

MILJÖFORSKNINGSINSTITUTETS
MEDDELANDE 172

YMPÄRISTÖNTUTKIMUSKESKUKSEN
TIEDONANTOJA 172

REPORTS OF THE INSTITUTE
FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH 172

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

BIOINDIKATORUPPFÖLJNING AV LUFTKVALITETEN I JAKOBSTADSNEJDEN ÅREN 2006-2007

**Tiivistelmä: Pietarsaaren seudun ilmanlaadun
bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007**

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



BIOINDIKATORUPPFÖLJNING AV LUFTKVALITETEN I JAKOBSTADSNEJDEN ÅREN 2006-2007

Tiivistelmä: Pietarsaaren seudun ilman laadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007

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

Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo och Emmi Lehkonen

Översättning: Elinor Slotte, Kia Uuskartano

Kartorna:
Baskartor © Affecto Finland Oy
Lövet L7606/08

ISSN 0781-8793
ISBN 978-951-39-3389-0
Kopijyvä Oy, Jyväskylä
2008

SAMMANDRAG

Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Jakobstadsnejden åren 2006-2007

I Jakobstadsnejden undersöktes luftföroreningarnas inverkan på tallens vitalitet, tallens stamlavar, tallbarrens grundämneshalter, mossors grundämneshalter samt grundämneshalter och kemiska kännetecken i humus. De nu erhållna resultaten jämfördes med resultaten från bioindikatoruppföljningen som genomfördes år 2002 samt resultaten från bioindikatorundersökningar utförda i olika delar av Finland. I uppföljningen deltog Jakobstadsnejdens kommuner Larsmo, Pedersöre, Jakobstad och Nykarleby. Uppföljningen förverkligades av miljöforskningsinstitut vid Jyväskylä universitet som en del av den bioindikatoruppföljning som omfattar hela området inom Västra Finlands miljöcentral.

Belastningen av luftföroreningar i Jakobstadsnejden härrör sig i huvudsak från industriverksamheten i staden Jakobstad samt från trafiken. Pälsfarmarna är anmärkningsvärda utsläppskällor för kväve. Med avseende på partiklar och kväveoxider har de undersökta luftföroreningarnas utsläpp minskat sedan år 1995, men svaveldioxidutsläppen har på uppföljningsområdet ökat med 2,5 gånger jämfört med 1995 års nivå.

Tallens genomsnittliga barrförlust har förblivit den samma från år 2000 till 2006, men andelen utglesade träd av de undersökta träden hade minskat anmärkningsvärt under samma tidsperiod. Provytor med minst utglesade träd fanns i uppföljningsområdets norra delar, men en fördelning i barrförlusten orsakad av luftföroreningar kunde inte observeras.

Jämfört med tidigare uppföljningar hade skador på lavarna ökat. Den bakomliggande orsaken för denna utveckling torde vara svaveldioxidutsläppens ökning. På alla provytor observerades förändringar i lavfloran och konditionen för lavar förorsakade av luftföroreningar. Lavfloran var mest välmående i uppföljningsområdets norra delar, i området för Larsmo kommun. Provytor med mest utarmad lavflora och på basen av lavarnas kondition mest skadade fanns nära tätorten och industriverksamheter samt pälsfarmar. Arter som tar skada av luftföroreningar var relativt sällsynta på uppföljningsområdet, och de observerades i mindre mån än i tidigare uppföljningar. Grönalg och flarnlav som drar nytta av luftföroreningar hade däremot blivit mera frekventa.

Barrens svavelhalter hade ökat, vilket torde bero på ökningen av svaveldioxidutsläppen. Trädbeståndens generella näringstillstånd hade för huvudnäringarnas andel, kväve, kalium och fosfor, förbättrats. Barrens halter av tungmetaller hade minskat. På en del provytor upptäcktes magnesiumbrist, vilket kan förorsakas av t.ex. den kvävebelastning som drabbar jordmånens förorsakad av pälsfarmar.

Mossors tungmetallhalter var förhöjda på provytor nära Jakobstad centrum samt i uppföljningsområdets norra delar. Utsläppen från Yxpila industriområde i Karleby påverkade förmodligen mossornas förhöjda tungmetallhalter i uppföljningsområdets norra delar. Halterna för flera tungmetaller hade ändå minskat i mossorna, och de observerade halterna var relativt låga.

Humusens pH värde var på normal nivå, och jordmånens kvävetillstånd hade förbättrats på basen av kol/kväveförhållandet. För en del av de analyserade grundämnena i humus observerades en nord-sydlig gradient på så vis, att halterna var högre i uppföljningsområdets norra delar jämfört med i de södra delarna. Detta kan bero på berggrundens inverkan, men för en del av tungmetallerna även på Karlebynejdens utsläpp.

I Jakobstad har svavelbelastningen ökat, vilket har haft en inverkan speciellt på lavindikatorerna och tallbarrens svavelhalter. Pälsfarmarna är anmärkningsvärda lokala utsläppskällor för kväve, vilka inverkar på så väl tallens näringsbalans som lavvariablerna.

TIIVISTELMÄ

Pietarsaaren seudun ilman laadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007

Pietarsaaren seudulla tutkittiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn elinvoimaisuuteen, männyn runkojäkäliin, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin, sammalten alkuainepitoisuuksiin sekä humuksen alkuainepitoisuuksiin ja kemiallisiin tunnuksiin. Nyt saatuja tuloksia verrattiin vuonna 2000 toteutetun bioindikaattoritutkimuksen tuloksiin sekä eri puolilla Suomea tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin. Tutkimukseen osallistuivat Pietarsaaren seudun kunnat Luoto, Pedersöre, Pietarsaari ja Uusikaarlepyy. Tutkimuksen toteutti Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus osana koko Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen käsittävää bioindikaattoritutkimusta.

Pietarsaaren seudulla ilman epäpuhtauksien kuormitus on pääosin peräisin Pietarsaaren kaupungin alueen teollisuustoiminnoista sekä liikenteestä. Turkistarhat ovat merkittäviä paikallisia typpipäästöjen lähteitä. Vuodesta 1995 lähtien tarkasteltuna ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet hiukkasten ja typen oksidien osalta, mutta rikkidioksidipäästöt ovat tutkimusalueella kasvaneet lähes 2,5-kertaisiksi vuoden 1995 tasoon verrattuna.

Mäntyjen neulaskadon keskiarvo oli pysynyt samana vuodesta 2000 vuoteen 2006, mutta harsuuntuneiden puiden osuus vertailluista puista oli samalla ajanjaksolla vähentynyt huomattavasti. Vähi-ten harsuuntuneet havaintoalat sijaitsivat tutkimusalueen pohjoisosissa, mutta ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa jakaantumista neulaskadon osalta ei ollut havaittavissa.

Verrattuna aiempaan tutkimukseen jäkälävauriot olivat lisääntyneet. Tämän kehityksen taustalla lieene rikkidioksidipäästöjen kasvu. Kaikilla tutkimusaloilla oli havaittavissa ilman epäpuhtauksista aiheutuvia muutoksia jäkälälajistossa ja sen kunnossa. Jäkälälajisto oli terveintä tutkimusalueen pohjoisosissa Luodon kunnan alueella. Lajistoltaan köyhtyneimmät ja jäkälien kunnan perusteella vaurioituneimmat alat sijaitsivat lähellä taajama- ja teollisuustoimintoja sekä turkistarhoja. Ilman epäpuhtauksista kärsivät lajit olivat tutkimusalueella melko harvinaisia, ja niitä havaittiin vähemmän kuin edellisessä seurannassa. Ilman epäpuhtauksista hyötyvät viherlevä ja seinäsuomujäkälä olivat sen sijaan yleistyneet.

Neulasten rikkipitoisuudet olivat kasvaneet, mikä johtunee rikkidioksidipäästöjen kasvusta. Puuston yleinen ravinnetila oli pääravinteiden typen, kaliumin ja fosforin osalta parantunut. Raskasmetallien pitoisuudet neulasissa olivat laskeneet. Osalla havaintoaloista havaittiin magnesiumin puutosta, mikä voi aiheutua maaperään kohdistuvasta, esim. turkistarhojen aiheuttamasta typpikuormituksesta.

Sammalten raskasmetallipitoisuudet olivat kohonneita Pietarsaaren keskustan läheisillä näytealoilla sekä tutkimusalueen pohjoisosissa. Kokkolan Ykspihlajan teollisuusalueen päästöt vaikuttivat todennäköisesti sammaleen kohonneisiin raskasmetallipitoisuuksiin tutkimusalueen pohjoisosissa. Useiden raskasmetallien pitoisuudet sammalissa olivat kuitenkin laskeneet, ja havaitut pitoisuudet olivat verrattain matalia.

Humuksen pH oli normaalilla tasolla, ja maaperän typpitilanne oli parantunut hiilityppisuhteen perusteella. Joidenkin humuksesta analysoitujen alkuaineiden osalta oli havaittavissa pohjois-eteläsuuntainen gradientti siten, että pitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa korkeampia kuin eteläosissa. Tämä voi ilmentää kallioperän vaikutusta, mutta joidenkin raskasmetallien osalta myös Kokkolan seudun päästöjä.

Pietarsaaren seudulla rikkikuormitus on kasvanut, millä on ollut vaikutusta erityisesti jäkäläindikaattoreihin ja männyn neulasten rikkipitoisuuksiin. Raskasmetallikuormituksessa oli sen sijaan havaittavissa merkkijä pienentymisestä. Turkistarhat ovat merkittävä paikallinen typpipäästöjen lähde, jolla on vaikutusta niin mäntyjen ravinnetasapainoon kuin jäkälämuuttujiinkin.

SUMMARY

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

This report deals with the results of a study using bioindicators in looking into the air quality in the Pietarsaari region in Western Finland. The indicators used were defoliation of Scots pine, epiphytic lichens growing on pine and spruce stands, concentrations of several elements in pine needles, moss *Pleurozium schreberi* and humus. In addition, some chemical characteristics of humus were analysed. The results were compared with the results of a bioindicator study conducted in the area in 2000 and with the results of bioindicator studies conducted in different parts of Finland. The participating municipalities were Luoto, Pedersöre, Pietarsaari and Uusikaarlepyy. The study was conducted by the University of Jyväskylä, Institute for Environmental Research as a part of a bioindicator study covering the whole area of the Regional Environmental Center of Western Finland.

The biggest part of the load of airborne impurities in the Pietarsaari region comes from the industry in the city of Pietarsaari and from traffic. In addition fur farms are important local sources of nitrogen emissions. From 1995 the load of airborne impurities has diminished for the part of particles and nitrogen oxides, but the discharge level of sulphur dioxide has risen 2.5-fold compared with the level of 1995.

The average defoliation of pines was in 2006 on the same level as in 2000, but the amount of defoliated trees had decreased remarkably. The least defoliated trees were situated in the northern parts of the study area, but there was no areal distribution caused by the spreading of airborne impurities detectable.

Compared with the previous study the lichen damage had increased in the Pietarsaari region. This trend is probably caused by the increase of the discharge level of sulphur dioxide. In all of the study plots there were changes in the lichen vegetation and its condition detectable. The lichen vegetation was healthiest in the northern parts of the study area in the municipality of Luoto. The lichen vegetation was poorest and the condition of the lichens was worst in the study plots near population centres, industrial zones and fur farms. The species suffering from airborne impurities were rather rare, and they were less abundant than in the previous study. Algae and *Hypocenomyce scalaris*, which benefit of the load of airborne impurities, had in turn become more abundant.

The concentration of sulphur in needles had risen, which is caused by the increase in the sulphur dioxide discharge. The general state of nutrition had ameliorated on the part of the main nutrients nitrogen, potassium and phosphorus. The concentrations of heavy metals in the needles had decreased. On some of the study plots there was shortage of magnesium observable, which may be caused by the nitrogen load from the fur farms.

The heavy metal concentrations in moss were relatively high in the study plots near the centre of Pietarsaari and in the northern parts of the study area. The discharge of airborne impurities from the industrial area in Ykspihlaja, Kokkola probably had an effect on the concentrations in the northern parts of the study area. Nevertheless, concentrations of several heavy metals in moss had decreased, and the detected concentrations were generally rather low.

The pH in the humus was on a normal level, and the nutrient status of the soil on the part of carbon-nitrogen-ratio had improved compared with the previous study. Some of the elements analysed in humus expressed a north-south-ward gradient with higher concentrations in the northern parts of the study area. This can be caused by the qualities of the solid rock and soil, but also on the part of some of the heavy metals by the emissions from the Kokkola district.

INNEHÅLL

1. INLEDNING	1
2. UPPFÖLJNINGSSOMRÅDE	1
2.1 Allmän beskrivning	1
2.2 Luftkvaliteten på uppföljningsområdet	3
2.2.1 Utsläppen i Jakobstadsnejden 1995-2006	3
2.2.2 Luftkvaliteten på riksomfattande bakgrundsstationer	4
3. UPPFÖLJNINGSMATERIAL OCH FÖRFARINGSSÄTT	7
3.1 Uppföljningsområde och provtyper	7
3.2 Uppföljningsmetoder	10
3.2.1 Uppföljningsgruppen och tidpunkten för terrängarbetet	10
3.2.2 Tallarnas barrförlust alltså bedömning av tallkronornas utglesning	10
3.2.3 Felkällor och pålitlighet i bedömningen av barrförlust	11
3.2.4 Karteringen av tallarnas epifyta lavar	12
3.2.5 Felkällor och tillförlitlighet hos lavkartering	17
3.2.6 Insamlingen av barrprov och analysering av grundämneshalter	18
3.2.7 Felkällor och tillförlitlighet i samband med karteringen av barrens grundämneshalter	20
3.2.8 Mossprovens grundämneshalter och deras bestämning	21
3.2.9 pH, C/N förhållande och grundämneshalter för humus	21
3.2.10 Felkällor och pålitligheten i samband med analyseringen av grundämneshalterna för mossa och humus	24
3.2.11 Geoinformationsmetoder	25
4. RESULTAT	26
4.1 Tallarnas vitalitet	26
4.2 Tallarnas stamlavar	29
4.2.1 Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen	29
4.2.2 Blåslavens täckning och algens utbredning	32
4.2.3 Artmängder	33
4.2.4 IAP-index	36
4.3 Barrens grundämneshalter	38
4.4 Mossornas grundämneshalter	49
4.5 Humusens pH och grundämneshalter	61
5. GRANSKNINGS AV RESULTATEN	71
5.1 Bakgrundsvariablernas inverkan och variablernas interna beroendeförhållande	71
5.2 Faktoranalys av mossornas grundämneshalter	74
5.3 Jämförelse med tidigare utförda uppföljningar	76
5.3.1 Tallarnas barrförlust	76
5.3.2 Tallarnas stamlavar	76
5.3.3 Barrens grundämneshalter	80
5.3.4 Mossornas grundämneshalter	81
5.3.5 Humusens pH-värde, C/N förhållande och grundämneshalter	81
5.4 Jämförelse med resultat från undersökningar som gjorts i andra delar av Finland	82
5.4.1 Tallarnas barrförlust	82
5.4.2 Tallarnas stamlavar	82
5.4.3 Barrens grundämneshalter	83
5.4.4 Mossornas grundämneshalter	84
5.4.5 Humusens pH-värde, C/N förhållande och grundämneshalter	85
6. SLUTSATSER	86
LITTERATUR	88

1. Inledning

Bioindikatormetoderna baserar sig på organismernas känslighet att reagera på förändringar i miljön genom förändringar i antingen uppbyggnad, aktivitet, kemisk sammansättning eller grundämneshalter. Föroreningarnas inverkan på indikatorarterna visas oftast efter en lång tidsperiod och därför lämpar sig bioindikatormetoderna speciellt bra för avspiegling av luftkvalitetens förändringstrender. Många bioindikatorarter reagerar långsamt på den belastning som förorsakas av föroreningarna och de förändringar som sker i belastningsnivån, varvid även en belastning som sker under en kort period kan ha långvariga verkningar på bioindikatorarterna. Vad som också inverkar på att föroreningseffekten kommer till uttryck, är åtskilliga naturliga faktorer som antingen kan buffra eller förstärka den.

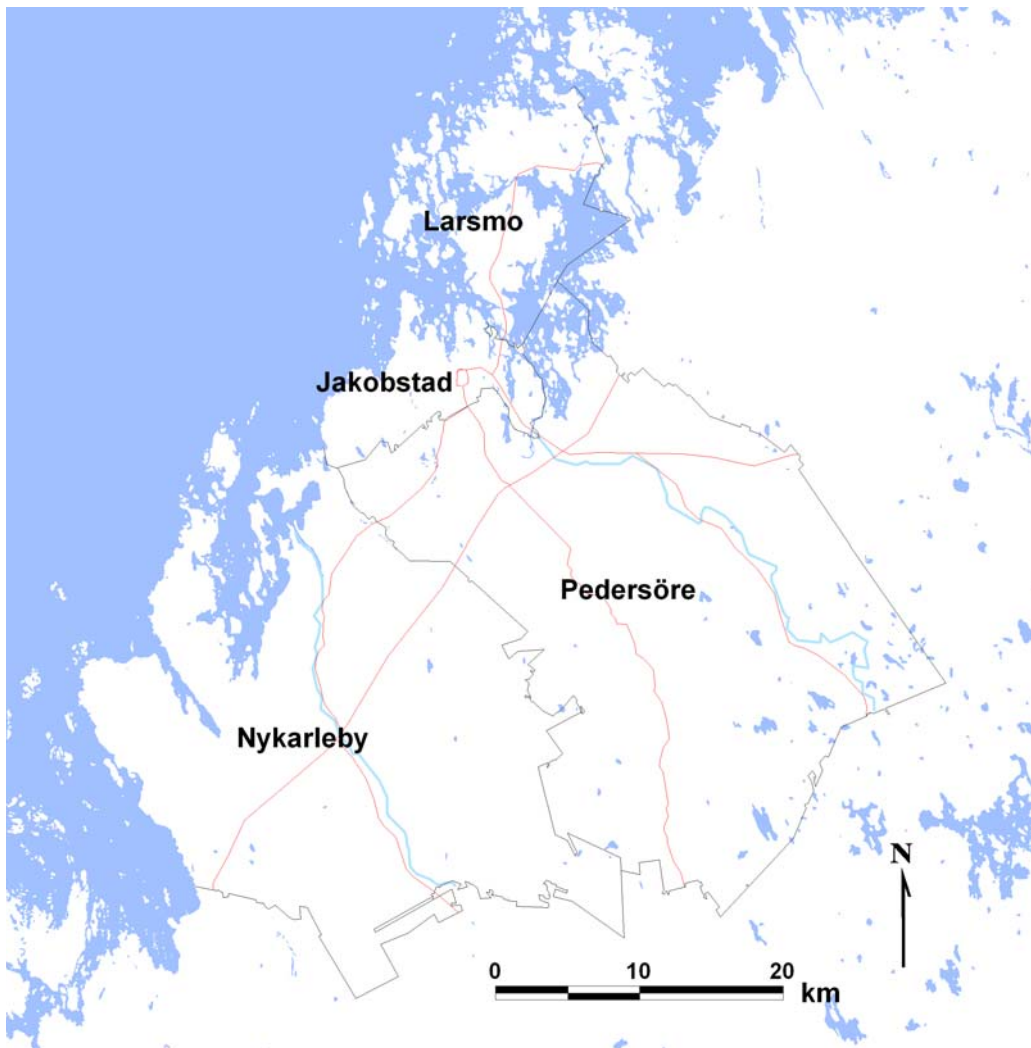
Denna bioindikatoruppföljning förverkligades som en del av en bioindikatoruppföljning som omfattar nästan hela området för Västra Finlands miljöcentral. Inverkan som luftföroreningarna har på växtligheten i Jakobstadsnejden har senaste gång beräknats med hjälp av bioindikatorer åren 2000-2001 (Raitio och Kärkkäinen 2002). Nu fortsattes uppföljningen på 106 observations- och provytor som grundats i samband med den föregående uppföljningen, och de uppnådda resultaten jämfördes med resultaten från bioindikatoruppföljningen som förverkligades år 2000. I uppföljningen granskades inverkningarna som luftföroreningarna har på tallens epifyta lavar, tallens vitalitet, grundämneshalterna i tallbarr, samt grundämneshalten och de kemiska egenskaperna i mossa och humus.

Beställare av uppföljningen är de kommuner i Jakobstadsnejden som deltog i uppföljningen; Jakobstad, Nykarleby, Larsmo och Pedersöre. Uppföljningen förverkligades av miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet. I uppföljningens terrängarbete deltog forskningstekniker Tuomo Ellonen, forskare Irene Huuskonen och forskningsassistenterna Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehkonen, Sari Leinonen, Terhi Lylyjärvi och Teemu Oittinen. Forskarna Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo och forskningspraktikanten Emmi Lehkonen analyserade forskningsmaterialet och sammanställde denna uppföljningsrapport. Barr-, moss- och humusproven har hanterats och analyserats i laboratoriet på miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet.

2. Uppföljningsområde

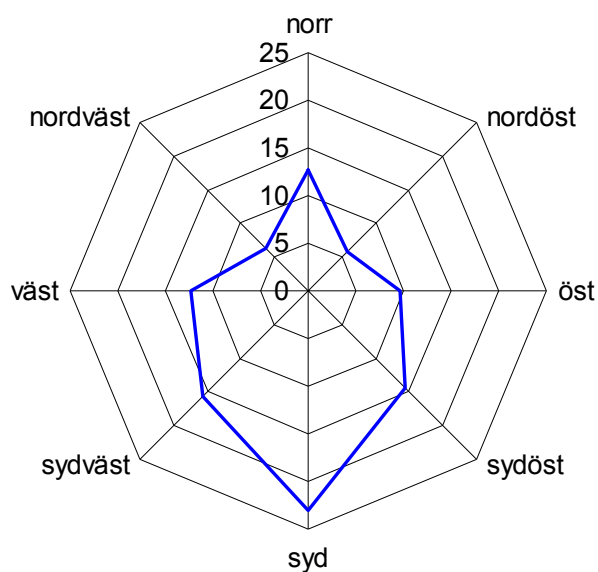
2.1 Allmän beskrivning

I den växtgeografiska områdesindelningen av Finland placerar sig Jakobstadsnejd i Sydösterbottens zon (Kalliola 1973, Kuusipalo 1996). Kännetecknande för naturen på detta område är havet, som jämnar ut temperaturfluktuationer och förtunnar snötäcket. Som typiskt för Österbottens område är Jakobstadsnejden platt och låglänt till sina egenskaper. Sjöar finns det lite av på uppföljningsområdet, och till sin typografi är området synnerligen jämnt och fördelat av åar och ådalar. Odlingsområdena placerar sig huvudsakligen i ådalarna. Områdets jordmån karaktäriseras av morän; de mest sorterade jordarterna finns på flodstränderna (Geologiska forskningsinstitutet 2007). Torvmarker finns här och där på området (Geologiska forskningsinstitutet 2007). Områdets berggrund består huvudsakligen av glimmerskiffer och migmatit (Det geologiska forskningsinstitutet 2007). (Figur 1).



Figur 1. Karta över uppföljningsområdet.

De sydliga vindarna var de mest allmänna på Kronoby flygplats år 2006 (figur 2). Vid kusten inverkar land- och sjöbrisen på vindens riktning under sommaren: om dagarna blåser vinden från hav till land när landet värms upp och under natten blåser vinden från land till hav.



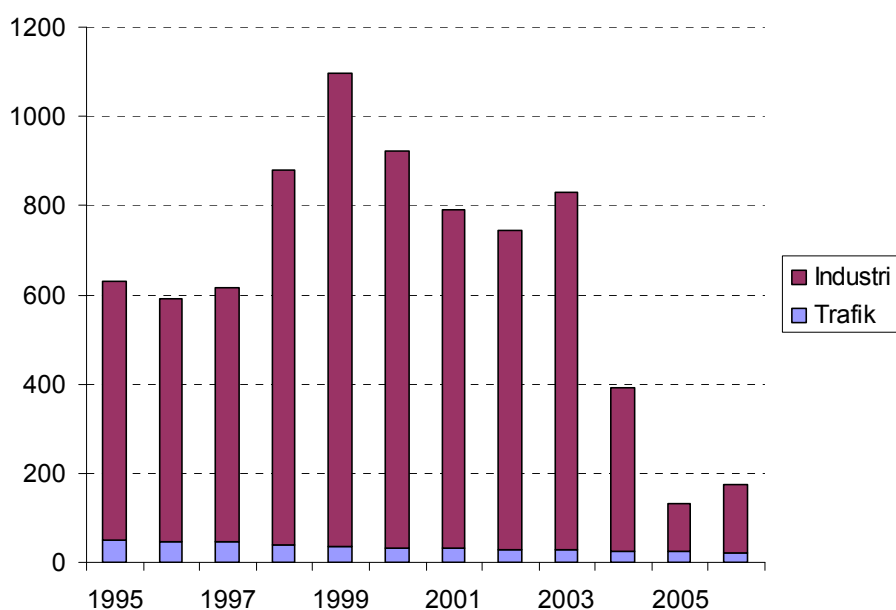
Figur 2. Vindriktningarna på Kronoby flygplats år 2006 som procent av av helhetsvindarna. Vindfria timmar var 7% av helhetstiden (Wunderground 2006).

2.2 Luftkvaliteten på uppföljningsområdet

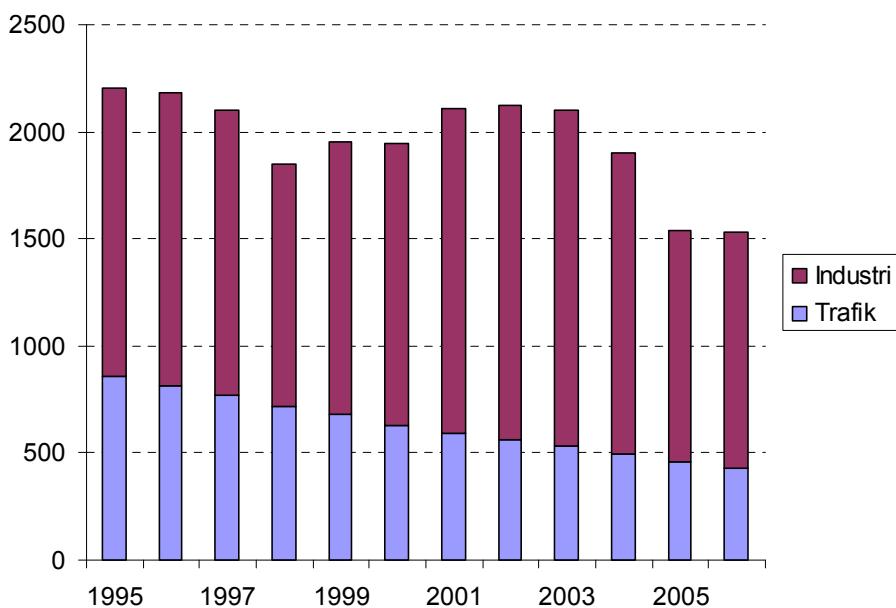
2.2.1 Utsläppen i Jakobstadsnejen 1995-2006

Utsläppen från industrin har samlats av den information som fåtts av uppföljningsområdets miljömyndigheter (Hällis 2007). Utsläppen från trafiken har beräknats med LIISA 2006-beräkningsmodell, i vilken koefficienterna för utsläppen finns från tidigare år.

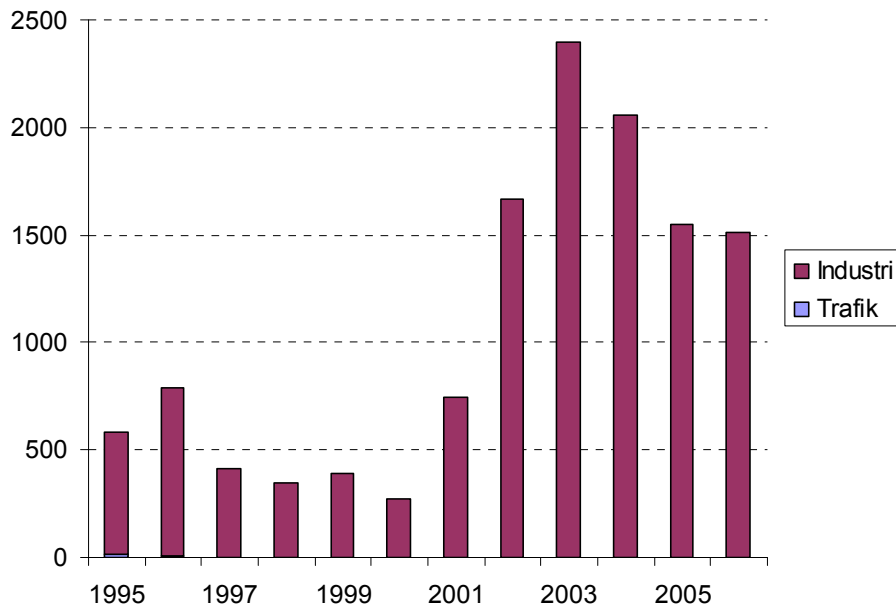
I Jakobstadsnejen kommer den största mängden utsläpp från staden Jakobstad. Gällande utsläppen av kväve oxider var trafikens andel störst, och år 2006 var dess andel en fjärdedel. Trafikens andel av svaveldioxidutsläppen är väldigt liten. Partikelutsläppen har minskat med sammanlagt 72 % under åren 1995-2006, även utsläppen av kväveoxider har minskat med 30%. Svaveldioxidutsläppen har ökat med 2,5 gånger och överstiger 1500 ton/år, men utsläppen var störst år 2003, nästan 2400 ton/år.



Figur 3. Utvecklingen för partikelutsläppen i Jakobstadsnejen åren 1995-2006.



Figur 4. Utvecklingen för utsläppen av kväveoxider i Jakobstadsnejen åren 1995-2006.



Figur 5. Utvecklingen för svaveldioxidutsläppen i Jakobstadsneiden åren 1995-2006.

Tabell 1. Utsläppen från de anmälningskyldiga industrianläggningarna i Jakobstadsneiden fördelade enligt kommun åren 1996, 2001 och 2006 (Hällis 2006).

kommun	partiklar			NO _x			SO ₂		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Pedersöre	1,20 ¹		0,15	0,50 ¹		0,80	0,80 ¹		1,55
Jakobstad	543	756	155	1357	1497	1100	772	720	1508
Nykarleby	2,3	4,4	1,7 ²	10	14	28 ²	7,5	22,5	65,8 ²
sammanlagt	545	760	156	1367	1511	1128	780	743	1575

¹ Information från år 1995

² Information från år 2005.

Tabell 2. Vägtrafikens avgasutsläpp i Jakobstadsneiden fördelade enligt kommun åren 1996-2006. Utsläppen är beräknade med LIISA 2006 systemets koefficienter för utsläppsmängderna 2006.

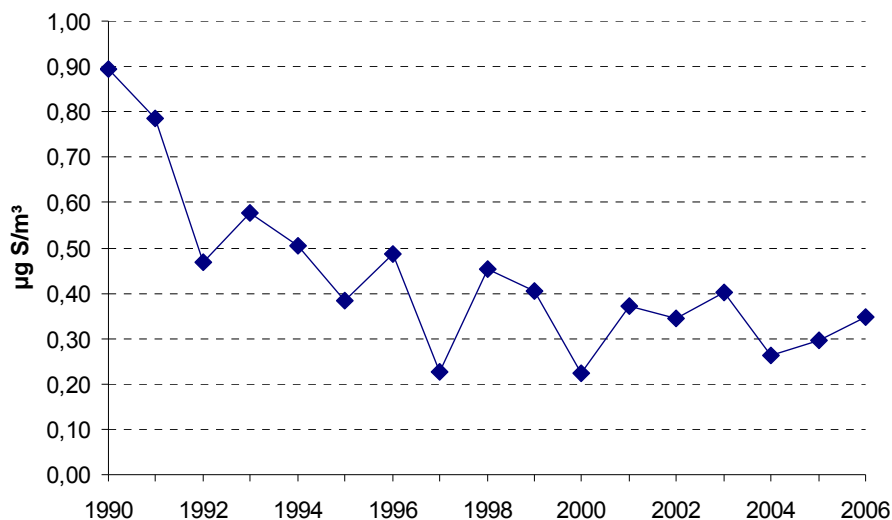
kommun	partiklar			NO _x			SO ₂		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Larsmo	5,3	3,4	2,4	85	62	45	2,21	0,42	0,13
Pedersöre	17,6	11,3	7,9	305	224	161	3,42	0,65	0,2
Jakobstad	10,7	6,9	4,8	161	118	85	2,21	0,42	0,13
Nykarleby	14,2	9,2	6,4	261	191	137	2,9	0,55	0,17
Sammanlagt	47,8	30,8	21,5	812	595	428	10,7	2,0	0,6

2.2.2 Luftkvaliteten på riksomfattande bakgrundsstationer

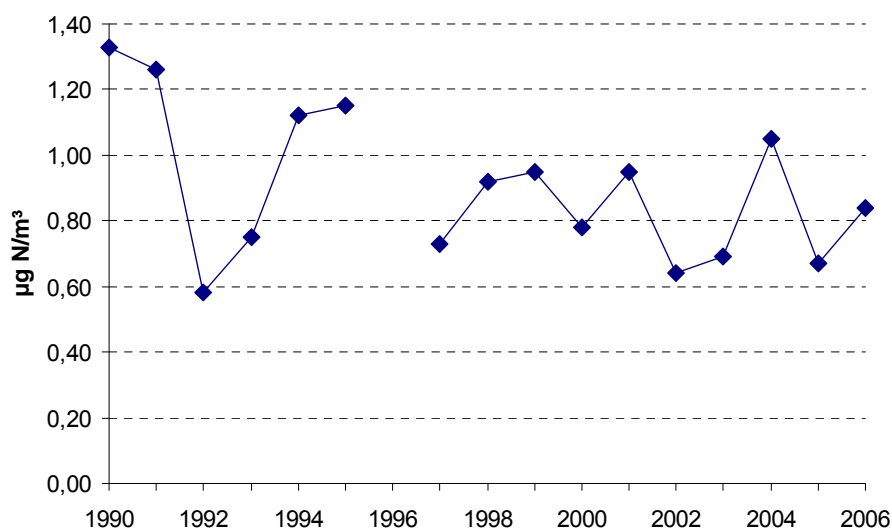
Nästan alla halter av anmärkningsvärda luftföroreningar har vid Meteorologiska institutets bakgrundsstationer minskat radikalt sedan början 1980-talet. Minskningen fortsätter även in på 1990-talet, dock långsammare i Södra-Finland (Kulmala mm. 1998). I figurerna 9-10 presenteras gashalternas årsmedeltal för åren 1990-2006 vid Etseris bakgrundsstation och i figurerna 11-13 presenteras årsmängden av stoftnedfall för nitrat- och ammoniumkväve samt sulfatsvavel vid Etseris och Karlös bakgrundsstationer. Vid Karlö har man gjort beräkningar för stoftnedfall sedan år 1995. (Salmi 2007.)

Vid Etseris bakgrundsstation har svaveldioxidens årsmedelvärde minskat med 61% från år 1990 till år 2006. På grund av metoden anknyts det till årsmedelvärdet av svaveldioxiden en märkbar osäkerhet, varvid man inte av talen kan härleda så mycket mer än att halten är liten. (Salmi 2007).

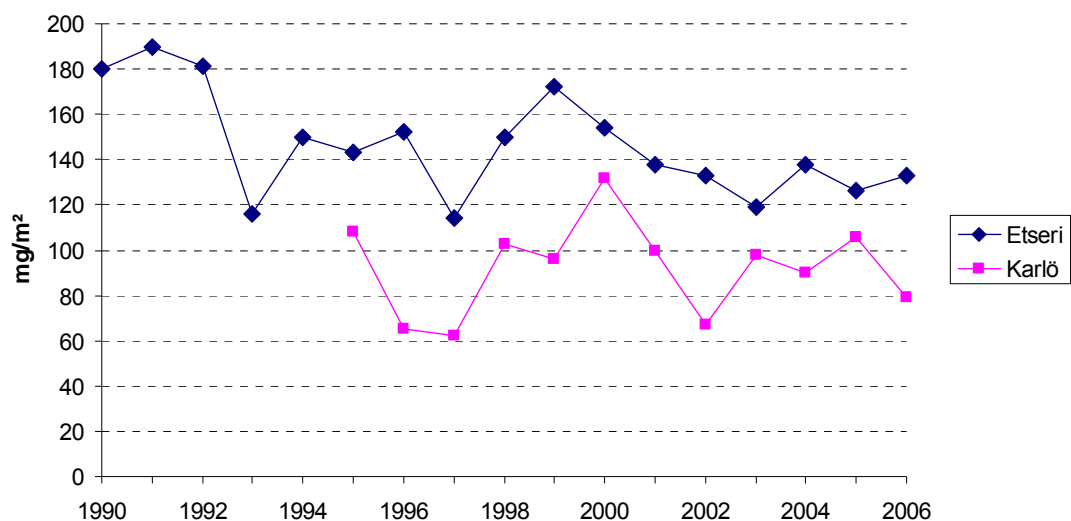
I alla årsnedfall som mätts vid Etseri bakgrundsstation har trenden varit minskande åren 1990-2006. Sulfatsvavlets nedfall har minskat snabbare än nedfallet för kvävejoner. Vid Karlös bakgrundsstation har det endast i nedfallet av sulfatsvavel funnits en iakttagbar trend, som har varit sakta minskande. (Salmi 2007).



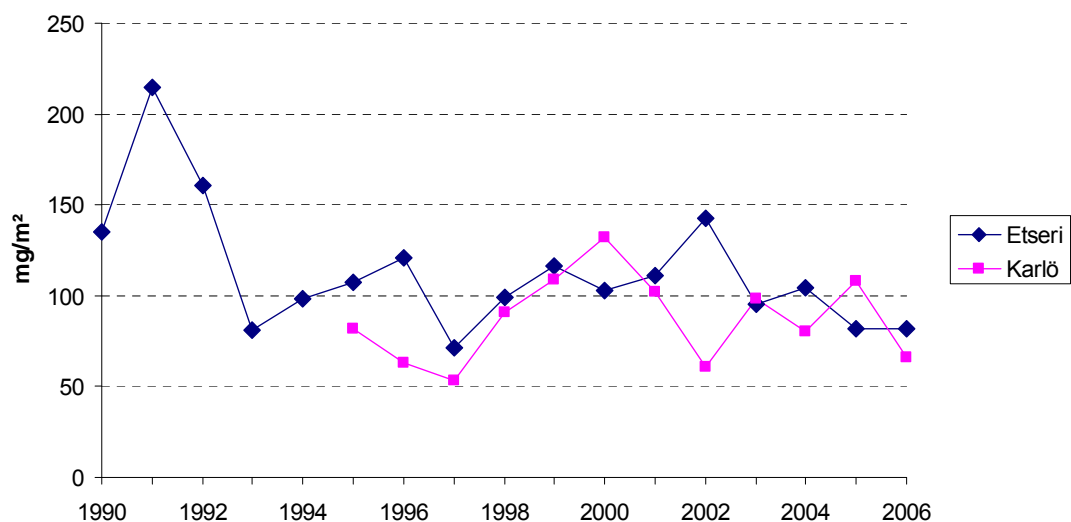
Figur 6. Svaveldioxidens halt som svavel i luften ($\mu\text{g S}/\text{m}^3$), årsmedelvärden vid Etseri bakgrundsstation åren 1990-2006 (Salmi 2007).



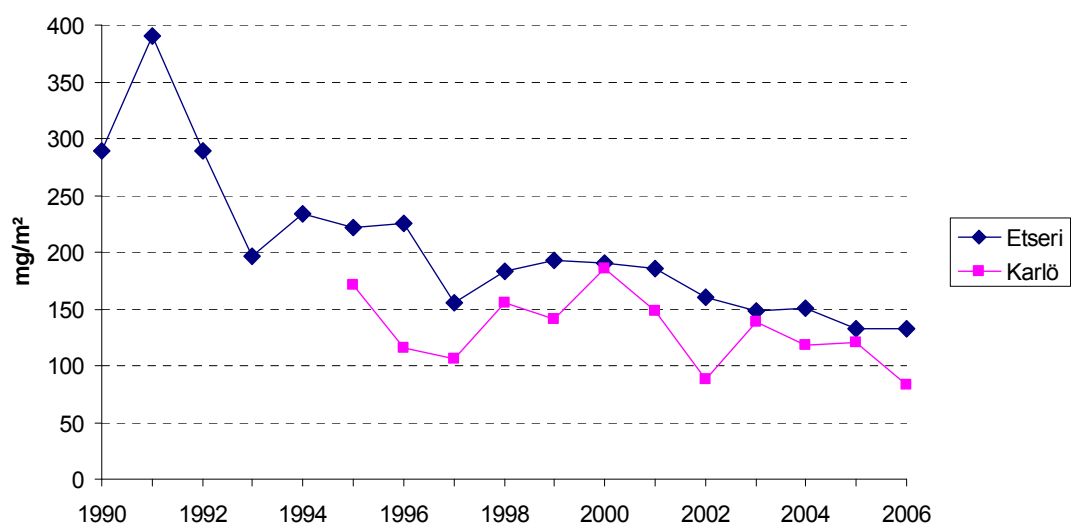
Figur 7. Kväveoxidens halt som kväve i luften ($\mu\text{g N}/\text{m}^3$), årsmedelvärden vid Etseri bakgrundsstation åren 1990-2006 (Salmi 2007).



Figur 8. Nitratkvävets årsnedfall (NO_3^- -N mg/m^2) vid Etseris och Karlös stationer åren 1990-2006 (Salmi 2007).



Figur 9. Ammoniumnitratets årsnedfall (NH_4^+ -N mg/m^2) vid Etseris och Karlös stationer åren 1990-2006 (Salmi 2007).



Figur 10. Sulfatsvavlets årsnedfall (SO_4^{2-} -S mg/m^2) vid Etseris och Karlös stationer åren 1990-2006 (Salmi 2007).

3. Uppföljningsmaterial och förfaringssätt

3.1 Uppföljningsområde och provytor

Uppföljningen gjordes på 116 provytor med tallbestånd, av vilka man från 113 st samlade mossprov och humusprov från 90 st. På 60 provytor analyserades humusprov. Provytorernas kommunvisa uppdelning presenteras i tabell 3. Nätverket av provytor är som tätast på området för staden Jakobstad, den nordostliga delen av Nykarleby, den norra delen av Pedersöre och i Larsmo (figur 11). Larsmo kommuns provytor finns även med i bioindikatoruppföljningen av luftkvaliteten utförd i Karlebynejden. I förhållande till uppföljningen år 2000 fanns det 61 provytor som förblev de samma. Man var tvungen att som ersättning för de gamla provytorerna upprätta en del av provytorerna på en ny plats på grund av hygge, bygge eller annan orsak, varvid de nya provytorerna grundades på närmaste lämpliga plats för lavkartering. Däremot upprättades en del av provytorerna på en ny plats för att utvidga nätverket av provytor. När man upprättar provytor är de viktigaste lämplighetskriterierna som framförs i standarden SFS 5670 (Luftvård. Bioindikation. Lavutredning) skogsdungens ålder, täthet och markvegetationen. Dessa faktorer inverkar på om det i skogsdungen förekommer växande tallar på platser där ljusförhållandena är gynnsamma för stamlavar.

När man valde nya uppföljningsskogar försökte man undvika platser där kanteffekten var märkbar eller där ett mikroklimat som hade en avvikande inverkan på lavarnas växtförhållanden var rådande (t.ex. dödisgropar eller solsluttningar), samt nyligen behandlade platser, t.ex. skogsfigurer som gallrats under de senaste tre åren. Provträden valdes så att de till sin diameter var minst 20 cm och kvistfria upp till tre meters höjd. Stammar som omringades av buskar eller växter godkändes inte för uppföljningen. De provytor som till sina valkriterier var optimala var belägna på torra eller tämligen torra moskogar där markvegetationen är låg och skogen tämligen gles.

Provytorernas läge fastställdes med hjälp av en GPS-mottagare, därtill sammanställde man i observationsfältsformuläret, som kunde ifyllas i terrängen, en lokaliseringsanvisning för provytan och en diagrambild över provträdets placering. Lavkarteringen gjordes på fem träd och vitaliteten uppskattades på tio träd. Provträden märktes genom att måla en vit fläck på roten; på 1. provträdets rot målades två vita fläckar. När nya områden grundades numrerades träden från det första trädet mot norr och sedan motsols cirkulerande. På provytorerna fastställdes skogstyp, trädbeståndets utvecklingsklass, stamträdets bottenyta fastställdes med hjälp av relaskop, och trädets höjd och ålder fastställdes visuellt.

Tabell 3. Provytorernas kommunvisa läge.

Kommun	Provyta med tallbestånd	Mossprov	Humusprov
Larsmo	31	30	12
Pedersöre	35	33	20
Jakobstad	23	23	13
Nykarleby	27	27	15
sammanlagt	116	113	60



Figur 11. Provytornas läge.

Den största delen av provytor med tallbestånd var belägna på torra moar av VT-typ (lingontyp). På de friska moarna av MT-typ (blåbärstyp) låg 45 provytor och på karga moar av CT-typ (ljungtyp) låg en provyta. Därtill låg tio träd på en lundartad mo av OMT-typ (ekorrbar-blåbärstyp) och en provyta i klassen övrigt. Övrigt-klassen hänvisar ofta till tätorternas parklika skogsdungar eller t.ex. mosumpmarker. Trädbeståndets medelålder på provytorna var 89 år och den största delen av provytorna placerade sig i åldersklassen 80-99 år. Trädbeståndets genomsnittliga bottenyta var 22 m² och diametern 28 cm. Den största delen av provytorna placerade sig i utvecklingsklassen mogen. Stamträdens genomsnittliga längd var 18 m och den största höjdklassen som togs in i uppföljningen var 15-19 meter. Bortsett från en provyta var stamarten på provytorna tall och på största delen av provytorna var gran den andra stamarten (Tabell 4).

Tabell 4. Kännetecken som beskriver provytorna.

Kännetecken		Antal	%	Kännetecken		Antal	%	
Skogstyp	OMT	3	3 %	Provträdens genomsnittsålder (år)	under 60	14	12 %	
	MT	49	42 %		60-79	30	26 %	
	VT	61	53 %		80-99	48	41 %	
	CT	2	2 %		100-119	17	15 %	
	CIT	0	0 %		120 eller äldre	7	6 %	
	annan	1	1 %					
Trädbeståndets bottenyta (m ² /ha)	alle 10	3	3 %	Provträdens genomsnittliga diameter (cm)	under 25	324	28 %	
	10-14	9	8 %		25-29	501	43 %	
	15-19	41	35 %		30-34	231	20 %	
	20-24	29	25 %		35 eller mera	99	9 %	
	25-29	21	18 %					
	30 eller mera	13	11 %					
Utvecklingsklass	mogen	71	61 %	Stamträdens höjd (m)	under 10	4	3 %	
	uppväxt	39	34 %		10-14	19	17 %	
	ung	6	5 %		15-19	65	57 %	
					20 eller mera	27	23 %	
1. stamart	tall	115	99 %	2. stamart	gran	88	76 %	
	gran	1	1 %		björk	1	1 %	
			tall		11	9 %		
			asp		1	1 %		
			-		15	13 %		

3.2 Uppföljningsmetoder

3.2.1 Uppföljningsgruppen och tidpunkten för terrängarbetet

Arbetsgruppen för terrängstudierna under sommaren bestod av forskningstekniker Tuomo Ellonen från miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä Universitet, forskare Irene Huuskonen samt forskningsassistenter Kirsi Järvisalo, Terhi Lylyjärvi samt Teemu Oittinen. Uppföljningens lavkartering och observationerna på trädbestånden gjordes under tiden 1.7.2006-11.8.2006. Barrproven insamlades under tiden 1.2-5.4.2007. Barrproven insamlades av Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehkonen och Sari Leinonen.

3.2.2 Tallarnas barrförlust alltså bedömning av tallkronornas utglesning

Barrträdens barrförlust ger inte ett direkt uttryck för inverkningarna av luftföroreningar, utan beskriver i första hand trädets allmänna vitalitet. Trädets växtplats, ålder, klimatförhållanden, svampsjukdomar, insekter och andra skadefaktorer påverkar trädets barrförlust. Föroreningarnas belastning tillsammans med de här faktorerna kan leda till en större barrförlust än vad som normalt skulle påträffas i en ren livsmiljö (Jussila m.m. 1999). I mera omfattande studier med vidsträckt område har man funnit en korrelation mellan barrträdens barrförlust och den belastning som föroreningarna förorsakar (Salemaa m.m. 1991).

Vid bedömning av barrförlusten anses träd med en barrförlust på över 20% som utglesade. En barrförlust mindre än denna anses höra till barmängdens naturliga variation. Hos tallen förekommer barrförlusten ofta ojämnt, alltså kan trädet ha enskilda grenar som är mer utglesade än andra. Vid en kraftig barrförlust glesnar toppen vanligtvis ganska jämnt (figur 12). Också barråtgångarnas mängd beskriver trädets vitalitet och vanligtvis när barrförlusten ökar, minskar även barråtgångarnas mängd i motsvarande grad.

Även på områden som är belastade av föroreningar är barrförlust ett mycket lokalt fenomen. I huvudstadsregionens bioindikatorundersökning av luftkvaliteten har man konstaterat att den genomsnittliga barrförlusten för provytor med tallbestånd endast representerar den ifrågakvarande provytan, eftersom generaliseringen av resultaten var under 0,3 km (Partanen och Veijola 1996). Även om barrförlusten beskriver luftkvaliteten relativt dåligt är den ändå en klar mätare av trädets allmänna kondition. Därtill är bedömningen av barrförlust som metod lätt och snabb att utföra och den används också mycket i den internationella uppföljningen av skogarnas kondition.

Tallarnas barrförlust alltså kronutglesningen bedömdes enligt Skogsforskningsinstitutets bedömningsdirektiv (Lindgren och Salemaa 1999). Observationerna gjordes på provytan på fem träd genom att iakttas vart träd med kikare från olika håll på ett avstånd som motsvarade åtminstone trädets längd så, att barmassan för det observerade trädet ifråga jämfördes med barmassan för ett fiktivt friskt träd på samma växtplats. Uppskattningarna över mängden barrförlust på trädet antecknades som procent och därtill beräknade man barråtgångarnas antal, möjliga skador och sjukdomar samt färgförändringar på barren (gulnade eller brunfärgade) på skalan 1-3, där barr i klass 1 har 1-5% färgförändringar, i klass 2 har 6-10% av barren färgförändringar och i klass 3 har över 10% av barren färgförändringar. Egentligen anses ett träd ha färgförändringar när över 10% av trädets barmassa har färgförändringar. Färgförändringar på barren förorsakas av näringsbrist, insektskadegörelser (t.ex. barkborren), svampar (t.ex. tallskytte, gråbarrsjuka på tall och tallens rotticka) samt abiotiska faktorer som t.ex. vårtorka. Även svavel- och kväveutsläpp kan orsaka färgförändringar (Skadegörare 2003).



Figur 12. Olika skeden av kronutglesning för tallar (ingen barrförlust, lindrig barrförlust, uppenbar barrförlust).

3.2.3 Felkällor och pålitlighet i bedömningen av barrförlust

Bedömning av kronans kondition är alltid subjektiv och faktorer som påverkar bedömningsresultaten är till exempel de felkällor som orsakas av skogens täthet, väderförhållanden och ljuset. (Salemaa m.m. 1993). Subjektiviteten åsidosatt är bedömningen av barrförlusten användbar och en relativ snabb metod för att bedömma trädens vitalitet. Avvikelserna på grund av metodens subjektivitet kan minskas genom att utbilda bedömarna samt jämföra så många faktorer som möjligt som påverkar bedömningsresultaten (bedömare, träd, bedömningsriktning). De faktorer som minskar jämförbarheten mellan olika studier är bl.a. skillnader mellan bedömare, olika ålders- och storleksfördelning hos träden samt olika växtplatser.

I jämförelsen av Skogsforskningsinstitutets bedömare har man fastställt att 90% av de enskilda träden bedöms med en felmarginal av en barrförlustklass ($\pm 10\%$). I dessa jämförelser har man inte konstaterat statistiska skillnader mellan olika bedömare när man jämfört andelen av de träd som klassificerats i olika utglesningsklasser (Salemaa m.fl. 1993).

I jämförelsen av bioindikatorforskarnas värderingsnivå på miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet år 1994 lämpade sig över 95% av de värderade träden inom felmarginalen av en barrförlustklass och skillnaden mellan fördelningen av målträden i barrförlustklasser var liten utan statistisk signifikans. Medeltalet för tallarnas barrförlustvärderingar var under en procent större än medeltalet som fåtts av Skogsforskningsinstitutets bedömare, och medelvärdena skilde sig inte statistiskt från varandra (Niskanen 1995). Sommaren 1996 konstaterade man att värderingsnivån motsvarade nivån för Skogsforskningsinstitutets bedömare (Niskanen m.fl. 1996). Sommaren 2000 var utglesningsbedömningen som gjordes av miljöforskningsinstitutets terrängforskningsgrupp i det första testet i genomsnitt 8% lägre än nivån för Skogsforskningsinstitutets bedömare även om spridningen inom gruppen var låg (Lindgren 2000). Senare samma sommar skilde sig inte terränggruppens värderingar statistiskt från värderingarna gjorda av skogsforskningsinstitutets Hannu Rantanen (Lindgren 2001).

För att minska på felkällorna som anknyts till bedömningen av kronutglesning ordnade man för terränggruppen våren 2006 en skolningsperiod på en vecka och bedömningsnivåerna testades innan terrängsäsongens början. År 2007 testades bedömningsnivån för miljöforskningsinstitutets terränggrupp med Skogsforskningsinstitutets testträd. Härvid motsvarade en av medlemmarna för miljöforskningsinstitutets terränggrupp Skogsforskningsinstitutets bedömningar väl och bedömningarna för två av medlemmarna var en aning högre än Skogsforskningsinstitutets bedömningar (Lindgren 2007).

3.2.4 Karteringen av tallarnas epifyta lavar

Lavar består av den klorofyllfria svampdelen och den assimilerande algdelen som lever i symbios. De har god framgång i näringsfattiga och torra livsmiljöer, där högre växter inte klarar sig. Lavar växer som flercelliga växtkroppar med lös struktur utan skyddande ytcellsikt och luftintag, näring och vatten tas upp direkt från luften, regnvattnet eller stamavrinningen. Detta gör lavarna väldigt känsliga för luftföroreningar. Exponeringen sker i huvudsak så att föroreningarna fäster sig på de proteiner i cellväggarna som finns på svampdelen. Under vintern, när det vanligtvis finns mera föroreningar i luften, skyddas inte de epifyta lavarna av snötäcket, och under mildare väderförhållanden kan deras cellverksamhet aktiveras.

Lavarerna reagerar på luftföroreningar på olika sätt. Andra är känsliga och försvinner från belastade områden först, medan andra är mera uthålliga och kan ockupera frigjort livsrum. Vissa arter drar även fördel av belastningen (tabell 5). Blåslaven är en mycket bra indikator för luftföroreningar, för den kan motstå även höga föroreningskoncentrationer, men beskriver dem genom morfologiska förändringar. Det har även föreslagits att blåslaven möjligen kan dra nytta av luftföroreningar till en viss belastningsnivå (Anttonen 1990). På förekomsten av en viss art inverkar förutom artens föroreningskänslighet även de naturliga miljöomständigheterna, varvid indikatorvärdena för olika arter är olika (tabell 6).

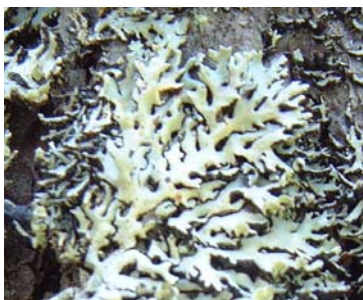
Förändringar i lavar och lavararter som förorsakas av luftföroreningar kan dyka upp snabbt, speciellt vid höga föroreningshalter. Ofta syns verkningarna flera år efter att belastningen minskat eftersom lavar växer långsamt och verkningarna kan förmedlas även genom förändringar i växtunderlaget (Jussila m.fl. 1999). Den viktigaste luftföroreningen som påverkar lavar är svaveldioxid, men även kväveföreningar har inverkan samt alkaliska utsläpp som förändrar det vanligtvis sura växtunderlaget till en mer basisk, hos lavar som växer på barrträd.

Tabell 5. De undersökta lavararterna och deras känslighet mot svaveldioxid (Kuusinen m.fl. 1990).

Sensitivitet	Art (vet.)	Art (svenskt namn)
Uthållig, nyttoanvändare	<i>Algae + Scoliciosporum</i>	algtäcke
	<i>Hypcenyomyce scalaris</i>	flarnlav
Tämligen uthållig	<i>Hypogymnia physodes</i>	blåslav
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	stocklav
	<i>Cetraria chlorophylla</i>	brämlav
	<i>Vulpicida pinastri</i>	granlav
Tämligen sensitiv	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	vedlav
	<i>Parmeliopsis aluerites</i>	blodlav
	<i>Platismatia glauca</i>	näverlav
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	gälllav
	<i>Parmelia sulcata</i>	skrynkellav
Sensitiva	<i>Bryoria sp.</i>	tagellav
	<i>Usnea sp.</i>	skägglav

Tabell 6. SFS 5670 standardens lavararter som indikatorer av luftkvaliteten. Indikatorvärdets klassificering: +++ god, ++ måttlig, + liten, - dålig. Mängden av åtföljande arter har beräknats på basen av materialet från bioindikatorstudien i Nyland och Östra-Nyland år 2000 (Niskanen m.m. 2001).

Blåslav (*Hypogymnia physodes*) +++



Blåslaven är av bioindikatorarterna den mest uthålliga och allmänna art, som tål flest luftföroreningar. Blåslavens förekomstfrekvens alltså täckningsgrad minskar först på svårt belastade områden. Blåslaven är en bra indikator för luftkvaliteten, eftersom även skador på blåflikarna beskriver belastningen av luftföroreningar. Antalet åtföljande arter är 3,93.

Stocklav (*Parmeliopsis ambigua*) +++



Även stocklaven tål mycket bra luftföroreningar och dess förekomstfrekvens följer belastningszonerna för luftföroreningarna. Stocklaven trivs bäst i täta fuktiga skogar (Pihlström & Myllyvirta 1995). Stocklaven är väldigt allmän, tål luftföroreningar och är en bra indikatorart. Antalet åtföljande arter är 4,02.

Vedlav och klilav (*Parmeliopsis hyperopta* & *Imshaugia aleurites*) +++



Vedlav och klilav placeras på tredje plats i skalan av uthållighet. Den här placeringen är vanligtvis bra i den regionala indelningen för de här arternas förekomstfrekvens, eftersom de här arterna har en mindre förekomstfrekvens än de två tidigare nämnda och förekommer mera sällan på belastade områden jämfört med blåslaven och stocklaven. Vedlav och klilav tål luftföroreningar, är bra indikatorarter, men som dock föredrar torra och ljusa talldungar på klippor. Antalet åtföljande arter är 4,49.

Flarnlav (*Hypocenomyce scalaris*) ++



Flarnlav växer naturligt på gamla tallstammar. Den kan även dra nytta av luftföroreningar och förekomsten ökar när belastningen av luftföroreningar ökar. Flarnlaven är en rätt bra indikator för luftföroreningar, eftersom dess förekomst beskriver i närmaste fall effekten av den övergödning som kvävenedfallet har. Antalet åtföljande arter är 4,84.

Tagellav (*Bryoria* sp.) +++



Tagellavar har i medeltal flest antal åtföljande arter, vilket antyder dess sensitivitet mot luftföroreningar. Tagellavarnas förekomstfrekvens följer vanligtvis belastningsnivån av luftföroreningar och tagellavarnas längd kan användas som kännetecken för att beskriva belastningen. Tagellavar är bra indikatorer för luftföroreningar. Antalet åtföljande arter är 5,12.

Skägglav (*Usnea* sp.) +++



Skägglavens förekomstfrekvens varierar i samband med belastningen av luftföroreningar på samma sätt som för tagellavarna. Antalet åtföljande arter är rätt många precis som hos tagellaven, vilket påvisar lavarternas sensitivitet mot luftföroreningar. Skägglavarnas längd kan även användas som kännetecken för att beskriva belastningen. Närheten till stränder gynnar skägglavarnas förekomst, och därför är dess indikatorvärde måttlig. Antalet åtföljande arter är 5,12

Näverlav (*Platismatia glauca*) ++



Näverlaven är på basen av antalet åtföljande arter en relativt sensitiv indikatorart och dess förekomstfrekvens är generellt logisk: arten saknas på belastade områden och förekommer rikligt på rena områden. Näverlaven är sensitiv mot luftföroreningar, men dess naturliga förekomst kan ändå variera mycket, och därför är dess indikatorvärde måttlig. Antalet åtföljande arter är 4,51.

Granlav (*Vulpicida pinastri*) +



Förekomsten av granlav är väldigt slumpmässig, den kan förekomma på mycket belastade områden men däremot saknas på bakgrundsområden. Den naturliga förekomsten av granlav varierar mycket, men luftföroreningarna kan möjligtvis påverka dess förekomst. Granlavens indikatorvärde som indikator för luftkvaliteten är ändå låg. Antalet åtföljande arter är 4,39.

Brämlav (*Cetraria chlorophylla*) –



Av de 12 indikatorarterna är brämlaven en av de mest sällsynta. Dess förekomst varierar ofta slumpmässigt och den kan hittas på mycket belastade områden. Som indikator för luftkvaliteten är brämlaven dålig. Antalet åtföljande arter är 5,10.

Gälllav (*Pseudevernia furfuracea*) ++



Gälllav är en väldigt allmän lavart på tallstammar. På basen av medelantalet av åtföljande arter kan gälllaven anses vara sensitiv mot luftföroreningar, och dess regionala förekomstfrekvens motsvarar ofta belastningsfördelningen av luftföroreningar. Luftföroreningar orsakar tydliga förändringar på gälllavens bälflikar. Närheten till stränder gynnar förekomsten av gälllav, eftersom den trivs i ljusa, torra talldungar på klippor. Som indikator är den måttlig. Antalet åtföljande arter är 4,41.

Skrynkellav (*Parmelia sulcata*) +



Som lavart påträffas skrynkellaven sällan på tallstammar. Skrynkellaven är en lavart som drar nytta av näringsämnen och förekommer främst t.ex. vid kanterna av områden med kalkdam. Skrynkellaven lämpar sig bra som indikator för kalkdam. Generellt är skrynkellaven så sällsynt, att dess indikatorvärde förblir låg. Antalet åtföljande arter är 4,27.

Grönalg och trädgrönelav (*Algae & Scoliciosporum*) +++



Vid en växande mängd av kvävednedfall ökar mattan av grönalger alltså är den en positiv indikator för luftföroreningar. Grönalgen och trädgrönelaven är bra indikatorer för kvävebelastningen. Antalet åtföljande arter är 3,98.

Förekomsten av 12 lavararter studerades på tallstammarna i enlighet med anvisningarna i standard SFS 5670 men utökades genom att studera lavarnas riklighet med en treskalig klassificering (tabell 7). På varje provyta fanns det 5 provträd, och tallarnas lavflora studerades på 50-200 cm höjd. Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen bedömdes med en femskalig klassificering med en precision av en halv skadeklass (tabeller 8 och 9, figur 13). Förekomstfrekvensen beräknades med ett rutnätverk på schablon för blåslav och tagellav (*Bryoria* sp.), på 1,2 m höjd på den öst-nordöstra sidan och väst-sydvästra sidan av provträdet.

Tabell 7. Klassificering av lavarnas abundans. Algtacket (*Algae & Scoliciosporum*) och flarnlaven (*Hypocenomyce scalaris*) är klassificerade enligt täckningsgrad (%), andra arter på basen av antalet bålflikar.

Klass	Antal, bålflikar, st.	Täckningsgrad, %
1	1 - 2	< 5
2	2 - 7	5 - 49
3	> 7	≥ 50

Tabell 8. Skadeklassificering (SFS 5670) för blåslaven (*Hypogymnia physodes*).

Skadeklass	Synliga förändringar
I normal	lavarna friska eller nästan friska
II lindrig skada	lindrigt förtvinade, lindriga färgförändringar
III tydlig skada	lavarna är förtvinade, grönaktiga eller mörknande eller båda
IV svår skada	lavarna är små, skrynkliga, grönaktiga eller mörknande eller båda
V död eller saknas	



I = frisk II = lindreg skada III = tydlig skada IV = svår skada V = död eller saknas

Figur 13. Skadeklassificering av blåslaven (*Hypogymnia physodes*).

Tabell 9. Allmän skadeklassificering (SFS 5670).

Allmänna skadeklass	Synliga förändringar
I normal	alla arters utseende och växt oförändrade
II lindrig skada	buskartade lindrigt tvinnade, bladartade normala
III tydlig skada	buskartade små, bladartade skadade
IV allvarlig skada	buskartade saknas, bladartade allvarligt skadade
V död eller saknas	även bladartade saknas, algtäcke kan förekomma

För varje provyta beräknades ett IAP-index (Index of Atmospheric Purity, index som beskriver luftens renhet) som beskriver lavfloran på provytan (LeBlanc och DeSloover 1970). Med hjälp av IAP-indexet kan man presentera diverse lavars förekomstfrekvens med ett siffervärde, i vilket man har tagit i beaktande de olika arternas känslighet mot luftföroreningar. Ett högt indexvärde uttrycker en riklig lavflora och därmed en god luftkvalitet, provytor med utarmad lavflora får däremot ett lågt indexvärde (tabell 10). Indexet räknades för varje provyta på följande sätt:

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

Q = medelantalet av åtföljande arter för varje lavart (se tabell 7)

f = den relativa förekomstfrekvensen för arten på provytan (0-1)

n = antalet lavararter (10)

IAP-indexet är beräknat genom att använda de 10 indikatorarterna uppräknade i standard SFS 5670. I beräkningen har man lämnat bort följande arter som drar nytta av belastningen: flarnlaven (*Hypocenomyce scalaris*) och alger samt trädgrönelaven (*Algae & Scoliciosporum* sp.)

Mängden av antalet åtföljande arter som används i beräkningen varierar i olika studier, och därför är en jämförelse på basen av IAP-indexen ofta inte möjlig. Antalet åtföljande arter i den här uppföljningen (tabell 7) har man beräknat med hjälp av materialet från Nylands och Östra-Nylands bioindikatorstudie från år 2000 som utfördes på 6230 tallar (Niskanen m.m. 2001). I mängden av varje arts antal av åtföljande arter har flarnlav, alg och trädgrönelav tagits i beaktande.

Tabell 10. Klassificering av lavfloran på basen av IAP-index.

IAP-index	Beskrivning av lavvegetationen
> 3	artsammansättningen av lavar motsvarar den på bakgrundsområdet, med finns de allmänt känsliga arterna
2 - 3	små förändringar i artsammansättningen, generellt saknas känsliga arter
1 - 2	artsammansättningen har minskat, de känsliga arterna kan förekomma på enstaka träd
0,5 - 1	artsammansättningen har minskat tydligt, generellt saknas de känsliga arterna; arter som drar nytta luftföroreningar förekommer vanligtvis på stammarna
< 0,5	lavöken eller nästan lavöken

För varje provträd och -yta beräknades artmängden av de lavar som tar skada av luftföroreningar. Vid beräkningen av artmängden för en specifik provyta eller ett specifikt träd togs inte de arter som drar nytta av föroreningarna med, inte heller flarnlav, alg eller trädgrönelaven togs i beaktande, då var artmängden högst 10 på varje träd eller provyta. På rena bakgrundsområden påträffas det vanligtvis fler lavararter än på belastade områden. Lavfloran kan även klassificeras på basen av artmängd (tabell 11).

Tabell 11. Klassificering av lavfloran på basen av artmängd.

Artmängd	Beskrivning av artmängden
0 - 1	väldigt tydlig minskning
2 - 3	tydlig minskning
4 - 5	minskning
6 - 7	lindrig minskning
≥ 8	normal mängd i artsammansättningen

På basen av blåslavens förekomstfrekvens beräknades blåslavens relativa täckningsgrad för varje provträd. Blåslaven är en art som tål luftföroreningar, och den överlever även på sådana områden där känsliga arter inte överlever. Därför är den ofta en stark konkurrent till att ta över växtplatser från andra arter – visserligen tål blåslaven endast belastning till en viss nivå, därefter minskar täckningsgraden (jmf. Niskanen m.m. 2003 och Niskanen m.m. 1996).

3.2.5 Felkällor och tillförlitlighet hos lavkartering

På tillförlitligheten hos lavkarteringens resultat inverkar speciellt artkännedom och erfarenheten i utförandet av bioindikatorutredningar hos de som utför kartering. Det är inte nog att känna till de 12 indikatorarter som är framställda i standard SFS 5670, för ifall artkännedom är knapp kan indikatorarterna smälta samman med andra arter. Luftföroreningarna kan orsaka avsevärda förändringar i arternas utseende, varvid kännedom av lavar i endast deras naturliga tillstånd inte är kunskapsvis betryggande.

Registreringen av olika lavararter kan variera mellan olika karterare. På grund av algtäckets och flarnlavens växtsätt kan deras observering vara synnerligen svår. Grönalgen kan förekomma även som väldigt små grönaktiga fläckar. Ifall barken blivit blöt kan detta också försvåra upptäckten av grönalgen. Flarnlaven växer som enskilda fjäll med en storlek som är under 1 mm. Detta fjälltäck kan vara ett nästan enhetligt, klart upptäckbart täcke på barken eller som svagast endast näst intill enskilda fjäll. Angående *Parmeliopsis* släktet har bara de med tydligt synbara bålflıklar registrerats, gula och ljusa finmjöliga växttyper som finns på barken registreras inte. På grund av ovannämnda orsaker förknippas stora felkällor särskilt i samband med observering och uppskattning av dessa epifyters frekvens, i jämförelsen av resultaten mellan olika karterare.

Bedömningen och klassificeringen av de synliga skadorna på lavarna som baserar sig på subjektiva bedömningar förorsakar även skillnader mellan karterarna i resultaten av lavkartering. För att minska på dessa felkällor skolades terränggruppen och bedömningsnivåerna styrdes till samma nivå med hjälp av test innan terrängsässongens början.

I utredningen (Palojärvi m.m. 2005a) som miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet gjorde på felkällor vid bedömning av tallens epifyta lavar och blåslavens skador, konstaterades att värdena för blåslavens skador inte skilde sig statistiskt märkvärt mellan karterarnas egna bedömningsgångar, mellan olika karterares observationer fanns det några statistiskt märkbara skillnader. Observationerna över antalet lavararter som lider av av luftföroreningar skilde sig inte statistiskt från varandra mellan karterarnas egna observationsgångar, men mellan olika karterare fastställdes några statistiskt betydande skillnader. I blåslavens relativa täckning fastställdes statistiskt betydande skillnader både i karterarnas egna mätningar och mätningar gjorda av olika karterare, så som också i uppskattningen av grönalgen. I lavobservationen visade sig observationen av algtäcket till sin noggrannhet vara det mest osäkra. Uppskattningarna över grönalgens förekomst avvek på provytor var algtäcket förekom på tallarnas stam som mycket små grönaktiga fläckar. Till skillnad från grönalgen fastställde man inga skillnader i observationen av flarnlaven. (Tabell 12).

Tabell 12. Lavobservationernas mätnoggrannhet vid konfidensintervallen 95%.

	MÄTNOGGRANHET	SKILLNAD I RESULTATEN
<i>Skador på blåslaven</i>		
Variationen för bedömningarna - en karterare	3 - 12 %	0,1 - 0,2 skadeklass
Variationen gällande flera karterare på en provyta	10 - 16 %	0,2 - 0,4 skadeklass
<i>Antal lavararter</i>		
Variationen för bedömningarna - en karterare	11 - 23 %	0,9 - 1,6 arter
Variationen gällande flera karterare på en provyta	0 - 5 %	0 - 0,9 arter
<i>Blåslavens täckningsgrad</i>		
Variationen för bedömningarna - en karterare	34 - 42 %	3,3 - 3,0 %-enhet
Variationen gällande flera karterare på en provyta	11 - 22 %	0,7 - 4,9 %-enhet

3.2.6 Insamlingen av barrprov och analysering av grundämneshalter

Genom att bestämma grundämneshalterna i barren strävar man till att utreda de regionala skillnaderna i belastningen av föroreningar som sprids via luften. I barren samlas föroreningar både genom rotsystemen och direkt ur luften genom barrens ytvävnad och en del av nedfallet stannar på barrrets yta utan att transporteras vidare (Jussila m.fl. 1999). Kraftiga regn sänker barrens grundämneshalter; på belastade områden kan svavelhalterna sjunka med så mycket som 30-50% (Huttunen 1982). De näringsämnen som sköljs från toppen härstammar däremot från det torra nedfallet som landat på barren och bladvävnaden (Helmisaari 1993). Även barrens ålder kan inverka på de uppmätta halterna, ty när barren åldras kan halten av lätt transportabla näringsämnen (N, P, K, Mg) eller medelmåttigt lätt transportabla näringsämnen (S, Zn, Cu, Fe, B) reduceras, och halten av dåligt transportabla ämnen (Ca, Mn) öka (Helmisaari 1998). Transportabla näringsämnen flyttas till yngre barr framför allt när trädet lider av brist på näringsämnen (Merilä m.fl. 1996). På belastade områden är situationen dock olika för svavlets del, eftersom svavelhalterna omvänt växer när barren åldras (Nieminen m.fl. 1993, Helmisaari 1993). I den här uppföljningen utreddes barrens grundämneshalter för både granens och tallens del. De primära näringsämnena kväve (N) fosfor (P) och kalium (K), sekundära näringsämnena kalsium (Ca), magnesium (Mg) och svavel (S), samt spårnäringsämnena bor(B), mangan (Mn), järn (Fe), koppar (Cu), och zink (Zn). Därtill utreddes barrens halter av arsenik (As), krom (Cr), kadmium(Cd), kobolt (Co), kvicksilver (Hg), nickel (Ni) och vanadin (V). För kvicksilvret, arsenikens, koboltens och vanadinets del togs analyserna från 40 provtytor. Grundämneshalterna i barren analyserades från den andra barrårgången.

Barrens grundämneshalter beskriver belastningen relativt ty en del av grundämnena härstammar alltid från markens naturliga näringsämnesreserv (Jussila m.fl. 1999). Grundämneshalterna beskriver även näringsämnenas proportioner, möjliga underskott eller giftigt höga halter. Av de undersökta grundämnena beskriver särskilt svavel och kväve den belastning som luftföroreningarna förorsakar. Den naturliga variationen av barrens näringsämnen är stor, eftersom flera faktorer inverkar på halterna (Jussila m.fl. 1999). Det är svårt att ge entydiga riktvärden för barrens grundämneshalter eftersom riktvärdena varierar i olika källor (Reinikainen m.fl. 1998). I tabell 13-15 har man framställt riktvärden från olika källor som beskriver barrens grundämneshalter på basen av trädens normala näringsbalans. Värdena varierar beroende på källa och de beskriver inte egentligen de skadliga halterna för träden. På grund av detta måste man ta i beaktande bl.a. skogstyp och andra faktorer som inverkar på näringsinnehållet när man uppskattar näringsbalansen. I tabell 13 presenteras riktvärdena för näringshalter i tallbarr på torra och karga moar (VT-typ och CT-typ), i tabell 14 presenteras riktvärdena för näringshalter samt kännetecknen för dem som tagits från material från olika källor i skog på momark (tall och gran) samt i tabell 15 presenteras FN:s riktvärden för Mellan-Europas skogar som Europas ekonomikommission angivit för

grundämnesshalter. Jämfört med de finska riktvärdena är Europas riktvärden högre, och på grund av olikheter i väderförhållanden kan de inte anpassas till den här uppföljningen.

En normal kvävehalt för tallen anses vara ca. 11 g/kg, ifall halten ligger under denna anses trädet lida kvävebrist (Jukka 1988). En normal svavelhalt för barrträd på bakgrundsområden anses vara 900 mg/kg torrsbstans, medan halten på de belastade områdena i södra Finland kan vara 1500 mg/kg (Jussila 1999). En lämplig svavelhalt anses med hänsyn till trädens tillväxt vara 900-1200 mg/kg (Reinikainen m.fl 1998).

Tabell 13. Riktvärden för näringshalterna i tallbarr på torra och karga moar. Inom parentes har framställts halterna för färska och lundaktiga moar (Jukka 1988).

näringsituation	kväve g/kg	fosfor mg/kg	kaliump mg/kg	bor mg/kg
låg	< 11 (< 12)	< 1200 (< 1400)	< 3500	< 5
tillräcklig	11 - 13,9	1200 - 1449 (1400 - 1599)	3500 - 3900	5 - 7,9
lämplig	≥ 14	≥ 1450 (≥ 1600)	≥ 4000	≥ 8

Tabell 14. Värden som behövs i tolkningen av barranalysen för moskog (Reinikainen m.fl 1998, Brække 1995, Mälkönen 1991 ja Raitio 1994).

	Stor brist	Lämplig (optimal)	Medeltal	Minimum	Maximum
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	över 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	över 0,9	0,94	0,66	1,42
B mg/kg	under 4	över 8,0	12,1	3,6	27,6
Cu mg/kg	1,9 - 3,0	Inget optimalt värde	2,6 - 3,2	0,8	5,9
Zn mg/kg	under 5,0	Inget optimalt värde	40 - 46	25,5	61
Mn mg/kg	under 7,0	Inget optimalt värde	409 - 555	157	767
Fe mg/kg	27 - 30	Inget optimalt värde	46,4	24,3	148

Tabell 15. Klassificeringsvärdena för grundämnessalterna för tallbarr enligt FN/ECE.

Klassgräns	N g/kg	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg g/kg	S mg/kg
Minimivärde	12	1000	3500	1500	600	1100
Maximivärde	17	2000	10 000	4000	1500	1800

Barrproven insamlades enligt standarden SFS 5669 vintern 2007 från de provytor som användes för lav- och barrkarteringen. Barrproven bör samlas under trädens viloperiod eftersom det under växtperioden är betydande variation i grundämnessalterna (t.ex Raitio och Merilä 1998). Från vart och ett av provträden bröts 3-4 grenar på olika sidor av toppen på en höjd av 8-12 meter. Proven packades i plastpåsar som förvarades i frys tills det var dags för förbehandlingen av proven. Från proven separerades den andra barrårgången (årgången för 2005), som torkades i papperspåsar i 40°C värme under en veckas tid. Den torkade barren maldes till en homogen massa och upplöstes med hjälp av koncentrerad sapletersyra i en apparatur där våtförbränningen sker med hjälp av mikrovågor. De svalnade proven späddes ut med vatten och centrifugerades. Grundämnesshalten för barren bestämdes, med undantag av kväve, med ICP-OES –apparatur (Jobin-Yvon Ultima 2) enligt standard SFS-EN ISO 11885:98 och ICP-MS-apparatur (Agilent 7500ce) enligt standard SFS-EN ISO 17294-2:05 (Tabell 17). Kvävehalterna bestämdes med CNS-analysator (Thermo Finnigan FlashEA 1112) ur lufttorkade prov. För kvalitetssäkring av grundämnesbestämningarna används förutom parallellbestämningar, både laboratoriets interna kontrollprov och certifierade referensmaterial (NIST SRM 1575, tallbarr).

3.2.7 Felkällor och tillförlitlighet i samband med karteringen av barrrens grundämnesshalter

Miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet undersökte år 2004 fel som uppstår i samband med insamlingen och analyseringen av barrproven. Mätnoggrannheten för metoden som innefattar fel som uppstår både vid provtagning och analys var för svavelhalten i medeltal $\pm 5\%$ och för kvävehalten $\pm 7\%$. Som lägst var mätnoggrannheten på verkningsområdet för ett stort punktutsläppsområde för svavel $\pm 14\%$ och kväve $\pm 12\%$ (tabell 16). För att minska på provtagningens mätosäkerhet tas proven på olika sidor av provträdet varvid det i blandprovet finns barr både från utsläppssidan och den skyddade sidan. Vid undersökningen av metodens reproducerbarhet iakttog man just inga statistiskt betydande skillnader (ks. Polojärvi m.fl. 2005b). I uppföljningen år 1995 bedömdes mätnoggrannheten för karteringen av barrrens svavelhalter som $\pm 7\%$ (Niskanen 1995) och för reproducerbarheten $\pm 14\%$ (tabell 16) (Niskanen m.fl 1996).

Vid karteringen av barrrens svavel- och kvävehalt försvagades precisionen i metoden som användes, speciellt vid sådana situationer, där halternas variationsintervall var liten och väderförhållandena påverkade halterna. Genom att ta prov från samma träd under olika år fås en bättre bild av förändringar i halterna på provytorna. Mätosäkerheten och de bestämningsgränser som uppkommer i samband med laboratorieanalysen för de specificerade grundämnessalterna finns presenterade i tabell 17.

Tabell 16. Medelvärde av mätnoggrannheten för svavel och kväve i de olika utvärderingarna av mätningprecisionen som gjorts under olika år med en 95 % konfidensintervall. År 1995 var mängden av träd på provytorna 5 i stället för de 10 som användes år 2004.

	Genomsnittliga mätnoggrannhet	Sämsta mätnoggrannhet
Svavel 2004	$\pm 5\%$	$\pm 14\%$
1995	$\pm 7\%$	
Kväve 2004	$\pm 7\%$	$\pm 12\%$

Tabell 17. De använda metoderna, bestämningsgränserna och mätosäkerheterna för analyseringen av grundämnessalterna för barr, mossa och humus.

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

3.2.8 Mossprovens grundämneshalter och deras bestämning

Utsläppskällor för tungmetaller i Finland är framförallt energiproduktion som använder fossila bränslen, industriprocesser, metallproduktion och förädling samt avfallsförbränning. Av dessa är speciellt inverkningarna från avfallsförbränningen dåligt kända. Mossornas kvicksilverhalter beskriver närmast belastningen som förorsakas av avfallsförbränningen och fjärrtransport, när där emot kadmium och vanadin huvudsakligen härstammar från fossila bränslen. Tidigare har användningen av blyhaltig bensin förorsakat höjda blyhalter i mossorna.

Människans verksamhet kan även förorsaka höjda tungmetallhalter i mossorna utan en tydlig enskild utsläppskälla. Ofta är halterna högre i tätorterna än på glest bebyggda områden. Tungmetallerna har även naturliga utsläppskällor, för vilkas del den lokala variationen kan vara stor. (Finlands miljöcentral 2006). Deras inverkan på uppmätta halter kan vara betydliga, t.ex. redan gatudamm kan höja mossans järnhalt. (se t.ex. Rühling m.fl. 1987). Alla tungmetallhalter i skogsmossor har på några tiotals års tid minskat (Metla 2001).

Mossornas kemiska analys är en bra metod för beräkning av tungmetallnedfallet eftersom den kompakta mossmattan behåller allt nedfall som kommer ned i partikelform. Eftersom mossorna inte har rötter intar de de grundämnen som de behöver från regnvattnet direkt i deras cellvävnader (Jussila m.fl. 1999). Mossorna har därför använts i stor utsträckning för kartering av tungmetallhalter i Norden. Man har konstaterat att det mellan mossornas metallhalter och absoluta nedfallsmängd finns en mycket signifikant statistisk korrelation. (Rühling m.fl. 1987). Tungmetallernas kvarhållningsförmåga i husmossa (*Hylocomium splendens*) följer för de olika metallernas del ordningen Cu, Pb > Ni > Co > Zn (Rühling och Tyler 1970). I husmossans tungmetallhalter finns inga betydande skillnader i förhållande till halterna för väggmossorna (*Pleurozium schreberi*) (Rinne och Mäkinen 1988), som analyserades i denna uppföljning.

Från mossorna analyserades halterna för aluminium (Al), arsenik (As), bor (B), kalcium (Ca), cadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), kvicksilver (Hg), kalium (K), magnesium (Mg), mangaan (Mn), natrium (Na), nickel (Ni), fosfor (P), bly (Pb), svavel (S), zink (Zn) och vanadin (V) enligt standard SFS 5671 (Luftvård, bioindikation, kemisk analys av mossor. Provtagning, förbehandling och presentation av resultat). Från varje provyta insamlades minst fem delprov från olika plaster från så rena mossväxtligheter som möjligt. Man eftersträvade att ta delproven så att avståndet till närmaste träd var minst 5 meter. Även markvegetationens skyddsvirkning undveks. Från mossorna skars i terrängen de tre yngsta årsskotten som packades i plastpåsar. I laboratoriet putsades mossproven och torkades i ett värmeskåp i cirka 40°C värme. Mossornas grundämneshalter, med undantag av kvicksilver bestämdes med ICP-OES- ja ICP-MS apparatur och kvicksilverhalterna med en CVAAS-metod (jämför sid. 20 och tabell 17).

3.2.9 pH, C/N förhållande och grundämneshalter för humus

Faktorer som allmänt inverkar på skogsväxtlighetens vitalitet är skogsmarkens surhet, mängden och tillgången till näringsämnen samt mängden skadliga ämnen som t.ex. tungmetaller i jordmånen (Tamminen 1998). I den här uppföljningen beskrivs jordmånens surhet, av pH-värdet för humus, dess näringsinnehåll och tungmetallhalter, C/N förhållande samt humusens grundämneshalter mätta ur vattenlösning.

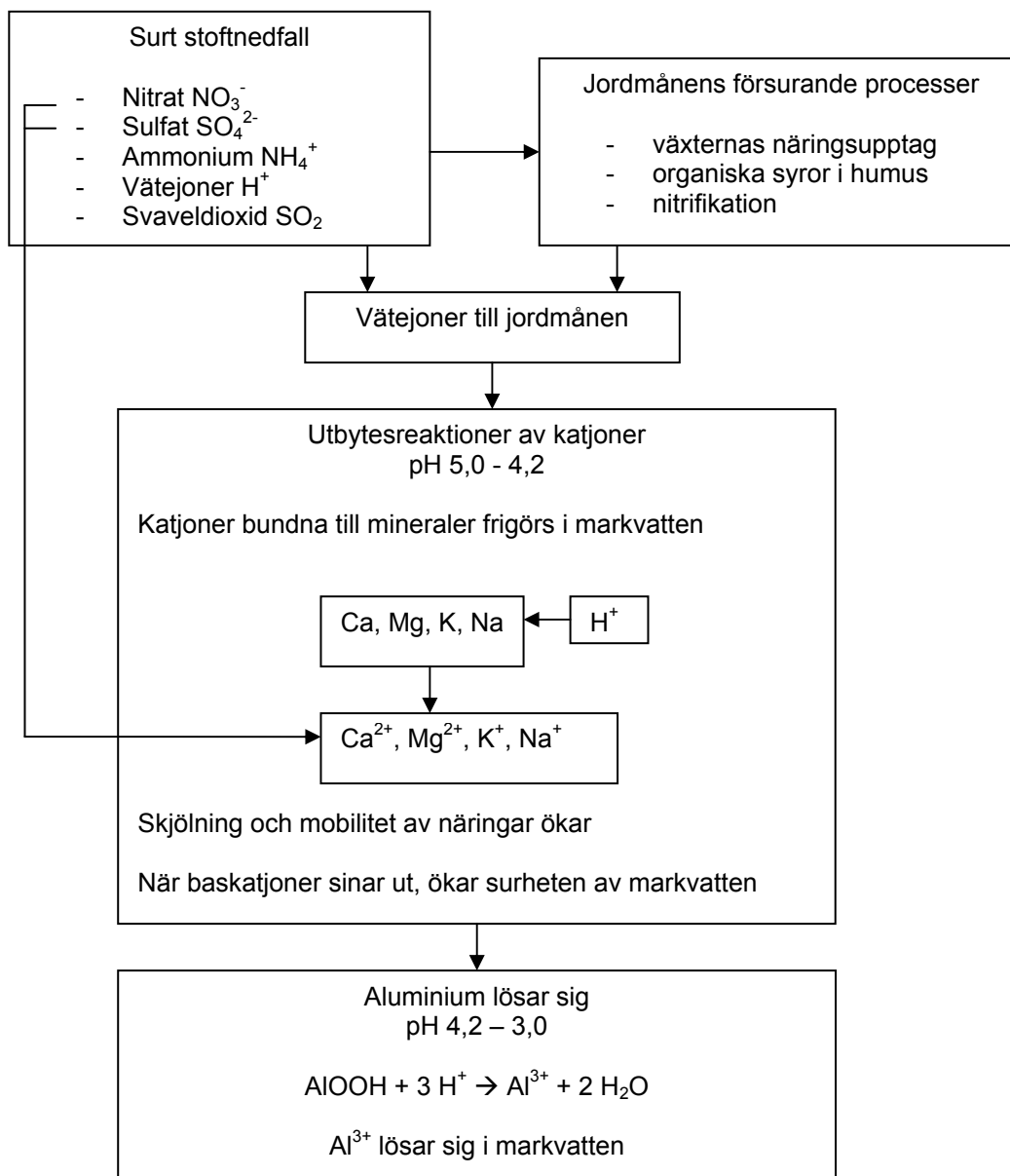
På markens näringsnivå inverkar förutom de naturliga faktorerna (t.ex. mineralmarkens geokemiska sammansättning, tjockleken av jordmånen och humuslagret, jordmånens kornkonsistens, stenighet, grundvattnets mobilitet, grundvattenytans höjd, klimatfaktorer) även människans verksamhet, närmast nedfallet som förorsakas av luftföroreningar samt olika skogsbehandlingsåtgärder. De näringsämnen som är tillgängliga för skogsvegetationen är bundna

till humuslagret som täcker mineralmarken. På humuslagrets egenskaper inverkar växtligheten samt de miljöfaktorer som reglerar aktiviteten för populationen av nedbrytande organismer i jordmånen (Tamminen 1998, Raitio och Kärkkäinen 2002).

Växtplatsens bördighet beskrivs bäst av humusens kväve-, magnesium-, och svavelhalter. Kväve är det viktigaste näringsämnet för växterna och på Finlands skogsmarker är kväve det mest allmänna grundämnet som begränsar tillväxten. Mängden kväve i jordmånen beskriver förhållandet mellan kol och kväve (C/N- förhållandet). Mellan jordmånens egenskaper och produktionsförmåga har man iakttagit beroendeförhållanden, men däremot mellan vitaliteten för trädbeståndet som är kännetecknande för växtplatsen och jordmånens egenskaper har man inte iakttagit något samband bortsett från några ovanliga undantagsfall. (Tamminen 1998).

Man anser att humusens tungmetallhalter beskriver både belastningen som sprids genom luften och mängden tungmetaller som härstammar från jordmånen. Belastningen som sprids genom luften kan härstamma från fjärrtransport eller från lokala utsläppskällor. Man har observerat att speciellt den nationella fördelningen av halterna för koppar och bly motsvarar fördelningen av de halter som analyserats i mossor. (Tamminen 1998). Nedfallets tungmetaller samlas i skogsmarkernas humuslager, där de vanligtvis bildar stabila komplexa föreningar. Metallernas övergång till de undre jordlagren är beroende av det organiska ämnets rörlighet, vilket påskyndas av försurningen (Ulrich 1991). Tungmetallerna deltar i humuslagrets och mineralmarkens utbytesreaktion av katjoner och förändrar därmed jordmånens kemiska sammansättning. På Kolahalvön har ett starkt tungmetallnedfall i närheten av Montegorsk förorsakat t.ex. utarmning av ytskiktets näringsinnehåll (Derome ja Väre 1995). Motsvarande iakttagelser har gjorts även på Harjavalta område (Jussila 1998) och Karleby år 1997 (Niskanen m.fl. 1998).

Finlands skogsmarker är av naturen ganska sura. Försurning förorsakas naturligt av bl.a. regn- och markvattnets kolsyra, vätejoner som förflyttar sig till marken i samband med att växterna tar upp näring ur marken och de syror som bildas när ett organiskt ämne nedbryts. Neutraliserande processer är däremot förvittringen av mineraler samt buffertreaktioner som motverkar förändringar i surheten. (Tamminen 1998). Nedfall som förorsakar försurning förorsakas av svavlets och kvävetoxider som i atmosfären förvandlas till svavel- och salpetersyra. Nedfallet gör att marken blir sur genom att ersätta de utbytbara basiska katjonerna som finns på ytan av jordpartiklarna med vätejoner och genom att försnabba urlakning av buffrande basiska katjoner ur jordmånen. (Lindroos och Derome 1998). När jordmånens förråd av basiska katjoner tagit slut, ökar mängden vätejoner i markvattnet, varvid vid ett visst skede även silikatmineralernas aluminium löser sig i markvattnet (figur 14). Jordmånens aluminium fungerar till sin del som buffrare för försurningen. När surheten ökar frigörs det bundna aluminiets i markvattnet som löslig Al^{3+} , som vid höga halter är skadlig för växter. Det sura nedfallets inverkan på skogsmarken beror mycket på jordmånens egenskaper, framför allt på mängden basiska katjoner och jordmånens förvittringsförmåga. Jordmånens pH är ett sätt att beskriva markens surhet, men den beskriver inte jordmånens totalsurhet. Jordmånens surhet fluktuerar både tidsmässigt (under växtperioden och från år till år) samt vertikalt. Humuslagrets surhet har ett klart samband med växtplatsens bördighet. Försurningen har tills vidare inte iakttagits att ha direkta verkningar på trädbeståndet i Finland, men försurningen inverkar indirekt på trädbeståndet bl.a. genom att fördröja nedbrytningen av organiskt material (Tamminen 1998).



Figur 14. Faktorer som inverkar på försurningen och förändringar förorsakade av försurningen.

I den här uppföljningen utreddes jordmånens egenskaper för humusens del på 60 provtytor. Ur humusproven analyserades halterna av aluminium (Al), bor (B), kalcium (Ca), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), järn (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), nickel (Ni), fosfor (P), bly (Pb), svavel (S) och zink (Zn) samt provens C/N förhållande och pH värde. En del av de analyserade grundämnena beskriver i första hand jordmånens näringsämnesnivå, en del däremot nedfallet som härstammar från utsläppskällor eller fjärrtransport.

Från varje provyta togs cirka 5 delprov från humuslagret som sammanställdes till ett blandprov som till sin volym var cirka 2 liter. I laboratoriet sållades proven med en 2 mm såll, varefter de torkades i 40°C till lufttorra. För fastställningen av metaller och andra grundämnen extraherades proven och analyserades med samma metoder som barr- och mossproven.

För att fastslå humusens pH värde blandades 20 ml jordprov med 60 ml jonbytt vatten. Blandningen skakades under en timmes tid, varefter pH fastställningen gjordes ur det sedimenterade provet.

3.2.10 Felkällor och pålitligheten i samband med analyseringen av grundämneshalterna för mossa och humus

I samband med bioindikatoruppföljningen i huvudstadsregionen har man uppskattat mätnoggrannheten för bestämningen av metallhalterna för mossa och humus (Veijola och Niskanen 1998). I utredningen analyserades skilt de 10 moss- och humusprov som tagits från samma två provtyper (Nuuksio och Puolarmetsä) för att uppskatta helhetsprovets noggrannhet. För de mätbara parametrarna uppskattades konfidensintervall när helhetsproven antogs bestå av 5-15 delprov. För att det skulle vara lättare att föreställa sig parameterns mätningsprecision, framställdes resultaten genom att standardisera medelvärdet till hundra. I praktiken kan konfidensintervallen 100 ± 40 tolkas så, att skillnaden mellan olika områden eller år bör vara större än 40%, för att de statistiskt skall skilja sig från varandra.

Från mossproven undersöktes halterna av kadmium, bly, vanadin, nickel, järn, zink och kvicksilver och från humus halterna för kalcium, magnesium, kalium, natrium och aluminium. I tabellerna 18 och 19 har man jämfört mätnoggrannheten för blandprov som bildats av 5 och 10 delprov. På basen av resultaten uppnår man en mindre variationsbredd när man analyserar flera delprov.

Mätosäkerheterna i samband med analyseringen av grundämneshalterna för mossa och humus samt bestämningsgränserna är de samma som hos barr och de är framställda i tabell 17.

Tabell 18. Konfidensintervallen 95% för mossornas metallhalter, när blandprovet består av 5 eller 10 delprov (medelvärdet standardiserats till 100).

	5 delprov		10 delprov	
	Noux	Polax	Noux	Polax
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

Tabell 19. Konfidensintervallen 95% för humusens parametrar, då blandprovet består av 5 eller 10 delprov. Medelvärdet standardiserats till 100. Som enhet för metallhalterna användes meq./dm³.

	5 delprov		10 delprov	
	Noux	Polax	Noux	Polax
Ca	100 ± 55	100 ± 46	100 ± 32	100 ± 26
Mg	100 ± 31	100 ± 40	100 ± 18	100 ± 23
K	100 ± 45	100 ± 58	100 ± 26	100 ± 34
Na	100 ± 32	100 ± 49	100 ± 18	100 ± 28
Al	100 ± 56	100 ± 52	100 ± 32	100 ± 30

3.2.11 Geoinformationsmetoder

Vid bearbetningen av geoinformationsmaterialet, utarbetningen och visualiseringen tillämpades programvarorna MapInfo 8.0 och MapViewer 5. Zonkartorna i resultatsektionen utarbetades med programvaran Surfer 8. Zonkartorna interpolerades med kriging-metoden. Kriging-metoden beräknar värdet för okända punkter genom att fokusera på de närmaste kända punkternas värde, men fokuseringen baserar sig inte endast på avståndet mellan punkterna eller de förutspådda positionerna, utan även på kända punkters spatialiska ordning och deras värden. Vid användandet av kriging-metoden upptäcktes den spatialiska autokorrelationens inverkan, alltså desto närmare områden ligger till varandra, desto mera påminner de om varandra angående vissa företeelser. (Polojärvi 2007.)

Vid granskningen av zonkartor skall det tas i beaktande att interpoleringen är alltid en generalisering, vars precision påverkas framför allt av punkternas mängd och täthet. Följaktligen kan resultaten från interpoleringen anses vara tillförlitliga på de områden, där kända punkter (provytor) är nära varandra, men i interpoleringsresultaten från glesa nätverk av provytor är osäkerhetsfaktorerna betydligt flera. När nätverket av provytor är glest, påverkar resultatet från en enskild provyta hela det vidsträckta området betydligt mera än om nätverket av provytor är tätt.

Som material för grundkartorna användes kartmaterialen från AffectoGenimap Finland Oy (tillstånd L7024).

4. Resultat

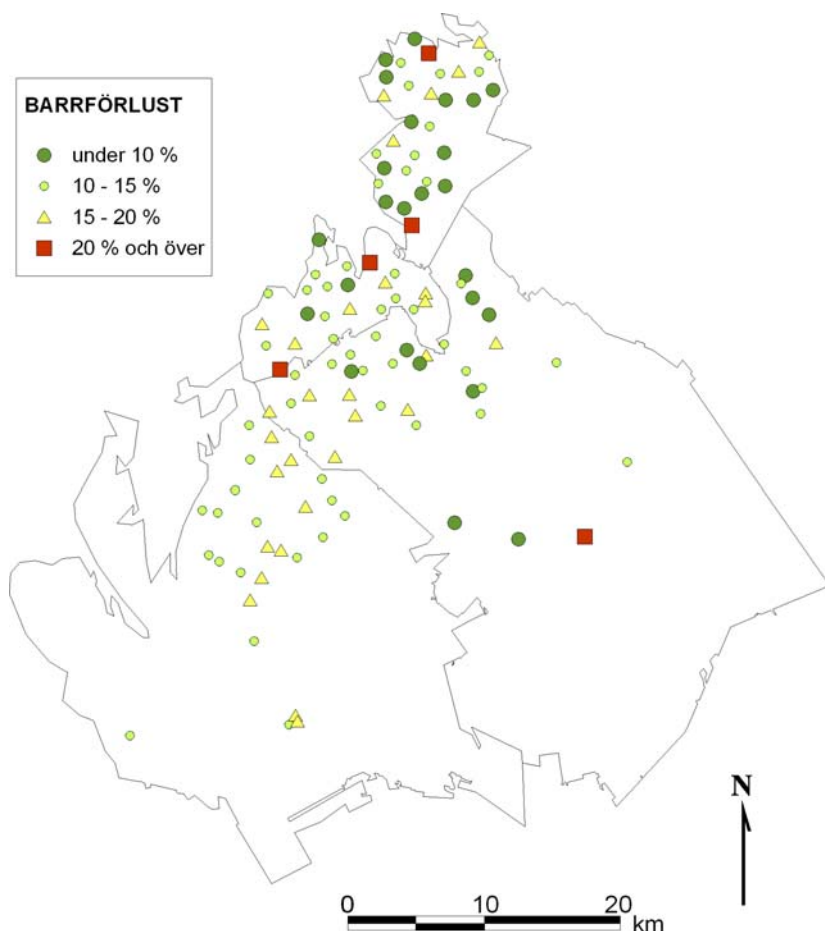
4.1 Tallarnas vitalitet

De trädspecifika variablerna som beskriver trädets barrförlust samt trädens storleksparametrar har framställts i tabell 20. På hela uppföljningsområdet var tallarnas genomsnittliga barrförlust 13,0 % och träden hade i genomsnitt 3,3 barråtgångar. Medelvärdet för färgförändringar var 0,15 (variationsbredd 0-3).

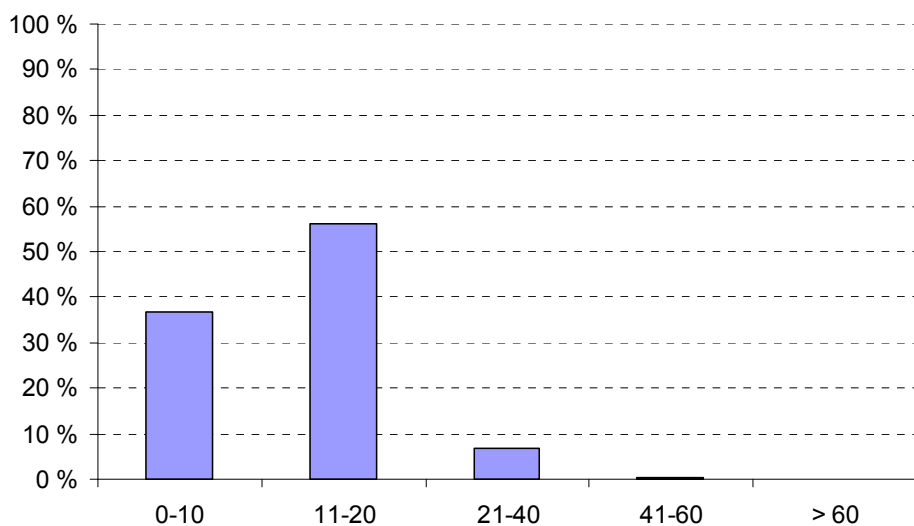
Tabell 20. Tallens barrförlust och antalet barråtgångar samt trädens storlek på hela uppföljningsområdet. N=antalet provträd (talen som beskriver storleken har beräknats ur värden för enskilda provytors stamträd).

<i>n</i> = 1060	Medelvärde	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
Barrförlust (%)	13,0	2	65	6,13
Barråtgångar	3,33	2	5	0,40
Färgförändringar	0,15	0	3	0,41
Längd (m)	17,9	9	25	3,43
Diameter (cm)	28,0	19,1	49	4,64

En barrförlust på över 20 % var i Jakobstadsnejden sällsynt: den genomsnittliga barrförlustsprocenten var större än denna på fem provytor i Pedersöre, Jakobstad och Larsmo (figur 15). De minst utglesade områdena (barrförlust under 10 %) placerade sig i uppföljningsområdets norra delar, så att på Larsmo området var barrförlusten på de flesta provytor under 10 %. Utglesningsgränsen på 20 % överskreds på 84 träd alltså 7 % av alla undersökta träd. (Figur 16). Den största delen av träden (56 %) tillhörde barrförlustklassen 11-20 %.

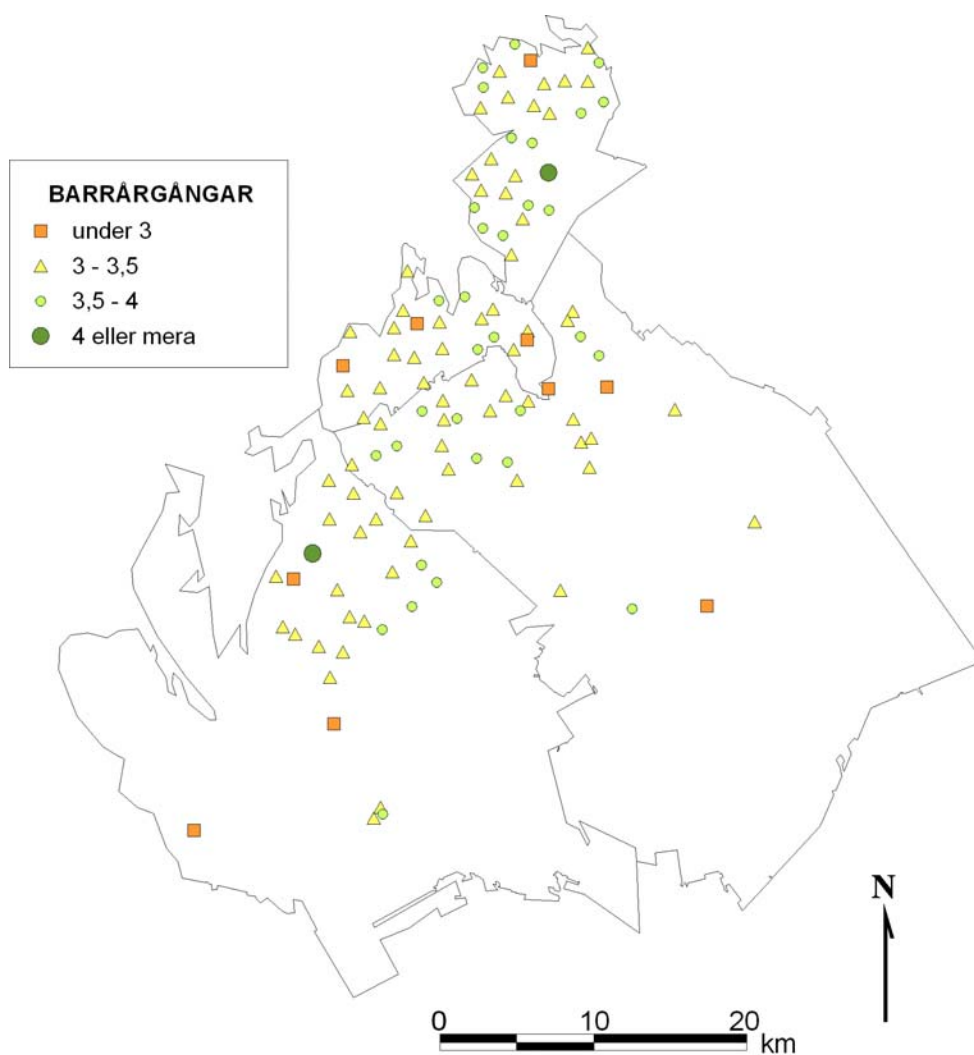


Figur 15. Tallarnas barrförlust på uppföljningsområdet år 2006 (medeltal för enskilda provytor).

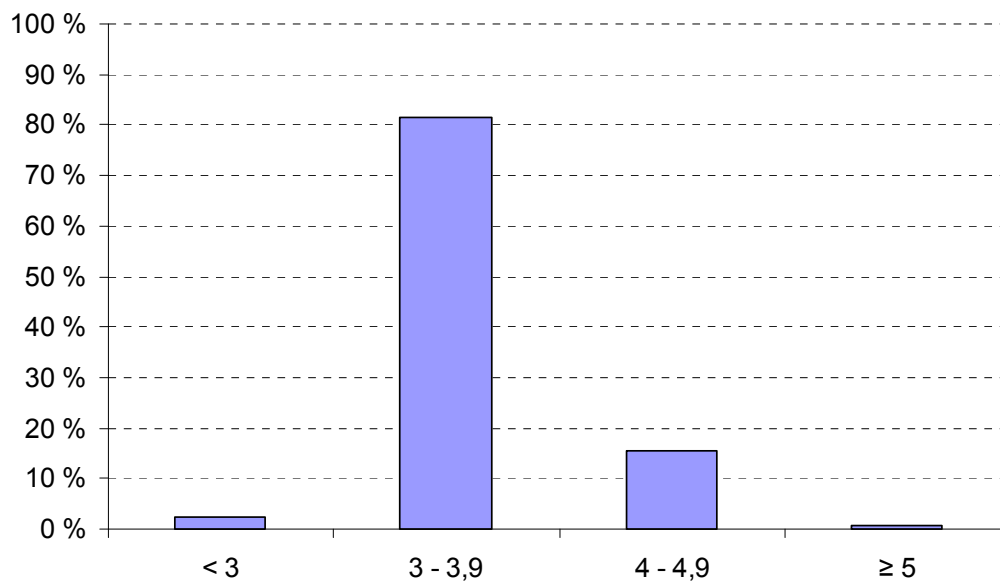


Figur 16. Tallarnas fördelning i barrförlustklasser i Jakobstadsneiden. N = 1160.

Den största delen av undersökningstallarna (82 %) hade 3-3,9 barrårgångar, vilket är en normal mängd för Södra Finlands tallar. (Lindgren och Salemaa 2000.) I mängden barrårgångar iaktogs inte regional variation (figur 16). Under tre barrårgångar hade 27 tallar på uppföljningsområdet och 6 tallar hade 4 eller fler barrårgångar (figur 17).



Figur 17. De genomsnittliga barrårgångarna på provytorna år 2006.



Figur 18. Tallarnas indelning i barråtgångsklasser i Jakobstadsnejden. N = 1160.

Färgförändringar iaktogs på 12 % av de undersökta tallarna. Den mest allmänna klassen för färgförändringar var 0-5%, dit 89% av alla iakttagelser av färgförändringar placerade sig. Träd med egentlig färgförändring (över 10% av barmmassan har färgförändringar) fanns på uppföljningsområdet 3 stycken.

Insekt- eller svampskador iaktogs på 30 av de undersökta träden. På två av dessa upptäcktes filtrost och mörkborre på 27 stycken.

4.2 Tallarnas stamlavar

Medelvärden, extremvärden och standardavvikelse för variabelerna som beskriver tallarnas lavararter har framställts i tabell 21. IAP-indexet var på uppföljningsområdet i medeltal 1,2, vilket visar att lavfloran utarmats. Den genomsnittliga artmängden av arter som lider av luftföroreningar på enskilda provytor i Jakobstadsnejden var 3,9 och den trädspecifika artmängden var 2,8. Enligt artmängden på enskilda provytor var lavfloran på området utarmad och enligt den trädspecifika artmängden var den tydligt utarmad. Medeltalet för den allmänna skadeklassen (3,3) var en skadeklass större än medeltalet för blåslavens skadeklass (2,3). Värdet för blåslavens skadeklass visar att de skador som förorsakats av luftföroreningar är lindriga. Däremot är skadorna på basen av den allmänna skadeklassen uppenbara. Medelvärdet för blåslavens täckning på uppföljningsområdet var 6,4% och alger hittades i genomsnitt på tre av fem träd.

Tabell 21. Luftrenhetsindexet för tallens stamlavar, trädspecifika artmängd och artmängden på enskilda provytor, blåslavens skadeklass, täckning och algens allmänhet. När arterna räknats har inte alg och flarnlav tagits med i beräkningen.

<i>n</i> = 116	Medelvärde	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
Luftrenhetsindex	1,2	0	2,6	0,46
Artmängd/Provyta	3,9	0	7	1,42
Artmängd/träd	2,8	0	7	1,18
Allmänna skadeklass	3,3	2	5	0,66
Blåslavens skadeklass	2,3	1	5	0,80
Blåslavens täckning (%)	6,4	0	33	6,10
Algens riklighet	3,0	0	5	2,19

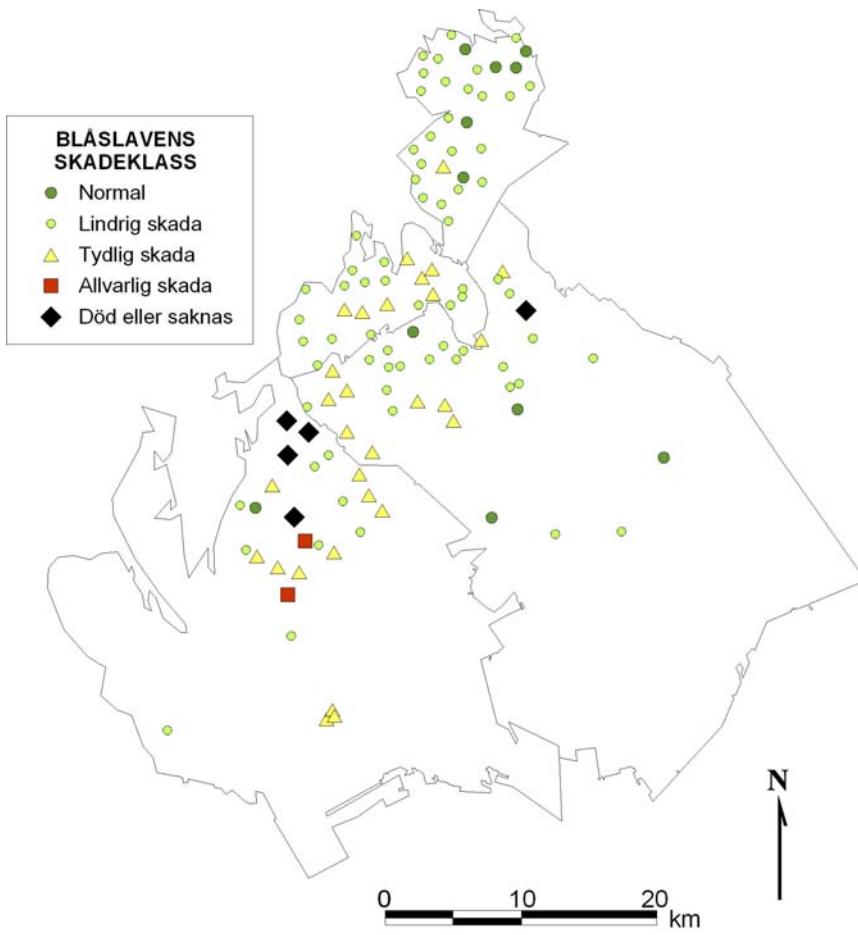
4.2.1 Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen

Blåslaven saknades på fem provytor i Nykarleby och Pedersöre. Dessa provytor var inte belägna i tätorten men ganska nära pälsfarmer, med undantag av en yta. Svåra skador på blåslaven observerades på två provytor i Nykarleby. Tydliga skador observerades på 29 provytor runt om på uppföljningsområdet. På den största delen av provytorna (60 %) var skadorna lindriga. Frisk blåslav observerades på 11 provytor. (Figur 19).

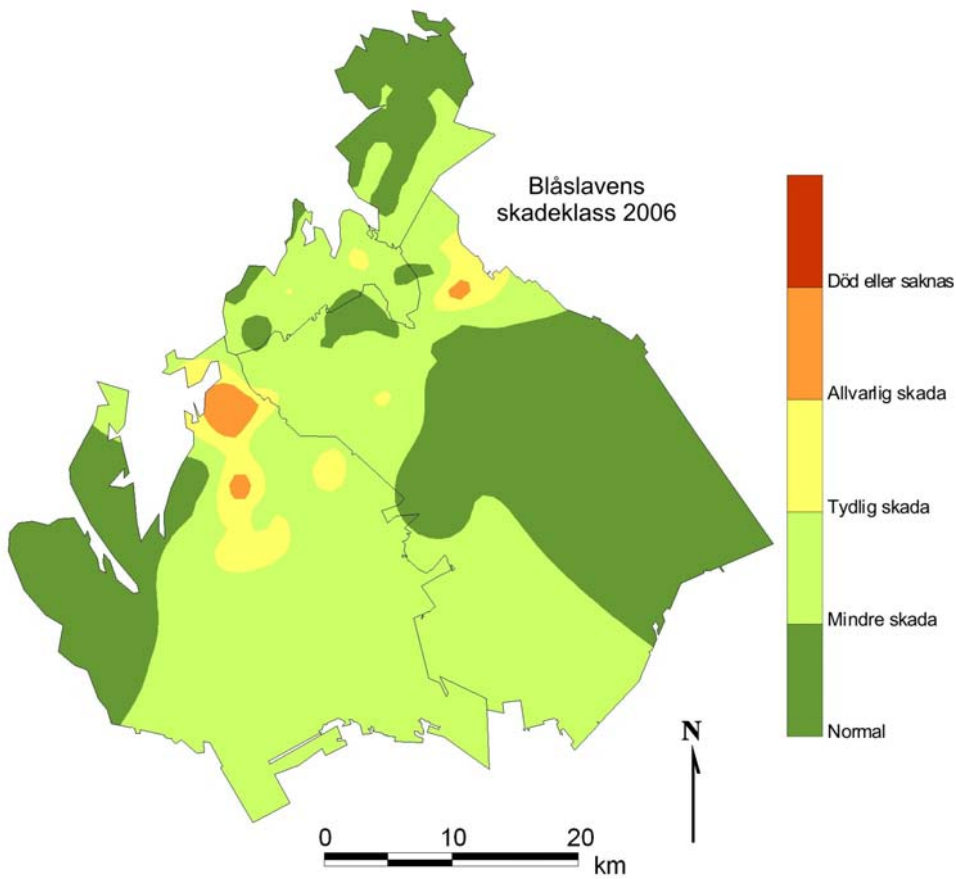
Zonerna för frisk blåslav bildades i den norra delen av Larsmo och den sydöstra delen av Pedersöre. Även i den västra delen av Nykarleby bildades en zon av frisk blåslav, men eftersom det på detta område finns bara en provyta kan inte interpolationen för denna del ses som pålitlig. Zonerna för de tydliga eller svåra skadorna bildades i de mellersta delarna av Nykarleby och i den norra delen av Pedersöre. Därtill bildades små zoner med tydliga skador bl.a. i Jakobstad centrum. Zoner för lindriga skador täckte största delen av uppföljningsområdet. (Figur 20).

Lavfloran var död eller saknades på samma fem provytor, där även blåslav saknades (figur 19). Den allmänna skadeklassen var dålig på 45 provytor. Största delen av de här provytorna var lokaliserade till de norra delarna av Jakobstad, Nykarleby och Pedersöre. Den allmänna skadeklassen var tydlig på 49 provytor och lindrig på 7 provytor. En frisk lavflora observerades inte alls på uppföljningsområdet. (Figur 21.)

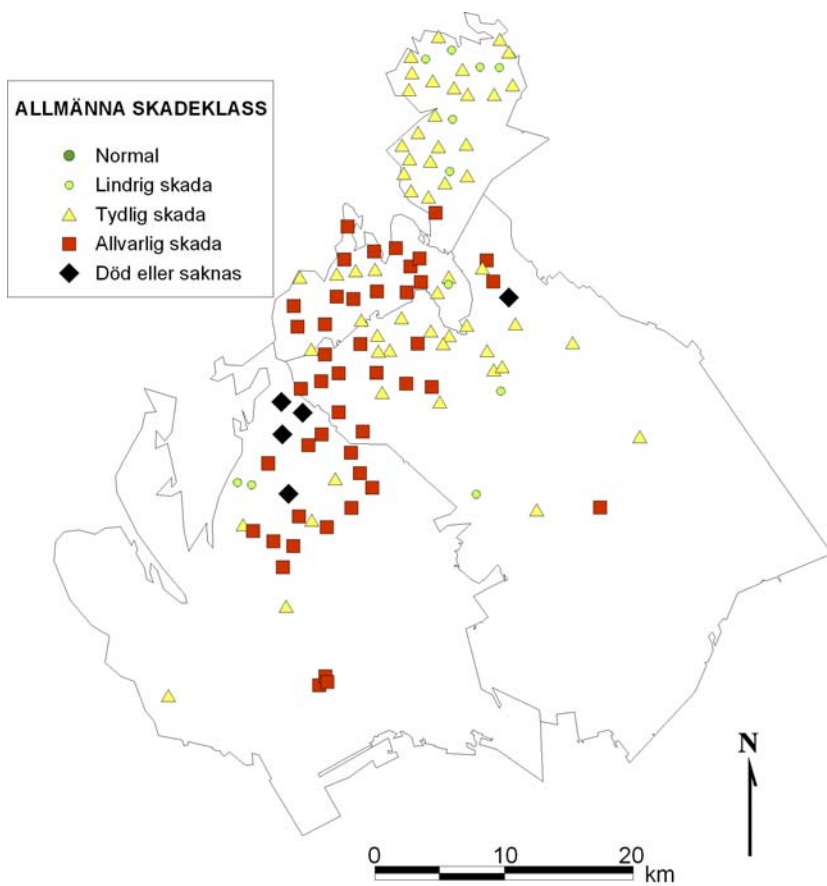
På basen av den allmänna skadeklassen hörde största delen av uppföljningsområdet till zonen för tydliga skador. Zonerna för allvarliga skador bildades på samma områden som zonerna för tydliga skador på blåslaven (figur 20). Zonerna för lindriga skador bildades i de norra delarna Larsmo, de mellersta delarna av Pedersöre samt i de västra delarna av Nykarleby, dock kan inte interpolationen av den sistnämnda anses pålitlig (se ovan). (Figur 22.)



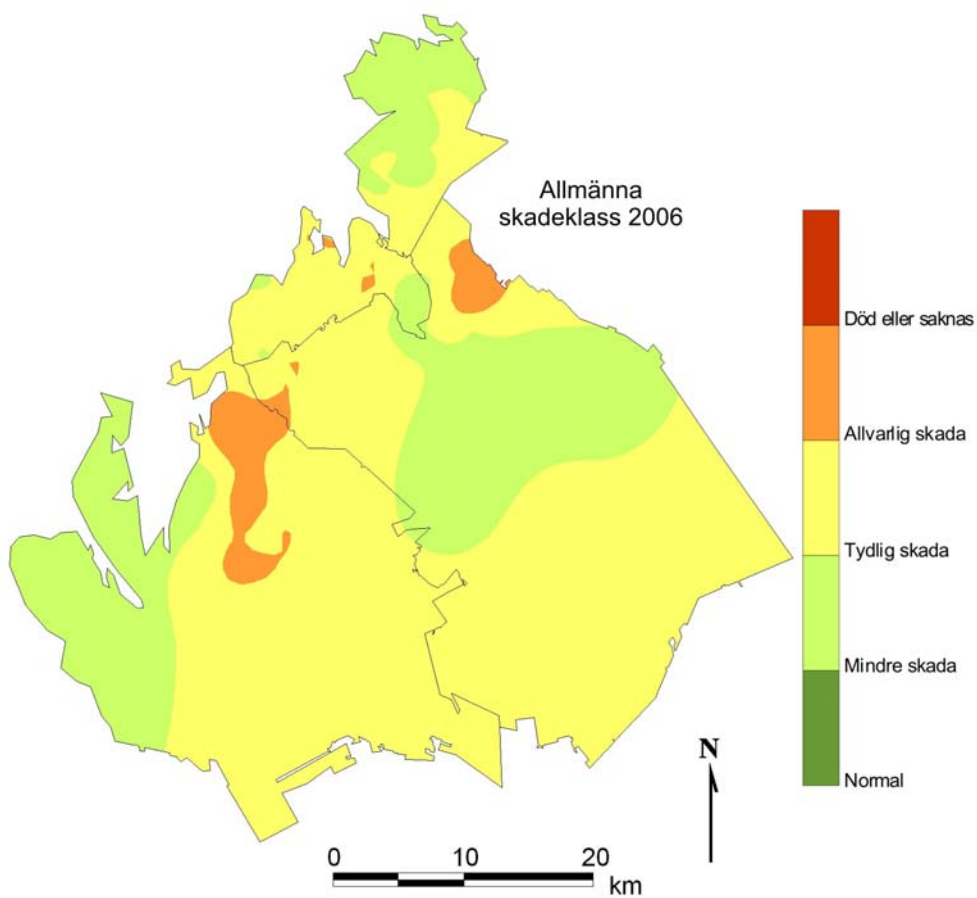
Figur 19. Blåslavens skadeklasser på uppföljningsområdet år 2006.



Figur 20. Zonerna för blåslavens skadeklasser år 2006.



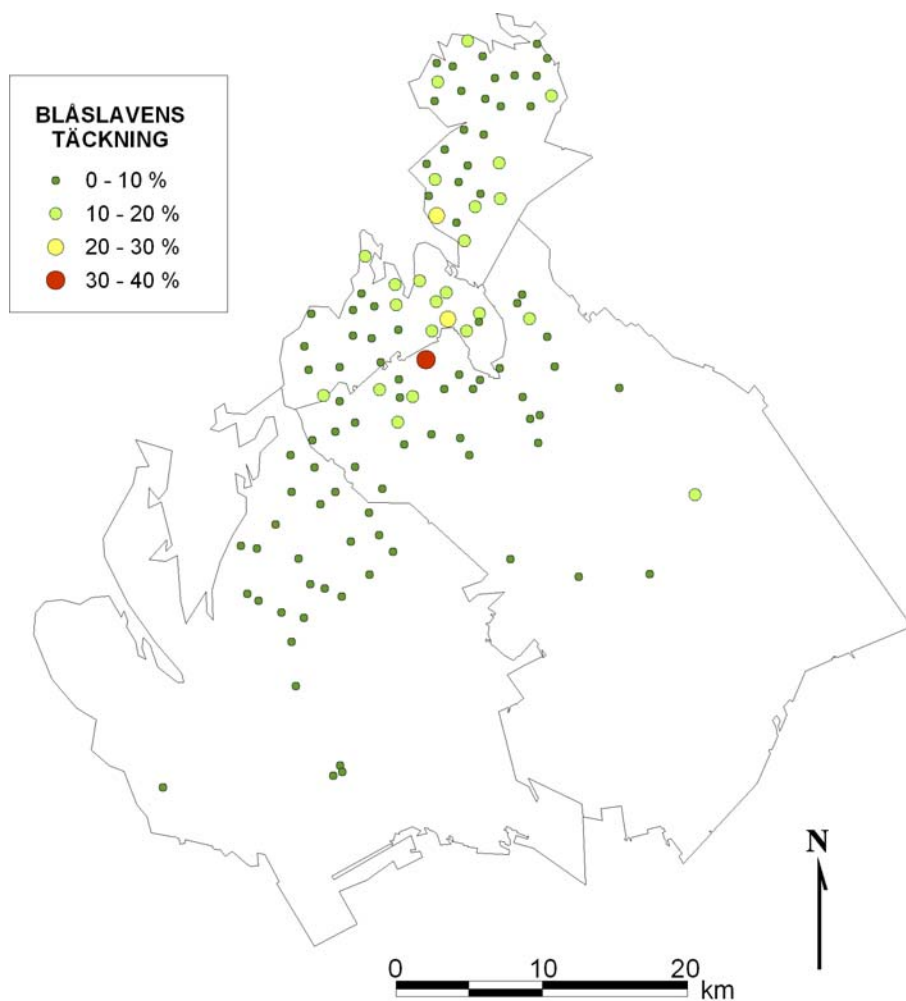
Figur 21. Den allmänna skadeglassen på uppföljningsområdet år 2006.



Figur 22. Zonerna för den allmänna skadeglassen år 2006.

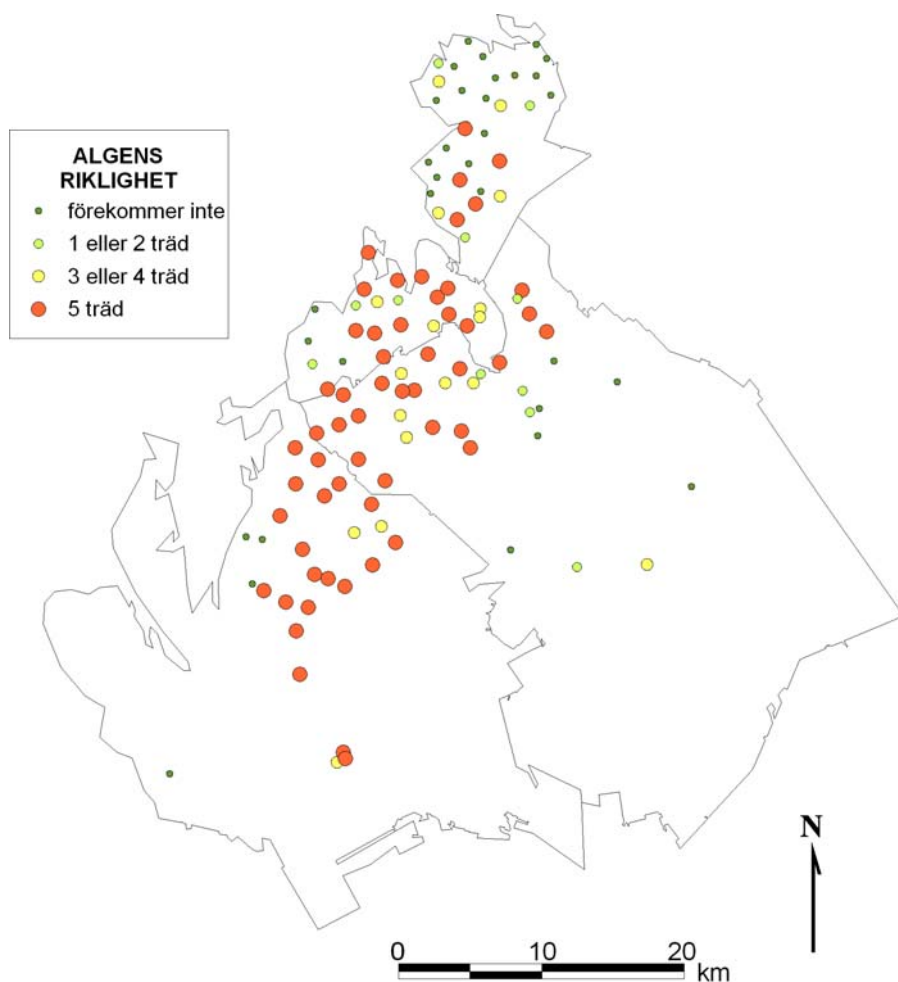
4.2.2 Blåslavens täckning och algens utbredning

På största delen av provytorna var blåslavens täckning under 10 %. På en provyta i den södra delen av Pedersöre var täckningen över 30%. Blåslavens största täckningar betonades till de östra delarna av Jakobstad samt södra delarna av Larsmo. (Figur 23).



Figur 23. Blåslavens genomsnittliga täckning på de undersökta tallarnas stammar år 2006.

Utbredningen av grönalgen uppskattades som en förekomstfrekvens (0-5) på provytan. På den största delen av provytorna (48 %) observerades algen på provytans varje träd. I den följande klassen beträffande utbredningen av algen observerades alg inte på ett enda träd (23 % av provytorna). Minst alg förekom det i den norra delen av Larsmo och i de mellersta delarna av Pedersöre. (Figur 24).

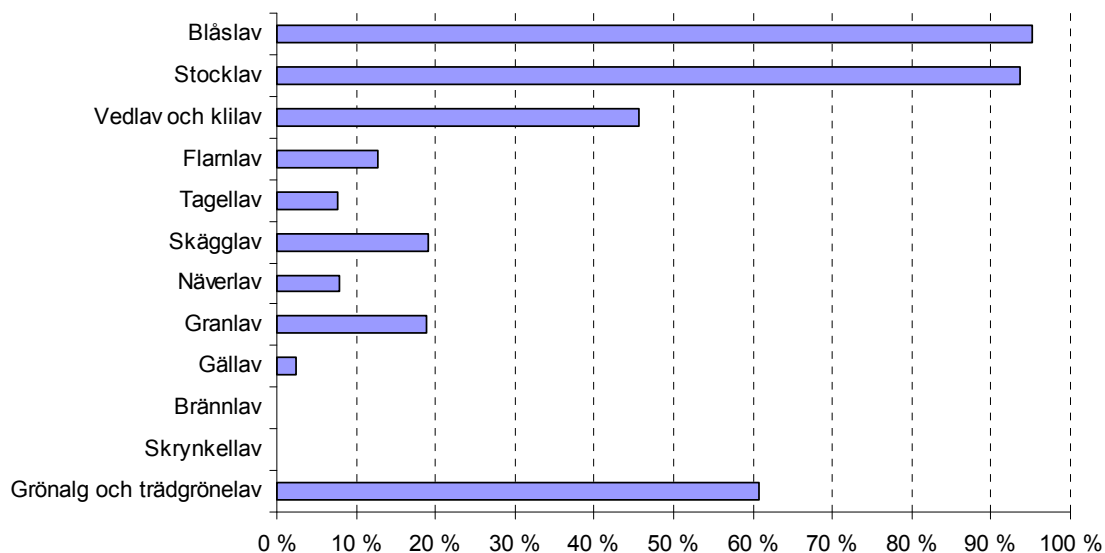


Figur 24. Grönalgens utbredning på uppföljningsområdet år 2006.

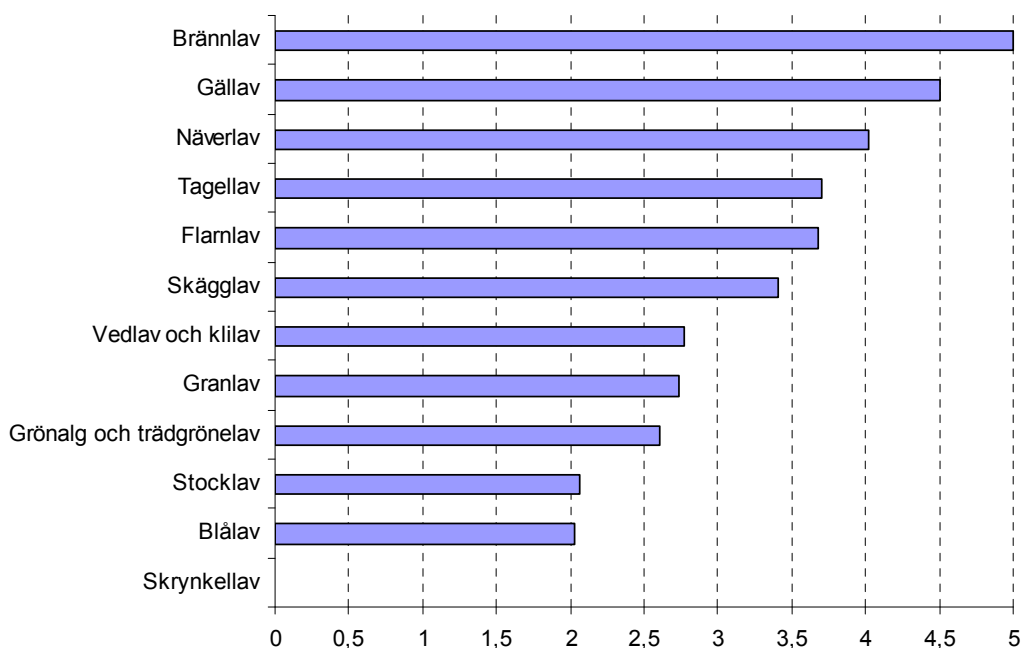
4.2.3 Artmängder

I Jakobstadsnejden förekom av de undersökta lavarerna, blåslav mest allmänt (95 % av de undersökta trädstammarna) samt stocklav (94 % av stammarna). De arter som därtill var mest allmänna var alg och trädgrönlav (61 % av stammarna) samt ved- och klilav (46 % av stammarna), tagellav (8 % av stammarna), skägglav (19 % av stammarna), näverlav (8 % av stammarna) och gälllav (2 % av stammarna) som lider av luftens föroreningar var sällsynta på uppföljningsområdet. Granlav observerades på 20 % av stammarna och flarnlav på 12 %. Brämlav observerades på en stam. Skrynkellav observerades inte alls på uppföljningsområdet. (Figur 25).

Antalet åtföljande arter överensstämde med arternas förekomstfrekvens på uppföljningsområdet i Jakobstadsnejden: de mest sällsynta arterna hade flest åtföljande arter och de mest allmänna hade minst. Flest åtföljande arter hade brämlav, näverlav och tagellavarna, som var de mest sällsynta arterna på uppföljningsområdet. Vid granskning av resultaten skall det dock tas i beaktande, att brämlav endast upptäcktes på en stam. Flarnlaven hade fler åtföljande arter än skägglavarna som anses vara känsliga, däremot påträffades flarnlaven i mindre mån än skägglaven på uppföljningsområdet. Flarnlaven anses vara en art som drar fördel av luftföroreningar, men den påträffas även på bakgrundsområden, och den trivs speciellt bra på stammarna av gamla tallar med sköldbark. Minst åtföljande arter (under 2) hade blåslaven och stocklaven. (Figur 26).



Figur 25. Förekomstfrekvensen för tallens stamlavar på uppföljningsområdet. N = 580.

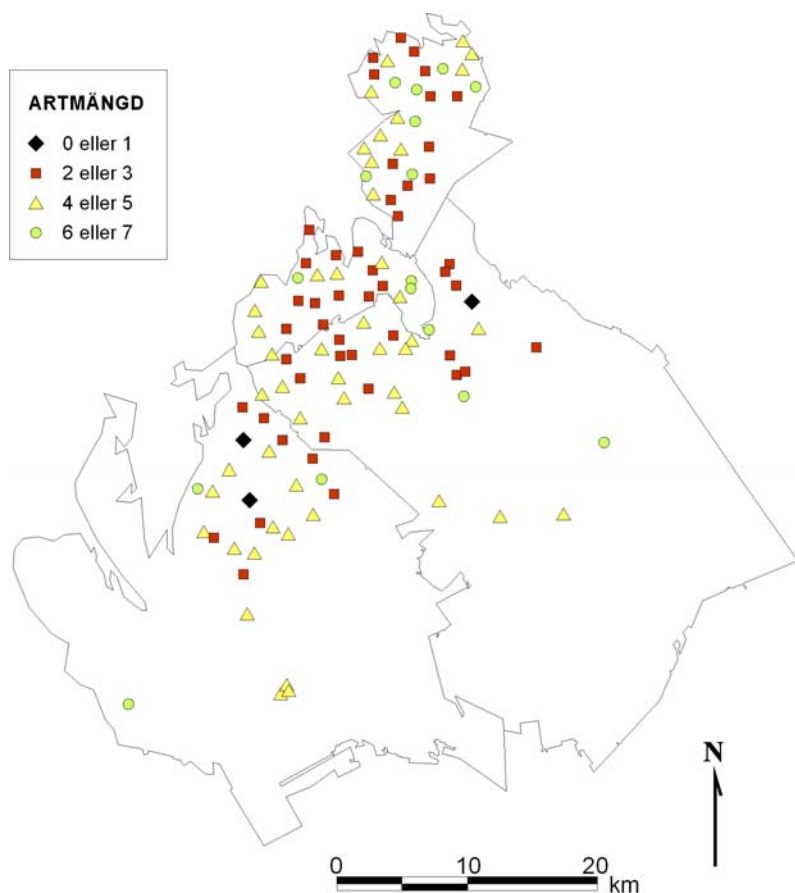


Figur 26. Det genomsnittliga antalet åtföljande arter på de undersökta stammarna. N = 580.

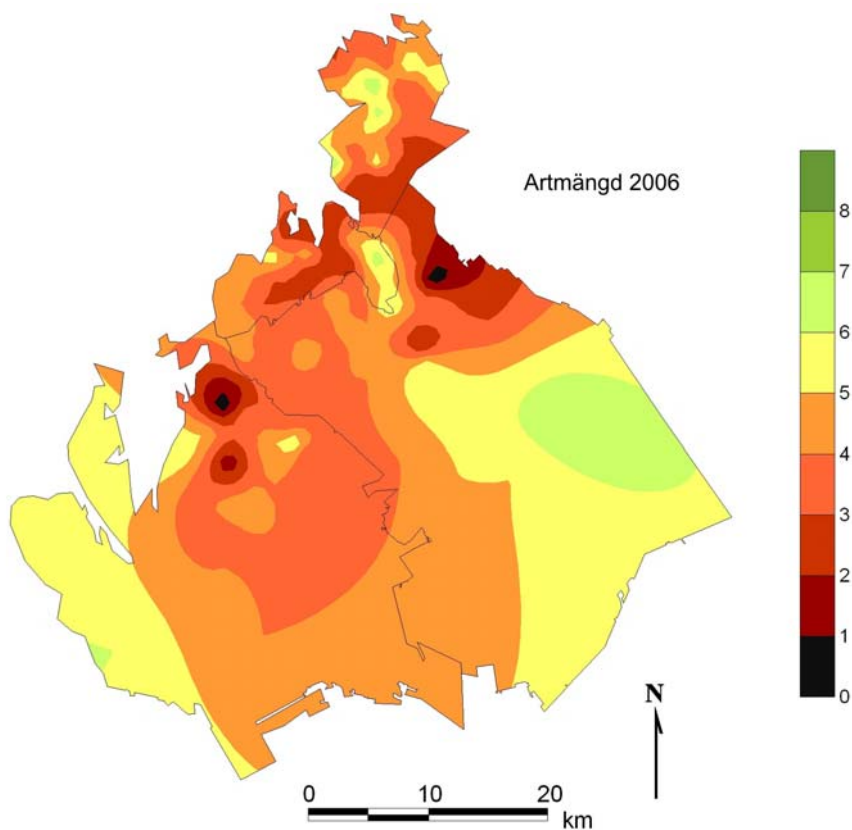
När man räknade antalet lavar beaktades endast de 10 arter som lider av luftföroreningar, alltså lämnades flarnlaven och grönalgen samt trädgrönelaven utanför beräkningarna. Lavöken eller nästan lavöken, där högst en lavart som lider av luftföroreningar observerades, fanns på uppföljningsområdet 3 stycken i Nykarleby och Pedersöre. Mycket klart utarmade provytor, där man observerade 2 eller 3 arter som lider av luftföroreningar, fanns på uppföljningsområdet 48 stycken. Detta var också till sin observationsmängd den största klassen. På uppföljningsområdet fanns 49 tydligt utarmade provytor, där det växte 4 eller 5 arter som lider av luftföroreningar. Lindrigt utarmade provytor (6 eller 7 arter som lider av luftföroreningar) var 16 stycken. Beträffande belastningen av luftföroreningarna observerades inte artmängderna av bakgrundsnivå på en enda provyta. (Figur 27).

Områdena som till sina arter var de mest utarmade låg i Nykarleby och Pedersöre. Den största delen av uppföljningsområdet var till sina arter åtminstone utarmad, och zonerna för områdena med endast lindrig utarmning var väldigt små till sina ytor. Även den norra delen av Larsmo, som på

basen av skadeklasserna var ett av uppföljningsområdets friskaste, hörde på basen av sina lavararter huvudsakligen till zonen för tydligt utarmade områden. (Figur 28).



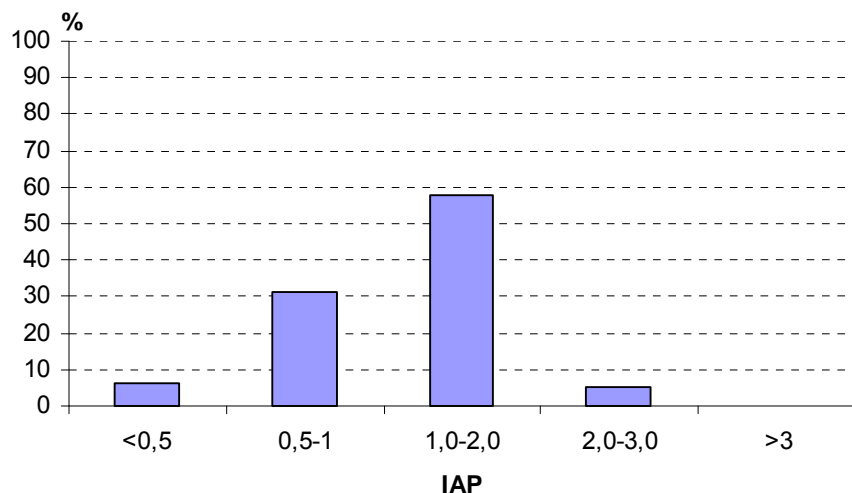
Figur 27. Antalet lavararter som tar skada av luftföroreningar på provytorna år 2006.



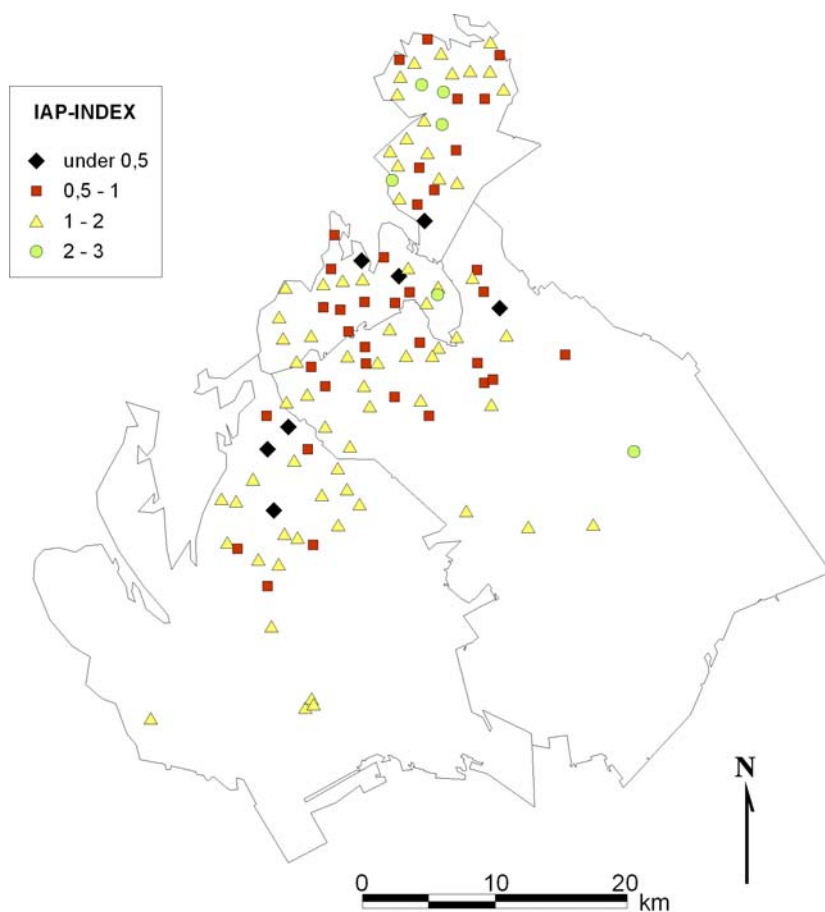
Figur 28. En zonvis beskrivning av antalet arter som tar skada av luftföroreningar på uppföljningsområdet år 2006.

4.2.4 IAP-index

Provytans IAP-index är högt när det på den förekommer rikligt med lavarter som tar skada av luftföroreningar, och på motsvarande sätt lågt, när det på provytan finns få eller inga arter som tar skada (se st. 3.2.4 och tabell 11). Den största delen av provytorna (58 %) i Jakobstadsnejden placerade sig för IAP-indexets del i klassen 1-2, som beskriver klara förändringar i arterna som förorsakats av luftföroreningar (figur 29). IAP-indexet var under 0,5 (lavöken eller nästan lavöken) på 7 provytor. På basen av IAP-indexet fanns det 36 tydligt utarmade provytor runt om på uppföljningsområdet. Lindriga förändringar i lavarterna var det på 6 provytor, och för IAP-indexets del fanns det inga provytor på uppföljningsområdet som motsvarade bakgrundsnivån. (Figur 30).

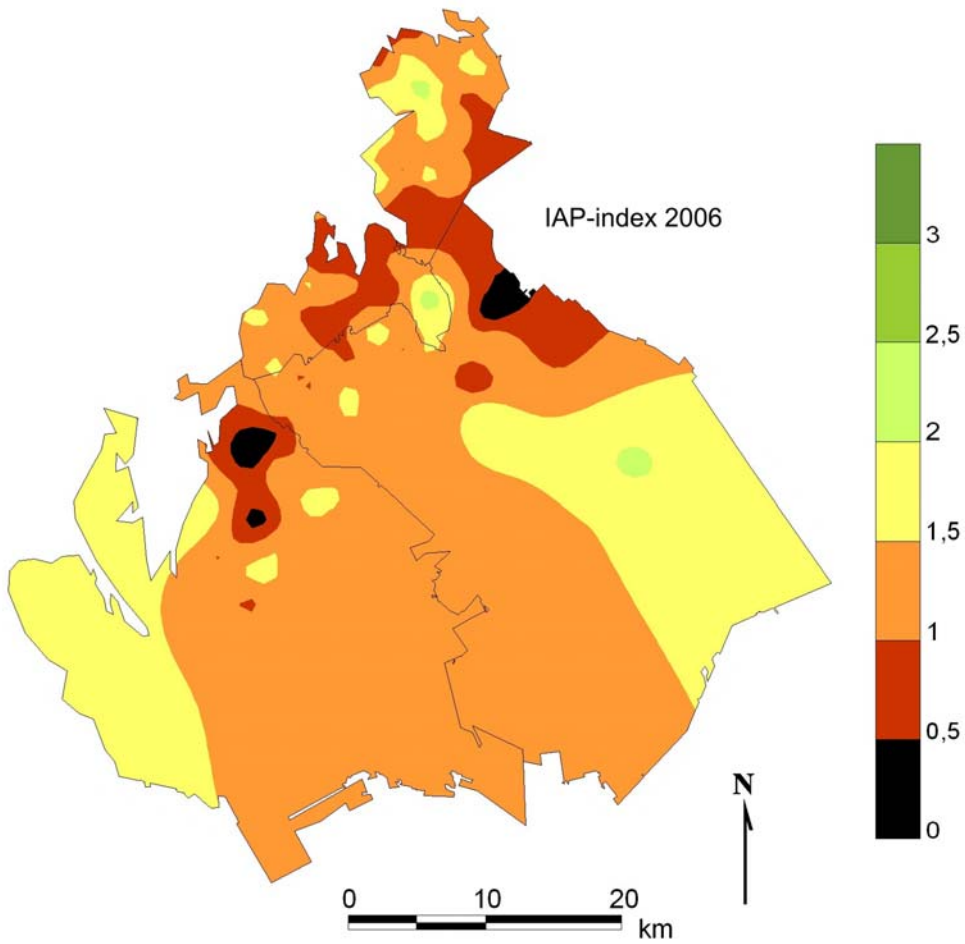


Figur 29. IAP-indexets frekvenser på uppföljningsområdet år 2006..



Figur 30. IAP-indexet på uppföljningsområdet år 2006.

De zoner som på basen av IAP-indexet hade lavöken låg på samma ställen som de områden som klassificerats med lavöken på basen av artantalet. Jakobstad centrum hörde till de mycket tydligt utarmade områdena. Zonerna för lindriga förändringar i lavarerna var små till sina ytor, och största delen av uppföljningsområdet hörde till zonen där IAP-indexet var under 1,5 , alltså till zonen som till sin lavflora är utarmad. (Figur 31).



Figur 31. IAP-indexet zonvist på uppföljningsområdet år 2006.

4.3 Barrens grundämneshalter

I tabell 22 presenteras medeltalen, de minimum och maximum värdena samt standardavvikelsen för barrens grundämneshalter på uppföljningsområdet i Jakobstadsnejden.

Tabell 22. Medeltalen, de minimum och maximum värdena samt standardavvikelsen för barrens grundämneshalter.

	S mg/kg	N g/kg	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	B mg/kg	Mn mg/kg	Fe mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Cr mg/kg	Cd mg/kg	Ni mg/kg	As mg/kg	Co mg/kg	Hg mg/kg	V mg/kg
n	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	40	40	40	40
Medeltal	1019	14,9	1564	5464	3324	801	17,2	453	53	2,26	47	0,19	0,10	0,41	0,034	0,17	0,021	0,12
Minimum	842	11,6	1279	4205	2432	610	8,0	181	35	0,04	28	0,03	0,03	0,18	0,025	0,06	0,003	0,07
Maximum	1249	18,7	1876	6980	5598	1119	27,0	923	133	3,17	66	2,54	0,70	1,86	0,128	0,39	0,034	0,64
Standard- avvikelse	77	1,38	115	531	553	98	3,9	144	13	0,59	8,6	0,47	0,07	0,23	0,020	0,08	0,008	0,09

Medelvärdet för barrens svavelhalt var på uppföljningsområdet 1019 mg/kg. Som normal svavelhalt för barr anses nivån 900 mg/kg. De högsta svavelhalterna på uppföljningsområdet (över 1200 mg/kg) observerades på tre provytor i Jakobstad centrum, den södra delen av Larsmo, Storströmmen samt i Nykarleby vid Mirkas fabriker i Jeppo by. (Figur 32).

Medelvärdet för barrens kvävehalt var 14,9 g/kg. Kvävehalterna var låga (under 13 g/kg) på 8 provytor, som låg i närheten av Jakobstads och Larsmos kuster. För övrigt kunde inte en klar regional fördelning i kvävehalten observeras. (Figur 33).

Medelvärdet för fosforhalten på uppföljningsområdet var 1564 mg/kg. Brist på fosfor observerades inte på någon av provytorna. En regional fördelning i fosforhalterna kunde inte observeras. (Figur 34).

Kaliumhaltens medelvärde på området var 5464 mg/kg. Som optimal halt för kalium i barr anses, beroende på källa, halter över 4000 mg/kg (Jukka 1988, j.fr. tabell 15) eller över 5000 mg/kg (Reinikainen 1998, j.fr. tabell 16). Halter under 4000 mg/kg observerades inte över huvudtaget på uppföljningsområdet. (Figur 35).

Kalciumhaltens medelvärde på uppföljningsområdet var 3324 mg/kg. De högsta kalciumhalterna koncentrerade sig till Jakobstad centrum och till provytorna i närheten av centrum. (Figur 36).

Medelvärdet för barrens magnesiumhalt var 801 mg/kg. Höga magnesiumhalter observerades speciellt i Larsmo kommun i den norra delen av uppföljningsområdet. Halter som underskrider 700 mg/kg kan anses som låga (j.fr tabell 16), och sådana halter observerades på 17 provytor främst i uppföljningsområdets södra delar. Magnesiumbrist kan förorsakas av bl.a. exceptionell riklig tillgång på kväve t.ex. i närheten av pälsfarmor. (Figur 37).

Medelvärdet för barrens borhalt på uppföljningsområdet var 17 mg/kg. En lämplig borhalt i barr på basen av skogens tillväxt är en halt på över 8 mg/kg, och borhalten på en provyta i Pedersöre var exakt 8 mg/kg. Borhalterna var ganska höga på provytorna i närheten av Jakobstad centrum och Larsmo. (Figur 38).

Medelvärdet för manganhalten var på uppföljningsområdet 453 mg/kg. I manganhalterna observerades ingen tydlig regional fördelning (Figur 39).

Medelvärdet för barrens järnhalt var på uppföljningsområdet 53 mg/kg. Höga halter för järn observerades i Jakobstad centrum, de norra delarna av Pedersöre och provytorna i närheten av Mirkas fabriker. (Figur 40).

Medelvärdet för barrens kopparhalt var på uppföljningsområdet 2,3 mg/kg. De högsta kopparhalterna (över 3 mg/kg) observerades på tre provytor i Kållby i Pedersöre. (Figur 41).

Medelvärdet för barrens zinkhalt var på uppföljningsområdet 47 mg/kg. I barrens zinkhalt kunde ingen regional fördelning observeras. (Figur 42).

Kromhaltens medelvärde var på uppföljningsområdet 0,19 mg/kg. I barrens kromhalter observerades en gradient i nord-sydlig riktning på så vis, att halterna var högre i de norra delarna av uppföljningsområdet än i de södra delarna. Höga kromhalter observerades speciellt på provytor i de nordostliga delarna av Jakobstad samt i Larsmo kommun och i närheten av Mirkas fabriker. Kromhalterna låg under bestämningsgränsen (0,05 mg/kg) på 27 % av provytorna, som främst fanns i de södra delarna av uppföljningsområdet. (Figur 43).

Medelvärdet för barrens kadmiumhalt var på uppföljningsområdet 0,10 mg/kg. Kadmiumhalterna låg under bestämningsgränsen (0,05 mg/kg) på 7 provytor. Tämmligen höga kadmiumhalter observerades på provytor i Jakobstad, de norra delarna av Pedersöre och Larsmo. (Figur 44).

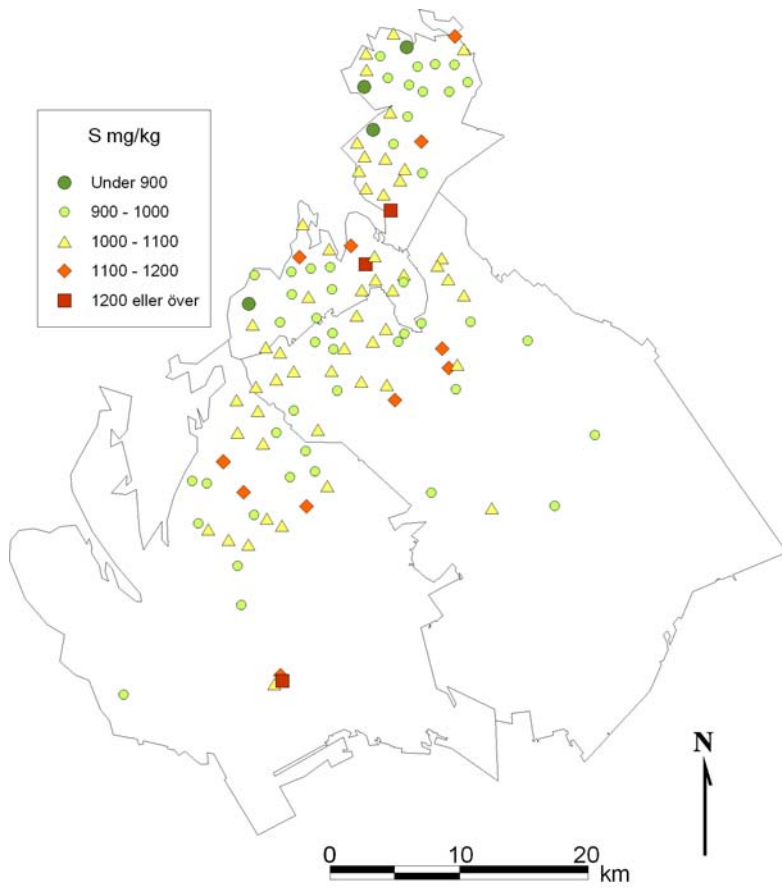
Medelvärdet för barrens nickelhalt var på uppföljningsområdet 0,41 mg/kg. Barrens högsta nickelhalt observerades i närheten av Mirkas fabriker. (Figur 45).

Arsenikhalterna för barr analyserades på 40 provytor. Arsenikhaltens medelvärde på uppföljningsområdet var 0,034 mg/kg. Arsenikhalterna låg på den största delen av provytorna under bestämningsgränsen 0,05 mg/kg. Den högsta arsenikhalten (0,128 mg/kg) analyserades på en provyta som låg i den norra delen av Pedersöre. (Figur 46).

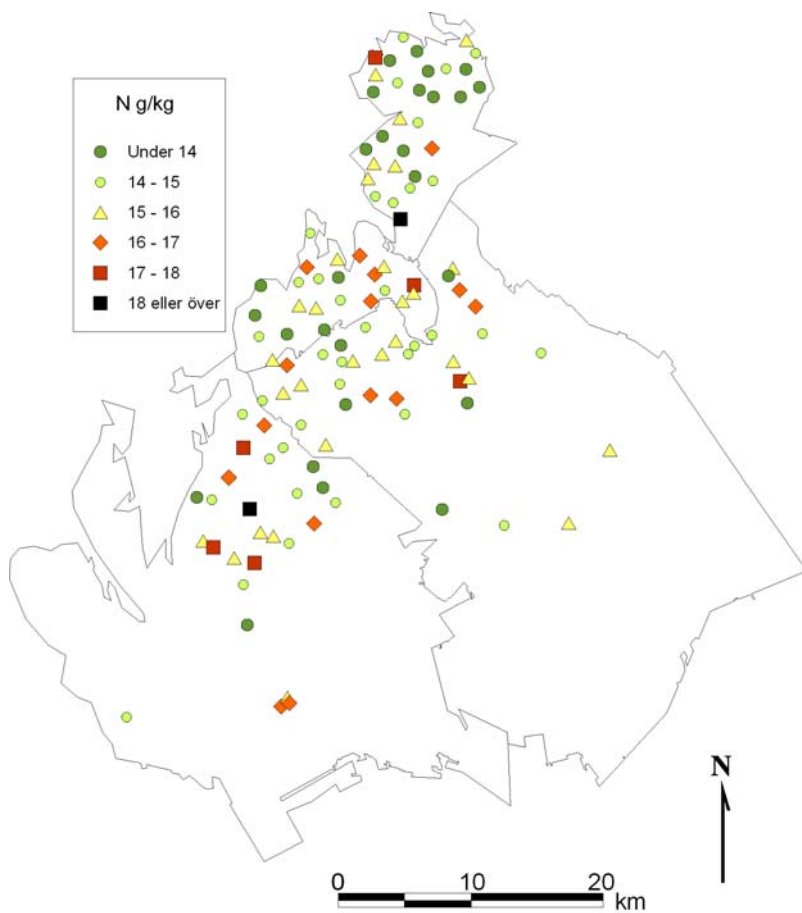
Barrens kobolthalt analyserades från 40 provytor. Medelvärdet för kobolthalten på uppföljningsområdet var 0,17 mg/kg. Kobolthalterna var högre i uppföljningsområdets norra delar än i de södra delarna. (Figur 47).

Barrens kvicksilverhalter analyserades på 40 provytor. Medelvärdet för kvicksilverhalten på uppföljningsområdet var 0,021 mg/kg. De högsta kvicksilverhalterna analyserades från tre provytor i Nykarleby samt en provyta i den södra delen av Larsmo. (Figur 48).

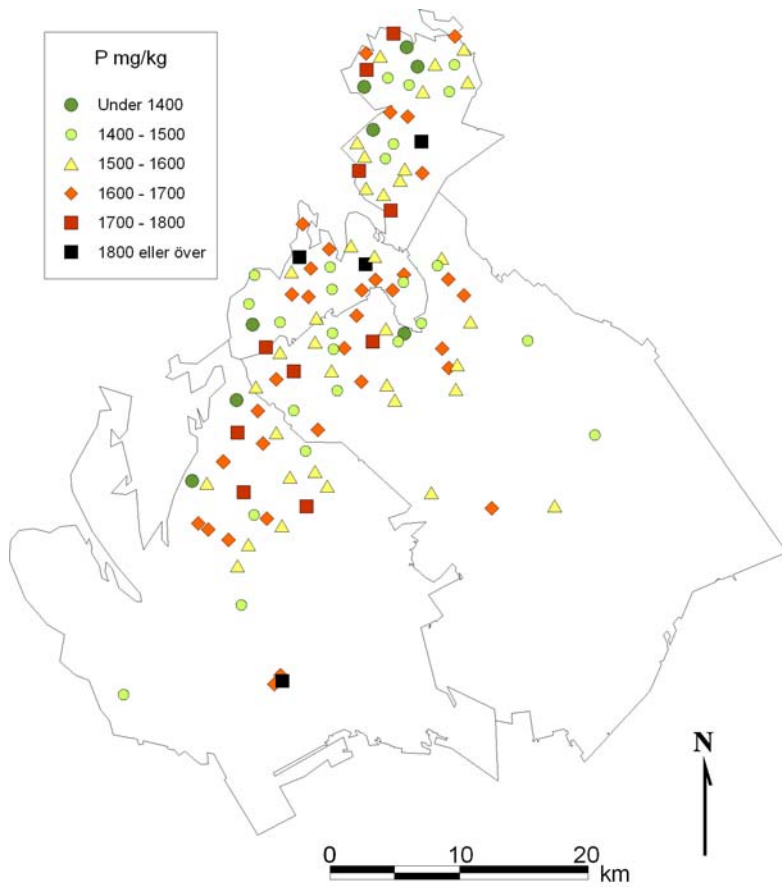
Barrens vanadinhalt analyserades från 40 provytor. Medelvärdet för vanadinhalten på uppföljningsområdet var 0,12 mg/kg. De högsta vanadinhalterna analyserades från provytan i Jakobstad centrum och en provyta belägen i den norra delen av Pedersöre.



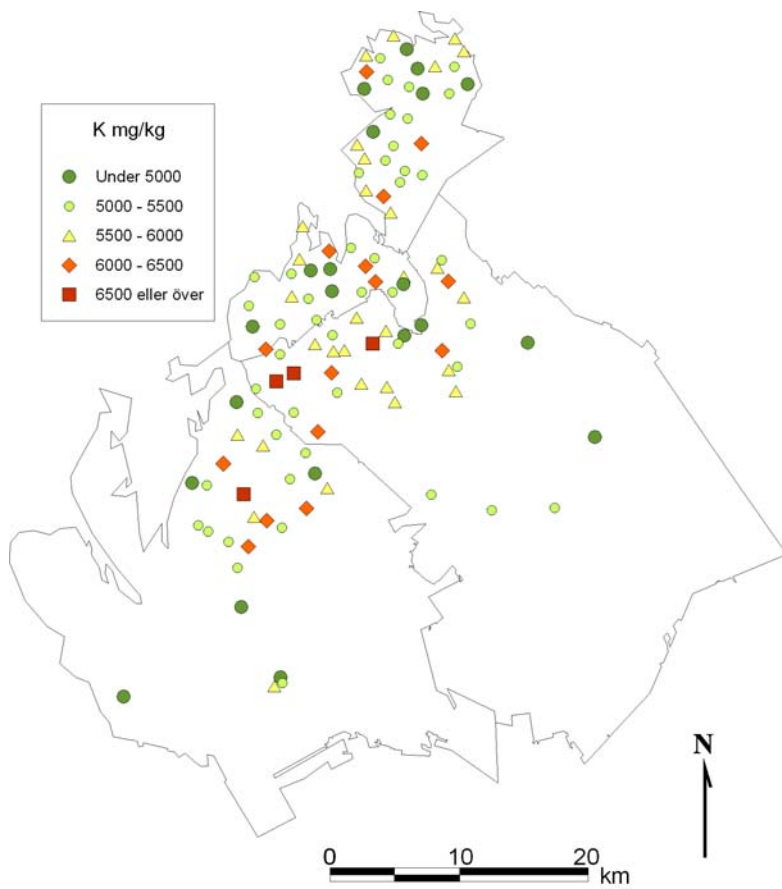
Figur 32. Svavelhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



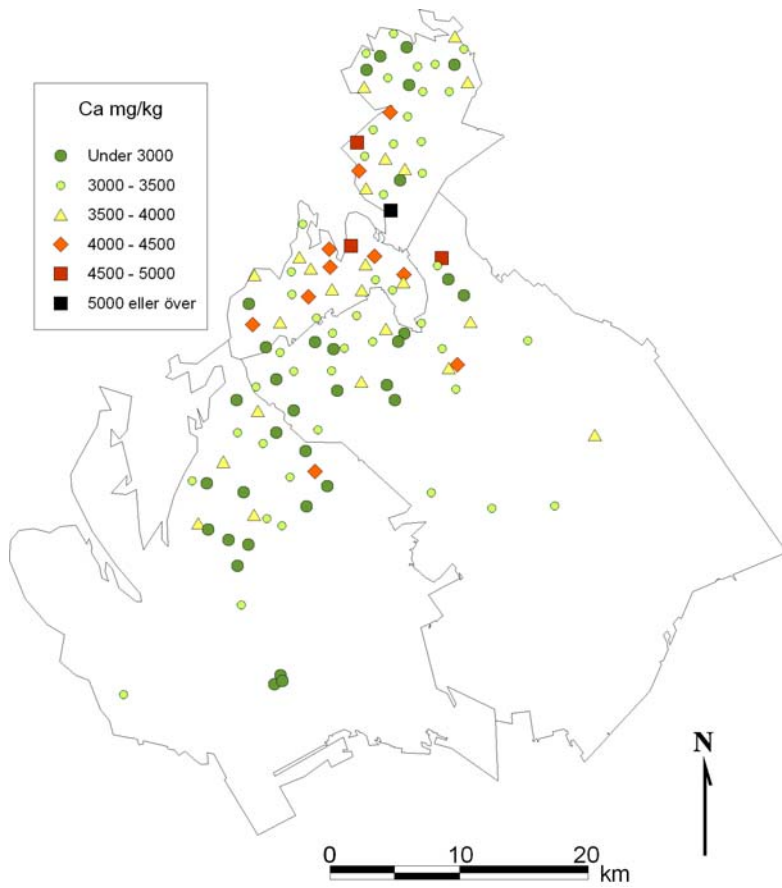
Figur 33. Kvävehalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



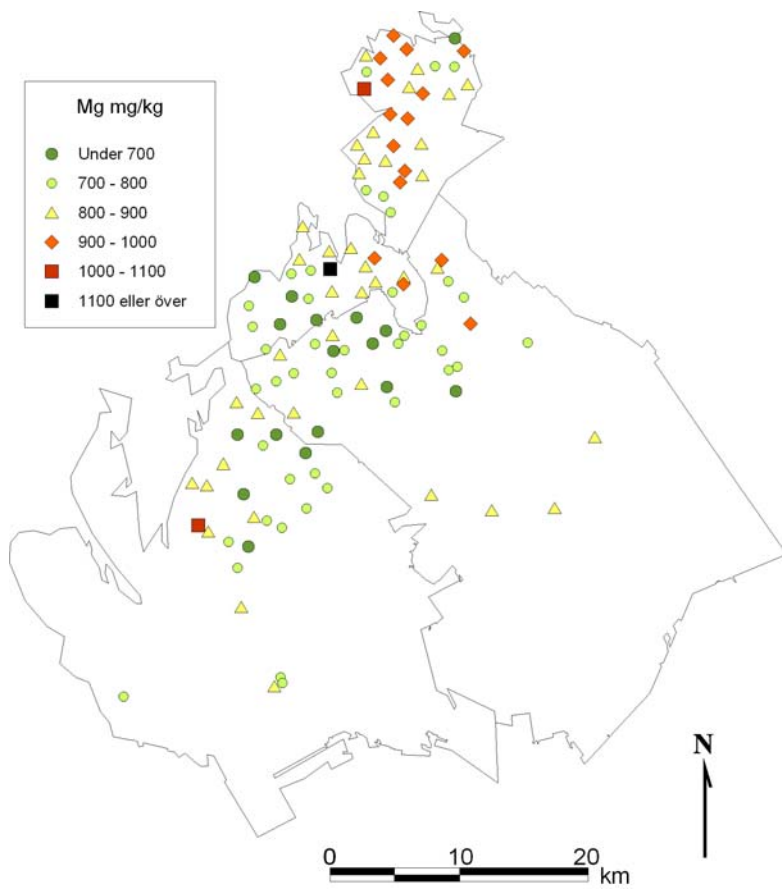
Figur 34. Fosforhalten (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsneiden.



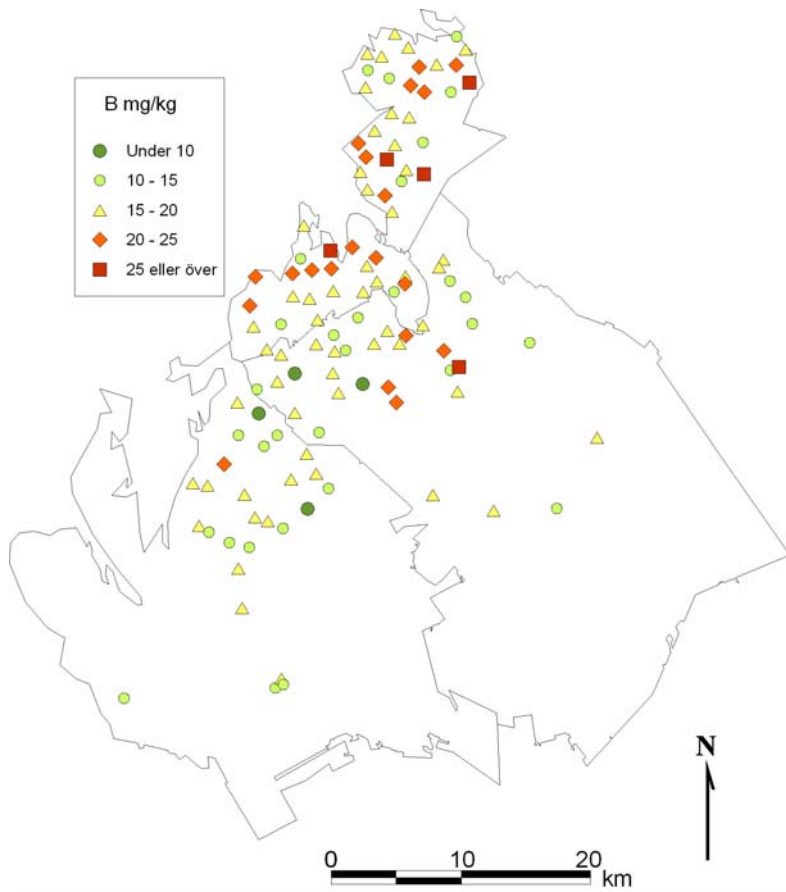
Figur 35. Kaliumhalten (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsneiden.



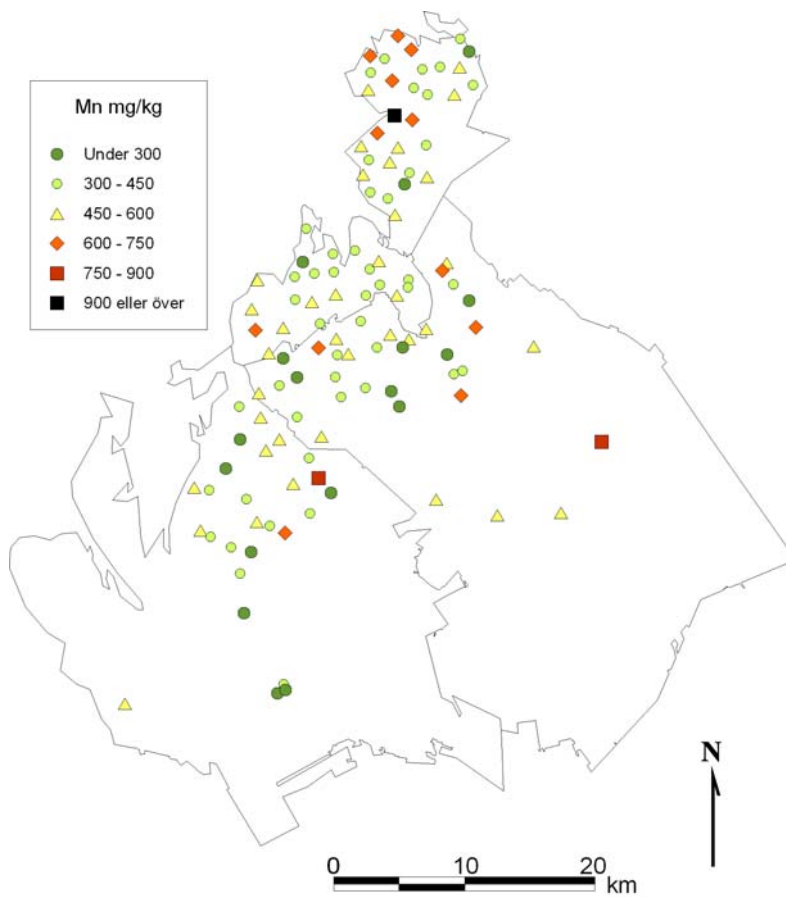
Figur 36. Kalciumhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



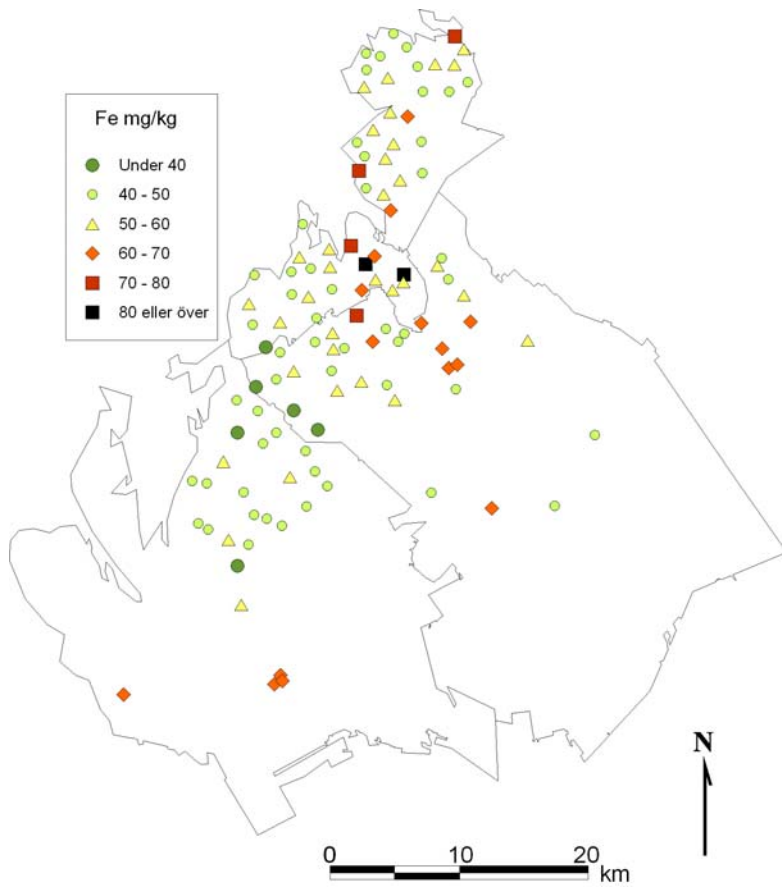
Figur 37. Magnesiumhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



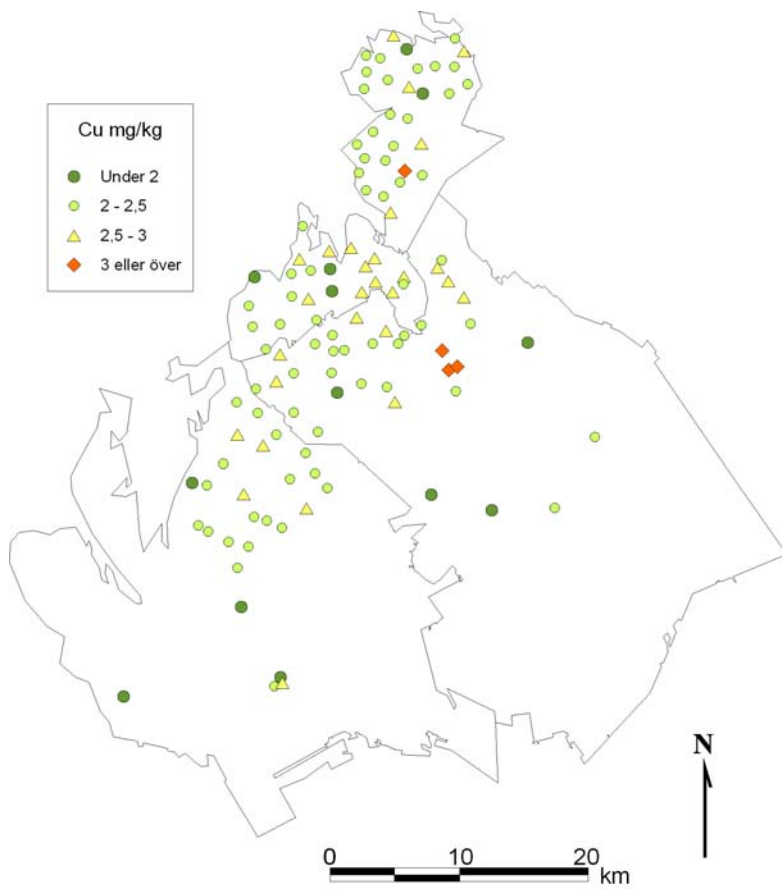
Figur 38. Borhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



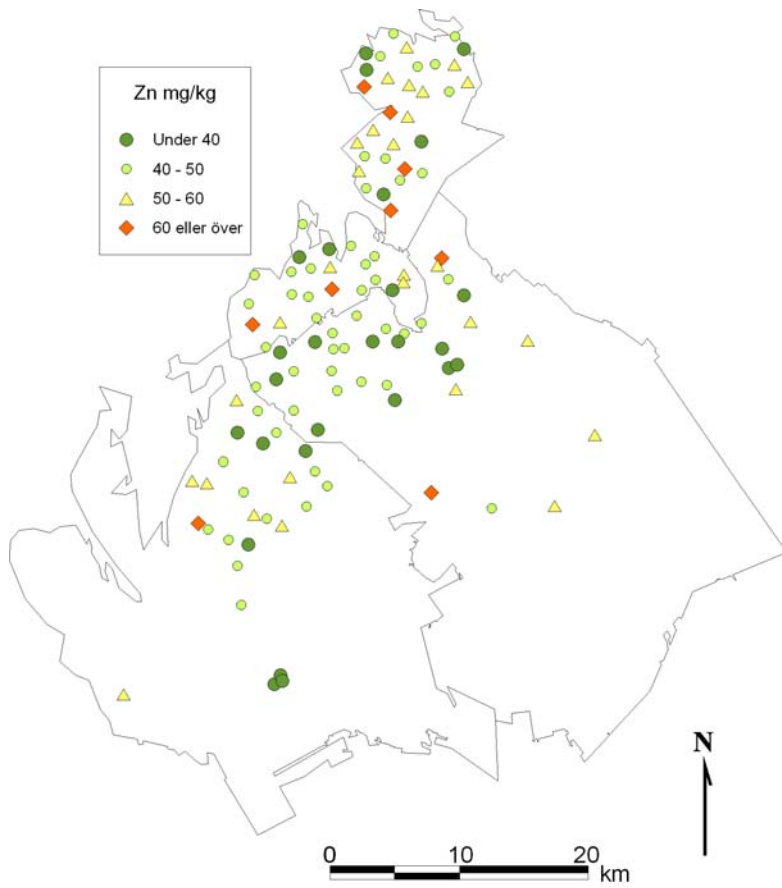
Figur 39. Manganhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 provytorna i Jakobstadsnejen.



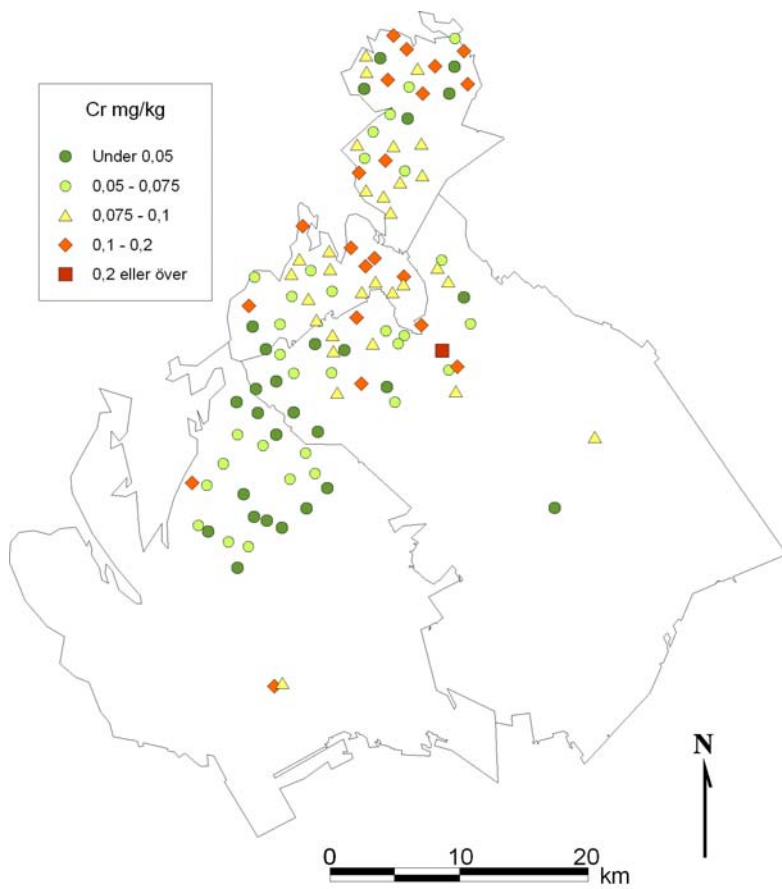
Figur 40. Järnhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsneiden.



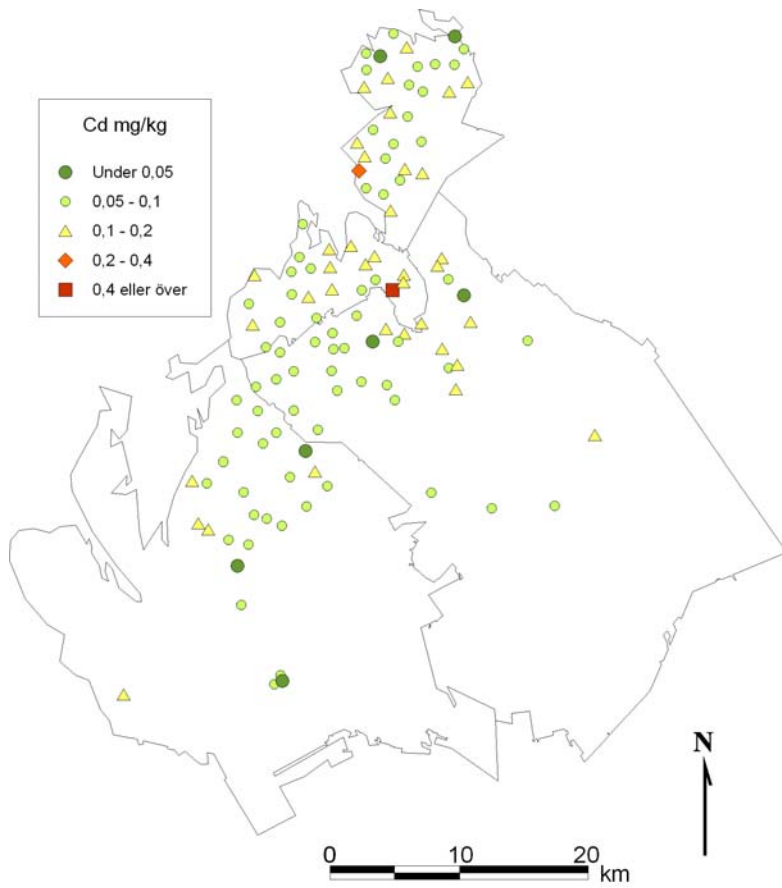
Figur 41. Kopparhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsneiden.



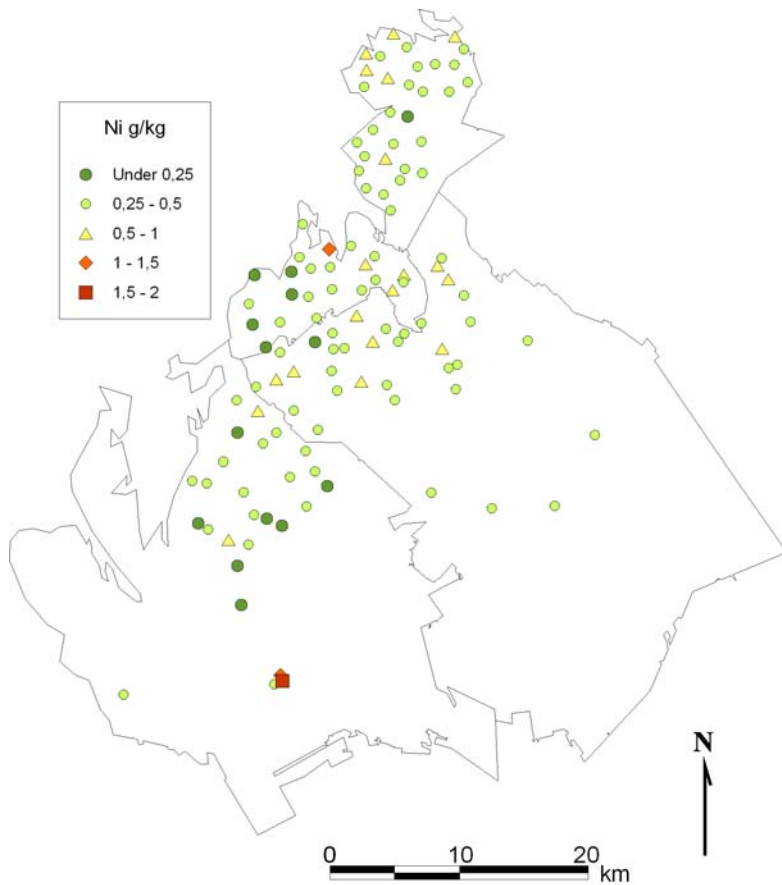
Figur 42. Zinkhalten (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



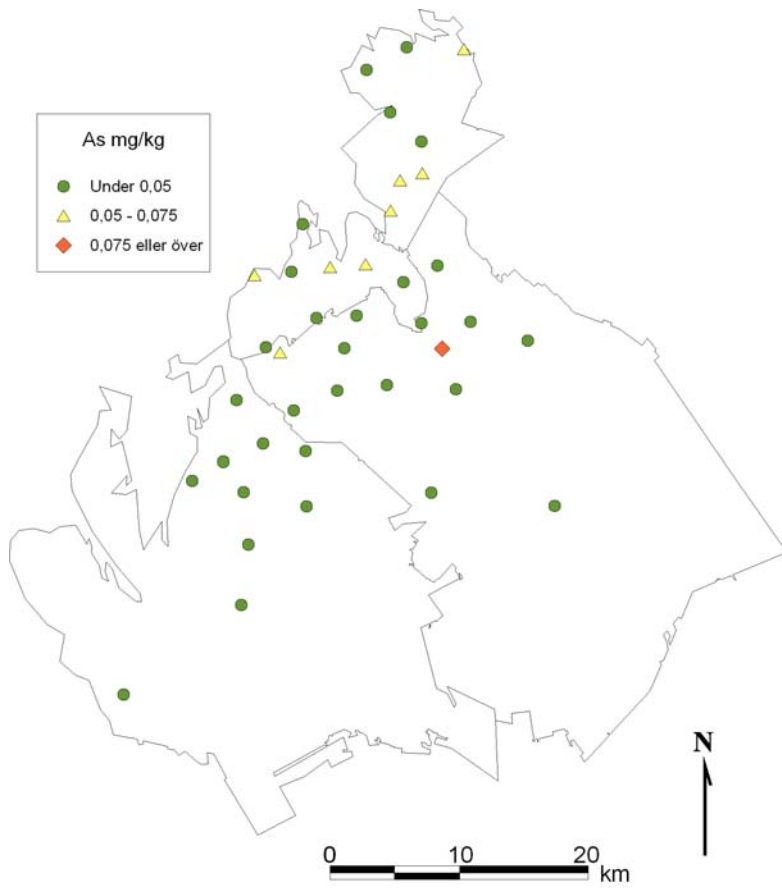
Figur 43. Kromhalten (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



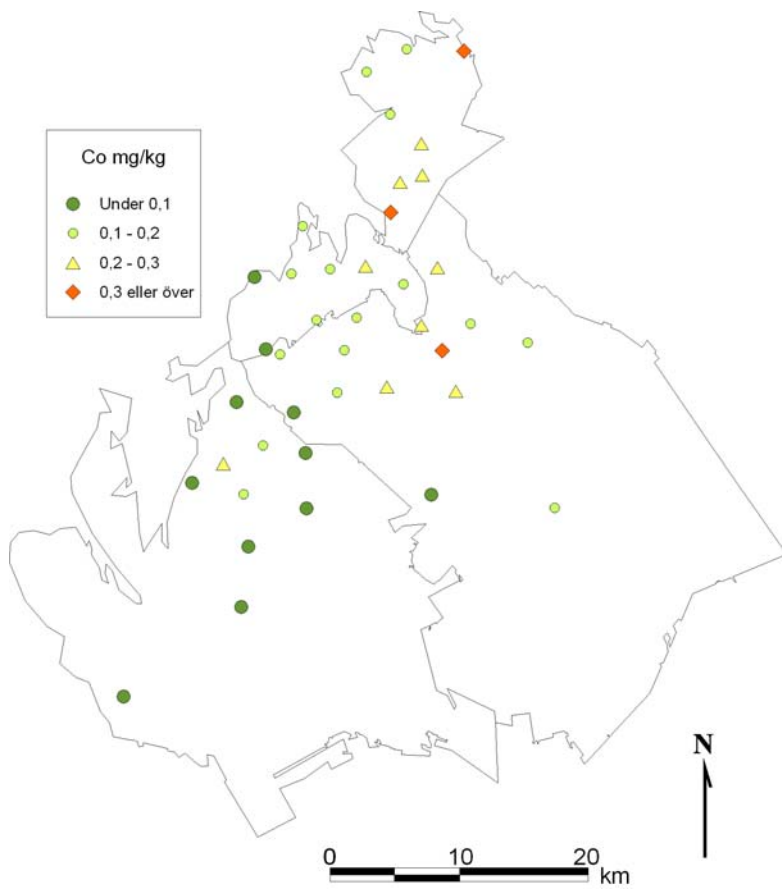
Figur 44. Kadmiumhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



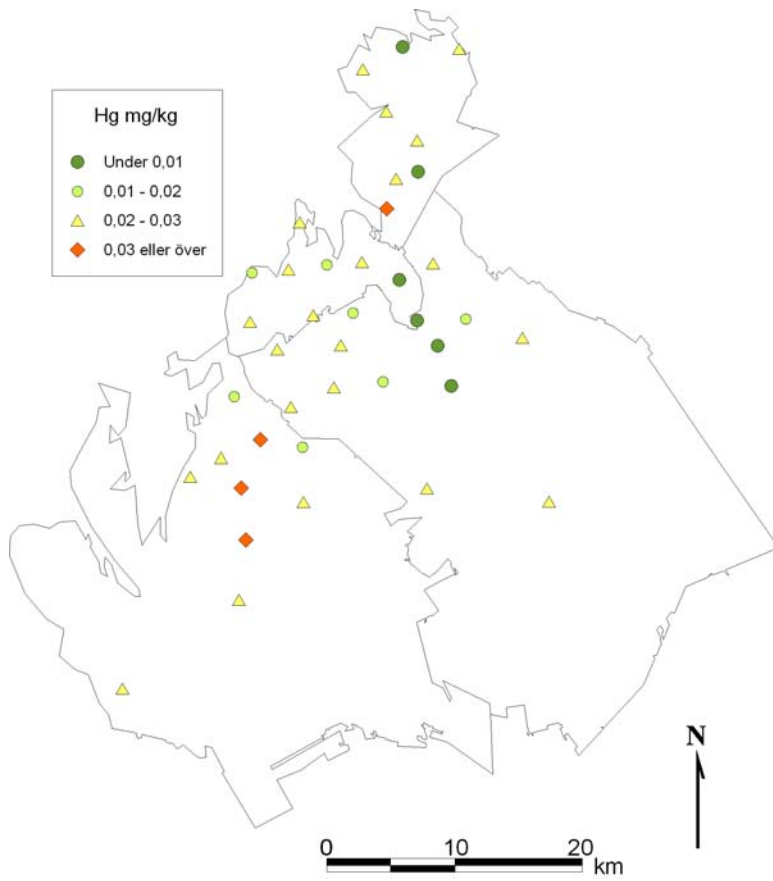
Figur 45. Nickelhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



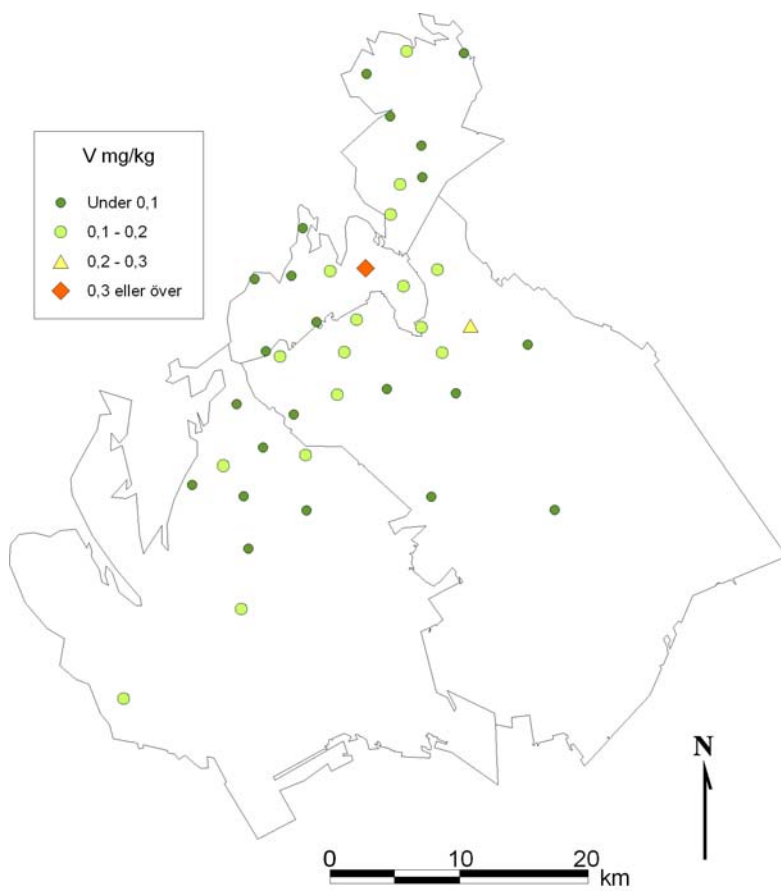
Figur 46. Arsenikhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



Figur 47. Kobolthalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



Figur 48. Kviksilverhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i Jakobstadsnejen.



Figur 49. Vanadinhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytorna i jakobstadsnejen.

4.4 Mossornas grundämneshalter

I tabell 23 presenteras medelvärdet, minimum och maximum värden samt standardavvikelsen för mossornas grundämneshalter.

Tabell 23. Grundämneshalter för mossor på provytorna i Jakobstadsnejden år 2006.

	Al mg/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg
Medeltal	211	0,13	2,3	0,07	0,16	7195	2375	1,3	1512	0,85
Minimum	85	0,05	1,0	0,03	0,07	4391	1642	0,3	980	0,25
Maximum	665	0,44	8,5	0,33	0,27	29820	3737	3,6	2782	10
Standard- avvikelse	98	0,06	1,1	0,04	0,05	3874	340	0,8	309	1,01

	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
Medeltal	5,6	2,25	1102	321	62	1,8	290	1088	45	2,2
Minimum	1,5	1,26	802	143	32	0,7	107	834	31	0,7
Maximum	28	5,93	1711	574	120	14	1132	1725	93	36
Standard- avvikelse	2,5	0,72	190	83	16	1,7	168	166	11	4,0

Mossornas högsta aluminiumhalter lokaliserade sig på provytor i Jakobstad centrum och samt i de norra delarna av Pedersöre (figur 50).

Mossornas arsenikhalter var högre i uppföljningsområdets norra delar än i dess södra delar. De högsta arsenikhalterna analyserades från provytor i Pedersöre, nära gränsen till Jakobstad. (Figur 51).

Mossornas högsta borhalter analyserades från Jakobstads och Larsmos provytor (figur 52).

Mossornas högsta kvicksilverhalter koncentrerades till uppföljningsområdets norra delar, främst Larsmos provytor. Även på Jakobstad-Pedersöre området analyserades relativt höga kvicksilverhalter i mossorna. (Figur 53).

Mossornas kadmiumhalter var högre i uppföljningsområdets norra delar än i dess södra delar. Även på enstaka provytor i de norra delarna av Pedersöre observerades höga kadmiumhalter i mossorna. (Figur 54).

I mossornas kaliumhalter kunde ingen regional fördelning observeras (figur 55).

Mossornas högsta kalciumhalter analyserades från provytorna i Jakobstad centrum. Även kalciumhalterna på Larsmos provytor var tämligen höga. De lägsta kalciumhalterna analyserades på provytor i uppföljningsområdets södra delar. (Figur 56).

I mossornas kobolthalter kunde det observeras en tydlig gradient i syd-nordlig riktning på så vis, att kobolthalterna var betydligt högre i uppföljningsområdets norra delar jämfört med i de södra delarna. (Figur 57).

Mossornas fosforhalter var förhöjda på provytorna i Jakobstad centrum (figur 58).

De högsta kromhalterna i mossorna observerades på provytorna i Jakobstad centrum (figur 59).

Mossornas kopparhalter var låga i uppföljningsområdets västra delar och en aning höjda i de norra delarna. De högsta kopparhalterna analyserades från Jakobstad centrum och Pedersöres norra delar (figur 60).

Mossornas högsta blyhalter analyserades från provytorna i Pedersöres norra delar (figur 61).

Mossornas högsta magnesiumhalter analyserades från provytorna i de norra delarna av Jakobstad och Pedersöre (figur 62).

I mossornas manganhalter kunde ingen klar regional fördelning observeras (figur 63).

Mossornas högsta natriumhalter lokaliserades i uppföljningsområdets norra delar (figur 64).

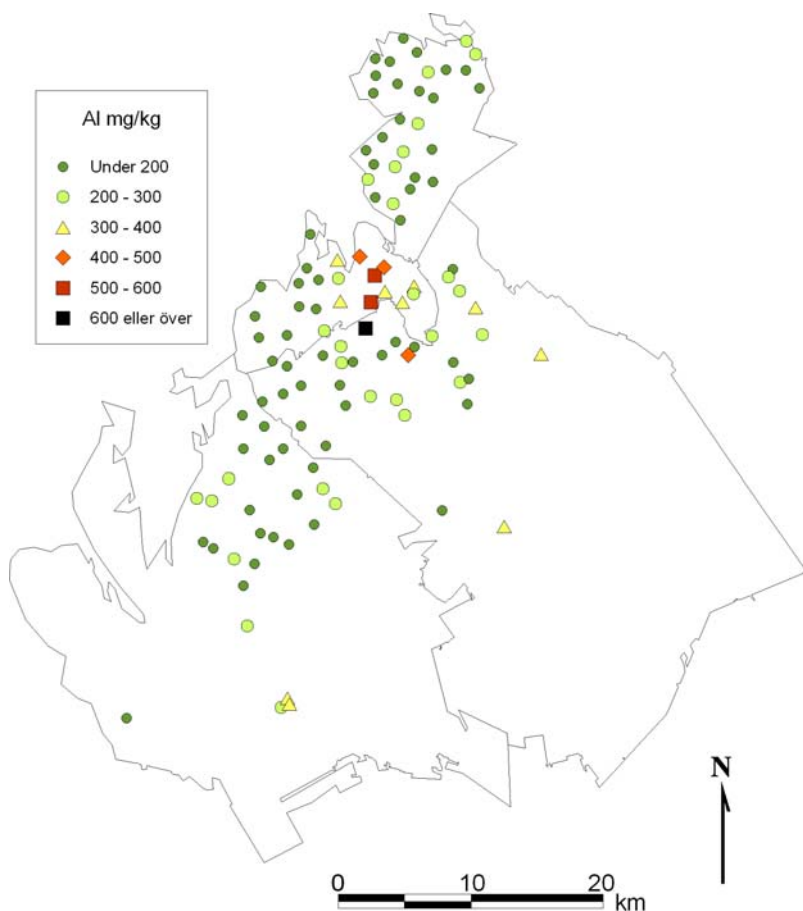
Mossornas högsta nickelhalter analyserades från provytorna i närheten av Mirkas fabriker. Därtill var mossornas nickelhalter höjda i närheten av Jakobstad centrum. De lägsta nickelhalterna placerade sig i uppföljningsområdets västra delar (figur 65).

Mossornas högsta järnhalter analyserades från provytor i närheten av Jakobstad centrum (figur 66).

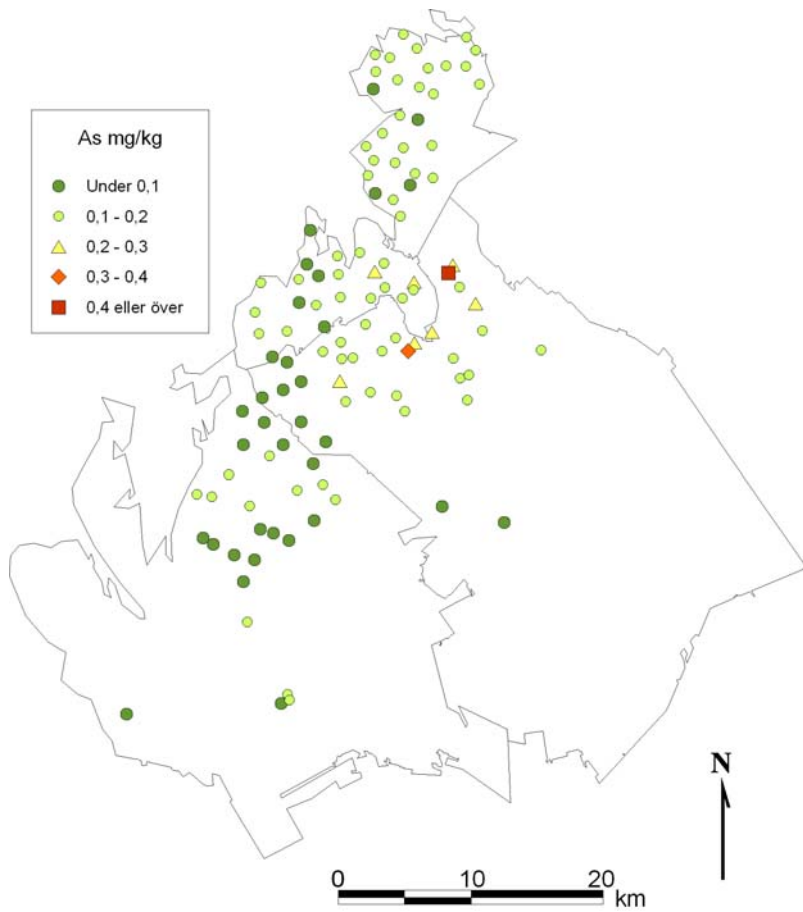
Mossornas svavelhalter var som högst i Nykarleby på provytorna i närheten av Mirkas fabriker samt på en provyta i Jakobstad centrum (figur 67).

Mossornas zinkhalter var låga i uppföljningsområdets västra delar och höjda i uppföljningsområdets norra delar (figur 68).

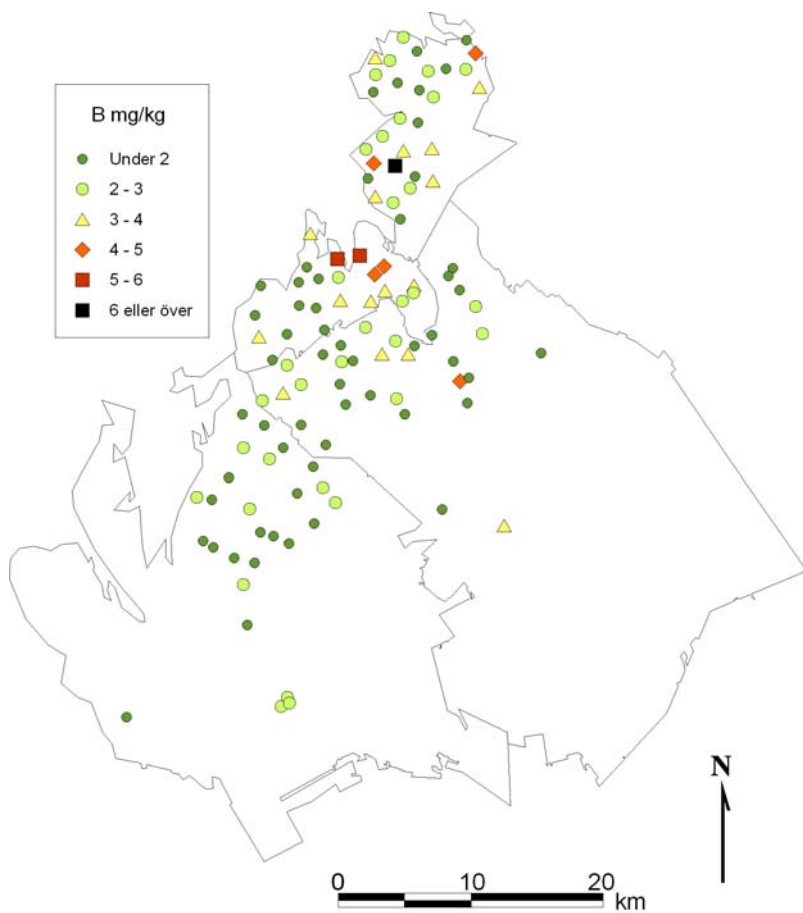
Mossornas vanadinhalter var höga på provytorna i närheten av Mirkas fabriker samt på provytorna i närheten av Jakobstad centrum (figur 69).



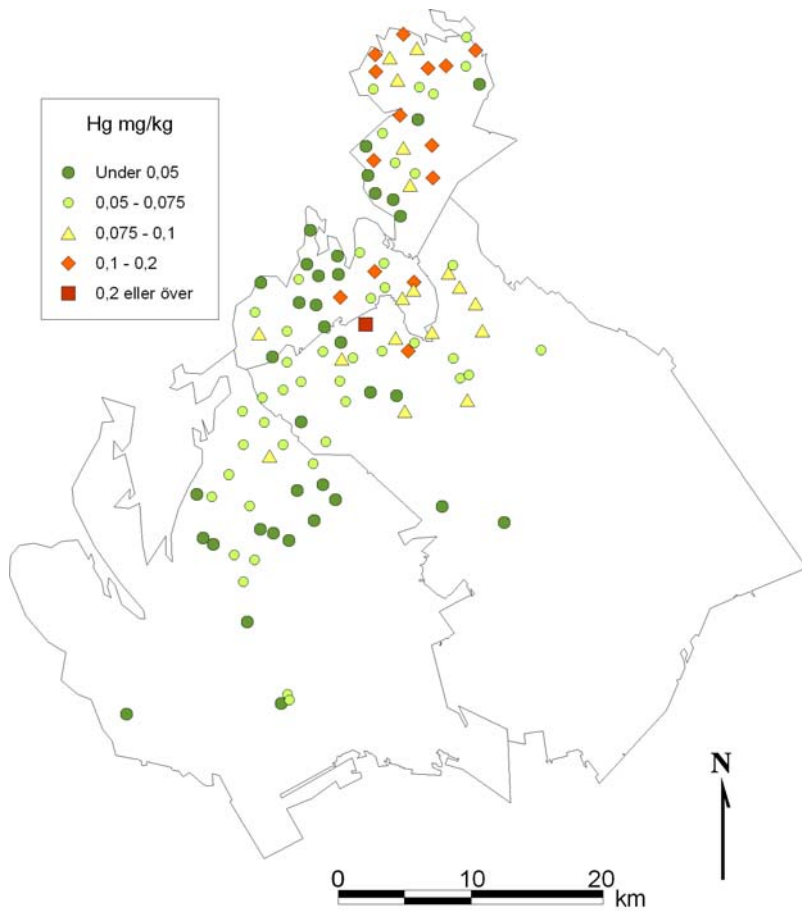
Figur 50. Mossornas aluminiumhalt (mg/kg) på provytor i Jakobstadsneiden år 2006.



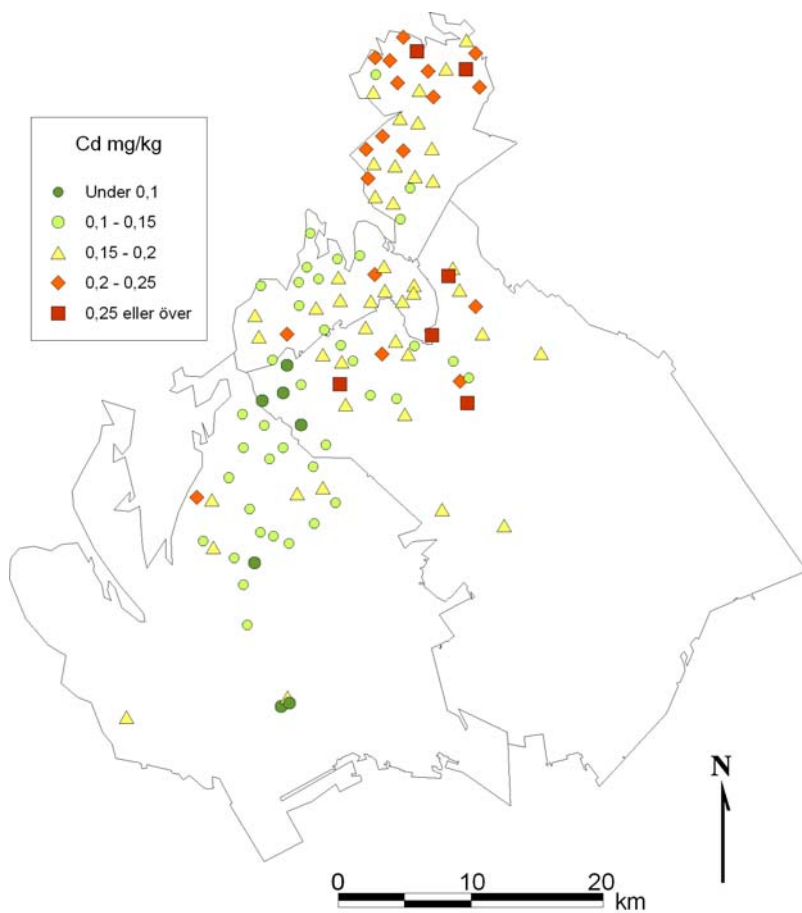
Figur 51. Mossornas arsenikhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



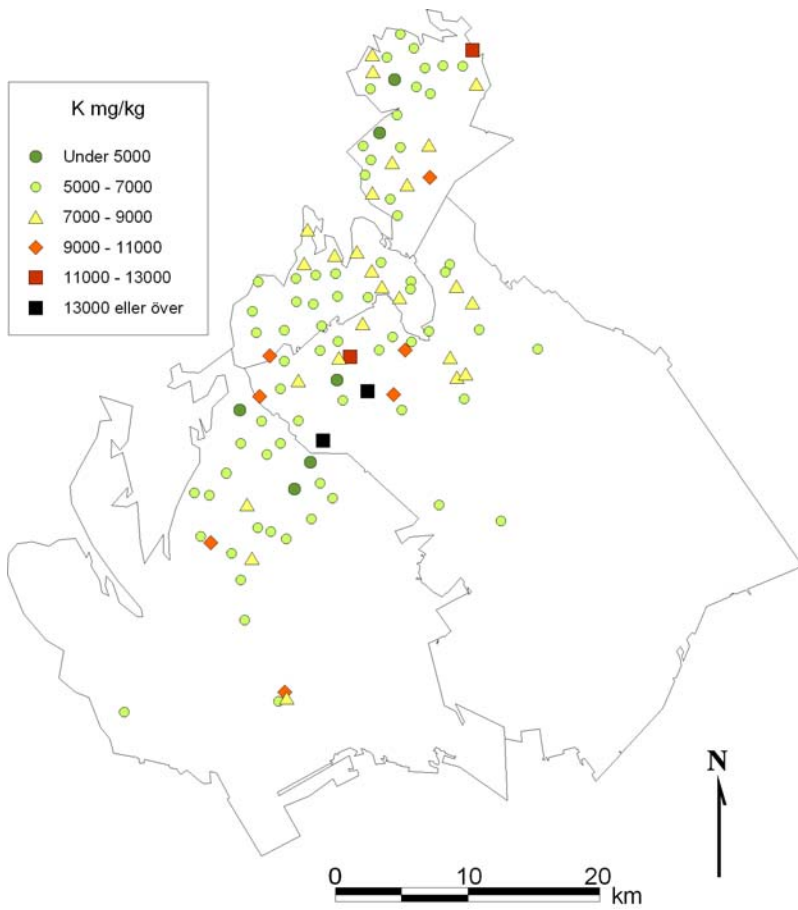
Figur 52. Mossornas borhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



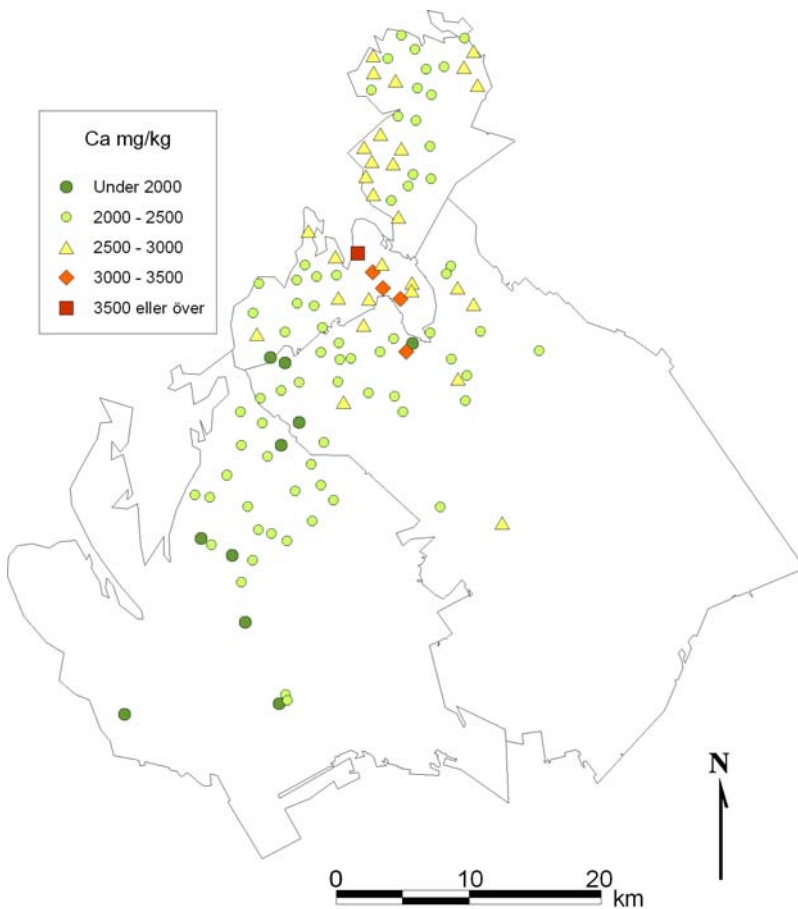
Figur 53. Mossornas kvicksilverhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.



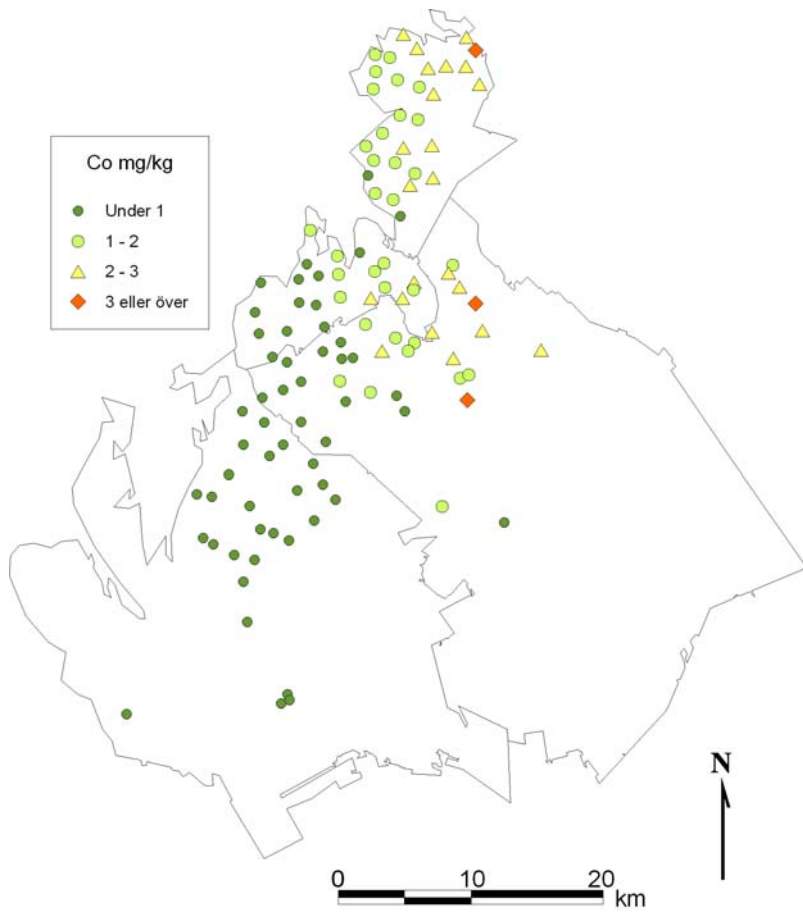
Figur 54. Mossornas kadmiumhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.



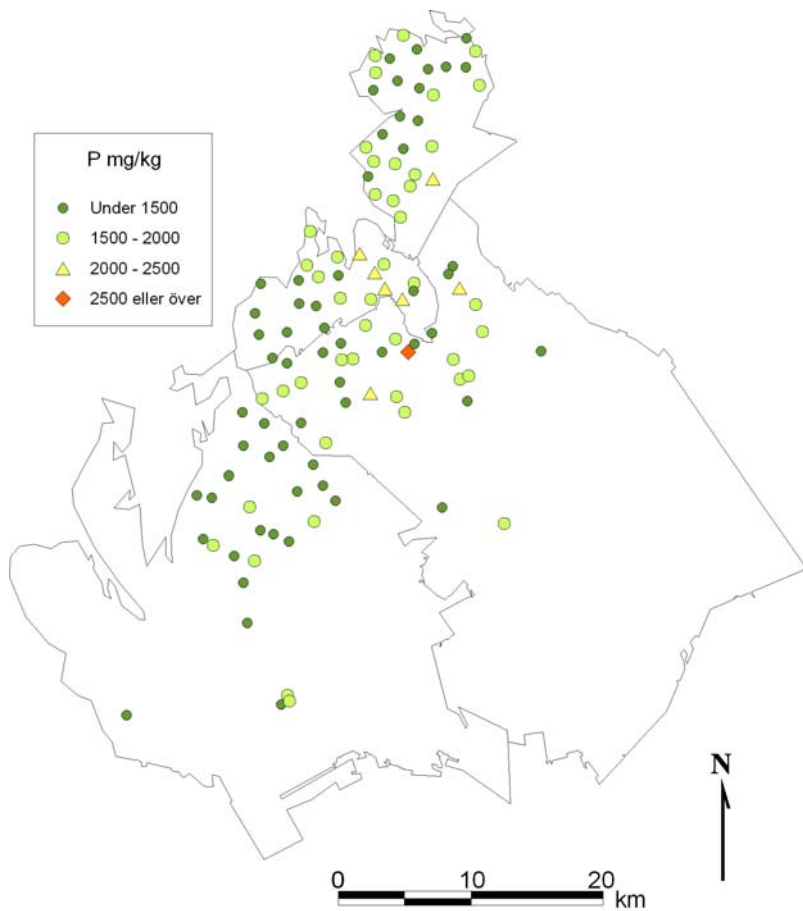
Figur 55. Mossornas kaliumhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



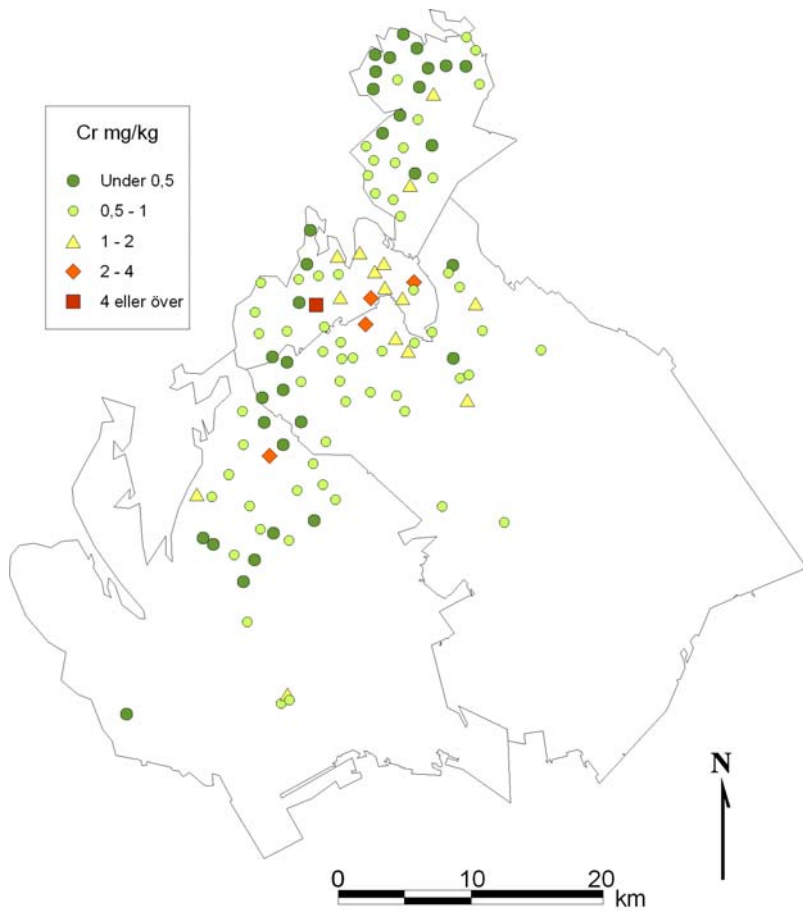
Figur 56. Mossornas kalsiumhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



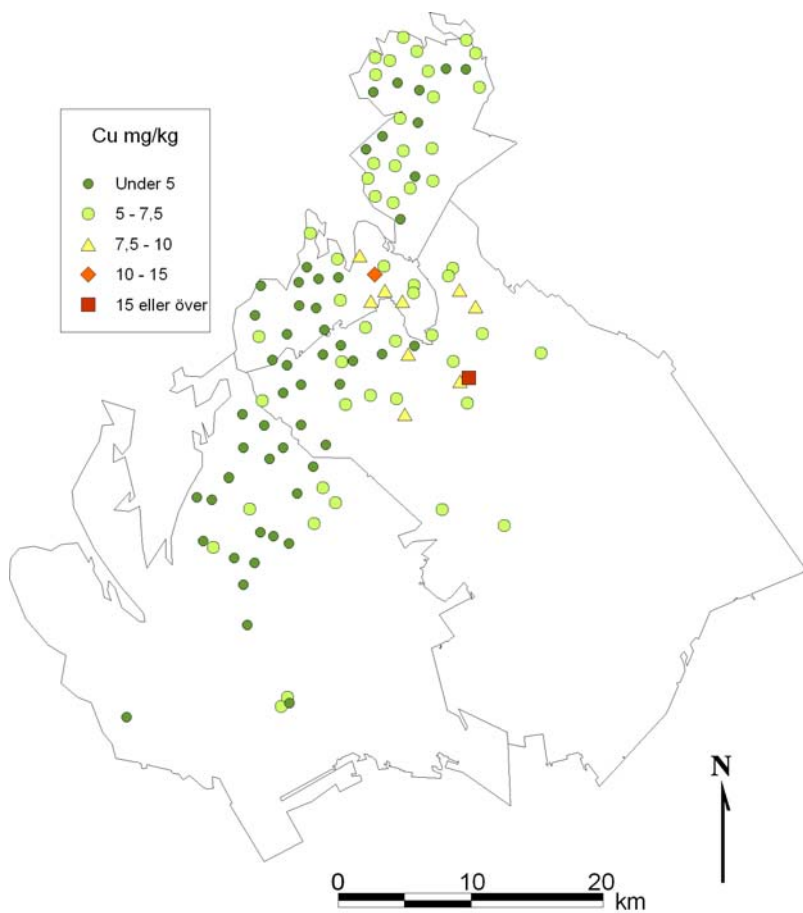
Figur 57. Mossornas kobolthalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



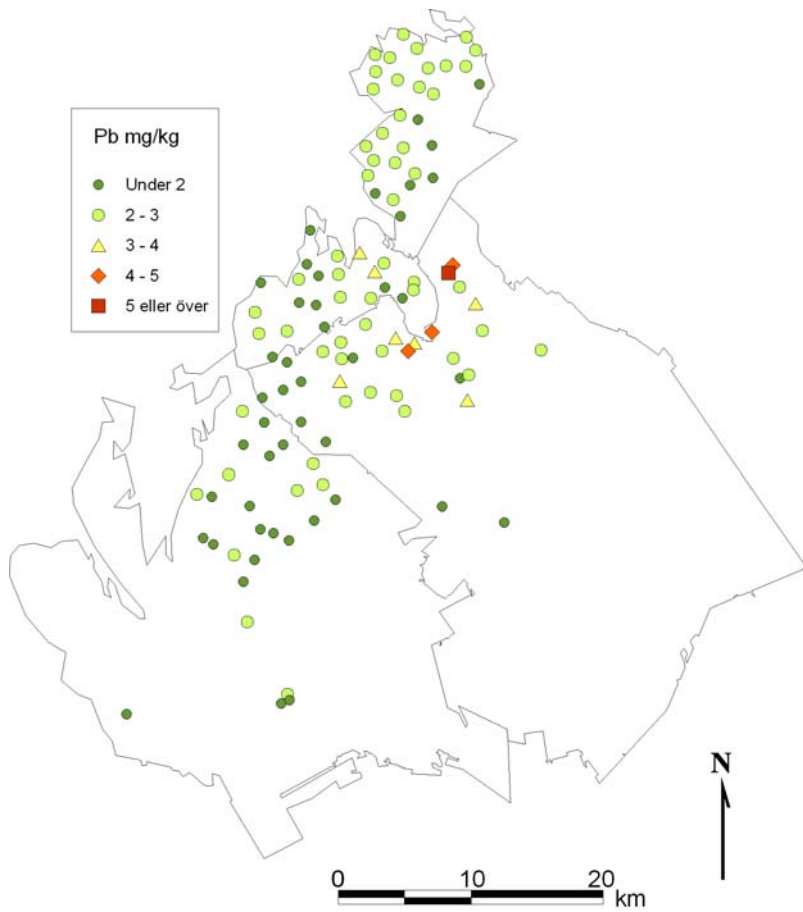
Figur 58. Mossornas fosforhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



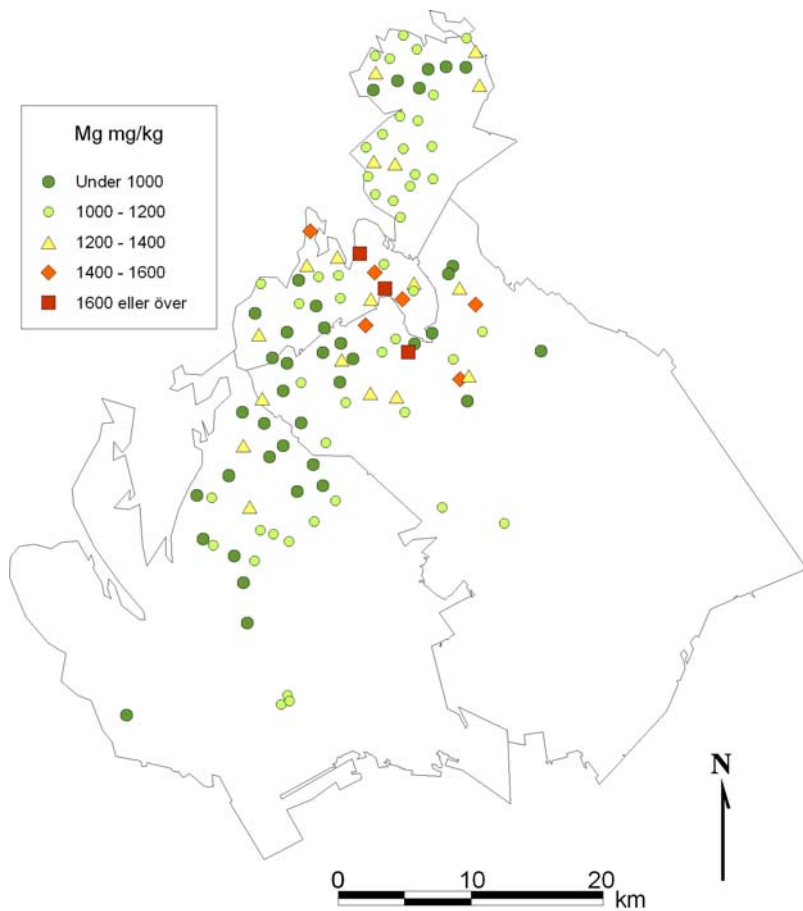
Figur 59. Mossornas kromhalt (mg/kg) på provytor i Jakobstadsneiden år 2006.



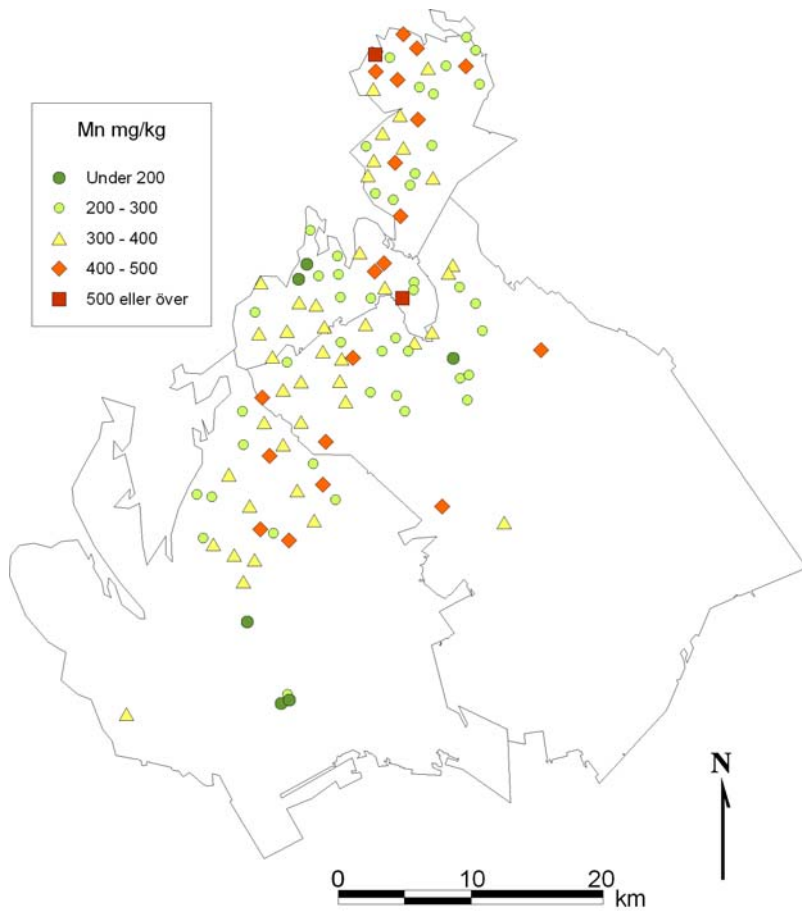
Figur 60. Mossornas kopparhalt (mg/kg) på provytor i Jakobstadsneiden år 2006.



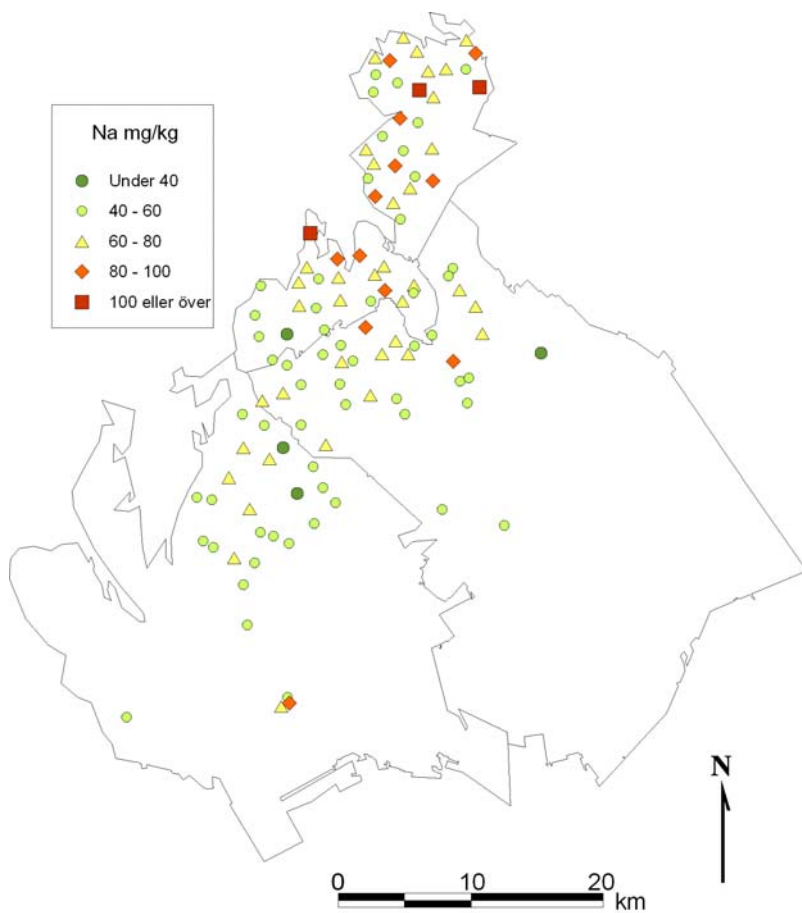
Figur 61. Mossornas blyhalt (mg/kg) på provytor i Jakobstadsneijden år 2006.



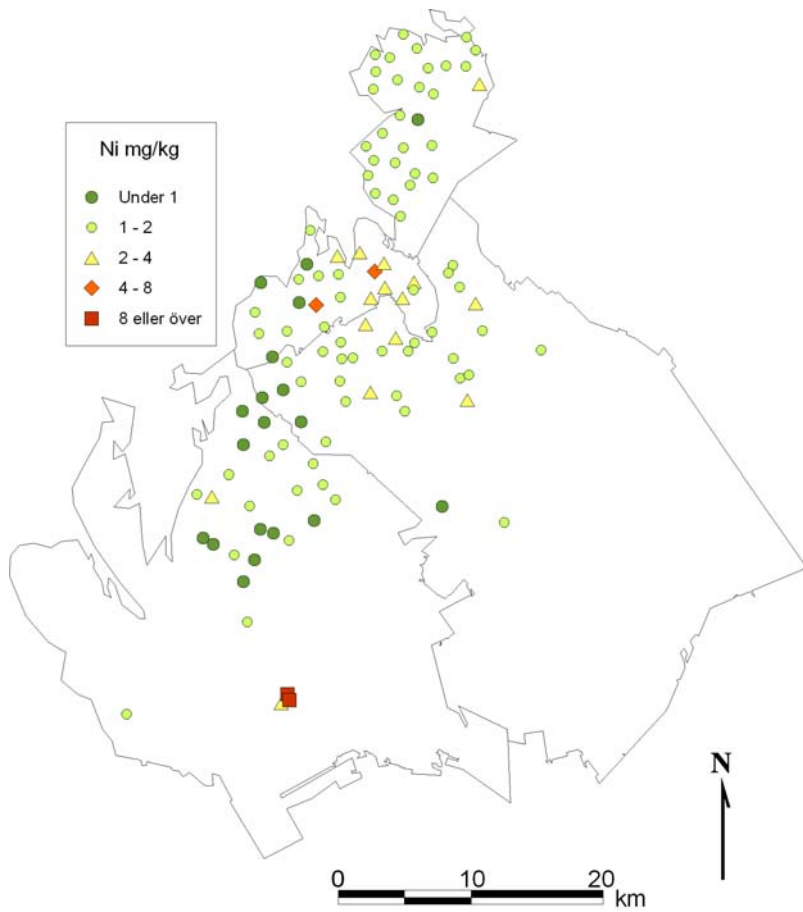
Figur 62. Mossornas magnesiumhalt (mg/kg) på provytor i Jakobstadsneijden år 2006.



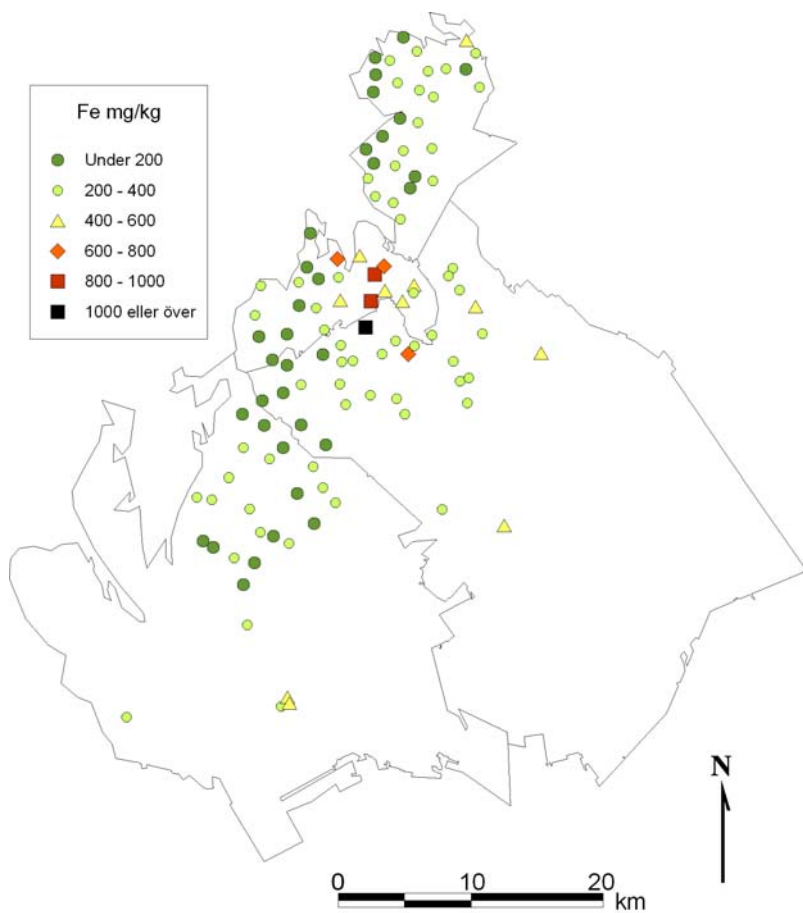
Figur 63. Mossornas manganhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



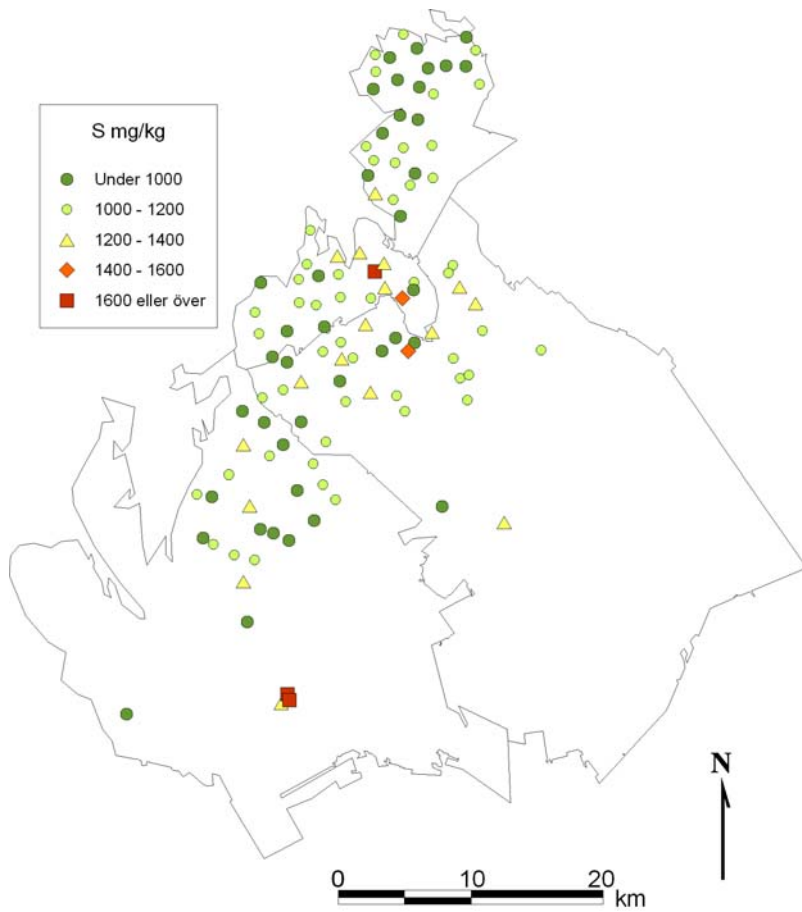
Figur 64. Mossornas natriumhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneijden år 2006.



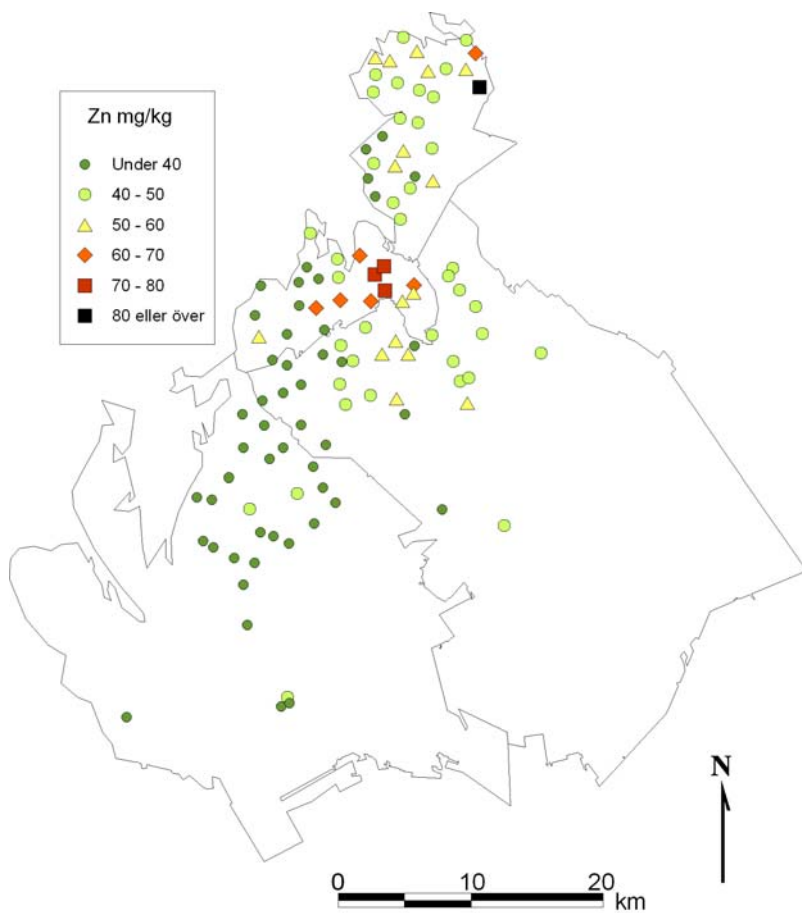
Figur 65. Mossornas nickelhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.



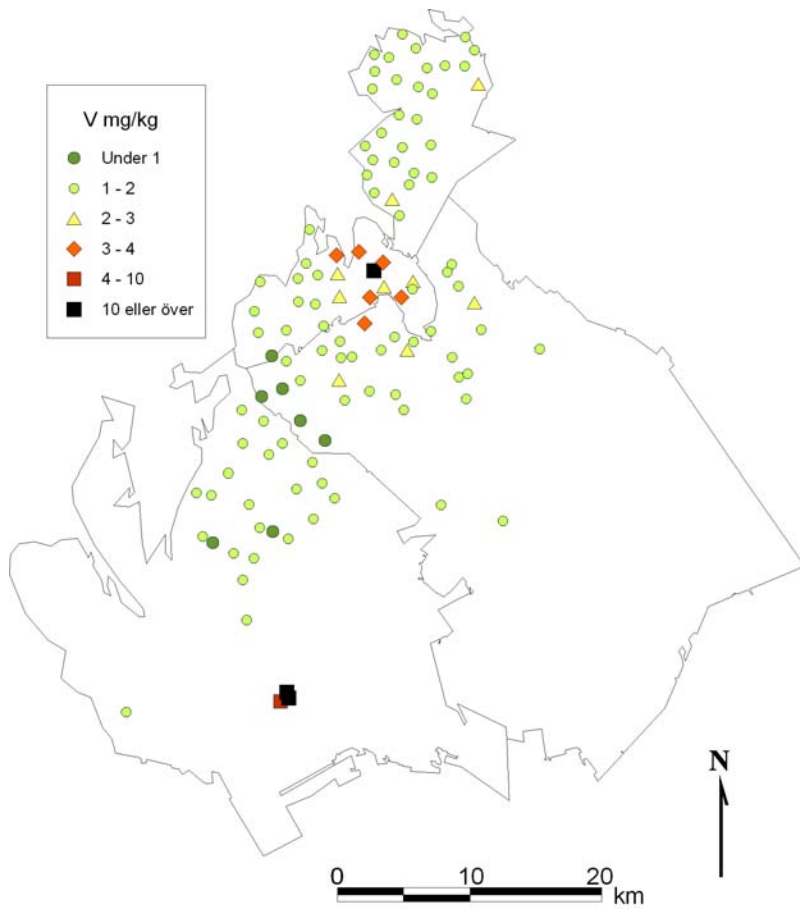
Figur 66. Mossornas järnhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.



Figur 67. Mossornas svavelhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.



Figur 68. Mossornas zinkhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.



Figur 69. Mossornas vanadinhalt (mg/kg) på provtytor i Jakobstadsneiden år 2006.

4.5 Humusens pH och grundämneshalter

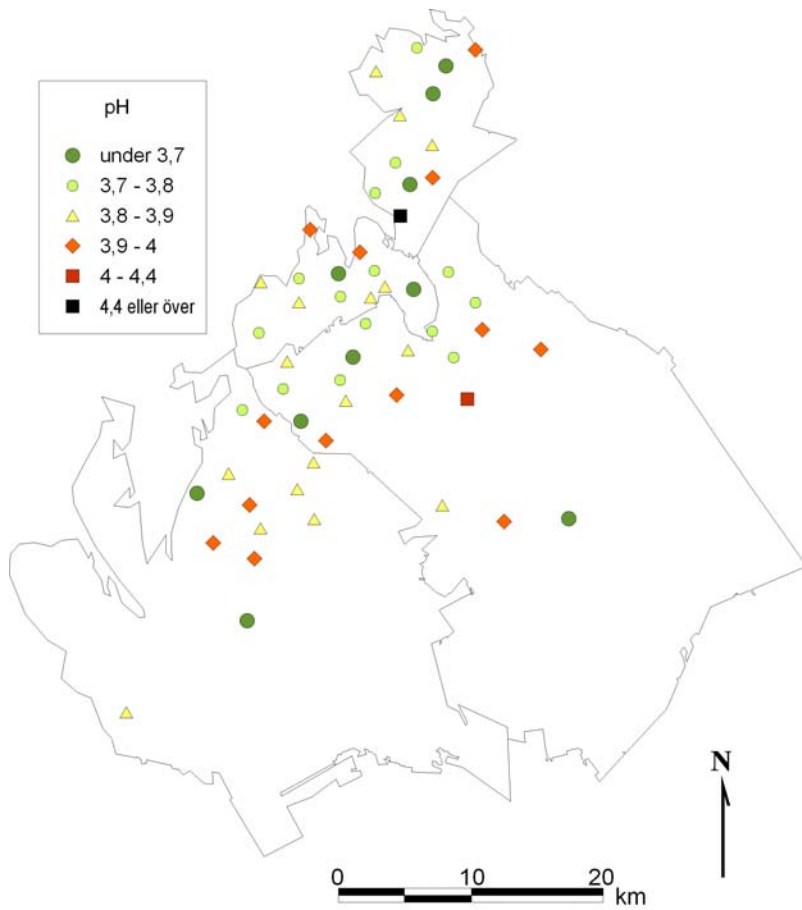
Humusens pH, C/N-förhållande, medeltal för grundämneshalterna, minimum och maximum värdena samt standardavvikelse är framställda i tabell 24.

Tabell 24. Humusens pH, C/N-förhållande och grundämneshalter i Jakobstadsnejden år 2006.

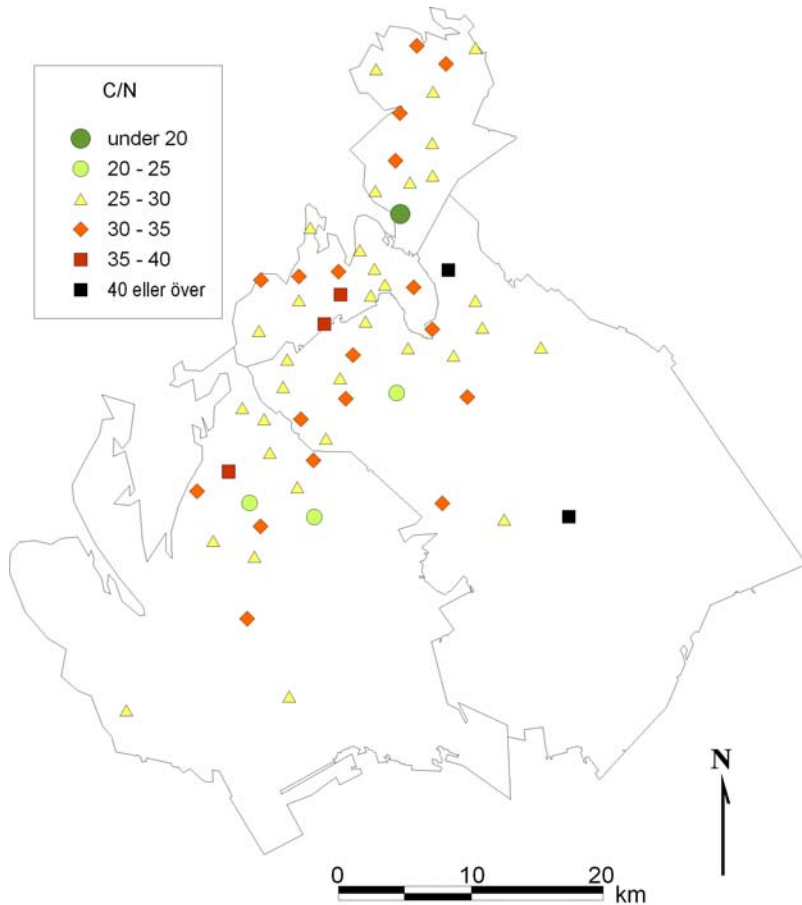
<i>n</i> = 60	pH	C/N	N %	C %	K mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg	Zn mg/kg	P mg/kg	Pb mg/kg
Medeltal	3,8	29,7	1,6	47	1038	11,8	0,45	547	2919	73,2	941	42,3
Minimum	3,6	19,7	1,0	23	460	6,3	0,25	260	940	31,0	660	22,0
Maximum	4,9	42,0	2,2	52	1900	19,0	1,00	1100	36000	180,0	1400	97,0
Standard- avvikelse	0,18	4,1	0,23	5,0	244	3,6	0,22	126	4609	24,5	145	14,8

<i>n</i> = 60	Cr mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	S mg/kg	B mg/kg
Medeltal	3,7	1696	3798	150	7,3	1963	4,3
Minsta	2,0	730	1700	17,0	3,0	910	2,9
Största	11,0	4400	6200	610	19,0	2500	14,0
Standard- avvikelse	1,9	708	831	102	3,4	292	1,6

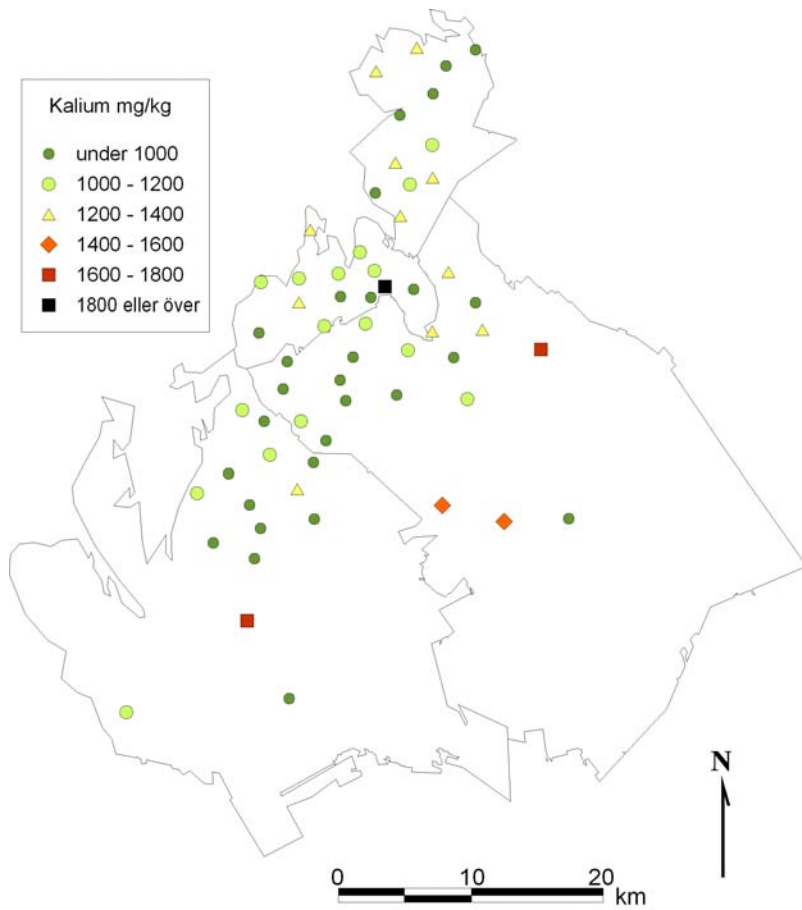
Variationsintervallen för humusens pH-värde på uppföljningsområdet var 3,6-4,9. I pH-värdet kunde ingen regional fördelning observeras. (Figur 70). Humusens kol/kväveförhållande var på en provyta under 20 och i genomsnitt 30. I kol/kväveförhållandet kunde ingen regional fördelning observeras. (Figur 71). Humusens högsta kaliumhalter analyserades från inlandets provytor i Nykarleby och Pedersöre (figur 72). Humusens kopparhalter var i uppföljningsområdets norra delar högre än i dess södra delar i Nykarleby (figur 73). Också humusens kadmiumhalter var högre i dess norra än i dess södra delar (figur 74). Humusens högsta magnesiumhalt analyserades från Larsmos södra delar (figur 75). Humusens järnhalter var höjda på enskilda provytor i olika delar av uppföljningsområdet samt på provytorna i Jakobstad centrum (figur 76). Humusens zinkhalter var högre i uppföljningsområdets norra delar än i dess södra (figur 77). Humusens högsta fosforhalter (över 1400 mg/kg) analyserades från två provytor i Pedersöre (figur 78). De högsta analyserade bly- och kromhalterna i humus fanns på provytorna i Jakobstad centrum (figur 79 och 80). Aluminiumhalterna i humus var förhöjda i Jakobstad centrum, men den högsta analyserade halten fanns i de södra delarna av Jakobstad (figur 81). Humusens högsta kalciumhalt (6200 mg/kg) analyserades i närheten av kusten i Jakobstad (figur 82). Humusens högsta manganhalt analyserades från en provyta i södra delen av Larsmo (figur 83). Humusens nickelhalter var högre i uppföljningsområdets norra delar än i dess södra (figur 84). Humusens höjda svavelhalter observerades i olika delar av uppföljningsområdet (figur 85). Humusens borhalter var högre i uppföljningsområdets norra delar än i dess södra (figur 86).



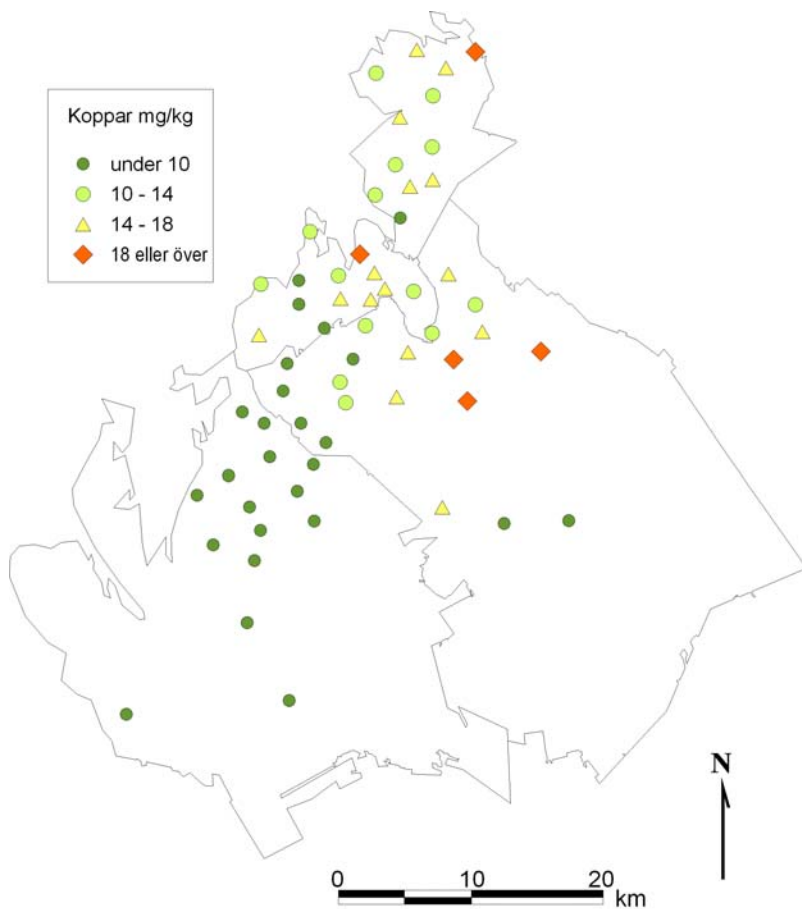
Figur 70. Humusens pH på provytorna i Jakobstadsnejd år 2006.



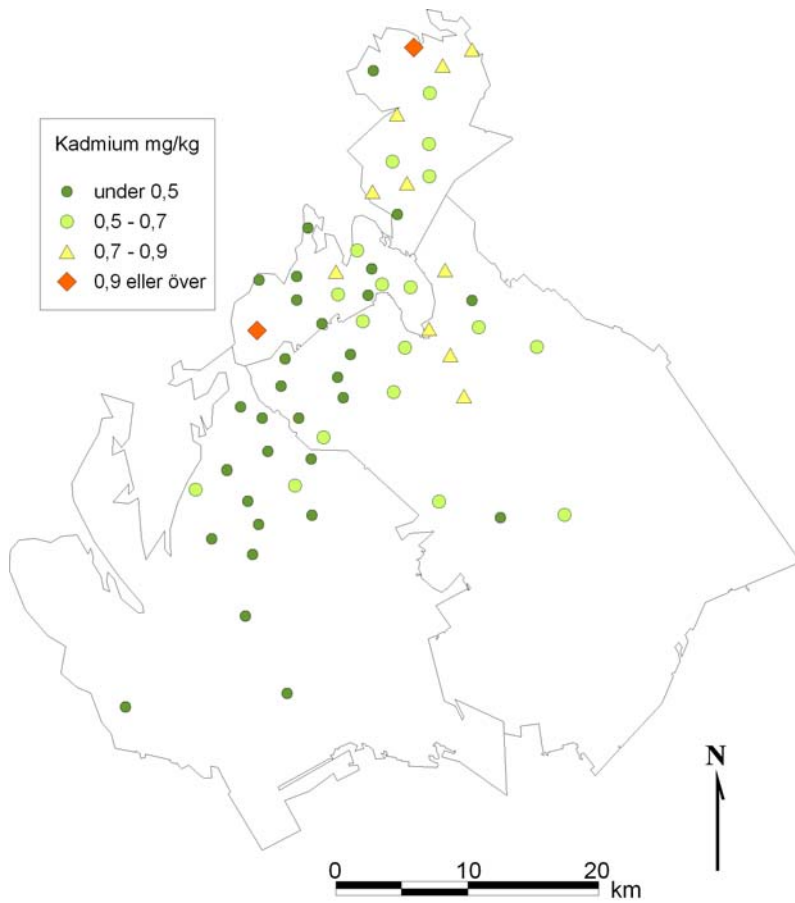
Figur 71. Humusens C/N-förhållande på provytorna i Jakobstadsnejd år 2006.



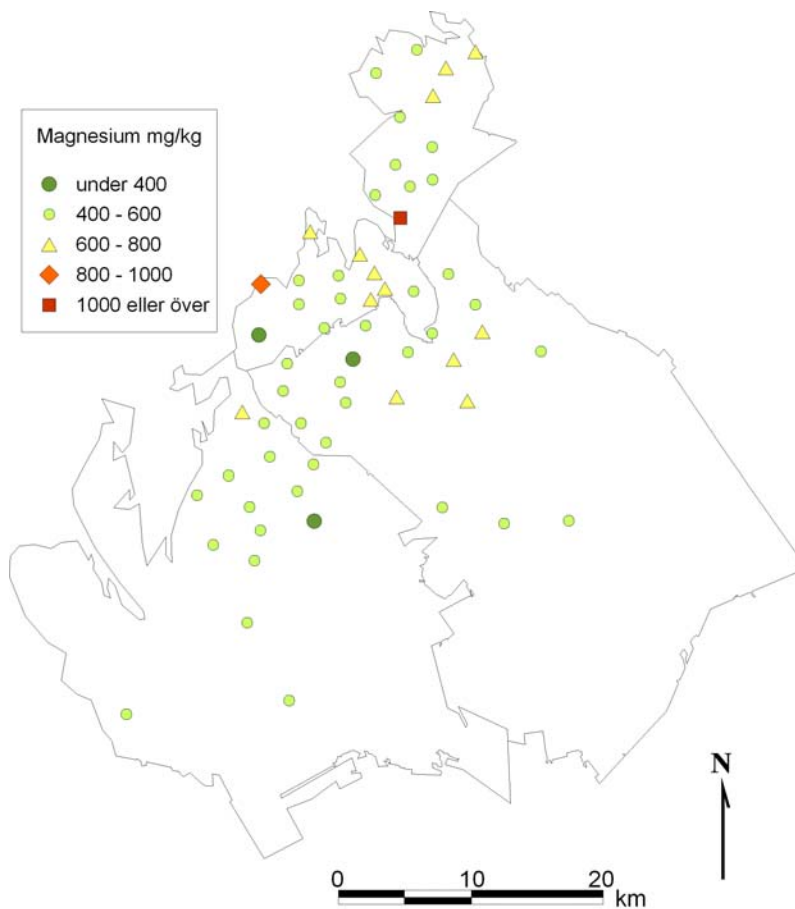
Figur 72. Humsens kaliumhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



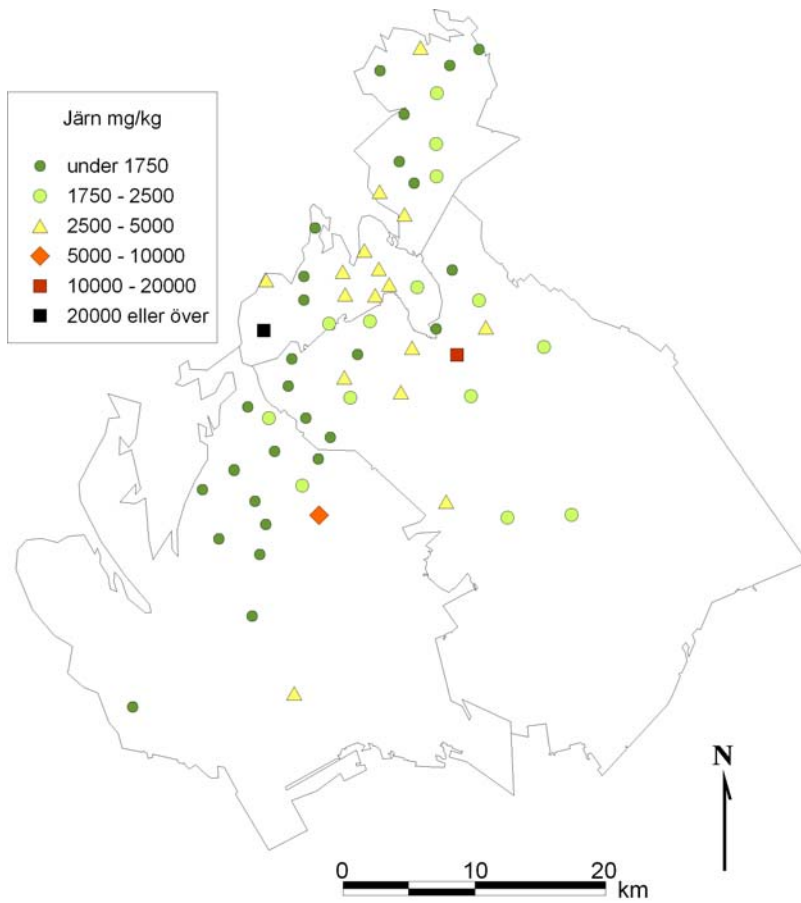
Figur 73. Humsens kopparhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



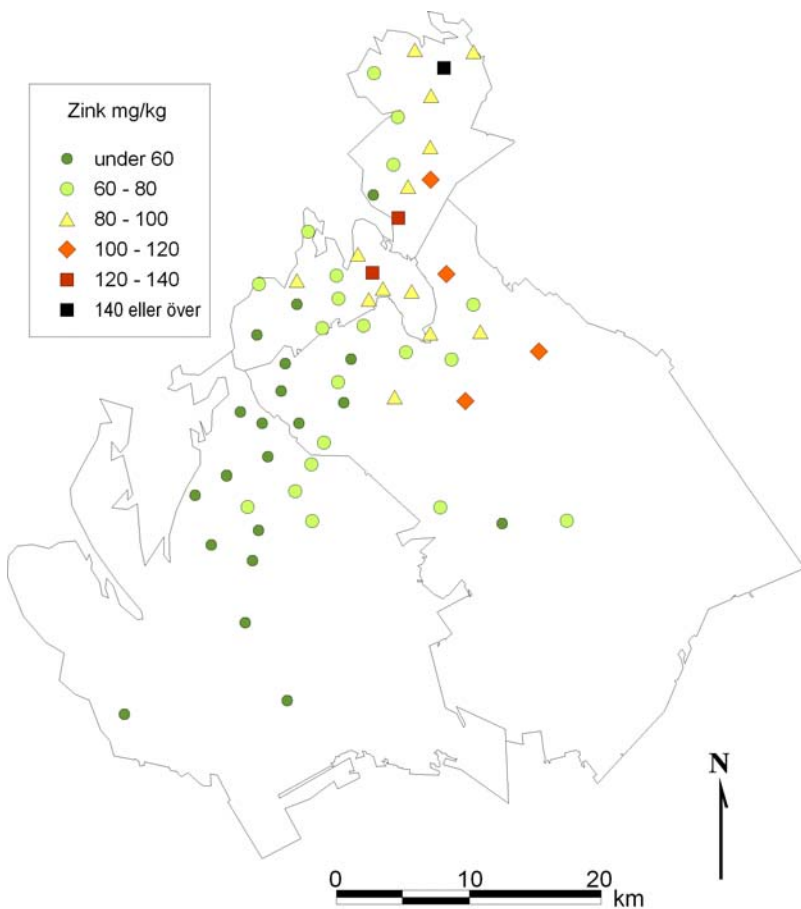
Figur 74. Humsens kadmiumhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneiden år 2006.



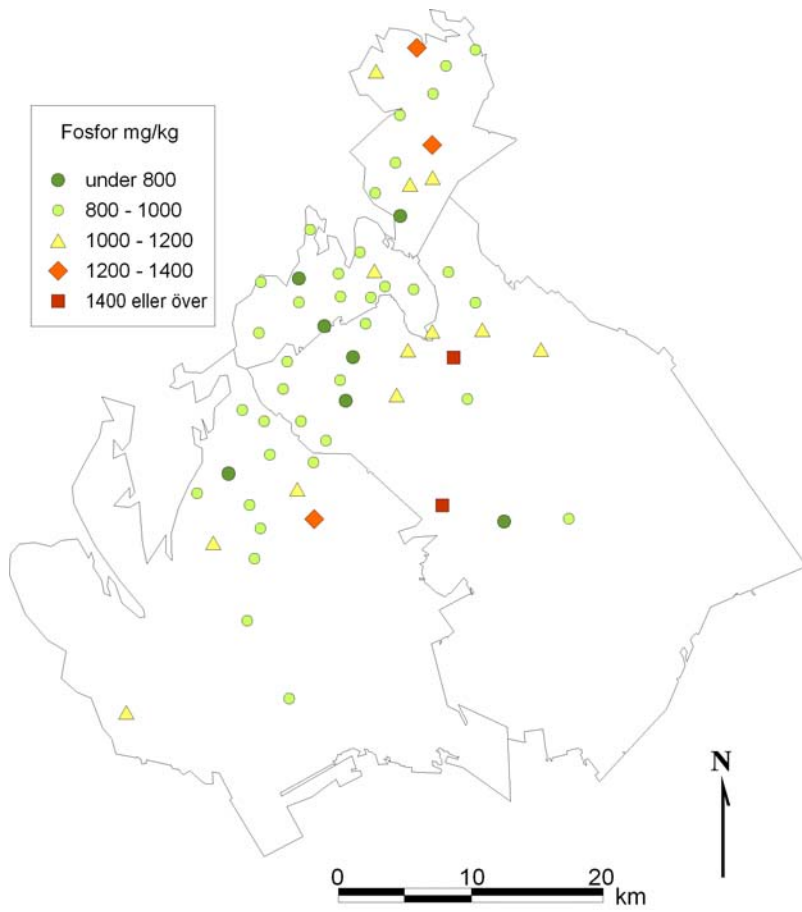
Figur 75. Humsens magnesiumhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneiden år 2006.



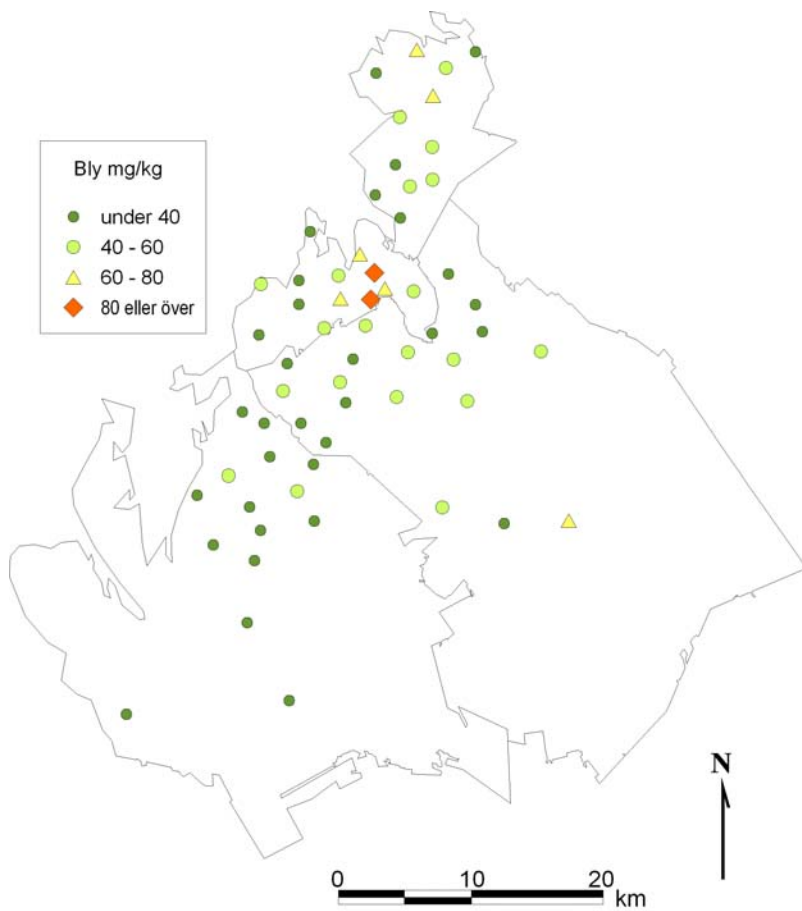
Figur 76. Humsens järnhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



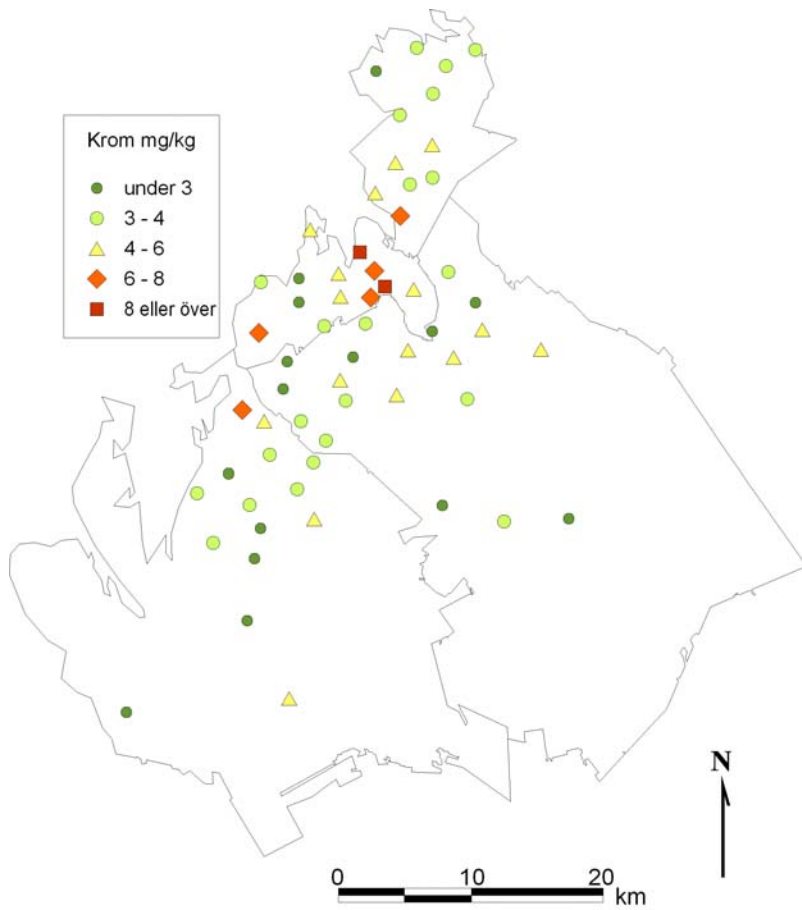
Figur 77. Humsens zinkhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



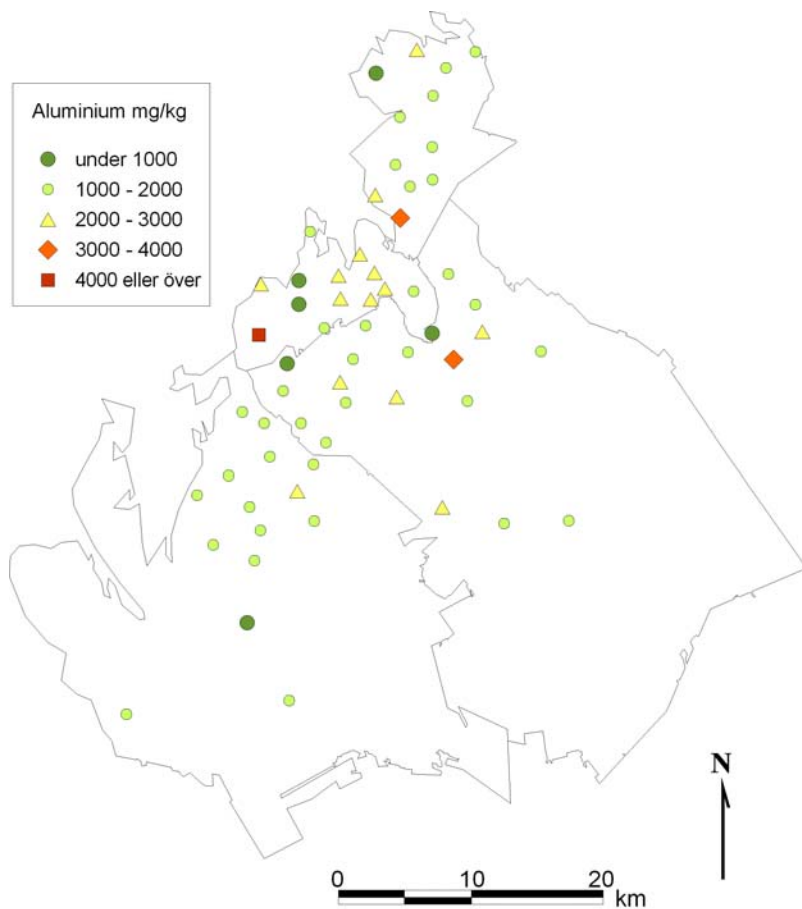
Figur 78. Humsens fosforhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneiden år 2006.



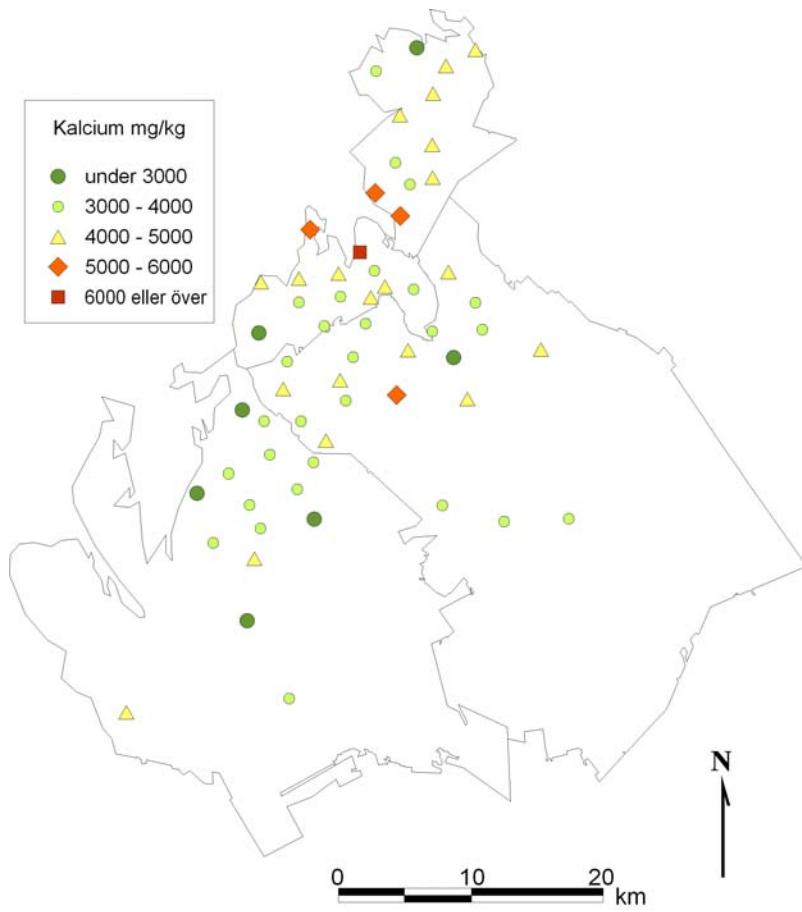
Figur 79. Humsens blyhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneiden år 2006.



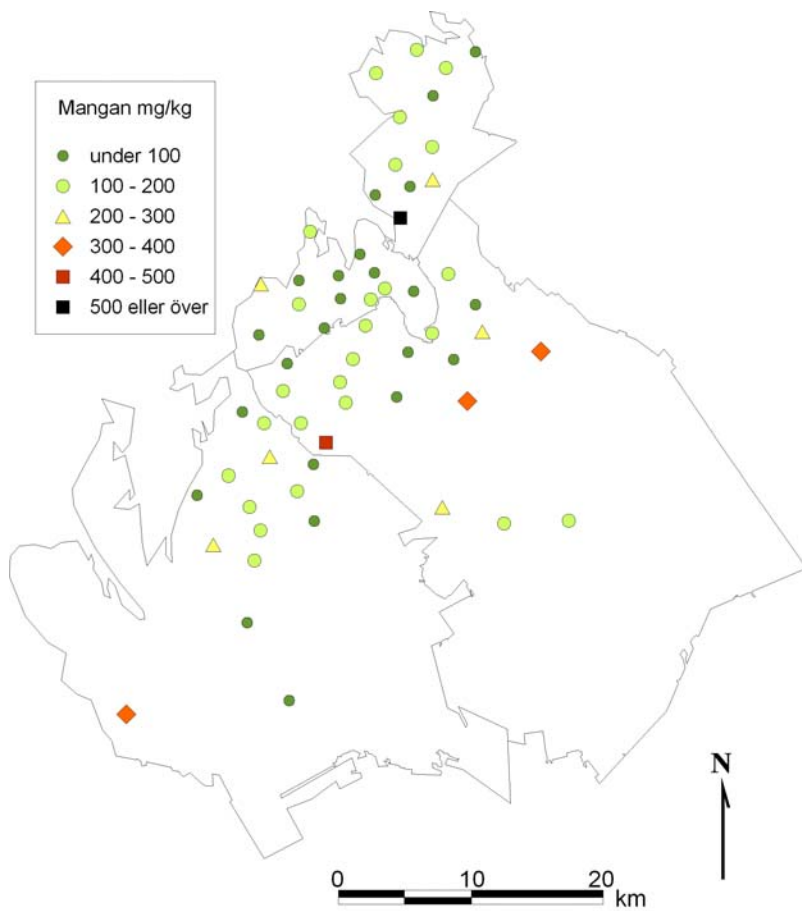
Figur 80. Humsens kromhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



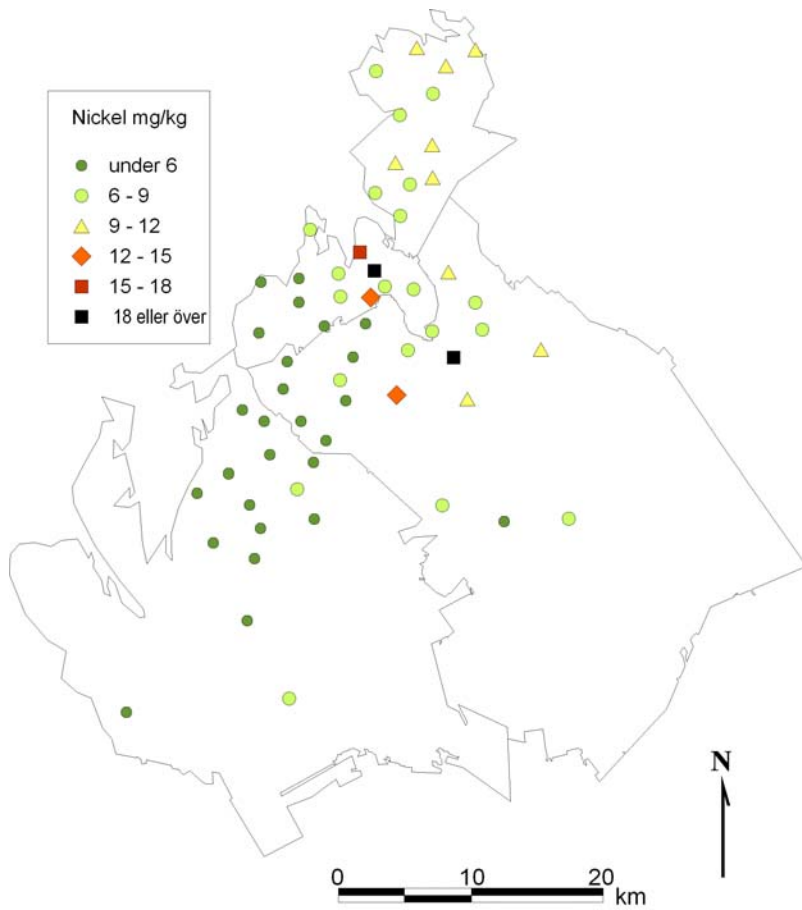
Figur 81. Humsens aluminiumhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



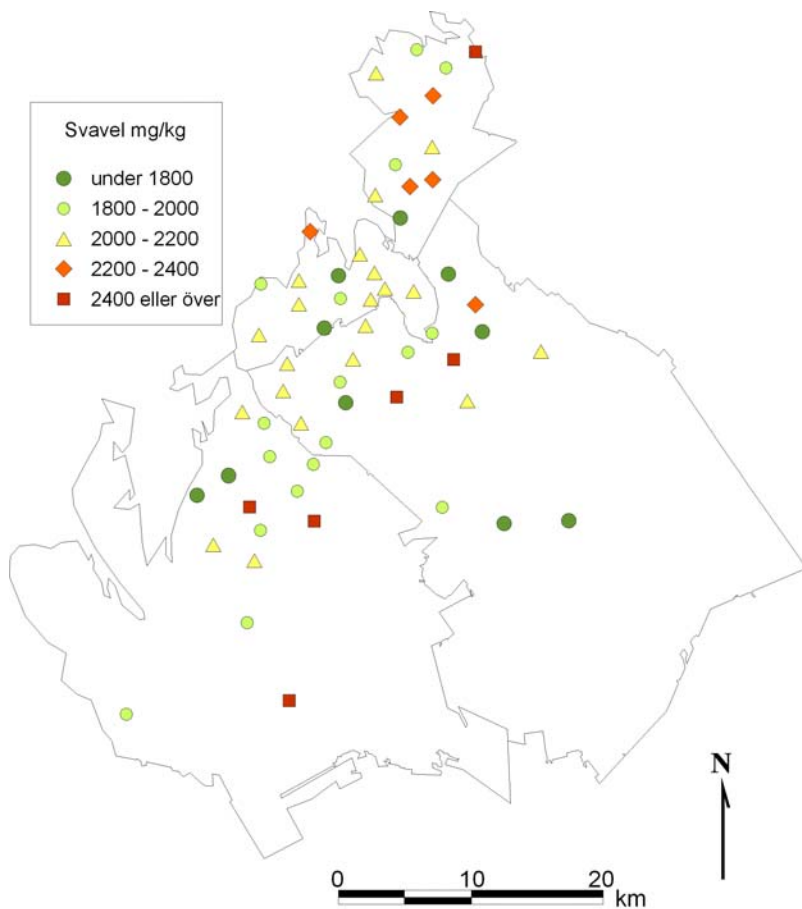
Figur 82. Humsens kalciumhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



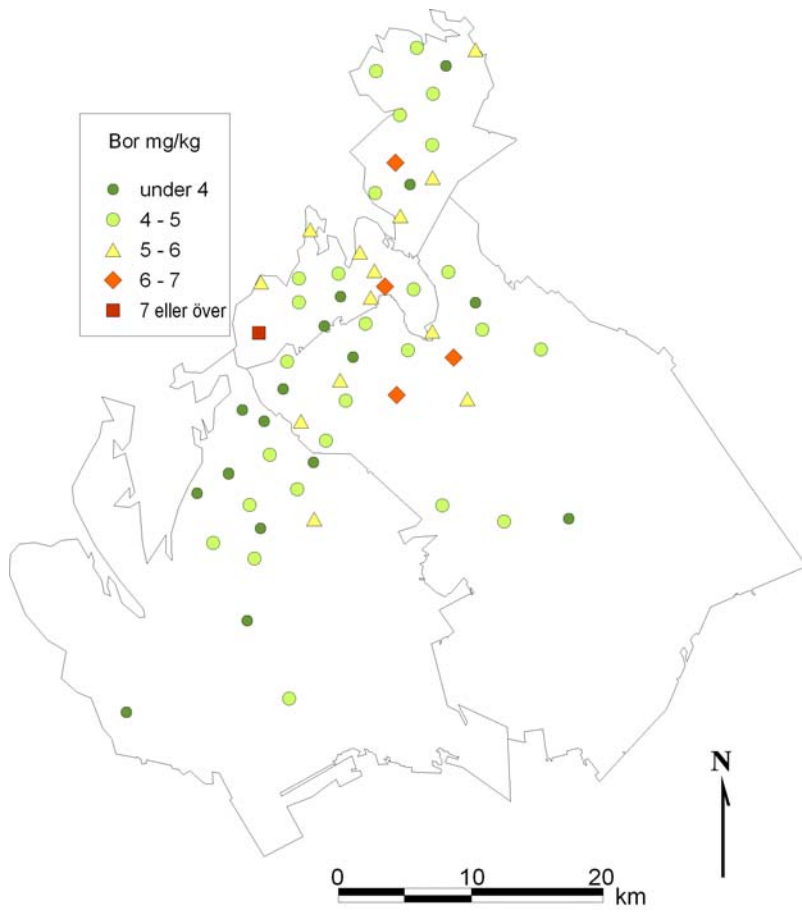
Figur 83. Humsens manganhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



Figur 84. Humsens nickelhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



Figur 85. Humsens svavelhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneijden år 2006.



Figur 86. Humsens borhalt (mg/kg) på provytorna i Jakobstadsneiden år 2006.

5. Gransknings av resultaten

5.1 Bakgrundsvariablernas inverkan och variablernas interna beroendeförhållande

Bakgrundsvariabler är variabler som inte i sig självt beskriver luftkvaliteten, men som kan inverka på de variabler som beskriver luftkvaliteten. Bakgrundsvariabler är till exempel skogstyp, trädens ålder, och skogens utvecklingsnivå och bottenareal. Dessa variabler observeras på alla provytor. I vissa bioindikatorundersökningar gällande luftkvaliteten (t.ex. Haahla m.fl. 2006a och Niskanen 2003b) har man undersökt bakgrundsvariablernas inverkan på de undersökta variablerna med Kruskall-Wallis variansanalys och observerat att bakgrundsvariablerna har en inverkan på de egentliga variablerna.

I den här uppföljningen indelades bakgrundsvariablerna i klasser och skillnaderna mellan klassernas genomsnittliga nyckeltal granskades med envägs variansanalys (ANOVA), t-test för oberoende urval och deras motsvarighet utan parametrar alltså Kruskall-Wallis variansanalys och Mann-Whitneys U-test. För att de parametriska testernas antaganden skulle uppfyllas, gjordes för parametern vid behov en $\log_{10}(X+1)$ transformering, kvadratrotstransformering eller potenstransformering. Som klassificerande variabler användes skogstyp, skogens utvecklingsgrad och skogens lämplighet för undersökningen. I statistiska behandlingar skall man beakta, att provytorna fördelas ojämnt mellan de klasser som baserades på bakgrundsvariablerna. Detta kan minska tillförlitligheten i den statistiska utvärderingen av bakgrundsvariablernas inverkan och resultaten kan speciellt påverkas av fel, orsakade av att man bryter de parametriska testernas bakgrundsantaganden, vilket påverkar testernas signifikansnivå och styrka. Om till exempel både provstorleken och provens varians skiljer sig gruppvis, ökar risken att göra fel av typ 1, alltså förkasta nollhypotesen om den är sann. (Ranta m.fl. 1989).

Bakgrundsvariablerna hade inverkan på flera av undersökningens variabler (tabell 25). I materialet som var klassificerat enligt skogstyp fanns det statistiskt signifikanta skillnader i barrrens svavel- och kvävehalter. Svavel- och kvävehalterna var högre i skogar av blåbärstyp (MT) än i skogar av lingontyp (VT). Skogar av MT-typ var bördigare än skogar av VT-typ, vilket kan förklara den observerade skillnaden.

I granskningen enligt utvecklingsklass hittades statistiskt signifikanta skillnader i bedömningarna av några variabler. Blåslavens täckning och barrrens svavel- och kvävehalter var dessutom högre i äldre skogar i jämförelse med mogna skogar. Blåslaven växer ofta rikligt på stammen av unga tallar, men dess täckning minskar när trädets ålder och omkrets växer. I synnerhet på stammarna av gamla tallar med sköldbark är för blåslaven en tämligen dålig växtplats i jämförelse med yngre tallar. Jordmånens näringsförhållanden kan förklara större svavel och kvävehalter i barren hos unga skogar. I den riksomfattande uppföljningen över skogarnas kondition observerades inga statistiska skillnader i svavel- och kvävehalterna hos tallar av olika ålder, även om en skillnad i halterna i samma riktning kunde observeras (Raitio 1999).

I granskningen i förhållande till lämplighet hittades många statistiskt signifikanta skillnader i värdena för flera av variablerna. Man konstaterade fler barrårgångar i skogar som klassificerats som dåliga i jämförelse med skogar som klassificerats som måttliga. Träden var i genomsnitt mer utglesade på provytor som klassificerats som goda i jämförelse med skogar som klassificerats som måttliga eller dåliga provytor. Träden var även mer utglesade i måttliga skogar än i dåliga skogar. Blåslavens skador och allmänna skadeklass var större på goda provytor än på måttliga provytor. Därtill var blåslavens skadeklass högre på goda provytor i jämförelse med dåliga provytor. Eftersom klassificeringen av provytornas lämplighet baserar sig speciellt på provytans lämplighet för förekomst av lavar, förklaras de högre värdena av blåslavens skador och skadeklass på provytor som klassificerats som goda, i den här uppföljningen av inverkan av luftföroreningar. Provytorna har i uppföljningen kunnat fördelas så att de provytor som klassificerats som goda har varit belägna

närmare utsläppskällorna. På provytans lämplighet inverkar i stor grad skogens ålder och åldern inverkar betydligt på mängden barrförlust – äldre träd är vanligen mer utglesade än unga träd, vilket kan förklara skillnader i mängden barrförlust mellan skogar som till sin lämplighet är olika.

Tabell 25. Tabell 27. De statistiska analysernas teststorlek och deras relevansnivå (p) av variabler undersökta på basen av bakgrundsvariabler. Nästan anmärkningsvärd ($p < 0,05$) relevans är märkt med en stjärna (*), relevanta ($p < 0,01$) med två (**) och synnerligen relevant ($p < 0,001$) med tre (***).

Undersökt variabel	Skogstyp				Utvecklingsklass				Lämplighet			
	ANOVA		Kruskal-Wallis		T-test		Kruskal-Wallis		ANOVA		Kruskal-Wallis	
	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p
Barrårgångar			5,203	0,074	3,637	0,030*			6,875	0,002**		
Barrförlust			0,081	0,960			5,742	0,057			20,883	0,0***
Färgförändring			3,003	0,223			0,601	0,740			1,103	0,576
Blåslavens skadeklass			3,147	0,207			4,645	0,098			14,161	0,0008***
Allmänna skadeklass			5,540	0,063			7,307	0,026*			15,872	0,0***
Artmängden			5,683	0,058			3,661	0,160			1,991	0,369
Luftrenhetsindex	3,839	0,025*			1,416	0,247					4,460	0,108
Blåslavens täckningsgrad	4,329	0,016*			5,986	0,003**					7,853	0,020*
Algens riklighet			3,722	0,155			7,130	0,0283**			5,588	0,061
N g/kg	8,337	0,0***			7,087	0,001**			3,578	0,031*		
S mg/kg	4,870	0,001**			9,445	0,0***			3,996	0,021*		

Beroendeförhållandet mellan variablerna granskades med hjälp av Spearmans rangkorrelation. I granskningarna observerades statistiskt betydande korrelationer mellan flera indikatorvariabler (tabell 26). Korrelationer under 0,3 anses inte vara betydande.

Starkare korrelationer mellan indikatorvariabler observerades mellan IAP-indexet och artantalet av lavar som lider av luftföroreningar samt mellan den allmänna skadeklassen och blåslavens skadeklass. IAP-indexet beräknas på basen av artantalet varvid korrelationen mellan dessa variabler var förväntad. Korrelationen mellan blåslavens skador och den allmänna skadeklassen var också förväntad eftersom båda mäter samma sak alltså skadorna på lavarna. Den allmänna skadeklassen och blåslavens skadeklass korrelerar negativt med IAP-indexet och artantalet. Detta berättar om att de ifrågavarande variablerna reagerar motsatt beträffande luftföroreningar: den allmänna skadeklassen och blåslavens skadeklass är större ju mer förorenad luften är och IAP-indexet och artantalet är däremot mindre. Blåslavens skadeklass korrelerar negativt med blåslavens täckning, alltså ju större blåslavens skada är, desto mindre är dess täckning.

Den positiva korrelationen mellan barrrens svavel- och kvävehalter och den allmänna skadeklassen och blåslavens skadeklass samt svavel- och kvävehaltens negativa korrelation med antalet lavar som lider av luftföroreningar och IAP-indexet förstärker uppfattningen om att kväve och speciellt svavel är några av de viktigaste luftföroreningar som inverkar på lavarna. Grönalgstäcket är en positiv indikator av luftföroreningar, varigenom beroendeförhållandet mellan algen och barrrens svavel- och kvävehalter var förväntade. Även algens positiva korrelationer med parametrar som berättar om luftföroreningar, alltså med blåslaven och den allmänna skadeklassen samt algens negativa korrelationer med artantalet och IAP-indexet förklaras av de egenskaper hos algen som indikerar luftföroreningar. Korrelationen mellan barrrens svavel- och kvävehalter som fastställts även i denna uppföljning har observerats även i tidigare uppföljningar (Jokinen och Haarala 1996, Laita m.fl. 2007). Jokinen och Haarala (1996) för fram att de höjda halterna av svaveldioxid och kväve oxider i luften kan ha negativ samverkan på barrträdens barr när svaveldioxidens halter tillfälligt sjunker till en nivå där barrrens klyvöppningar inte längre begränsar svaveldioxidens tillträde i cellvävnaderna. När svaveldioxiden kommit in i barren, sänker den aktiviteten för vissa

enzymer som används i kvävemetabolismen, vilket leder till att nitriten blir kvar i cellerna i sin giftiga form, och kvävet som den innehåller kan inte användas som näringsämne. När svavelhalten är på en högre nivå kan barren använda kväveoxider som näringsämne och byggmaterial och kväve samlas i barren. En hög kvävesamling i barren kan också leda till en näringsobalans.

Det negativa beroendeförhållandet mellan barrförlust och barråtgångarna som observerats i uppföljningen var förväntad. Andra statistiskt betydande korrelationer som observerats i uppföljningen var bland annat det negativa beroendeförhållandet mellan trädens bottenareal och barrförlusten och de negativa beroendeförhållandena mellan trädens ålder och blåslavens täckning samt barrrens svavelhalt.

Tabell 26. Spearmans korrelationskoefficient mellan variablerna på provtytor med tallbestånd. Nästan signifikant ($p < 0,05$) beroendeförhållande är märkt med en stjärna (*), signifikant ($p < 0,01$) med två (**) och mycket signifikant ($p < 0,001$) med tre (***)

	Botten- yta	Trädens diameter	Trädens höjd	Träden s ålder	Blåsla- vens skade- klass	Allmän skade- klass	IAP	Artmängd	Blåsla- vens täck- ningsgrad	Barrå- gångar	Barrförlust	Färg- förändri- ng	Kväve g/kg	Svavel mg/kg
Trädens diameter	0,214*	1,000												
Trädens höjd	-0,239*	0,199*	1,000											
Trädens ålder	0,147	0,563*	0,395*	1,000										
Blåslavens skadeklass	0,139	-0,065	-0,285**	-0,022	1,000									
Allmän skadeklass	-0,500**	0,120	0,317**	0,132	-0,393**	1,000								
IAP	-0,231*	-0,301**	0,042	-0,216*	-0,146	0,295**	1,000							
Artmängd	-0,018	0,281**	0,054	0,150	0,067	0,261**	-0,032	1,000						
Blåslavens täckningsgrad	0,000	0,303**	-0,060	0,120	0,145	0,252**	-0,055	0,809**	1,000					
Barråtgångar	-0,180	-0,207*	0,174	-0,152	-0,180	0,154	0,155	-0,303**	-0,471**	1,000				
Barrförlust	-0,225*	-0,217*	0,228*	-0,196*	-0,309**	0,327**	0,193*	-0,285**	-0,442**	0,887**	1,000			
Färgförändring	0,187	-0,004	-0,409**	-0,096	0,216*	-0,159	-0,007	-0,414**	-0,253**	0,115	0,094	1,000		
Kväve g/kg	-0,134	0,294**	-0,269**	0,123	0,265**	0,113	0,025	0,314**	0,429**	-0,293**	-0,328**	0,164	1,000	
Svavel mg/kg	0,084	0,228*	-0,433**	0,079	0,378**	-0,109	-0,017	0,247*	0,381**	-0,364**	-0,444**	0,325**	0,769**	1
Alg	0,149	0,344**	-0,230*	0,033	0,124	0,089	-0,104	0,694**	0,691**	-0,382**	-0,362**	-0,086	0,430**	0,399**

I barrrens grundämneshalter fastställdes ett av de starkaste beroendeförhållandena mellan svavelhalten och kvävehalten (se innan) (tabell 27). Den starka korrelationen mellan svavel och kväve kan även berätta att de ifrågakvarnade grundämnena frigörs i luften från samma processer. Även mellan kväve, kalium, svavel, fosfor och koppar observerades starka betydande korrelationer. Alla dessa grundämnen är viktiga näringsämnen som växterna behöver, alltså förklaras dessa korrelationer av näringsförhållandena i jordmänen på provtytorna. Andra starka korrelationer observerades bland annat mellan järn och vanadin, kobolt och nickel, kadmium och kalsium och krom och järn. Mellan barrförlusten och de mätta grundämneshalten fastställdes inga betydande korrelationer. Mellan antalet barråtgångar och kväve-, kalium-, fosfor-, koppar- och svavelhalten observerades en positiv korrelation. De ifrågakvarnande grundämnena är näringsämnen som växterna behöver, därför är det väntat att när deras halter stiger, stiger även antalet barråtgångar som beskriver trädets allmänna vitalitet.

Tabell 27. Spearmans korrelationskoefficient mellan grundämneshalterna i barren. Nästan signifikant ($p < 0,05$) beroendeförhållande är märkt med en stjärna (*), signifikant ($p < 0,01$) med två (**) och mycket signifikant ($p < 0,001$) med tre (***)

	Barrgångar	Barrförlust	N g/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg
Barrförlust	-0,393**	1											
N g/kg	0,265**	0,113	1										
As mg/kg	0,07	-0,047	0,07	1									
B mg/kg	-0,032	-0,071	-0,275**	0,430**	1								
Hg mg/kg	0,236	0,055	0,445**	-0,069	-0,311	1							
Cd mg/kg	-0,11	-0,027	-0,193*	0,304	0,311**	-0,371*	1						
K mg/kg	0,410**	-0,078	0,461**	0,069	-0,184	0,339*	-0,354**	1					
Ca mg/kg	0,087	-0,027	0,122	0,392*	0,280**	0,053	0,603**	-0,099	1				
Co mg/kg	0,212	-0,119	0,212	0,406**	0,248	-0,109	0,526**	0,276	0,454**	1			
P mg/kg	0,344**	-0,081	0,683**	0,19	-0,273**	0,380*	-0,230*	0,642**	0,048	0,275	1		
Cr mg/kg	-0,054	-0,224*	-0,198*	0,117	0,237*	-0,291	0,328**	-0,241*	0,201*	0,274	-0,101	1	
Cu mg/kg	0,302**	-0,068	0,547**	0,255	-0,129	0,355*	-0,104	0,562**	0,092	0,387*	0,484**	-0,063	1
Mg mg/kg	0,052	-0,106	-0,036	0,18	0,219*	-0,091	0,384**	-0,369**	0,355**	0,189	-0,135	0,274**	-0,14
Mn mg/kg	-0,171	0,067	-0,314**	-0,269	-0,009	-0,219	0,552**	-0,376**	0,278**	0,057	-0,260**	0,015	-0,375**
Ni mg/kg	0,239*	-0,076	0,432**	0,285	-0,092	-0,024	0,128	0,290**	0,174	0,752**	0,373**	0,364**	0,462**
Fe mg/kg	-0,106	0,051	0,088	0,207	0,055	-0,082	0,295**	-0,108	0,293**	0,511**	0,041	0,612**	0,197*
S mg/kg	0,378**	-0,109	0,769**	0,249	-0,143	0,326*	-0,163	0,582**	0,174	0,317*	0,775**	0,018	0,677**
Zn mg/kg	-0,282**	0,142	-0,337**	-0,092	0,159	-0,261	0,552**	-0,527**	0,357**	-0,127	-0,393**	0,117	-0,480**
V mg/kg	-0,393*	0,078	-0,233	0,314*	0,22	-0,341*	0,522**	-0,329*	0,382*	0,302	-0,288	0,495**	-0,114

	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg
Mg mg/kg	1					
Mn mg/kg	0,17	1				
Ni mg/kg	0,132	-0,127	1			
Fe mg/kg	0,242*	-0,062	0,453**	1		
S mg/kg	-0,012	-0,372**	0,496**	0,263**	1	
Zn mg/kg	0,420**	0,593**	-0,332**	0,115	-0,403**	1
V mg/kg	0,291	0,03	0,330*	0,677**	-0,122	0,118

5.2 Faktoranalys av mossornas grundämneshalter

Faktoranalys är en allmänt använd metod i bioindikatoruppföljningar för luftkvaliteten. Den har tillämpats bl.a. för grundämneshalter i mossor (Ermakova m.m. 2004a och Ermakova m.m. 2004b), för lavar (Sloof 1995, Reis m.m. 1996) och tallbarr (Bosco m.m. 2005) samt för jordmånens kemiska egenskaper (Wellbrock m.m. 2005). Faktoranalys förenklar omfattande och komplicerat material så, att det skapas en eller flera nya variabler alltså faktorer, och med hjälp av dem försöker man förklara det ursprungliga materialet. Speciellt i bioindikatoruppföljningar används faktoranalys för att försöka utreda möjliga utsläppskällor och utsläppskällornas grundämnessammansättning. I praktiken fungerar metoden så, att faktorernas antal alltså utsläppskällornas antal utreds, faktorernas faktorladdning för varje variabel beräknas, alltså grundämneshalternas fördelning, med avseende på utsläppskälla och varje faktors geografiska fördelning utreds med hjälp av antal faktorpoäng.

I denna uppföljning tillämpades faktoranalysen på mossornas grundämneshalter. I analysen togs med de 18 grundämnena som mätts från väggmossorproven. Mangan bortlämnades från undersökningen eftersom den inte hade någon signifikant korrelation med någon annan variabel. Inte heller krom togs med i analysen eftersom dess kommunalitet var liten ($< 0,20$). I faktoranalysen användes en rätvinklig varimax-rotation, vilket förutsätter att faktorerna inte är korrelativa.

Grundämnen som mätts ur mossproven sammanslogs med hjälp av faktoranalysen till tre faktorer som förklarar sammanlagt 57% av variablernas variation (tabell 28). Också variablernas kommunaliteter, som beskriver hur stor del av variablernas variation faktoranalysen förklarar, har framställts i tabell 28. Med den första faktorn, som förklarar 26% av variablernas variationer, fick bor, kalium, kalcium, fosfor, koppar, magnesium och natrium de högsta laddningarna. Även svavel förenades på basen av innehållsteorin i den första faktorn, även om den fick den största laddningen vid den tredje faktorn. Kalium, kalcium, fosfor, svavel och magnesium är primära näringsämnen som behövs av växter och bor, koppar och i vissa fall natrium är mikronäringsämnen som behövs av växter. Man kunde därför anse att denna faktor beskriver mossornas allmänna näringsämneshalt.

Zink, arsenik, kvicksilver, kadmium, kobolt och bly fick de största faktorladdningarna vid den andra faktorn, vilken förklarar 19% av variationerna. Dessa grundämnen och andra metallföreningar frigörs i luften ufrån smältverk samt förbränningsanläggningar, där man bränner stenkolk, tung brännolja och avfall samt från trafiken (Pleym m.fl. 1991). De största halterna av zink, arsenik, kvicksilver, kadmium, kobolt och bly förekom företrädesvis i uppföljningsområdets norra delar på Larsmo kommuns område samt på gränsområdet mellan Jakobstad och Pedersöre inom bägge kommunerna. De högsta halterna på dessa områden kan bero på utsläppen från Jakobstad centrum och industriområden samt möjligen även på utsläpp som breder ut sig från Karlebyneiden.

Till den tredje faktorn, som förklarar 15% av variationerna, hänför sig aluminium, nickel, järn och vanadin. Nickel och vanadin frigörs i luften speciellt vid oljeförbränning, järn från järn- och stålindustri samt med dammet som vinden lyfter upp från marken. Också trafiken frigör metallföreningar i luften (Koljonen 2003). De högsta halterna för dessa grundämnen observerades i uppföljningen i Jakobstad centrum och i närheten av industriområdet på Alholmen. Också i uppföljningsområdets södra delar observerades höga halter av dessa grundämnen i närheten av Mirkas fabriker i Jeppo by. Den tredje faktorn reflekterar alltså industrins utsläpp.

Tabell 28. Faktorladdningarna och kommunalitetvärdena för metallhalterna mätta från skogsmossprov i Jakobstadsneiden (n=104).

	Faktor 1 26 %	Faktor 2 19 %	Faktor 3 15 %	Kommunalitet 60 %
B	0,69	0,15	0,09	0,50
K	0,53	-0,16	0,12	0,33
Ca	0,76	0,40	0,11	0,75
P	0,85	0,08	0,18	0,76
Cu	0,39	0,23	0,07	0,21
Mg	0,89	0,13	0,11	0,82
Na	0,66	0,01	0,12	0,45
S	0,56	0,10	0,63	0,72
Zn	0,59	0,52	0,10	0,64
As	0,04	0,81	0,17	0,68
Hg	0,31	0,37	0,05	0,24
Cd	0,02	0,73	-0,10	0,55
Co	0,31	0,64	-0,05	0,51
Pb	-0,06	0,83	0,12	0,69
Al	0,46	0,43	0,50	0,66
Ni	0,14	0,04	0,91	0,91
Fe	0,46	0,40	0,51	0,64
V	0,03	-0,07	0,89	0,73

Kovariansen och variansen mellan variablernas faktorpoäng presenteras i tabell 29. Variablernas faktorpoäng, som finns på tabellens huvuddiagonal, är även faktorpoängens tillförlitlighetskoefficient för variablerna, som beskriver hur väl en estimerad faktor förklarar eller förutspår den

reella faktorn. Tillförlitlighetskoefficienterna är höga (mellan 0,89 - 0,93), alltså kan faktorlösningen på basen av detta anses vara bra.

Tabell 29. Tabell 31. Kovarianser och varianser för de ur faktoranalysen urskilda variablernas faktorpoäng.

Faktor	1	2	3
1	0,93	0,03	0,03
2	0,03	0,89	0,01
3	0,03	0,01	0,92

5.3 Jämförelse med tidigare utförda uppföljningar

I detta kapitel jämförs resultaten som man fått åren 2006-2007 med uppföljningen som förverkligades år 2000. Bortsett från zonkartorna har man i uppföljningen endast tagit med provytor som förblivit desamma.

5.3.1 Tallarnas barrförlust

Den genomsnittliga barrförlusten för tallarna år 2000 och 2006 för provytor som förblivit de samma har framställts i tabell 30. Medelvärdena har beräknats från de enskilda provytornas medelvärdena. Den genomsnittliga barrförlusten har hållit sig på samma nivå mellan år 2000 och 2006, men antalet utglesade träd har minskat: när man år 2000 bedömt att 20% av de jämförda träden var utglesade, var den motsvarande andelen år 2006 5%.

Tabell 30. Den genomsnittliga barrförlusten för de provytor som förblivit desamma åren 2002 och 2006.

<i>n</i> = 61	Medeltal	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
2000	12,5	4	25,0	5,11
2006	12,5	4,4	23,2	4,26

5.3.2 Tallarnas stamlavar

Indikatorerna som beskriver tallarnas stamlavar har framställts i tabell 31. I jämförelsen upptas bara de provytor som förblivit desamma. IAP-indexet har beräknats på nytt för vart uppföljningsår genom att använda samma antal åtföljande arter som år 2006. Speciellt i jämförelsen mellan enskilda provytors artmängd bör iaktas, att lavkarteringen år 2000 förverkligades på tio träd, när den år 2006 gjordes på fem träd. Detta kan höja enskilda provytors artmängd för år 2000. Därtill bör man i jämförelsen av skadeklasserna ta i beaktande att man år 2000 uppskattade skadeklassen med en intervall på en skadeklass, när de år 2006 uppskattades med en intervall av en halv skadeklass.

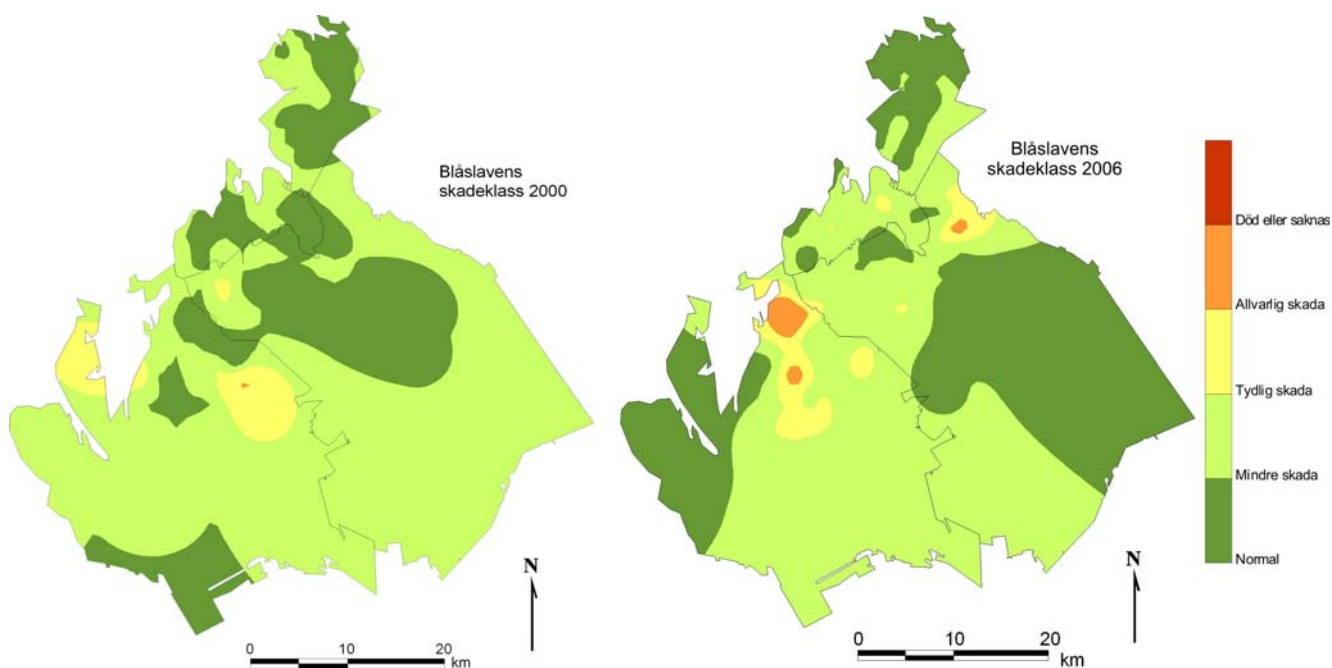
Medelvärdet för IAP-indexet stannade på samma nivå från år 2000 till 2006. Den trädspecifika artmängden har på uppföljningsområdet sjunkit från år 2000 till 2006. Däremot har artmängden för enskilda provytor stigit från år 2000 till 2006. Blåslavens täckning har minskat en aning sedan år 2000. Både den allmänna skadeklassen och blåslavens skadeklass har försämrats från år 2000 till 2006.

Tabell 31. Luftrenhetsindexet (IAP-indexet) trädspecifika artmängder och artmängder på enskilda provytor, blåslavens täckning och skadeklass, den allmänna skadeklassen för tallarnas stamlavar i Jakobstadsnejden åren 2000 och 2006.

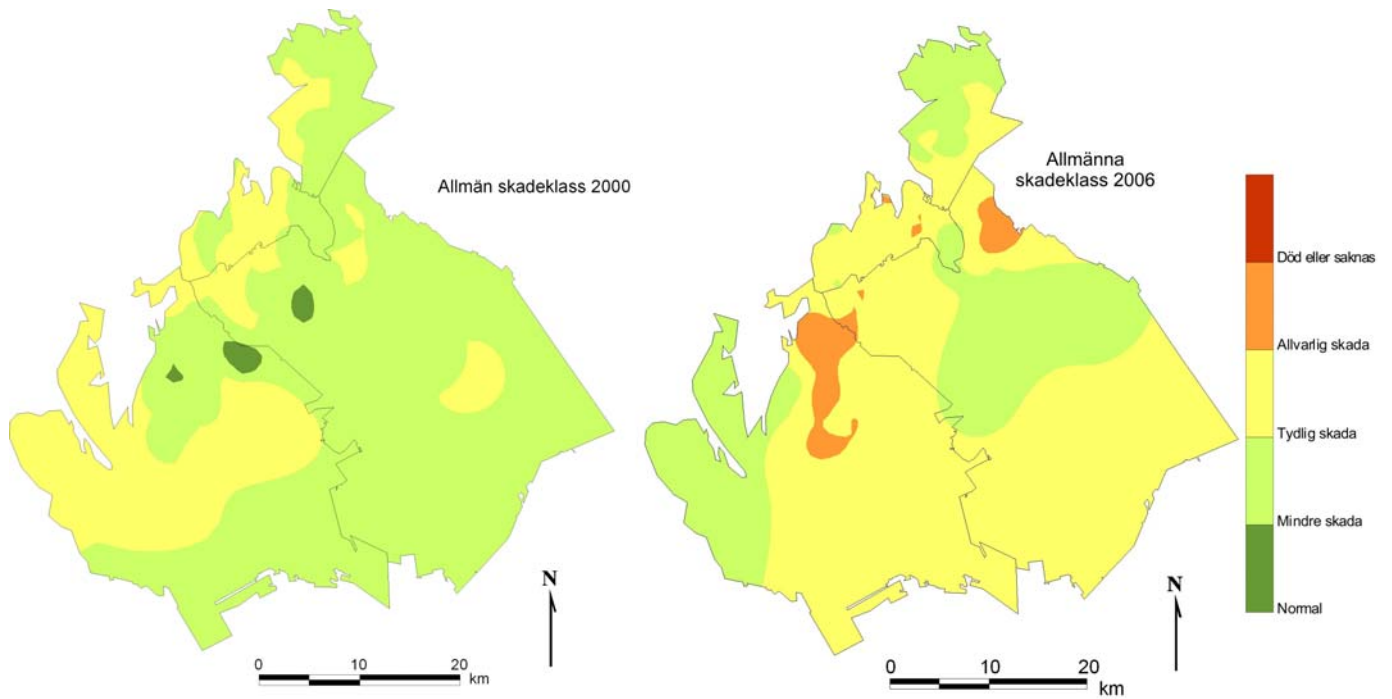
N = 61	Medelat	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
2000				
IAP	1,1	0	2,4	0,45
Artmängd / träd	3,2	0	9	1,35
Artmängd / provyta	3,2	0	6,2	1,19
Blåslavens täckningsgrad (%)	9,2	0	24,5	6,45
Allmänna skadeklass	2,7	1	4	0,59
Blåslavens skadeklass	2,1	1	4	0,61
2006				
IAP	1,1	0	1,8	0,37
Artmängd / träd	2,6	0	6	1,03
Artmängd / provyta	3,5	0	6	1,16
Blåslavens täckningsgrad (%)	7,2	0	23	6,39
Allmänna skadeklass	3,6	2,5	5	0,60
Blåslavens skadeklass	2,5	1,3	5	0,84

Zonerna för blåslavens skadeklass hade förändrats en aning från år 2000 till 2006. År 2000 bildades en väldigt liten zon med allvarliga skador i Nykarleby, men år 2006 var zonerna för allvarliga skador mera vidsträckta och de hade uppstått på flera områden. Gränserna för zoner med frisk blåslav hade förändrats. (Figur 87).

På basen av den allmänna skadeklassen hörde den största delen av uppföljningsområdet år 2000 till zonen för lindriga skador, när största delen av uppföljningsområdet år 2006 hörde till zonen för tydliga skador. År 2000 fanns det på uppföljningsområdet små zoner med frisk lavflora, men dessa zoner bildades inte längre år 2006, däremot fanns det inga zoner för allvarliga skador år 2000, när det återigen år 2006 bildades flera zoner för allvarliga skador på uppföljningsområdet. (Figur 88).

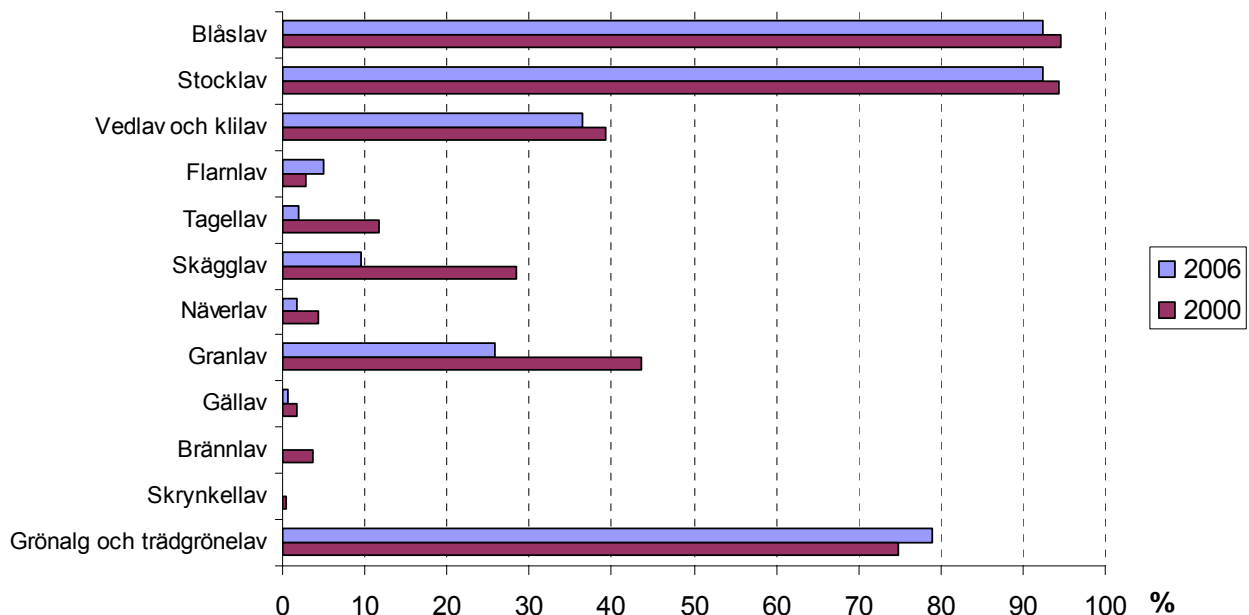


Figur 87. Zonerna för blåslavens skadeklass på uppföljningsområdet åren 2000 och 2006.



Figur 88. Zonerna för den allmänna skadeklassen på uppföljningsområdet åren 2000 och 2006.

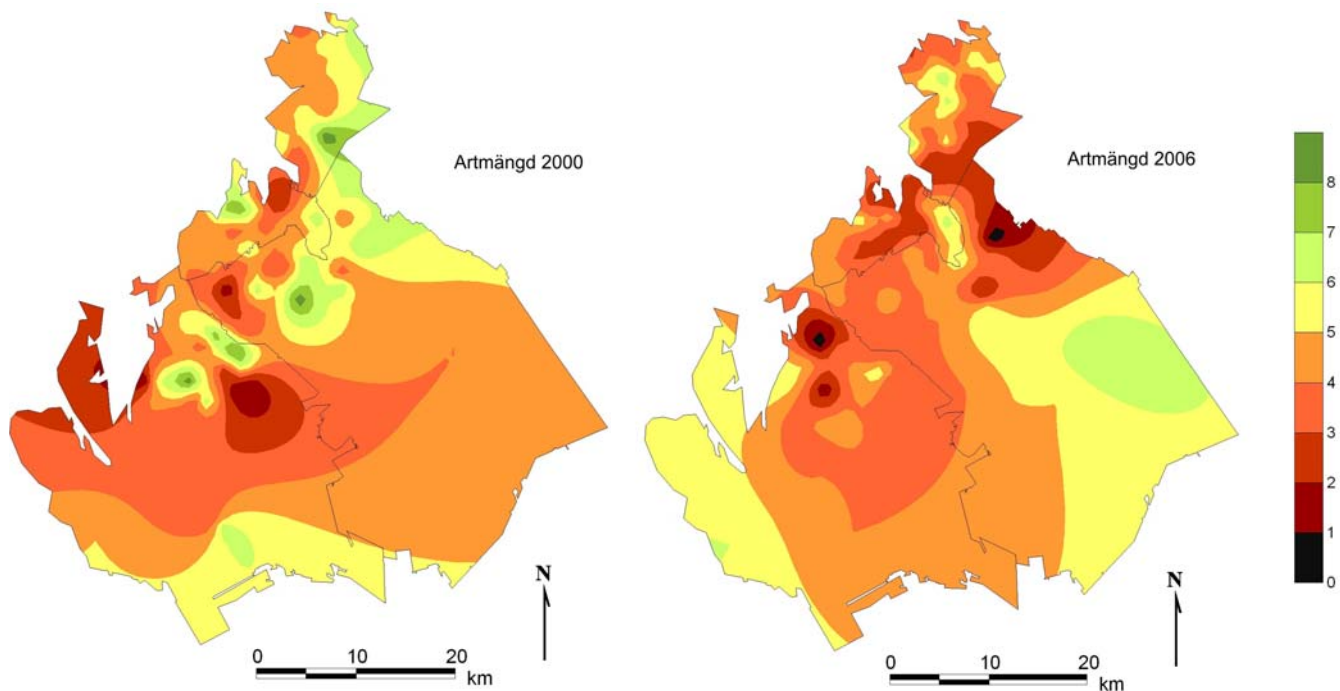
Förändringarna i förekomstfrekvensen för de olika lavarerna från år 2000 till 2006 har framställts i figur 89. I beräkningen av frekvenserna har man använt provvytor som förblivit desamma, men år 2000 fanns det dubbelt så många provträd som år 2006, vilket förorsakar felkällor i jämförelsen. Förekomstfrekvensen för alla de arter som lider av luftföroreningar har sjunkit sedan år 2000. Däremot har förekomstfrekvensen för arterna grönalg, trädgrönelav samt flarnlav som drar nytta av luftföroreningar stigit sedan år 2000. Speciellt tydligt har förekomstfrekvensen för skägglav och tagellav minskat.



Figur 89. Lavarernas förekomstfrekvenser på uppföljningsområdet åren 2000 och 2006. $N(2000) = 610$ och $N(2006) = 305$.

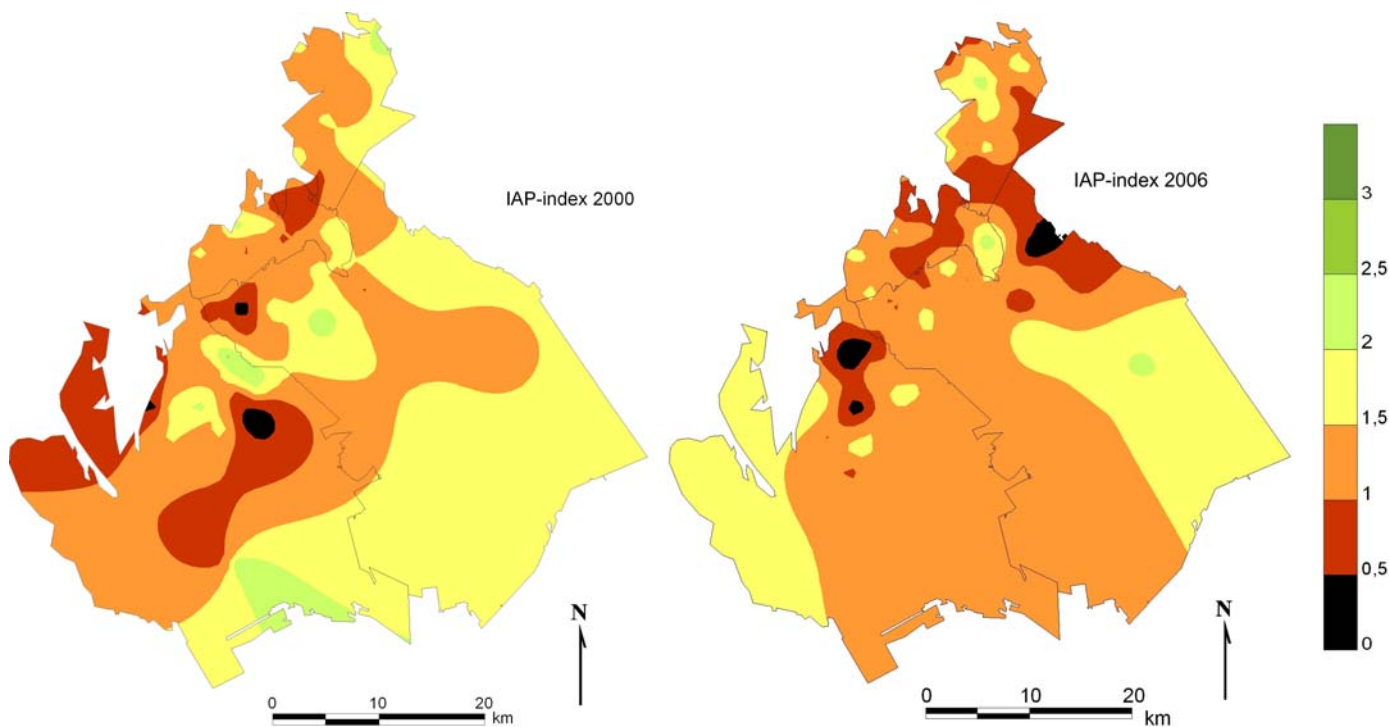
Fördelningarna för arter som lider av luftföroreningar åren 2000 och 2006 för enskilda provvytor skiljer sig från varandra speciellt vid de små zonerna med högt artantal, som det år 2000 hade bildats många av i uppföljningsområdets mellersta delar, men som fattades helt år 2006.

Interpolationens resultat beskriver inte situationen år 2000 tillförlitligt för gränsområdenas del eftersom det tämligen glesa nätverket av provytor bildades på uppföljningsområdets kanter först i samband med uppföljningen år 2006. (Figur 90).



Figur 90. Antalet lavararter som lider av luftföroreningar på provytorna åren 2000 och 2006.

I uppskattningen på basen av IAP-indexet fördelades områden som lider av luftföroreningar likartat med de zoner som uppskattats på basen av artantal. Zonen för IAP-indexet, vars indexvärde var under 1,5, var år 2006 mera vidsträckt än år 2000. Zonerna med lägre indexvärden var inte åren 2000 och 2006 belägna på samma platser. År 2000 var zonerna med högre indexvärden på området inom Larsmo fler än år 2006. (Figur 91).



Figur 91. IAP-index på uppföljningsområdet år 2000 och 2006.

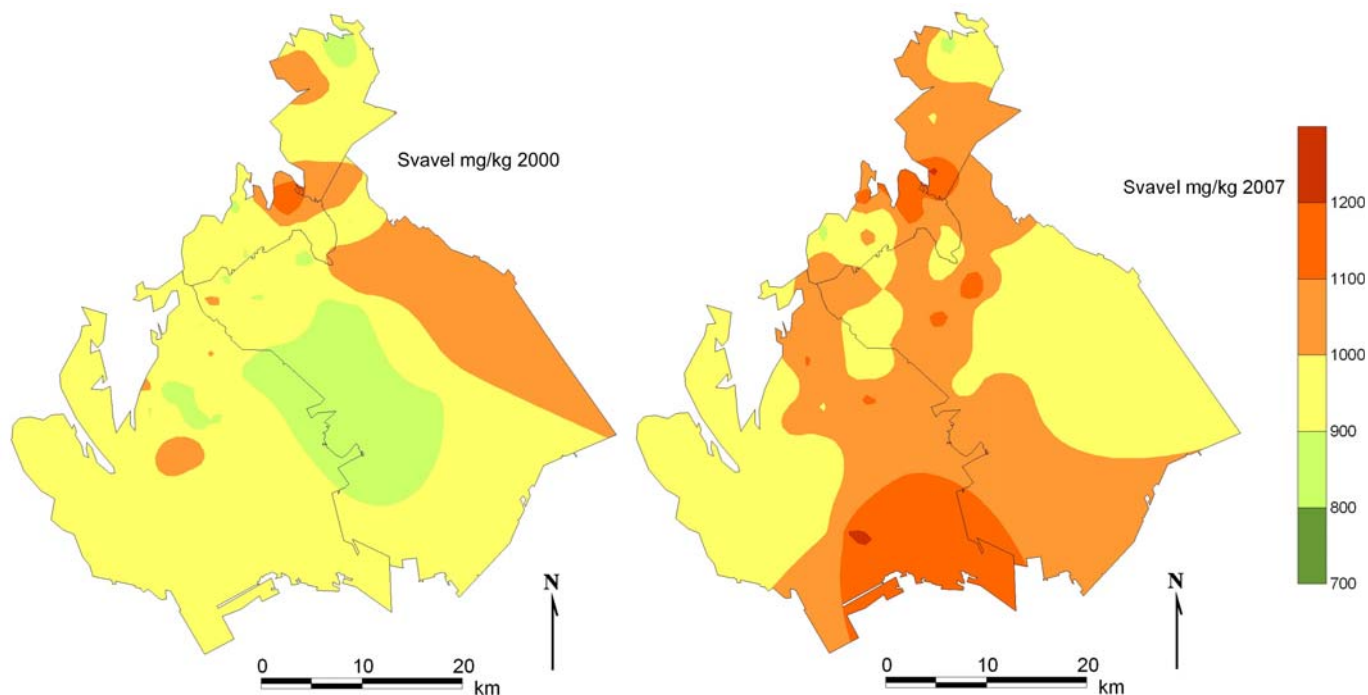
5.3.3 Barrens grundämneshalter

I tabell 32 har man jämfört grundämneshalterna i tallbarr åren 2000 och 2006. Kväve-, svavel-, kalium- och fosforhalterna har stigit betydligt i barren. Halterna för mangan, bor, järn och zink hade stigit bara en aning. Halterna för magnesium, kadmium, krom och nickel hade sjunkit betydligt. Halterna för kalcium hade sjunkit en aning och halterna för koppar hade stannat på samma nivå.

Tabell 32. Grundämneshalter i tallbarr i Jakobstadsnejden åren 2000 och 2006. I jämförelsen har använts provtytor som förblivit desamma.

	N g/kg	S mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	K mg/kg	Mn mg/kg	B mg/kg	Cd mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	Zn mg/kg
2000														
Medeltal	13,5	960	3285	867	5497	424	16,2	0,12	1489	0,4	2,4	0,5	47	43
Minimum	10	840	2400	670	4500	220	8,3	0,05	1200	0,21	1,9	0,25	37	28
Maximum	16	1200	4500	1200	6600	830	27	0,41	1900	1,4	3,1	1,3	92	71
Standardavvikelse	1,13	66	476	112	475	143	4,68	0,10	129	0,21	0,27	0,18	8,72	7,66
2006														
Medeltal	15,1	1029	3269	777	5616	442	16,7	0,09	1587	0,08	2,4	0,4	48	44
Minimum	13	900	2400	610	4500	250	8,0	0,03	1300	0,03	1,7	0,18	35	28
Maximum	19	1200	5600	1100	7000	920	26	0,70	1800	0,75	3	0,89	81	66
Standardavvikelse	1,35	70	555	92	539	139	3,86	0,09	110	0,10	0,25	0,18	8,97	7,85

Höjningen av svavelhalterna i barren syns i zonkartorna som sammanställts för svavelhalterna. När svavelhalten år 2000 var under 1000 mg/kg på största delen av uppföljningsområdet, var svavelhalterna år 2006 i stor utsträckning över 1000 mg/kg. Zonen för höga svavelhalter som bildats i den södra delen av Nykarleby beror på de höga halterna från provtytor i närheten av Mirkas fabriker, och zonen beskriver inte områdets situation pålitligt på grund av det glesa nätverket av provtytor.



Figur 92. Svavelhalten (mg/kg) i tallbarr i Jakobstadsnejden åren 2000 och 2006.

5.3.4 Mossornas grundämneshalter

Mossornas grundämneshalter åren 2000 och 2006 har framställts i tabell 33. Mossornas fosfor-, kalium-, magnesium-, svavel-, mangan- och kadmiumhalter har stigit från år 2000 till 2006. Däremot har mossornas kalcium-, järn-, bor-, koppar-, zink-, krom-, nickel- och blyhalter sjunkit. Speciellt tydligt har halterna för järn, krom och nickel sjunkit.

Tabell 33. Mossornas grundämneshalter i Jakobstadsnejden åren 2000 och 2006. I jämförelsen har använts provtytor som förblivit desamma.

	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	B mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Mn mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg
2000, n = 61														
Medeltal	1432	5773	2487	895	446	1020	3,0	6,1	47	286	0,14	9,4	4,6	3,4
Minimum	860	3840	1830	630	196	760	1,2	3,1	31	132	0,07	3,2	1,7	1,5
Maximum	2320	9900	3620	1310	1620	1380	10,6	78,5	71	596	0,25	32,3	12,6	6,9
Standard- avvikelse	328	1295	406	167	245	130	1,41	9,95	10,4	100	0,05	5,65	2,39	1,09
2006, n = 61														
Medeltal	1583	7160	2395	1135	259	1110	2,4	5,5	45	336	0,16	0,70	1,5	2,2
Minimum	980	4391	1858	802	107	860	1,0	3,7	31	194	0,07	0,25	0,7	1,3
Maximum	2782	14240	3737	1711	893	1725	5,6	10,6	93	574	0,26	2,10	6,3	5,9
Standard- avvikelse	361	2036	378	207	144	156	0,97	1,39	11,7	83	0,05	0,40	0,86	0,85

5.3.5 Humusens pH-värde, C/N förhållande och grundämneshalter

Medelvärdet för humusens pH hade stigit en aning från år 2000 till 2006. Humusens C/N förhållande hade sjunkit. Halterna för grundämnena fosfor, kalium, kalcium, magnesium, svavel, koppar, zink, mangan och nickel hade stigit. Halterna för järn, bor, kadmium, krom och bly i humusen hade däremot sjunkit.

Tabell 34. Humusens pH, C/N förhållande och grundämneshalter i Jakobstadsnejden åren 2000 och 2006. I jämförelsen har använts provtytor som förblivit desamma och har resultat från båda åren.

n = 38	pH	C/N	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	B mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Mn mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Al mg/kg
2000																	
Medeltal	3,5	33	909	702	3293	482	4067	1834	4,7	10,4	55	96	0,40	5,0	6,4	41	2439
Minimum	3,2	23	203	151	567	103	350	418	0,7	1,9	9	9	0,07	0,8	1,0	7,9	320
Maximum	4,4	44	1510	1170	6340	1180	20565	4320	14,6	17,9	113	358	0,62	14,2	15,3	231	7570
Standard- avvikelse	0,20	4,9	347	271	1427	214	3791	856	3,26	4,77	27,3	85,2	0,17	2,86	3,23	35,8	1525
2006																	
Medeltal	3,8	29	941	1001	3884	537	3302	2024	4,5	11,5	71	142	0,31	3,9	7,4	40	1668
Minimum	3,6	20	660	460	1700	260	940	910	3,0	6,3	31	17	0,03	2,0	3,0	22	730
Maximum	4,9	42	1400	1900	6200	1100	36000	2500	14	19	120	610	1,00	11,0	19,0	97	4400
Standard- avvikelse	0,20	4,0	147	247	913	146	5756	315	1,86	3,73	21,6	109	0,33	2,20	3,96	14,8	785

5.4 Jämförelse med resultat från undersökningar som gjorts i andra delar av Finland

I det här kapitlet jämförs de områdesvisa resultaten för bioindikatoruppföljningar utförda inom området för Västra Finlands miljöcentral med varandra samt med resultaten från undersökningar utförda i andra delar av Finland. För att undvika överlappning av de material som skall jämföras har inte Jakobstadsnejdens tio provytor, som ursprungligen ingick i Karlebynejdens bioindikatoruppföljning inkluderats i jämförelsematerialet, inte heller har de provytor som ursprungligen fanns med Jakobstadsnejdens uppföljning inkluderats i Karlebys jämförelsematerial.

5.4.1 Tallarnas barrförlust

Barrförlusten var i Jakobstadsnejden på samma nivå som i undersökningar utförda i andra delar av Finland. Andelen utglesade träd av de undersökta träden var av samma klass som i området för Västra Finland och mindre än i Mellersta Finland, Åbonejden, södra Karelen eller Kotka. (Tabell 35).

Tabell 35. Andelen utglesade (barrförlust > 20%) träd och den genomsnittliga barrförlusten i bioindikatorundersökningar av luftkvaliteten utförda i olika delar av Finland. Kartering som är märkt med stjärna (*) har gjorts helt eller delvis efter växtperioden i Juli-Augusti, varvid den nya barrränggen finns i trädet och den gamla inte helt har fallit. Resultaten för de andra områden är från källorna Laita m.fl 2008a, Laita m.fl 2008b, Laita m.fl 2008c, Laita m.fl 2008d, Laita m.fl 2007, Haahla m.fl 2006a, Haahla m.fl 2006b, Niskanen m.fl 2003b.

Område	n	Forskningsår	Medelvärdet för barrförlusten, %	Andel utglesade träd, %
Hela Västra Finland*	3968	2006	14	6
Jakobstad*	1059	2006	13	7
Karleby*	1210	2006	14	7
Seinäjäki*	889	2006	14	5
Sydösterbotten*	220	2006	15	3
Vasa*	590	2006	12	6
Åbonejden*	725	2005	15	10
Södra Karelen*	1200	2005	15	14
Mellersta Finland	4920	2005	14	8
Kotka	1244	2002	18	25

5.4.2 Tallarnas stamlavar

I tabell 36 har man jämfört indikatorer för tallarnas stamlavsvariabler i Jakobstadsnejden med bioindikatorundersökningar utförda på övriga områden för Västra Finlands miljöcentral och andra delar av Finland. Skadeklassen för blåslav var i Jakobstadsnejden det sämsta i västra Finland. Skadeklassen för blåslav var i Jakobstadsnejden av samma nivå som i Åbo och södra Karelen. Den allmänna skadeklassen var sämst av de jämförda områdena och det trädspecifika artantalet i Jakobstadsnejden var av jämförelseområdena det minsta.

Tabell 36. Variabler som beskriver tallens stamlavar i bioindikatorundersökningen för Västra Finlands område år 2006 samt i undersökningar som har förverkligats runt om i Finland. Resultaten från källorna Laita m.fl 2008a, Laita m.fl 2008b, Laita m.fl 2008c, Laita m.fl 2008d, Laita m. fl 2008e, Laita m.fl 2007, Haahla m.fl 2006a, Haahla m.fl 2006b och Polojärvi m.fl 2005c.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Sormipaisu- karpeen vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä / puu
Hela Västra Finland	398	2006	2,1	3,0	4,1
Jakobstad	106	2006	2,3	3,4	2,8
Karleby	121	2006	2,0	3,2	4,3
Seinäjäki	90	2006	2,0	2,6	4,9
Sydösterbotten	22	2006	1,9	2,2	5,6
Vasa	59	2006	1,9	2,5	4,4
Nystad region	103	2006	2,1		5,1
Åbo reg.	145	2005	2,2		3,6
Mellersta Finland	492	2005	2,0		
Södra Karelen	240	2005	2,3		
Nyland	776	2004	2,1		

5.4.3 Barrens grundämneshalter

I tabell 37 har man jämfört barrens grundämneshalter i bioindikatoruppföljningar i Jakobstadsnejden, på området för Västra Finlands miljöcentral, andra undersökningsområden på Västra Finlands område, hela Finland (ICP forest), samt övriga Finland.

Barrens kvävehalt var den samma som i Västra Finland i genomsnitt, och högre än i det riksomfattande materialet. Borhalten var den samma som den genomsnittliga i Västra Finland och högre än i det riksomfattande materialet. Kadmiumhalten var mindre än på jämförelseområdena. Kaliumhalten var den största av områdena i Västra Finland, men mindre än i t.ex. Åbo eller Mellersta Finland. Kalciumhalten var av samma nivå som den genomsnittliga i Västra Finland. Barrens fosforhalt var den största på Västra Finlands område, och av de andra jämförelseområdena var det bara Mellersta Finland som låg på samma nivå som Jakobstadsnejden. Barrens kromhalt var den största i Mellersta Finland och låg på samma nivå som Nylands tätorter. Barrens kopparhalt var den samma som i det riksomfattande materialet. Barrens magnesiumhalt var den minsta av alla jämförelseområden. Barrens manganhalt var lite lägre än genomsnittet i Västra Finland och betydligt mindre än i det riksomfattande materialet. Barrens nickelhalt var i Jakobstadsnejden mindre än genomsnittet i Västra Finland. Barrens blyhalt var en aning högre än genomsnittet i Västra Finland och klart högre än i det riksomfattande materialet. Barrens zinkhalter var mindre än genomsnittet i Västra Finland och de flesta jämförelseområdena.

Tabell 37. Grundämneshalter i tallbarr i bioindikatorundersökningen år 2006 i Västra Finland samt i undersökningar som förverkligats i andra delar av Finland. Resultaten ur källorna Laita m.fl 2008a, Laita m.fl 2008b, Laita m.fl 2008c, Laita m.fl 2008d, Laita m. fl 2008e, Merilä 2007, Laita m.fl 2007, Haahla m.fl 2006b, Polojärvi m.fl 2005c, Jussila 1997.

Område	n	Forsknings- år	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
Hela Västra-Finland	398	2007	14,9	16,6	0,12	5200	3300	1500	0,15	2,5	840	490	0,51	75	1000	51
Jakobstad	106	2007	15,0	17,0	0,10	5481	3322	1570	0,20	2,2	794	448	0,42	51	1022	46
Karleby	121	2007	14,5	16,1	0,17	5457	3331	1505	0,11	3,0	830	536	0,63	105	1018	61
Seinäjäki	90	2007	15,2	15,4	0,08	4697	3218	1461	0,13	2,2	879	413	0,41	68	971	45
Sydösterbotten	22	2007	15,1	16,2	0,12	4396	3447	1463	0,14	2,2	892	604	0,52	63	1011	49
Vasa	59	2007	15,3	19,3	0,12	5254	3475	1527	0,16	2,4	880	519	0,60	74	1037	51
Nystad region	103	2007	15,7	19,0		5077	3524	1531	0,095	2,6	887	564	0,47	58	1088	52
ICP Forests	65	1995-2003	11,7	10,3		4580	3080	1310		2,2	890	667		40	860	48
Åbotrakten	145	2006	15,6			5600	4400				1000	650			1100	
Mellersta Finland	197	2006	15,5	18,1		5700	4800	1600			1000				1110	
Nyland (tätorten)	221	2005	13,6	20,5	0,2	5900	2800	1500	0,2	3,3	1200	419	1,7	54	1079	48
Björneborg-Harjavalta (belastade)	175	1997	12,4			5080	3530	1320		8,4	850	633		68	975	43

5.4.4 Mossornas grundämneshalter

Mossornas tungmetallhalter i Västra Finland analyserades förutom i Jakobstadsnejden även i Seinäjoki och Karlebynejden. I tabell 38 har man jämfört resultaten för Jakobstad, Seinäjoki och Karleby samt resultaten från undersökningar utförda i andra delar av Finland. Den nationella nivån i undersökningen beskrivs av raderna Norra Finland (Skogsforskningsinstitutet) och Södra Finland (Skogsforskningsinstitutet). Norra och Södra Finland är inte absoluta begrepp, utan Södra Finland beskriver vidare områden med låg belastning i södra delen av Finland och Norra Finland täcker ett område av skiftande storlek i norra och östra Finland, där belastningsnivån är betydligt lägre än i de södra delarna av Finland.

Mossornas aluminium- och arsenikhalter var lägre än på områdena i Karleby och Seinäjoki. Borhalten var däremot lite högre än i Karleby eller Seinäjoki. Mossornas kvicksilverhalt var lägre än i Karleby, men högre än i Seinäjoki. Kadmiumhalten var av samma nivå som Södra Finland och lägre än i Karleby, men en aning högre än i Seinäjoki. Kaliumhalten var högre än i Seinäjoki men lägre än i Karleby. Kalciumhalten var lägre än i Karleby eller Seinäjoki. Kobolthalten var lägre än i Karleby men högre än i Seinäjoki. Mossornas fosforhalt var lägre än i Seinäjoki och på samma nivå som i Karleby. Mossornas kromhalt var lägre än i Seinäjoki och på samma nivå som i Karleby, och motsvarade nationellt på samma nivå som Norra Finland. Kopparhalterna var av de lägsta på jämförelseområdet. Blyhalterna var högre än i Seinäjoki, men lägre än de i Karleby och på motsvarande nivå som i Norra Finland. Magnesiumhalterna var lägre än i Karleby och Seinäjoki. Mangan- och natriumhalterna var lägre än i Karleby men högre än i Seinäjoki. Nickelhalterna var lika höga som de i Karleby men lägre än i Seinäjoki och motsvarade Norra Finlands nivå. Järnhalterna var av de lägsta på jämförelseområdena och motsvarade nivån i Norra Finland. Svavelhalterna var på samma nivå som i Seinäjoki och högre än i Karleby. Zinkhalterna var lägre än i Karleby och högre än i Seinäjoki. Vanadinhalterna var högre än i Karleby men lägre än i Seinäjoki.

Tabell 38. Mossornas grundämneshalter i undersökningar utförda i olika delar av Finland. Resultat ur källorna Laita m.fl 2008a, Laita m.fl 2008b, Laita m.fl 2007, Skogsforskningscentralen 2001, Jussila 1997, Laita m.fl 2006.

Område	n	Forskningsår	Al mg/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg
Karleby	95	2006	258	0,32	2,10	0,08	0,41	16320	2527	6,4
Jakobstad	104	2006	214	0,13	2,33	0,07	0,16	6707	2376	1,2
Seinäjoki	40	2006	348	0,48	2,26	0,04	0,13	6381	2435	0,4
Åbo	60	2005				0,05	0,27			
Riihimäki	6	2005				0,06	0,18			
Björneborg-Harjavalta (belastade)	95	1996		3,81		0,11	0,45			
Norra Finland (Metla)		2001				< 0,04	< 0,1			
Södra Finland (Metla)		2001				0,04 - 0,08	0,1 - 0,2			

Område	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
Karleby	1520	0,89	10	5,3	1164	385	67	1,84	439	1050	99	1,5
Jakobstad	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
Åbo		1,80	7	3,4				2,8	393		47	3,5
Riihimäki				3,3							55	
Björneborg-Harjavalta (belastade)		9,20	224	16,9					1048		74	2,6
Norra Finland (Metla)		< 2	< 5	< 4				< 2	< 500		< 30	< 1
Södra Finland (Metla)		2 - 4	5 - 10	4 - 6				2 - 4	> 500		30 - 40	1 - 3

5.4.5 Humusens pH-värde, C/N förhållande och grundämneshalter

Humusens pH, C/N förhållande och grundämneshalter på olika områden har framställts i tabell 39. pH:n var i Jakobstads skogar på samma nivå som det genomsnittliga i skogar av VT-typ. C/N förhållandet var i Jakobstads skogar mindre än det genomsnittliga i skogar av VT-typ. När man tar i beaktande alla skogstyper, är C/N förhållandet i finska skogar i genomsnitt 37. Enligt internationella undersökningar är det brist på kväve på växtområdet, när C/N förhållandet är över 20 (Riek och Wolf 1995). I Finland är ändå C/N förhållanden under 20 ovanliga (Tamminen 2000).

Kaliumhalten var i Jakobstadsnejden högre än i Karlebynejden. Kopparhalterna var lägre än i Karleby och Björneborg-Harjavalta området, men högre än i materialet som täcker hela landet. Kadmiumhalterna var tydligt lägre än i Karleby och på samma nivå som den genomsnittliga i Finland. Magnesiumhalterna var högre i Jakobstad än i Karleby. Järn- och zinkhalterna var lägre än i Karleby men högre än på andra jämförelseområden. Blyhalten var i Jakobstadsnejden högre än på Björneborg-Harjavalta området eller norra Satakunda. Kromhalten var lägre än genomsnittet i Finland. Aluminiumhalten var betydligt högre i Jakobstadsnejden än på jämförelseområdena. Kalciumhalten var högre i Jakobstadsnejden än i Karleby. Manganhalten var i Jakobstadsnejden högre än på Björneborg-Harjavalta området eller norra Satakunda. Nickelhalten var betydligt lägre än i Karleby och på samma nivå som den genomsnittliga i Finland. Svavelhalten var i Jakobstadsnejden flerfaldig i avseende på jämförelseområdena.

Tabell 39. Humusens pH, C/N förhållande och grundämneshalter i undersökningar utförda i olika delar av Finland. Resultaten ur källorna Jussila 1997, Tamminen 1998. Materialet för hela Finland beskriver för pH-värdets och C/N-förhållandets del skogar av VT-typ. Grundämneshalterna är i detta material medianer, inte medelvärden.

Område	Forskningsår	N	pH	C/N	K mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg
Jakobstad	2006	60	3,8	29,7	1038	12	0,45	547	2919
Karleby (belastade)	2006	13			632	195	6,6	292	17915
Björneborg-Harjavalta (belastade)	1997	176				30			47
Norra-Satakunta (bakgrund)	1997	103				0,025			22
Hela Finland (VT)			3,9	42,6		6,6	0,4		

Område	Zn mg/kg	P mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	S mg/kg
Jakobstad	73	941	42,3	3,7	1696	3798	150	7,3	1963
Karleby (belastade)	973				63	1379		90	
Björneborg-Harjavalta (belastade)	36	114			106		107		77
Norra-Satakunta (bakgrund)	27	131			120		68		85
Hela Finland (VT)	47		31	8,1				8,2	

6. Slutsatser

I Jakobstadsnejden undersökte man luftföroreningarnas inverkan på tallens vitalitet, tallens stamlavar, grundämneshalterna i tallbarr, mossornas grundämneshalter samt humusens grundämneshalter och kemiska kännetecken. Resultaten som nu erhöles jämfördes med resultaten från bioindikatoruppföljningen som förverkligades år 2000 samt med resultat från bioindikatorundersökningar gjorda runt om i Finland.

I Jakobstadsnejden härstammar belastningen av luftföroreningarna från industriverksamheten och trafiken i Jakobstad. Pälsskogar är anmärkningsvärda lokala utsläppskällor för kväve. Sedan år 1995 har utsläppen av luftföroreningar minskat för partiklarnas och kvävetets andel, men svaveldioxidutsläppen har på uppföljningsområdet ökat till nästan 2,5 gånger så stora i jämförelse med nivån år 1995.

Medelvärde för tallens barrförlust hade hållit sig på samma nivå mellan åren 2000 och 2006, men antalet utglesade träd av de jämförda träden hade under samma tidsperiod minskat betydligt: när man år 2000 uppskattat att 20% av träden var utglesade, var den motsvarande andelen år 2006 5%. De minst utglesade provytorna var belägna i uppföljningsområdets norra delar, men för barrförlustens del kunde ingen fördelning som förorsakats av luftföroreningar iakttagas. Barrförlusten och andelen utglesade träd av de undersökta träden var i Jakobstadsnejden av samma klass som i övriga Finland.

Blåslavens skador var i genomsnitt lindriga och lavfloran var i genomsnitt tydligt skadad. På basen av artantal var lavfloran utarmad och IAP-indexet visade tydliga förändringar i lavfloran som förorsakats av luftföroreningar. För den allmänna skadeklassens del hittades inte frisk lavflora på en enda av uppföljningsområdets provytor. Provytor som till sitt artantal motsvarar bakgrundnivån med avseende på belastningen av luftföroreningarna, fanns inte en enda på uppföljningsområdet, utan lavfloran var på alla provytor minst lindrigt utarmad. I jämförelse med andra undersökningsområden inom Västra Finlands område, var lavarnas skador de mest allvarliga och artantalen de lägsta i Jakobstadsnejden.

På basen av blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen växte den friskaste lavfloran i den norra delen av uppföljningsområdet inom Larsmo kommuns område, men även på detta område var lavfloran utarmad. De mest utarmade zonerna låg i de norra delarna av Nykarleby, de nordostliga delarna av Pedersöre, de södra delarna av Larsmo och de östra delarna av Jakobstad. De provytor där blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen var sämst (arten död eller saknad) låg, bortsett från en provyta i Pedersöre, inom Nykarleby stads område i närheten av pälsskogar. Pälsskogarna har varit en betydande lokal utsläppskälla för kväveföreningar, som också i uppföljningen år 2000 hade inverkan på lavfloran (Raitio och Kärkkäinen 2002).

Lavararter som tar skada av luftföroreningar var sällsynta på uppföljningsområdet. Förekomstfrekvensen för arter som tar skada av luftföroreningar har sjunkit sedan år 2000, men däremot har frekvenserna för alger, trädgrönelav och flarnlav som drar nytta av luftföroreningar stigit. Alger och trädgrönelaven var år 2006 de 3. mest allmänna observerade arterna på uppföljningsområdet. I jämförelse med år 2000 hade både skadeklassen för blåslaven och den allmänna skadeklassen sjunkit. Artantalet hade stigit på enskilda provytor och det trädspecifika artantalet hade sjunkit. IAP-indexet var år 2006 på samma nivå som år 2000.

Svaveldioxid är den luftförorening som har störst inverkan på lavar, och ökningen i lavarnas skador torde bero på svaveldioxidutsläppens ökning. Lavvariablerna korrelerar mest med tallbarrens svavelhalt så, att ju högre svavelhalt desto allvarligare är lavarnas skador. Förutom med tallbarrens korrelerar lavvariablerna även med barrens kvävehalter. Även ökningen av algförekomsten beskriver kväve- och svavelbelastningens ökning. Algens förekomst korrelerar med tallbarrens

svavel- och kvävehalter samt med lavarnas skador och lavarternas artmängd. Samtidigt som algen, vilken är mycket tolerant mot luftföroreningar, blivit mera allmän i Jakobstadsnejden, har de känsliga arterna mot luftföroreningar blivit sällsynta.

Förklaringen till tallbarrens ökade svavelhalt jämfört med år 2000 är ökningen i utsläppsnivån för svaveldioxid. Även barrenns kväve-, kalium- och fosforhalter har ökat betydligt på uppföljningsområdet. Mellan dessa grundämnen upptäcktes anmärkningsvärda korrelationer. Kväve, kalium och fosfor är trädens huvudnäringsämnen, varvid korrelationerna mellan dem var förväntade och hänvisar på den inverkan växtunderlagets näringsinnehåll har. Speciellt fosforhalterna var i Jakobstadsnejden höga jämfört med de analyserade halterna i andra bioindikatoruppföljningar. Däremot har mangan-, kadmium-, krom- och nickelhalterna sjunkit betydligt. Kadmium, krom och nickel är tungmetaller, som hamnar i skogsmarken och barr tillsammans med stoftnedfallet. En minskning i halterna för de här metallerna indikerar en minskning av den inverkan människans verksamhet har. Jämfört med andra områden var magnesiumhalterna låga, och med tanke på trädens näringsbalans låga på en del av provytorna. Magnesiumbrist kan förorsakas av hög kvävebelastning, vilket förekommer bl.a. i närheten av pälsfarmar (Rautajärvi och Raitio 2003). De höga halterna av magnesium, bor och krom var koncentrerade till uppföljningsområdets norra delar. Höga halter av kalcium och järn var koncentrerade till områden i Jakobstad centrum.

För flera av de grundämnen som analyserats från mossor kunde observeras en koncentration till området för Jakobstad centrum eller de norra delarna av Pedersöre. De högsta halterna för kvicksilver, kadmium och kobolt observerades på provytor i uppföljningsområdets norra delar. De höjda halterna av dessa grundämnen i den norra delen av uppföljningsområdet härstammar troligen från industriverksamheten i Yxpila i Karleby. Kvicksilver, kadmium och kobolt laddades i faktoranalysen till samma faktor, vilket syftar på att dessa grundämnen har ett gemensamt ursprung. I Jakobstadsnejden har halterna för flera tungmetaller sjunkit i mossorna. Speciellt tydligt har halterna för järn, krom och nickel sjunkit.

Humusens pH var på en normal nivå i Jakobstadsnejden. Kol-kväve-förhållandet alltså C/N-förhållandet var på en provyta mindre än 20, vilket indikerar att en god kvävesituation råder på denna provyta. Jämfört med år 2000 hade C/N-förhållandet sjunkit, vilket tyder på en förbättring i kvävesituationen. I den föregående uppföljningen observerades för en gradient med riktningen norrsöder för alla halter som analyserats ur humus, detta förklarades med berggrundens egenskaper. År 2006 observerades en motsvarande gradient tydligt även för koppar, kadmium, zink och nickel. En liknande gradient kunde observeras även för några andra grundämnen, men inte lika tydligt. Även utsläppen från Karlebynejden kan ha påverkat de förhöjda tungmetallhalterna i humus i uppföljningsområdets norra delar. De höga halterna för järn och krom var koncentrerade till provytorna i Jakobstad centrum. Humusens tungmetallhalter var lägre i jämförelse med halterna för Karlebys provytor. Halterna för järn, bor, kadmium, krom och bly i humuslagret har i Jakobstadsnejden sjunkit.

De ökade svavelutsläppen, försämrade lavvariablerna och ökade svavelhalter i barr, mossor och humus tyder på att svaveldioxidutsläppens inverkan på uppföljningsområdet har ökat. Kromhalterna har minskat i så väl barren som i mossor och humus. Halterna av järn, kadmium, bly och nickel har minskat i två av tre variabler. Det är dock anmärkningsvärt, att tungmetaller inte samlas likartat i barr, mossor och humus. Angående tungmetallbelastningen var resultaten entydiga, men tungmetallbelastningen torde i Jakobstadsnejden vara på väg att minska. Generellt var de analyserade tungmetallhalterna i mossor och humus låga. Näringsituationen i Jakobstads skogar verkade relativt bra förutom den låga magnesiumhalten i barren, vilket förklaras av kvävebelastningen från pälsfarmarna.

Litteratur

- Anttonen, T. (1990). Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Kuopion yliopisto, ekologisen ympäristöhygienian laitos. Opinnäytetyö.
- Bosco, M.L., Varrica, D. och Doncarra, G. (2005). Case study: Inorganic pollutants associated with particulate matter from an area near a petrochemical plant. *Environ. Research*. 99: 18-30.
- Brække, F. (1994). Diagnostiske grenseverdier for næringselementer i gran-og furunåler. *Aktuelt fra skogforsk* 15/94. 11 s.
- Derome, J. och Väre, H. (1995). Laskeuman vaikutus metsämaahan. I verket Tikkanen, E. (redig.) *Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena*. S. 77-100.
- Ermakova, E.V., Frontasyeva, M.V. och 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. och 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>. Läst 11/2007.
- Geologian tutkimuskeskus (2007). Geokartta-palvelu. <http://geokartta.gtk.fi/>.
- Haahla, A., Niskanen, I., Polojärvi, K. och Ellonen, T. (2006a). Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 161. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Haahla, A., Polojärvi, K., Niskanen, I., Laita, M. och Ellonen, T. (2006b). Keski-Suomen maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 162. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus.
- Helmisaari, H-S. (1993). Metsikön ja puun ravinnekierto. I verket Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkela, H. och Nieminen, T. (redig.). *Metsäluonto ja ilmansaasteet*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Gummerus, Jyväskylä. S. 44-48.
- Helmisaari, H-S. (1998). Metsäekosysteemin toiminta ympäristömuutoksen ilmentäjänä. I verket Mälkönen, E. (redig.). *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. I verket Steubing, L. och Jäger, H.-J. (redig.). *Monitoring of air pollutants by plants*. Junk publisher, The Hague. S. 155-161.
- Hällis, B. (2007). Skriftligt meddelande. 11/2007.
- Jokinen, J. och S. Haarala (1996). Salon ja Halikon ilmanlaadun seuranta. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Jukka, L. (1988). *Metsänterveysopas*. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka, Vaasa. Jussila, I. (1997). Porin-Harjavallan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996-1997. Åbo Universitet, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 12.
- Jussila, I. (1998). Muntligt meddelande.
- Jussila, I., Joensuu, E. och Laihonen, P. (1999). Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. *Ympäristöopas* 59. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki.
- 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., och Waldén, J. (1998). Air Quality Trends in Finland. Ilmanlaatumittauksia, Air Quality Measurements. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Kuusinen, K., Mikkola, K. och Jukola-Sulonen, E.-L. (1990). Epiphytic lichens on conifers in the 1960s to 1980s in Finland. I verket Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (redig.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. S. 397-420.

- Kuusipalo, J. (1996). Suomen metsätyypit. Kirjayhtymä, Rauma.
- Laita, M., Keskitalo, T., Huuskonen, I., Welling, L. och Witick, A. (2006). Ekokem Oy:n ongelmajätelaitoksen ympäristöseuranta vuonna 2006. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 166/2006.
- Laita, M., Huuskonen, I., Haahla, A., Polojärvi, K., och Ellonen, T. (2007). Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. och Lehtonen, E. (2008a). Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 165. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. och Lehtonen, E. (2008b). Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Karlebynejden åren 2006-2007. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 171. Jyväskylä universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehtonen, E. och Ellonen, T. (2008c). Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Sydösterbotten åren 2006-2007. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 173. Jyväskylä universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. och Lehtonen, E. (2008d). Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Vasaregionen åren 2006-2007. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 174. Jyväskylä universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehtonen, E. och Ellonen, T. (2008e). Vakka-Suomen alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 164. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- LeBlanc, F. och J. DeSloover (1970). Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48: 1485-1496.
- LIISA 2006 -kalkylsystem (2007). <http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/kunnat2.htm>. (läst 11/2007).
- Lindgren, M. och Salemaa, M. (1999). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level 1) ja ympäristön yhdennetyn seurannan koealat 1999. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindgren, M. och Salemaa, M. (2000). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level I) ja ympäristön yhdennetyn seurannan koealat 2000. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindgren, M. (2000). Mätäkivenmäen testimännikön arviointitulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Utlåtande 15.6.2000.
- Lindgren, M. (2001). Uusinta-arvioinnin (5.7.2000) tulokset Mätäkivenmäen testimänniköstä. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Utlåtande 6.7.2001.
- Lindgren, M. (2007). Mätäkivenmäen testimännikön tulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Utlåtande 21.6.2007.
- Lindroos, A.-J. och Derome, J. (1998). Laskeuma ja sen vaikutus metsämaahan. I verkett Mälkönen, E. (redig.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 151-157.
- Lodén, M., Manninen, S., Nieminen, T., Raiskinen, H., Ranta, P. och R. Willamo (2002). Bioindikaattorit. Ympäristönsuojelun opetusmonisteita N:o 21. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos.
- Merilä, P. (2007). Needle chemistry on the intensive monitoring plots 1995-2003. I verkett Merilä, P., Kilponen, T. och Derome, J. (2007). Forest condition monitoring in Finland – National report 2002–2005. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 45.
- Metsäntutkimuslaitos (2001). Raskasmetallilaskeuma. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm> (11/2006)
- Metsätuho-opas (2003). Metsäntutkimuslaitos. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/opas/index.htm>. Päivitetty 3.9.2003.
- Mälkönen, E. (1991). Maa- ja neulasanalyysin käyttökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 381. Joensuun tutkimusasema. 52-61.

- Nieminen, T., Raitio, H. och Salemaa, M. (1993). Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimatunnuksena. I verket Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja Nieminen, T. (redig.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki. Gummerus, Jyväskylä. S. 92-96.
- Niskanen, I. (1995). Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1994. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1995:11.
- Niskanen, I., Veijola, H. och Ellonen, T. (1996). Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1996. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996: 17.
- Niskanen, I., Ellonen, T. och Witick, A. (1998). Kokkolan seudun ilman laadun bioindikaattoritutkimus vuonna 1997. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 150. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Niskanen, I., Ellonen, T. och Nousiainen, O. (2001). Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2000 ja 2001. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Alueelliset ympäristöjulkaisut 238.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Witick, A., Haahla, A. och Laitakari, V. (2003a). Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2002. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 156. Jyväskylän Universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Haahla, A. och Laitakari, V. (2003c). Kotkan kaupungin ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2002. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 155. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Partanen, P. och Veijola, H. (1996). Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. YTV, Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18.
- Pihlström, M. och 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. Forskningsrapport.
- Pleym, H., Hessen, 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., Stranden, E., Waskaas, M., Norseth, T., Rodahl, K., Kristensen, P., Bjorklund, R.A. och Jentoft, H. (1991). Ympäristötekniikka. Tammertekniikka. Jyväskylä, Gummerus. 324 s.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. och Ellonen, T. (2005a). Mittaustarkkuus mäntyjen runkojäkäljestön ja sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioiden havainnoinnissa. Tutkimusraportti 89/2005. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. och Ellonen, T. (2005b). Mittaustarkkuus männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisessa. Tutkimusraportti 64/2005. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. och Ellonen, T. (2005c). Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuosina 2004 ja 2005. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Alueelliset ympäristöjulkaisut 385.
- Polojärvi, K. (2007). Ympäristön mallinnus luonnonmaantieteessä. Ilmanlaadun mallintaminen. Kurssimoniste, Joensuun yliopisto.
- Raitio, H. (1994). Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527. 25-34.
- Raitio, H. (1999). Needle chemistry. I verket Raitio, H. och Kilponen, T. (redig.) Forest condition monitoring in Finland. National report 1998. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 743.
- Raitio, H. och Kärkkäinen, K. (2002). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Pietarsaaren-Uudenkaarlepyyn alueella vuonna 2000. Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema.
- Raitio, H. och Merilä, P. (1998). Seasonal variation in the size and composition of Scots pine and Norway spruce needles in different weather conditions. European programme for the intensive monitoring of forest ecosystems / Level II, Finland. Pilot study, technical report. The Finnish forest research institute, Parkano.
- Ranta, E., Rita, H. och Kouki, J. (1989). Biometria. Helsinki, Yliopistopaino. 569 s.

- Rautjärvi, H. och Raitio, H. (2003). Neulasten alkuainepitoisuudet sekä niiden suhde näytepuiden neulaskatoon ja epifyyttijäkälisiin Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueella vuosina 2000 ja 2001. Uudenmaan ympäristökeskus, monisteita nro 120.
- Reinikainen, A., Veijalainen, H. och Nousiainen, H. (1998). Puiden ravinnepuutokset – metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688.
- Reis, M.A., Alves, L.C., Wolterbeek, H.Th., Verburg, M.C., Freltas, A. och Gouveia, C. (1996). Main atmospheric heavy metal sources in Portugal by biomonitor analysis. Nucl. Instr. Meth. 109/110: 493-497.
- Riek, W. och Wolff, B. (1995). Deutscher Beitrag zur Europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Inst. Forstökol. Walderfass., Eberswalde. Duplikat, 65 s.
- Rinne, R. och 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. och Tyler, G. (1970). Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos* 21(1):92-97.
- Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. och Steinnes, E. (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. *Nord* 1987:21. Göteborg.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L. och M. Lindgren (1991). Forest condition in Finland 1986-1990. *Silva Fennica* 25 (3): 147-175.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L., Nieminen, T. och P. Nöjd (1993). Latvustunnukset ja puun kasvu elinvoimaisuuden ilmentäjinä. I verket Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. och T. Nieminen (redig.). *Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 446. Helsinki, Gummerus. S. 75-92.
- Salmi, T. (2007). Eri yhdisteiden pitoisuuksia tausta-aseilla. Ilmatieteen laitos. Skriftligt meddelande 11/2007.
- SFS 5669. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten kokonaisrikkipitoisuus. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5670. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5671. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Sammalten kemiallinen analyysi. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5781. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten rikkipitoisuuden määrittäminen ICP-emissiometrillä. (1994). 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)
- Tamminen, P. (1998). Maaperätekijät. I verket Mälkönen, E. (redig.). *Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 691. S. 64- 82.
- Ulrich, B. (1991). Deposition of acids and metal compounds. I verket Merian, E. (redig.). *Metals and their compounds in the environment*. S. 369-378.
- Veijola, H. och I. Niskanen (1998). Sammalleesta ja humuksesta tutkittavien muuttujien mittaustarkkuuden arviointi. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Muistio 1/1998.
- Wellbrock, N., Riek, W. och 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>.



Jyväskylän yliopisto
Ympäristöntutkimuskeskus

Jyväskylä universitet
Miljöforskningsinstitut

University of Jyväskylä
Institute for Environmental Research

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