

YMPÄRISTÖNTUTKIMUSKESKUKSEN
TIEDONANTOJA 165

MILJÖFORSKNINGSINSTITUTETS
MEDDELANDEN 165

REPORTS OF THE INSTITUTE
FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH 165

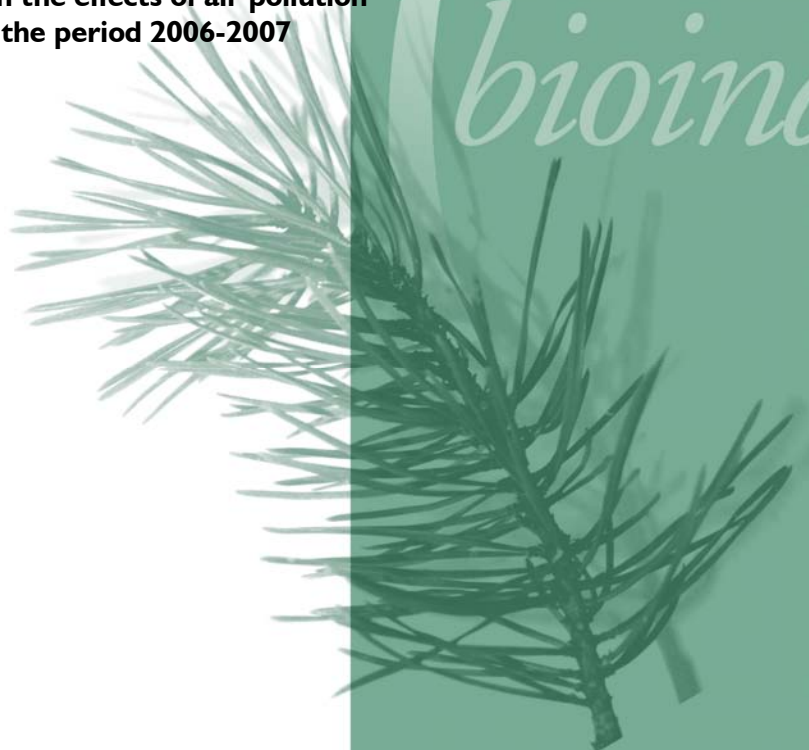
**Mika Laita
Irene Huuskonen
Toni Keskitalo
Emmi Lehkonen**

SEINÄJOEN SEUDUN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007

**Sammandrag: Bioindikatorforskning av luftkvaliteten
i Seinäjoki regionen 2006-2007**

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

bioind



SEINÄJOEN SEUDUN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007

Sammandrag: Bioindikatorforskning av luftkvaliteten i Seinäjoki regionen 2006-2007

Summary: A bioindicator study on the effects of air pollution in the district of Seinäjoki 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 978-951-39-3253-4
Kopijyvä Oy, Jyväskylä
2008

TIIVISTELMÄ

Tässä selvityksessä on tutkittu Seinäjoen seudun ilmanlaatua bioindikaattorien avulla. Indikaattoreina on käytetty mäntyjen neulaskatoa ja epifyyttijäkälää, männyn neulasten alkuainepitoisuuksia sekä sammalten ja sammalpallojen alkuainepitoisuuksia. Tutkimukseen osallistuivat Seinäjoen seudun kunnista Alahärmä, Alavus, Evijärvi, Ilmajoki, Jalasjärvi, Kauhajoki, Kauhava, Korttesjärvi, Kuortane, Kurikka, Lappajärvi, Lapua, Nurmo, Seinäjoki, Soini, Töysä, Ylihärmä, Ylistaro ja Ähtäri sekä seuraavat yritykset: Vaskiluodon Voima Oy, Valio Oy, Atria Oyj, Fortum Power and Heat Oy, Suomen Rehu Oy, Lemminkäinen Oyj, Seinäjoen Energia Oy, Vapo Oy sekä Ruukki. Tutkimuksen teki Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus.

Ajanjaksolla 1995-2006 typen oksidien ja hiukkasten päästöt ovat vähentyneet selvästi Seinäjoen seudulla, mutta rikkidioksidipäästö määrät ovat sen sijaan vaihdelleet ilman selvää trendiä. Typen oksidien ja hiukkaspäästöjen vähentyminen johtuu liikenteen päästöjen vähentymisestä; teollisuuden päästöissä ei typen oksidien ja hiukkasten osalta ole havaittavissa laskevaa suuntausta. Suurimmat päästöt tutkimusalueella syntyvät Seinäjoella.

Mäntyjen neulaskadolla tai muilla puiden elinvoimaisuustunnuksilla ei Seinäjoen seudulla ollut yhteyttä ilman epäpuhtauksien alueelliseen jakautumiseen. Neulaskato tutkimusalueella oli vähentynyt voimakkaasti vuodesta 2000 vuoteen 2006. Vuonna 2006 koko tutkimusalueen keskimääräinen harsuuntuneisuusaste oli 14,1 %.

Jäkälälajiston perusteella ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutukset Seinäjoen seudulla olivat lieviä, eivätkä jäkälälajiston vauriot keskittyneet Ilmajoki-Seinäjoki-Nurmo-akselille, jossa ilmoitusvelvollisten teollisuuslaitosten päästö määrät olivat kuitenkin selvästi suurempia kuin muualla tutkimusalueella. Sen sijaan tutkimusalueen pohjoisosissa lajisto oli keskimäärin köyhtyneempää ja jäkälät sekä sormipaisukarpeen vaurioiden että yleisen vaurioasteen perusteella arvioituna vaurioituneempia kuin tutkimusalueen eteläosissa. Yleinen vaurioaste ja sormipaisukarpeen vaurioaste korreloivat sekä neulasten typpi- että rikkipitoisuuksien kanssa.

Neulasten rikkipitoisuudet olivat vuonna 2007 korkeammalla tasolla kuin minään aiempina tutkimusvuotena. Neulasten rikkipitoisuudet olivat tosin Seinäjoen seudulla alhaisempia kuin muualla Länsi-Suomessa, ja neulasten keskimääräistä rikkipitoisuutta 970 mg/kg voidaan pitää Etelä-Suomen männynille tyypillisenä pitoisuutena.

Sammalista analysoitujen raskasmetallien korkeimmat pitoisuudet havaittiin Seinäjoen ja Nurmon rajalta Kapernaumin teollisuusalueelta sekä Nurmon pohjoisosasta Atrian tehtaan läheisyydestä. Näillä paikoilla havaittiin myös sammalpallojen korkeimmat alkuainepitoisuudet. Usean sammalista määritetyn raskasmetallin pitoisuudet olivat laskeneet edellisiin tutkimuksiin verrattuna.

Kaikkiaan ilman epäpuhtauksien vaikutukset bioindikaattoreihin Seinäjoen seudulla olivat lieviä, mutta paikallisten päästölähteiden vaikutukset näkyivät selvästi erityisesti sammalten raskasmetallipitoisuuksissa. Neulasten rikkipitoisuudet olivat kohoamisesta huolimatta normaalilla tasolla. Seinäjoen seudulla todennäköisesti sekä rikki- että typpipäästöillä on vaikutusta jäkälämuuttujiin, jotka olivat kuitenkin kuormitetuimmalla alueella Seinäjoki-Ilmajoki-alueella hyväkuntoisia.

SAMMANDRAG

Bioindikatorforskning av luftkvaliteten i Seinäjoki regionen 2006-2007

Denna rapport behandlar utredningen av luftkvaliteten i Seinäjokiregionen. Barrförlust, grundämneshalter på barren och epifytiska lavar på tallar samt grundämneshalterna av mossa och mossbollar användes som indikatorer. De följande kommunerna deltog i utredningen: Alahärmä, Alavus, Evijärvi, Ilmajoki, Jalasjärvi, Kauhajoki, Kauhava, Korttesjärvi, Kuortane, Kurikka, Lappajärvi, Lapua, Nurmo, Seinäjoki, Soini, Töysä, Ylihärmä, Ylistaro och Etseri. I utredningen deltog även följande företag: Vaskiluodon Voima Oy, Valio Oy, Atria Oyk, Fortum Power and Heat Oy, Finska Foder Ab, Lemminkäinen Oyj, Seinäjoen Energia Oy, Vapo Oy och Ruukki. Utredningen har gjorts av Miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylän universitet.

Under perioden 1995-2006 har utsläppen av kväveoxider och partiklar minskat klart inom Seinäjokiområdet, men utsläppen av svaveldioxid har växlat utan någon uppenbar trend. Orsaken till, att utsläppen av kväveoxider och partiklar har minskat är de förminskade utsläppen från trafiken; utsläppen från industrin har inte märkbart förminskat. De största utsläppen uppkommer i Seinäjoki.

Barrförlust hos tallar eller övriga vitalitetsindikatorer var inte i samband med den regionala fördelningen av föroreningarna i Seinäjokiområdet. Barrförlusten hade kraftigt minskat inom området från 2000 till 2006. Den genomsnittliga graden av barrförlust för hela forskningsområdet år 2006 var 14,1 %.

Baserat på lavarerna var effekterna av utsläppen på vegetationen lindriga. Skadorna på lavarerna var inte fokuserade på Ilmajoki-Seinäjoki-Nurmos –linjen, där utsläppen från anmälningsskyldiga industrianläggningar ändå var betydligt större än på andra områden. Däremot var arterna i de norra delarna av forskningsområdet genomsnittligt mer utarmade och skadorna hos lavarna större än i de södra delarna. Den generella skadenivån samt skadorna hos blåslav korrelerar med halterna av både kväve och svavel.

Svavelhalterna i barren var 2007 högre än tidigare. Inom Seinäjokiområdet var dock halterna lägre än i de övriga delarna av Västra Finland och den genomsnittliga svavelhalten 970 mg/kg kan betraktas som en typisk koncentration i barr i Södra Finland.

De största koncentrationerna av tungmetaller i mossa observerades på gränsen mellan Seinäjoki och Nurmo i Kapernaums industriområde samt i närheten av Atrias fabrik i den norra delen av Nurmo. De största grundämneshalterna i mossbollar observerades också i dessa områden. Koncentrationerna av flera grundämnen hade minskat jämfört med de tidigare utredningarna.

Effekterna av luftföroreningar på bioindikatorerna var lindriga, men effekterna av de lokala utsläppskällorna syntes tydligt särskilt i tungmetallhalterna hos mossa. Svavelhalterna i barren hade ökat, men var ändå på en normal nivå. Troligtvis påverkar både svavel- och kväveutsläppen lavarna, som trots detta var i gott skick inom det mest belastade området i Seinäjoki-Ilmajoki regionen.

SUMMARY

A bioindicator study on the effects of air pollution in the area of Seinäjoki during the period 2006-2007.

This report deals with the results of a study using bioindicators in looking into the air quality in the area of Seinäjoki in Western Finland. The indicators used were defoliation of Scots pine, epiphytic lichens growing on pine stands, concentrations of several elements in pine needles as well as in moss and moss balls. The participating municipalities were Alahärmä, Alavus, Evijärvi, Ilmajoki, Jalasjärvi, Kauhajoki, Kauhava, Kortesjärvi, Kuortane, Kurikka, Lappajärvi, Lapua, Nurmo, Seinäjoki, Soini, Töysä, Ylihärmä, Ylistaro and Ähtäri. In addition the study was founded by the following local companies: Vaskiluodon Voima Oy, Valio Oy, Atria Oyj, Fortum Power and Heat Oy, Suomen Rehu Oy, Lemminkäinen Oyj, Seinäjoen Energia Oy, Vapo Oy and Ruukki. The study was conducted by the University of Jyväskylä, Institute for Environmental Research.

During the period 1995-2006 the emissions of nitrogen oxides and airborne particles have diminished in the area of Seinäjoki, but there has been a considerable annual variation in the emission levels of sulphur dioxide. The reduction of emissions of nitrogen oxides and airborne particles has happened due to reductions in the emission levels of traffic, but reductions have not taken place within emission levels of industry. The biggest emissions in the study area are generated in the city of Seinäjoki.

The defoliation of pines or other variables describing the general vitality of the trees had no connection with the areal distribution of airborne impurities. The defoliation of pines had significantly reduced in the area compared with the previous study conducted in 2000. In 2006 the average defoliation of pines was 14.1 %.

The effects of airborne impurities on the lichen vegetation in the area of Seinäjoki were mild, and there was no clear damage of lichen vegetation concentrated in the most heavily polluted urban area near and around the city of Seinäjoki. Instead the damage of lichen vegetation was worse and the species suffering from airborne impurities were less abundant in the northern parts of the study area, where there are no big point-source polluters present. The general damage of lichen species and the damage of *Hypogymnia physodes* correlated with the concentrations of nitrogen and sulphur in needles.

The concentration of sulphur in needles was higher in 2007 than in any other study conducted previously in the area. The sulphur concentrations were lower in the area of Seinäjoki than in other areas in Western Finland, though, and the average sulphur concentration of needles in the area of Seinäjoki (970 mg/kg) is a typical concentration level in pines in Southern Finland.

The highest concentrations of heavy metals analyzed in moss were located in the vicinity of the industrial area of Kapernaum in the border area of Seinäjoki and Nurmo, and in the northern parts of Nurmo, near the Atria industrial plant. The highest concentrations of several heavy metals analyzed in moss balls were also located in these same places. The concentrations of several heavy metals analyzed had diminished compared with the previous studies.

All in all, the effects of airborne impurities on bioindicators in the area of Seinäjoki were mild, but the effects of local point sources were clearly visible especially in the heavy metal concentrations of moss. Despite the fact that sulphur concentrations in needles had risen, the average concentration of sulphur is considered to be on a normal level. The emissions of both sulphur oxide and nitrogen oxides probably have an effect on the lichen vegetation. The lichen vegetation was surprisingly healthy in the most polluted urban areas of the study area.

SISÄLLYS

1. JOHDANTO	1
2. TUTKIMUSALUE	1
2.1 Yleiskuvaus	1
2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu	3
2.2.1 Päästöt Seinäjoen alueella 1995–2006	3
2.2.2 Paikalliset ilmanlaatumittaukset	5
2.2.3 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla	6
3. TUTKIMUSAINEISTO JA –MENETELMÄT	9
3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat	9
3.2 Tutkimusmenetelmät	12
3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta	12
3.2.2 Havupuiden neulaskadon eli harsuuntuneisuuden arvioiminen.....	12
3.2.3 Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus	13
3.2.4 Männyn epifyyttijäkälien kartoittaminen	14
3.2.5 Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus	19
3.2.6 Neulasnäytteiden kerääminen ja alkuainepitoisuuksien analysointi	20
3.2.7 Neulasten alkuainepitoisuuksien kartoittamiseen liittyvät virhelähteet ja luotettavuus	22
3.2.8 Sammalnäytteiden alkuainepitoisuuksien määrittäminen	23
3.2.9 Sammalpallojen alkuainepitoisuuksien määrittäminen	24
3.2.10 Sammalten alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvät virhelähteet ja luotettavuus.....	25
4. TULOKSET	27
4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus	27
4.2 Männyn runkojäkälät	30
4.2.1 Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste.....	30
4.2.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys	33
4.2.3 Lajimäärät.....	34
4.2.4 IAP-indeksi	37
4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet	39
4.4 Sammalten alkuainepitoisuudet	48
4.5 Sammalpallojen alkuainepitoisuudet	59
5. TULOSTEN TARKASTELU	60
5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus	60
5.2 Sammalten alkuainepitoisuuksien faktorianalyysi	63
5.3 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin	67
5.3.1 Männyn neulaskato	67
5.3.2 Neulasten alkuainepitoisuudet	67
5.3.3 Sammalten alkuainepitoisuudet	70
5.4 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin	71
5.4.1 Mäntyjen neulaskato	71
5.4.2 Mäntyjen runkojäkälät	71
5.4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet	72
5.4.4 Sammalten raskasmetallipitoisuudet.....	73
5.4.5 Sammalpallojen alkuainepitoisuudet.....	74
6. JOHTOPÄÄTÖKSET	75
LÄHTEET	77

1. Johdanto

Ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutuksia Seinäjoen 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. Seinäjoen seudulla toteutetuissa tutkimuksissa on selvitetty mäntyjen neulaskatoa ja neulasten alkuainepitoisuuksia sekä raskasmetallipitoisuuksia sammalnäytteissä ja sammalpalloissa (Seinäjoen, Nurmon ja Ilmajoen alueen päästöjen tarkkailutyöryhmä 1990, Äyräs ja Pohjola 1996, Jokinen ym. 1995, Raitio 2001). Tämä tutkimus toteutettiin osana lähes koko Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen käsittävää ilmanlaadun bioindikaattoritutkimusta. Tutkimuksessa tarkasteltiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn epifyyttijäkälisiin, mäntyjen elinvoimaisuuteen, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin sekä sammalen ja sammalpallojen raskasmetallipitoisuuksiin.

Vuosina 1990, 1995 ja 2000 bioindikaattoriseurannat toteutettiin Seinäjoen, Nurmon ja Ilmajoen alueilla, ja vuonna 2006 havaintoalaverkosta täydennettiin kattamaan yhteensä 19 kunnan alueet. Bioindikaattoriseuranta toteutettiin koko alueella 90 mäntyhavaintoalalla ja Seinäjoen, Nurmon ja Ilmajoen alueilla 40 sammalnäytealalla ja 4 sammalpalloalalla. Saatuja tuloksia verrattiin vanhan tutkimusalueen osalta 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. Näiden vaikutuksen 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 Seinäjoen seudun kunnat eli Alahärmä, Alavus, Evijärvi, Ilmajoki, Jalasjärvi, Kauhajoki, Kauhava, Korttesjärvi, Kuortane, Kurikka, Lappajärvi, Lapua, Nurmo, Seinäjoki, Soini, Töysä, Ylihärmä, Ylistaro ja Ähtäri sekä seuraavat yritykset: Vaskiluodon Voima Oy, Valio Oy, Atria Oyj, Fortum Power and Heat Oy, Suomen Rehu Oy, Lemminkäinen Oyj, Seinäjoen Energia Oy, Vapo Oy sekä Ruukki. 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 tutkimusharjoittelija Emmi Lehkonen analysoivat tutkimusaineiston sekä laativat tämän tutkimusraportin. Neulas-, sammal- ja humusnäytteet on käsitelty ja analysoitu Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen laboratoriossa.

2. Tutkimusalue

2.1 Yleiskuvaus

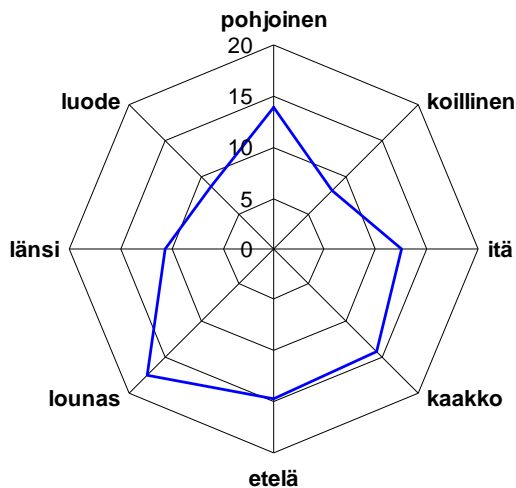
Suomen kasvimaantieteellisessä aluejaossa Seinäjoen seutu sijoittuu Pohjanmaa-Kainuun läntiselle vyöhykkeelle (Kalliola 1973, sit. Kuusipalo 1996). Pohjanmaan alueelle tyypillisesti Seinäjoen seutu on topografialtaan alavaa ja loivapiirteistä, ja alueen maisemaa hallitsevat jokien varsille raivatut laajat ja tasaiset peltolakeudet. Jokilaaksoissa esiintyy yleisesti hienojakoisia maalajitteita, mutta tutkimusalueen itäosissa moreeni- ja turvemaat ovat selvästi yleisempiä (Geologian tutkimuskeskus 2007). Tutkimusalueen länsiosassa järviä on vähän, mutta itäänpäin

mentäessä järvisyys lisääntyy. Metsäluonto on melko karua, ja etenkin Suomenselän vedenjakajaseuduilla tutkimusalueen itäosissa on laajoja suoalueita. Soista ja metsämaista ravinteisimmat on raivattu pelloiksi. Harjut halkovat tutkimusaluetta pohjois-etelä-suuntaisesti. (Metsäkeskus Etelä-Pohjanmaa.) Alueen kallioperä koostuu länsiosassa kiilleliuskeesta ja migmatiitista, idempänä vallitseva kivilaji on granodioriitti ja paikoin graniitti. (Kuva 1.)

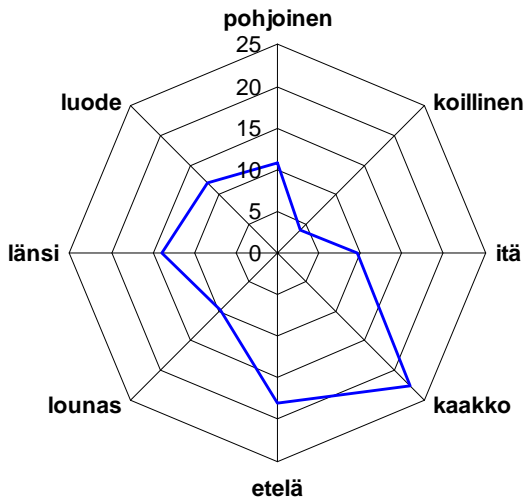


Kuva 1. Kartta tutkimusalueesta.

Vallitsevat tuulensuunnat tutkimusalueella ovat etelänpuoleisia. Seinäjoen lentokentällä tuulee eniten kaakosta ja Kauhavan lentokentällä eniten lounaasta (kuvat 2 ja 3).



Kuva 2. Tuulensuunnat Kauhavan lentokentällä vuonna 2006 prosentteina kokonaistuulista. Tyyniä tunteja oli 6 % kokonaisajasta. (Wunderground 2007.)



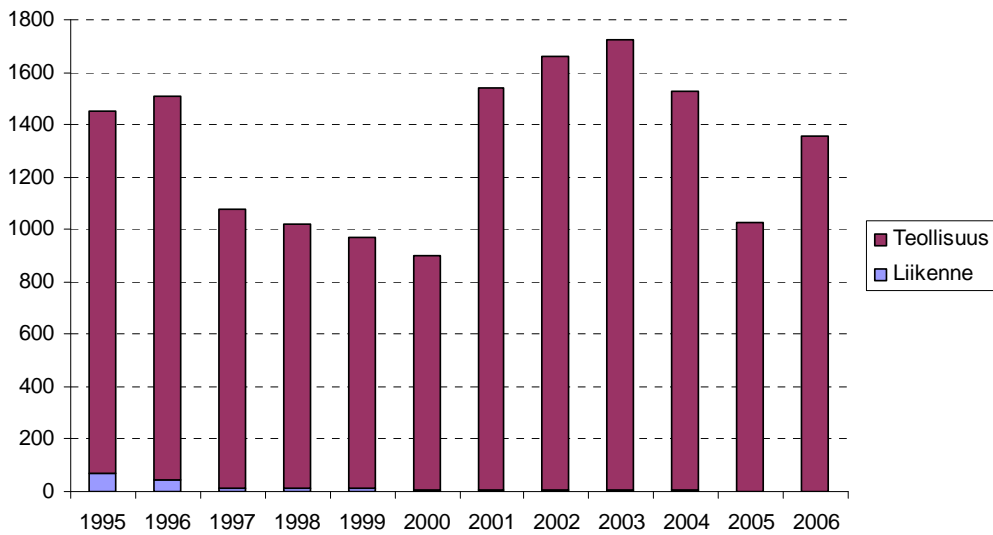
Kuva 3. Tuulensuunnat Seinäjoen lentokentällä vuonna 2006 prosentteina kokonaistuulista. Tyyniä tunteja oli 9 % kokonaisajasta. (Wunderground 2007.)

2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu

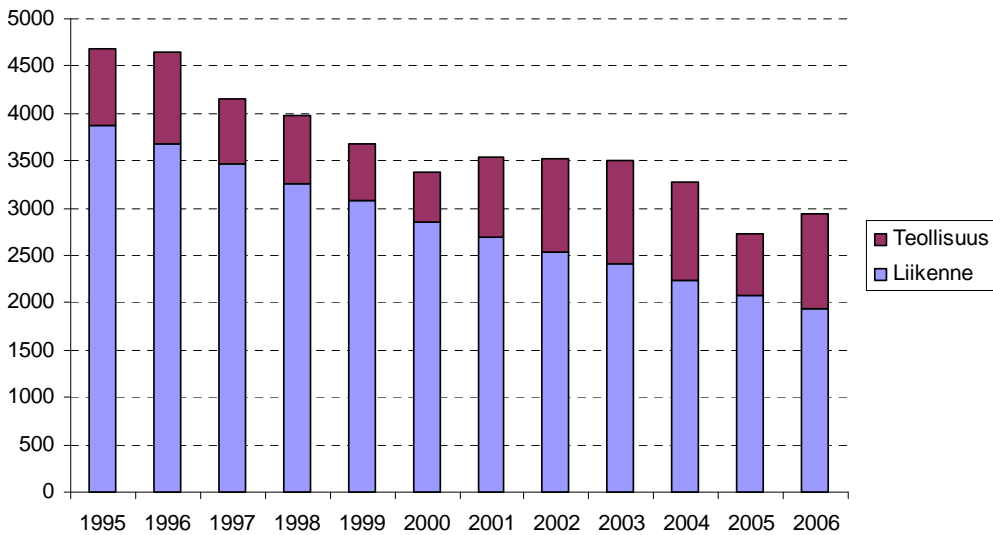
2.2.1 Päästöt Seinäjoen alueella 1995–2006

Teollisuuden päästötiedot on koottu VAHTI-tietokannasta. Liikenteen päästöt on laskettu LIISA 2006 -laskentamallin avulla, jossa on käytössä kertoimet aiempien vuosien päästöille.

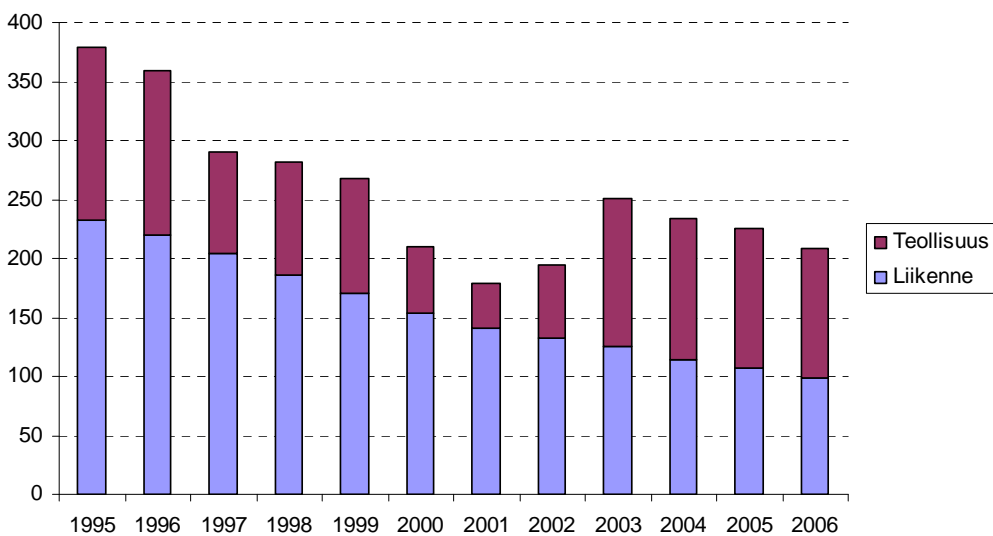
Seinäjoen seudulla rikkipäästöt vaihtelivat selvästi ajanjaksolla 1995-2006. Päästöt laskivat vuodesta 1996 vuoteen 2000, mutta kohosivat vuoden 2000 jälkeen ollen tarkastelujaksolla korkeimmillaan vuonna 2003. Vuonna 2006 rikkidioksidipäästöt olivat tätä matalampia. (Kuva 4.) Typen oksidien teollisuuden ja liikenteen yhteenlasketut päästöt laskivat vuosina 1995-2006, mutta väheneminen johtui liikenteen päästömäärien vähentymisestä; teollisuuden typen oksidien päästöt vaihtelivat tarkasteluajanjaksolla ilman selvää trendiä. Seinäjoen seudulla liikenne tuottaa suurimman osan typen oksidien päästöistä. (Kuva 5.) Hiukkasten teollisuuden ja liikenteen yhteenlasketut päästöt laskivat, mutta teollisuuden hiukkaspäästöt vaihtelivat ilman vähenevää suuntausta. Vuonna 1995 liikenne tuotti pääosan hiukkaspäästöistä, mutta vuonna 2006 teollisuuden osuus niistä oli suurempi. (Kuva 6.) (Taulukot 1 ja 2.)



Kuva 4. Rikkidioksidipäästöjen (tn/v) kehitys Seinäjoen tutkimusalueella vuosina 1995–2006.



Kuva 5. Typen oksidien (NO_x NO₂:na) päästöjen (tn/v) kehitys Seinäjoen tutkimusalueella vuosina 1995–2006.



Kuva 6. Hiukkaspäästöjen (tn/v) kehitys Seinäjoen tutkimusalueella vuosina 1995–2006.

Taulukko 1. Tutkimusalueen ilmoitusvelvollisten teollisuuslaitosten päästöt (tn/v) kunnittain jaoteltuna vuosina 1996, 2001 ja 2006 (VAHTI 2008).

	SO ₂			NO _x			hiukkaset		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Alahärmä	12 ¹	0	0	10 ¹	0	0	5,1 ¹	0	0
Alavus	18	0	0	28	0	0	22	15 ²	14
Ilmajoki	46	59	66	40	55	47	0,9	3,3	4,1
Jalasjärvi	0	0	21	41 ¹	0	51	0	0	3,0
Kauhajoki	32	0	16	36	0	58	6,8	0	2,8
Kauhava	29	91	0	18	18	0	13	1,1	0
Kurikka	2,1	10	0	2,1	0	0	0,6	0,8	0
Lapua	20	8,3	0,02	19	14	6,6	4,2	2,9	0,2
Nurmo	82	93	113	41	42	68	13	2,1	2,9
Seinäjoki	1219	1261	1125	773	704	769	78	26	76
Töysä	0	0	6,7	0	0	6,4	0	0	4,8
Ylistaro	0	0	3,3	0	0	4,7	0	0	2,5
Ähtäri	15	8,5	0	13	14	0	1,0	1,6	0
<i>yhteensä</i>	<i>1474</i>	<i>1532</i>	<i>1351</i>	<i>1022</i>	<i>847</i>	<i>1011</i>	<i>145</i>	<i>52</i>	<i>110</i>

¹ Tiedot vuodelta 1995

² Tiedot vuodelta 2000.

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

	SO ₂			NO _x			hiukkaset		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Alahärmä	1,56	0,30	0,09	139	102	73	8,0	5,2	3,6
Alavus	2,56	0,49	0,15	218	160	115	12,9	8,3	5,8
Evijärvi	1,07	0,20	0,06	97	71	51	5,5	3,5	2,4
Ilmajoki	3,83	0,73	0,23	335	245	176	20,1	13,0	9,0
Jalasjärvi	3,85	0,74	0,23	353	259	186	19,5	12,6	8,7
Kauhajoki	3,51	0,67	0,21	291	213	153	17,6	11,3	7,9
Kauhava	2,30	0,44	0,14	198	145	104	11,7	7,5	5,2
Kortesjärvi	0,74	0,14	0,04	66	48	35	3,9	2,5	1,7
Kuortane	1,54	0,29	0,09	137	101	72	8,1	5,2	3,6
Kurikka	2,32	0,44	0,14	193	141	102	11,6	7,5	5,2
Lappajärvi	1,02	0,19	0,06	86	63	45	5,3	3,4	2,4
Lapua	4,22	0,81	0,25	367	269	193	21,1	13,6	9,5
Nurmo	3,14	0,60	0,19	269	197	142	16,7	10,8	7,5
Seinäjoki	5,38	1,03	0,32	417	306	220	26,6	17,1	11,9
Soini	0,61	0,12	0,04	52	38	27	3,2	2,1	1,4
Töysä	1,05	0,20	0,06	89	65	47	5,5	3,5	2,5
Ylihärmä	0,71	0,14	0,04	61	45	32	3,8	2,5	1,7
Ylistaro	1,88	0,36	0,11	164	121	87	10,0	6,5	4,5
Ähtäri	1,71	0,33	0,10	142	104	75	8,6	5,5	3,8
<i>yhteensä</i>	<i>43</i>	<i>8,2</i>	<i>2,6</i>	<i>3673</i>	<i>2693</i>	<i>1934</i>	<i>220</i>	<i>141</i>	<i>98</i>

2.2.2 Paikalliset ilmanlaatumittaukset

Seinäjoella mitataan ilmanlaatua jatkuvatoimisesti Vapaudentien mittausasemalla. Seinäjoen seudulla on myös neljä laskeuman mittauspistettä Seinäjoella, Nurmossa, Ilmajoella ja Ylistarossa. Mitattuna ilmanlaatuindeksillä Seinäjoen seudun ilmanlaatu oli hyvä 83 % ja tyydyttävä 15 % vuoden tunneista. Välttäviä tai sitä huonompia tunteja oli 205 (2,4 %) koko

vuodesta. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuus ylitti raja-arvon $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ yhdeksän kertaa. Typpidioksidin pitoisuudet olivat suurimmillaan maaliskuun aikana. (Wallenius ja Kyntäjä 2007.)

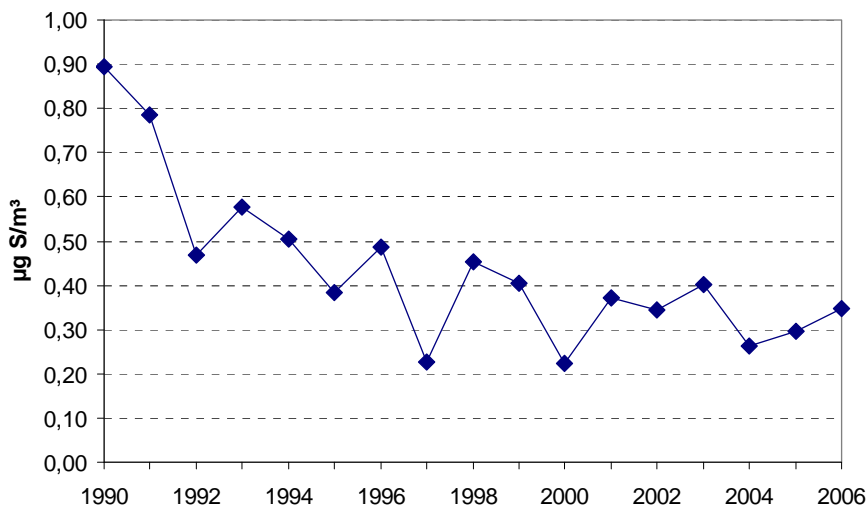
Sulfaattirikin keskimääräinen laskeuma Seinäjoen seudulla on vähentynyt noin $260 \text{mg}/\text{m}^2$:sta noin $170 \text{mg}/\text{m}^2$:aan vuosina 1996–2006. Kokonaistypen (nitraatti- ja ammoniumtyppi yhteensä) laskeuma oli suurimmillaan touko- sekä elokuussa ja sulfaattirikin laskeuma heinäkuussa. Suurin laskeuma mitattiin mainittuina kuukausina kullekin ionille Ylistaron mittauspisteessä. (Wallenius ja Kyntäjä 2007.)

2.2.3 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla

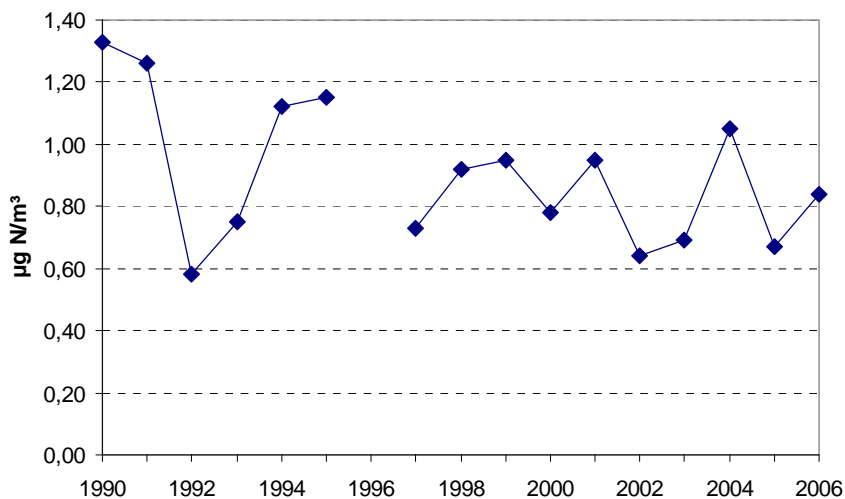
Lähes kaikkien merkittävimpään ilman epäpuhtauksien pitoisuudet Ilmatieteen laitoksen tausta-aseilla ovat vähentyneet 1980-luvun alusta voimakkaasti. Vähentyminen jatkui vielä 1990-luvulla, vaikkakin hitaammin Etelä-Suomessa (Kulmala ym. 1998). Kuvissa 7-8 on esitetty kaasujen pitoisuuksia vuosikeskiarvoina 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. Typpidioksidin pitoisuuden vuosikeskiarvoon liittyy menetelmästä johtuen huomattava epävarmuus, eikä luvuista voi päätellä juuri muuta kuin että pitoisuus on pieni. (Salmi 2007.)

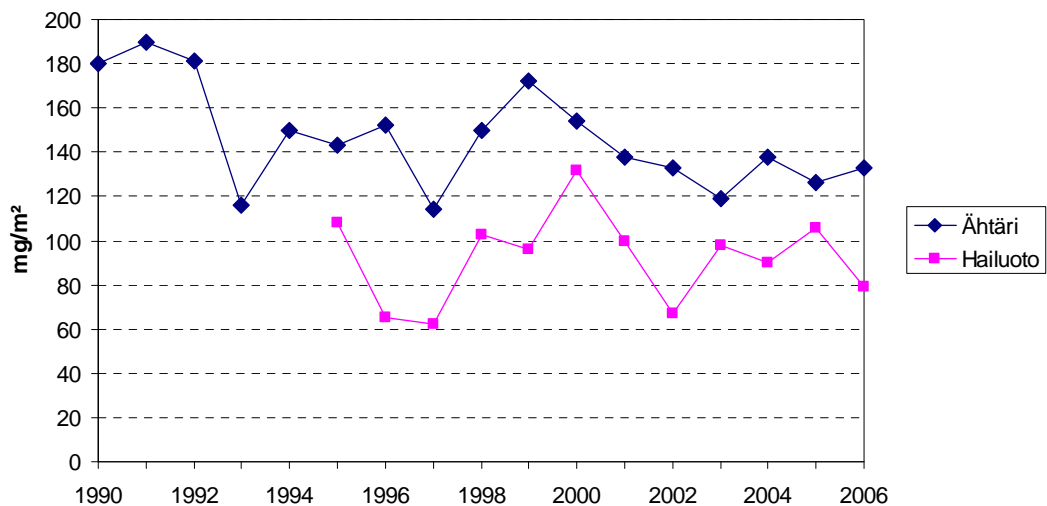
Ähtärin tausta-aseilla mitatuissa kaikissa vuosilaskeumissa on ollut vähenevä trendi vuosina 1990–2006. Sulfaattirikin laskeuma on vähentynyt nopeammin kuin typen ionien laskeuma. Hailuodon tausta-aseilla vain sulfaattirikin vuosilaskeumissa on ollut havaittava trendi, joka on ollut hitaasti vähenevä. (Salmi 2007.)



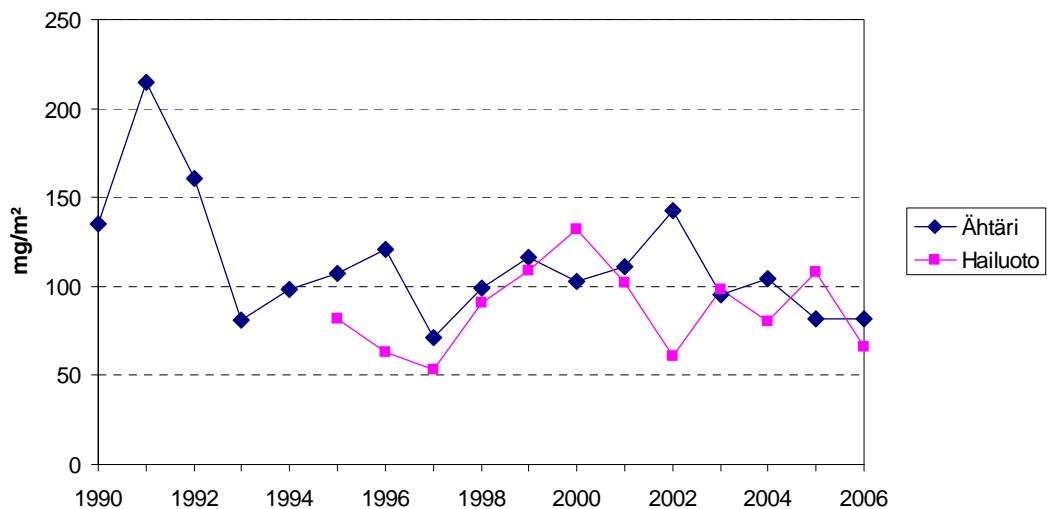
Kuva 7. Rikkidioksidin pitoisuus rikkinä ($\mu\text{g S}/\text{m}^3$) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtärin tausta-aseilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



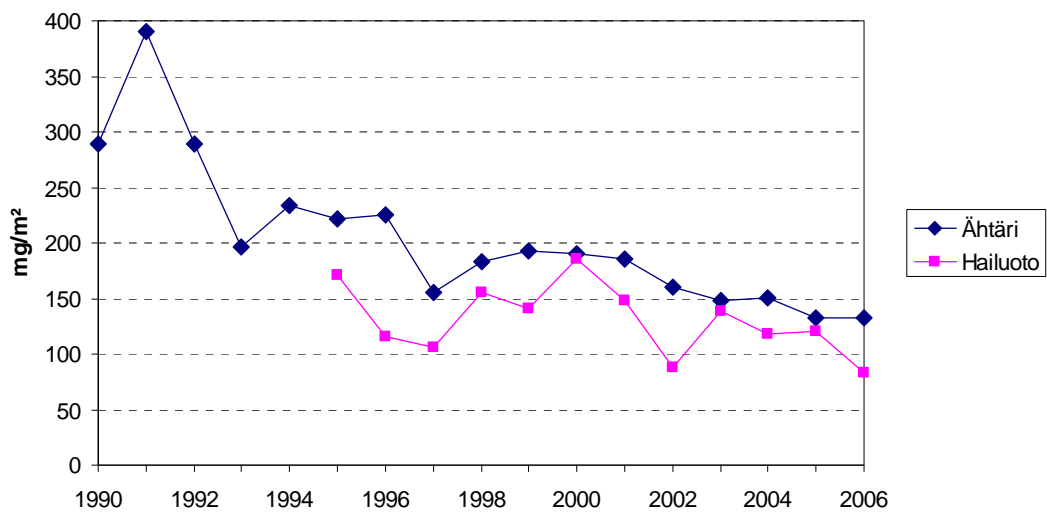
Kuva 8. Typpidioksidin pitoisuus typpenä ($\mu\text{g N/m}^3$) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtärin tausta-aseamalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 9. Nitraattityypen vuosilaskeumat ($\text{NO}_3^-\text{-S mg/m}^2$) Ähtärin ja Hailuodon tausta-aseamalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



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



Kuva 11. Sulfaattirikin vuosilaskeumat ($\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ mg/m^2) Ähtärin ja Hailuodon tausta-aseilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).

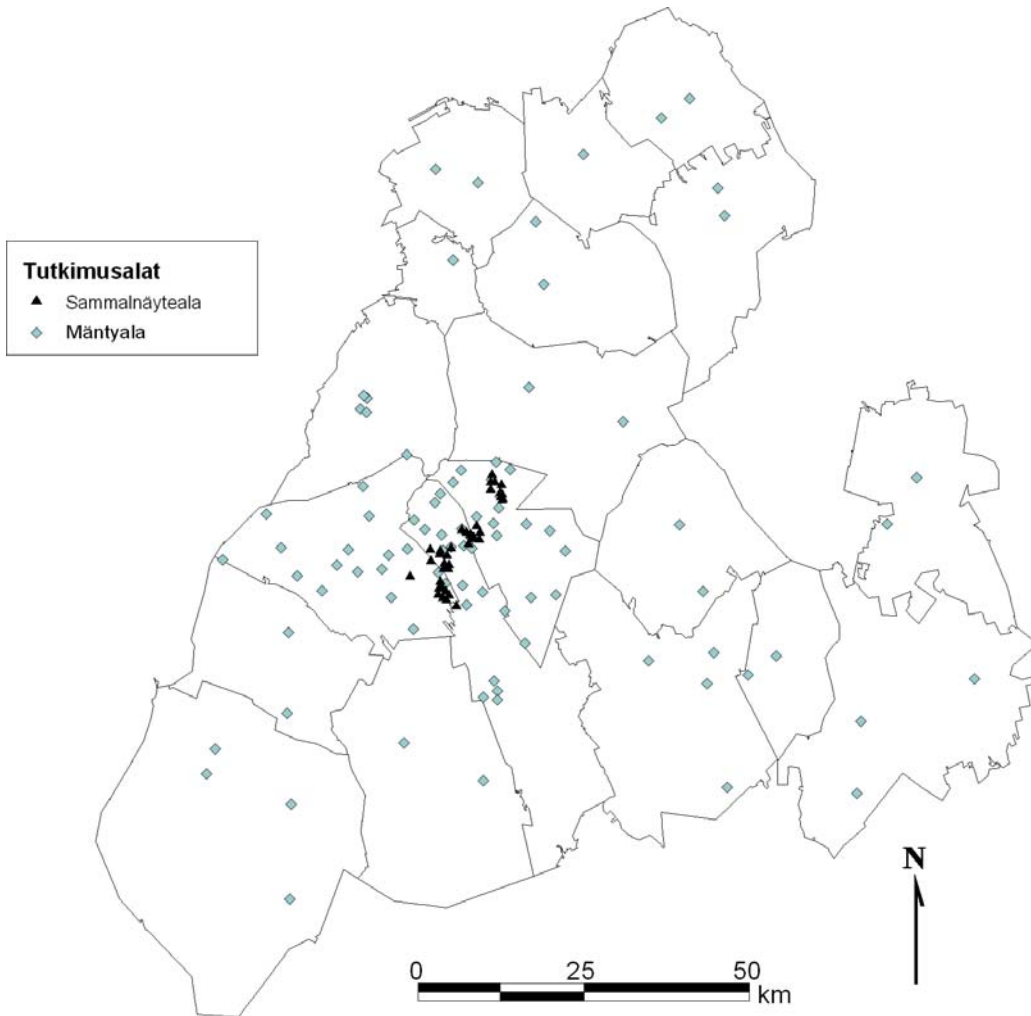
3. Tutkimusaineisto ja –menetelmät

3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat

Tutkimus tehtiin 90 mäntyhavaintoalalla koko tutkimusalueella sekä 40 erillisellä sammalnäytealalla Ilmajoen, Seinäjoen ja Nurmon kuntien alueella. Sammalpallotutkimus tehtiin neljällä sammalnäytealalla Seinäjoella, Ilmajoella ja Nurmossa. Havaintoalojen jakautuminen kunnittain on esitetty taulukossa 3. Havaintoalaverkosto on tiheimmillään kuormitetuimmilla seuduilla Seinäjoen, Ilmajoen ja Nurmon kuntien alueella (kuva 12). Edellisissä tutkimuksissa käytetyistä mäntyhavaintoaloista 27 alaa jouduttiin perustamaan uudelleen hakkuiden, rakentamisen tai muun syyn takia hävinneiden tilalle. Uudet alat perustettiin lähimmälle jäkäläkartoitukseen soveltuvalla paikalle. Standardissa SFS 5670 esitetyistä soveltuvuuskriteereistä 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 sijaitsivat 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 alalla tehtiin viideltä puulta ja puuston elinvoimaisuus arvioitiin kymmeneltä puulta. Havaintopuut merkittiin maalaamalla tyveen valkoinen täplä; 1. havaintopuun tyveen täpliä 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.



Kuva 12. Tutkimusalojen sijainti.

Taulukko 3. Tutkimusalojen lukumäärä kunnittain.

Kunta	Mäntyalat	Sammalnäytealat	Sammalpallo
Alahärmä	2		
Alavus	4		
Evijärvi	2		
Ilmajoki	18	9	1
Jalasjärvi	2		
Kauhajoki	4		
Kauhava	2		
Kortesjärvi	1		
Kuortane	2		
Kurikka	2		
Lappajärvi	2		
Lapua	2		
Nurmo	18	15	1
Seinäjoki	17	16	2
Soini	2		
Töysä	2		
Ylihärmä	1		
Ylistaro	4		
Ähtäri	3		
yht.	90	40	4

Suurin osa tutkimusaloista sijaitsi VT-tyyppin (puolukkatyyppi) kuivahkoilla kankailla ja MT-tyyppin (mustikkatyyppi) tuoreilla kankailla. OMT-tyyppin (käenkaali-mustikkatyyppi), CT-tyyppin (kanervatyyppi) ja CIT- tyyppin (jäkälätyyppi) metsissä havaintoaloja oli yhteensä 9, ja luokassa 'muu' oli 7 havaintoalaa. Luokan 'muu' metsät ovat usein joko taajamien puistomaisia aloja tai turvemaita. Puuston keskimääräinen ikä havaintoaloilla oli 90 vuotta, ja suurin osa havaintoaloista sijoittui ikäluokkaan 80-99 vuotta. Puuston keskimääräinen pohjapinta-ala oli 19 m² ja halkaisija 29 cm. Suurin osa tutkimusaloista sijoittui kypsään kehitysluokkaan. Valtapuiden keskimääräinen pituus oli 20 m, ja eniten havaintoja oli pituusluokassa 20 metriä tai enemmän. Valtalajina havaintoaloilla oli mänty kahta alaa lukuun ottamatta, ja suurimmalla osalla havaintoaloista toinen valtalaji oli kuusi. (Taulukko 4.)

Taulukko 4. Havaintoaloja ja -puita kuvaavia tunnuksia.

Tunnus		kpl	%	Tunnus		kpl	%	
Metsätyyppi	OMT	0	0 %	Havaintopuiden keskimääräinen ikä (vuotta)	alle 60	2	2 %	
	MT	22	24 %		60-79	23	26 %	
	VT	58	64 %		80-99	57	63 %	
	CT	6	7 %		100-119	4	4 %	
	CIT	0	0 %		120 tai yli	3	3 %	
	muu	4	4 %					
Puuston pohjapinta-ala (m ² /ha)	alle 10	1	1 %	Havaintopuiden keskimääräinen halkaisija (cm)	alle 25	11	12 %	
	10-14	16	18 %		25-29	57	63 %	
	15-19	37	41 %		30-34	16	18 %	
	20-24	24	27 %		35 tai yli	6	7 %	
	25-29	10	11 %					
	30 tai yli	2	2 %					
Kehitysluokka	kypsä	46	51 %	Valtapuiden pituus (m)	alle 10	0	0 %	
	varttunut	43	48 %		10-14	19	21 %	
	nuori	1	1 %		15-19	55	61 %	
					20 tai yli	15	17 %	
1. valtalaji	mänty	90	100 %	2. valtalaji	kuusi	38	42 %	
	kuusi	0	0 %		koivu	17	19 %	
					-	35	39 %	

3.2 Tutkimusmenetelmät

3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta

Tutkimuksen kesäaikaisen maastotyöryhmän muodostivat Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tutkimusteknikko Tuomo Ellonen, tutkija Irene Huuskonen sekä tutkimusapulaiset Kirsi Järvisalo, Emmi Lehkonen, Terhi Lylyjärvi sekä Teemu Oittinen. Tutkimuksen jäkäläkartoitus ja puustohavainnot tehtiin 1.7.-11.8.2006. Neulasnäytteet kerättiin 1.2.-5.4.2007 välisenä aikana. Neulasnäytteet keräsivät Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehkonen ja Sari Leinonen.

3.2.2 Havupuiden 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 13). 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 puiden 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 myös neulasvuosikertojen määrä, mahdolliset tuhot ja taudit sekä neulasten väriviati (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 juurikäpää) sekä abioottiset tekijät, esim. ahava. Myös rikki- ja typpipäästöt voivat aiheuttaa värivikaisuutta. (Metsätuho-opas 2003.)



Kuva 13. Eriasteisesti 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 maastoryhmän arviointitasot testattiin Metlan testipuilla. Tällöin yhden ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän jäsenen arviointitasot vastasivat hyvin Metlan arvioita, ja kahden jäsenen arviot olivat hieman Metlan arvioita korkeampia. (Lindgren 2007.)

3.2.4 Männyn epifyyttijäkälien 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 peittävyysmuutoksina (Lodenius ym. 2002). Morfologisenä muutoksena tässä tutkimuksessa arvioitiin sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioastetta sekä jäkälälajiston yleistä vaurioastetta. Jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen ja peittävyysmuutokset 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 5). 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 6).

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 kasvualustan muutosten kautta (Jussila ym. 1999.). Tärkein jäkäliin vaikuttava ilman epäpuhtaus on rikkidioksidi, mutta myös typpiyhdisteillä on vaikutusta, samoin alkalisilla päästöillä, jotka muuttavat erityisesti havupuulla kasvavien jäkälän normaalisti hapanta kasvualustaa emäksisemmäksi.

Taulukko 5. Tutkitut jäkälälajit ja niiden herkkydet rikkidioksidille (Kuusinen ym. 1990).

Herkkyyks	Laji (tiet..)	Laji (suom.)
kestävä, hyötyvä	<i>Algae + Scoliciosporum</i>	leväpeite
	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	seinänsuomujäkälä
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 6. 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*) +++



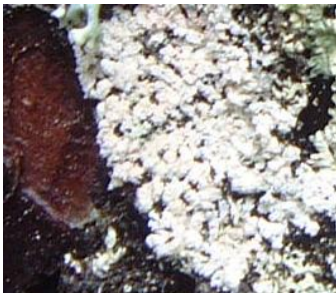
Sormipaisukarve on käytetyistä indikaattorilajeista kestävin ja yleisin laji, joka sietää eniten ilman epäpuhtauksia. Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvenssit eli peittävyys pienentyvät vasta voimakkaasti kuormitetuilla alueilla. Sormipaisukarve on hyvä ilmanlaadun indikaattori, sillä myös sekovarren 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*) +++



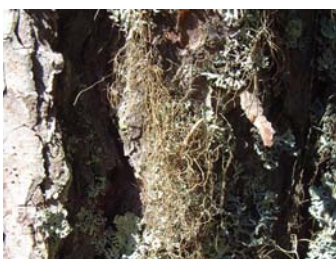
Tuhkakarve ja harmaatyvikarve sijoittuvat kestävyydeltään kolmanneksi. Tämä sijoitus sopii yleensä hyvin näiden lajien esiintymisfrekvenssin alueelliseen jakaantumiseen, sillä kahta edellistä lajia herkempänä näiden lajien pienentyneet esiintymisfrekvenssit ulottuvat vähemmän kuormitetuille alueille kuin sormipaisu- ja keltatyvikarpeella. Tuhka- ja harmaatyvikarve ovat ilmansaasteita sietäviä, hyviä indikaattorilajeja, jotka tosin suosivat kuivia ja valoisia kalliomänniköitä. Seuralaislajien lukumäärä 4,49.

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.) +++



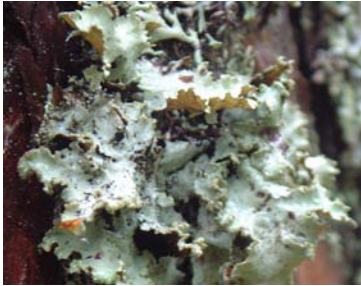
Lupoilla on keskimäärin eniten seurannaislajeja rungoilla, mikä osoittaa sen herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Luppojen esiintymisfrekvenssit noudattavat yleensä ilmansaasteiden kuormitusta ja luppojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Lupot ovat hyviä ilman laadun indikaattoreita. 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 puhtailla alueilla. Harmaaröyhelö on herkkä ilman epäpuhtauksille, mutta sen luontainen esiintyminen voi kuitenkin vaihdella suuresti, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,51.

Keltaröyhelö (*Vulpicida pinastri*) +



Keltaröyhelön esiintyminen on usein varsin satunnaista; sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuilta alueita ja toisaalta se saattaa puuttua tausta-alueilla. Keltaröyhelön luontainen esiintyminen vaihtelee suuresti, mutta mahdollisesti myös ilman epäpuhtauksilla on vaikutusta sen esiintymiseen. Keltaröyhelön arvo ilman laadun indikaattorina jää kuitenkin pieneksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,39.

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 7). Kullakin havaintoalalla oli 5 tutkimuspuuta, ja mäntyjen jäkälälajisto arvioitiin 50–200 cm:n korkeudelta. Sormipaisukarpeen vaurioasteet sekä yleiset vaurioasteet arvioitiin viisiasteisella luokituksella puolen vaurioluokan tarkkuudella (kuva 14 ja taulukot 8 ja 9). Sormipaisukarpeen ja loppujen (*Bryoria* sp.) esiintymisfrekvenssit laskettiin sapluunaruudukolta 1,2 m:n korkeudelta itä-koillisesta ja länsi-lounaasta.

Taulukko 7. Jäkälän runsauden luokittelu. Leväpeite (*Algae & Scoliciosporum*) ja seinäsuomujäkälä (*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 8. 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 14. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus

Taulukko 9. 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 10). Indeksillä laskettiin kullekin havaintoalalle seuraavasti:

$$IAP = \sum_1^n (Q \times f) / 10$$

Q = kunkin jäkälälajin keskimääräinen seuralaislajien lukumäärä (ks. taulukko 6)

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*), levät ja 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 6) 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 10. 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, herkimmat lajit puuttuvat yleisesti, rungoilla esiintyy yleisesti ilmaansaasteista 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 11).

Taulukko 11. 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 lajituntemuksen 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 suomu peite 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.

Subjektiiivisiin 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.

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen selvityksessä (Polojärvi ym. 2005a) männyn epifyyttijäkälien 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 mittauksien 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 12.)

Taulukko 12. Jäkälähavaintojen mittaustarkkuus 95 %:n luottamusväliillä.

	ARVIOINTITARKKUUS	ERO TULOSSISSA
<i>Sormipaisukarpeen vauriot</i>		
Yhden havannoijan arvioiden välinen vaihtelu	3 - 12 %	0,1 - 0,2 vaurioluokkaa
Usean havannoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	10 - 16 %	0,2 - 0,4 vaurioluokkaa
<i>Jäkälälajien lukumäärä</i>		
Yhden havannoijan arvioiden välinen vaihtelu	11 - 23 %	0,9 - 1,6 lajia
Usean havannoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	0 - 5 %	0 - 0,9 lajia
<i>Sormipaisukarpeen peittävyys</i>		
Yhden havannoijan arvioiden välinen vaihtelu	34 - 42 %	3,3 - 3,0 %-yks.
Usean havannoijan 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 kadmiumin, kromin ja nikkelin pitoisuuksia neulasissa. 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 13-15 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 13 on esitetty männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille (VT- ja CT-tyypit), taulukossa 14 on esitetty ravinnepitoisuuksien ohjearvoja sekä eri lähteistä laskettuja ravinnepitoisuusaineistojen tunnuslukuja kangasmaan männiköille sekä taulukossa 15 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 typhen 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 13. Männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille. Suluissa on esitetty pitoisuudet tuoreille ja lehtomaisille kankaille. (Jukka 1988)

Ravinnetilä	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 14. 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 %	1,1 - 1,3	1,5 - 2,1	1,23	0,74	2,25
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 15. 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 näytepuusta 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 mikroaaltopolttolaitteistossa. Jäähdyneet 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-analysaattorilla (Thermo Finnigan FlashEA 1112) ilmakeivatuista näytteistä. Rinnakkaismääritysten lisäksi alkuainemääritysten laadunvarmistukseen käytetään sekä

laboratorion sisäisiä kontrollinäytteitä että sertifioituja referenssimateriaaleja (NIST SRM 1575, männyn neulaset).

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 16). 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 15) (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 17.

Taulukko 16. 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 17. Neulasten ja sammalten alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvä mittausepävarmuus (%) ja määrittämissrajat (mg/kg).

ALKUAINE	MENETELMÄ	MÄÄRITYSRAJA	
		mg/kg	MITTAUSEPÄVARMUUS
Al	ICP OES	5	5-15 mg/kg ± 3 mg/kg; > 15 mg/kg ± 20 %
As	ICP MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg ± 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg ± 20 %
B	ICP OES	1	1-3 mg/kg ± 0,6 mg/kg; > 3 mg/kg ± 20 %
Ca	ICP OES	10	10-40 mg/kg ± 6 mg/kg; > 40 mg/kg ± 15 %
Cd	ICP MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg ± 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg ± 20 %
Co	ICP MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg ± 20 %
Cr	ICP MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg ± 20 %
Cu	ICP OES	1	1-4 mg/kg ± 0,6 mg/kg; > 4 mg/kg ± 15 %
Fe	ICP OES	3	3-20 mg/kg ± 2 mg/kg; > 20 mg/kg ± 10 %
Hg	CVAAS	0,01	20 %
K	ICP OES	30	30-150 mg/kg ± 15 mg/kg; > 150 mg/kg ± 10 %
Mg	ICP OES	10	10-50 mg/kg ± 5 mg/kg; > 50 mg/kg ± 10 %
Mn	ICP OES	0,2	0,2-0,7 mg/kg ± 0,1 mg/kg; > 0,7 mg/kg ± 5 %
Na	ICP OES	30	30-100 mg/kg ± 15 mg/kg; > 100 mg/kg ± 15 %
Ni	ICP MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg ± 20 %
P	ICP OES	10	10-50 mg/kg ± 5 mg/kg; > 50 mg/kg ± 10 %
Pb	ICP MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg ± 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg ± 20 %
S	ICP OES	15	15-80 mg/kg ± 8 mg/kg; > 80 mg/kg ± 10 %
V	ICP MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg ± 20 %
Zn	ICP OES	1	1-5 mg/kg ± 1 mg/kg; > 5 mg/kg ± 20 %

3.2.8 Sammalnäytteiden alkuainepitoisuuksien määrittäminen

Suomessa raskasmetallien päästölähteitä ovat erityisesti fossiilisia polttoaineita käyttävä energiantuotanto, teollisuusprosessit, metallien tuotanto ja jalostus, liikenne ja jätteenpolto. Näistä etenkin jätteenpolton vaikutukset ovat huonosti tunnettuja. Sammalten elohopeapitoisuudet kuvaavat lähinnä jätteenpolton ja kaukokulkeuman aiheuttamaa kuormitusta, kun taas kadmium ja vanadiini ovat peräisin pääosin fossiilisista polttoaineista. Aikaisemmin lyijypitoisen bensiinin käyttö on aiheuttanut kohonneita lyijypitoisuuksia sammalissa.

Ihmistoiminnasta voi myös aiheutua kohonneita sammalten raskasmetallipitoisuuksia ilman selvää yksittäistä päästölähdettä. Usein taajamissa pitoisuudet ovat korkeampia kuin harvaan asutuilla alueilla. Raskasmetalleilla on myös luonnollisia päästölähteitä, joiden osalta paikallinen vaihtelu on suurta. (Suomen ympäristökeskus 2006.) Niiden vaikutus mitattuihin pitoisuuksiin voi olla huomattava, esim. jo tiepöly saattaa nostaa sammalten rautapitoisuuksia (ks. esim. Rühling ym. 1987). Kaikkiaan valtakunnallisella tasolla raskasmetallipitoisuudet metsäsammalissa ovat muutaman kymmenen vuoden aikajänteellä vähentyneet (Metla 2001).

Sammalten kemiallinen analyysi on hyvä menetelmä raskasmetallilaskeuman tutkimiseen, sillä tiheä sammalmatto pidättää lähes kaiken hiukkasten muodossa tulevan laskeuman. Koska sammalilla ei ole juuria, ne ottavat tarvitsemansa alkuaineet sadevedestä suoraan solukoihinsa (Jussila ym. 1999). Sammalia onkin käytetty raskasmetallipitoisuuksien kartoittamiseen Pohjoismaissa laajalti. Sammalten metallipitoisuuksien ja absoluuttisten laskeumamäärien välillä on todettu olevan tilastollisesti erittäin merkitsevä korrelaatio (Rühling ym. 1987). Kerrossammalten (*Hylocomium splendens*) raskasmetallien pidätyskyky eri metallien osalta noudattaa järjestystä Cu, Pb > Ni > Co > Zn (Rühling ja Tyler 1970). Kerrossammalten raskasmetallipitoisuuksissa ei ole merkittäviä eroja seinäsammalten (*Pleurozium schreberi*) pitoisuuksiin (Rinne ja Mäkinen 1988), joita tässä tutkimuksessa analysoitiin.

Sammalista analysoitiin alumiinin (Al), arseenin (As), boorin (B), kalsiumin (Ca), kadmiumin (Cd), koboltin (Co), kromin (Cr), kuparin (Cu), raudan (Fe), elohopean (Hg), kaliumin (K), magnesiumin (Mg), mangaanin (Mn), natriumin (Na), nikkelin (Ni), fosforin (P), lyijyn (Pb), rikin (S), sinkin (Zn) ja vanadiinin (V) pitoisuudet standardin SFS 5671 mukaisesti. Jokaiselta näytealalta kerättiin vähintään viisi osanäytettä eri paikoista mahdollisimman puhtailta sammalkasvustoilta. Osanäytteet pyrittiin ottamaan siten, että etäisyys lähimpään puuhun oli vähintään 5 metriä. Myös aluskasvillisuuden suojavaikutusta vältettiin. Sammalista leikattiin maastossa kolme nuorinta vuosikasvainta, jotka pakattiin muovipusseihin. Laboratoriossa sammalnäytteet puhdistettiin ja kuivattiin lämpökaapissa noin 40 °C:n lämpötilassa. Sammalten alkuainepitoisuudet elohopeaa lukuunottamatta määritettiin ICP-OES-laitteistolla ja elohopeapitoisuudet CVAAS-menetelmällä.

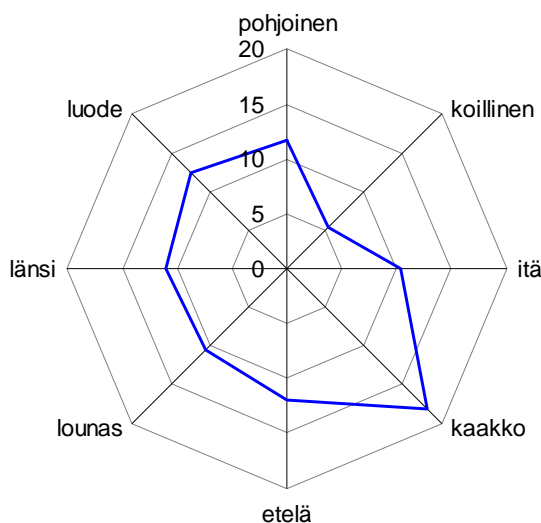
3.2.9 Sammalpallojen alkuainepitoisuuksien määrittäminen

Sammalpallojen alkuainepitoisuudet analysoitiin standardin SFS 5794 mukaisella menetelmällä. Sammalpallo toimivat kuivan ja märän laskeuman mukana kulkeutuvien epäpuhtauksien kerääjinä. Sammalsolukon pinnalle kertyneet epäorgaaniset aineet kiinnittyvät ja sitoutuvat sammalsolujen soluseinämiin. Sammalpallomenetelmä soveltuu ilman hiukkas- ja joidenkin kaasumaisten epäpuhtauksien, pääasiassa raskasmetallien leviämisen tutkimiseen. Menetelmä sopii hyvin myös kuormituksessa tapahtuvien muutosten seurantaan.

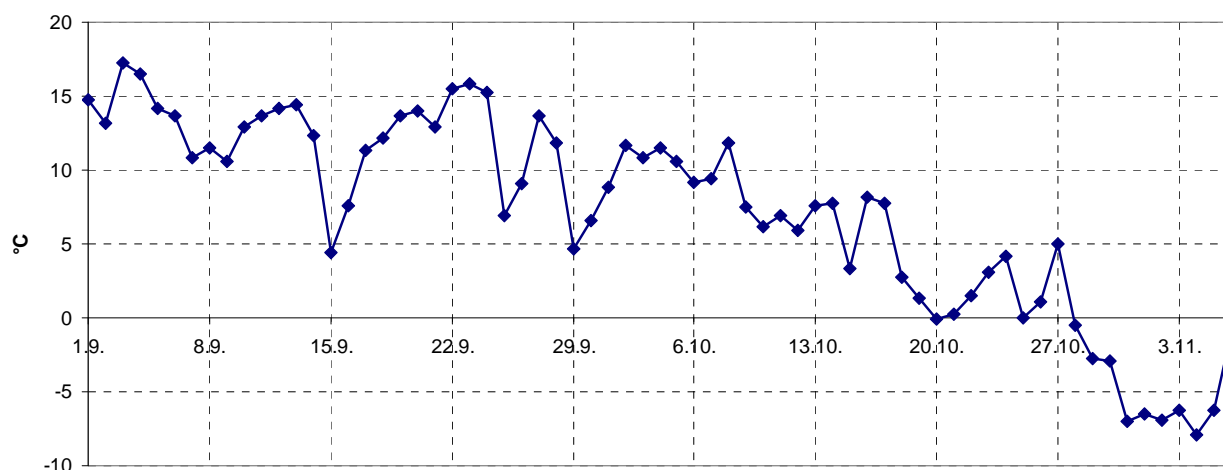
Sammalpallojen valmistuksessa käytettiin Keski-Suomesta kerättyä korpirahkasammalta (*Sphagnum girgensohnii*). Sammal puhdistettiin roskista, pestiin laimealla suolahappoliuoksella, huuhdeltiin ionivaihdetulla vedellä, valutettiin ja pussitettiin noin 15 g:n painoisina (märkäpaino) erinä hiusverkkoihin. Pallot säilytettiin pakastimessa ennen niiden viemistä maastoon.

Sammalpallo ripustettiin tutkimuspaikoille 1.9.2006 ja haettiin pois 6.11.2006. Kullekin havaintopaikalle ripustettiin 4-5 sammalpalloa pääasiassa lehtipuiden oksien kärkeen mahdollisimman avoimille paikoille. Maastossa olleiden sammalpallojen alkuainepitoisuuksista vähennettiin ns. nollapallon alkuainepitoisuus (nollapalloa säilytettiin pakastimessa sama aika kuin näytepalloja maastossa) ja laskettiin kertymä 30 vuorokautta kohti.

Sammalpallojen keräysjakson aikana 1.9.-6.11.2006 kaakon puoleiset tuulet olivat vallitsevimpia (kuva 15). Vuorokauden keskilämpötilojen kehitys keräysjakson aikana on esitetty kuvassa 16.



Kuva 15. Tuulen suuntajakauma 1.9.2006-6.11.2006 välisenä aikana (Seinäjoen lentoasema; Wunderground 2007).



Kuva 16. Vuorokauden keskilämpötilat 1.9.2006-6.11.2006 välisenä aikana.

3.2.10 Sammalten alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvät virhelähteet ja luotettavuus

Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannan yhteydessä on arvioitu sammaleen metallipitoisuuksien määrittämisen mittaustarkkuutta (Veijola ja Niskanen 1998). Kahden näytealan (Nuuksio ja Puolarmetsä) kymmenestä, erillisinä analysoidusta osanäytteestä tutkittiin kadmiumin, lyijyn, vanadiinin, nikkelin, raudan, sinkin ja elohopean pitoisuudet. Taulukossa 18 on verrattu 5 ja 10 osanäytteestä muodostetun kokoomanäytteen mittaustarkkuutta. Tulosten perusteella analysoitaessa useampia osanäytteitä saavutetaan pienempi vaihteluväli. Paras mittaustarkkuus on sinkillä, heikoin nikkeliällä. Sammalten raskasmetallipitoisuuksien analysointiin liittyvät mittausepävarmuudet sekä menetelmien määritysrajat on esitetty edellä taulukossa 17.

Taulukko 18. Sammalten metallipitoisuuksien 95 %:n luottamusväli, kun kokoomanäyte koostuu 5 tai 10 osanäytteestä (keskiarvo standardoitu 100:ksi).

	5 osanäytettä		10 osanäytettä	
	Nuuksio	Puolarmetsä	Nuuksio	Puolarmetsä
Cd	100 ± 19	100 ± 19	100 ± 11	100 ± 11
Pb	100 ± 13	100 ± 23	100 ± 8	100 ± 13
V	100 ± 29	100 ± 28	100 ± 17	100 ± 16
Ni	100 ± 74	100 ± 48	100 ± 43	100 ± 28
Fe	100 ± 39	100 ± 29	100 ± 23	100 ± 17
Zn	100 ± 17	100 ± 10	100 ± 10	100 ± 6
Hg	100 ± 33	100 ± 40	100 ± 19	100 ± 23

3.2.11 Paikkatietomenetelmät

Paikkatietoaineistojen käsittelyssä, tuottamisessa ja visualisoinnissa hyödynnettiin MapInfo 8.0 ja MapViewer 5 –ohjelmistoja. Tulososion vyöhykekartat laadittiin Surfer 8 –ohjelmistolla. Vyöhykekartat interpoloiitiin 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

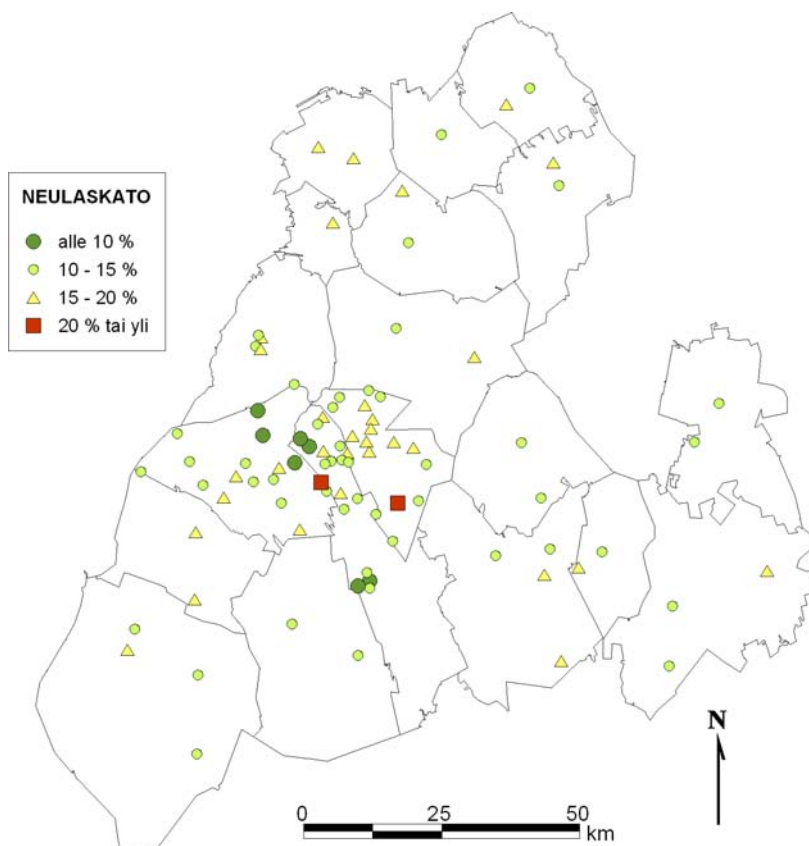
4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus

Männyn neulaskatoa kuvaavat puukohtaiset muuttujat sekä puiden kokomuuttujat on esitetty taulukossa 19. Koko tutkimusalueella mäntyjen keskimääräinen harsuuntumisaste oli 14,1 %, ja neulasvuosikertoja puissa oli keskimäärin 3,6. Värivikaisuuden keskiarvo oli 0,3 (vaihteluväli 0-3).

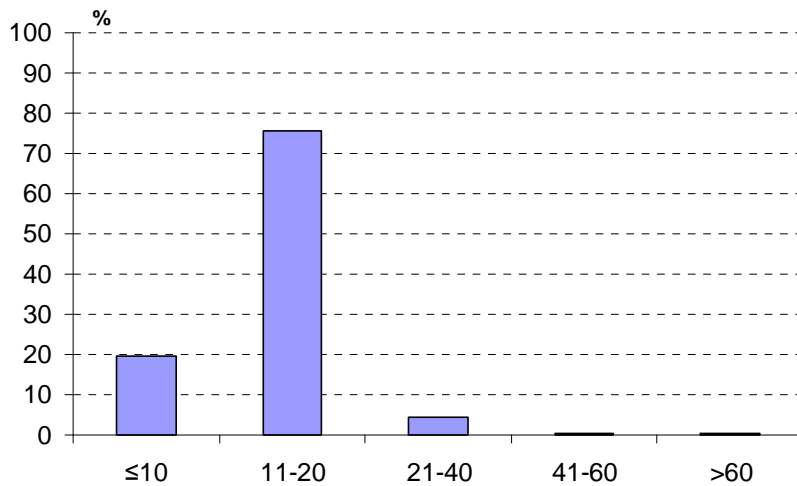
Taulukko 19. Männyn neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä sekä puiden koko tutkimusalueilla. N = tutkimuspuiden lukumäärä (pituutta kuvaavat luvut on laskettu alakohtaisista valtapuupituuksien arvioista).

<i>n</i> = 900	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Harsuuntuneisuus (%)	14,1	1	85	5,85
Neulasvuosikerrat	3,6	2	5	0,42
Värivikaisuus	0,3	0	3	0,65
Pituus (m)	17,5	12	25	2,73
Läpimitta (cm)	28,3	20,1	55,4	4,71

Yli 20 %:n neulaskato oli männyillä Seinäjoen seudulla harvinaista: vain kahdella alalla tutkimuspuiden keskimääräinen neulaskato ylitti tämän rajan. Nämä alat sijaitsivat Nurmassa ja Seinäjoella (kuva 17). Ilman epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen mukaista jakaantumista männyn neulaskadossa ei tutkimusalueella ollut havaittavissa. 20 %:n neulaskadon rajan ylitti 44 puuta eli 5 % kaikista tutkituista puista (kuva 18). Neulaskatoluokka 11-20 % oli havaintomäärältään suurin luokka.

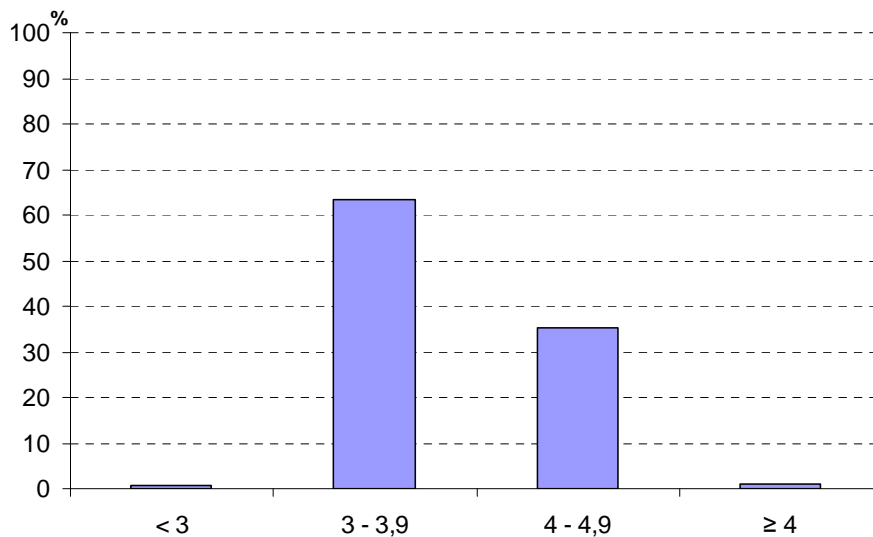


Kuva 17. Mäntyjen neulaskato tutkimusalueella vuonna 2006 (alakohtaiset keskiarvot).

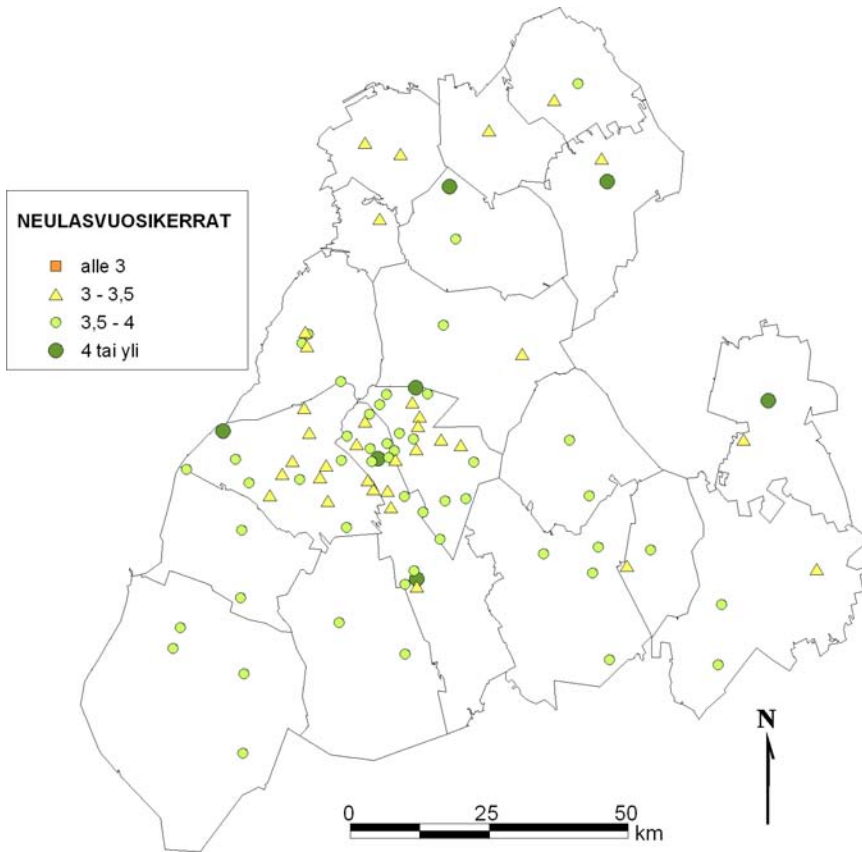


Kuva 18. Mäntyjen jakautuminen neulasluokkiin Seinäjoen tutkimusalueella. N = 900.

Suurimmalla osalla (63 %) tutkimuspuista oli 3-3,9 neulasvuosikertaa, mikä on normaali määrä Etelä-Suomen männyille (Lindgren ja Salemaa 2000). Alle 3 neulasvuosikertaa oli 5:llä puulla, ja 4 neulasvuosikertaa tai enemmän 36 %:lla männyistä. (Kuva 19.) Neulasvuosikertojen määrässä ei ollut havaittavissa alueellista vaihtelua (kuva 20).



Kuva 19. Mäntyjen jakaantuminen neulasvuosikertaluokkiin Seinäjoen tutkimusalueella. N = 900.



Kuva 20. Keskimääräiset neulasvuosikerrat havaintoaloilla vuonna 2006.

Värvikaisia oli kaikista tutkituista puista 23 %. Yleisin värvikaisuusluokka oli 1-5 %, johon sijoittui 72 % kaikista värvikaisuushavainnoista. Varsinaisia värvikaisia puita (yli 10 % neulamassasta värvikaisia) tutkimusalueella oli 19 runkoa eli 9 % värvikaisista puista.

Hyönteis- tai sienituhoja havaittiin tutkituista puista 36 rungolla. Näistä tervasrosoa havaittiin 5 puulla ja ytimennävertäjän (*Tomicus* sp.) aiheuttamia tuhoja 31 puulla.

4.2 Männyn runkojäkälat

Mäntyjen jäkälälajistoa kuvaavien muuttujien keskiarvot, äärimmäiset arvot ja keskihajonta on esitetty taulukossa 20. IAP-indeksi oli tutkimusalueella keskimäärin 2,2, mikä kertoo jäkälälajiston olevan lievästi köyhtynyttä (vrt. taulukko 10). Keskimääräinen ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien näytealakohtainen lajimäärä Seinäjoen seudulla oli 6,5 ja puukohtainen lajimäärä 4,9. Yleisen vaurioasteen keskiarvo (2,6) oli suurempi kuin sormipaisukarpeen vaurioasteen keskiarvo (2,0). Sormipaisukarve oli siis tutkimusalueella keskimäärin lievästi vaurioitunutta, ja yleisen vaurioasteen perusteella jäkälälajisto oli selvästi vaurioitunutta. Sormipaisukarpeen peittävyuden keskiarvo tutkimusalueella oli 8 %, ja levää havaittiin keskimäärin kahdella puulla viidestä.

Taulukko 20. Männyn runkojäkälien ilmanpuhtausindeksi, alakohtainen ja puukohtainen lajimäärä, sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste, sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys. Lajimääriä laskettaessa ei ole huomioitu levää ja seinäsuomujäkälää.

<i>n</i> = 90	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Ilmanpuhtausindeksi	2,2	0,8	3,4	0,62
Lajimäärä/näyteala	6,5	3	10	1,48
Lajimäärä/puu	4,9	1	9	1,58
Yleinen vaurioaste	2,6	1	4,2	0,64
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2,0	1	3,7	0,57
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	8,4	0,6	39,3	7,05
Levän yleisyys	2,2	0	5	2,18

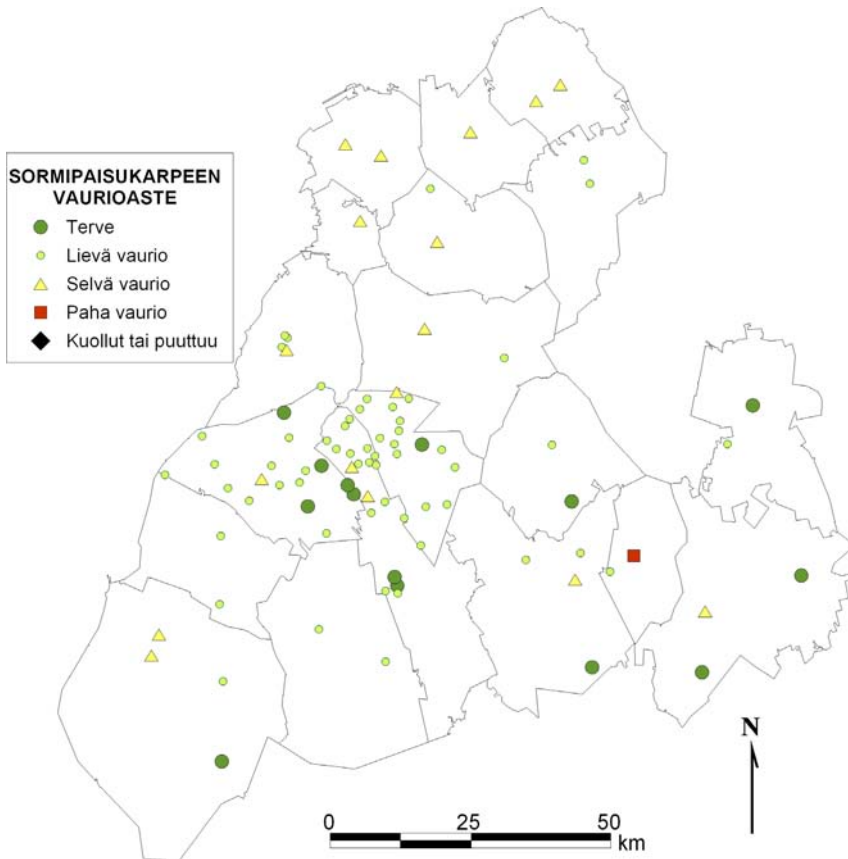
4.2.1 Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste

Sormipaisukarpeen pahoja vaurioita havaittiin vain yhdellä alalla Töysän keskustassa. Sormipaisukarpeen vauriot olivat selviä 17 alalla, jotka sijaitsivat Ähtärissä, Alavudella, Kauhajoella, Ilmajoella, Seinäjoella, Nurmossa, Lapualla, Ylistarossa, Ylihärmässä, Kauhavalla, Alahärmässä, Korttesjärvellä ja Evijärvellä. Sormipaisukarpeen vauriot olivat lieviä 58 havaintoalalla ja tervettä sormipaisukarvetta kasvoi 14 havaintoalalla. (Kuva 21.)

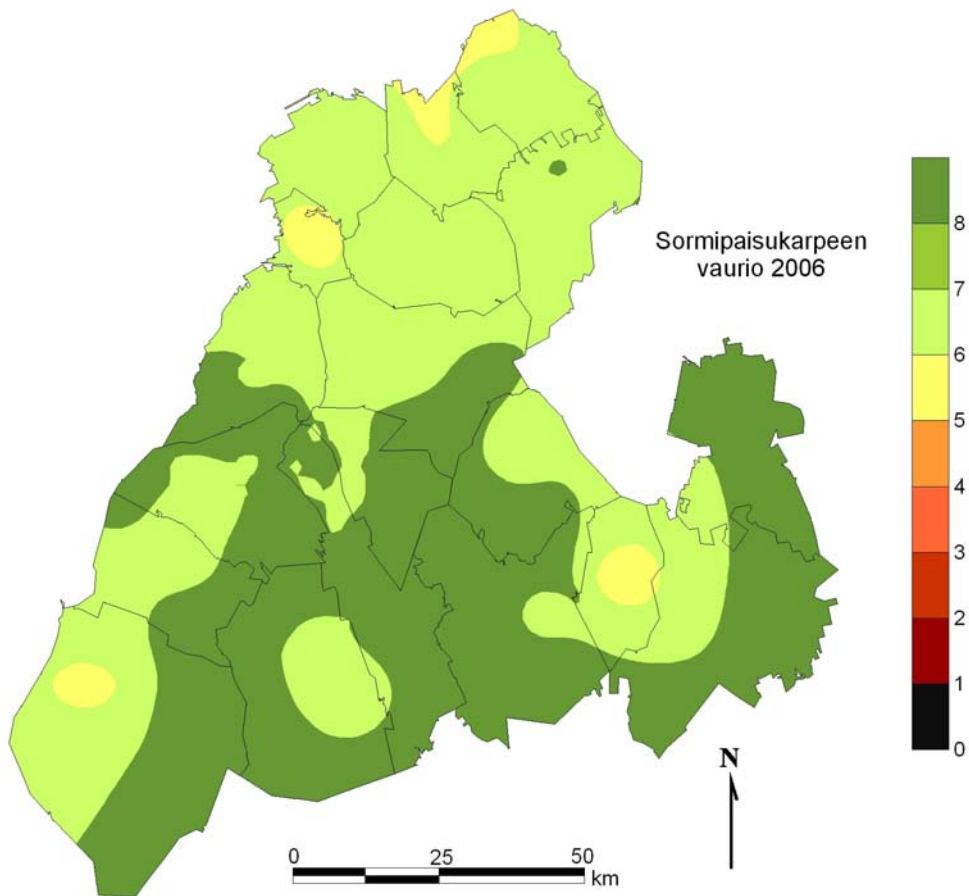
Tervettä sormipaisukarvetta kasvava vyöhyke käsitti miltei koko tutkimusalueen eteläosan. Lievien vaurioiden vyöhyke kattoi tutkimusalueen pohjoisosan ja pienempiä alueita eteläosissa. Eri osissa tutkimusaluetta oli yksittäisiä melko pienialaisia selvien vaurioiden vyöhykkeitä. (Kuva 22.)

Yleinen vaurioaste oli paha kuudella havaintoalalla Seinäjoen seudulla. Nämä alat sijaitsivat Ilmajoella, Ylihärmässä, Kauhavalla, Korttesjärvellä, Evijärvellä ja Lappajärvellä. Selviä vaurioita havaittiin yhteensä 51 havaintoalalla, lieviä vaurioita 30 havaintoalalla ja tervettä jäkälälajistoa kolmella havaintoalalla. (Kuva 23.)

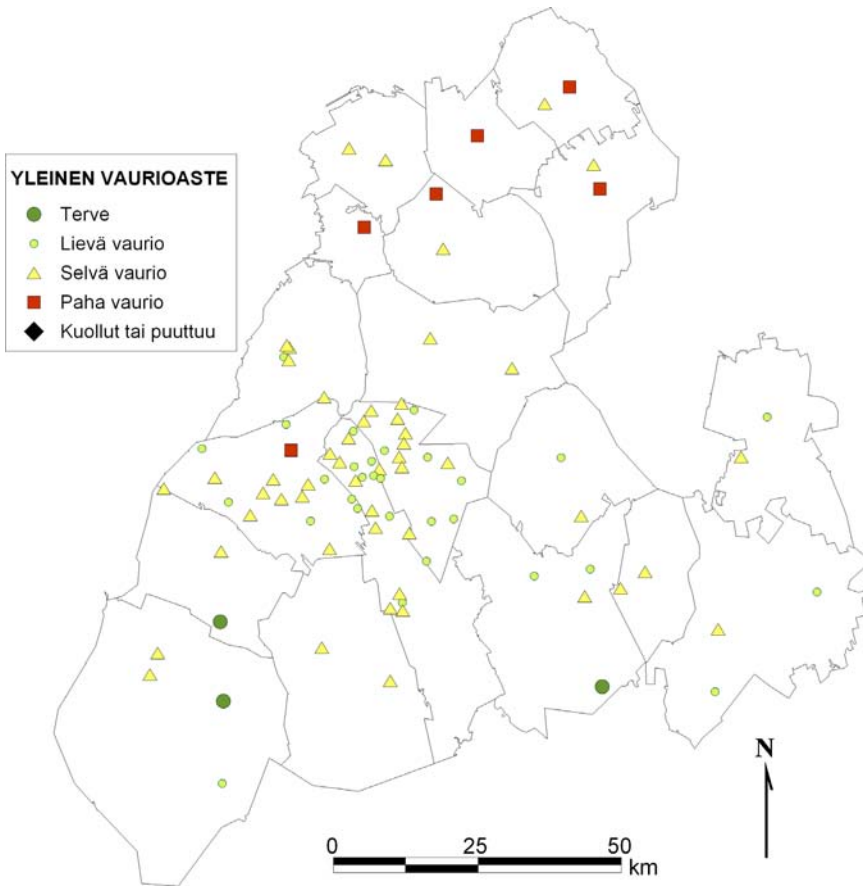
Yleisen vaurioasteen perusteella jäkälälajisto oli tervettä tutkimusalueen eteläosissa. Tutkimusalueen keskivaiheilla oli yhtenäinen lievien jäkälävaurioiden vyöhyke, ja pohjoisosa oli lähes kokonaan selvien jäkälävaurioiden vyöhykettä. Korttesjärvelle oli muodostunut tutkimusalueen ainoa pahojen jäkälävaurioiden vyöhyke. (Kuva 24.)



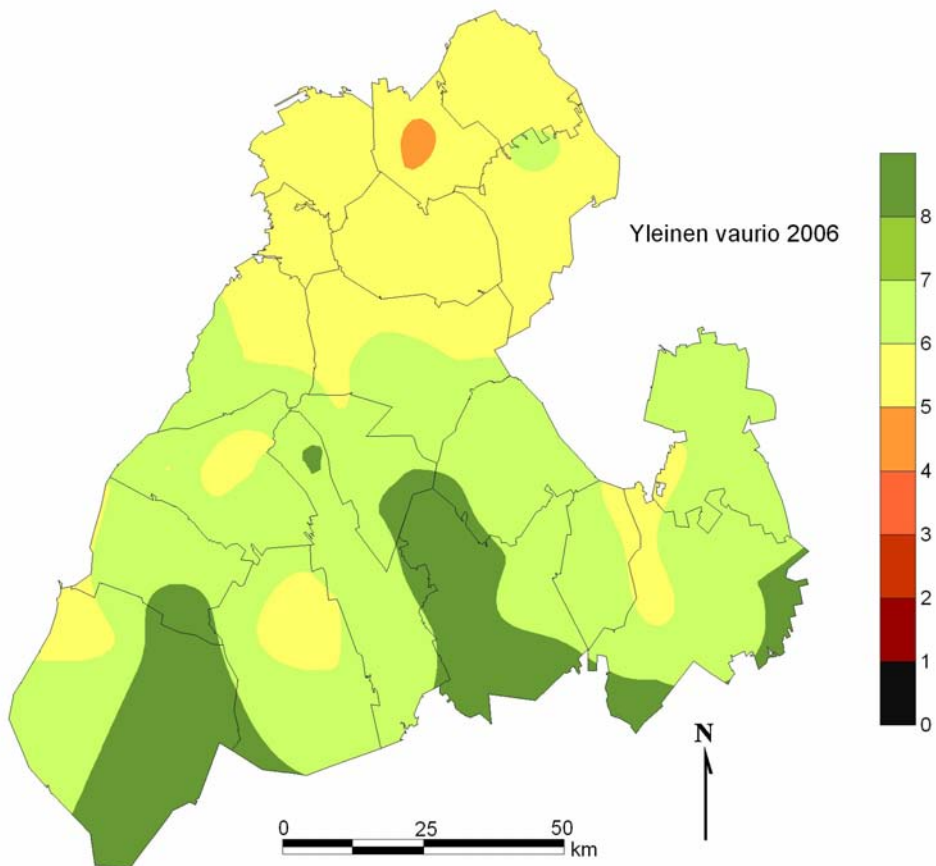
Kuva 21. Sormipaisukarpeen vaurioasteet tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 22. Sormipaisukarpeen vaurioasteita kuvaavat vyöhykkeet vuonna 2006.



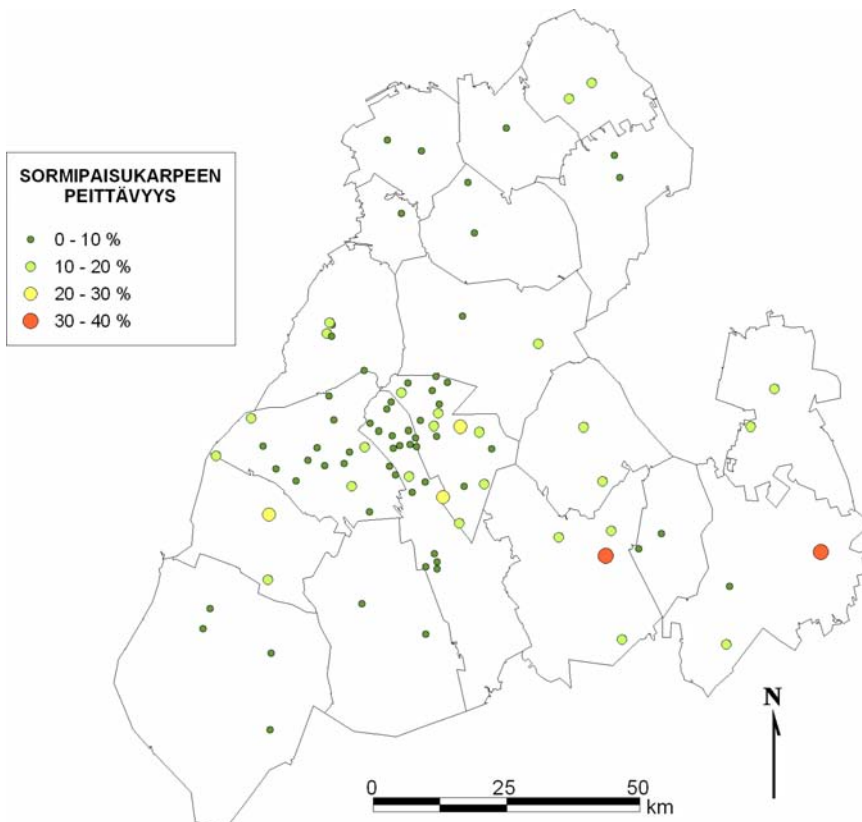
Kuva 23. Yleinen vaurioaste tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 24. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuonna 2006.

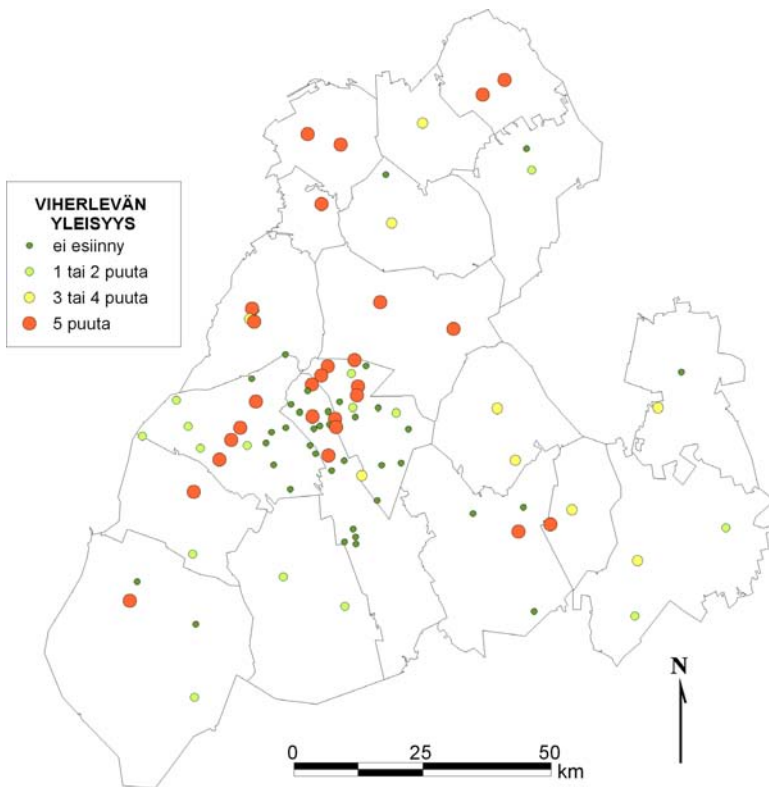
4.2.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys

Seinäjoen seudulla kahdella alalla sormipaisukarpeen peittävyys oli vähintään 30 %. Nämä alat sijaitsivat Alavudella ja Ähtärissä. Suurimmalla osalla havaintoaloista (67 %) sormipaisukarpeen peittävyys oli alle 10 %. (Kuva 25.)



Kuva 25. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys tutkituilla männyn rungoilla vuonna 2006.

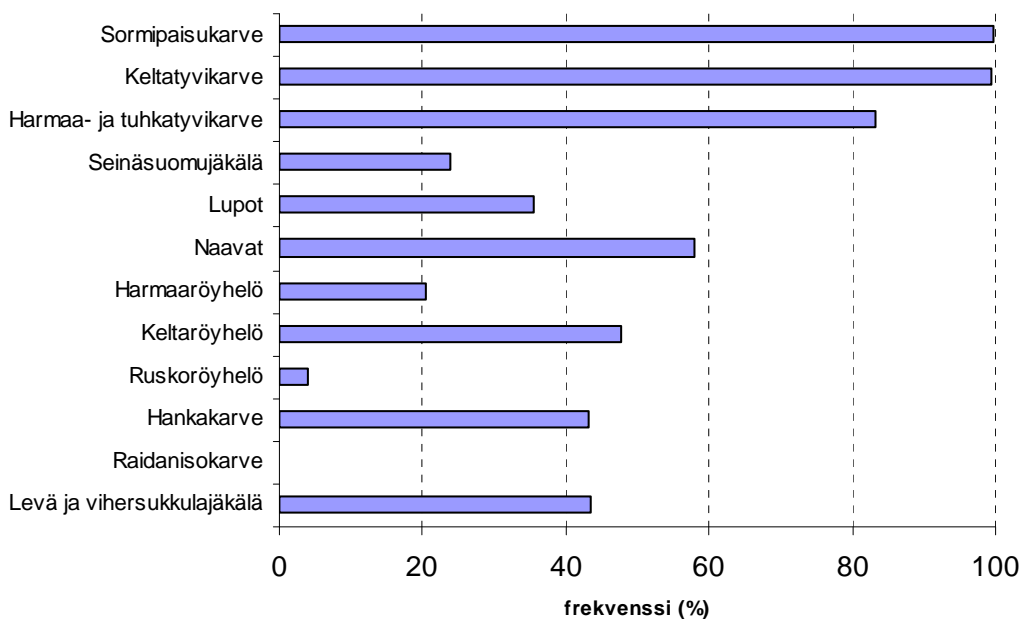
Viherlevän yleisyyttä arvioidaan esiintymisfrekvenssinä (0-5) havaintoalalla. Tutkimusalueella viherlevän esiintymisen suurimmat runsausluokat olivat luokka, jossa viherlevää ei esiinny ollenkaan (42 % havaintoaloista) sekä luokka, jossa viherlevää havaittiin jokaisella havaintopuulla (30 %). Viherlevä esiintyi tutkimusalueella runsaana mm. Seinäjoen, Ilmajoen, Nurmon, Lapuan ja Ylistaron alueilla, mutta toisaalta näillä alueilla oli myös sellaisia aloja, joilla viherlevää havaittiin vain osalla tutkimuspuista tai ei ollenkaan. (Kuva 26.)



Kuva 26. Viherlevän yleisyys tutkimusalueella vuonna 2006.

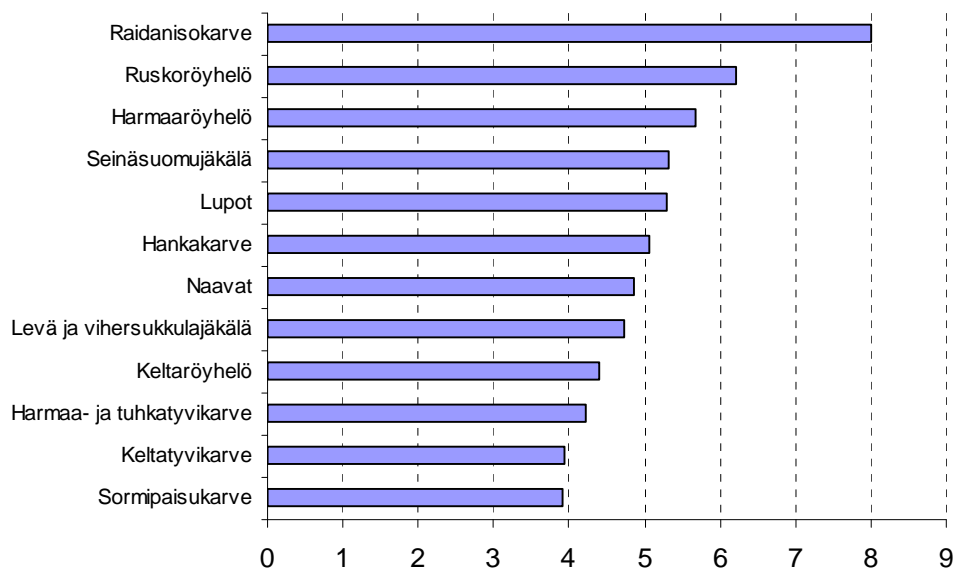
4.2.3 Lajimäärät

Seinäjoen seudulla tutkituista jäkälälajeista yleisimmin esiintyi sormipaisukarvetta (esiintyi 449 rungolla 450:stä) sekä keltatyvikarvetta (esiintyi 448 rungolla). Seuraavaksi yleisimpiä lajeja olivat harmaa- ja tuhkatyvikarve (83 % rungoista), naavat (58 % rungoista), keltaröyhelo (47 % rungoista), viherlevä ja vihersukkulajäkälä (43 % rungoista), harmaahankakarve (43 % rungoista), lupot (36 % rungoista), seinäsuomujäkälä (24 % rungoista) ja harmaaröyhelo (20 % rungoista). Harvinaisimpia lajeja olivat ruskoröyhelo (4 % rungoista) ja raidanisokarve (esiintyi yhdellä puulla). (Kuva 27.)



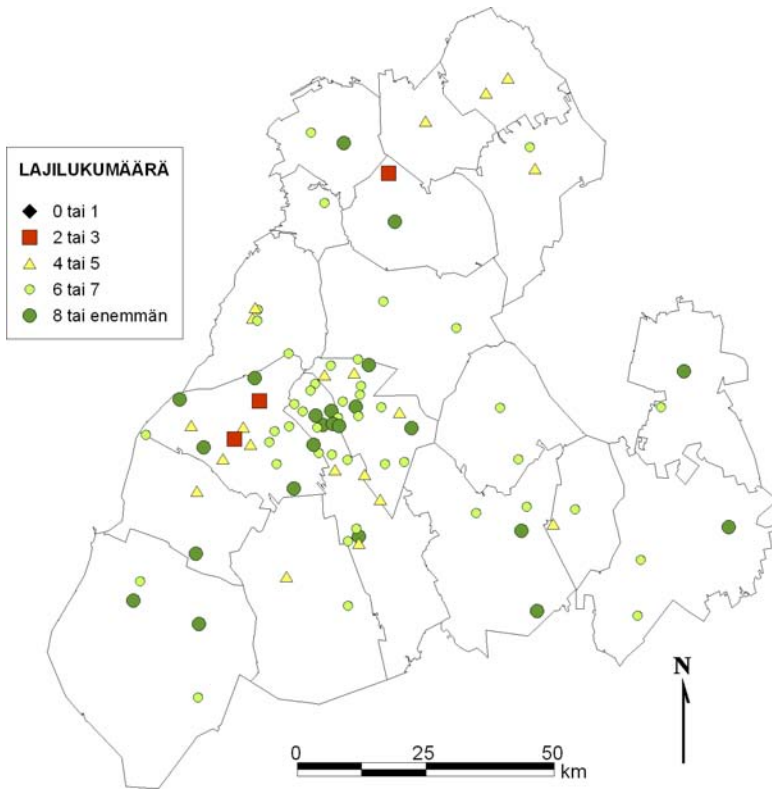
Kuva 27. Männyn runkojäkäläiden esiintymistiheys tutkimusalueella. N = 450.

Tutkituilla lajeilla oli keskimäärin 5,1 seuralaislajeja. Seuralaislajien määrä kuvaa osaltaan jäkälälajien herkkyyttä ilman epäpuhtauksille siten, että mitä enemmän seuralaislajeja kullakin lajilla on, sitä herkempi se on indikaattorina. On tosin huomioitava, että seuralaislajien määrä yksin ei kerro lajin herkkyydestä ilman epäpuhtauksille, kuten taulukosta 6 ilmenee. Seuralaislajeja laskettaessa ei huomioitu ilman epäpuhtauksien aiheuttamasta kuormituksesta hyötyviä seinäsuomujäkälää, viherlevää ja vihersukkulajäkälää. Tutkituista lajeista seuralaislajimäärien perusteella ilman epäpuhtauksille herkimpiä lajeja olivat ruskoröyhelö (6,2 seuralaislajeja), harmaaröyhelö (5,7 seuralaislajeja) sekä seinäsuomujäkälä (5,3 seuralaislajeja). Tulos on yllättävä seinäsuomujäkälän osalta, jota pidetään ilman epäpuhtauksia hyvin sietävänä ja niistä jopa hyötyvänä lajina, jolloin sitä voisi odottaa esiintyvän runsaasti yksinään tai vain yksittäisten seuralaislajien kanssa. Seinäsuomujäkälällä oli tutkimusalueella enemmän seuralaislajeja kuin esim. herkinä pidetyillä naavoilla tai lupoilta. Tulosta voi selittää se, että seinäsuomujäkälä esiintyy kaikenlaisissa metsiköissä ja viihtyy erityisesti vanhojen mäntyjen rungoilla. Raidanisokarpeella oli eniten seuralaislajeja (8), mutta tuloksen yleistettävyyttä heikentää se, että raidanisokarvetta havaittiin vain yhdellä rungolla koko tutkimusalueella. (Kuva 28.)



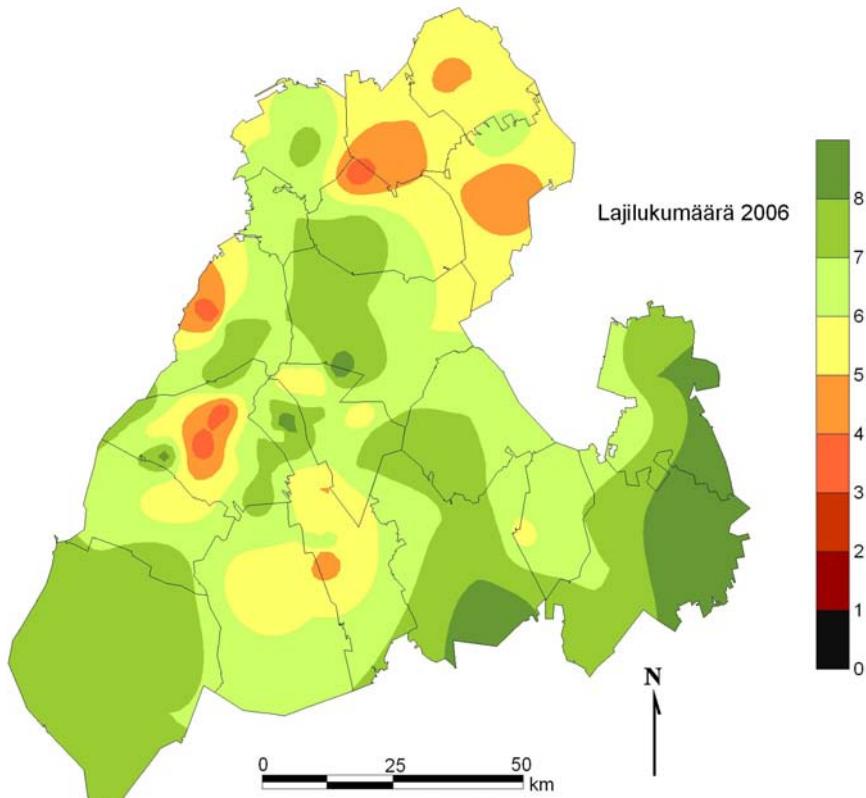
Kuva 28. Keskimääräiset seuralaislajien määrät tutkituilla rungoilla. $N = 450$.

Jäkälälajien määrää laskettaessa huomioitiin ainoastaan 10 ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, eli seinäsuomujäkälää ja viherlevää sekä vihersukkulajäkälää ei otettu huomioon. Selvästi köyhtyneitä aloja, joilla esiintyi kahta tai kolmea ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, oli tutkimusalueella kolme. Nämä alat sijaitsivat Ilmajoella (2 alaa) ja Kauhavalla (1 alaa). Lajistoltaan köyhtyneitä havaintoaloja, joilla tavattiin neljää tai viittä ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, oli tutkimusalueella 20. Tutkimusalueella tavattiin yleisimmin jäkälälajistoltaan lievästi köyhtyneitä tai köyhtyneitä havaintoaloja, eli sellaisia joilla kasvoi kuutta tai seitsemää jäkälälajia (44 alaa). Ilman epäpuhtauksien suhteen taustatasoa edustavia lajimääriä (kahdeksan jäkälälajia tai enemmän) esiintyi kaikissa osissa tutkimusaluetta, myös Seinäjoen keskustan läheisillä aloilla. Yhteensä tällaisia havaintoaloja oli 23. (Kuva 29.)



Kuva 29. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärät havaintoaloilla vuonna 2006.

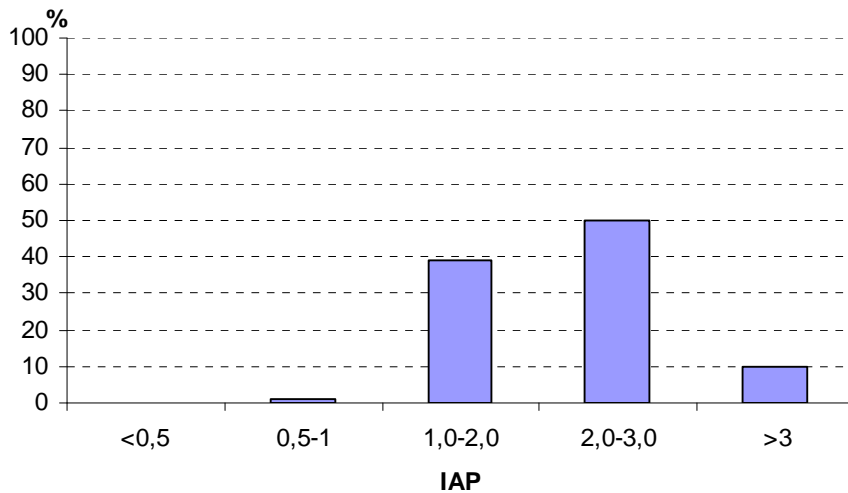
Yhtenäisimmät, lajimäärältään taustatasoa edustavat vyöhykkeet sijaitsevat tutkimusalueen koillisosissa. Lajistoltaan köyhtyneimpiä alueita tavattiin tutkimusalueen pohjoisosissa sekä pienialaisina myös tutkimusalueen keski- ja eteläosissa. (Kuva 30.)



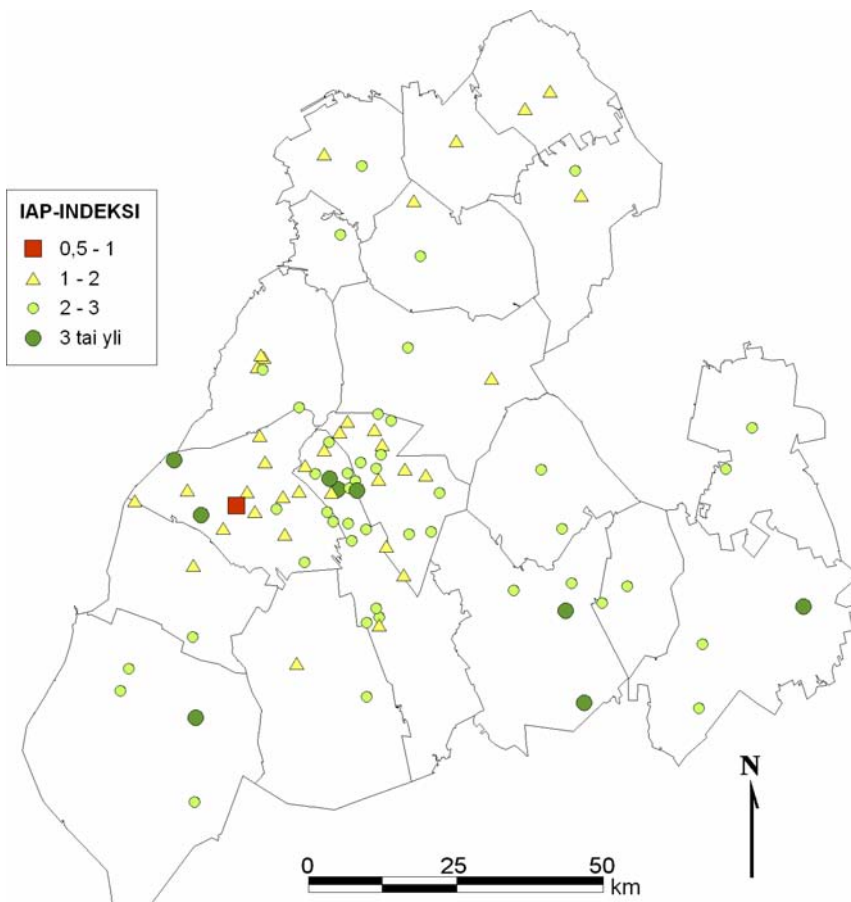
Kuva 30. Vyöhykkeittäinen kuvaus ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärästä tutkimusalueella vuonna 2006.

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 (ks. luku 3.2.4 ja taulukko 10). Suurin osa (50 %) Seinäjoen seudun havaintoaloista sijoittui IAP-indeksin puolesta luokkaan 2-3, mikä kertoo lajiston olevan lievästi köyhtynyttä (kuva 31). IAP-indeksin perusteella lajistoltaan erittäin selvästi köyhtyneitä aloja oli tutkimusalueella vain yksi Ilmajoella, Kansanopiston vieressä. Lajistoltaan köyhtyneitä aloja oli tutkimusalueen länsiosissa 35. Lajistoltaan ilman epäpuhtauksien kuormituksen taustatasoa edustavia havaintoaloja tutkimusalueella oli 9. (Kuva 32.)

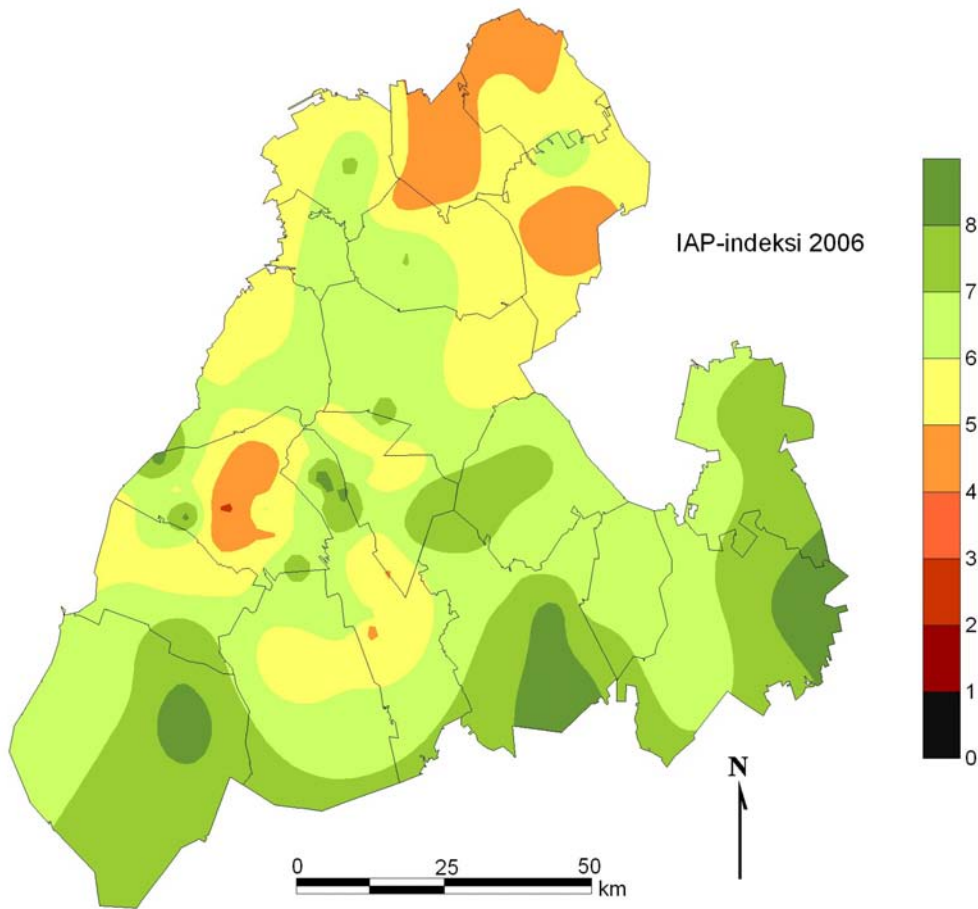


Kuva 31. IAP-indeksin frekvenssit tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 32. IAP-indeksi tutkimusalueella vuonna 2006.

Ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatasoa vastaavia IAP-indeksiä esiintyy tutkimusalueen eteläosissa. Alueen pohjoisosissa ja pienialaisemilla vyöhykkeillä tutkimusalueen keskiosissa IAP-indeksin arvon perusteella jäkälälajisto luokiteltiin köyhtyneeksi. (Kuva 33.)



Kuva 33. IAP-indeksi vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2006.

4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 21 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksia Seinäjoen seudulla. Pääravinteiden typen, fosforin ja kaliumin pitoisuudet neulasissa olivat keskimäärin riittäviä metsän kasvun kannalta, tosin yhdellä alalla neulasten kaliumpitoisuus oli alle puutosrajan (vrt. taulukko 13).

Taulukko 21. Neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta.

	S	N	P	K	Ca	Mg	B	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni
n = 90	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	971	15,2	1461	4697	3218	879	15,4	413	68	2,2	45	0,08	0,13	0,41
pienin	824	12,3	1244	3393	2119	691	8,4	206	36	1,6	28	0,025	0,024	0,18
suurin	1196	19,6	1754	5667	5496	1203	28	780	182	3,8	71	0,56	0,79	1,02
keskihajonta	84	0,15	112	414	638	105	3,9	131	26	0,32	7,8	0,06	0,11	0,16

Neulasten rikkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 971 mg/kg. Neulasten normaalina rikkipitoisuutena pidetään tasoa 900 mg/kg. Rikkipitoisuus oli korkeimmillaan (yli 1100 mg/kg) kahdeksalla näytealalla Kauhajoella, Kurikassa, Ilmajoella, Seinäjoella, Nurmossa, Alavudella ja Ylihärmässä. Yli 1000 mg/kg pitoisuuksia havaittiin tasaisesti ympäri tutkimusaluetta. (Kuva 34.)

Neulasten typpipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 15 g/kg. Typen osalta neulasten ravinnetilanne oli kaikilla aloilla riittävä. Alle 14 g/kg (1,4 % kuiva-aineesta) pitoisuuksia esiintyi 21 näytealalla ympäri tutkimusaluetta. 18 g/kg tai tätä korkeampia pitoisuuksia havaittiin viideltä alalta Ilmajoelta, Nurmosta, Ylihärmästä ja Evijärveltä. (Kuva 35.)

Fosforipitoisuuden keskiarvo oli 1460 mg/kg. Fosforipitoisuudet eivät olleet puutosrajojen alapuolella yhdelläkään näytealalla. Fosforipitoisuudet olivat puolella näytealoista metsän kasvun kannalta sopivaksi arvioidulla ravinteisuustasolla (> 1450 mg/kg). (Kuva 36.)

Kaliumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 4700 mg/kg. Kaliumin optimipitoisuutena neulasissa pidetään yli 4000 mg/kg pitoisuuksia. Puutosta kaliumin osalta tutkimusalueella esiintyi vain yhdellä alalla Ilmajoella, mutta alle 4000 mg/kg olleita pitoisuuksia esiintyi tutkimusalueella kaikkiaan 5 näytealalla. (Kuva 37.)

Kalsiumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 3220 mg/kg. Korkeimmat kalsiumpitoisuudet (4000 mg/kg tai enemmän) tutkimusalueella olivat kahdeksalla alalla Ilmajoella, Kauhajoella, Seinäjoella, Nurmossa, Alavudella ja Ylihärmässä. Alle 2000 mg/kg pitoisuuksia ei havaittu lainkaan. (Kuva 38.)

Neulasten magnesiumipitoisuuden keskiarvo oli 880 mg/kg. Alhaisimmillaan magnesiumipitoisuudet olivat tutkimusalueella 690 mg/kg. Korkeimmat magnesiumipitoisuudet (1100 mg/kg tai enemmän) havaittiin Kauhajoella, Kurikassa ja Ähtärissä. (Kuva 39.)

Neulasten booripitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 15 mg/kg. Boorin kohdalla puutostilana pidetään alle 5 mg/kg pitoisuutta. Seinäjoen alueella kaikilla näytealoilla pitoisuudet olivat tätä suurempia. Metsän kasvun kannalta neulasten sopiva booripitoisuus on yli 8 mg/kg:n pitoisuus, ja booripitoisuudet olivat tätä korkeampia kaikilla näytealoilla. (Kuva 40.)

Mangaanipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 413 mg/kg. Suurin osa näytealoista (49 %) sijoittui mangaanipitoisuuden osalta luokkaan 300-500 mg/kg. (Kuva 41.)

Neulasten rautapitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 68 mg/kg. Korkeimmat rautapitoisuudet (120 mg/kg tai enemmän) havaittiin kuudelta näytealalta Seinäjoelta, Nurmosta ja Kauhajoelta. (Kuva 42.)

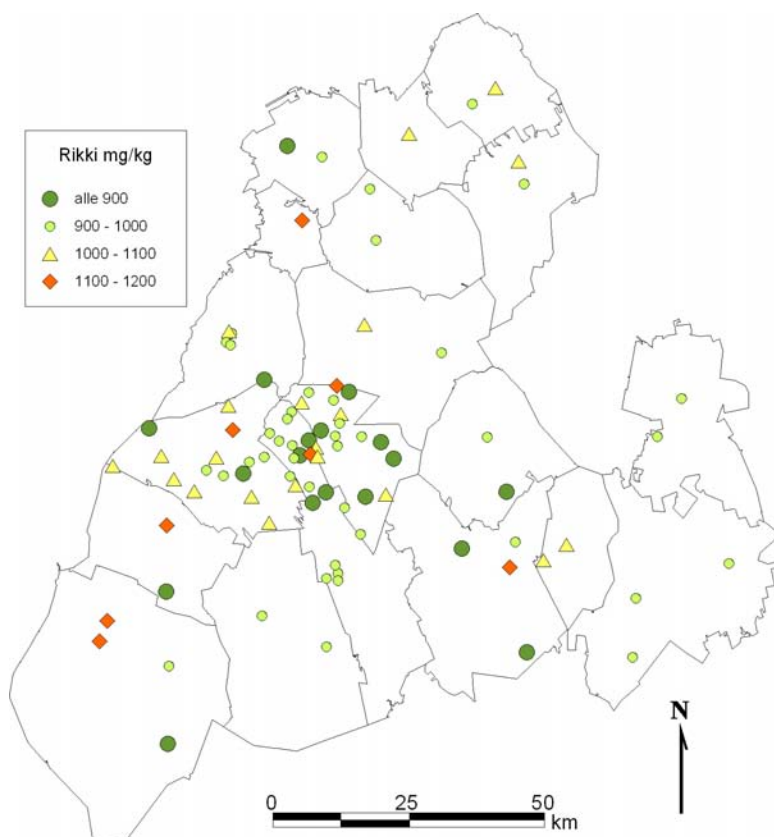
Neulasten kuparipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 2,2 mg/kg. Suurimmalla osalla näytealoista neulasten kuparipitoisuus sijoittui luokkaan 2-2,5 mg/kg. (Kuva 43.)

Neulasten sinkkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 45 mg/kg. Korkeimmat sinkkipitoisuudet (60 mg/kg) määritettiin neljältä näytealalta Kauhajoelta, Alavudelta, Töysästä ja Ylihärmästä. (Kuva 44.)

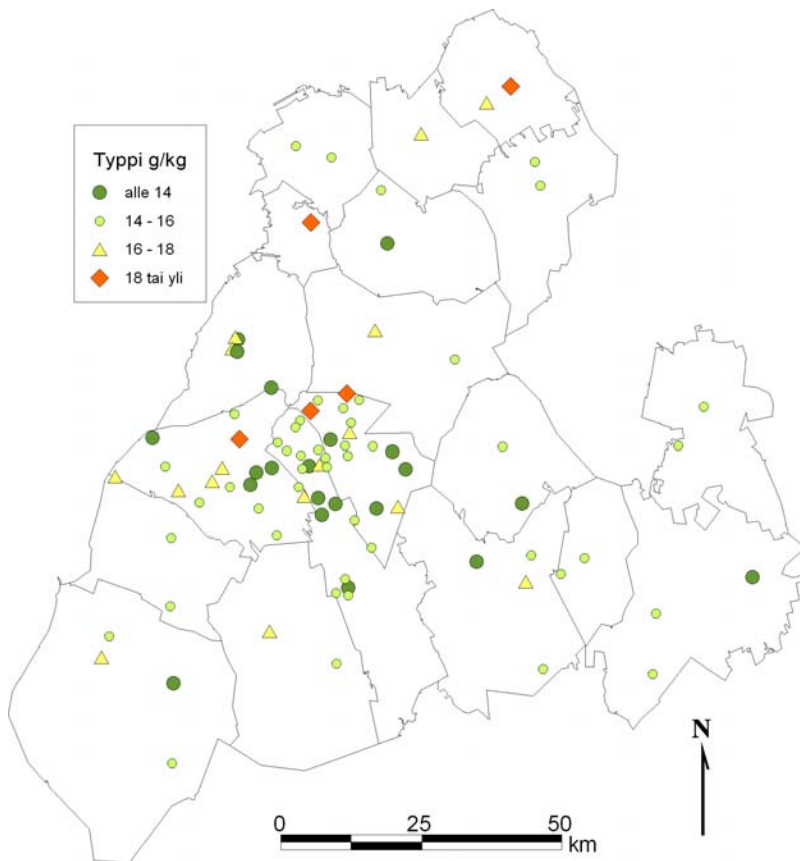
Neulasten kadmiumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,08 mg/kg. Kadmiumpitoisuus oli viidellä alalla alle määrittämissä rajan 0,05 mg/kg. Yhdellä näytealalla Ilmajoella kadmiumpitoisuus oli yli 0,5 mg/kg. Suurimmalla osalla näytealoista (71 %) kadmiumpitoisuus sijoittui luokkaan 0,05-0,1 mg/kg. (Kuva 45.)

Kromipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,13 mg/kg. Kromipitoisuudet olivat kolmella alalla alle määrittämissä rajan 0,05 mg/kg. Kahdella näytealalla Ilmajoella ja Seinäjoella kromipitoisuus oli yli 0,5 mg/kg. Suurin osa (52 %) näytealoista sijoittui kromipitoisuuden osalta luokkaan 0,1-0,5 mg/kg. (Kuva 46.)

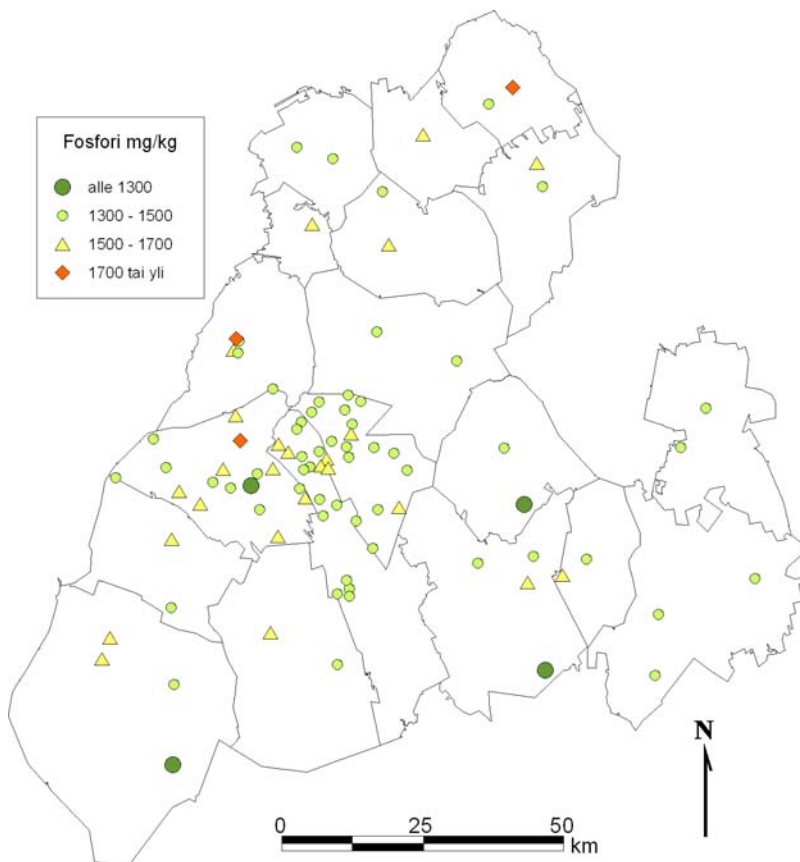
Neulasten nikkelpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,41 mg/kg. Yhdellä näytealalla Ylihärmässä neulasten nikkelpitoisuus oli yli 1 mg/kg. Muilla näytealoilla nikkelpitoisuudet olivat tätä alempia. Suurin osa näytealoista (53 %) sijoittui nikkelpitoisuuden osalta luokkaan 0,2-0,4 mg/kg. (Kuva 47.)



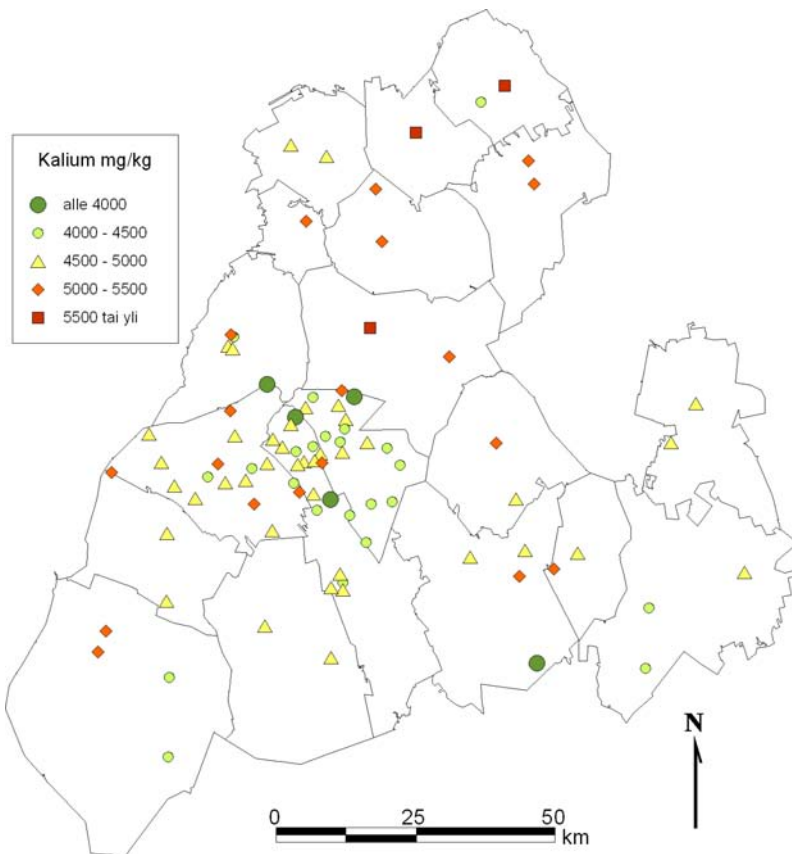
Kuva 34. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rikkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



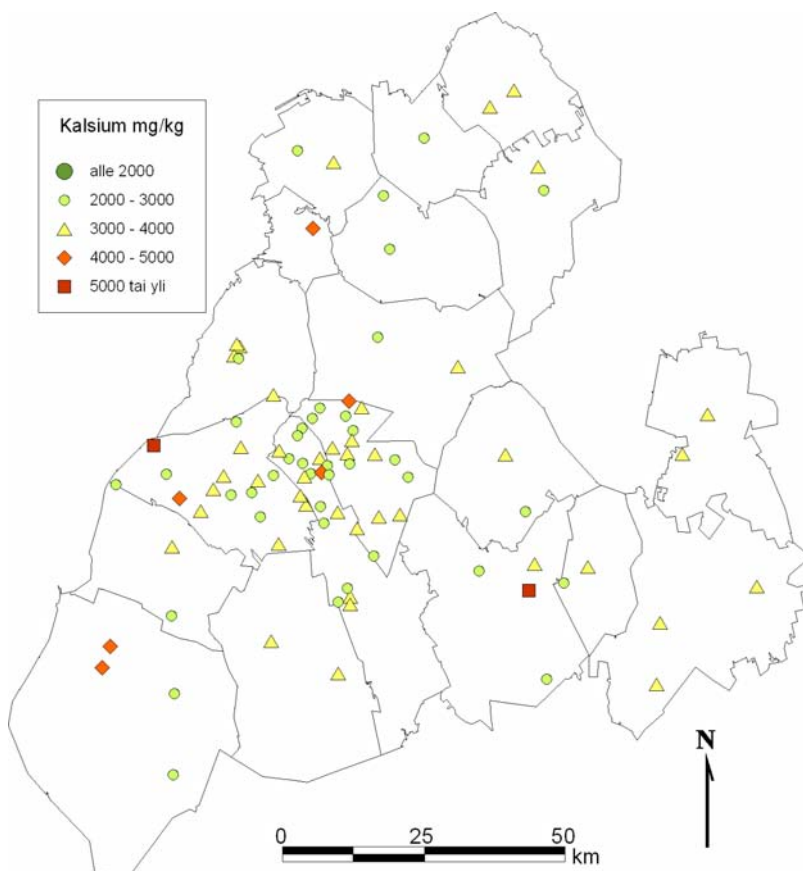
Kuva 35. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran typpipitoisuudet (g/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



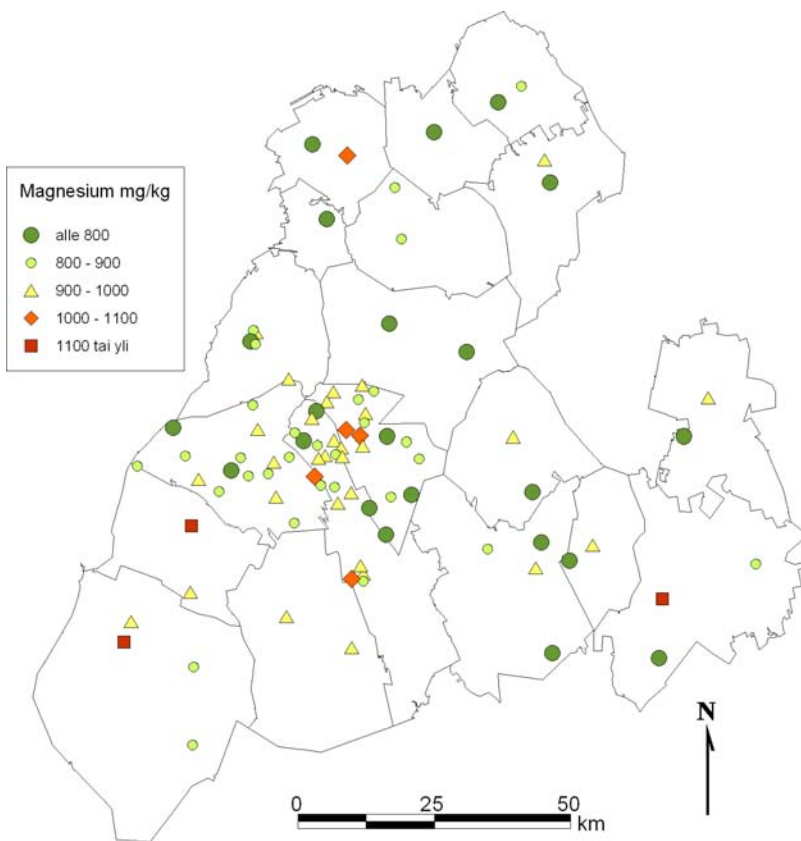
Kuva 36. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran fosforipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



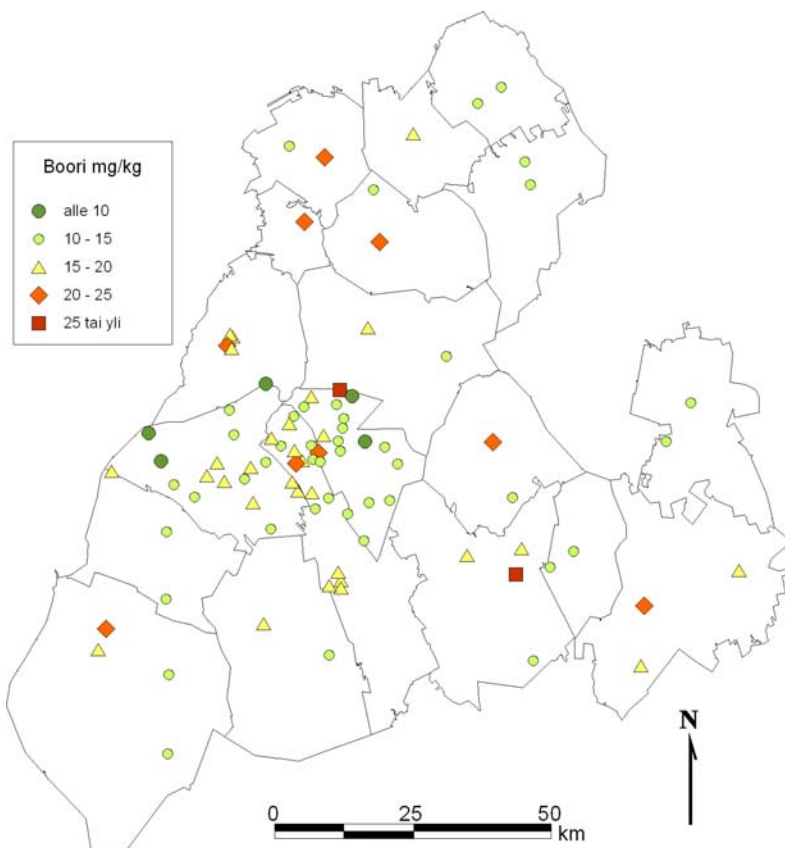
Kuva 37. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kaliumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



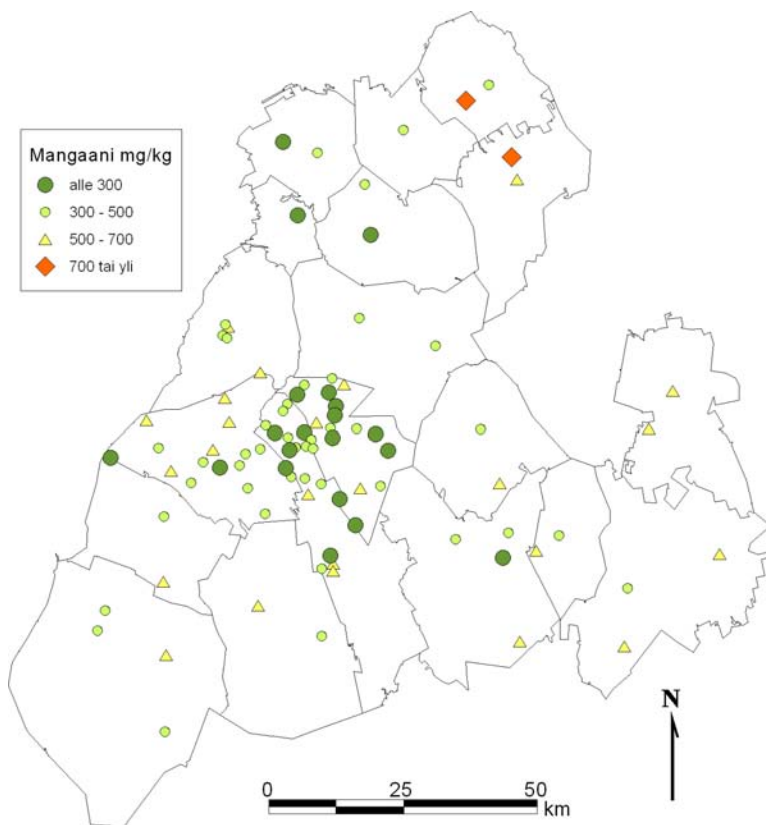
Kuva 38. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kalsiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



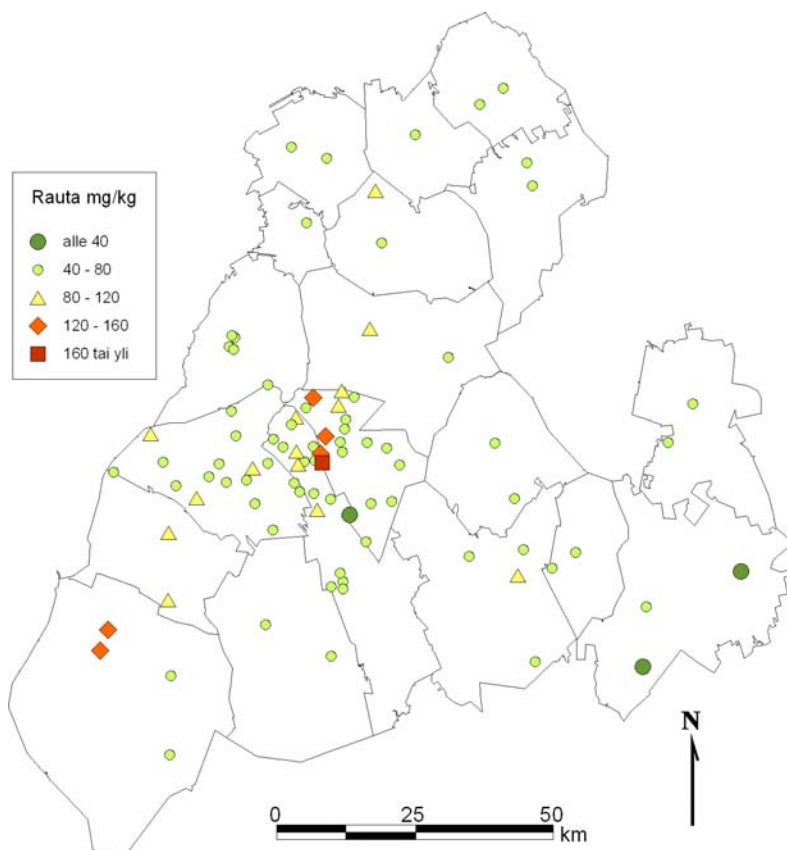
Kuva 39. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran magnesiumipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



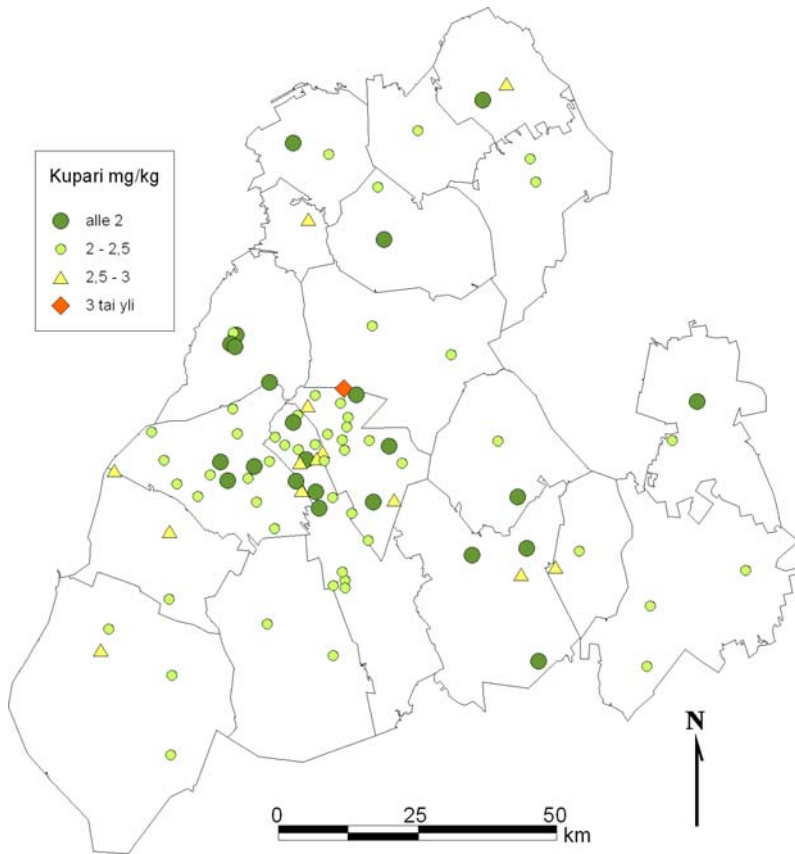
Kuva 40. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran booripitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



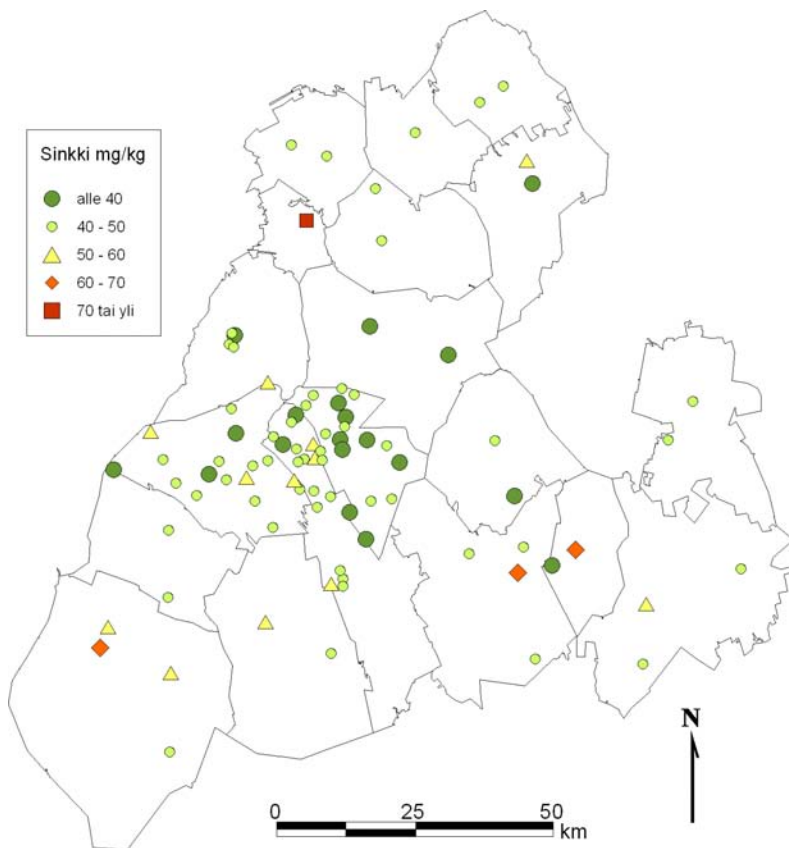
Kuva 41. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran mangaanipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



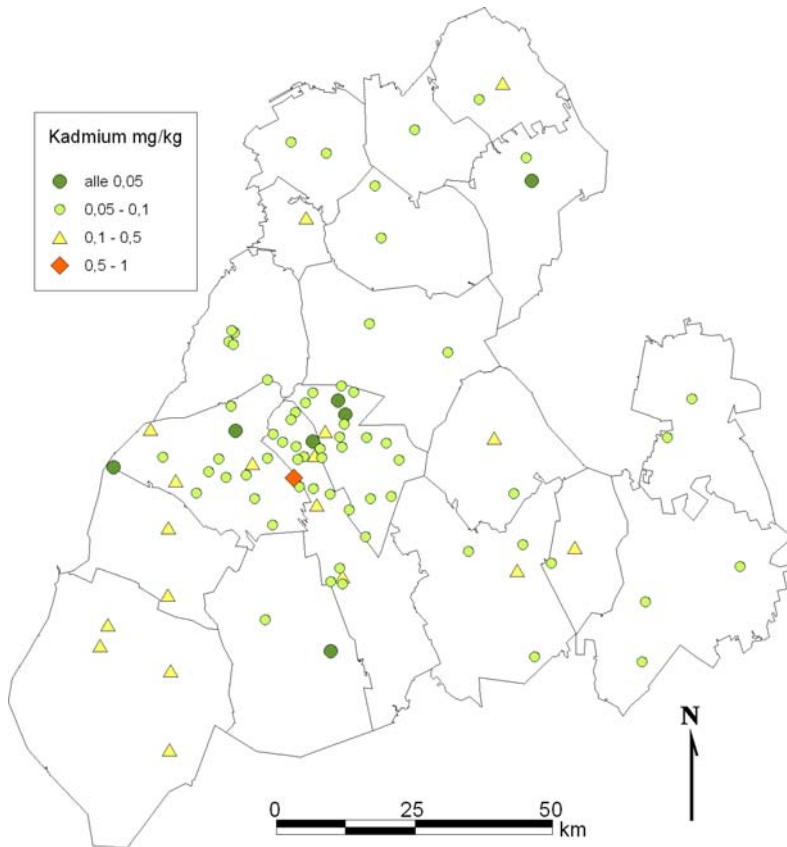
Kuva 42. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rautapitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



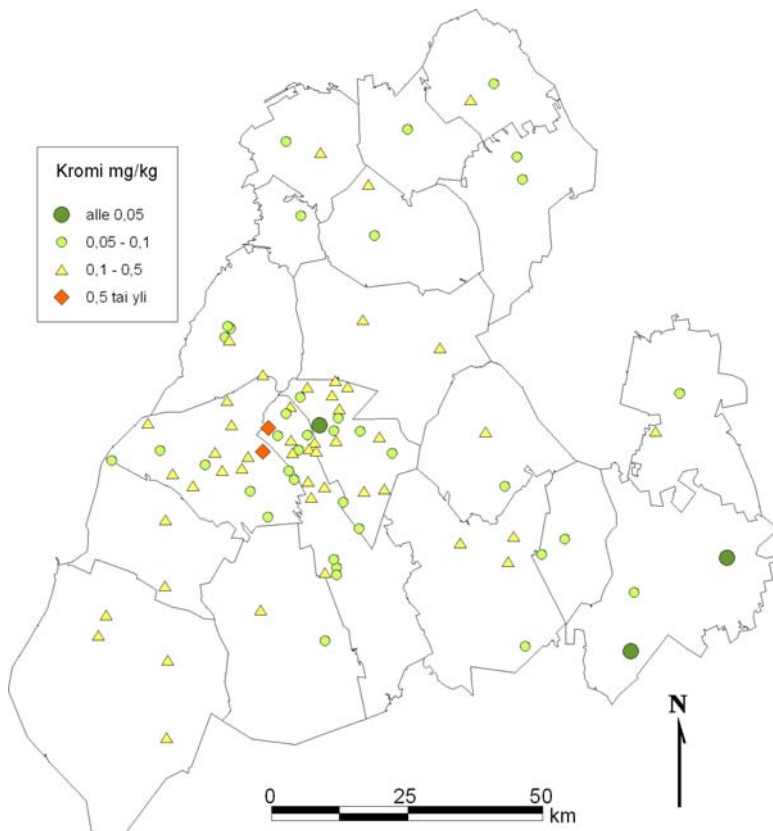
Kuva 43. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kuparipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



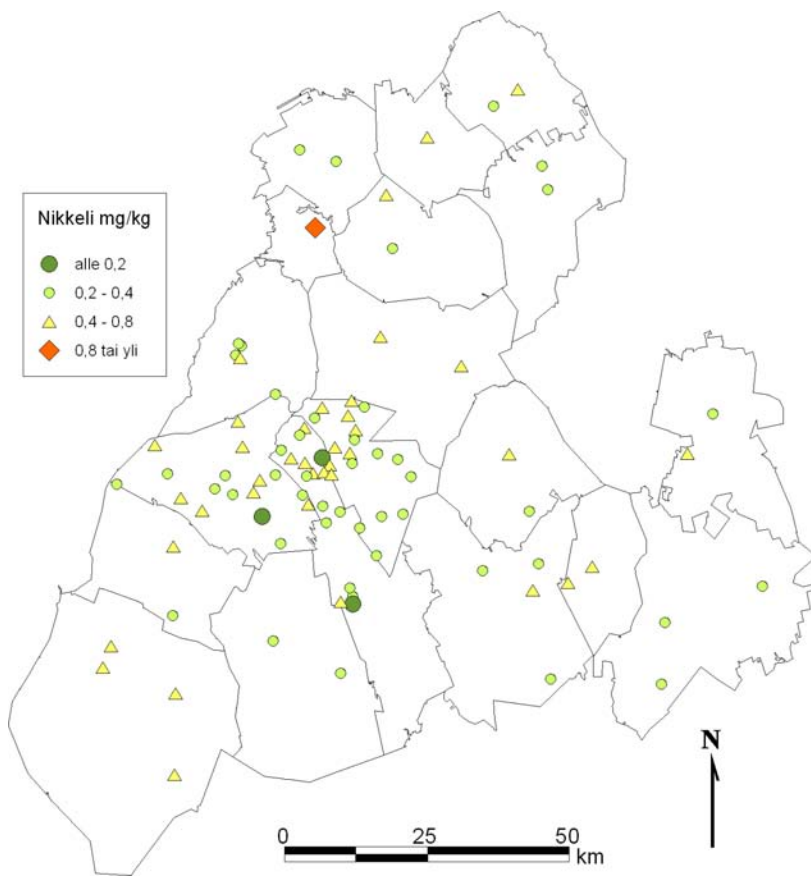
Kuva 44. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran sinkkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



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



Kuva 46. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kromipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.



Kuva 47. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran nikkelpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Seinäjoen seudun näytealoilla.

4.4 Sammalten alkuainepitoisuudet

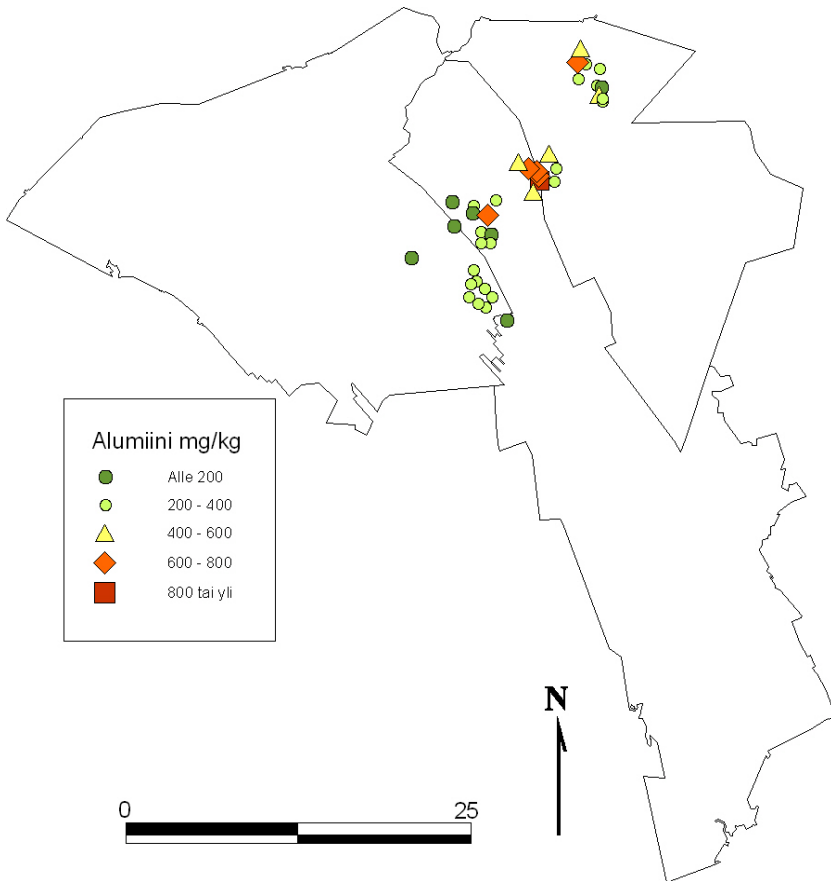
Sammalten alkuainepitoisuudet analysoitiin 40 sammalnäytealalta Seinäjoen, Nurmon ja Ilmajoen alueella. Näytealoja oli erityisesti Nurmon pohjoisosassa Atrian tehtaan läheisyydessä, Seinäjoen ja Nurmon rajalla sijaitsevan Kapernaumin teollisuusalueen ympäristössä, Kyrkösjärven tekojärven ja sen rannalla sijaitsevan turvevoimalan ympäristössä sekä Ilmajoen itäosassa lentokentän lähistöllä. Sammalten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta on esitetty taulukossa 22. Kuvissa 48-67 on esitetty alkuainepitoisuuksien alueellinen jakautuminen.

Taulukko 22. Sammalten alkuainepitoisuuksia Seinäjoen tutkimusalueella.

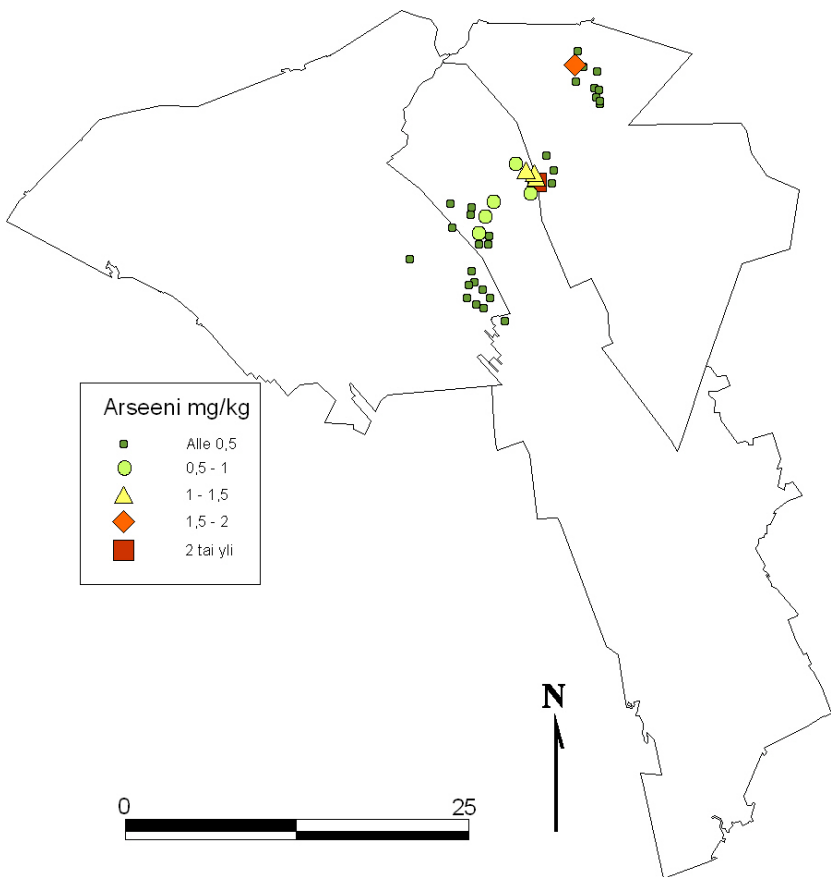
n = 40	Hg				Ca					
	Al mg/kg	As mg/kg	B mg/kg	mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	mg/kg	Co mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg
keskiarvo	348	0,48	2,26	0,043	0,13	6381	2435	0,42	1559	1,18
pienin	149	0,09	0,85	0,029	0,087	4740	1817	0,15	1177	0,47
suurin	1140	2,20	6,1	0,069	0,19	8707	3139	0,92	2477	3,3
keskihajonta	208	0,47	1,13	0,010	0,028	1065	337	0,21	303	0,66

n = 40	Cu	Pb	Mg	Mn	Na	Ni	Fe	S mg/kg	Zn	V mg/kg
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		mg/kg	
keskiarvo	6,1	1,8	1271	292	53	2,3	537	1101	38	3,7
pienin	3,8	1,1	927	142	34	0,83	188	804	28	1,1
suurin	13	2,9	1640	526	83	12	1895	1652	54	25
keskihajonta	2,23	0,41	193	107	13	1,94	421	203	7,18	4,38

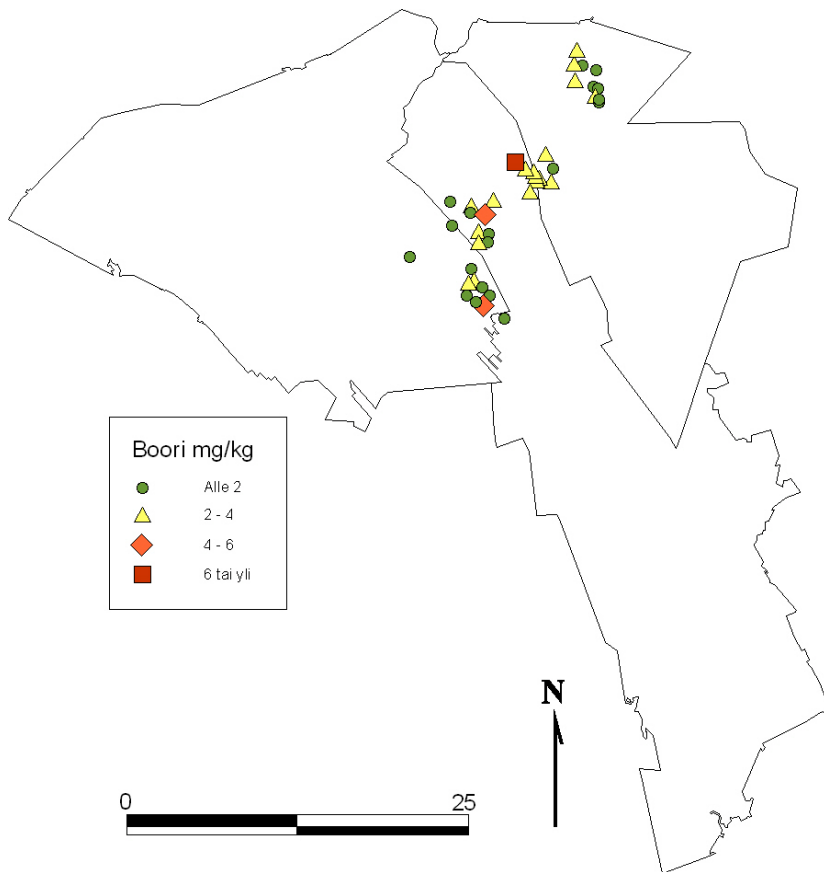
Atrian ympäristössä näytealojen korkeimpia alkuainepitoisuuksia sammalissa havaittiin erityisesti kadmiumin, kalsiumin, kromin, mangaanin, natriumin, nikkelin ja vanadiinin osalta. Kapernaumissa korkeita pitoisuuksia havaittiin alumiinin, arseenin, boorin, kuparin, lyijyn, raudan, sinkin ja koboltin osalta. Kyrkösjärven ympäristössä olivat kohonneita elohopean, kalsiumin, fosforin, lyijyn ja rikin pitoisuudet. Lentokentän ympäristössä verrattain korkeita pitoisuuksia havaittiin kadmiumin ja mangaanin osalta. Raskasmetallien osalta näytealoista erottuivat Kapernaumin ja Atrian ympäristön alat, joilla useiden raskasmetallien osalta havaittiin korkeampia pitoisuuksia kuin Kyrkösjärvellä tai lentokentän ympäristössä.



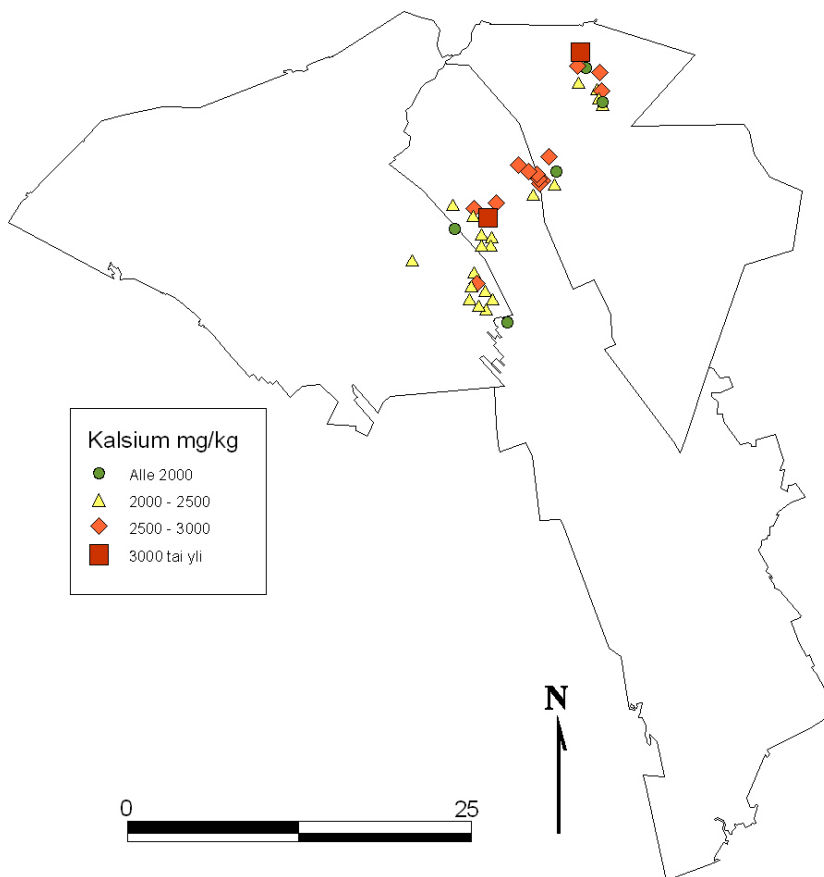
Kuva 48. Sammalten alumiinipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



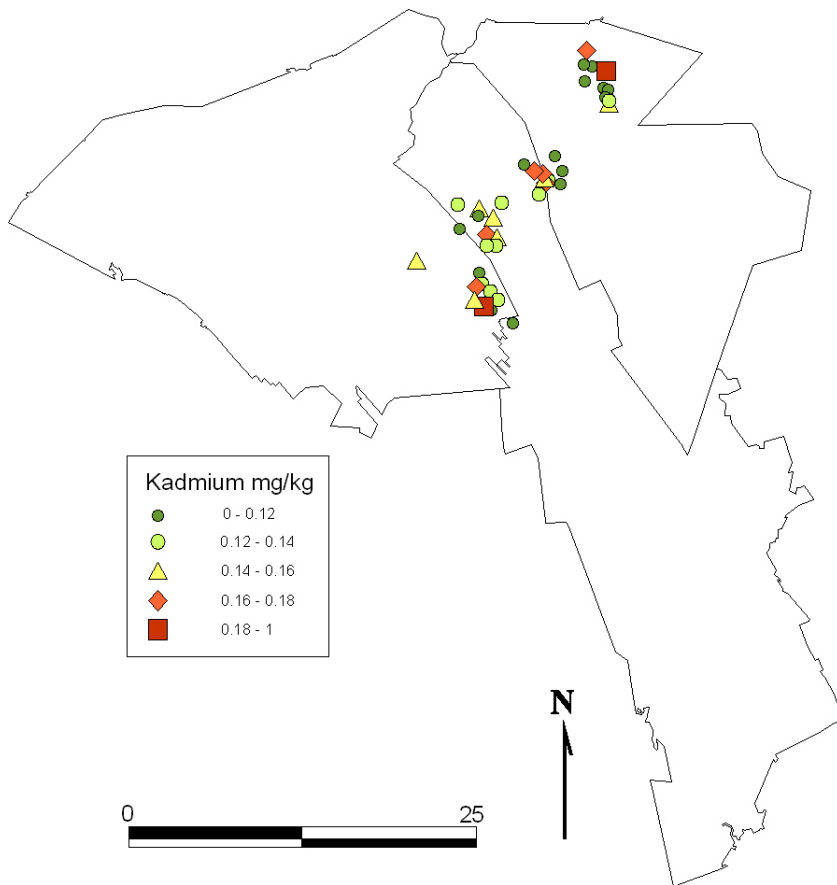
Kuva 49. Sammalten arseenipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



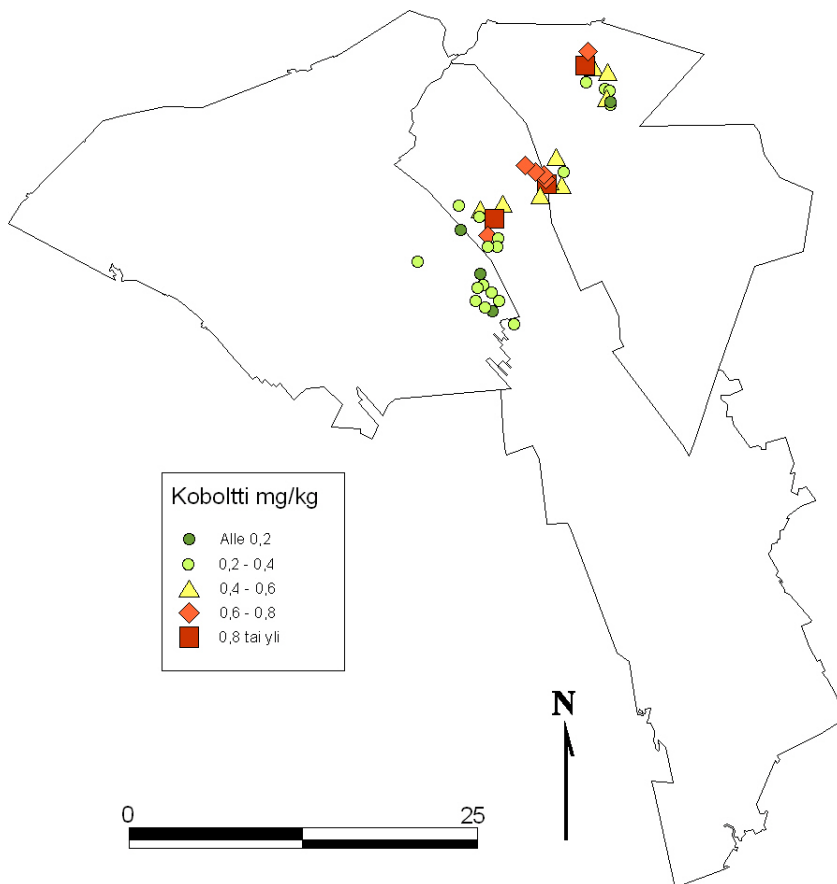
Kuva 50. Sammalten booripitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



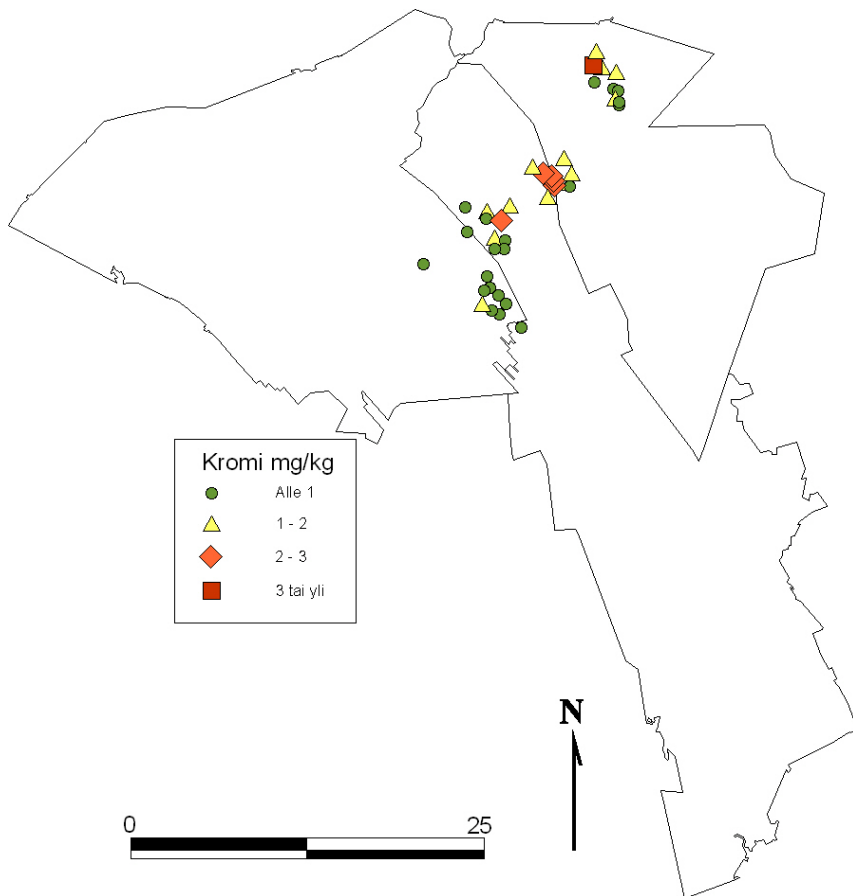
Kuva 51. Sammalten kalsiumpitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



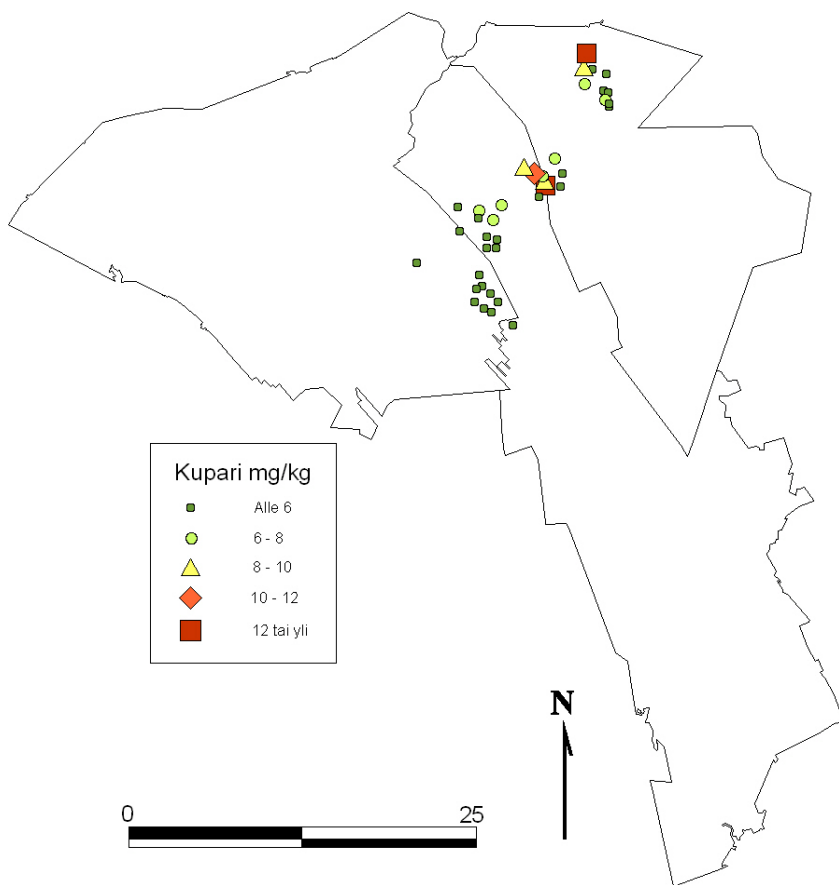
Kuva 52. Sammalten kadmiumpitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



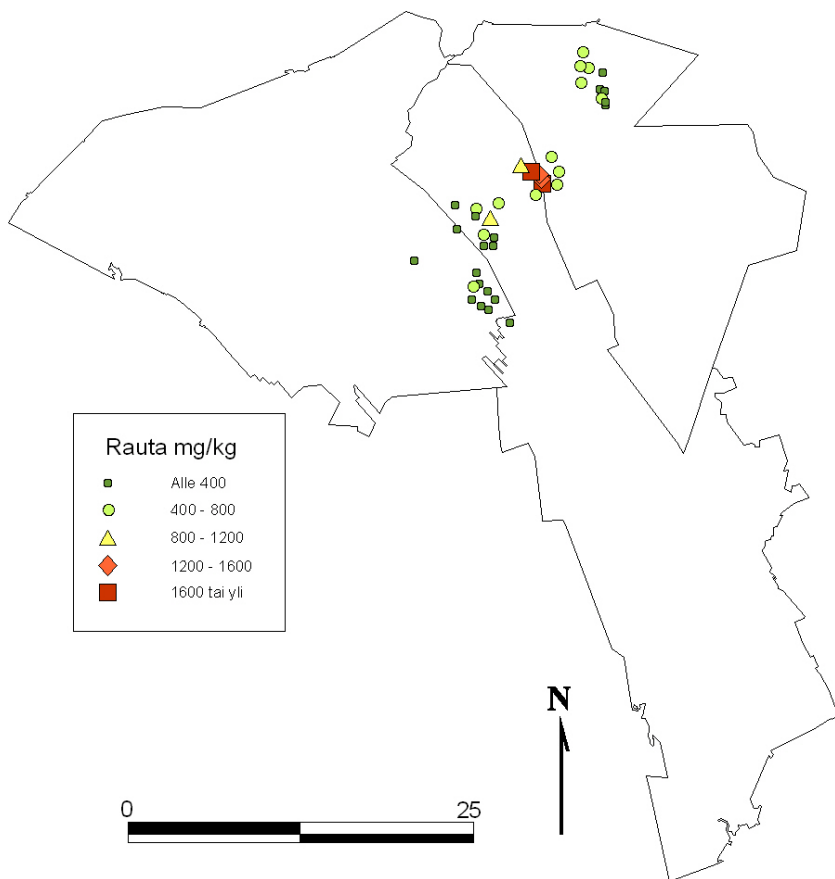
Kuva 53. Sammalten kobolttipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



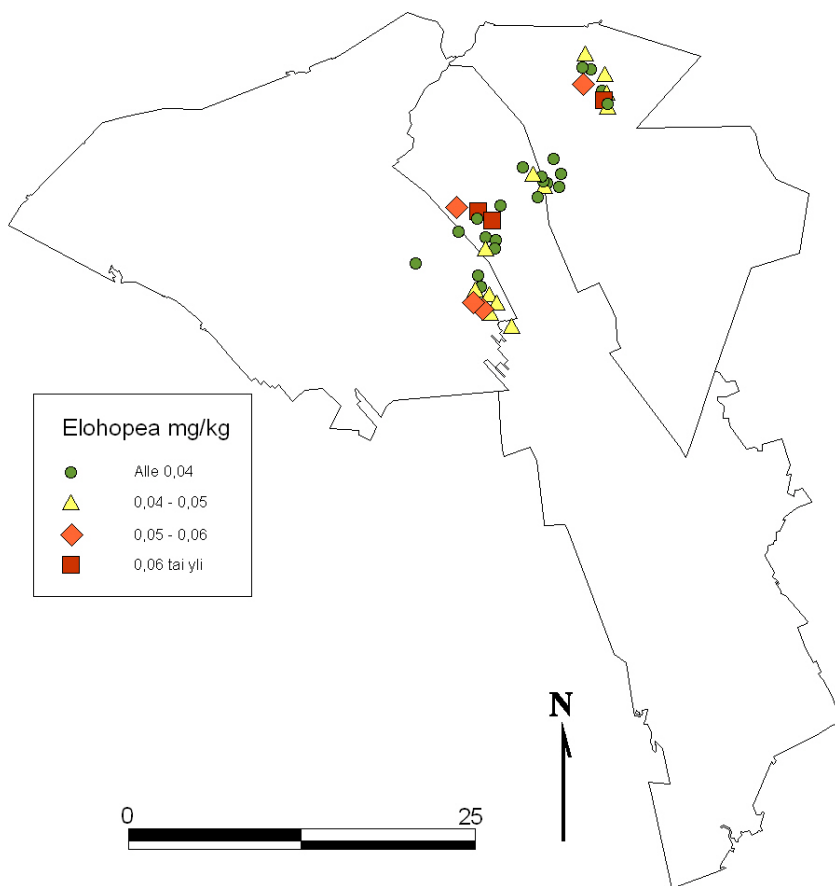
Kuva 54. Sammalten kromipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



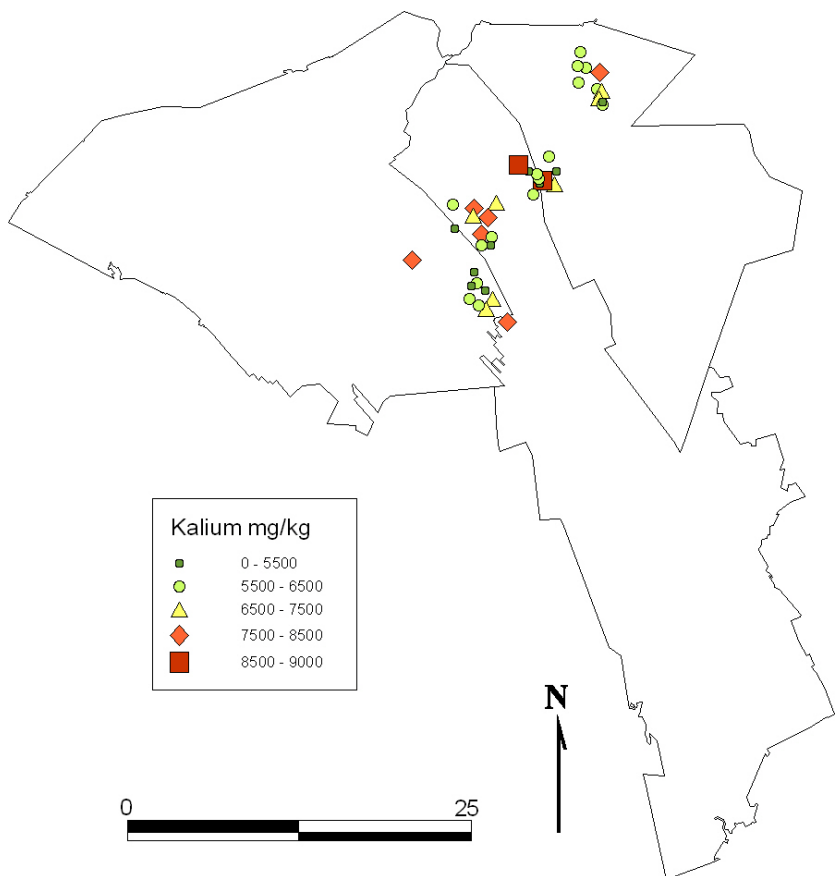
Kuva 55. Sammalten kuparipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



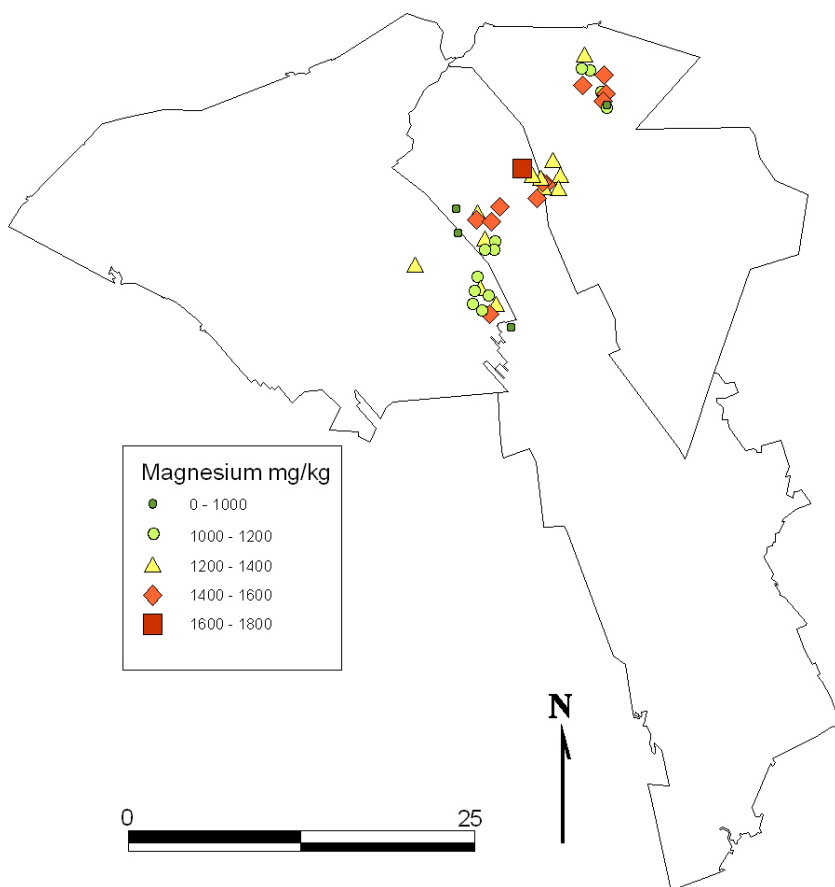
Kuva 56. Sammalten rautapitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



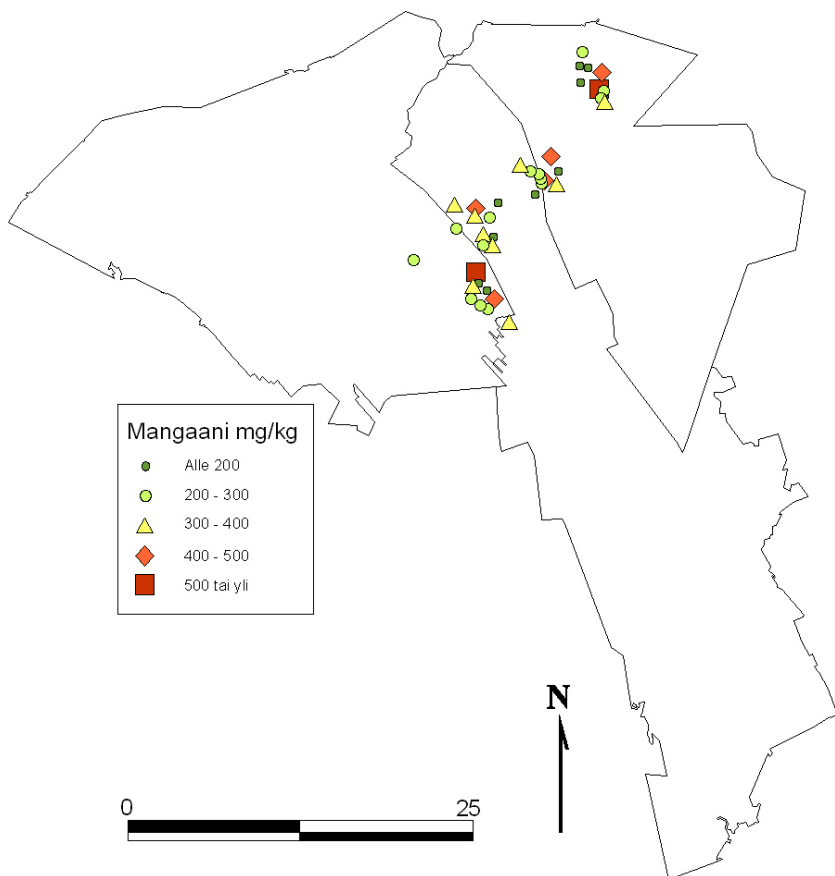
Kuva 57. Sammalten elohopeapitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



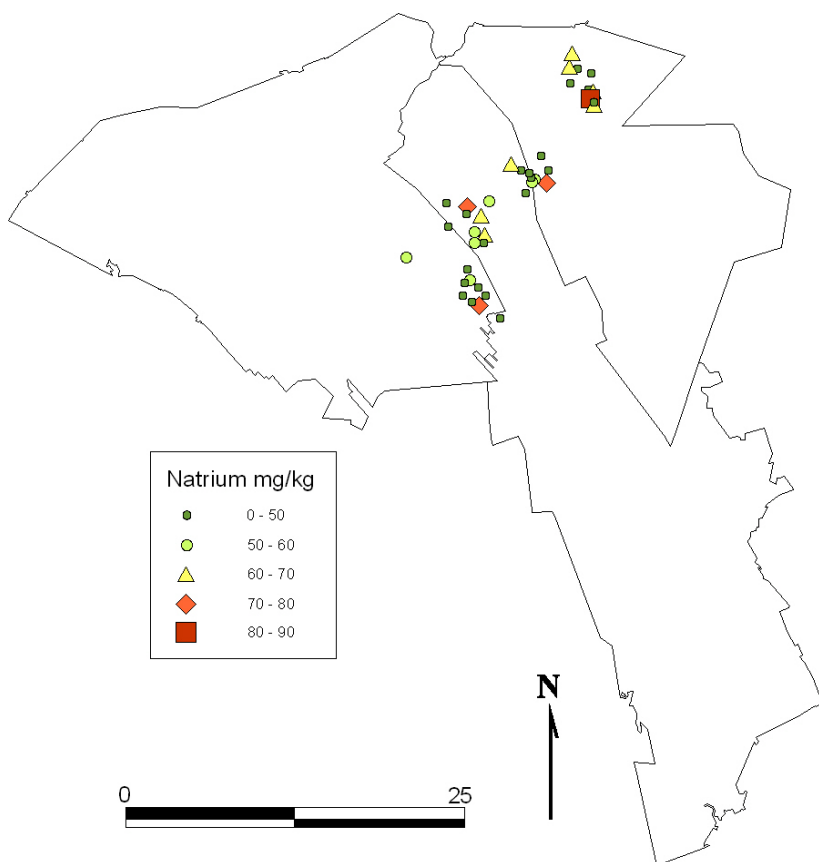
Kuva 58. Sammalten kaliumpitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



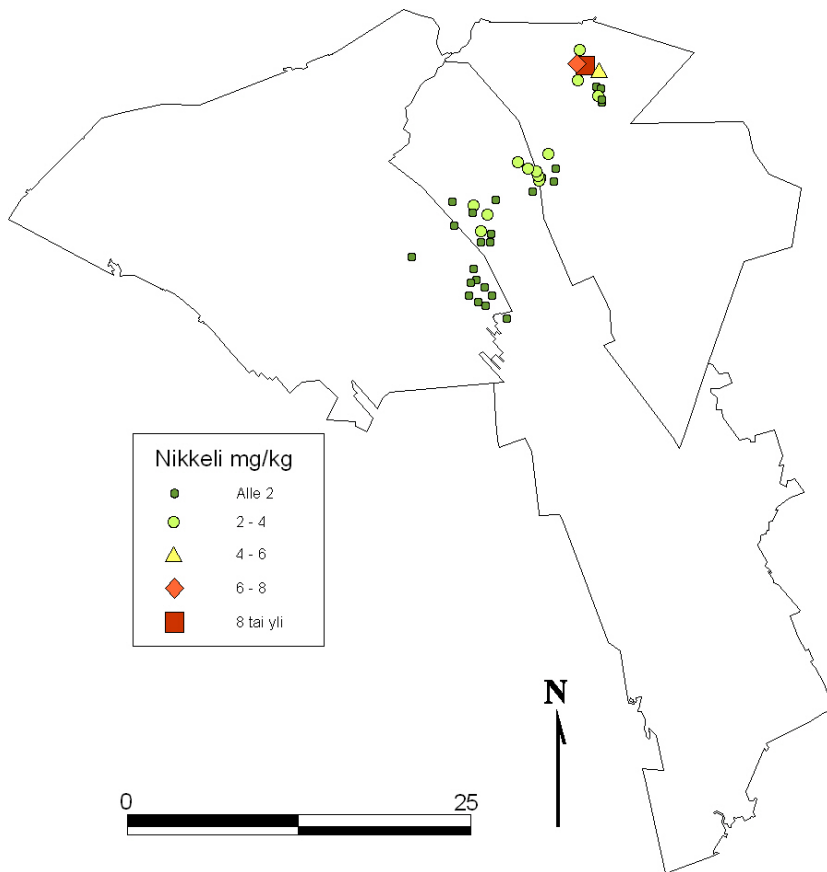
Kuva 59. Sammalten magnesiumpitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



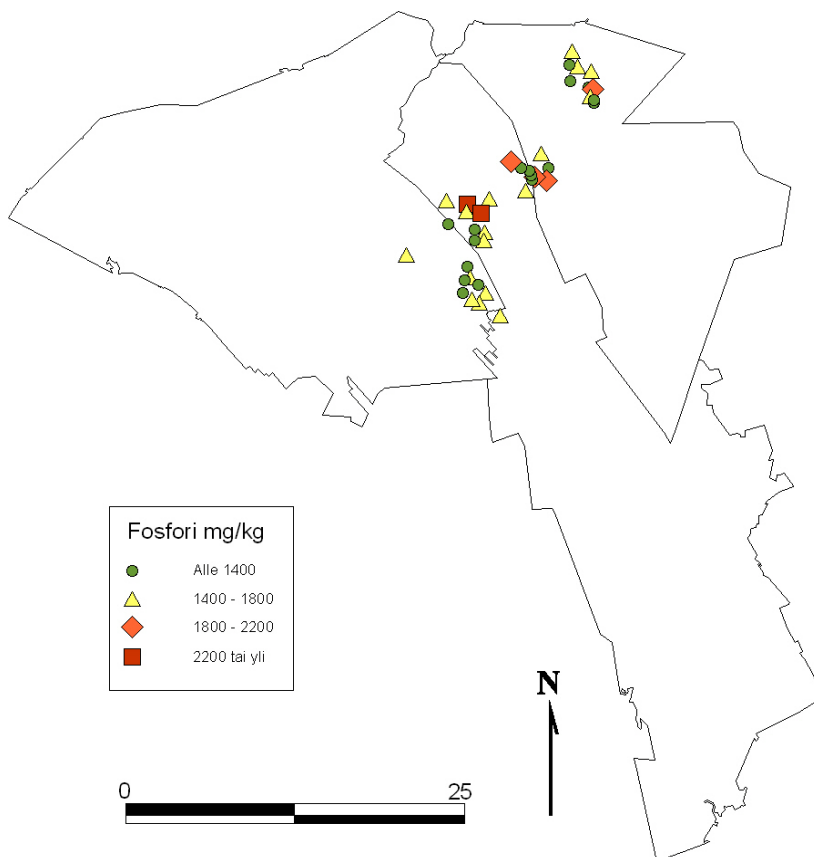
Kuva 60. Sammalten mangaanipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



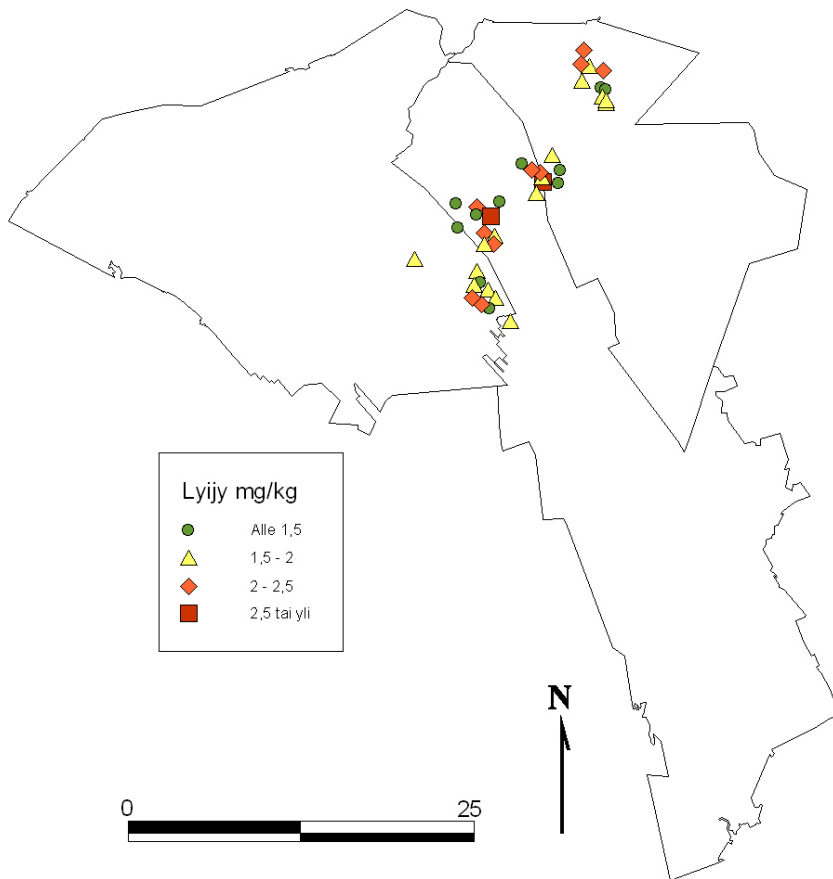
Kuva 61. Sammalten natriumpitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



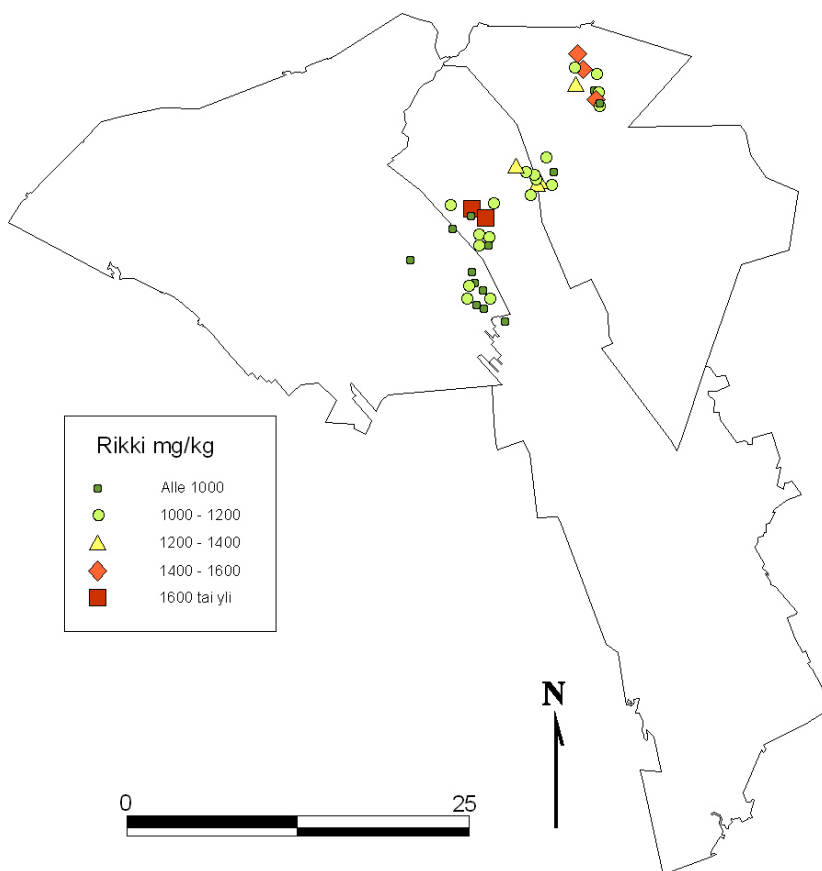
Kuva 62. Sammalten nikkelpitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



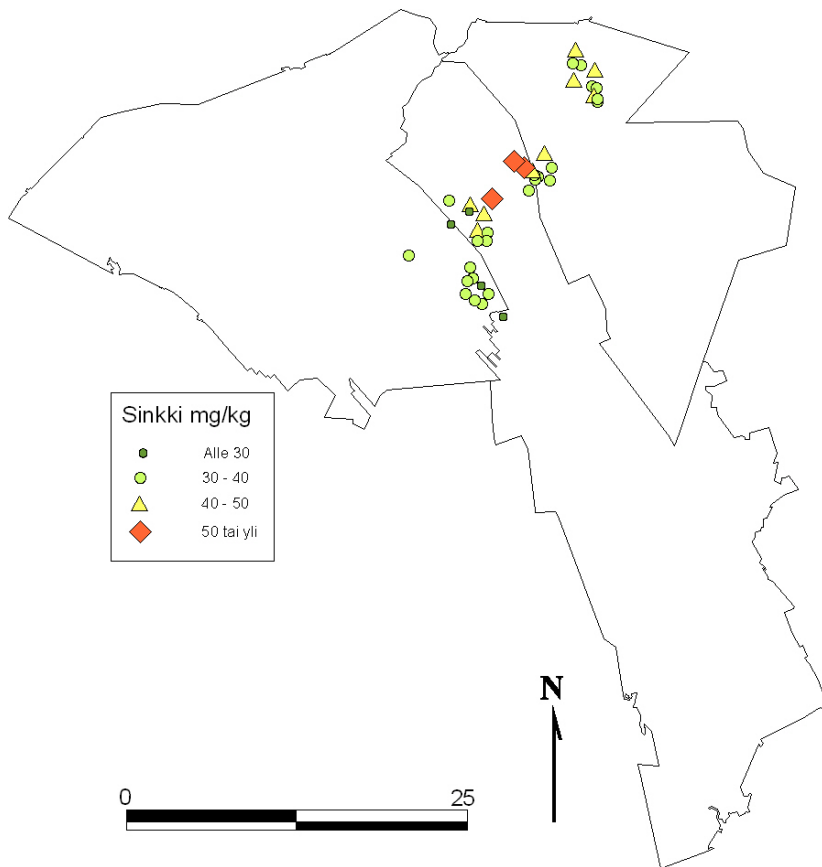
Kuva 63. Sammalten fosforipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



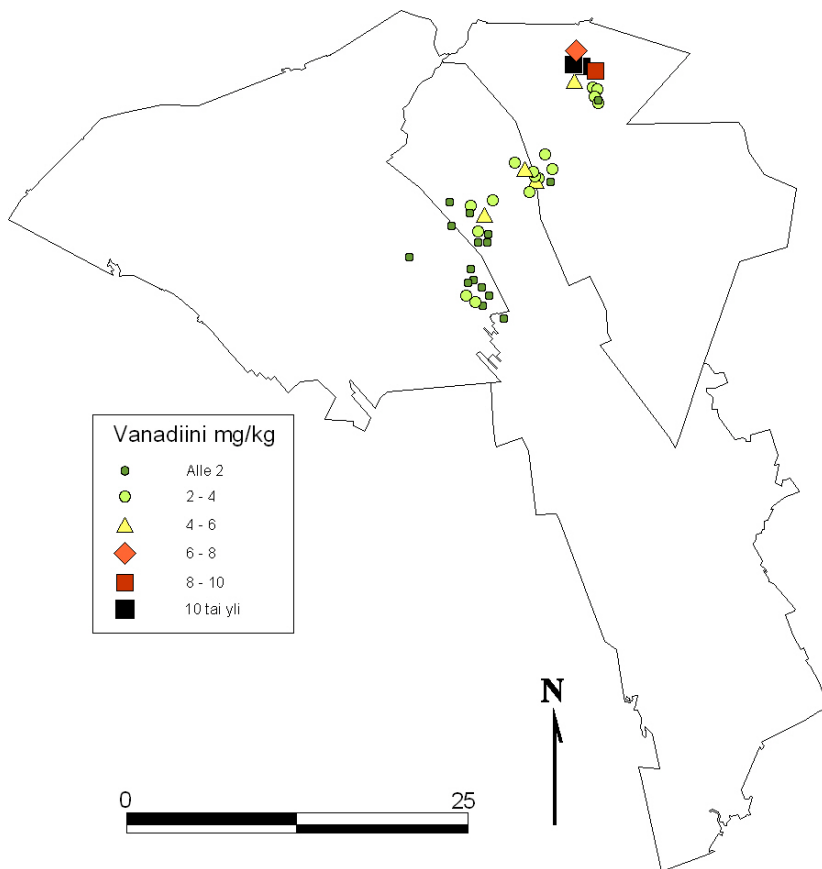
Kuva 64. Sammalten lyijypitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 65. Sammalten rikkipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



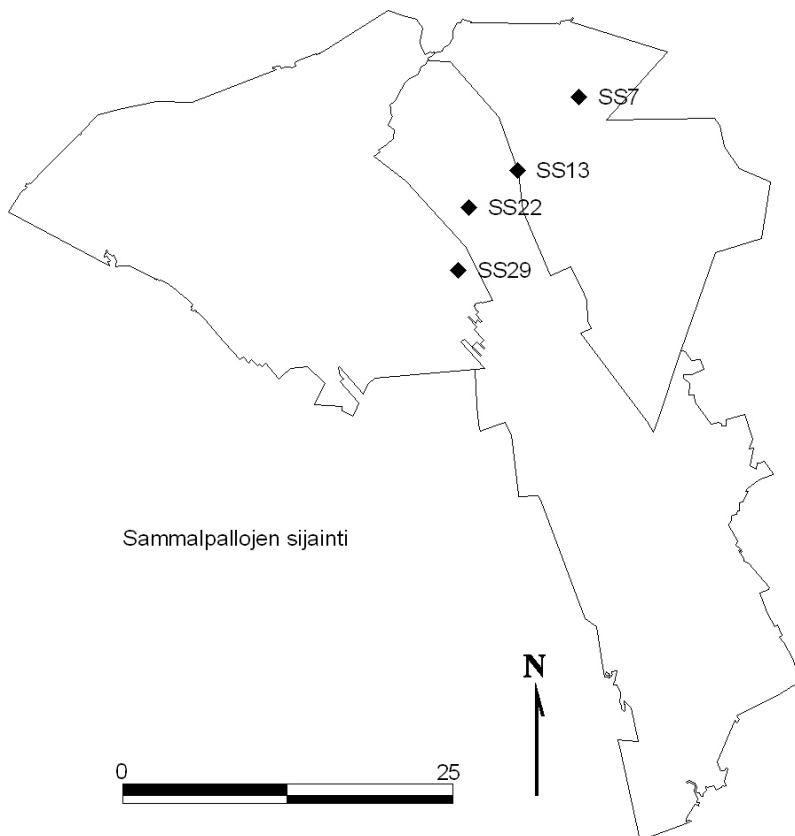
Kuva 66. Sammalten sinkkipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 67. Sammalten vanadiinipitoisuus (mg/kg) Seinäjoen seudun näytealoilla vuonna 2006.

4.5 Sammalpalojen alkuainepitoisuudet

Sammalpallo tutkimus tehtiin neljällä sammalnäytealalla, jotka sijaitsivat Seinäjoella, Nurmossa ja Ilmajoella. Sammalpalojen ripustuspaikkojen sijainti on esitetty kuvassa 68, ja tutkimusaloilta tulokset taulukossa 23. Elohopean ja kromin osalta osalla tutkimusaloista ja kuparin osalta kaikilla tutkimusaloilla sammalpalloihin kertyneet pitoisuudet olivat pienempiä kuin nollapallon pitoisuus, jolloin pitoisuudeksi ilmoitettiin arvo 0 mg/kg. Korkeimmat pitoisuudet määritettiin elohopean, kadmiumin, kalsiumin ja kromin osalta alalta SS7, boorin ja koboltin osalta alalta SS29 sekä alumiinin, arseenin, kaliumin, magnesiumin ja raudan osalta alalta SS13. Ala SS7 sijaitsee Nurmossa Atrian tehtaan läheisyydessä ja ala SS13 Seinäjoen ja Nurmon rajalla Kapernaumin teollisuusalueen tuntumassa.



Kuva 68. Sammalpalojen sijainti Ilmajoen, Seinäjoen ja Nurmon kuntien alueella.

Taulukko 23. Sammalpalojen metallipitoisuudet näytealoilla. Pitoisuuksien yksikkö on mg/kg/30d.

Näyteala	x	y	Al	As	B	Hg	Cd	K	Ca	Co	Cr	Cu	Mg	Fe
SS29	3286503	6962158	11,5	0,0015	0,110	0	0,0047	212	72	0,43	0	0	33	12,0
SS7	3295682	6975398	28,5	0,0082	0,098	0,0032	0,0059	169	115	0,12	0,18	0	52	16,9
SS22	3287301	6966945	16,4	0,0131	0,034	0,0023	0,0052	114	73	0,01	0	0	32	21,5
SS13	3290977	6969755	31,1	0,0258	0,077	0,0027	0,0041	311	97	0,09	0	0	53	53,6

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 muuttajat 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 parametristen testien oletukset täytyisivät, tehtiin muuttujille tarvittaessa $\log_{10}(X+1)$ -muunnos, neliöjuurimuunnos tai potenssimuunnos. Luokittelevina muuttujina käytettiin metsätyyppiä, 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 parametristen 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).

Taustamuuttujista ainoastaan metsätypillä oli vaikutusta indikaattorimuuttujiin (taulukko 24). Sormipaisukarpeen vauriot olivat suurempia 'muu'-luokkaan luokitelluissa metsätyypeissä kuin mustikkatyyppin (MT) ja puolukkatyyppin (VT) metsätyypeissä. Lisäksi sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste olivat suurempia luokan 'muu' metsätyypeissä kuin kanervatyyppin (CT) metsätyypeissä. Myös levä oli yleisempää ja neulasten rikki- ja typpipitoisuudet olivat suurempia luokan 'muu' metsiköissä verrattuna VT-tyypin metsiköihin. Pahemmat vauriot, suuremmat rikki- ja typpipitoisuudet sekä levän esiintyminen luokan 'muu' metsätyypeissä voivat selittyä sillä, että luokka sisältää mm. taajamien puistometsiköt, joihin kohdistuu enemmän ilman epäpuhtauksien vaikutuksia.

Yleinen vaurioaste oli pienempi CT-metsätyypeissä kuin MT- ja VT-metsätyypeissä. Ilmanlaadusta kärsivien jäkälien lajimäärät ja IAP-indeksin arvot olivat suurempia CT-tyypin metsiköissä kuin MT- ja VT-tyypin metsiköissä. Lajeja havaittiin enemmän myös VT-tyypin metsiköissä verrattuna MT-tyypin metsiköihin. Lisäksi levää esiintyi enemmän ja neulasten typpipitoisuudet olivat suurempia MT-tyypin metsiköissä verrattuna VT-tyypin metsiköihin. Neulasten rikkipitoisuudet olivat korkeammat myös MT-tyypin metsiköissä verrattuna 'muu'-luokan metsiköihin. Bioindikaattorialojen metsätyypit painottuvat alueellisesti usein siten, että MT- ja VT- metsätyypit painottuvat taajama-aloille ja tausta-aloille painottuvat taas karummat CT- ja CIT-metsätyypit. Tämä voi osaltaan selittää IAP-indeksin ja lajimäärän suuremmat arvot sekä yleisen vaurioasteen pienemmät arvot CT-tyypin metsiköissä. Rehevämissä metsätyypeissä, kuten MT-metsätyypeissä, voi olla myös sulkeutuneempi latvuserkos ja enemmän kasvillisuutta pensaskerrossa, jolloin näiden aiheuttama varjostus voi heikentää jäkäliden elinmahdollisuuksia ja pienentää ilmanlaadusta kärsivien jäkäliden lajilukumäärää ja IAP-indeksiä. Tutkimusalojen alueellinen jakautuminen voi selittää myös levän yleisyyttä ja suurempia rikki- ja typpipitoisuuksia MT-tyypin metsiköissä. Typpi on eräs kasvien pääravinteista, joten tältäkin kannalta on odotettua, että rehevämmässä MT-metsätyypeissä on suurempi neulasten typpipitoisuus.

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		T-testi		Mann-Whitney	
	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p
Neulasvuosikerrat	0,431	0,732			0,026	0,98					572,5	0,171
Neulaskato			5,608	0,132			942	0,699			696,5	0,866
Väriivikaisuus			0,652	0,884			802	0,116			587,5	0,211
Sormipaisukarpeen vaurioaste	9,065	0,000***			1,341	0,183			0,712	0,478		
Yleinen vaurioaste			13,437	0,004**	0,605	0,547					705,5	0,934
Lajimäärä			21,211	0,000***			831	0,185			543,5	0,092
Ilmanpuhtausindeksi	8,747	0,000***			0,323	0,747			0,867	0,388		
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	0,556	0,645			-1,757	0,082			-1,979	0,051		
Levän yleisyys			17,508	0,0005***	1,317	0,251					617,5	0,195
N g/kg	8,762	0,000***			-0,11	0,912					-0,169	0,867
S mg/kg	10,317	0,000***			-0,206	0,838			-1,073	0,286		

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

Voimakkaimpia korrelaatioita indikaattorimuuttujien välillä havaittiin IAP-indeksin ja 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 jäkälien vaurioita. Yleinen vaurioaste korreloi negatiivisesti IAP-indeksin ja lajilukumäärän kanssa ja sormipaisukarpeen vaurioaste lajilukumäärän kanssa. Tämä kertoo siitä, että kyseiset muuttujat ovat vasteiltaan vastakkaisia ilman epäpuhtauksien vaikutuksen suhteen: yleinen vaurioaste ja sormipaisukarpeen vaurioaste ovat sitä suurempia mitä enemmän ilmassa on epäpuhtauksia, kun taas IAP-indeksi ja lajilukumäärä ovat vastaavasti pienempiä. Sormipaisukarpeen vaurioasteen ja sormipaisukarpeen peittävyuden sekä yleisen vaurioasteen ja sormipaisukarpeen peittävyuden välillä oli negatiivinen riippuvuus, eli mitä suurempi vaurio, sitä pienempi sormipaisukarpeen peittävyys. Näin ollen sormipaisukarve reagoi ilman epäpuhtauksiin paitsi morfologisilla muutoksilla, myös runsauden muutoksilla.

Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien, yleisen vaurioasteen ja sormipaisukarpeen vaurioasteen välillä havaitut riippuvuudet vahvistavat käsitystä, että tyyppi ja erityisesti rikki ovat tärkeimpiä jäkäliin vaikuttavia ilman epäpuhtauksia. Viherleväpeite on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori, joten levän ja neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien väliset riippuvuudet olivat odotettuja. Myös levän positiiviset korrelaatiot ilman epäpuhtauksista kärsivien muuttujien eli neulaskadon ja sormipaisukarpeen vaurioasteen ja yleisen vaurioasteen kanssa selittyvät viherlevän hyötymisellä ilman epäpuhtauksista. Neulasvuosikertojen ja neulaskadon välinen negatiivinen riippuvuus kertoo siitä, että molemmat muuttujat mittaavat samaa asiaa eli puiden yleistä elinvoimaisuutta. Tässäkin tutkimuksessa todettua neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien välistä korrelaatiota on havaittu myös aiemmissa tutkimuksissa (Jokinen ja Haarala 1996, Laita ym. 2007a). 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 ilma-araot 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 tyyppiä voida hyödyntää ravinteena.

Rikkipitoisuuksien ollessa korkeammalla tasolla neulasat pystyvät käyttämään typen oksidit ravinne- ja rakenneaineikseen ja typpeä kertyy neulasiin. Typen runsas kertyminen neulasiin voi myös johtaa ravinne-epätasapainoon.

Odotettavissa olevia korrelaatioita ovat puiden pituuden korrelaatiot puiden halkaisijan ja puiden iän kanssa sekä puiden iän välinen korrelaatio puiden halkaisijan kanssa.

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 (***)

	Pohja- pinta- ala	Puiden pituus	Puiden ikä	Puiden halkai- sija	Neulas- vuosi- kerrat	Neulas- kato	Väri- vikai- suus	Sormi- paisukar- peen vaurioaste	Yleinen vaurio- aste	Lajiluku- määrä	IAP	Sormi- paisu- karpeen peittävyys	Typpi g/kg	Rikki mg/kg
Puiden pituus	0,275**	1												
Puiden ikä	0,048	0,373**	1											
Puiden halkaisija	0,047	0,409**	0,622**	1										
Neulasvuosikerrat	-0,213*	-0,001	0,181	0,177	1									
Neulaskato	-0,064	0,179	0,106	0,112	-0,360**	1								
Värivikaisuus	-0,261*	0,043	0,198	0,266*	0,189	0,152	1							
Sormipaisukarpeen vaurioaste	-0,101	0,280**	0,216*	0,191	-0,139	0,208*	-0,028	1						
Yleinen vaurioaste	0,072	0,269*	0,009	-0,016	-0,187	0,083	-0,018	0,658**	1					
Lajilukumäärä	-0,201	-0,089	0,249*	0,280**	0,326**	-0,075	0,207	-0,228**	-0,544**	1				
IAP	-0,242*	-0,168	0,226*	0,229*	0,270*	-0,011	0,149	-0,146	-0,588**	0,836**	1			
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	0,193	0,094	-0,095	0,061	0,066	0,157	-0,172	-0,395**	-0,339**	0,1	0,101	1		
Typpi g/kg	-0,006	0,184	0,119	0,223*	-0,028	0,066	-0,097	0,394**	0,240*	-0,197	-0,212*	-0,02	1	
Rikki mg/kg	0,078	0,148	0,047	0,148	-0,049	-0,032	-0,148	0,382**	0,280**	-0,094	-0,17	-0,036	0,708**	1
Levä	0,102	0,278**	0,12	0,19	-0,19	0,352**	-0,122	0,586**	0,445**	-0,231*	-0,153	0,076	0,444**	0,341**

Neulasten alkuainepitoisuuksissa voimakkain riippuvuus todettiin rikkipitoisuuksien ja typpipitoisuuksien välillä (ks. edellä). Rikin ja typen voimakas korrelaatio voi kertoa myös siitä, että molempia pääsee ilmaan samoista epäpuhtauksia tuottavista prosesseista. Muita voimakkaita korrelaatioita havaittiin kromin ja raudan, raudan ja nikkelin, nikkelin ja kromin, nikkelin ja kuparin, nikkelin ja kadmiumin välillä ja sinkin ja kadmiumin välillä. Nämä korrelaatiot voivat viitata näiden alkuaineiden yhteiseen alkuperään. Esimerkiksi liikenteestä ja metalliteollisuudesta voi päästä ilmaan metalleja (Pleym ym. 1991). Myös kaliumin, fosforin, rikin ja typen välillä havaittiin merkitseviä positiivisia riippuvuuksia. Nämä riippuvuudet kertovat lähinnä maaperän ravinnepitoisuuksista. Myös kupari korreloi merkitsevästi kaliumin, fosforin, rikin ja typen kanssa. Neulaskadon ja neulasvuosikertojen sekä mitattujen alkuainepitoisuuksien välillä ei todettu merkitseviä korrelaatioita (taulukko 26).

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
Neulas- kato	-0,360**	1													
N g/kg	-0,042	0,068	1												
B mg/kg	0,086	-0,032	0,091	1											
Cd mg/kg	0,152	0,004	0,047	0,168	1										
K mg/kg	0,002	-0,076	0,373**	0,326**	0,037	1									
Ca mg/kg	0,161	0,001	0,260*	0,058	0,511**	0,048	1								
P mg/kg	-0,105	0,013	0,676**	0,221*	0,143	0,569**	0,344**	1							
Cr mg/kg	0,045	0,102	-0,108	0,076	0,153	0,039	-0,006	0,003	1						
Cu mg/kg	0,05	0,106	0,584**	0,115	0,144	0,358**	0,225*	0,567**	-0,009	1					
Mg mg/kg	0,118	0,021	-0,034	0,198	0,176	-0,015	0,208*	0,079	0,224*	0,061	1				
Mn mg/kg	0,062	-0,031	-0,099	-0,146	0,273**	-0,097	0,213*	-0,016	0,065	-0,244*	-0,086	1			
Ni mg/kg	-0,083	0,202	0,230*	-0,006	0,361**	0,212*	0,184	0,238*	0,473**	0,404**	0,095	-0,015	1		
Fe mg/kg	-0,042	0,269*	0,215*	0,115	0,215*	0,136	0,158	0,213*	0,670**	0,243*	0,363**	-0,002	0,612**	1	
S mg/kg	-0,02	-0,027	0,709**	0,277**	0,126	0,593**	0,253*	0,850**	0,064	0,648**	0,145	-0,112	0,287**	0,281**	1
Zn mg/kg	0,151	-0,036	-0,07	0,212*	0,512**	0,033	0,340**	0,014	0,274**	-0,042	0,411**	0,116	0,14	0,264*	0,035

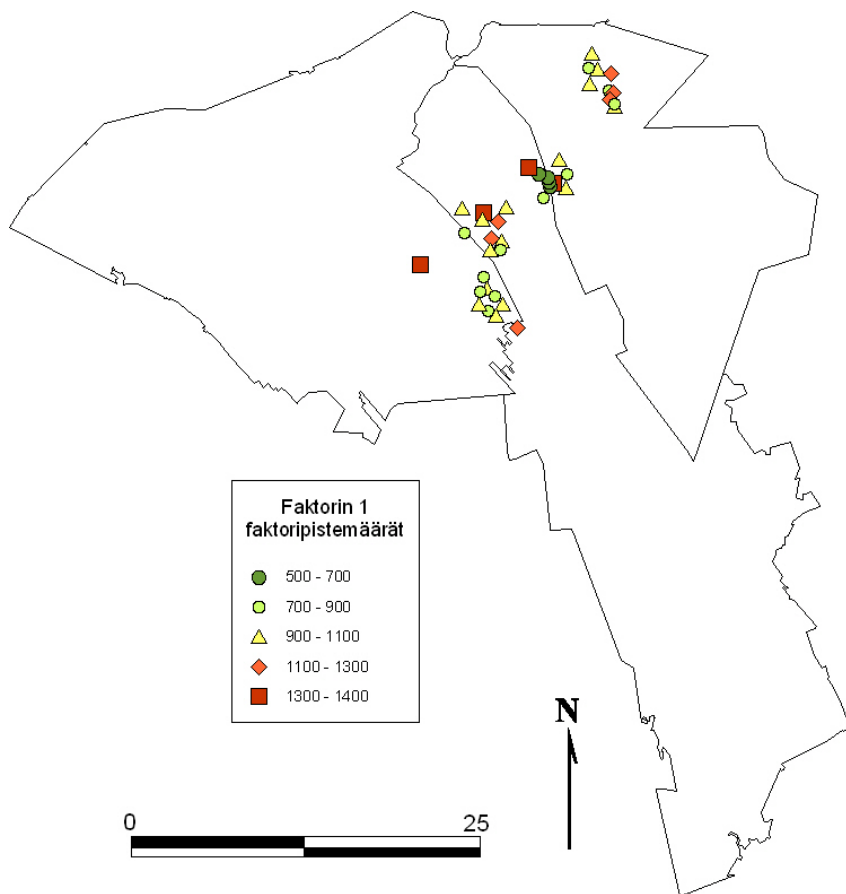
5.2 Sammalten alkuainepitoisuuksien faktorianalyysi

Faktorianalyysi on yleisesti käytetty tilastollinen menetelmä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. Sitä on sovellettu muun muassa sammalten (Ermakova ym. 2004a ja Ermakova ym. 2004b), jäkälien (Sloof 1995, Reis ym. 1996) ja männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin (Bosco ym. 2005) sekä maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin (Wellbrock ym. 2005). Faktorianalyysi yksinkertaistaa laajoja ja monimutkaisia aineistoja niin, että se luo yhden tai monia uusia muuttujia eli faktoreita, joiden avulla pyritään selittämään alkuperäistä aineistoa. Erityisesti bioindikaattoritutkimuksissa faktorianalyysin avulla pyritään saamaan selville mahdolliset päästölähteet ja päästöjen alkuainekoostumukset. Käytännössä tämä tapahtuu niin, että selvitetään faktoreiden lukumäärä eli päästölähteiden lukumäärä, lasketaan faktoreiden lataukset kunkin muuttujan suhteen eli alkuainepitoisuuksien jakautuminen päästölähteiden suhteen, ja selvitetään jokaisen faktorin maantieteellinen jakautuminen faktoripistemäärien avulla.

Tässä tutkimuksessa faktorianalyysia sovellettiin sammalten alkuainepitoisuuksiin. Analyysiin otettiin mukaan 20 seinäsammalnäytteistä määritettyä alkuainetta. Faktorianalyysissä käytettiin suorakulmaista varimax-rotatiota, joka edellyttää faktoreiden olevan korreloimattomia.

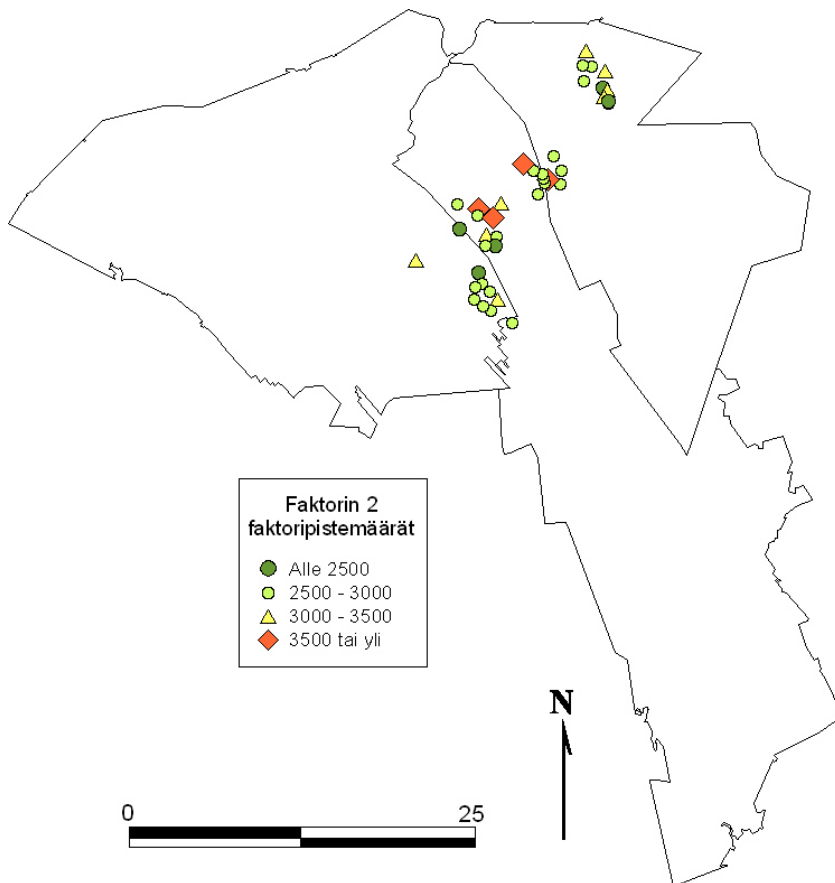
Sammalnäytteistä määritetyt alkuaineet yhdistyivät faktorianalyysillä kolmeksi faktoriksi, jotka selittävät yhteensä 66 % muuttujien vaihtelusta (taulukko 27). Myös muuttujien kommunaliteetit, jotka kertovat kuinka suuren osan yksittäisten muuttujien vaihtelusta faktoriratkaisu selittää, on esitetty taulukossa 27. Kadmiumin ja mangaanin kommunaliteetit ovat pienet (< 0,2), mutta ne on kuitenkin otettu analyysia täydentävinä muuttujina mukaan. Ensimmäisellä faktorilla, joka selittää 33 % muuttujien vaihtelusta, suurimmat lataukset saivat alumiini, arseeni, kadmium, koboltti, kromi, kupari, lyijy ja rauta. Myös sinkki, joka sai suurimman latauksen toisella faktorilla, yhdistettiin sisältöteorian perusteella ensimmäiseen faktoriiin. Näitä alkuaineita ja muita metalliyhdisteitä tulee ilmaan sulatoista sekä polttolaitoksista, joissa poltetaan kivihiiiltä, raskasta polttoöljyä ja jätteitä. Myös liikenteestä pääsee ilmaan metalliyhdisteitä (Pleym ym. 1991). Raudan, sinkin, koboltin, kromin, kuparin ja lyijyn suurimpia pitoisuuksia tutkimuksen

sammalnäytteissä havaittiin Seinäjoen ja Nurmon kunnan rajalla, Kapernaumin teollisuusalueen ja Seinäjoen keskustan lähistöllä. Kapernaumin teollisuusalueella sijaitsee muun muassa Seinäjoen energian voimalaitos, joka tuottaa merkittävän osan alueen päästöistä. Ensimmäinen faktori kuvastaneekin juuri Kapernaumin teollisuusalueen päästöjä sekä Seinäjoen kaupunkialueen liikenteen päästöjä. (Kuva 69.)



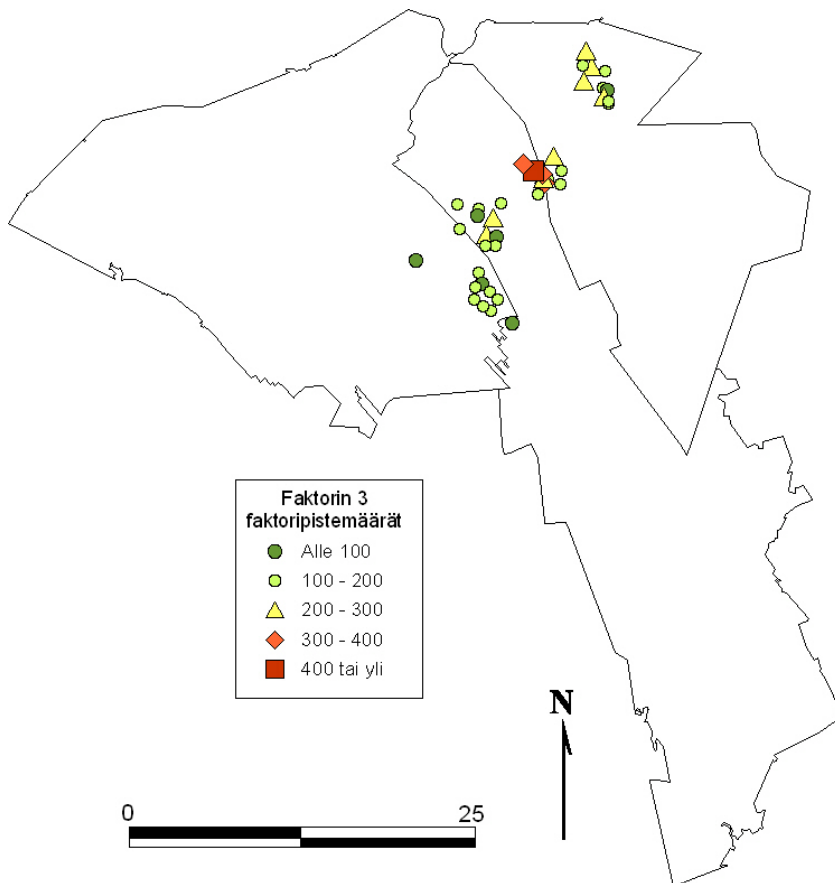
Kuva 69. Faktori 1:n faktoripistemäärät sammalnäytealoilla.

Kalsium, boori, elohopea, kalium, fosfori, magnesium, natrium ja rikki yhdistyivät toiseen faktoriin, joka selittää 21 % muuttujien vaihtelusta. Kalsium sai suurimman latauksensa ensimmäisellä faktorilla, mutta sisältöteorian perusteella se liitettiin faktoriin 2. Kalsium, kalium, fosfori, magnesium ja rikki ovat kasvien tarvitsemia pääravinteita, ja boori ja joissain tapauksissa natrium ovat kasveille välttämättömiä hivenaineita. Tämän faktorin voisi näin ollen katsoa pääosin ilmentävän sammalten yleistä ravinnepitoisuutta. Elohopean latautuminen toiseen faktoriin on kuitenkin ristiriidassa tämän tulkinnan kanssa. Kolmen faktorin ratkaisu ei näin ollen ole kaikilta osiltaan täysin tyydyttävä. (Kuva 70.)



Kuva 70. Faktori 2:n faktoripistemäärät sammalnäytealoilla.

Kolmannella faktorilla, joka selittää 12 % muuttujien vaihtelusta, suurimmat lataukset saivat mangaani, nikkeli ja vanadiini. Suomessa vanadiinia vapautuu ilmaan lähes yksinomaan energiantuotannosta ja etenkin öljynpoltosta. Myös nikkeliä vapautuu ilmaan polttoaineiden ja jäteöljyn poltosta. Mangaania taas pääsee ilmaan pääasiassa terästeollisuuden prosesseista (Koljonen 2003). Nikkelin, vanadiinin ja mangaanin suurimmat pitoisuudet ovat painottuneet Atrian tehtaan läheisyyteen. Teollisuusalueen prosessien päästöt selittänevät nikkelin, vanadiinin ja mangaanin latautumisen ensimmäiselle faktorille. Kuitenkin näytealojen suurimmat faktoripistemäärät sijoittuvat Kapernaumin alueelle, eikä Atrian alueelle. Tämä voi johtua siitä, että kaikilla muuttujilla on vaikutusta faktoripistemuuksiin, ei pelkästään tietyille faktorille latautuneilla kärkimuuttujilla. (Kuva 71.)



Kuva 71. Faktori 3:n faktoripistemäärät sammalnäytealoilla.

Taulukko 27. Faktorilataukset ja kommunaliteettiä metsäsammalnäytteistä mitatuille metallipitoisuuksille Seinäjoen alueella (n = 40).

	Faktori 1 33 %	Faktori 2 21 %	Faktori 3 12 %	Kommunaliteetti 66 %
Al	0,95	0,06	0,09	0,91
As	0,92	-0,03	0,09	0,85
Cd	0,38	0,04	0,11	0,16
Co	0,84	0,31	0,36	0,93
Cr	0,90	0,10	0,23	0,88
Cu	0,83	0,28	0,21	0,82
Pb	0,60	-0,02	0,22	0,41
Fe	0,93	0,08	0,01	0,87
Zn	0,49	0,51	0,06	0,50
Ca	0,61	0,60	0,03	0,73
B	0,54	0,69	-0,07	0,77
Hg	0,04	0,47	0,11	0,23
K	-0,14	0,80	-0,09	0,67
P	-0,18	0,81	-0,03	0,69
Mg	0,20	0,71	-0,10	0,56
Na	0,08	0,57	0,03	0,33
S	0,31	0,74	0,42	0,82
Mn	-0,21	0,01	-0,25	0,11
Ni	0,20	0,07	0,94	0,92
V	0,18	-0,01	0,96	0,95

Faktoripistemäärämuuttujien väliset kovarianssit ja varianssit on esitetty taulukossa 28. Taulukon päädiagonaalilla olevat faktoripistemäärämuuttujien varianssit ovat samalla myös

faktoripistemäärämuuttujien reliabiliteetikertoimet, jotka ilmaisevat kuinka hyvin estimoitu faktori selittää tai ennustaa todellista faktoria. Reliabiliteetikertoimet ovat korkeita (välillä 0,96 - 0,99), eli faktoriratkaisua voidaan tämän perusteella pitää hyvänä.

Taulukko 28. Faktorianalyysissä erottuneiden faktoreiden pistemäärämuuttujien kovarianssit ja varianssit.

Faktori	1	2	3
1	0,99		
2	0,01	0,96	
3	0,00	-0,01	0,99

5.3 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin

Tässä luvussa vertaillaan vuosina 2006-2007 saatuja tuloksia aiempien vuosien tutkimustuloksiin. Vertailuun on pääsääntöisesti otettu mukaan vain samana pysyneet havaintopuut ja -alat. Vuosina 1990, 1995 ja 2000 tutkimus toteutettiin Ilmajoen, Seinäjoen, Nurmon ja Ylistaron kuntien alueella, joten vertailu koskee muutosta vain näiden kuntien alueella sijainneilla havainto- ja näytealoilla.

5.3.1 Männyn neulaskato

Männyn neulaskato on arvioitu vuosina 1990 ja 1995 vaurioluokittain, minkä vuoksi vuoden 2006 neulaskatotuloksia ei vertailla vuosien 1990 ja 1995 tuloksien kanssa. Vuonna 2000 neulaskato arvioitiin 5 %:n luokkavälein. Samana pysyneiden havaintopuiden osalta vertailun tulos on esitetty taulukossa 29. Männyn neulaskato on pienentynyt vuodesta 2000 vuoteen 2006 4,6 %-yksikköä. Eriarvoisen kirjaamistavan vuoksi vertailua ei kuitenkaan voida pitää täysin luotettavana.

Harsuuntuneiksi arvioitujen puiden osalta vähennys vuodesta 2000 vuoteen 2006 on suuri: kun vuonna 2000 49 % vertailuun sisällytetyistä puista arvioitiin harsuuntuneiksi, vuonna 2006 vastaava osuus oli 5 %. Neulaskato on siis vähentynyt samana pysyneiden tutkimusalojen osalta 89 %.

Taulukko 29. Männyn neulaskato Seinäjoen seudulla vuosina 2006 ja 2000. Vuonna 2000 neulaskatoarviot on tehty 5 %:n luokkavälein.

Mänty, n = 26	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
2006	13,7	5	24,4	3,76
2000	18,3	6,5	29	5,43

5.3.2 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 30 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksia eri vuosina toteutetuissa tutkimuksissa. Vertailussa on käytetty samoina pysyneitä aloja. Vertailtaessa eri vuosien tuloksia on huomioitava, että vuonna 2000 neulasanalyysit tehtiin männyn nuorimmista neulasista (C), kun ne vuonna 2007 tehtiin toisen vuosikerran neulasista (C+1).

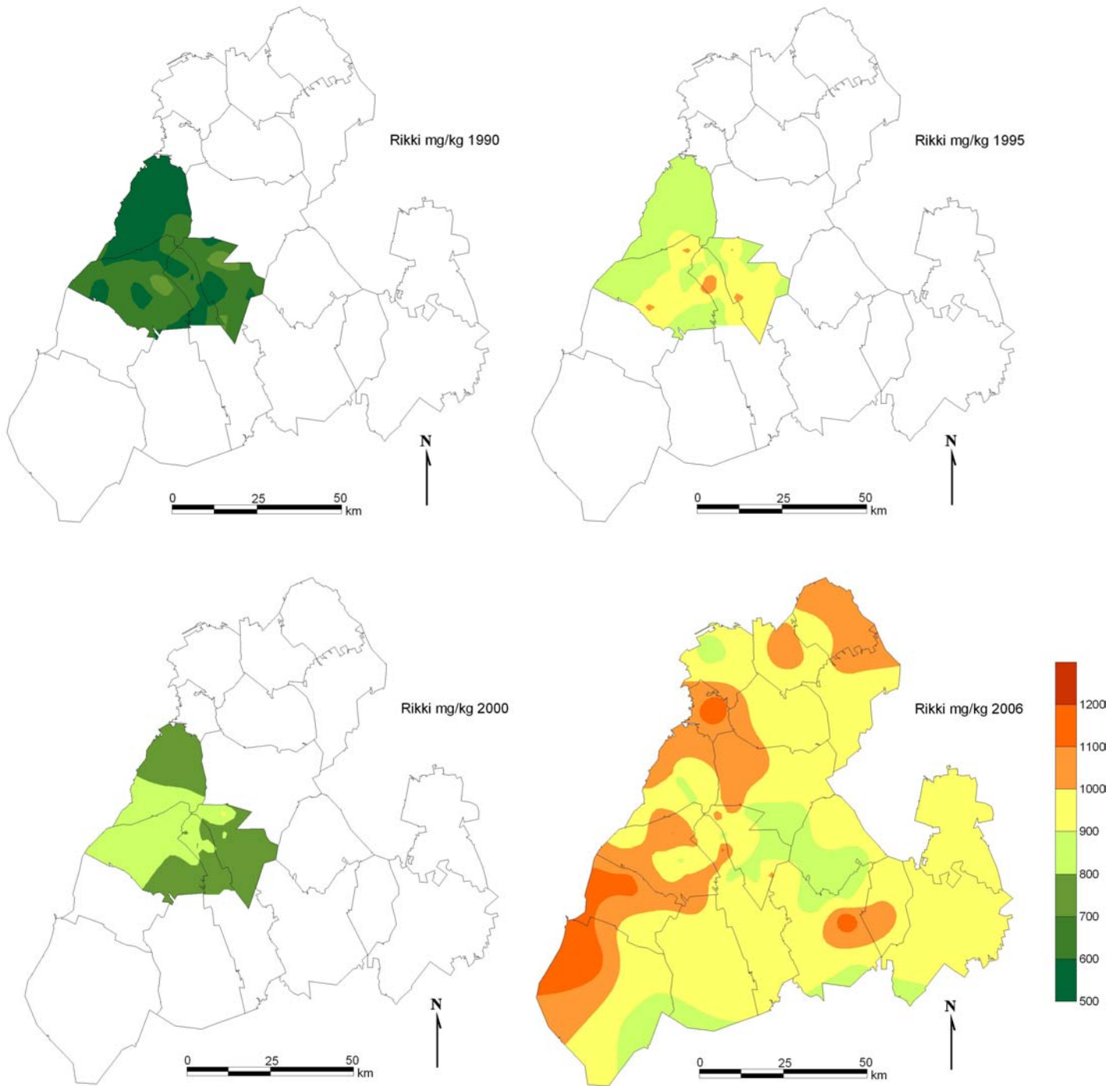
Neulasten rikkipitoisuudet olivat vuonna 2007 korkeampia kuin yhtenäkkään aiempina tutkimusvuotena. Myös neulasten typpi-, kalsium-, mangaani-, boori-, fosfori-, rauta- ja sinkkipitoisuudet olivat korkeampia kuin aiempina tutkimusvuosina. Erityisen selvästi

pitoisuudet olivat kohonneet kalsiumin ja fosforin osalta. Usean alkuaineen pitoisuudet olivat laskeneet vuodesta 1995 vuoteen 2000 ja jälleen nousseet vuoteen 2007 mennessä.

Taulukko 30. Neulasten alkuainepitoisuuksia Seinäjoen seudulla vuosina 1990, 1995, 2000 ja 2007. Vertailuun on käytetty samoina pysyneitä aloja. Vuonna 2000 neulasten alkuainepitoisuudet on määritetty neulasten nuorimmasta neulasvuosikerrasta.

	N	S	Ca	Mg	K	Mn	B	Cd	P	Cr	Cu	Ni	Fe	Zn
	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	mg/kg
1990, n = 26														
keskiarvo		621												
pienin		500												
suurin		800												
keskihajonta		89												
1995, n = 26														
keskiarvo		939	2414	898	5436	351	7,8		1386		2,72		66	35
pienin		820	1500	210	4200	170,00	3,0		1300		2,10		20	23
suurin		1200	3200	1100	6600	530,00	10		1600		3,9		150	48
keskihajonta		93	535	217	615	110	2,86		86		0,47		39,7	5,92
2000, n = 26														
keskiarvo	13,1	795	1850	954	5250	293	13,7	0,10	1393	0,34	2,51	1,0	42	38
pienin	11,0	680	1400	850	4800	160	10,0	0,07	1200	0,22	2,10	0,69	28	27
suurin	15,0	910	2200	1100	5600	490	19	0,15	1600	0,57	3,1	1,6	73	49
keskihajonta	1,21	64	279	79	279	94	2,64	0,02	114	0,10	0,26	0,27	14,0	5,22
2006, n = 26														
keskiarvo	15,6	993	3193	910	4571	378	15,9	0,072	1500	0,25	2,30	0,39	74	44
pienin	13	890	2600	700	4200	240	10,0	0,025	1300	0,024	2,00	0,18	45	28
suurin	19	1200	4100	1100	5000	600	22	0,14	1700	0,79	2,9	0,73	160	56
keskihajonta	1,86	89	455	93	249	106	3,68	0,03	111	0,30	0,27	0,14	33,0	7,44

Neulasten rikkipitoisuudesta eri vuosina laadittiin vyöhykekartat (kuva 72). Vertailussa käytettiin kaikkia tutkimusaloja riippumatta siitä, olivatko alat vaihtuneet. Vyöhykekarttojen tarkoituksena on antaa paras mahdollinen kuva kunakin tutkimusvuotena vallinneesta tilanteesta, jolloin vertailun rajaaminen vain samoina pysyneisiin aloihin ei ole tarkoituksenmukaista. Vertailtaessa rikkipitoisuuksia vuosina 2000 ja 2006 on pitoisuuksissa havaittavissa samankaltainen alueellinen jakauma: Nurmon etelä/koillisosissa rikkipitoisuudet ovat melko matalia, ja vastaavasti Ilmajoen länsiosiin on muodostunut korkeampien rikkipitoisuuksien vyöhyke.



Kuva 72. Neulasten rikkipitoisuus vuonna 2006 koko tutkimusalueella.

5.3.3 Sammalten alkuainepitoisuudet

Sammalten alkuainepitoisuuksia eri vuosina on vertailtu taulukossa 31. Vertailuun on käytetty kaikkia aloja, sillä tietoa alojen vaihtumisesta eri vuosien välillä ei ollut käytettävissä. Vuonna 2006 analyysit tehtiin seinäsammalesta, mutta aiempina tutkimusvuosina on käytetty seinäsammalen lisäksi kerrossammalta, mikä tulee huomioida tuloksia tulkittaessa.

Suhteessa edellisiin tutkimusvuosiin boorin, kaliumin, magnesiumin, mangaanin, fosforin, rikin ja sinkin pitoisuudet ovat kohonneet. Alumiinin, kromin, kuparin, raudan, natriumin, nikkelin ja lyijyn pitoisuudet sen sijaan ovat tutkimusalueella laskeneet suhteessa kaikkiin vuosiin, jolloin kyseisten alkuaineiden pitoisuuksia on määritetty.

Taulukko 31. Sammalten alkuainepitoisuuksia Seinäjoen seudun näytealoilla vuosina 2006, 2000, 1995 ja 1989. Vertailuun on käytetty kaikkia aloja.

		Al mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Ca mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Fe mg/kg	K mg/kg
2006 n = 40	keskiarvo	348	2,26	0,04	2435	0,13	1,18	6,1	537	6381
	pienin	149	0,85	0,03	1817	0,09	0,47	3,8	188	4740
	suurin	1140	6,1	0,07	3139	0,19	3,3	13	1895	8707
	keskihajonta	208	1,13	0,01	337	0,028	0,66	2,23	421	1065
2000 n = 40	keskiarvo	403	1,62	0,04	2284	0,12	13,2	6,8	628	5730
	pienin	212	0,57	0,02	1790	0,08	4,5	3,2	241	3930
	suurin	1000	3,83	0,07	3180	0,25	33,5	48,1	1920	8930
	keskihajonta	155	0,73	0,01	327	0,03	6,51	7,41	371	1352
1995 n = 43	keskiarvo	590		0,07		0,10	2,03	6,4		
	pienin	214		0,02		0,05	0,25	3,4		
	suurin	1440		0,13		0,19	12,8	12,7		
	keskihajonta	332		0,02		0,03	2,26	1,65		
1989 n = 43	keskiarvo	966		0,11		0,21	4,81	6,8		
	pienin	343		0,06		0,11	0,25	4,2		
	suurin	4250		0,18		0,37	16,7	13,3		
	keskihajonta	742		0,03		0,06	3,04	1,79		

		Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	Ni mg/kg	P mg/kg	Pb mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg	V mg/kg
2006 n = 40	keskiarvo	1271	292	53	2,3	1559	1,8	1101	38	3,7
	pienin	927	142	34	0,83	1177	1,1	804	28	1,1
	suurin	1640	526	83	12	2477	2,9	1652	54	25
	keskihajonta	193	107	13	1,94	303	0,41	203	7,18	4,38
2000 n = 40	keskiarvo	1004	234	122	6,3	1380	2,3	923	35	
	pienin	693	105	74	2,3	807	1,5	698	27	
	suurin	1540	455	202	13,8	2810	3,7	1490	47	
	keskihajonta	2066	72	31	2,5	380	0,5	153	5,00	
1995 n = 43	keskiarvo				5,7		2,4	1083		3,7
	pienin				1,3		1,1	761		1,0
	suurin				60		4,1	1520		8,8
	keskihajonta				12,0		0,6	138		1,7
1989 n = 43	keskiarvo				3,2		9,6			6,1
	pienin				1,8		4,9			2,4
	suurin				6,5		16,1			15,9
	keskihajonta				1,0		2,9			2,5

5.4 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin

5.4.1 Mäntyjen neulaskato

Männyn neulaskato on Seinäjoella samalla tasolla kuin muualla Suomessa tehdyissä tutkimuksissa. Harsuuntuneiden puiden osuus tutkituista puista Seinäjoella oli pienempi kuin vertailuissa, muualla Suomessa tehdyissä tutkimuksissa. Harsuuntuneiden puiden osuus oli kuitenkin samaa luokkaa kuin muilla Länsi-Suomen alueilla (taulukko 32).

Taulukko 32. Mäntyjen keskimääräisiä neulaskatoja ja harsuuntuneiden (neulaskato > 20 %) puiden osuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. Tähdellä (*) merkityt kartoitukset 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. 2007a, Haahla ym. 2006a, Haahla ym. 2006b, Niskanen ym. 2003b.

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

5.4.2 Mäntyjen runkojäkälät

Taulukossa 33 on vertailtu mäntyjen runkojäkälämuuttujien tunnuslukuja koko Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella, muilla tutkimusalueilla Länsi-Suomen alueen sisällä sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa. Sormipaisukarpeen vauriot olivat Seinäjoen alueella samaa luokkaa kuin koko Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella. Seinäjoen seudun sormipaisukarpeen keskimääräinen vaurioaste oli samansuuruinen kuin Kokkolan seudulla, ja Vaasan ja Suupohjan seudulla vaurioaste oli hieman parempi. Muualla Suomessa tehdyistä tutkimuksista Keski-Suomessa sormipaisukarpeen vaurioaste oli samalla tasolla kuin Seinäjoen alueella. Yleinen vaurioaste oli Seinäjoen seudulla lähes samalla tasolla kuin Vaasan alueella ja parempi kuin koko Länsi-Suomen alueella keskimäärin. Puukohtainen lajimäärä oli myös korkeampi kuin muilla Länsi-Suomen bioindikaattoritutkimuksen alueilla Suupohjan aluetta lukuunottamatta. Puukohtainen lajimäärä oli jokseenkin samalla tasolla Seinäjoen seudulla kuin Vakka-Suomessa, ja huomattavasti korkeampi kuin Turun seudulla.

Taulukko 33. Mäntyjen runkojäkäliä kuvaavia muuttujia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolilla Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2007a, Haahla ym. 2006a, Polojärvi ym. 2005c, Haahla ym. 2006b.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Sormipaisu- karpeen vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä / puu
Koko LSU	398	2007	2,1	3,0	4,1
Kokkola	121	2007	2,0	3,2	4,3
Pietarsaari	106	2007	2,3	3,4	2,8
Seinäjoki	90	2007	2,0	2,6	4,9
Suupohja	22	2007	1,9	2,2	5,6
Vaasa	59	2007	1,9	2,5	4,4
Vakka-Suomi	103	2007	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		

5.4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 34 on vertailtu neulasten alkuainepitoisuuksia Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella, muilla tutkimusalueilla Länsi-Suomen alueen sisällä, koko Suomessa (ICP Forests) sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa.

Verrattuna koko Länsi-Suomen alueen tuloksiin neulasten alkuainepitoisuudet olivat Seinäjoen alueella korkeampia typen ja magnesiumin osalta. Rikkipitoisuudet olivat Seinäjoen alueella matalampia kuin muualla Länsi-Suomessa. Verrattuna koko Suomen tilannetta kuvaaviin alkuainepitoisuuksiin (ICP Forests) pitoisuudet olivat Seinäjoen alueella korkeampia typen, boorin, kaliumin, kalsiumin, fosforin, raudan ja rikin osalta. Magnesiumin, mangaanin ja sinkin pitoisuudet olivat Seinäjoen seudulla matalampia kuin ICP Forest -tutkimuksessa, ja kuparin pitoisuudet olivat samaa tasoa Seinäjoella ja ICP Forests -tutkimuksessa.

Taulukko 34. Neulasten alkuainepitoisuuksia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolella Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Merilä 2007, Laita ym. 2007a, 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
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
Seinäjoki	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
Vaasa	59	2007	15,3	19,3	0,12	5254	3475	1527	0,16	2,4	880	519	0,60	74	1037	51
Vakka-Suomi	103	2007	1,57	19,0		5077	3524	1531	0,095	2,6	887	564	0,47	58	1088	52
ICP Forests	65	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

5.4.4 Sammalten raskasmetallipitoisuudet

Sammalten raskasmetallipitoisuuksia analysoitiin Länsi-Suomen alueella Seinäjoen lisäksi Kokkolan ja Pietarsaaren alueilla. Taulukossa 35 on verrattu Seinäjoen, Kokkolan ja Pietarsaaren tuloksia sekä muualla Suomessa tehtyjen tutkimusten tuloksia. Valtakunnallista tasoa vertailussa kuvaavat rivit Pohjois-Suomi (Metla) ja Etelä-Suomi (Metla). Pohjois- ja Etelä-Suomi eivät ole absoluuttisia käsitteitä, vaan Etelä-Suomi kuvaa laajempia melko alhaisen kuormituksen alueita eteläisessä Suomessa, ja Pohjois-Suomi kattaa vaihtelevan kokoisen alueen Pohjois- ja Itä-Suomea, jolla kuormitustaso on selkeästi alhaisempi kuin eteläisessä Suomessa.

Seinäjoen seudun sammalten alkuainepitoisuudet olivat korkeampia verrattuna Kokkolan ja Pietarsaaren tutkimusalueisiin alumiinin, arseenin, fosforin, kromin, magnesiumin, nikkelin, raudan ja rikin osalta. Selkeästi alhaisempia pitoisuuksia Seinäjoen seudulla mitattiin elohopealle, kadmiumille, kaliumille, koboltille, lyijylle, mangaanille, natriumille ja sinkille.

Verrattuna koko Suomen tasoihin sammalten alkuainepitoisuudet vastasivat Seinäjoen seudulla Pohjois-Suomen kuormitustasoa kromin ja lyijyn osalta. Elohopean, kadmiumin, kuparin, nikkelin, raudan ja sinkin pitoisuustasot vastasivat Etelä-Suomen alhaisen kuormituksen tasoa, mutta vanadiinin osalta pitoisuudet olivat korkeampia kuin Etelä-Suomessa yleensä tai muilla vertailussa mukana olleilla alueilla.

Taulukko 35. Sammalten alkuainepitoisuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2007a, Metla 2001, Jussila 1997, Laita ym. 2006

Alue	n	Tutkimus- vuosi	Al mg/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg
Kokkola	95	2007	258	0,32	2,10	0,08	0,41	16320	2527	6,4
Pietarsaari	104	2007	214	0,13	2,33	0,07	0,16	6707	2376	1,2
Seinäjoki	40	2007	348	0,48	2,26	0,04	0,13	6381	2435	0,4
Turku	60	2005				0,05	0,27			
Riihimäki	6	2005				0,06	0,18			
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	95	1996		3,81		0,11	0,45			
Pohjois-Suomi (Metla)		2001				< 0,04	< 0,1			
Etelä-Suomi (Metla)		2001				0,04 - 0,08	0,1 - 0,2			

Alue	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg	V mg/kg
Kokkola	1520	0,89	10	5,3	1164	385	67	1,84	439	1050	99	1,5
Pietarsaari	1521	0,88	5,7	2,2	1108	321	62	1,84	295	1103	45	2,2
Seinäjoki	1559	1,18	6,1	1,8	1271	292	53	2,3	537	1101	38	3,7
Turku		1,80	7	3,4				2,8	393		47	3,5
Riihimäki				3,3							55	
Pori-Harjavalta (kuormitettu)		9,20	224	16,9					1048		74	2,6
Pohjois-Suomi (Metla)		< 2	< 5	< 4				< 2	< 500		< 30	< 1
Etelä-Suomi (Metla)		2 - 4	5 - 10	4 - 6				2 - 4	> 500		30 - 40	1 - 3

5.4.5 Sammalpalojen alkuainepitoisuudet

Taulukossa 36 on vertailtu Seinäjoen sammalpallo tuloksia Vantaalla ja Imatralla tehtyihin sammalpallo tutkimukseen. Seinäjoen seudulla sammalpalojen keskimääräiset metallikertymät olivat pienempiä kuin näissä tutkimuksissa.

Taulukko 36. Sammalpalojen keskimääräisiä metallikertymiä Seinäjoen seudulla, Vantaalla ja Imatralla. Mukaan vertailuun otettiin vain ne alkuaineet, jotka oli määritetty vähintään kahdessa tutkimuksessa. Muiden paikkakuntien tulokset lähteistä: Laita ym. 2007b ja Niskanen 2004.

Alue	Tutkimusvuosi	As mg/kg/30d	Cd mg/kg/30d	Cr mg/kg/30d	Cu mg/kg/30d	Fe mg/kg/30d
Seinäjäki	2006	0,012	0,005	0	0	26
Vantaa	2006	0,090	0,080	1,5	5,4	486
Imatra	2003		0,015	2,3		113

6. Johtopäätökset

Ilman epäpuhtauksien päästöjen vaikutuksia Seinäjoen seudun metsiin on seurattu 1990-luvun alusta lähtien. Vuoteen 2000 asti seuranta toteutettiin Seinäjoen, Ilmajoen, Nurmon ja Ylistaron kuntien alueella, jonne myös pääosa tutkimusalueen teollisuustoiminnoista sekä seudun tihein asutus on keskittynyt. Vuonna 2006 ilmanlaadun seurannan toteutuessa Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella ensimmäistä kertaa eri mittausalueiden (Kokkola, Pietarsaari, Seinäjoki, Suupohja ja Vaasa) yhteistyönä laajeni myös Seinäjoen seudun tutkimusalue kattamaan lähialueilta yhteensä 19 kuntaa. Vuosien 2006-2007 tutkimustulokset koskevat täten koko tutkimusaluetta, mutta vuosien välinen vertailu kertoo ilmanlaadun kasvillisuusvaikutusten kehittymisestä vain vanhalla tutkimusalueella.

Ajanjaksolla 1995-2006 typen oksidien ja hiukkasten päästöt ovat vähentyneet selvästi Seinäjoen seudulla, mutta rikkidioksidipäästömäärät ovat sen sijaan vaihdelleet ilman selvää trendiä. Typen oksidien ja hiukkaspäästöjen vähentyminen johtuu liikenteen päästöjen vähentymisestä; teollisuuden päästöissä ei typen oksidien ja hiukkasten osalta ole havaittavissa laskevaa suuntausta. Suurimmat päästöt tutkimusalueella syntyvät Seinäjoella.

Huolimatta Ilmajoen, Seinäjoen ja Nurmon kuntien asemasta seudun väestön ja teollisuuden keskittyminä eivät jäkäläindikaattorit osoittaneet ilman epäpuhtauksien aiheuttamien morfologisten vaurioiden tai lajistollisen köyhtymisen keskittymistä näille alueille. Seinäjoen, Ilmajoen ja Nurmon kuntien alueille muodostui laajoja vyöhykkeitä, joilla sormipaisukarve oli tervettä, ja lajimäärät vastasivat näillä alueilla jopa tausta-alueiden (kuormittamattomien alueiden) lajimääriä. Sen sijaan tutkimusalueen pohjoisosissa lajisto oli keskimäärin köyhtyneempää, ja jäkälät sekä sormipaisukarpeen vaurioiden että yleisen vaurioasteen perusteella arvioituna vaurioituneempia. Vaikka rikkiyhdisteet ovatkin merkittävimpiä jäkäliin vaikuttavia ilman epäpuhtauksia, on mahdollista, että paikalliset, matalalla sijaitsevat typen oksidien päästölähteet (esim. turkistarhat, sikalat ja pellot, joille levitetään lietelantaa) vaikuttavat jäkälän kuntoon ja runsauteen etenkin tutkimusalueen pohjoisosissa. Typen vaikutuksen puolesta puhuu myös yleisen vaurioasteen ja sormipaisukarpeen vaurioasteen ja neulasten tyypipitoisuuksien välillä havaittu korrelaatio. Lisäksi nämä jäkälämuuttujat korreloivat myös neulasten rikkipitoisuuksien kanssa. Jäkäläautoita ei tutkimusalueella esiintynyt yhdelläkään havaintoalalla, ja sormipaisukarpeen vauriot olivat pahoja vain yhdellä alalla Töysässä. Yleinen vaurioaste oli paha viidellä havaintoalalla tutkimusalueen pohjoisosissa. Keskimäärin Seinäjoen seudulla jäkälälajisto oli sekä lajilukumäärän että IAP-indeksin perusteella lievästi köyhtynyttä.

Mäntyjen neulaskadolla tai muilla puiden elinvoimaisuustunnuksilla ei Seinäjoen seudulla ollut yhteyttä ilman epäpuhtauksien alueelliseen jakautumiseen. Neulaskato tutkimusalueella on vähentynyt voimakkaasti vuodesta 2000 vuoteen 2006 (vuonna 2000 49 % vertailussa mukana olleista puista arvioitiin harsuuntuneiksi ja vuonna 2006 5 %), tosin vertailua hankaloittaa tulosten erilainen kirjaamistapa eri vuosien välillä. Keskimääräisessä harsuuntuneisuusasteessa muutos ei kuitenkaan ollut yhtä suuri, vaan harsuuntuneisuusaste putosi vuoden 2000 18,3 %:sta vuoden 2006 13,7 %:in. Koko tutkimusalueen keskimääräinen harsuuntuneisuusaste vuonna 2006 oli 14,1 %. Neulaskadon ja neulasvuosikertojen määrän välillä vallitsi negatiivinen riippuvuus, mikä vahvistaa käsitystä neulaskadosta ensisijaisesti puuston yleisenä elinvoimaisuustunnuksena.

Rikkipäästöt eivät Seinäjoen seudulla ole merkittävästi vähentyneet vuodesta 1995 lähtien tarkasteltuna, ja neulasten rikkipitoisuudet olivat vuonna 2007 korkeammalla tasolla kuin minään aiempaan tutkimusvuotena. Tosin neulasten rikkipitoisuudet olivat Seinäjoen seudulla alhaisempia kuin muualla Länsi-Suomessa, ja neulasten keskimääräistä rikkipitoisuutta 970 mg/kg voidaan pitää Etelä-Suomen männyille tyypillisenä pitoisuutena. Neulasten rikki- ja tyypipitoisuuksien välillä havaittiin merkittävä korrelaatio. Neulasista analysoitujen

raskasmetallipitoisuuksien välillä havaittiin tilastollisesti merkitseviä riippuvuuksia, jotka viittaavat siihen, että neulasiin päätyvillä raskasmetalleilla on yhteinen päästölähde, esim. teollisuus tai liikenne. Pääravinteista puutosta havaittiin kaliumin osalta yhdellä näytealalla Ilmajoella, muiden ravinteiden pitoisuudet neulasissa olivat riittäviä.

Sammalten raskasmetallien ja muiden alkuaineiden pitoisuuksia analysoitiin 40 näytealalta Seinäjoen, Ilmajoen ja Nurmon kuntien alueella. Raskasmetallien korkeimmat pitoisuudet havaittiin Seinäjoen ja Nurmon rajalta Kapernaumin teollisuusalueelta sekä Nurmon pohjoisosasta Atrian tehtaan läheisyydestä. Näiltä paikoilta havaittiin myös sammalpallojen korkeimmat alkuainepitoisuudet. Määritetyistä alkuaineista osan (alumiinin, kromin, kuparin, raudan, natriumin, nikkelin ja lyijyn) pitoisuudet olivat laskeneet suhteessa kaikkiin tutkimusvuosiin, osan (boorin, kaliumin, magnesiumin, mangaanin, fosforin, rikin ja sinkin) pitoisuudet taas olivat kasvaneet. Alumiinin, arseenin, fosforin, kromin, magnesiumin, nikkelin, raudan ja rikin pitoisuudet olivat korkeampia kuin esim. Kokkolan ja Pietarsaaren alueilla. Sammalten alkuainepitoisuuksista muodostettiin faktorianalyysissä faktoreita, joista kaksi kuvasi ihmisperäisten päästöjen vaikutuksia, ja yksi lähinnä yleisiä ravinteisuusoloja.

Jäkälälajiston perusteella ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutukset Seinäjoen seudulla ovat lieviä, eivätkä jäkälälajiston vauriot ole keskittyneet Ilmajoki-Seinäjoki-Nurmo-akselille, jossa ilmoitusvelvollisten teollisuuslaitosten päästömäärät ovat selvästi suurempia kuin muualla tutkimusalueella. Seinäjoella ja lähikunnissa oli kuitenkin selvästi havaittavissa ihmisperäisten raskasmetallipäästöjen vaikutukset sammalten alkuainepitoisuuksiin. Useat sammalista analysoiduista raskasmetallipitoisuuksista olivat laskeneet edellisiin tutkimuksiin verrattuna. Neulasten rikkipitoisuudet olivat sen sijaan korkeampia kuin minään aiempänä tutkimusvuonna, mutta neulasten keskimääräinen rikkipitoisuus oli melko matala verrattuna muualla Suomessa tehtyihin bioindikaattoritutkimuksiin.

Lähteet

- Anttonen, T. (1990). Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Kuopion yliopisto, ekologisen ympäristöhygienian laitos. Opinnäytetutkielma.
- Bosco, M.L., Varrica, D. ja Doncarra, G. (2005). Case study: Inorganic pollutants associated with particulate matter from an area near a petrochemical plant. *Environ. Research.* 99: 18-30.
- Ermakova, E.V., Frontasyeva, M.V. ja Steinnes, E. (2004a). Air pollution studies in Central Russia (Tula Region) using the moss biomonitoring technique, INAA and AAS. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 259(1): 51-58.
- Ermakova, E.V., Frontasyeva M.V., Pavlov, S.S., Povtoreiko, E.A., Steinnes, E. ja Cheremisina, Y.N. (2004b). Air Pollution Studies in Central Russia (Tver and Yaroslavl Regions) Using the Moss Biomonitoring Technique and Neutron Activation Analysis. *J. Atmos. Chem.* 49: 549-561.
- 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., Polojärvi, K., Niskanen, I., ja Ellonen, T. (2006b). Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2005. 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.
- 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.
- Jokinen, J., Haarala, S. ja Anttila, T. (1995). Seinäjoen seudun bioindikaattoritutkimukset vuonna 1995 männyn vauriokartoitusmenetelmällä. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatuosasto, Helsinki.
- 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., Joensuu, E. ja Laihonen, P. (1999). Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. Ympäristöopas 59. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki. ISBN 1238-8602.
- 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.
- Kalliola, R. (1973). Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo.
- Koljonen, R (2003). Metallit Kokkolan ilmassa. Kokkolan kaupungin ympäristöpalvelut.

- 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.
- Kurki, S. (2007). Kirjallinen tiedonanto 11/2007.
- 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., Keskitalo, T., Huuskonen, I., Welling, L., Witick, A. (2006). Ekokem Oy:n ongelmajätelaitoksen ympäristöseuranta vuonna 2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 166/2006.
- Laita, M., Huuskonen, I., Haahla, A., Polojärvi, K., ja Ellonen, T. (2007a). Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163.
- Laita, M., Keskitalo, T., Huuskonen, I. ja T. Pirkola (2007b). Metallikertymät sammalpalloihin Kuusakoski Oy:n Vantaan palveulupisteen ympäristössä 2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 30/2007.
- 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 yhdenntyn seurannan koalat 1999. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindgren, M. ja Salemaa, M. (2000). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level I) ja ympäristön yhdenntyn seurannan koalat 2000. Metsäntutkimuslaitos.
- 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.
- Metla (2001). Raskasmetallilaskeuma. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm> (11/2006)
- Metsäkeskus Etelä-Pohjanmaa. Etelä- ja Keski-Pohjanmaan alueellinen metsäohjelma 2006-2010.
- Metsätuho-opas (2003). Metsäntutkimuslaitos. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/opas/index.htm>. Päivitetty 3.9.2003.
- Metsä vastaa (2001). Ravinteet. <http://www.metsavastaa.net/index.cfm?docID=3002>. 12/2007.
- Nieminen, T., Raitio, H. ja Salemaa, M. (1993). Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimatunnuksena. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, 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. (2004). Imatra Steel Oy Ab:n Imatran terästehtaan bioindikaattoritutkimus vuonna 2003. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 16/2004.
- 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.
- 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.
- Pleym, H., Hesse, D., Dragesund, O., Sorensen, K., Wethe, P.I., Scholdager, J., Naess, T., Holtan, H., Molvaer, J., Rygg, B., Liltved, H., Ohren, J.A., Grini, O.M., Strandén, E., Waskaas, M., Norseth, T., Rodahl, K., Kristensen, P., Bjorklund, R.A. ja Jentoft, H. (1991). Ympäristötekniikka. Tammertekniikka. Jyväskylä, Gummerus, ISBN 951-90004-35-1. 324 s.
- 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. ISBN
- Raitio, H. (2001). Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä vuonna 2000. Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema.
- Raitio, H. ja Merilä, P. 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.
- Ranta, E., Rita, H. ja Kouki, J. (1989). Biometria. Helsinki, Yliopistopaino, ISBN 951-570-032-9. 569 s.
- Reinikainen, A., Veijalainen, H. ja Nousiainen, H. (1998). Puiden ravinnepuutokset – metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688. ISBN 951-40-1629-7.
- Reis, M.A., Alves, L.C., Wolterbeek, H.Th., Verburg, M.C., Freltas, A. ja Gouveia, C. (1996). Main atmospheric heavy metal sources in Portugal by biomonitor analysis. Nucl. Instr. Meth. 109/110: 493-497.
- Rinne, R. ja Mäkinen, A. (1988). Regional and species variation in metal content of two woodland mosses *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* in Finland and northern Norway. Silva Fennica 22 (1): 89-97.

- Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. ja Steinnes, E. (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. Nord 1987:21. Göteborg. ISBN 87 7303 106 2.
- Rühling, Å. ja Tyler, G. (1970). Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Oikos 21(1):92-97. ISSN 0030-1299.
- 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., Mikkeli, H. ja T. Nieminen (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Helsinki, Gummerus. ISBN 951-40-1270-4. S. 75-92.
- Salmi, T. (2007). Eri yhdisteiden pitoisuuksia tausta-aseilla. Ilmatieteen laitos. (Sähköposti 11/2007)
- Seinäjoen, Nurmon ja Ilmajoen alueen päästöjen tarkkailutyöryhmä (1990). Bioindikaattoritutkimukset 1990: männyn vauriokartoitus ja neulasten rikkipitoisuus. Insinööritoimisto Paavo Ristola. 31.8.1990.
- SFS 5669 (1990). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten kokonaisrikkipitoisuus. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5670 (1990). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5671 (1990). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Sammalten kemiallinen analyysi. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5794 (1994). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Sammalpallomenetelmä. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Sloof, J.E. (1995). Pattern recognition in lichens for source apportionment. *Atm. Environ.* 29(3): 333-343.
- Suomen ympäristökeskus (2006). Raskasmetallit. <http://www.ymparisto.fi>. (10/2006)
- VAHTI (2008). Ympäristöhallinnon Vahti-tietokanta.
- Vejola, H. ja I. Niskanen (1998). Sammaleesta ja humuksesta tutkittavien muuttujien mittaustarkkuuden arviointi. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Muistio 1/1998.
- Wallenius, J., & Kyntäjä, M. (2007). Ilmanlaatu Seinäjoen seudulla 2006. Seinäjoen ammattikorkeakoulu, tekniikan yksikkö.
- Wellbrock, N., Riek, W. ja Wolff, B. (2005). Characterisation of and changes in the atmospheric deposition situation in German forest ecosystems using multivariate statistics. *Eur. J. Forest. Res.* 124: 261-271.
- Wunderground (2007). <http://www.wunderground.com>.
- Äyräs, M. ja Pohjola, R. (1996). Seinäjoen ympäristön bioindikaattoritutkimus. Geologian tutkimuskeskus, Pohjois-Suomen aluetoimisto.



Jväskylän yliopisto
Ympäristöntutkimuskeskus

University of Jyväskylä
Institute for Environmental Research

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