatio. Havaittu pohjapinta-alan ja IAP-indeksin negatiivinen riippuvuus johtunee

metsikön tiheyden vaikutuksesta metsikön valo-olosuhteisiin, jolla puolestaan on vaikutusta jäkälien esiintymiseen.

Neulaskadon ja IAP-indeksin välillä oli positiivinen riippuvuus ja neulaskadon ja neulasten rikkipitoisuuden välillä negatiivinen riippuvuus; toisin sanoen IAP-indeksi oli sitä suurempi, mitä harsuuntuneempia puut olivat, ja mitä suurempi rikkipitoisuus, sitä terveempi latvus puilla oli. Neulaskato on elinvoimaisuustunnus, jolloin yleensä kuivilla ja karuilla kasvupaikoilla kasvavat puut ovat harsuuntuneempia kuin kosteilla ja viljavilla paikoilla kasvavat männyt. Näillä tekijöillä ei kuitenkaan ole suoraa vaikutusta runkojäkäliin, vaan runkojäkäälälajisto on usein monipuolisempi kuivissa ja valoisissa männiköissä kuin sellaisissa rehevämmissä männiköissä, joissa latvuserros on sulkeutuneempi ja aluspuusto runsaampaa. Myöskään rikkikuormitus Vaasan seudulla ei näyttäisi olevan niin merkittävää, että sillä olisi vaikutusta mäntyjen elinvoimaisuuteen.

Taulukko 25. Muuttujien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet. Melkein merkitsevä ( $p < 0,05$ ) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevä ( $p < 0,01$ ) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevä ( $p < 0,001$ ) kolmella (\*\*\*). Spk = sormipaisukarve.

	Pohja- pinta-ala	Puiden pituus	Puiden ikä	Puiden halkaisija	Neulas- vuosi- kerrat	Neulas- kato	Väri- vikai- suus	Sormipai- sukarpeen vaurio	Yleinen vaurio	Lajilu- kumää- rä	IAP	Sormipai- sukarpeen peittävyys	Levä	Typpi g/kg
Puiden pituus	0,364**	1												
Puiden ikä	-0,295*	0,101	1											
Puiden halkaisija	0,23	0,563**	0,381**	1										
Neulasvuosikerrat	0,237	0,434**	-0,089	0,253	1									
Neulaskato	-0,632**	-0,095	0,332*	-0,192	-0,318*	1								
Väri- vikai- suus	0,101	-0,075	0,015	-0,164	-0,082	-0,048	1							
Sormipaisukarpeen vaurio	0,092	0,172	0,086	0,314*	0,229	-0,216	0,138	1						
Yleinen vaurio	0,216	0,237	-0,088	0,353**	0,265*	-0,493**	0,103	0,808**	1					
Lajilukumäärä	-0,318*	-0,179	0,135	-0,258*	-0,207	0,532**	0,043	-0,427**	-0,554**	1				
IAP	-0,454**	-0,222	0,283*	-0,355**	-0,261*	0,617**	0,064	-0,435**	-0,635**	0,828**	1			
Sormipaisukarpeen peittävyys	0,135	0,048	-0,309*	-0,079	0,191	-0,027	-0,048	-0,363**	-0,269*	0,169	0,022	1		
Levä	0,277*	0,275*	0,123	0,238	0,256	-0,075	0,162	0,483**	0,318*	-0,19	-0,252	0,019		
Typpi g/kg	0,203	0,355**	0,013	0,287*	0,408**	-0,284*	0,051	0,254	0,201	-0,223	-0,214	-0,132	0,174	1
Rikki mg/kg	0,293*	0,333**	-0,187	0,184	0,544**	-0,413**	0,02	0,349**	0,318*	-0,308*	-0,440**	0,041	0,333**	0,754**

Myös neulasten alkuainepitoisuuksissa havaittiin useita tilastollisesti merkitseviä riippuvuuksia (taulukko 26). Neulasten alkuainepitoisuuksissa yksi voimakkaimmista riippuvuuksista todettiin rikkipitoisuuksien ja typpipitoisuuksien välillä (ks. edellä). Rikin ja typen voimakas korrelaatio voi kertoa myös siitä, että kyseisiä alkuaineita vapautuu ilmaan samoista prosesseista. Myös rikin, typen, kaliumin, fosforin ja kuparin pitoisuuksien välillä havaittiin merkitseviä korrelaatioita. Kaikki nämä alkuaineet ovat kasvien tarvitsemia ravinteita, joten nämä korrelaatiot selittynevät havaintoalojen maaperän ravinneoloilla. Muita tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita havaittiin raudan ja kromin, kromin ja kuparin, sinkin ja kadmiumin, nikkelin ja sinkin, kuparin ja raudan ja kromin ja nikkelin välillä. Nämä korrelaatiot voivat viitata siihen, että kyseisiä alkuaineita vapautuu ilmaan samoista prosesseista. Myös neulasten mangaanipitoisuus korreloi merkitsevästi kadmium-, kalium-, kupari- ja magnesiumipitoisuuksien kanssa. Neulaskadon ja kaliumin, raudan ja rikin pitoisuuksien välillä havaittiin negatiivisia korrelaatioita ja neulaskadon ja sinkin ja mangaanin pitoisuuksien välillä havaittiin positiivisia korrelaatioita. Negatiiviset riippuvuudet viittaavat siihen, etteivät kyseisten alkuaineiden pitoisuudet ole aiheuttaneet neulaskatoa Vaasan seudun metsissä. Positiiviset riippuvuudet taas viittaisivat päinvastaiseen. Myös neulasvuosikertojen määrän ja typen, kaliumin, fosforin, kuparin, magnesiumin ja rikin pitoisuuksien välillä havaittiin positiivinen korrelaatio. Kyseiset alkuaineet ovat kasvien tarvitsemia ravinteita joten on odotettua, että niiden pitoisuuksien kasvaessa myös puun yleistä elinvoimaisuutta kuvaavien neulasvuosikertojen lukumäärä kasvaa.



Taulukko 26. Neulasten alkuainepitoisuuksien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet. Melkein merkitsevä ( $p < 0,05$ ) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevä ( $p < 0,01$ ) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevä ( $p < 0,001$ ) kolmella (\*\*\*) .

	Neulas- vuosi- kerrat	Neulas- kato	N g/kg	B mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg
Neulaskato	-0,318*	1													
N g/kg	0,408**	-0,284*	1												
B mg/kg	0,261*	-0,167	0,084	1											
Cd mg/kg	-0,224	0,139	-0,126	-0,029	1										
K mg/kg	0,456**	-0,336**	0,606**	0,178	-0,204	1									
Ca mg/kg	0,113	-0,194	0,25	-0,024	0,387**	-0,065	1								
P mg/kg	0,448**	-0,249	0,784**	0,085	-0,105	0,655**	0,185	1							
Cr mg/kg	0,178	-0,276*	0,116	0,11	0,133	0,255	0,095	0,13	1						
Cu mg/kg	0,357**	-0,325*	0,456**	0,22	-0,139	0,589**	0,16	0,434**	0,485**	1					
Mg mg/kg	0,366**	-0,211	0,156	0,478**	-0,198	0,026	0,113	0,209	0,151	0,134	1				
Mn mg/kg	-0,266*	0,452**	-0,252	-0,275*	0,426**	-0,478**	0,203	-0,205	-0,174	-0,382**	-0,369**	1			
Ni mg/kg	0,205	-0,322*	0,161	0,061	-0,029	0,348**	0,091	0,095	0,435**	0,290*	-0,188	-0,106	1		
Fe mg/kg	0,216	-0,354**	0,175	0,274*	0,023	0,143	0,124	0,138	0,802**	0,460**	0,242	-0,265*	0,349**	1	
S mg/kg	0,544**	-0,413**	0,754**	0,311*	-0,114	0,615**	0,327*	0,814**	0,242	0,608**	0,390**	-0,350**	0,193	0,295*	1
Zn mg/kg	-0,248	0,349**	-0,057	0,121	0,472**	-0,333**	0,274*	-0,044	-0,106	-0,145	0,157	0,355**	-0,451**	-0,065	-0,063

## 5.2 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin

Tässä luvussa vertaillaan vuosina 2006-2007 saatuja tuloksia vuosina 1990, 1995 ja 2000 toteutettujen tutkimusten tuloksiin. Vyöhykekarttoja lukuunottamatta vertailuun on otettu mukaan vain samana pysyneet havaintoalat.

### 5.2.1 Mäntyjen neulaskato

Mäntyjen neulaskadon keskiarvo, pienin ja suurin arvo sekä keskihajonta vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2005 on esitetty taulukossa 27. Kuvassa 47 on mäntyjen jakaantuminen neulaskatoluokkiin eri tutkimusvuosina.

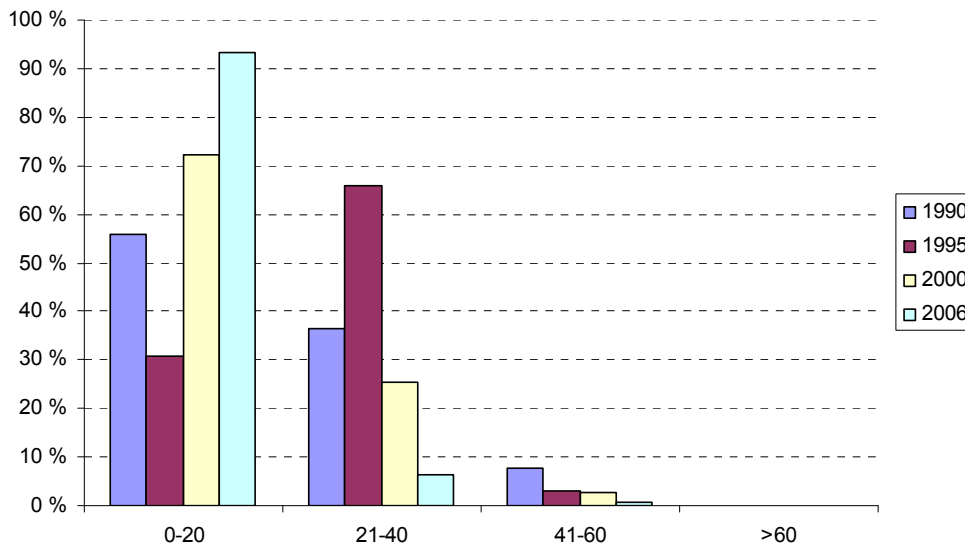
Neulaskadon keskiarvo oli vuonna 2006 pienempi kuin minään aiempaan tutkimusvuotena. Suurimmillaan neulaskato oli vuonna 1995, jolloin neulaskadon keskiarvo oli 24,5 %. Myös suurin arvioitu neulaskato oli vuonna 2006 pienempi kuin yhtenäkkään aiempaan tutkimusvuotena.

Taulukko 27. Samana pysyneiden havaintoalojen mäntyjen keskimääräinen neulaskato vuosina 2002 ja 2006.

n = 19	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
1990	20,4	10	45	10,7
1995	24,5	12	32	7,23
2000	18,5	8	35	6,83
2006	11,7	4	22	4,71

Vuonna 2006 ylivoimaisesti suurin osa vertailluista männyistä sijoittui neulaskatoluokkaan 0-20%, eli puut eivät olleet harsuuntuneita. Vuosi 1995 oli tutkimusvuosista ainoa, jolloin isompi osa puista oli harsuuntuneita kuin harsuuntumattomia.

### Mäntyjen neulaskatoluokat tutkimusvuosina



Kuva 47. Mäntyjen jakaantuminen neulaskatoluokkiin vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. N = 190.

#### 5.2.2 Mäntyjen runkojäkelät

Männyn runkojäkeläitä kuvaavat tunnusluvut eri tutkimusvuosina on esitetty taulukossa 28. Vertailussa ovat mukana vain samana pysyneet havaintoalat. IAP-indeksi on laskettu uudelleen jokaiselle tutkimusvuodelle käyttäen samoja seuralaislajien määriä kuin vuonna 2006. Vaurioasteita vertailtaessa on huomioitava, että aiempina tutkimusvuosina vaurioasteet arvioitiin yhden vaurioluokan välein, kun ne vuonna 2006 arvioitiin puolen vaurioluokan välein.

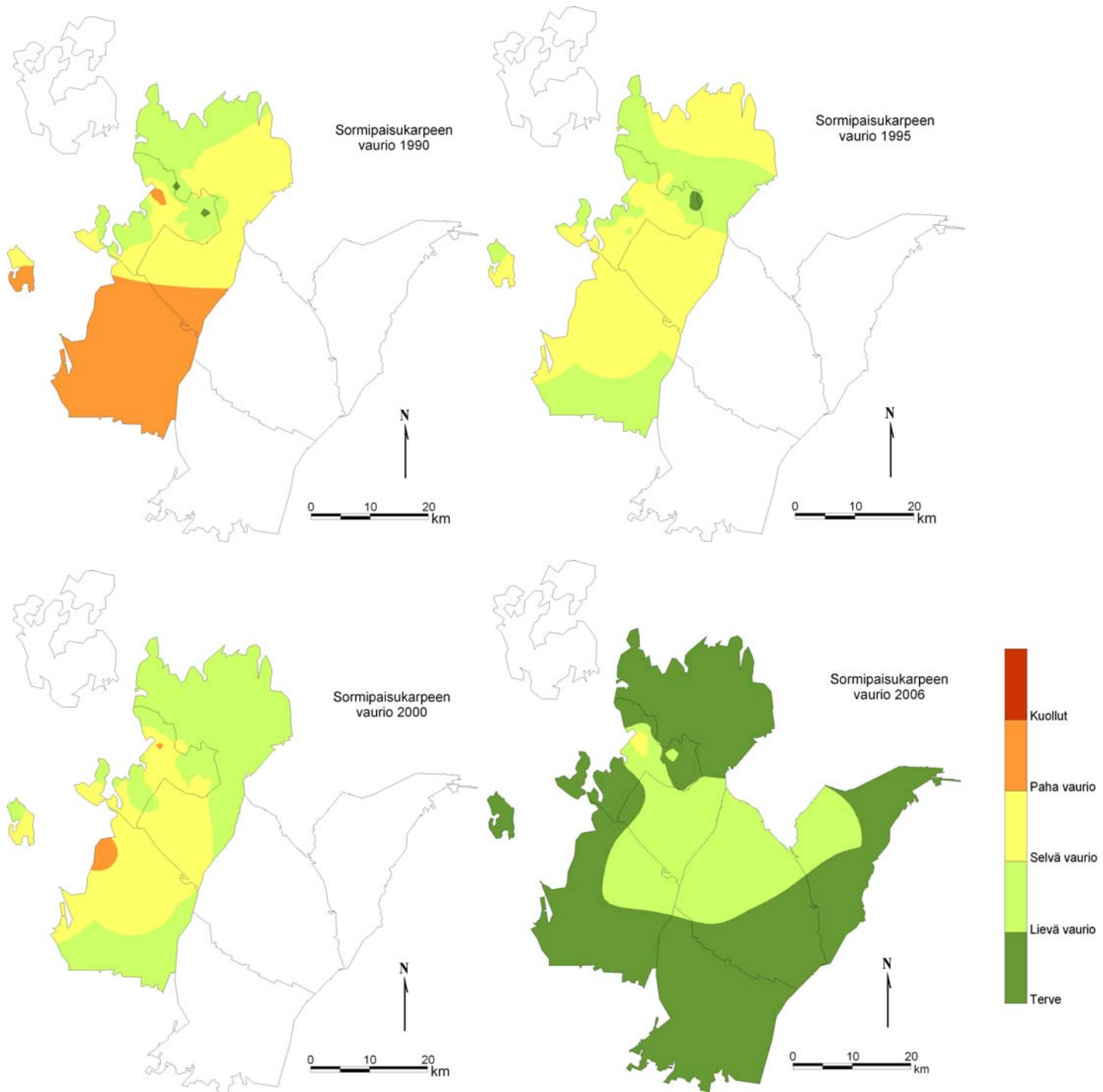
IAP-indeksi oli vuonna 2006 pienempi kuin edellisinä tutkimusvuosina. Puu- ja alakohtaiset lajimäärät olivat laskeneet. Sormipaisukarpeen peittävyys oli laskenut puoleen vuosien 1990 ja 1995 tasosta vuonna 2000, ja oli vuonna 2006 samalla tasolla kuin vuonna 2000. Levä oli vuonna 2006 yleisempää kuin aiempina tutkimusvuosina. Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste olivat parantuneet huomattavasti edellisten vuosien tasoon nähden.

Taulukko 28. Männyn runkojäkälien ilmanpuhtausindeksi (IAP), puu- ja alakohtaiset lajimäärät, sormipaisukarpeen peittävyys, levän yleisyys, yleinen vaurioaste ja sormipaisukarpeen vaurioaste Vaasan seudulla vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006.

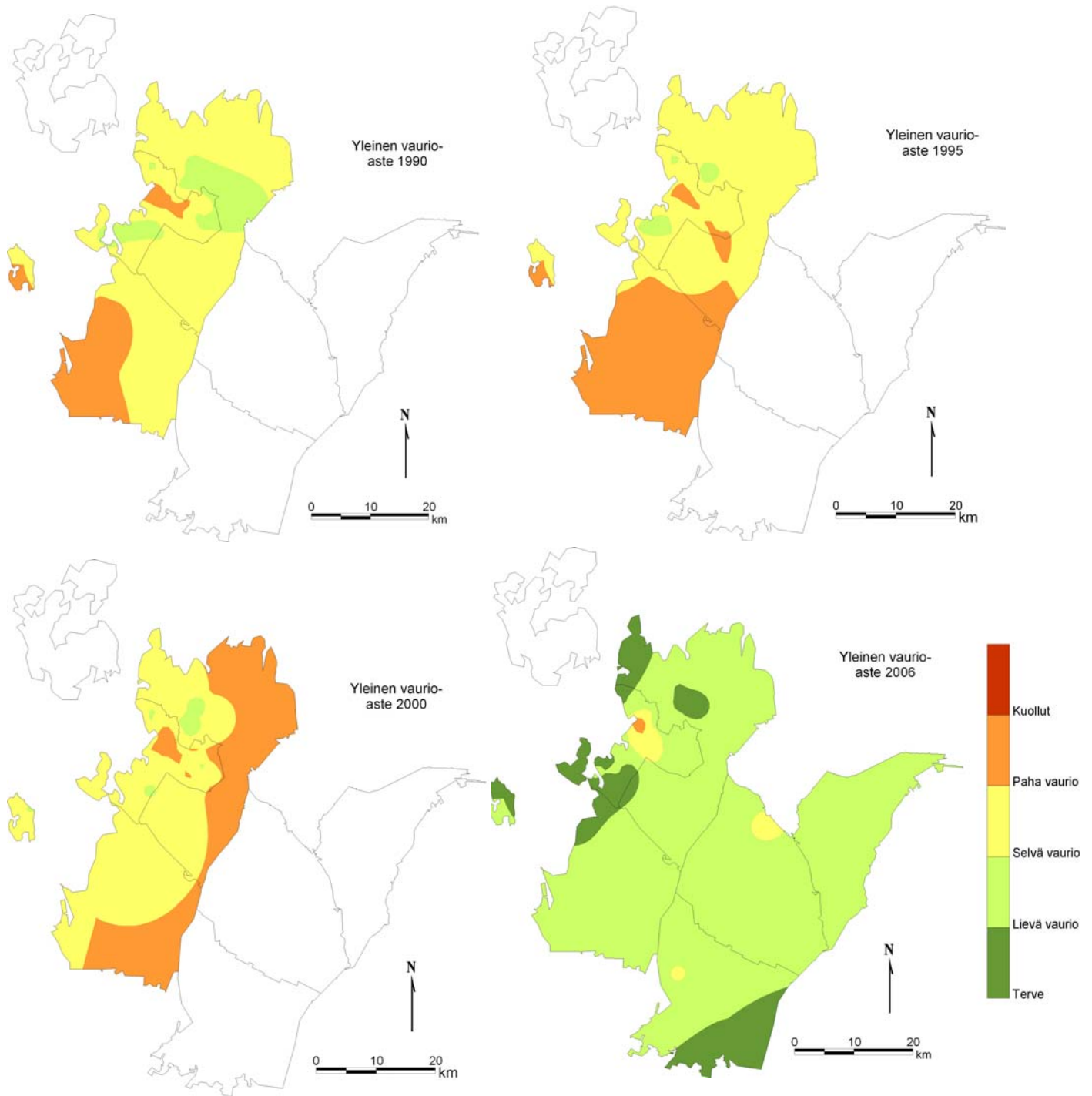
n = 23	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
<b>1990</b>				
IAP	2,4	0,8	3,3	0,58
lajimäärä/puu	5,5	2,0	7,2	1,23
lajimäärä/ala	7,0	3	9	1,38
sormipaisukarpeen peittävyys (%)	16,8	2,1	37,2	9,05
viherlevän yleisyys	0,7	0	5	1,45
sormipaisukarpeen vaurioaste	3,0	1,0	5,0	0,80
yleinen vaurioaste	3,3	2,0	4,0	0,57
<b>1995</b>				
IAP	2,0	0,7	3,0	0,56
lajimäärä/puu	4,5	1,8	6,6	1,16
lajimäärä/ala	6,3	3	9	1,43
sormipaisukarpeen peittävyys (%)	16,7	1,6	39,1	9,83
viherlevän yleisyys	0,4	0	4	0,94
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,9	2,0	4,0	0,51
yleinen vaurioaste	3,5	3,0	4,0	0,51
<b>2000</b>				
IAP	2,1	0,5	3,0	0,67
lajimäärä/puu	4,6	1,2	6,6	1,45
lajimäärä/ala	6,6	2	10	1,75
sormipaisukarpeen peittävyys (%)	8,0	0,3	19,2	5,13
viherlevän yleisyys	0,8	0	3	1,00
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,9	2,0	4,5	0,49
yleinen vaurioaste	3,5	2,5	4,0	0,60
<b>2006</b>				
IAP	1,9	1,0	3,2	0,60
lajimäärä/puu	4,4	2,4	7,0	1,25
lajimäärä/ala	6,1	3	8	1,55
sormipaisukarpeen peittävyys (%)	6,7	0,2	15,7	4,59
viherlevän yleisyys	1,5	0	5	1,86
sormipaisukarpeen vaurioaste	1,7	1,1	2,6	0,46
yleinen vaurioaste	2,3	1,5	3,0	0,48

Sormipaisukarpeen keskimääräisen vaurioasteen parantuminen on nähtävissä vauriovyöhykkeistä laadituissa kartoissa. Kun aiempina tutkimusvuosina terveen sormipaisukarpeen vyöhykkeet olivat hyvin pienialaisia tai niitä ei ollut lainkaan, kuului vuonna 2006 suurin osa tutkimusalueesta (myös vanhasta tutkimusalueesta) terveeseen vyöhykkeeseen. Vuotta 1995 lukuunottamatta kaikkina tutkimusvuosina on ollut havaittavissa pahimpien vaurioiden keskittyminen Vaasan keskustaan. Erityisesti vuosien 1990-2000 osalta on huomioitava, että interpoloinnin tulos tutkimusalueen reuna-alueilla on epätarkka harvasta havaintoalaverkosta johtuen. (Kuva 48.)

Kuten sormipaisukarpeen osaltakin, myös yleisen vaurioasteen kehityksessä näkyy selvästi vaurioasteen paraneminen vuonna 2006. Myös yleisen vaurioasteen osalta Vaasan keskusta erottuu muuta aluetta pahempian vaurioiden osalta. Aiempina tutkimusvuosina yleinen vaurioaste ei ole muodostanut terveen jäkälälajiston vyöhykettä lainkaan, mutta vuonna 2006 tällainen vyöhyke muodostui tutkimusalueen länsiosiin ja koillisnurkkaukseen. (Kuva 49.)

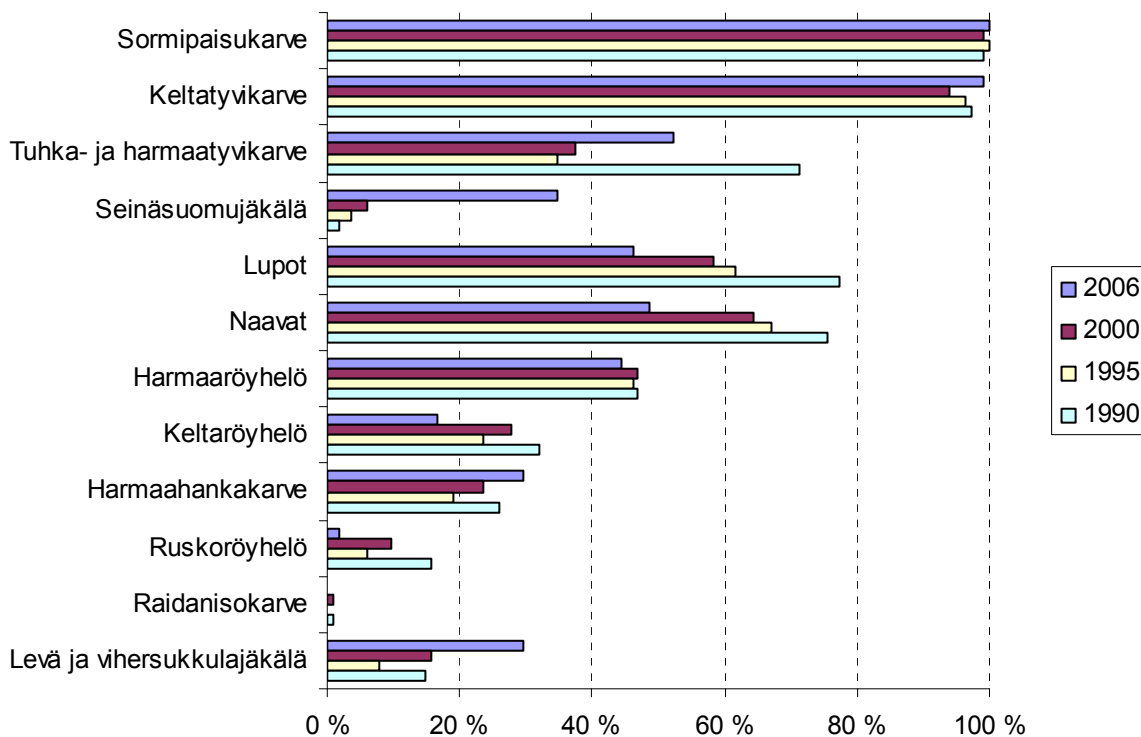


Kuva 48. Sormipaisukarpeen vaurioasteiden vyöhykkeet tutkimusalueella vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006.



Kuva 49. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006.

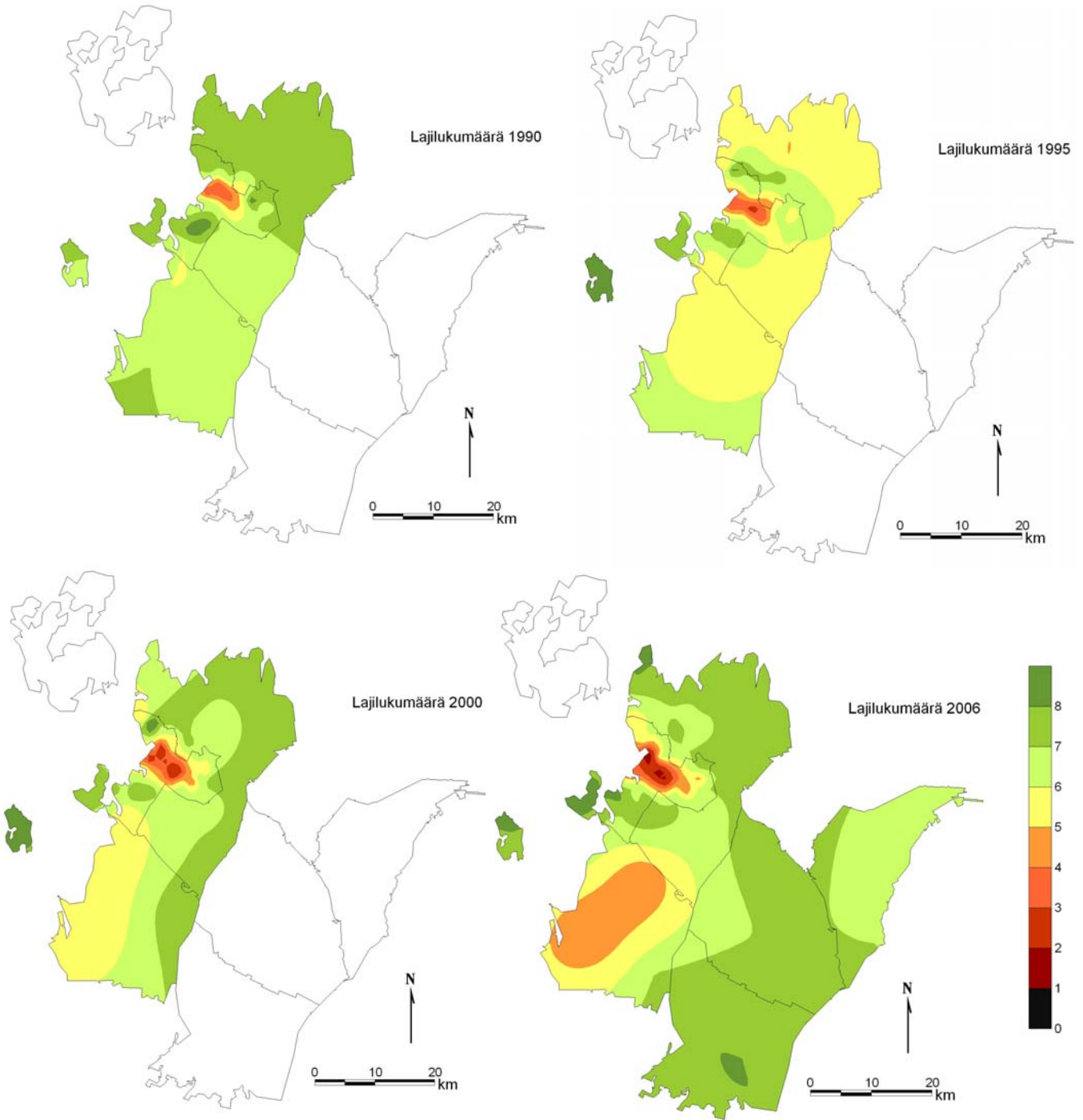
Eri jäkälälajien esiintymisfrekvensseissä tapahtuneet muutokset vuodesta 1990 vuoteen 2006 on esitetty kuvassa 50. Sormipaisukarpeen ja keltatyvikarpeen esiintymisfrekvenssit ovat pysytelleet samalla tasolla eri tutkimusvuosina. Harmaa- ja tuhkatyvikarpeen esiintymisfrekvenssit nousivat edelliseen seurantaan nähden, mutta lajit eivät olleet yhtä yleisiä kuin vuonna 1990. Seinäsuomujäkä oli runsastunut vertailupuilla selvästi – sitä havaittiin vuonna 2006 miltei kuusinkertaisesti vuoteen 2000 nähden. Ilman epäpuhtauksista kärsivät lupot ja naavat olivat vähentyneet tutkimusalueella tasaisesti kaikkina tutkimusvuosina. Harmaaröyhelö oli niin ikään vähentynyt, muttei yhtä paljon kuin lupot ja naavat. Myös kelta- ja ruskoröyhelön esiintymisfrekvenssit olivat laskeneet. Hankakarve sen sijaan oli hieman runsastunut. Myös viherlevää ja vihersukkulajäkälää tavattiin enemmän kuin aiempina tutkimusvuosina.



Kuva 50. Jäkälälajien esiintymisfrekvenssit tutkimusalueella vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. N = 115.

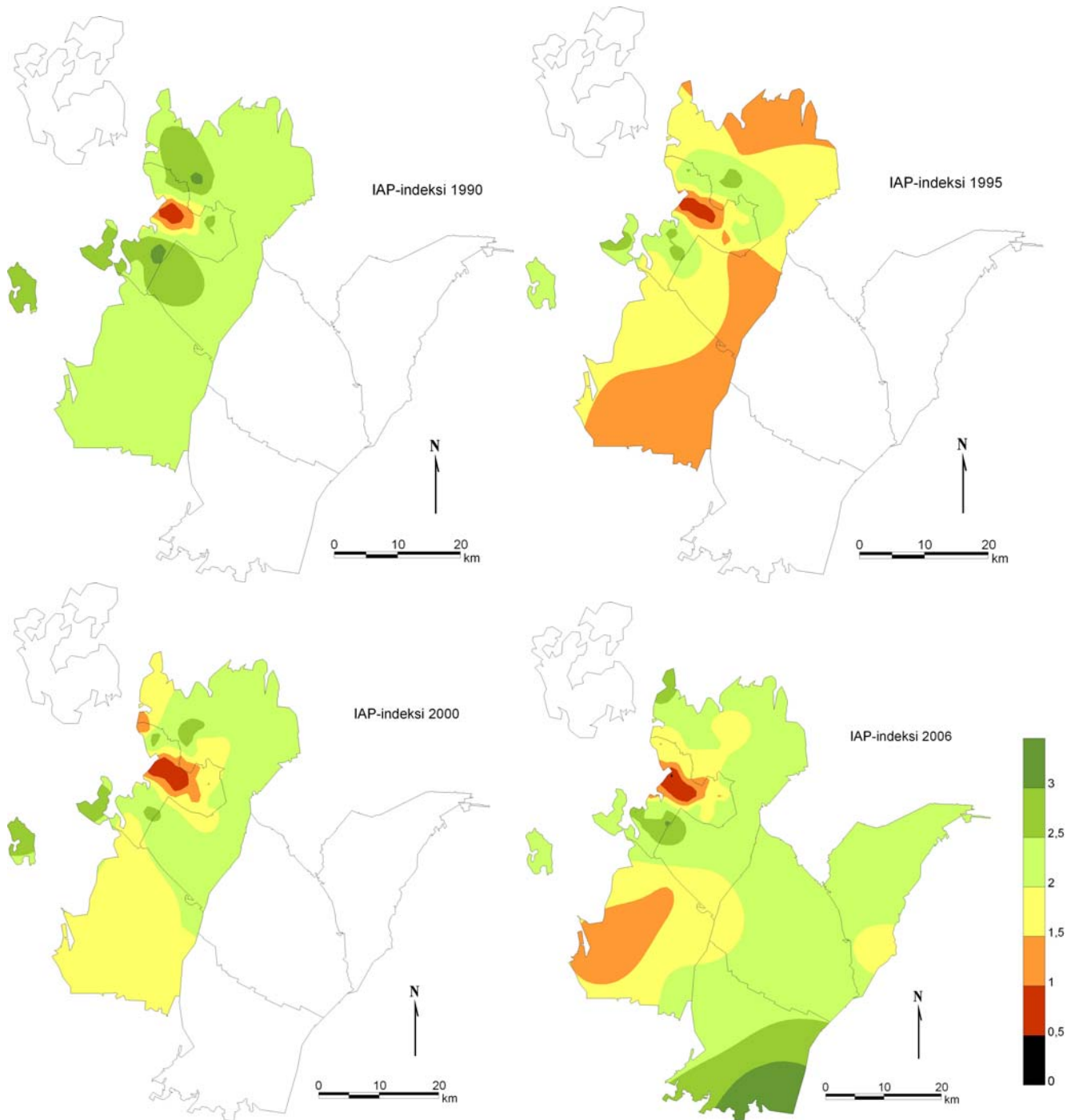
Ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lajimäärien alueellisessa jakaumassa vuonna 2006 verrattuna aiempien vuosien jakaumiin näkyy syy keskimääräisen lajimäärän pienenemiseen: vaikka vuonna 2006 reuna-alueiden (Maalahtea lukuun ottamatta) lajimäärät ovat kasvaneet, ovat lajimäärät kuormitetuimmalla alueella Vaasan keskustassa ja sen läheisyydessä pienentyneet. Lajimäärissä on siis tapahtunut äärevöitymistä. Vuosi 1995 erottuu reuna-alueiden matalien lajimäärien puolesta. (Kuva 51.)

IAP-indeksin perusteella arvioituna epäpuhtauksista kärsivät alueet jakaantuivat samankaltaisesti kuin lajilukumäärän perusteella arvioidut vyöhykkeet. Köyhtynein alue sijoittuu kaikkina tutkimusvuosina Vaasan keskustan alueelle, mutta heti keskustan pohjois- ja eteläpuolella IAP-indeksi saa jälleen korkeampia arvoja. (Kuva 52.)



Kuva 51. Ilman epäpuhtausista kärsivien jäkälälajien määrät havaintoaloilla vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006.





Kuva 52. IAP-indeksi tutkimusalueella vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006.

### 5.2.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

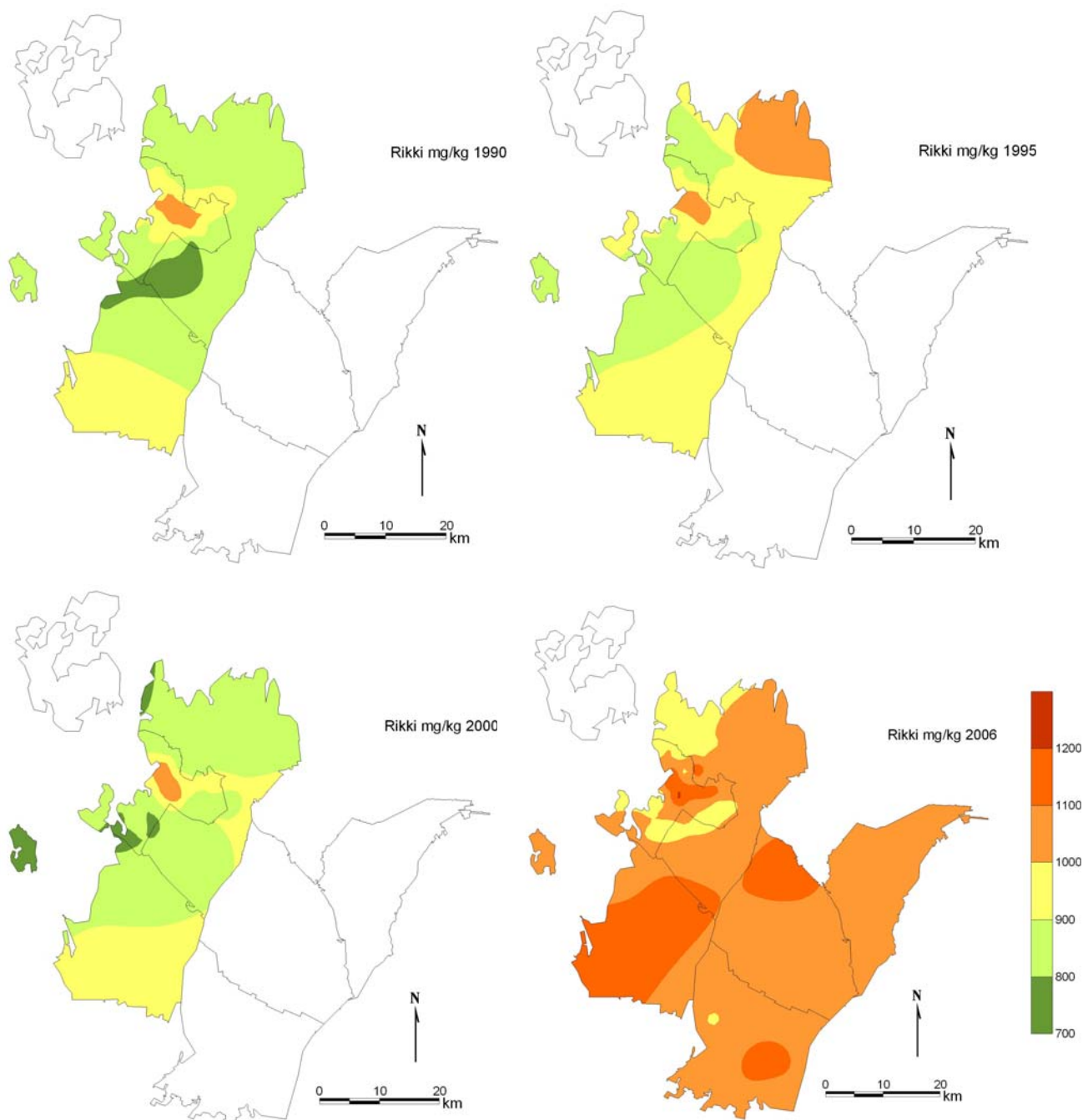
Taulukossa 29 on vertailtu männyn neulasten alkuainepitoisuuksia vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. Neulasten rikkipitoisuus oli samalla tasolla vuosina 1990 ja 1995, laski vuonna 2000 ja nousi vuonna 2006 edellisvuosia korkeammalle tasolle. Myös neulasten typpi- ja fosforipitoisuudet ovat kohonneet. Neulasten kaliumpitoisuus on samalla tasolla kuin vuonna 1995. Kalsiumpitoisuus oli korkeampi kuin vuosina 2000 tai 1995, mutta matalampi kuin vuonna 1990. Neulasten magnesiumpitoisuus oli samalla tasolla kuin vuonna 2000. Mangaanipitoisuus oli matalin kaikista vertailtavista tutkimusvuosista. Rauta- ja kuparipitoisuudet olivat nousseet suhteessa edellisiin vuosiin. Sinkkipitoisuudet olivat samalla tasolla kuin vuonna 1995. Neulasten kromi- ja nikkelpitoisuudet olivat pienentyneet selvästi. Kadmiumpitoisuudet ovat pienentyneet vuodesta 1995 ja olivat samalla tasolla kuin vuonna 2000.



Taulukko 29. Männyn neulasten alkuainepitoisuuksia Vaasan seudulla vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006. Vertailuun on käytetty samoina pysyviä aloja. Vuoden 1995 typpipitoisuus on analysoitu ensimmäisen vuosikerran neulasista.

	S	N	P	K	Ca	Mg	B	Mn	Fe	Cu	Zn	Cr	Cd	Ni
N = 23	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1990	902			4844	3887	938		633	62	1,9	47			
1995	901	11,0	1311	5181	3207	831		598	59	2,2	51	0,78	0,26	2,3
2000	861	12,0	1394	4771	3321	875	17,0	547	55	2,3	50	0,60	0,12	0,62
2006	1031	15,1	1526	5192	3401	868	19,2	537	68	2,4	51	0,14	0,12	0,54

Männyn neulasten rikkipitoisuuden kohoaminen näkyy rikkipitoisuudesta laadituissa vyöhykekartoissa (kuva 53). Kun vuosina 1990, 1995 ja 2000 suurimmassa osassa tutkimusaluetta neulasten rikkipitoisuus oli alle 1000 mg/kg, kuului vuonna 2006 suurin osa tutkimusalueesta yli 1000 mg/kg pitoisuuden vyöhykkeeseen. Neulasten rikkipitoisuudet olivat kohonneita kaikkina vuosina Vaasan keskustan alueella.



Kuva 53. Männyn neulasten rikkipitoisuus (mg/kg) Vaasan seudulla vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2006.

## 5.2.4 Maaperä

Taulukossa 30 on vertailtu maaperää kuvaavien muuttujien keskiarvoja vuosina 1990, 2000 ja 2006. Maaperänäytteiden C/N-suhde on pysynyt samalla tasolla vuosina 2000 ja 2006. Humuskerroksen pH on laskenut vuodesta 2000 vuoteen 2006. Myös huuhtoutumis- ja rikastumiskerrosten pH:t olivat vuonna 2006 matalampia kuin aiempina tutkimusvuosina. Tutkittujen alkuaineiden pitoisuudet kaikissa maaperän kerroksissa ovat nousseet aiempiin tutkimusvuosiin verrattuna.

Taulukko 30. Maaperää kuvaavien tunnuslukujen keskiarvoja vuosina 1990, 2000 ja 2006. Vertailuun on käytetty samoina pysyneitä aloja.

<i>n</i> = 5	C %	N %	C/N	pH	Zn mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Na mg/kg	S mg/kg	P mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg
<b>1990</b>												
humus												
huuhtoutumiskerros				4,3		36,3	50,8	6,6			12,4	
rikastumiskerros				4,7		26,5	36,5	5,6			9,2	
<b>2000</b>												
humus	44,3	1,6	28,1	4,2	22,1	584	1497	50,8	100	143	332	50,7
huuhtoutumiskerros				4,5	1,2	43,1	47,7	10,2	24,9	16,9	20,9	1,1
rikastumiskerros				4,9	0,7	27,1	35,4	7,5	18,5	10,3	13,3	1,0
<b>2006</b>												
humus	45,2	1,7	26,6	3,9	19,0	966	1946	53,4	118	228	412	81,0
huuhtoutumiskerros				4,0	5,6	53,9	96,8	9,7	42,4	78,1	22,2	18,5
rikastumiskerros				4,3	1,9	26,7	70,5	5,8	16,2	19,1	15,9	3,8

## 5.3 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin

### 5.3.1 Mäntyjen neulaskato

Mäntyjen keskimääräinen neulaskato oli Vaasan seudulla pienempi kuin vertailtavilla alueilla. Harsuuntuneiden puiden osuus tutkituista puista oli yhtä suuri kuin Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella. (Taulukko 31.)

Taulukko 31. Mäntyjen keskimääräisiä neulaskatoja ja harsuuntuneiden (neulaskato > 20 %) puiden osuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. Tähdellä (\*) merkitty kartoitus on tehty kokonaan tai osittain kasvukauden jälkeen heinä-elokuussa, jolloin uusin neulasvuosikerta on puissa eikä vanhin ole vielä tippunut. Muiden alueiden tulokset lähteistä Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008c, Laita ym. 2008d, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Haahla ym. 2006b, Niskanen ym. 2003b.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Neulaskadon keskiarvo, %	Harsuuntuneiden puiden osuus, %
Koko LSU*	3968	2006	14	6
<b>Vaasa*</b>	<b>590</b>	<b>2006</b>	<b>12</b>	<b>6</b>
Kokkola*	1210	2006	14	7
Pietarsaari*	1059	2006	13	7
Seinäjoki*	889	2006	14	5
Suupohja*	220	2006	15	3
Turun seutu*	725	2005	15	10
Etelä-Karjala*	1200	2005	15	14
Keski-Suomi	4920	2005	14	8
Kotka	1244	2002	18	25

### 5.3.2 Mäntyjen runkojäkälät

Taulukossa 32 on vertailtu mäntyjen runkojäkäluuttujen tunnuslukuja Vaasan alueella, muualla Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa. Sormipaisukarpeen vaurioaste oli Vaasan seudulla yhdessä Suupohjan alueen kanssa Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueista paras. Yleinen vaurioaste oli hieman suurempi kuin Suupohjan alueella, ja samaa luokkaa kuin Seinäjoella. Puukohtainen lajilukumäärä oli Vaasan seudulla hieman suurempi kuin Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella keskimäärin, ja samaa luokkaa kuin Kokkolan seudulla.

Taulukko 32. Mäntyjen runkojäkälä kuvaavia muuttujia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolilla Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008c, Laita ym. 2008d, Laita ym. 2008e, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Polojärvi ym. 2005c, Haahla ym. 2006b.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Sormipaisu- karpeen vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä / puu
Koko LSU	398	2006	2,1	3,0	4,1
<b>Vaasa</b>	<b>59</b>	<b>2006</b>	<b>1,9</b>	<b>2,5</b>	<b>4,4</b>
Kokkola	121	2006	2,0	3,2	4,3
Pietarsaari	106	2006	2,3	3,4	2,8
Seinäjoki	90	2006	2,0	2,6	4,9
Suupohja	22	2006	1,9	2,2	5,6
Vakka-Suomi	103	2006	2,1		5,1
Turku	145	2005	2,2		3,6
Keski-Suomi	492	2005	2,0		
Uusimaa	776	2004	2,1		
Etelä-Karjala	240	2005	2,3		

### 5.3.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 33 on vertailtu männyn neulasten alkuainepitoisuuksia Vaasan seudulla, Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella, muilla tutkimusalueilla Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella, koko Suomessa (ICP Forests) sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa.

Neulasten typpipitoisuus oli suurempi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin, ja suurempi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Booripitoisuus oli suurempi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin ja samaa luokkaa kuin Vakka-Suomessa. Kadmiumpitoisuus oli samaa luokkaa kuin Länsi-Suomessa. Neulasten kaliumpitoisuus oli samaa luokkaa kuin Länsi-Suomessa. Neulasten kalsiumpitoisuus oli hieman korkeampi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin. Neulasten fosforipitoisuus oli hieman korkeampi kuin Länsi-Suomen alueella keskimäärin. Neulasten kromipitoisuus oli Länsi-Suomen alueista Pietarsaaren jälkeen suurin. Neulasten kuparipitoisuus oli samalla tasolla kuin Länsi-Suomessa ja korkeampi valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten magnesiumpitoisuus oli suurempi kuin Länsi-Suomessa ja hieman pienempi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten mangaanipitoisuus oli suurempi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin, mutta pienempi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten nikkelpitoisuus oli Vaasan seudulla suurempi kuin keskimäärin Länsi-Suomen alueella. Neulasten rautapitoisuus oli Kokkolan jälkeen Länsi-Suomen alueista suurin. Neulasten rikkipitoisuus oli hieman korkeampi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin, ja selvästi korkeampi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten sinkkipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Länsi-Suomessa keskimäärin.

Taulukko 33. Männyn neulasten alkuainepitoisuuksia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolella Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008c, Laita ym. 2008d, Laita ym. 2008e, Merilä 2007, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Polojärvi ym. 2005c, Jussila 1997.

Alue	n	Tutkimus- vuosi	N g/kg	B mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg
Koko LSU	398	2007	14,9	16,6	0,12	5200	3300	1500	0,15	2,5	840	490	0,51	75	1000	51
<b>Vaasa</b>	<b>59</b>	<b>2007</b>	<b>15,3</b>	<b>19,3</b>	<b>0,12</b>	<b>5254</b>	<b>3475</b>	<b>1527</b>	<b>0,16</b>	<b>2,4</b>	<b>880</b>	<b>519</b>	<b>0,60</b>	<b>74</b>	<b>1037</b>	<b>51</b>
Kokkola	121	2007	14,5	16,1	0,17	5457	3331	1505	0,11	3,0	830	536	0,63	105	1018	61
Pietarsaari	106	2007	15,0	17,0	0,10	5481	3322	1570	0,20	2,2	794	448	0,42	51	1022	46
Seinäjäki	90	2007	15,2	15,4	0,08	4697	3218	1461	0,13	2,2	879	413	0,41	68	971	45
Suupohja	22	2007	15,1	16,2	0,12	4396	3447	1463	0,14	2,2	892	604	0,52	63	1011	49
Vakka-Suomi	103	2007	15,7	19,0		5077	3524	1531	0,095	2,6	887	564	0,47	58	1088	52
ICP Forests	65	1995- 2003	11,7	10,3		4580	3080	1310		2,2	890	667		40	860	48
Turku	145	2006	15,6			5600	4400				1000	650			1100	
Keski-Suomi	197	2006	15,5	18,1		5700	4800	1600			1000				1110	
Uusimaa (taajama-alueet)	221	2005	13,6	20,5	0,2	5900	2800	1500	0,2	3,3	1200	419	1,7	54	1079	48
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	175	1997	12,4			5080	3530	1320		8,4	850	633		68	975	43

### 5.3.4 Maaperä

Humuksen pH:ta, C/N-suhdetta sekä alkuainepitoisuuksia eri alueilla on vertailtu taulukossa 34. pH oli Vaasan metsissä samaa luokkaa kuin VT-tyyppin metsissä keskimäärin. C/N-suhde oli Vaasan näytealoilla pienempi kuin Pietarsaaren seudulla tai VT-tyyppin metsissä keskimäärin. Kun otetaan huomioon kaikki metsätyypit, on C/N-suhde suomalaisissa metsissä keskimäärin 37. Kansainvälisten tutkimusten mukaan kun C/N-suhde on yli 20, on kasvupaikalla niukkuutta tyyppistä (Riek ja Wolff 1995). Suomessa kuitenkin alle 20 olevat C/N-suhteet ovat harvinaisia (Tamminen 2000).

Humuksen sinkkipitoisuus oli Vaasan näytealoilla pieni verrattuna muihin alueisiin tai valtakunnalliseen aineistoon. Kalium-, kalsium- ja magnesiumpitoisuudet olivat pienempiä kuin Pietarsaassa mutta suurempia kuin Kokkolassa. Humuksen rikki- ja fosforipitoisuudet olivat huomattavasti pienempiä kuin Pietarsaassa ja hieman suurempia kuin Pori-Harjavalan tai Pohjois-Satakunnan alueilla. Mangaanipitoisuus oli pienempi kuin Pietarsaassa.

Taulukko 34. Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008d, Jussila 1997, Tamminen 1998. Koko Suomen aineisto kuvaa pH:n ja C/N-suhteen osalta VT-tyyppin metsiä. Alkuainepitoisuudet tässä aineistossa ovat mediaaneja, eivät keskiarvoja.

	Tutkimus- vuosi	N	pH	C/N	Zn mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	S mg/kg	P mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg
Vaasa	2006	6	3,9	26,6	21	972	2022	117	215	437	99
Pietarsaari	2006	60	3,8	29,7	73	1038	3798	1963	941	547	150
Kokkola	2006	13			973	632	1379			292	
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	1997	176			36			77	114		107
Pohjois-Satakunta (tausta)	1997	103			27			85	131		68
Koko Suomi (VT)			3,9	42,6	47						

## 6. Johtopäätökset

Vaasan seudulla tutkittiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn elinvoimaisuuteen, männyn runkojäkäliin, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin sekä maaperän ominaisuuksiin. Nyt saatuja tuloksia verrattiin vuosina 1990, 1995 ja 2000 toteutettujen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin sekä eri puolilla Suomea tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin.

Vaasan seudulla ilman epäpuhtauksien kuormitus on pääosin peräisin Vaasan kaupungin alueella sijaitsevista teollisuustoiminnoista sekä liikenteestä. Vuodesta 1995 lähtien tarkasteltuna ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet hiukkasten osalta, mutta typen oksidien päästöt ovat kasvaneet ja rikkidioksidipäästöt vaihdelleet vuositasolla melko paljon.

Mäntyjen neulaskadon keskiarvo oli pienempi kuin yhtenäkkään aiempina tutkimusvuotena. Kun vuonna 2000 28 % vertailuista männystä Vaasan seudulla oli harsuuntuneita, oli vastaava osuus vuonna 2006 7 %. Vertailtaessa tuloksia muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin voidaan todeta keskimääräinen neulaskadon olevan Vaasan seudulla pientä ja harsuuntuneiden puiden osuuden kaikista tutkituista puista olevan pieni. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa alueellista jakaantumista neulaskadossa ei ollut havaittavissa. Neulaskato onkin Vaasan seudulla ensisijaisesti puuston elinvoimaisuustunnus, jonka vaihteluun vaikuttavat lähinnä luontaiset tekijät, esim. maaperän ravinteisuus.

Sormipaisukarpeen vauriot olivat Vaasan seudulla keskimäärin lieviä, ja yleisen vaurioasteen perusteella jäkälälajisto oli keskimäärin selvästi vaurioitunutta. Lajilukumäärän perusteella jäkälälajisto oli lievästi köyhtynyttä (alakohtainen lajimäärä) tai köyhtynyttä (puukohtainen lajimäärä), ja IAP-indeksi kertoi selvistä ilman epäpuhtauksien aiheuttamista muutoksista jäkälälajistossa. Jäkäliden pahimmat vauriot ja lajistoltaan köyhtyneimmät alat sijoittuivat Vaasan keskustan alueelle, ja levä oli myös yleistä Vaasan keskustan havaintoaloilla. Kuitenkin vain muutaman kilometrin päässä Vaasan keskustasta oli jo havaintoaloja, joiden lajisto vastasi lajimääriensä puolesta ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen tausta-alueita. Ilman epäpuhtauksien vaikutukset jäkälälajistoon ovat siis tutkimusalueella luonteeltaan paikallisia. Vaasan keskustan lisäksi Maalahden kunnan alueelle muodostui melko laaja jäkälälajistoltaan köyhtynyt vyöhyke. On tosin huomioitava, että havaintoalaverkosto on harvahko tutkimusalueen reunoilla, mikä saattaa aiheuttaa tarkasteluun virhelähteitä (vrt. Rautio 2005). Sormipaisukarpeen vaurioiden osalta suurin osa tutkimusalueesta lukeutui terveeseen vyöhykkeeseen, mutta yleinen vaurioaste oli terve vain muutamalla havaintoalalla, ja yleisen vaurioasteen osalta suurin osa tutkimusalueesta kuului lievien vaurioiden vyöhykkeeseen.

Vaasan seudulla keskimääräinen lajilukumäärä oli laskenut hieman ja IAP-indeksi pienentynyt. Kuitenkin sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste olivat parantuneet suhteessa edellisiin seurantoihin. Ilman epäpuhtauksista hyötyvät seinäsuomujäkälä ja viherlevä sekä vihersukkulajäkälä olivat runsastuneet tutkimusalueella vuodesta 1990 lähtien. Herkät lajit hankakarvetta lukuun ottamatta (harmaaröyhelö, lupot ja naavat) olivat sitä vastoin harvinaistuneet. Lajimäärät eivät kuitenkaan olleet yksiselitteisesti vähentyneet koko vanhalla tutkimusalueella, vaan joillain alueilla ne olivat jopa kasvaneet. Keskimääräisen lajilukumäärän muutosta selittänee ainakin osittain lajiston köyhtyminen kuormitetuimmalla alueella Vaasan keskustassa. Verrattuna muualla Suomessa tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin Vaasan seudun jäkäläindikaattorit olivat yleisen vaurioasteen ja lajilukumäärien osalta keskitasoa. Sormipaisukarve oli Vaasan seudulla Länsi-Suomen ympäristökeskuksen tutkimusalueista yhdessä Suupohjan alueen kanssa terveintä.

Vaasan keskustan näytealoilla havaittiin melko korkeita rikkipitoisuuksia. Myös joidenkin ravinteiden osalta (K, Mg, B) oli havaittavissa korkeiden pitoisuuksien keskittymistä Vaasan keskustan näytealoille, ja samoin neulasten rauta-, kromi- ja nikkelpitoisuudet olivat Vaasan

keskustan näytealoilla kohonneita. Männyn neulasten rikkipitoisuudet olivat kohonneet suhteessa edellisiin seurantoihin, ja samoin myös neulasten typpipitoisuudet olivat korkeampia kuin edellisinä tutkimusvuosina. Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien välillä havaittiin voimakas, merkitsevä korrelaatio. Neulasten kromi- ja nikkelpitoisuudet olivat laskeneet selvästi aiempiin vuosiin nähden. Puiden ravinnetila oli hyvä, eikä selkeitä puutostiloja havaittu.

Vaasan maaperänäytealoilla typpitilanne oli verrattain hyvä. Maaperän happamuus oli normaalilla tasolla, mutta laskenut edellisiin seurantoihin nähden. Verrattuna aiempiin tutkimusvuosiin kaikkien tutkittujen alkuaineiden pitoisuudet olivat kohonneet kaikissa maaperän kerroksissa.

Tutkituista muuttujista neulaskadolla ei näyttänyt olevan tekemistä ilman epäpuhtauksien kuormituksen kanssa, vaan neulaskato on puuston yleinen elinvoimaisuustunnus, joka jossain määrin kuvaa mm. puiden ravinnetilaa. Jäkälämuuttujat sen sijaan ilmensivät paikallisten päästölähteiden vaikutuksia. Jotta jäkälämuuttujien perusteella saataisiin luotettavampi kuva näiden päästölähteiden vaikutuksesta, tulisi havaintoalaverkoston täydentämistä tutkimusalueen reunamilla seuraavassa seurannassa harkita. Suurimmat muutokset olivat painottuneet Vaasan keskustan näytealoille, mutta muutokset olivat paikallisia, eikä Vaasan keskusta-alueen päästölähteillä näyttänyt olevan merkittävää vaikutusta jäkälälajistoon enää muutaman kilometrin etäisyydellä siitä. Verrattuna aiempiin seurantoihin jäkälälajisto oli köyhtynyt etenkin Vaasan keskusta-aloilla, ja ilman epäpuhtauksille herkät jäkälälajit olivat harvinaistuneet, kun taas ilman epäpuhtauksista hyötyvät lajit olivat runsastuneet. Sormipaisukarpeen vaurioiden ja neulasten rikkipitoisuuksien sekä IAP-indeksin ja rikkipitoisuuksien välillä havaittiin merkittävä korrelaatio, mikä vahvistaa käsitystä, jonka mukaan rikki on Vaasan seudulla tärkein jäkäliä vahingoittava ilman epäpuhtaus. Rikkipäästöissä ei alueella ole tarkastelujaksolla vuodesta 1995 lähtien tapahtunut vähentymistä, mikä saattaa selittää jäkälälajiston taantumista.

## Lähteet

- Anttonen, T. (1990). Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Kuopion yliopisto, ekologisen ympäristöhygienian laitos. Opinnäytetutkielma.
- Brække, F. (1994). Diagnostiske grenseverdier for næringselementer i gran-og furunåler. Aktuelt fra skogforsk 15/94. 11 s.
- Geologian tutkimuskeskus (1999). Suomen kallioperä 1:5 000 000. <http://www.gtk.fi/kartoitus/kalliopera/kpkartta5milj.html>. Luettu 11/2007.
- Geologian tutkimuskeskus (2007). Geokartta-palvelu. <http://geokartta.gtk.fi/>.
- Haahla, A., Polojärvi, K., Niskanen, I., Laita, M. ja Ellonen, T. (2006a). Keski-Suomen maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 162. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. ISBN 951-39-2546-3.
- Haahla, A., Niskanen, I., Polojärvi, K. ja Ellonen, T. (2006b). Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 161. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. ISBN 951-40-1270-4.
- Helmisaari, H-S. (1993). Metsikön ja puun ravinnekierto. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkela, H. ja Nieminen, T. (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Gummerus, Jyväskylä. ISBN 951-40-1270-4. S. 44-48.
- Helmisaari, H-S. (1998). Metsäekosysteemin toiminta ympäristömuutoksen ilmentäjänä. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691.
- Hirvijärvi, E. (2007). Kirjallinen tiedonanto 11/2007.
- Huttunen, S. (1982). Some experience on standardized monitoring of urban pollution in forest ecosystems. Teoksessa Steubing, L. ja Jäger, H.-J. (toim.). Monitoring of air pollutants by plants. Junk publisher, The Hague. ISBN 906193947X. S. 155-161.
- Ilmanlaadun vuosiraportti (2006). <http://www.vaasa.fi/Default.aspx?id=385938>.
- Jokinen, J. ja S. Haarala (1996). Salon ja Halikon ilmanlaadun seuranta. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Jukka, L. (1988). Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka, Vaasa. ISBN 951-9176-34-9.
- Jussila, I. (1997). Porin-Harjavallan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996-1997. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 12. ISBN 951-29-1075-6.
- Jussila, I. ja Ojanen, M. (2002). Turun seudun ja Paraisten alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 2000-2001. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 14. ISBN 951-29-2262-2.
- Jussila, I., Joensuu, E. ja Laihonen, P. (1999). Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. Ympäristöopas 59. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki. ISBN 1238-8602.
- Kalliola, R. (1973). Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo.
- Kujala, M. (2008). Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen teollisuuden päästöt. Kirjallinen tiedonanto 3/2008.
- Kulmala, A., Leinonen, L., Ruoho-Airola, T., Salmi, T., & Waldén, J. (1998). Air Quality Trends in Finland. Ilmanlaatumittauksia, Air Quality Measurements. Ilmatieteen laitos, Helsinki. ISBN-951-697-488-0.
- Kuusinen, K., Mikkola, K. ja Jukola-Sulonen, E.-L. (1990). Epiphytic lichens on conifers in the 1960s to 1980s in Finland. Teoksessa Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. ISBN 3-540-52213-1. S. 397-420.
- Kuusipalo, J. (1996). Suomen metsätyypit. Kirjayhtymä, Rauma.
- Laita, M., Huuskonen, I., Haahla, A., Polojärvi, K., ja Ellonen, T. (2007). Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163.

- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008a). Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 165. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E ja Ellonen, T. (2008b). Suupohjan alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 166. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008c). Pietarsaaren seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 167. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008d). Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 169. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E. ja Ellonen, T. (2008e). Vakka-Suomen alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimus-keskuksen tiedonantoja 164. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laurila, T., Kukkonen, J., Pietarila, H., Hakola, H., Hellén, H., Tarvainen, V. & Kauhaniemi, M.(2003). Concentrations and trends of nitrogen oxides, ozone and volatile organic compounds in the Helsinki metropolitan area – NOVOC. MOBILE2-vuosiraportti 2002, M2T0244. Ilmatieteen laitos, Helsinki 2003.
- LeBlanc, F. ja J. DeSloover (1970). Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48: 1485-1496. ISSN 0008-4026.
- LIISA 2006 -laskentajärjestelmä (2007). <http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/kunnat2.htm>. (tiedot tallennettu 11/2007).
- Lindgren, M. (2000). Mätäkivenmäen testimännikön arviointitulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 15.6.2000.
- Lindgren, M. (2001). Uusinta-arvioinnin (5.7.2000) tulokset Mätäkivenmäen testimänniköstä. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 6.7.2001.
- Lindgren, M. (2007). Mätäkivenmäen testimännikön tulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 21.6.2007.
- Lindgren, M. ja Salemaa, M. (1999). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level 1) ja ympäristön yhdennetyn seurannan koealat 1999. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindgren, M. ja Salemaa, M. (2000). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level I) ja ympäristön yhdennetyn seurannan koealat 2000. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindroos, A.-J. ja Derome, J. (1998). Laskeuma ja sen vaikutus metsämaahan. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.) Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 151-157. ISBN 951-40-1632-7.
- Lodenius, M., Manninen, S., Nieminen, T., Raiskinen, H., Ranta, P. ja R. Willamo (2002). Bioindikaattorit. Ympäristönsuojelun opetusmonisteita N:o 21. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. ISSN 1456-8284.
- Merilä, P. (2007). Needle chemistry on the intensive monitoring plots 1995-2003. Teoksessa Merilä, P., Kilponen, T. ja Derome, J. (2007). Forest condition monitoring in Finland – National report 2002–2005. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 45.
- Merilä, P. ja Raitio, H. (1998). Maaperätekijät maankohoamisrannikolla. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.) Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 64- 82. ISBN 951-40-1632-7.
- Merilä, P., Raitio, H., Walheim, M. (1996). Kuusikoiden ravinnetila. Teoksessa Raitio, H. (toim.). Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Merenkurkun neuvosto. Gummerus, Jyväskylä. S. 97-107.
- Metsätuho-opas (2003). Metsäntutkimuslaitos. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/opas/index.htm>. Päivitetty 3.9.2003.



- Mälkönen, E. (1991). Maa- ja neulasanalyysin käyttökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 381. Joensuun tutkimusasema. 52-61.
- Nieminen, T., Raitio, H. ja Salemaa, M. (1993). Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimatunnuksena. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkela, H. ja Nieminen, T. (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki. Gummerus, Jyväskylä. ISBN 951-40-1270-4. S. 92-96.
- Niskanen, I. (1995). Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1994. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1995:11. ISSN 0357-5454.
- Niskanen, I., Veijola, H. ja Ellonen, T. (1996). Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1996. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996: 17.
- Niskanen, I., Ellonen, T. ja Nousiainen, O. (2001). Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2000 ja 2001. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Alueelliset ympäristöjulkaisut 238. ISBN 952-11-0999-8.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Witick, A., Haahla, A. ja Laitakari, V. (2003a). Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2002. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 156.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Haahla, A. ja Laitakari, V. (2003b). Kotkan kaupungin ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2002. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 155. ISBN 951-39-1438-0.
- Nuotio, T., Hyyppä, J. ja Nylander, E. (1990). Buffering capacity of Finnish soils and its dependence on Geological factors in relation to the acidification sensitivity of lakes. Teoksessa Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg. S. 271-286.
- Osmo, J. (1996). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasassa, Mustasaassa, Maalahdessa ja Korsnäsissä 1995-1996. Vaasan kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 7/96.
- Osmo, J. ja Kjellman (1991). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasassa, Mustasaassa ja Maalahdessa 1990-1991. Vaasan kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 2/91.
- Partanen, P. ja Veijola, H. (1996). Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. YTV, Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18. ISSN 0357-5454.
- Pihlström, M. ja Myllyvirta, T. (1995). Ilman epäpuhtauksien leviämisen- ja vaikutustutkimus Itä-Uudellamaalla, Lahden seudulla, Mikkelin läänissä ja Joutsassa 1994-1995. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys ry, Porvoo. Tutkimusraportti.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005a). Mittaustarkkuus mäntyjen runkojäkälistön ja sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioiden havainnoinnissa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 89/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005b). Mittaustarkkuus männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisessa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 64/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005c). Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuosina 2004 ja 2005. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Alueelliset ympäristöjulkaisut 385.
- Raitio, H. (1994). Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527. 25-34.
- Raitio, H. ja Kärkkäinen, K. (2002). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Pietarsaaren-Uudenkaarlepyyn alueella vuonna 2000. Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema.
- Raitio, H. ja Merilä, P. (1998). Seasonal variation in the size and composition of Scots pine and Norway spruce needles in different weather conditions. European programme for the intensive monitoring of forest ecosystems / Level II, Finland. Pilot study, technical report. The Finnish forest research institute, Parkano.
- Raitio, H., Kärkkäinen, K. ja Osmo, J. (2002). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasan seudulla vuonna 2000. Vaasan kaupungin ympäristölautakunnan julkaisuja 1/2002.

- Partanen, P. ja Veijola, H. (1996). Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. YTV, Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18.
- Ranta, E., Rita, H. ja Kouki, J. (1989). Biometria. Helsinki, Yliopistopaino. 569 s.
- Rautio, Pasi (2005). Bioindikaattorit luontovaikutusten tarkkailussa. Teoksessa Osmo, J. (toim.). Malli ilmanlaadun alueelliseksi seurantaohjelmaksi. Alueelliset ympäristöjulkaisut 383. Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa.
- Reinikainen, A., Veijalainen, H. ja Nousiainen, H. (1998). Puiden ravinnepuutokset – metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688.
- Riek, W. ja Wolff, B. (1995). Deutscher Beitrag zur Europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Inst. Forstökol. Walderfass., Eberswalde. Moniste, 65 s.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L. ja M. Lindgren (1991). Forest condition in Finland 1986-1990. *Silva Fennica* 25 (3): 147-175.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L., Nieminen, T. ja P. Nöjd (1993). Latvustunnukset ja puun kasvu elinvoimaisuuden ilmentäjinä. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja T. Nieminen (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Helsinki, Gummerus. S. 75-92.
- Salmi, T. (2007). Eri yhdisteiden pitoisuuksia tausta-aseilla. Ilmatieteen laitos. Kirjallinen tiedonanto 11/2007.
- SFS 5669. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten kokonaisrikkipitoisuus. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5670. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5781. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten rikkipitoisuuden määrittäminen ICP-emissiometrillä. (1994). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Starr, M. R. (1991). Soil formation and fertility along a 5000 year chronosequence. Teoksessa Pulkkinen, E. (toim.). Environmental geochemistry in northern Finland. Geol. Survey of Finland, Special Papers 9:99-104.
- Tamminen, P. (1998). Maaperätekijät. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 64- 82.
- Tamminen, P. (2000). Soil factors. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). Forest condition in a changing environment – The Finnish case. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht/Boston/London. s. 72–86.
- Vaasan luonto (2007). Vaasan kaupunki. <http://www.vaasa.fi/Default.aspx?id=385928>. 11/2007.
- Veijola, H. ja I. Niskanen (1998). Sammaleesta ja humuksesta tutkittavien muuttujien mittaustarkkuuden arviointi. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Muistio 1/1998.
- Wunderground (2007). <http://www.wunderground.com>.



Jyväskylän yliopisto  
Ympäristöntutkimuskeskus

Jyväskylä universitet  
Miljöforskningsinstitut

University of Jyväskylä  
Institute for Environmental Research

PL 35 (YAD), 40014 Jyväskylän yliopisto  
<http://www.jyu.fi/ymtk>