

MILJÖFORSKNINGSINSTITUTETS
MEDDELANDEN 174

YMPÄRISTÖNTUTKIMUSKESKUKSEN
TIEDONANTOJA 174

REPORTS OF THE INSTITUTE
FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH 174

Mika Laita
Irene Huuskonen
Toni Keskitalo
Emmi Lehtonen

BIOINDIKATORUPPFÖLJNING AV LUFTKVALITETEN I VASAREGIONEN ÅREN 2006–2007

**Tiivistelmä: Vaasan alueen ilmanlaadun
bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007**

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



BIOINDIKATORUPPFÖLJNING AV LUFTKVALITETEN I VASAREGIONEN ÅREN 2006–2007

Tiivistelmä: Vaasan alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007

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

Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo och Emmi Lehtonen

Översättning: Elinor Slotte, Kia Uuskartano

Kartorna:
Baskartor © Affecto Finland Oy
Lövet L7606/08

ISSN 0781-8793
ISBN 978-951-39-3391-3
Kopijyvä Oy, Jyväskylä
2008

SAMMANDRAG

Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Vasaregionen åren 2006-2007

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

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

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

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

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

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

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

TIIVISTELMÄ

Vaasan alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007

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

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

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

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

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

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

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

SUMMARY

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

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

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

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

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

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

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

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

INNEHÅLL

1. INLEDNING	1
2. UPPFÖLJNINGSSOMRÅDE	1
2.1 Allmän beskrivning	1
2.2 Luftkvaliteten på uppföljningsområdet	3
2.2.1 Utsläpp i Vasaregionen 1995-2006.....	3
2.2.2 Lokala luftkvalitetsmätningar	5
2.2.3 Luftkvaliteten vid riksomfattande bakgrundsstationer	5
3. UPPFÖLJNINGSMATERIAL OCH FÖRFARINGSSÄTT.....	8
3.1 Uppföljningsområde och provtytor.....	8
3.2 Uppföljningsmetoder	11
3.2.1 Undersökningsgruppen och tidpunkten för terrängarbetet.....	11
3.2.2 Tallarnas barrförlust alltså bedömning av tallkronornas utglesning	11
3.2.3 Felkällor och tillförlitlighet vid bedömningen av barrförlust	12
3.2.4 Karteringen av tallarnas epifyta lavar.....	13
3.2.5 Felkällor och pålitlighet vid lavkartering	18
3.2.6 Insamling av barrprov och analysering av grundämneshalterna	19
3.2.7 Felkällor och tillförlitlighet vid kartering av barrrens grundämneshalter	20
3.2.8 Jordmånens egenskaper.....	22
3.2.9 Felkällor och tillförlitligheten i samband med analyseringen av jordmåndproven.....	23
4. RESULTAT	24
4.1 Tallarnas vitalitet	24
4.2 Tallarnas stamlavar	26
4.2.1 Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen.....	27
4.2.2 Blåslavens täckning och algens utbredning.....	30
4.2.3 Artmängder.....	31
4.2.4 IAP-index.....	34
4.3 Barrrens grundämneshalter.....	35
4.4 Jordmånsanalyser	44
5. GRANSKNING AV RESULTATEN	46
5.1 Bakgrundsvariablernas inverkan och variablernas interna beroende.....	46
5.2 Jämförelse med tidigare undersökningar på området	49
5.2.1 Tallarnas barrförlust	49
5.2.2 Tallarnas stamlavar.....	50
5.2.3 Barrrens grundämneshalter.....	56
5.2.4 Jordmånen	58
5.3 Jämförelse med resultat från undersökningar som gjorts i andra delar av Finland	58
5.3.1 Tallarnas barrförlust	58
5.3.2 Tallarnas stamlavar.....	59
5.3.3 Barrrens grundämneshalter.....	59
5.3.4 Jordmånen	60
6. SLUTSATSER	61
LITTERATUR	63

1. Inledning

Luftföroreningarnas inverkan på vegetationen har med hjälp av bioindikatorer iakttagits sedan början av 1990-talet. Bioindikatormetoderna baserar sig på organismernas känslighet att reagera på förändringar i miljön genom förändringar i antingen uppbyggnad, aktivitet, kemisk sammansättning eller grundämneshalter. I dessa uppföljningar har man utrett tallens vitalitet och epifyta lavar, jordmånens egenskaper samt tallbarrens grundämneshalter (Osmo och Kjellman 1991, Osmo 1996, Raitio m.fl 2002). Den här bioindikatoruppföljningen förverkligades som en del av den bioindikatoruppföljning som omfattar nästan hela området för Västra Finlands miljöcentral. I uppföljningen granskades inverkningarna som luftföroreningarna har på tallens epifyta lavar, tallens vitalitet, grundämneshalterna i tallbarr, samt jordmånens egenskaper och grundämneshalter.

Bioindikatoruppföljningen förverkligades i Vasaregionen på 59 provytor med tallbestånd och 6 jordmånsprovytor. Erhållna resultat jämfördes med resultaten från åren 1990, 1995 och 2000. Föroreningarnas inverkan på indikatorarterna visas oftast efter en lång tidsperiod och därför passar bioindikatormetoderna speciellt bra för avspegling 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. Följaktligen kan inte en enskild bioindikator skildra hela provytan och en enskild provyta kan inte skildra hela uppföljningsområdet (Jussila och Ojanen 2002).

Beställare av uppföljningen är de kommuner i Vasaregionen som deltog i uppföljningen; Isokyrö, Jurva, Laihia, Malax, Korsholm och Vasa. Uppföljningen förverkligades av miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet. I terrängarbetet för uppföljningen deltog forskningstekniker Tuomo Ellonen, forskare Irene Huuskonen och forskningsassistenterna Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehtonen, Sari Leinonen, Terhi Lylyjärvi och Teemu Oittinen. Forskarna Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo och forskningspraktikanten Emmi Lehtonen analyserade undersökningsmaterialet och sammanställde denna uppföljningsrapport. Barr- och jordmånsproven har hanterats och analyserats i miljöforskningsinstitutets laboratorie vid Jyväskylä universitet.

2. Uppföljningsområde

2.1 Allmän beskrivning

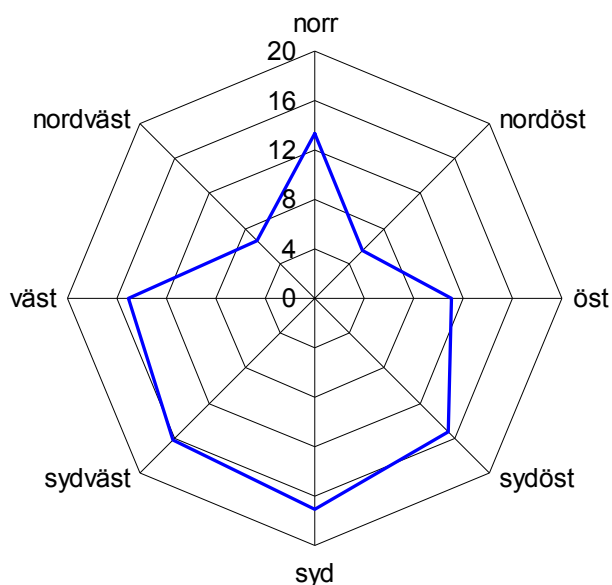
I Finlands växtgeografiska områdesdelning placeras Vasaregionen i södra Österbottens zon (Kalliola 1973, Kuusipalo 1996). Kännetecknande för naturen på detta området är havet, som jämnar ut temperaturfluktuationer och förtunnar snötäcket. Som typiskt för Österbottens område, är Vasa område platt och låglänt till sina egenskaper. Jordmånen i Vasaregionen är på grund av landhöjningen ungt och podsol jordmånen är svagt utvecklad (Starr 1991). Sjöar finns det lite av på uppföljningsområdet och till sin typografi är området synnerligen jämnt och fördelat av floder och floddalar. Odlingsområdena placeras sig huvudsakligen i floddalarna. Uppföljningsområdet är speciellt i de östra delarna låglänt, och har typiska österbottniska jämna odlingslandskap. Jordmånen består huvudsakligen av morän och lera; torvmarker finns en del i områdets sydöstra delar (Geologiska forskningscentralen 2007). Österbottens kustområden är på grund av klimatet, den finfördelade jordmånen, jämnheten och landhöjningen känsliga för försumpning, men försumpningen dämpas av områdets låga nederbörd och sumpmarkerna har på grund av områdets unga ålder ett tunt torvtäcke (Merilä och Raitio 1998). Områdets berggrund består på området av sk. Vasa granit (Vasa natur 2007), glimmerskiffer och migmatit (Geologiska forskningscentralen

2007). Till särdragen för Vasas granitområde hör en avsevärd stor block- och stenrikhet, som beror på splittring och förvittring av Vasa graniten. Därtill förlänger vinterns låga nederbörd tjälesäsongens längd, vilket gör områdets skogsmarker till starkt tjälfrusna. (Merilä och Raitio 1998). (Figur 1).



Figur 1. Karta över uppföljningsområdet.

De rådande vindriktningarna på uppföljningsområdet är sydliga (figur 2). Vid kusten inverkar sjö- och landbrisen på vindens riktning under sommaren och vissa förhållanden: på dagen blåser vinden från havet in mot land när marken värms upp och på natten från land ut mot havet.



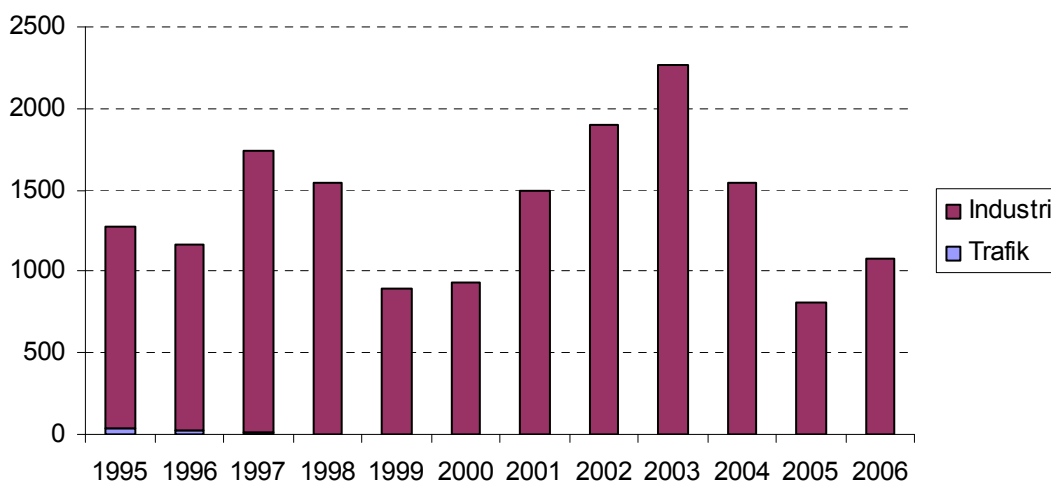
Figur 2. Vindriktningarna på Vasa flygfält år 2006 som procent av helhetsvindarna. Vindfria timmar var 8% av helhetstiden. (Wunderground 2007.)

2.2 Luftkvaliteten på uppföljningsområdet

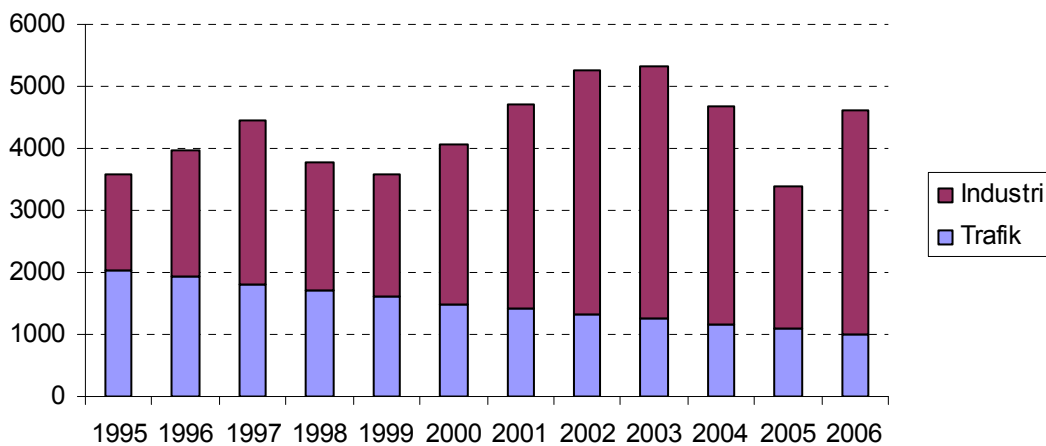
2.2.1 Utsläpp i Vasaregionen 1995-2006

Utsläppen från industrin har sammanställts från informationen Västra Finlands miljöcentral har levererat. Utsläppen från trafiken har beräknats med LIISA 2006- räkningsmodell, i vilken koefficienterna för utsläppen från tidigare år finns.

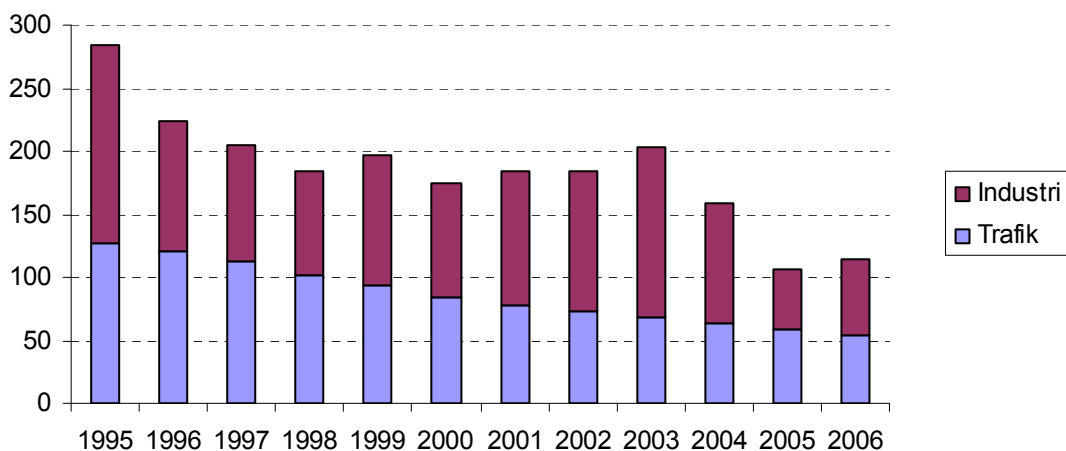
Svaveldioxidutsläppen i Vasaregionen har varierat från år 1995 på så vis, att de största utsläppen på uppföljningsområdet uppkom år 2003 (2270 ton). År 2006 var svaveldioxidutsläppen 15 % mindre jämfört med nivån år 1995. Trafikens andel i svaveldioxidutsläppen var mycket liten. En växande trend kan observeras i utsläppen av kväve oxider. Trafikens andel i utsläppen av kväve oxider är minskande, och år 2006 producerade trafiken 22 % av dem. År 2006 var utsläppen av kväve oxider på uppföljningsområdet nästan 30 % högre än i början på uppföljningsperioden år 1995. Partikelutsläppen har minskat avsevärt på uppföljningsområdet; från nivån år 1995 med 60 % till år 2006. Trafiken producerade år 2006 nästan hälften av partikelutsläppen.



Figur 3. Utvecklingen av svaveldioxidutsläppen i Vasaregionen åren 1995-2006.



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



Figur 5. Utvecklingen av partikelutsläppen i Vasaregionen åren 1995-2006.

Tabell 1. Utsläppen från de anmälningspliktiga industrianläggningarna i Vasaregionen fördelade enligt kommun åren 1996, 2001 och 2006. (Hirvijärvi 2006.)

	SO ₂			NO _x			partiklar		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Jurva	0	0	3,9	0	0	3,6	0	0	1,4
Laihia	0,18	5,4	0,01	0,75	9,3	0,08	0,18	2,2	0
Korsholm	0,17	2,3	0	0,6	1,2	0	0,17	0,5	1,3
Vasa	1138	1484	1069	2044	3283	3596	104	105	57
sammanlagt	1139	1492	1073	2046	3294	3600	104	107	60

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

	SO ₂			NO _x			partiklar		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Isokyrö	1,34	0,26	0,08	115	84	60	7,1	4,6	3,2
Jurva	0,98	0,19	0,06	81	59	43	5,2	3,4	2,3
Laihia	2,08	0,40	0,12	180	132	95	10,9	7,0	4,9
Malax	1,76	0,34	0,10	154	113	81	9,2	5,9	4,1
Korsholm	5,38	1,03	0,32	470	345	247	28,7	18,5	12,9
Vasa	7,15	1,37	0,42	548	402	288	36,0	23,2	16,1
sammanlagt	18,7	3,6	1,1	1547	1134	814	97,1	62,6	43,5

2.2.2 Lokala luftkvalitetsmätningar

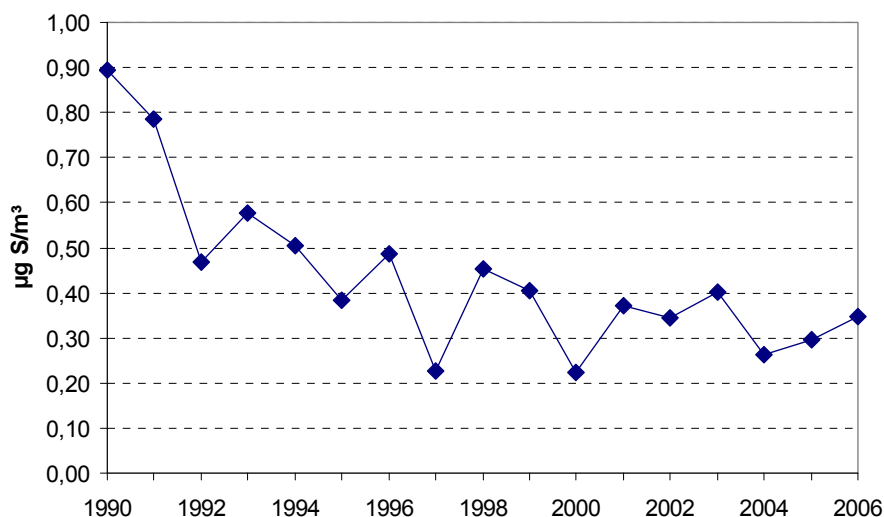
Vasa har två mätstationsstationer för luftkvaliteten: en i centrum, vid Vasaesplanaden och en annan vid vattentornet vid Kyrkoesplanaden. År 2006 överskreds gränsvärdet för dygnsvärdet i centrum 11 gånger och vid Kyrkoesplanaden 6 gånger. Uppskattat med hjälp av luftkvalitetsindexet var luftkvaliteten i Vasa år 2006 mest allmänt tillfredställande 57 % av årets dagar. Luftkvaliteten var god 8 % av dagarna och försvarlig 16 % av årets dagar, då luftkvaliteten däremot var dålig eller väldigt dålig sammanlagt 14 dagar. (Luftkvalitetens årsrapport 2006.)

2.2.3 Luftkvaliteten vid riksomfattande bakgrundsstationer

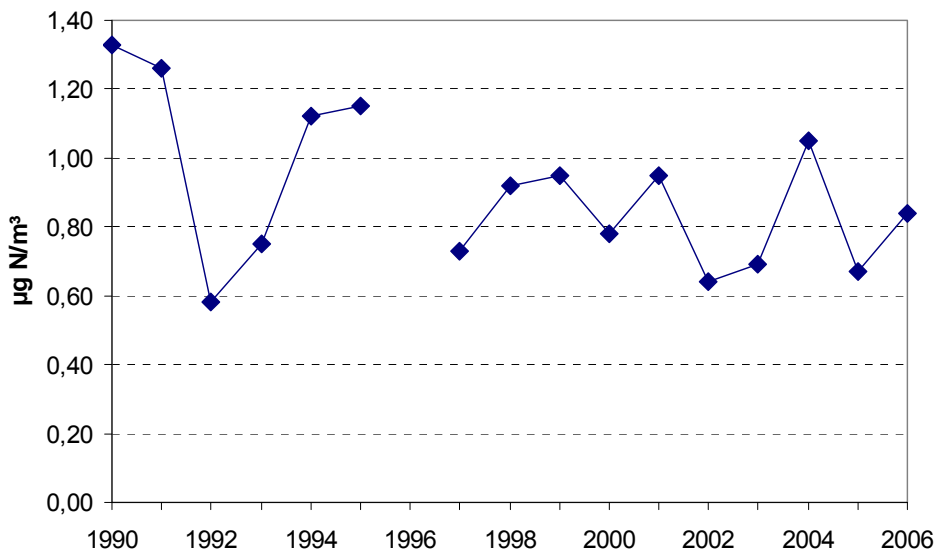
Halterna för så gott som alla de mest betydande luftföroreningarna har minskat kraftigt från och med början av 1980-talet vid meteorologiska institutets bakgrundsstationer. Minskningen fortsatte ännu i början av 1990-talet, dock långsammare i Södra Finland (Kulmala 1998). I figurerna 6–7 har man framställt årsmedelvärdena för gashalterna vid Etseris bakgrundsstation åren 1996–2000 samt i figurerna 8–10 årsnedfallet för nitrat- och ammoniumkväve samt sulfatsvavel vid Etseris och Karlös bakgrundsstationer. Vid Karlö har man gjort nedfallsberäkningar 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). Beräkningen av kvävedioxiden har fördröjts av ozonets ökning, eftersom ozonet inverkar på kvävemonoxidens konversion till kvävedioxid (Laurila m.fl 2003).

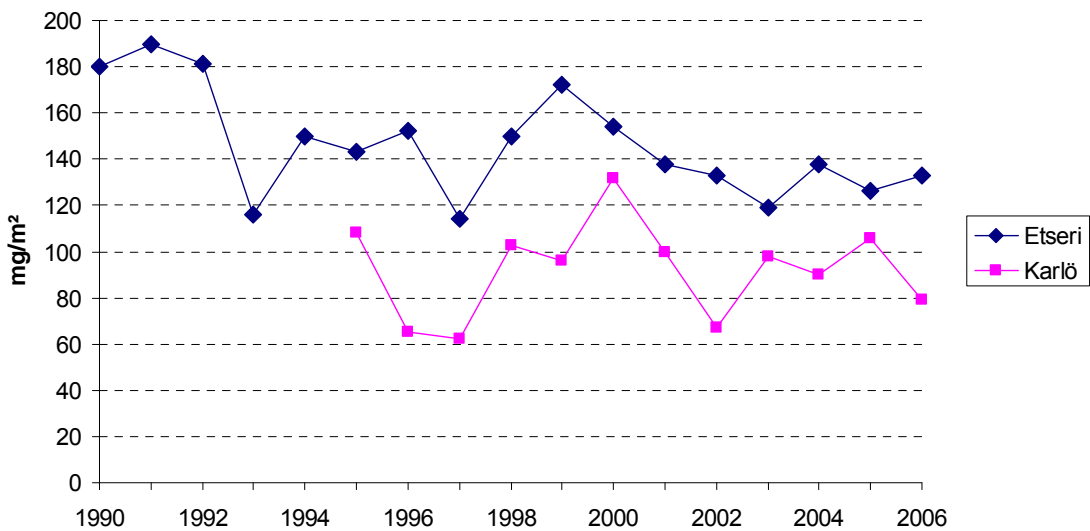
För alla årsnedfall som mätts vid Etseris bakgrundsstation har det varit en minskande trend åren 1990–2006. Sulfatsvavlets nedfall har minskat snabbare än nedfallet för kvävet joner (nitratkväve och ammoniumkväve). Vid Karlös bakgrundsstation har det endast i nedfallet av sulfatsvavel funnits en iakttagbar trend, som har varit långsamt avtagande. Sulfatsvavlets årsnedfall var år 2006 0,13 g/m³ i Etseri och 0,08 g/m³ vid Karlö. Kvävet årsnedfall var förra året sammanlagt cirka 0,14–0,22 g/m³. (Salmi 2007).



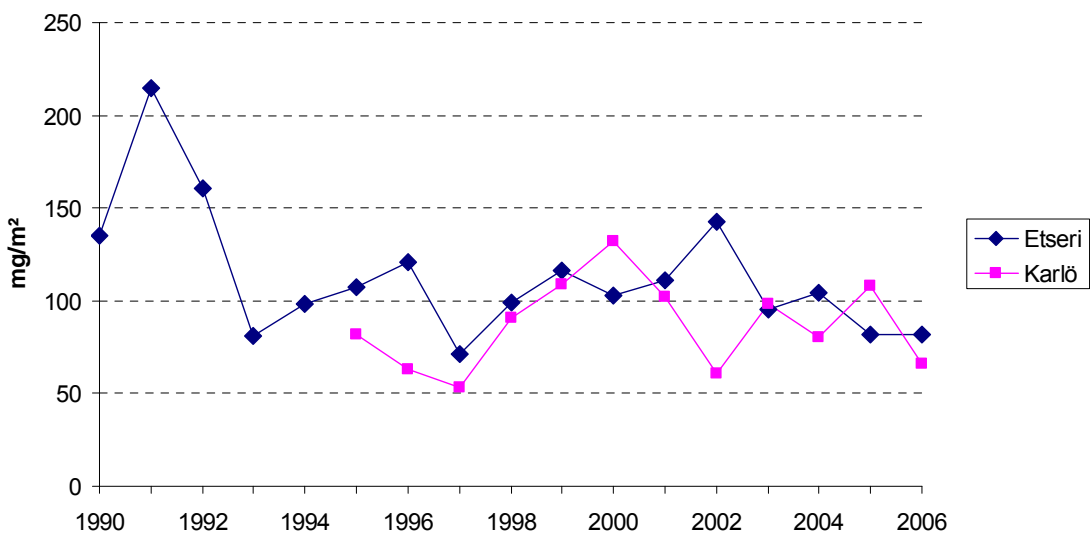
Figur 6. Svaveldioxidens halt som svavel i luften (µg S/m³), årsmedelvärden vid Etseri bakgrundsstation åren 1990-2006 (Salmi 2007).



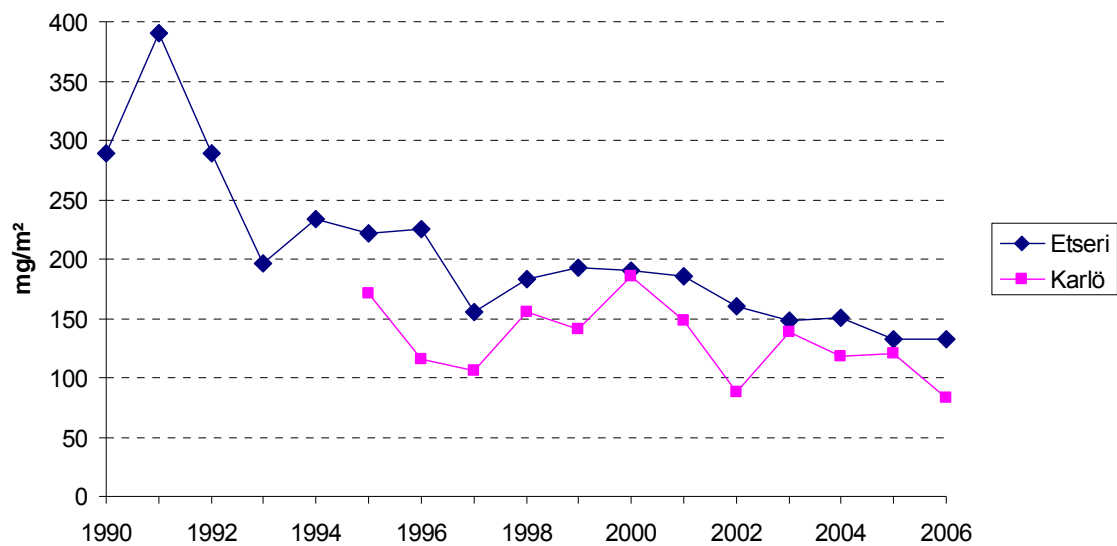
Figur 7. Kväveoxidets halt som kväve i luften ($\mu\text{g N/m}^3$), årsmedelvärden vid Etseri bakgrundsstation åren 1990-2006 (Salmi 2007).



Figur 8. Nitratkvävetts årsnedfall ($\text{NO}_3^- \text{-N mg/m}^2$) vid Etseris och Karlös stationer åren 1990-2006 (Salmi 2007).



Figur 9. Ammoniumnitratets årsnedfall ($\text{NH}_4^+ \text{-N mg/m}^2$) 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 provtytor

Uppföljningen gjordes på 59 provtytor med tallbestånd, av vilka man från 6 stycken samlade jordmånsprov ur humusskikt, urlakningsskikt och anrikningsslagren. Provytorernas kommunvisa fördelning presenteras i tabell 3. Nätverket av provtytor var som tätast inom Vasa stad (figur 11). Provytor som i förhållande till andra år kvarstått har framställts i tabell 4. En del av de gamla provtytorerna var man tvungna att upprätta på en ny plats på grund av hygge, bygge eller annan orsak, varvid de nya provtytorerna grundades på närmaste lämpliga plats för lavkartering. När man upprättar provtytor är de viktigaste lämplighetskriterierna som framförs i standarden SFS 5670 (Luftvård. Bioindikation. Lavutredning) skogsdungens ålder, densitet 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 undersökningsskogar försökte man undvika platser där kanteffekten var märkbar, eller där mikroklimat som hade en avvikande inverkan på lavarnas växtförhållanden var rådande (t.ex. dödisgröpar eller solsluttningar), samt nyligen behandlade platser, t.ex. skogsmönster 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 plantor godkändes inte för uppföljningen. De provtytor som till sina valkriterier var optimala, var belägna på torra eller torraktiga hedar där markvegetationen är låg och skogen tämligen gles.

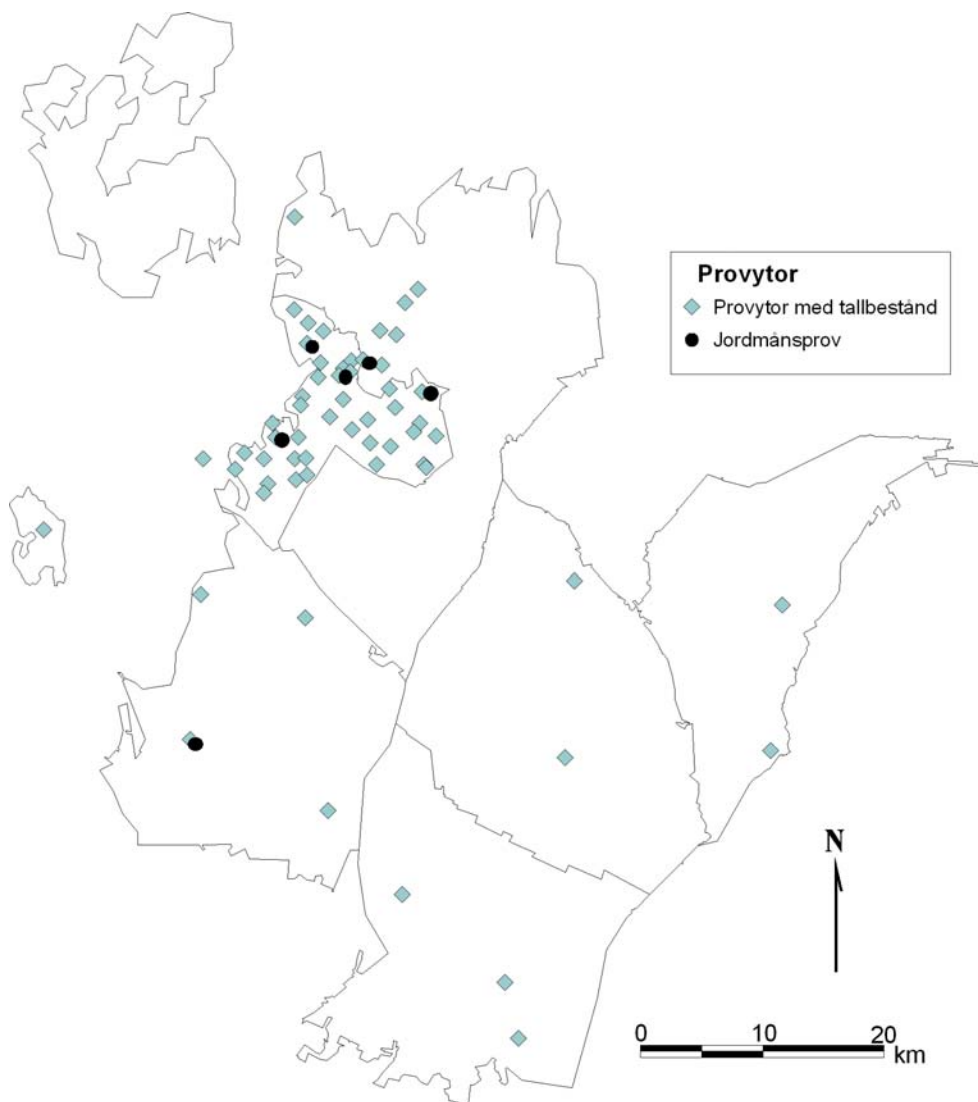
Provytorernas läge fastställdes med hjälp av en GPS-mottagare, därtill sammanställde man i observationsfältsormuläret, som kunde ifyllas i terrängen, en instruktion för lokaliseringen av provytan och en diagrambild över provträdets placering. Lavkarteringen gjordes på fem träd och vitaliteten uppskattades 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 provtytorerna fastställdes skogstyp, trädbeståndets utvecklingsklass, stamträdets bottenyta fastställdes med hjälp av relaskop, och trädets höjd och ålder fastställdes visuellt.

Tabell 3. Provytorernas kommunvisa antal.

Kommun	Provyta med tallbestånd	Jordmånsprov
Isokyrö	2	
Jurva	3	
Laihia	2	
Malax	5	1
Korsholm	7	1
Vasa	40	4
sammanlagt	59	6

Tabell 4. De undersökta provtytorerna som bevarats för respektive år i Vasaregionen i uppföljningen år 2006-2007.

Forskningsår	2000	1995	1990
Bevarade provtytor	31	26	23



Figur 11. Provyternas läge.

Största delen av provytorna med tallbestånd låg på färska hedar av MT-typ (blåbärstyp). På de torraktiga hedarna av VT-typ (lingontyp) låg 25 provytor och på de torra hedarna av CT-typ (ljungtyp), den lundaktiga heden av OMT-typ (ekorrbär-blåbärstyp) och den torra heden av CIT-typ (lavtyp) hade alla en provyta. Därtill placerades två provytor i klassen övrigt. Övrigt-klassen hänvisar ofta till tätorternas parklika skogsdungar eller t.ex. hedsumpmarker. Trädbeståndets medelålder på provytorna var 111 år och största delen av provytorna placerades i åldersklassen 80-99 år. Trädbeståndets genomsnittliga bottenareal var 20 m², och trädens diameter 31 cm. Den största delen av provytorna placerade sig i utvecklingsklassen mogen. Stamträdens genomsnittliga längd var 16 m och den största höjdklassen till sin observationsmängd var 15-19 meter. Stamarten på provytorna var tall, förutom på tre provytor, och på den största delen av provytorna var gran den andra stamarten. (Tabell 5.)

Tabell 5. Kännetecken för provytorna.

Kännetecken		antal	%	Kännetecken		antal	%
Skogstyp	OMT	1	2 %	Provträdens genomsnittsålder	under 60	2	3 %
	MT	29	49 %		60-79	5	8 %
	VT	25	42 %		80-99	22	37 %
	CT	1	2 %		100-119	14	24 %
	CIT	1	2 %		120 eller över	16	27 %
	annan	2	3 %				
Trädbeståndets bottenyta (m ² /ha)	under 10	3	5 %	Provträdens genomsnittliga diameter (cm)	under 25	3	5 %
	10-14	16	27 %		25-29	24	41 %
	15-19	14	24 %		30-34	24	41 %
	20-24	17	29 %		35 eller över	8	14 %
	25-29	6	10 %				
	30 eller över	3	5 %				
Utvecklingsklass	mogen	52	88 %	Stamträdens höjd (m)	under 10	4	7 %
	uppväxt	6	10 %		10-14	25	42 %
	ung	1	2 %		15-19	26	44 %
					20 eller över	4	7 %
1. stamart	tall	56	95 %	2. stamart	gran	34	58 %
	gran	3	5 %		björk	12	20 %
			tall		3	5 %	
			-		10	17 %	

3.2 Uppföljningsmetoder

3.2.1 Undersökningsgruppen 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 samlades in 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 särskilt 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 den naturliga växlingen av barrmängd. Hos tallen förekommer barrförlusten ofta ojämnt, alltså kan trädet ha enskilda grenar som är mer utglesade än andra. Vid en kraftig barrförlust utglesnar toppen vanligtvis ganska jämnt (figur 12). Också barrårgångarnas mängd beskriver trädets vitalitet och vanligtvis när barrförlusten ökar, minskar även barrårgångarnas 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 på provytor med tallbestånd endast representerar den ifrågasvarande provytan, eftersom generaliseringen av resultaten var under 0,3 km (Partanen och Veijola 1996). Även om barrförlusten indikerar luftkvaliteten relativt dålig, är den ändå en klar mätare av trädets allmänna vitalitet. Därtill är bedömningen av barrförlust som metod lätt och snabb att utföra och den används även ofta i den internationella uppföljningen av skogarnas kondition.

Tallarnas barrförlust alltså utglesningen 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 barrmassan för det observerade trädet ifråga jämfördes med barrmassan för ett fiktivt friskt träd på samma växtplats. Uppskattningarna över mängden barrförlust på trädet antecknades som procent och därtill beräknade man barrårgångarnas antal, möjliga skador och sjukdomar samt färgförändringar i barren (gulnade eller brunade) 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 barrmassa har färgförändringar. Färgförändringar i 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. (Metsätuho-opas 2003.)



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

3.2.3 Felkällor och tillförlitlighet vid bedömningen av barrförlust

Bedömning av kronans kondition är alltid subjektiv och faktorer som påverkar bedömningsresultaten är till exempel de felkällor som orsakas av skogens densitet, väderförhållanden och ljuset. (Salemaa m.m. 1993). Subjektiviteten åsidosatt är bedömningen av barrförlusten användbar och en relativt snabb metod för att bedöma 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 konstaterades 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 utglesning 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

Lavarna består av den klorofyllfria svampdelen och den assimilerade 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, näringsämnen 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.

Lavarna ger uttryck åt inverkan av luftföroreningarna individuellt, som morfologiska eller kemiska förändringar som kan skådas med ögat, som förändringar i lavfloras artsammansättning och förändringar i täckningen hos lavarerna (Lodenius m.fl. 2002). Som morfologisk förändring i denna uppföljning uppskattades blåslavens (*hypogymnia physodes*) skadeklass samt lavfloras allmänna skadeklass. Förändringar i lavfloras artsammansättning och täckningsgrad avses i sin enkelhet en minskning av de känsliga arterna och senare försvinnande från trädens stammar.

Lavarerna reagerar på luftföroreningar på olika sätt. Andra är känsliga och försvinner från belastade områden först, andra är mer uthålliga och kan ockupera frigjort livsrum. Vissa arter drar även fördel av belastningen (tabell 6). 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). För förekomsten av en viss art inverkar förutom artens föroreningskänslighet även de naturliga miljöomständigheterna, varvid indikatorvärdena för olika arter är olika (tabell 7).

De förändringar i lavarna och lavfloran som luftföroreningar orsakar kan uppenbara sig snabbt, speciellt vid höga föroreningshalter. Ofta syns verkningarna flera år efter att belastningen minskat eftersom lavar är väldigt långsamt växande 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 6. De undersökta lavarerna och deras känslighet mot svaveldioxid (Kuusinen m.fl. 1990).

Sensitivitet	Art (vet.)	Art (svenskt namn)
Uthållig, nyttoanvändare	<i>Algae + Scoliciosporum</i>	algtäcke
	<i>Hypcenomyce 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 7. 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 bålflikarna 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*) +++



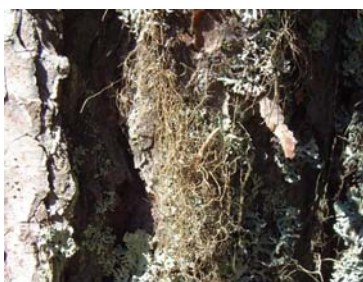
Vedlav och klilav placeras på tredje plats i skalan av uthållighet. Den här placeringen är vanligtvis bra i den regionala indelningen för de här arternas förekomstfrekvens, eftersom de här arterna har en mindre förekomstfrekvens än de två tidigare nämnda och förekommer mera sällan på belastade områden 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 kännetecknen 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.

Gällav (*Pseudevernia furfuracea*) ++



Gällav 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 bålflikar. 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 kvävenedfall 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.

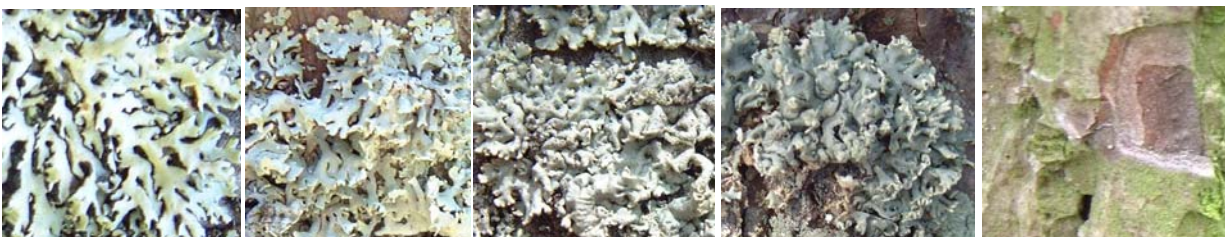
Förekomsten av 12 lavararter studerades på tallstammarna i enlighet med anvisningarna i standard SFS 5670 men utökades genom att studera lavarnas riklighet med en treskalig klassificering (tabell 8). På varje provyta fanns det 5 provträd, och tallarnas lavflora studerades på 50-200 cm höjd. Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen bedömdes med en femskalig klassificering med en precision av en halv skadeklass (tabeller 9 och 10, figur 16). 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 8. Klassificering av lavarnas riklighet. Algtäcket (*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 9. 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, grönskiftande eller mörknade eller bådadera
IV svår skada	lavarna är små, skrynkliga, grönskiftande eller mörknande eller båda
V död eller saknas	



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

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

Tabell 10. 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 svår skada	buskartade saknas, bladartade allvarligt skadade
V död eller saknas	även bladartade saknas, algtäcke kan förekomma

På varje provyta beräknades IAP-indexet (Index of Atmospheric Purity, index som beskriver luftens renhet), som beskriver lavfloran på provytan (LeBlanc och DeSloover 1970). Med hjälp av IAP-index kan olika lavars förekomstfrekvens presenteras med ett siffervärde, var man har tagit i beaktande de olika arternas sensitivitet mot luftföroreningar. Ett högt indexvärde antyder en riklig lavflora och därmed bra luftkvalitet, ett lågt indexvärde får områden var lavfloran har minskat (tabell 11). Indexet beräknades för varje provyta enligt följande:

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

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 lämnades flarnlaven (*Hypocenomyce scalaris*) och alger samt trädgrönelaven (*Algae & Scoliciosporum* sp.) bort, eftersom de drar nytta av belastningen.

Mängden av åtföljande arter som används i beräkningen varierar i olika undersökningar, och därför är en jämförelse på basen av IAP-indexen oftast inte möjlig. Antalet åtföljande arter i den här studien (tabell 7) beräknades på basen 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 åtföljande art har flarnlav, alg och trädgrönelav tagits i beaktande.

Tabell 11. Klassificering av lavsamhällen på basen av IAP-index.

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

För varje provträd och -yta beräknades artmängden för de lavar som lider skada av luftföroreningar. Vid beräkningen av artmängden för ett specifikt område eller träd togs inte de arter som drar nytta av föroreningarna, flarnlav samt alg och trädgrönelav, i beaktande, då var artmängden högst 10 på varje provträd eller provyta. På rena bakgrundsområden påträffas det vanligtvis fler lavararter än på belastade områden. Lavfloran kan även klassificeras på basen av artmängd (tabell 12).

Tabell 12. 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 var sensitiva 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 pålitlighet vid lavkartering

På pålitligheten av resultaten från lavkarteringen inverkar speciellt karterarens artkänedom samt erfarenhet i uppföljningar med bioindikatorer. Att känna till de 12 indikatorarterna presenterade i standard SFS 5670 räcker inte, eftersom om artkänedomens är knapp kan man lätt blanda ihop arterna. Luftföroreningar kan orsaka märkbara förändringar i lavarnas utseende, och därför räcker det inte kunskapsmässigt till att man känner igen lavarnas naturliga utseende.

Registreringen av förekomsten av de olika lavarerna kan variera mellan olika karterare. På grund av algtäcken och tillväxttempo är kartering av flarnlav speciellt besvärligt. Algtäcket kan förekomma som små grönskiftande plättar. Om barken är våt kan det även vara svårt att urskilja algtäcket. Blåslaven växer som enskilda 1 mm stora fjäll. Detta fjälltäcke kan nästan vara homogent, lätta att upptäcka på barken, eller torftiga nästan enskilda fjäll. Angående *Parmelia* släktet har bara de med tydligt synbara bålflikar registrerats, gula och ljusa finmjöligen växttyper som finns på barken registreras inte. På grund av de tidigare nämnda orsakerna är felkällorna många vid bedömningen av förekomst och karteringen av de här epifyterna, speciellt när man med varandra jämför de olika lavarernas resultat.

Vid subjektiv bedömning som baserar sig på evaluering och klassificering av synbara skador på lavar kan variationer i resultaten uppkomma på grund av skillnaden mellan olika karterare. För att minska dessa felkällor skolades terränggruppen och bedömningsnivån blev den samma för karterarna med hjälp av tester.

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. Vid blåslavens relativa täckningsgrad konstaterades några statistiskt märkbara skillnader samt skillnader mellan karterarnas egna mätningar men även mellan olika karterare, också vid bedömningarna av algtäcken. Vid evaluering av algtäcken var lavobservationerna osäkra. Värdena för förekomsten av algtäcken på provytorna avvek på områden, var algtäcken förekom på tallstammarna som små grönskiftande plättar. När man avvek från algtäcken till observationer på blåslaven kunde inga skillnader i bedömningen konstateras. (Tabell 13.)

Tabell 13. Lavobservationernas mätningprecision med en 95 % tillförlitlighetsintervall.

	OBSERVATIONSPRECISION	SKILLNAD I RESULTATEN
<i>Skador på blåslaven</i>		
Skillnaden mellan en karterares värden	3 - 12 %	0,1 - 0,2 skadeklass
Skillnaden mellan flera karterares värden på en provyta	10 - 16 %	0,2 - 0,4 skadeklass
<i>Antal lavar</i>		
Skillnaden mellan en karterares värden	11 - 23 %	0,9 - 1,6 arter
Skillnaden mellan flera karterares värden på en provyta	0 - 5 %	0 - 0,9 arter
<i>Blåslavens täckningsgrad</i>		
Skillnaden mellan en karterares värden	34 - 42 %	3,3 - 3,0 %-enhet
Skillnaden mellan flera karterares värden på en provyta	11 - 22 %	0,7 - 4,9 %-enhet

3.2.6 Insamling av barrprov och analysering av grundämneshalterna

Genom att fastställa barrrens grundämneshalter försöker man utreda regionala skillnader i belastningen av luftburna föroreningar. Föroreningar samlas i barren samt i barrrens ytceller genom att sugas upp via rotsystemet, och en del av nedfallet blir kvar på barrrens yta utan att tas upp (Jussila m.m. 1999). Kraftiga regn sänker grundämneshalten i barren; på belastade områden kan svavelhalten sjunka med till och med 30-50 % (Huttunen 1982). Den näring som sköljs ner från kronan är torra nedfall som landat på barren eller bladcellerna (Helmisaari 1993). Även barrrens ålder kan inverka på de uppmätta halterna, eftersom när barren åldras kan halten av lätta transportabla näringsämnen (N, S, Mg, K) reduceras, och halten av dåligt transportabla näringsämnen (Ca, Mn) öka. På de belastade områdena är situationen dock annorlunda, speciellt för svavel, eftersom svavelhalten ofta ökar när barren åldras (Nieminen m.m. 1993, Helmisaari 1993). I den här studien undersöktes grundämneshalterna från tallbarrrens primära näringsämnen, kväve (N), fosfor (P) och kalium (K), av de sekundära näringsämnen undersöktes kalcium (Ca), magnesium (Mg) och svavel (S), av spårämnen undersöktes bor (B), mangan (Mn), järn (Fe), koppar (Cu) och zink (Zn). Därtill utreddes barrrens krom- (Cr), kadmium- (Cd) och nickel- (Ni), arsenik- (As), kvicksilver- (Hg), kobolt- (Co) och vanadinhalter (V). Grundämneshalten i barren analyserades på den andra barrårgången.

Barrrens grundämneshalt beskriver den relativa belastningen, eftersom en del av grundämnena har sitt ursprung från markens naturliga näringskällor (Jussila m.m. 1999). Grundämneshalten beskriver även näringsrelationen, möjlig brist eller giftigt höga halter. Av de undersökta grundämnena beskriver speciellt svavel och kväve den belastning som luftföroreningar orsakar. Den naturliga växlingen av näringshalter i barren är stor, eftersom halterna påverkas av ett flertal faktorer. (Jussila m.m. 1999.) Entydiga riktvärden för barrrens grundämneshalter är svåra att ge, eftersom riktvärdena varierar från olika källor (jmf. Reinikainen m.m.1998). I tabellerna 14-16 presenteras riktvärden från olika källor, som beskriver barrrens grundämneshalter på träd med normal näringsbalans. Värdena varierar beroende på källan och beskriver inte de skadliga halterna korrekt. På grund av detta skall det vid bedömning av näringsbalansen tas i beaktande bl.a. skogstyp och andra faktorer som inverkar på näringsinnehållet. I tabell 14 presenteras riktvärdena för näringshalter i tallbarr på torra och torftiga moar (VT-typ och CT-typ), i tabell 15 presenteras riktvärdena för näringshalter samt kännetecknen för dem som tagits från material från olika källor i skog på momark samt i tabell 16 presenteras FN: s riktvärden för Mellan-Europas skogar som Europas ekonomikommission angivit för grundämneshalter. Jämfört med de finska riktvärdena är Europas riktvärden högre, och på grund av olikheter i väderförhållanden kan de inte anpassas till den här studien.

Normalhalten av kväve anses vara ca. 11 g/kg, och vid lägre halter anses trädet ha kvävebrist (Jukka 1988). Normalhalten för svavel i barrträd på bakgrundsområden anses vara 900 mg/kg torrsbstans, när det på belastade områden i Södra-Finland kan vara 1500 mg/kg (Jussila 1999). För trädens tillväxt anses en svavelhalt på 900-1200 mg/kg vara lämplig (Reinikainen m.m. 1998).

Tabell 14. Riktvärden för tallbarrrens näringshalt på torftiga eller torra momarker. I parentesen är halterna för frisk mo och lundartad momark presenterade. (Jukka 1988.)

Näringsstillstånd	kväve g/kg	fosfor mg/kg	kalium 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 15. Nödvändiga värden vid tolkning av barranalyser för skog på momark (enligt Reinikainen m.m. 1998, Brække 1995, Mälkönen 1991 och Raitio 1994).

	Stor brist	Lämplig (optimal)	Medeltal	Minimum	Maksimum
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 16. FN:s/ECE:s klassificeringsvärden för grundämneshalter i tallbarr..

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 standard SFS 5669 under vintern 2007 från de provtytor som användes vid kartering av lavar och barrförlust. Barrproven skall insamlas under trädens viloperiod, eftersom under växtperioden varierar grundämneshalterna mycket (t.ex. Raitio och Merilä 1998). Från varje provträd skars 3-4 kvistar från olika sidor av trädet på 8-12 meters höjd. Proverna packades i plastpåsar, som förvarades nedfrysta tills proverna skulle förbehandlas. Den andra barrrängången separerades från proverna (årgång från år 2005), de torkades i papperspåsar i 40°C temperatur i en vecka. De torra barren maldes till en homogen massa och löstes upp med hjälp av salpetersyra i en apparatur där vätförbränningen sker med hjälp av mikrovågor. De avsvalnade proverna späddes ut med vatten och centrifugerades. Barrprovets grundämneshalter, förutom kväve, fastställdes med hjälp av ICP-OES apparatur (Jobin-Yvon Ultima 2) i enlighet med standard SFS-EN ISO 11885:98 och med ICP-MS apparatur (Agilent 7500ce) i enlighet med standard SFS-EN ISO 17294-2:05 (tabell 17). Kvävehalterna fastställdes med en CNS-analysator (Thermo Finnigan FlashEA 1112) på de lufttorkade proverna. För att fastställa kvalitetssäkringen av mätningarna för grundämnen användes förutom parallelmätningar även laboratoriets interna kontrollprov samt certifierade referensmaterial (NIST SRM 1575, tallbarr). Resultaten är presenterade per torrs substans (105 °C).

3.2.7 Felkällor och tillförlitlighet vid kartering av barrens grundämneshalter

Miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylä universitet undersökte år 2004 felkällor i samband med insamling av barrproven och analysering. Metodens mätningsprecision, som behandlar felkällor för både provtagning och analysering, var för svavelhalten i medeltal $\pm 5\%$ och för kvävehalten $\pm 7\%$. Den svagaste mätningsprecisionen var störst vid punktkällors påverkandeområden, vid mätning av svavelhalt, $\pm 14\%$ och av kvävehalt $\pm 12\%$ (tabell 17). För att minska mätosäkerheten för provtagningen togs proverna från olika sidor av trädet, då får man i blandprovet barr från föroreningskällans sida samt från läsidan. Vid undersökningen av repetering av metoden observerades det inte några statistiskt anmärkningsvärda skillnader (se Palojärvi m.m. 2005b). I studien från år 2005 bedömdes karteringens mätningsprecision för barrens svavelhalt att vara $\pm 7\%$ (Niskanen 1995) och för repetering av metoden $\pm 14\%$ (tabell 17) (Niskanen m.m. 1996).

Vid karteringen av barrens svavel- och kvävehalt försvagades precisionen i metoden som användes, speciellt vid sådana situationer, där halternas varitionsintervall 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 grundämneshalterna finns presenterade i tabell 18.

Tabell 17. Medelvärdet av mätningsprecisionen för svavel och kväve i de olika evalueringarna av mätningsprecisionen 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.

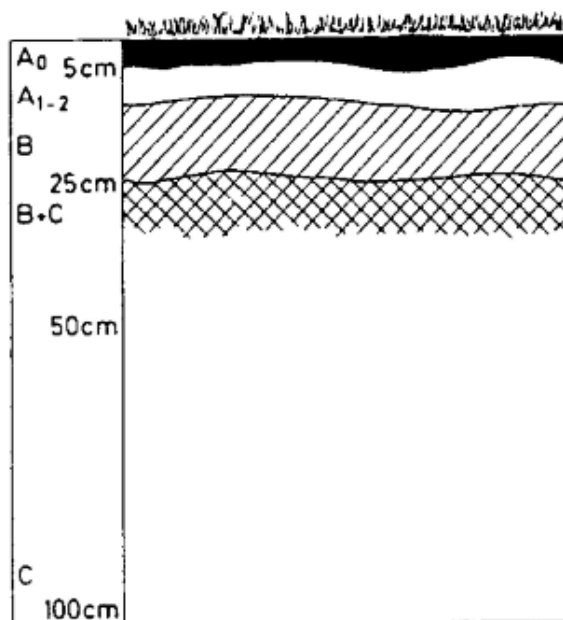
		Medeltalet av mätningsprecision	Sämsta mätningsprecision
Svavel	2004	± 5 %	± 14 %
	1995	± 7 %	
Kväve	2004	± 7 %	± 12 %

Tabell 18. Metoder, bestämningsgräns och mätosäkerhet som användes vid analyseringen av barrrens grundämneshalter.

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

3.2.8 Jordmånens egenskaper

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 denna uppföljning utreddes jordmånens egenskaper för pH:ns elektriska ledningsförmåga, andelen organiskt ämne och näringshalterna skilt från humusskiktet, urlakningskiktet och anrikningsslagret (figur 14).



Figur 14. En typisk podsolprofil av en tallskog. Benämning av lagren: A₀: humuslager (dött organiskt ämne), A₁₋₂: askgrått urlakningskikt, B: anrikningsslagret, B+C: klart förändrad alv, C: oförändrad alv (bild: Nuotio m.fl 1990).

På markens näringsnivå inverkar förutom de naturliga faktorerna (t.ex. mineralmarkens geokemiska sammansättning, tjockleken av jordmånen och humuslagret, jordmånens kornkonsistens, stenighet, grundvattnets rörlighet, grundvattenytans höjd, klimatfaktorer) också människans gärningar, närmast nedfallet som förorsakas av luftföroreningar samt olika skogsbehandlingsaktioner. 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 mineralmarkens kalciumhalt samt humusens kväve-, magnesium- och svavelhalter. Kväve är det viktigaste näringsämnet för växterna och i Finlands skogar är kväve generellt ett näringsämne som begränsar växandet. Mängden kväve i jordmånen beskriver förhållandet mellan kol och kväve (C/N- förhållandet). Finska skogar är till sin natur ganska sura. Försurningen förorsakas bl.a. av kolsyran i regn- och markvattnet, vätejonerna som förflyttar sig till marken i samband med växternas näringstagande och syror som uppstår då ett organiskt ämne splittras. Neutraliserande processer är däremot förvittringen av mineraler samt buffertreaktionerna som bestrider surhetens förändringar (Tamminen 1998). Försurande nedfall förorsakas av kvävet och svavlets oxider, som i atmosfären förändras till svavel- och salpetersyra. Nedfallet försurar jordmånen genom att ersätta de växlande baskatjonerna på ytan av jordpartiklarna med vätejoner och påskynda spolningen av baskatjonerna som buffrar försurningen (Lindroos och Derome 1998). Mellan jordmånens egenskaper och avkastningsförmåga har man iakttagit beroenden, 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. Humuslagrets pH har ett permanent förhållande till växtplatsens bördighet, men mineralmarkens pH har ingen inverkan på bördigheten. (Tamminen 1998).

I denna uppföljning utreddes jordmånens egenskaper för humusens del på 6 provytor. Ur humusproven analyserades halterna för kalcium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), fosfor (P), svavel (S) och zink (Zn) samt provens pH-värde, elektriska ledningsförmåga och andelen organiskt ämne. Ur humuslagret analyserades även kvävehalterna samt C/N förhållandet.

Jordmånsproven samlades ur tre gropar runt om på provytan och delproven för vart jordmånslager sammanslogs till ett helhetsprov. I laboratoriet silades humusproven med en sil på 2 mm, varefter de torkades i 40°C till lufttorra. För fastställning av grundämnen extraherades och analyserades proven med samma metoder som barrproven. För att fastställa pH och den elektriska ledningsförmågan blandades 20 ml av jordprov med 60 ml jonbytt vatten. Blandningen skakades under en timmes tid, varefter uppskattningen av pH och den elektriska ledningsförmågan gjordes ur det sjunkna provet. Andelen organiskt ämne klargjordes genom att glödga det torra provet i en glödgugn i 550°C i två timmar, varefter proven avkyldes, vägdes och förlusten beräknades i förhållande till vägningen som gjordes innan glödgningen.

3.2.9 Felkällor och tillförlitligheten i samband med analyseringen av jordmånsproven

I samband med bioindikatoruppföljningen av luftkvaliteten i huvudstadsregionen, evaluerades mätningsprecisionen för bestämning av metallhalter i humus och mossor (Veijola och Niskanen 1998). I uppföljningen analyserades 10 enskilda moss- och humusprov tagna från två provytor för att evaluera blandprovets precision. Till de uppmätta variablerna evaluerades konfidensintervaller när blandprovet förmodades bestå av 5-15 delprov. Så att variablernas mätningsprecision skulle vara lättare att förnimma, presenteras resultaten genom att standardisera medeltalet till hundra. I praktiken kan t.ex. en konfidensintervall på 100±40 tolkas så, att skillnaden mellan olika områden eller olika år skall vara högre än 40 %, för att de statistiskt skall skilja sig från varandra.

Ur humusproven granskades halterna för kalcium, magnesium, kalium, natrium och aluminium. I tabell 19 har man jämfört mätningsprecisionen för helhetsprov som bildats av 5 och 10 delprov. På basen av resultaten uppnår man en mindre variationsintervall när man analyserar flera delprov. Den bästa mätningsnoggrannheten hade magnesium och den sämsta hade aluminium.

Mätosäkerheterna i samband med analyseringen av grundämneshalterna för jordmånen samt definitionsgränserna är de samma som hos barr och de är framställda i tabell 18.

Tabell 19. Jordmånens metallhalter med en 95 % konfidensintervall, när blandprovet består av endera 5 eller 10 delprov (medelvärde är standardiserat till 100). Som enhet för metallerna användes mekv./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
Al	100 ± 56	100 ± 52	100 ± 32	100 ± 30

4. Resultat

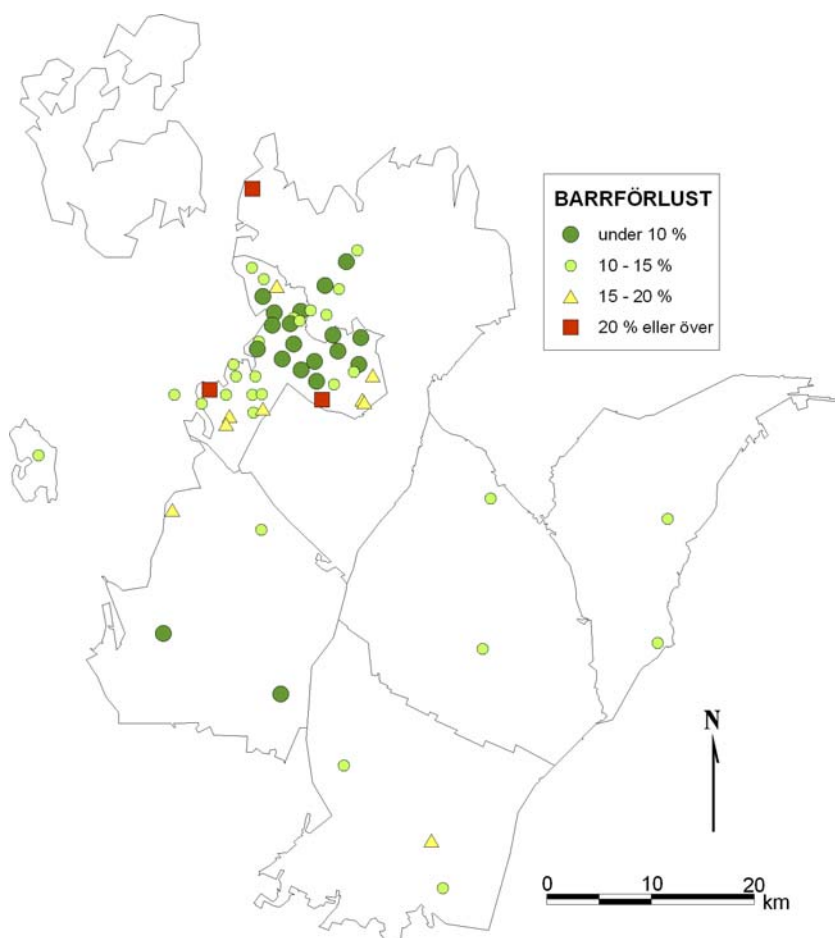
4.1 Tallarnas vitalitet

Tallens trädspecifika barrförlust beskrivna med variabler och storleksvariabler presenteras i tabell 20. Tallarnas genomsnittliga barrutglesningsgrad på hela uppföljningsområdet var 12,0 % och mängden av trädens genomsnittliga barrårgångar var 3,5. De genomsnittliga färgförändringarna var 0,4 (variationsintervall 0-3).

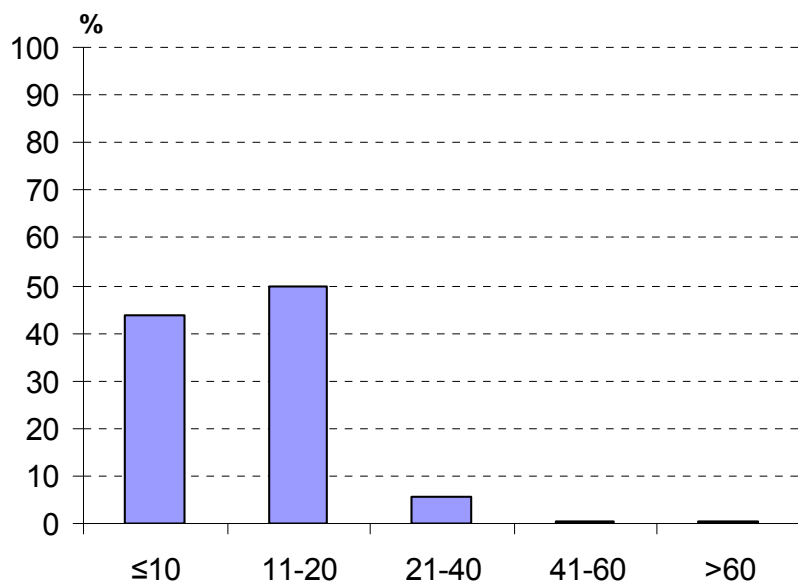
Tabell 20. Tallens barrförlust och mängd av barrårgångar samt trädens storlek på uppföljningsområdet. N = provträdens mängd (de tal som beskriver höjden är beräknade områdesvist på höjdvärden från de dominerande träden).

n = 590	Medeltal	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
Barrförlust (%)	12,0	0	70	6,91
Barrårgångar	3,5	2,5	5	0,40
Färgförändring	0,4	0	3	0,69
Höjd (m)	15,9	9	26	3,41
Diameter (cm)	31,2	19,4	60,5	6,26

En barrförlust på över 20 % var i Vasaregionen sällsynt : den genomsnittliga barrförlustsprocenten var större än denna på tre områden i Vasa och Korsholm (figur 15). Av de områden som låg i Vasa var den genomsnittliga barrförlusten under 10 % på 15 fält. Av träden överskred 37 träd utglesningsgränsen på 20 %, alltså 6 % av alla träd. (Figur 16). Den största delen av träden (50 %) hörde till barrförlustklassen 11-20 %.

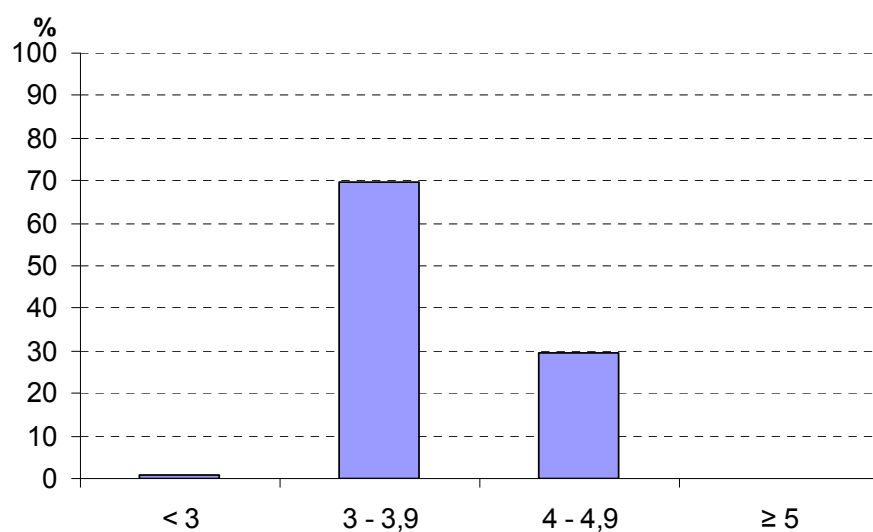


Figur 15. Tallarnas barrförlust på uppföljningsområdet år 2006 (medelvärde på varje provyta).

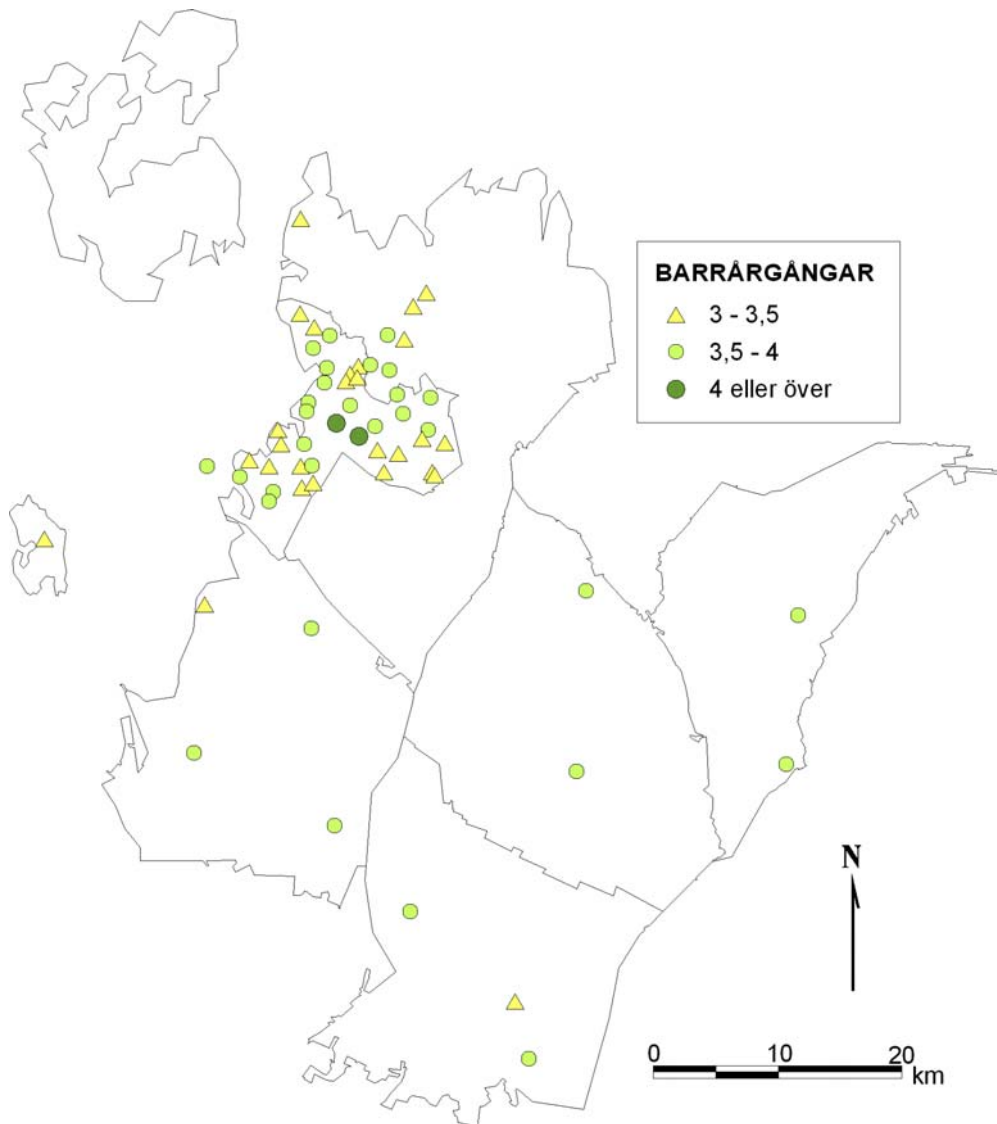


Figur 16. Tallarnas fördelning i barrförlustklasser i Vasaregionen. N=590.

Den största delen av provträden (70 %) hade 3-3,9 barrårgångar, vilket är en normal mängd för tallar i södra Finland. (Lindgren och Salemaa 2000). Under tre barrårgångar hade fem träd på uppföljningsområdet, och 30 % av tallarna hade över fyra barrårgångar. (Figur 17). I mängden barrårgångar kunde ingen regional variation iaktas (Figur 18).



Figur 17. Tallarnas indelning i barrårgångsklasser i Vasaregionen. N=590.



Figur 18. De genomsnittliga barrårgångarna på provytorna år 2006.

Färgförändringar iaktogs på 27 % av de undersökta tallarna. Den mest allmänna klassen för färgförändringar var 0-5 %, dit 66 % av alla iakttagelser av färgförändringar placerades. Träd med egentlig färgförändring (över 10 % av barmmassan har färgförändringar) fanns på uppföljningsområdet 8 stycken. Den relativt stora andelen träd med färgförändringar kan bero på torkan som härskade under uppföljningssommaren, vilket ofta leder till att trädet faller sin äldsta barrårgång tidigare än normalt. Innan barren faller, gulnar och torkar de.

Insekt- eller svampskador iaktogs på 3 av de undersökta träden. På två av dessa upptäcktes filtrost, och mörghorste (*Tomicus* sp.) på ett av träden.

4.2 Tallarnas stamlavar

Medelvärden, extremvärden och medelspridning för variablerna som beskriver tallarnas lavar har framställts i tabell 21. IAP-indexet var på uppföljningsområdet i medeltal 1,9 , vilket visar att lavfloran utarmats. Den genomsnittliga provfältsvisa artmängden av arter som lider av luftföroreningar i Vasaregionen, var 6,1 och den trädsvisa artmängden var 4,4. På basen av artmängden på enskilda provytor var lavfloran lindrigt utarmad på uppföljningsområdet och på basen av den trädspecifika artmängden var lavfloran utarmad. Medeltalet för den allmänna skadeklassen (2,5) var en aning högre än medeltalet för blåslavens skadeklass (1,9). Värdet för

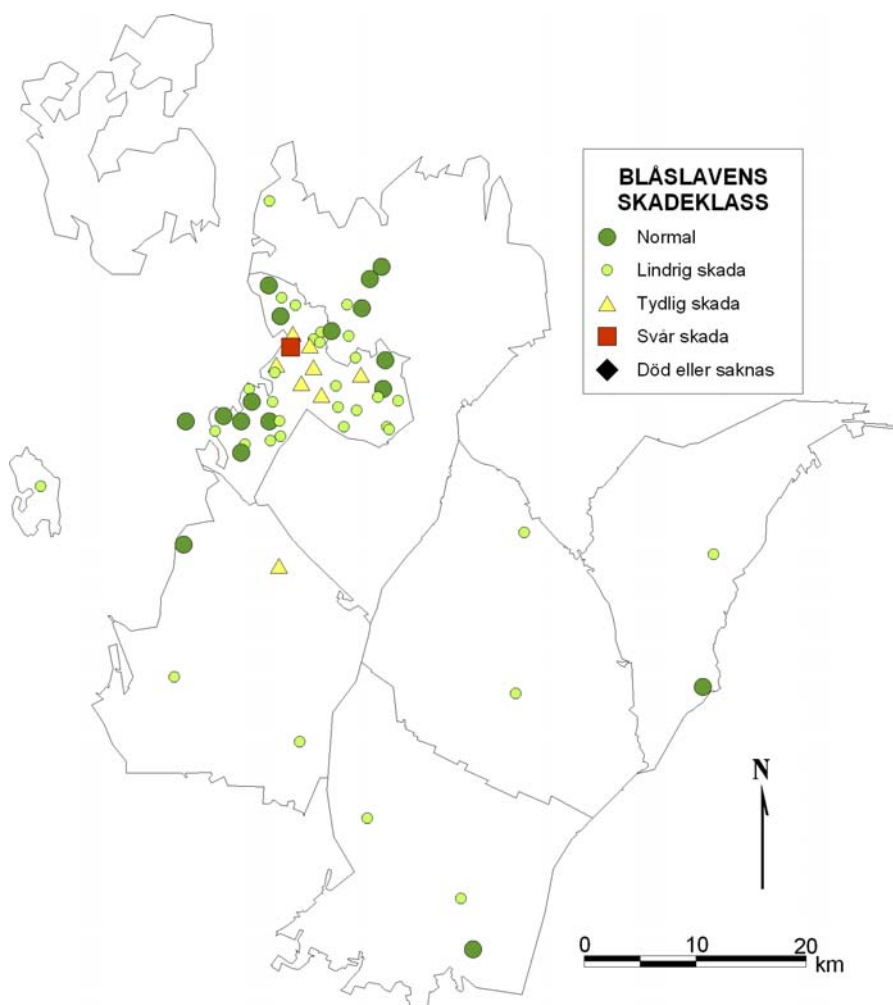
blåslavens skadeklass visar att de skador som förorsakats av luftföroreningar är lindriga och på basen av den allmänna skadeklassen tydliga. Medelvärdet för blåslavens täckning på uppföljningsområdet var 6,6% och alg hittades i genomsnitt på 1,6 av fem träd.

Tabell 21. Luftrenhetsindex för tallens stamlavar, områdesspecifika och trädspecifika artmängd, blåslavens skadeklass, blåslavens täckningsgrad och algens frekvens. Vid beräkningen av artmängden togs inte algen och flarnlaven i beaktande.

<i>n</i> = 59	Medeltal	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
Luftrenhetsindex	1,9	0,4	3,5	0,70
Artmängd/provyta	6,1	1	9	1,94
Artmängd/träd	4,4	1	9	1,73
Allmänna skadeklass	2,5	1,1	5	0,74
Blåslavens skadeklass	1,9	1	4,1	0,61
Blåslavens täckningsgrad (%)	6,6	0	22	4,99
Algens riklighet	1,6	0	5	1,94

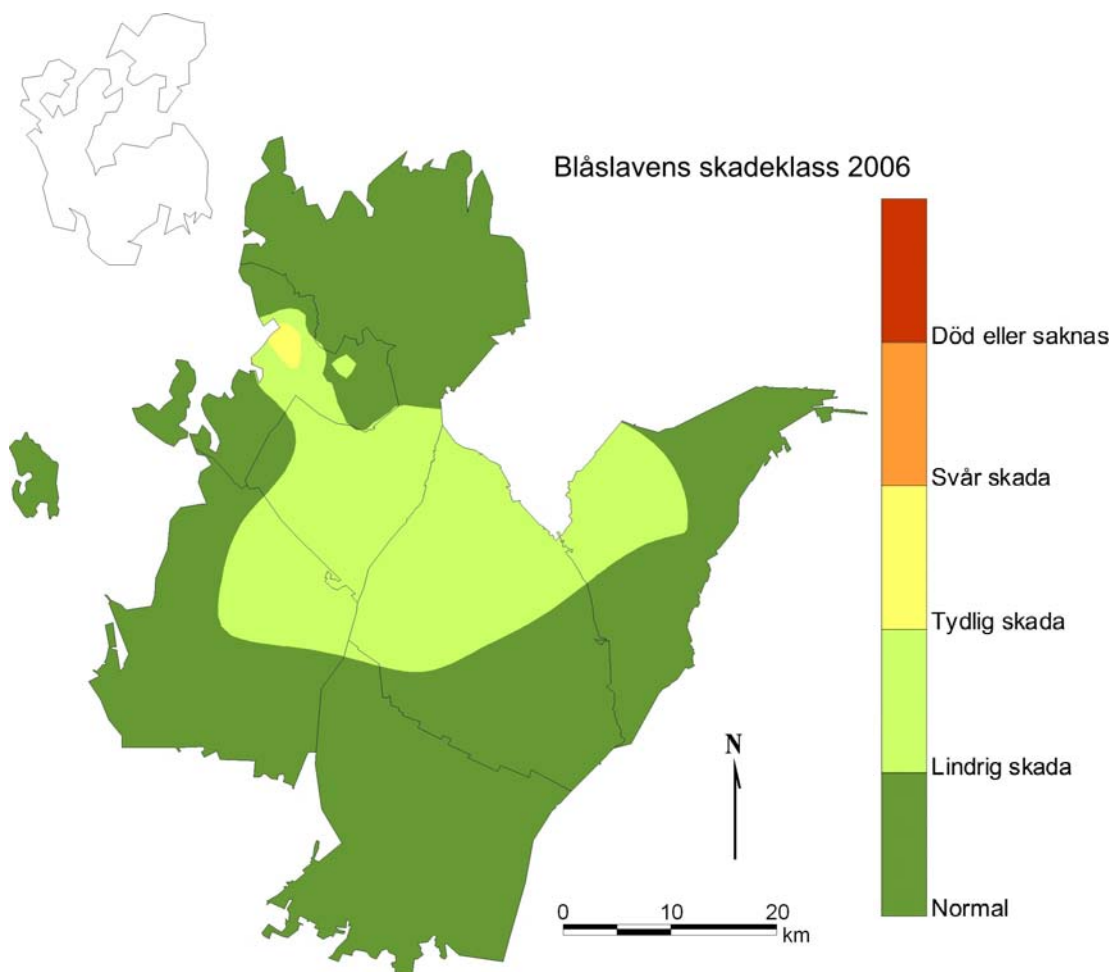
4.2.1 Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen

Svåra skador på blåslaven iaktogs endast på en provyta i Vasa centrum. Tydliga skador iaktogs på 8 provytor i Vasa och Korsholm. På den största delen av provytorerna (56%) var skadorna lindriga. Frisk blåslav iaktogs på 29% av provytorerna. (Figur 19.)



Figur 19. Blåslavens skadeklass på uppföljningsområdet år 2006.

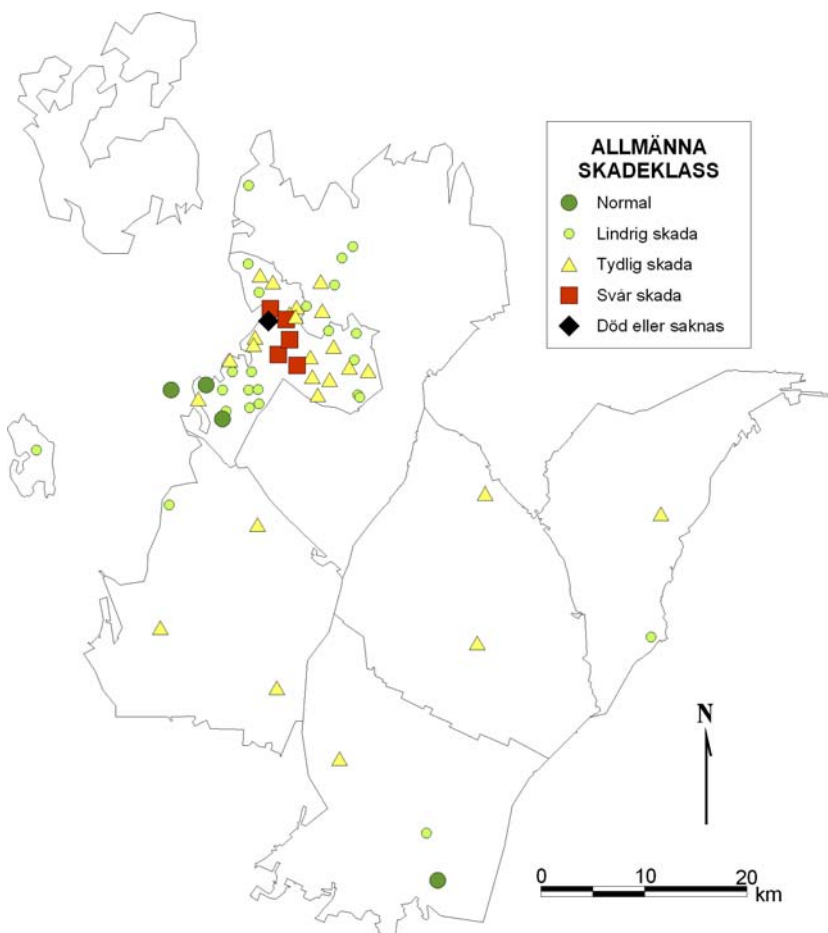
Zonen för blåslavens lindriga skador bildades i uppföljningsområdets mellersta delar i zonen Vasa-Korsholm-Malax-Laihela-Storkyro. På området i Vasa centrum fanns en liten zon med tydliga skador. Vid uppföljningsområdets kanter var blåslaven frisk (Figur 20).



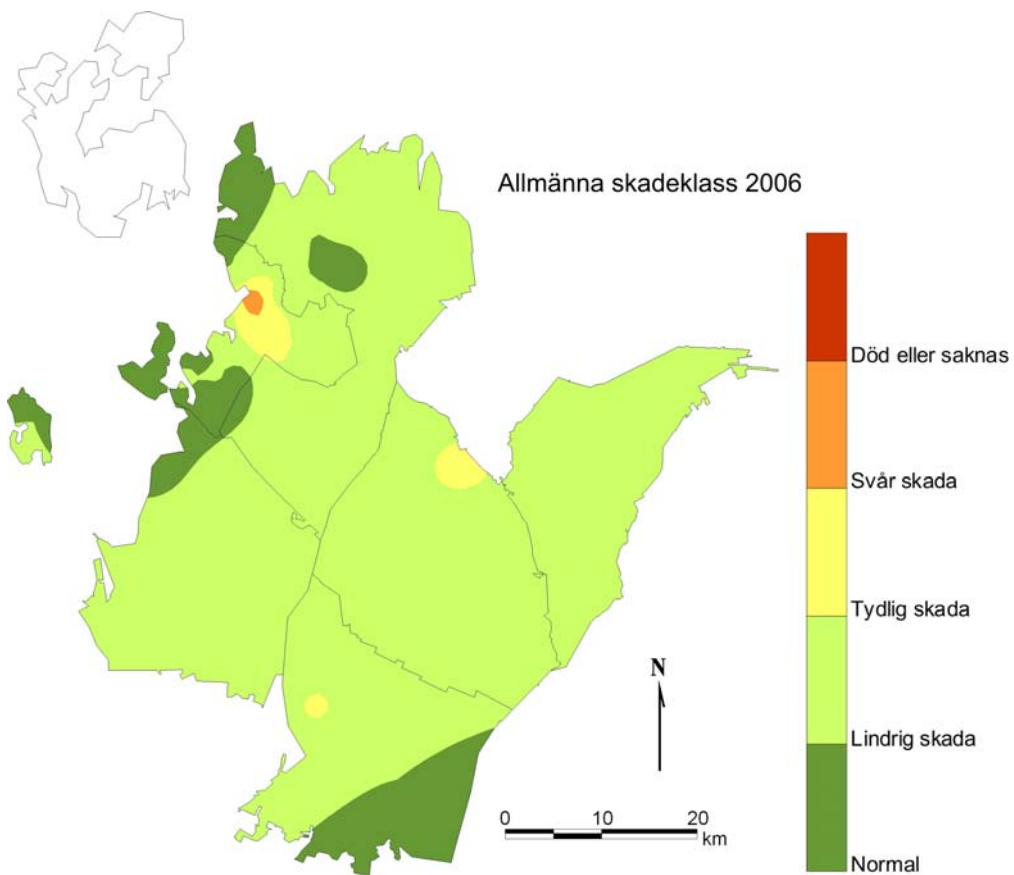
Figur 20. Zonerna som avspeglar blåslavens skadeklass år 2006.

På basen av den allmänna skadeklassen var lavarten död eller den saknades på en provyta. Den allmänna skadeklassen var svår på fem provytor i Vasa. Tydliga skador på lavarten iaktogs på 25 provytor runt om uppföljningsområdet. Lindriga skador iaktogs på 24 provytor på området för Vasa och Korsholm. Lavfloran var frisk på 4 provytor i Vasa och Jurva. (Figur 21).

Den största delen av uppföljningsområdet hörde för den allmänna skadeklassens del till zonen för lindriga skador. Zonerna för de tydliga skadorna bildades på områdena för Vasa, Laihela och Jurva. I Vasa centrum fanns en liten zon med svåra skador. Zonerna för frisk lavflora var små och de placerade sig i den sydöstra delen av Jurva samt vid gränsområdena för Vasa och Malax och på två små områden i Korsholm (Figur 22).



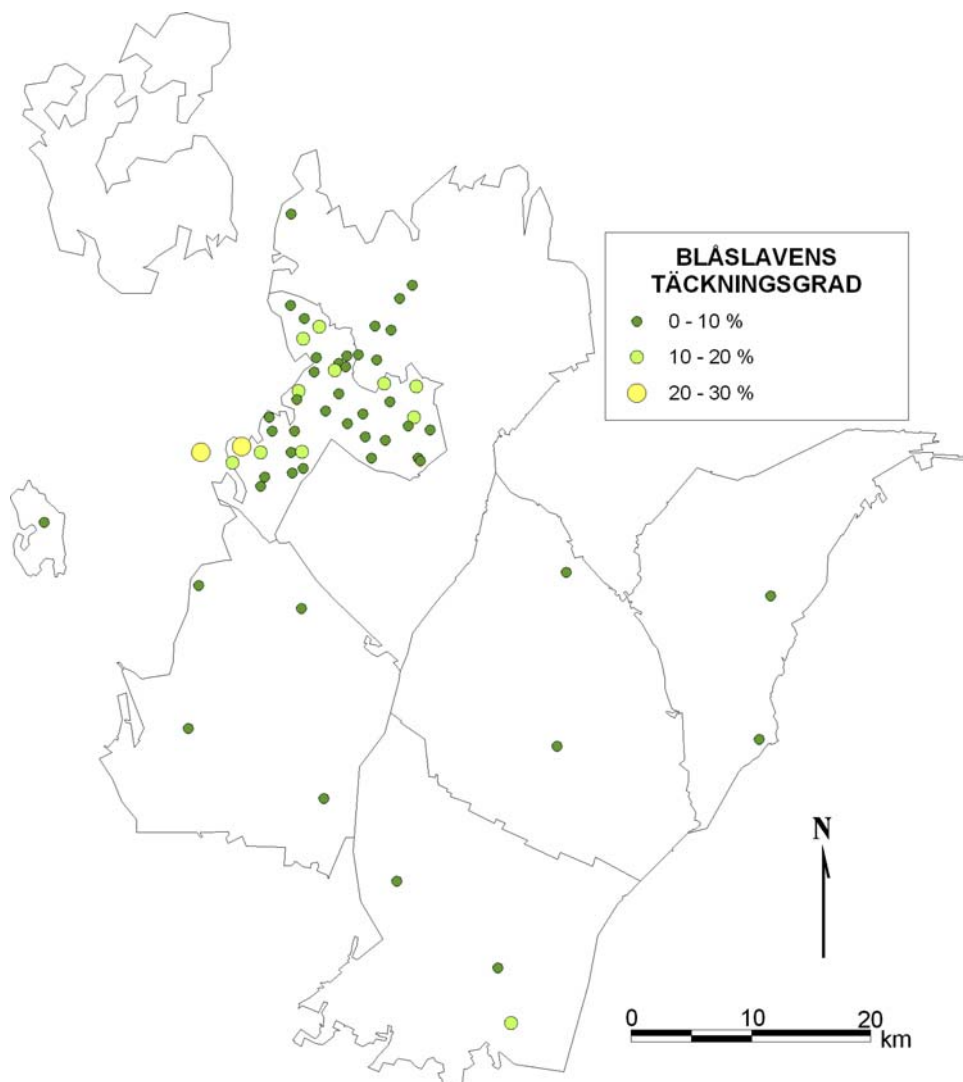
Figur 21. Den allmänna skadeklassen på uppföljningsområdet år 2006.



Figur 22. Zonerna för den allmänna skadeklassen år 2006.

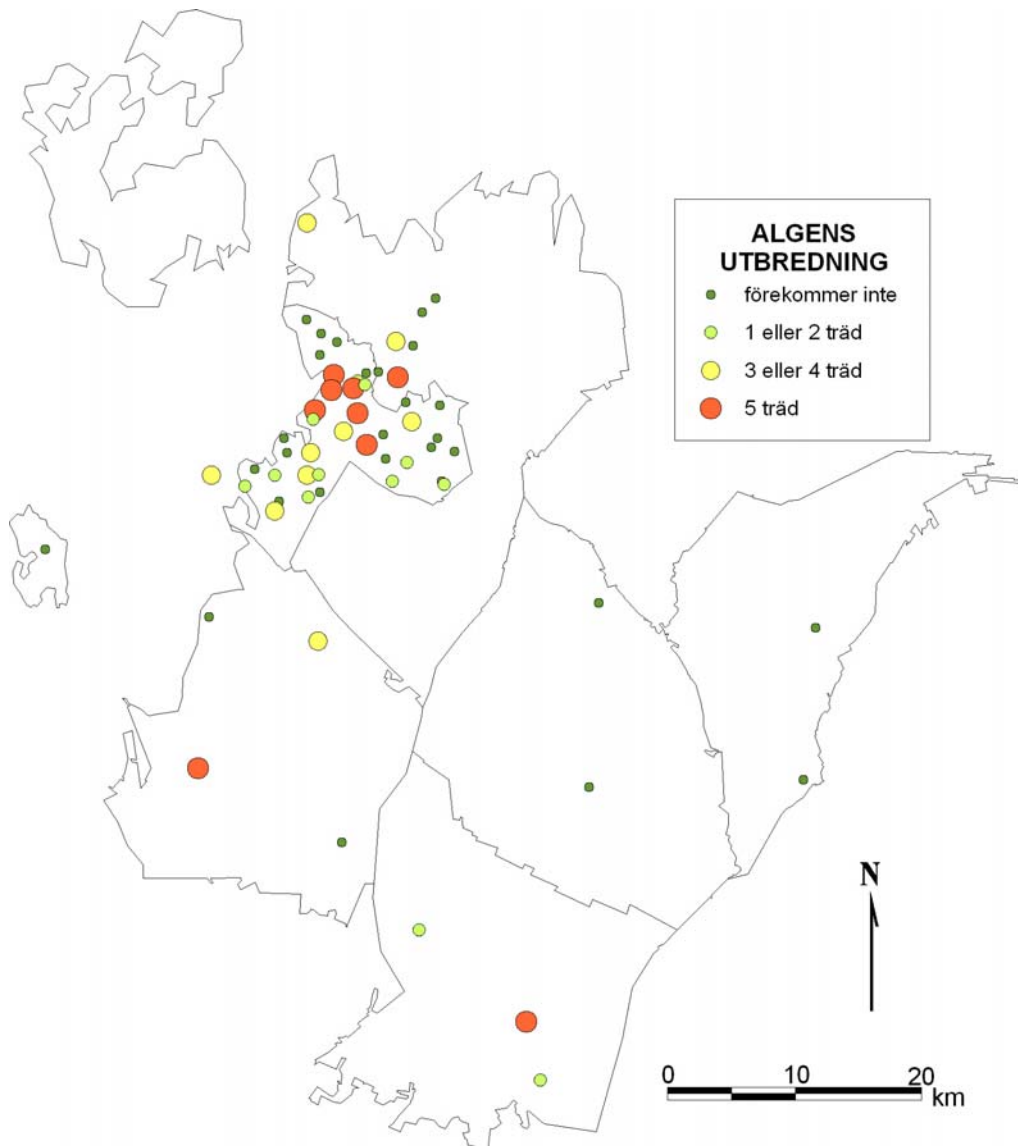
4.2.2 Blåslavens täckning och algens utbredning

På största delen av provytorna var blåslavens täckning under 10 %. De större täckningarna placerade sig förutom på en provyta i Jurva, till Vasa område. (Figur 23).



Figur 23. Blåslavens genomsnittliga täckning på de undersökta tallstammar år 2006.

Utbredningen av grönalgen uppskattades som en förekomstfrekvens (0-5) på provytan. På den största delen av provytorna (49 %) iaktogs inte algen över huvudet på trädens stam. I den följande klassen beträffande utbredningen av algen, observerades alg på ett eller två provträd (20 %) av provytorna. Alg förekom rikligt i Vasas tätorter. (Figur 24).

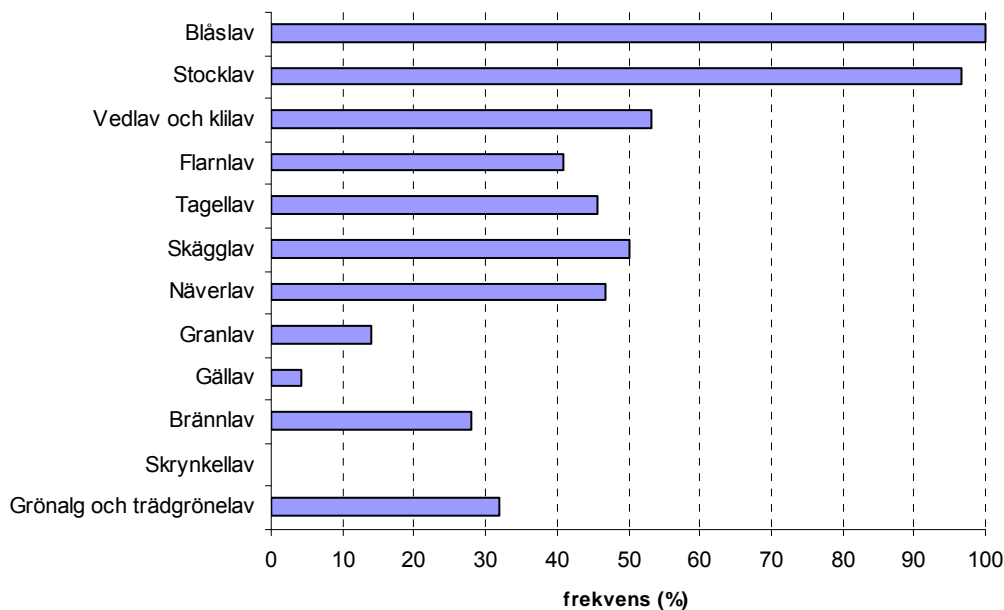


Figur 24. Grönalgens utbredning på uppföljningsområdet år 2006.

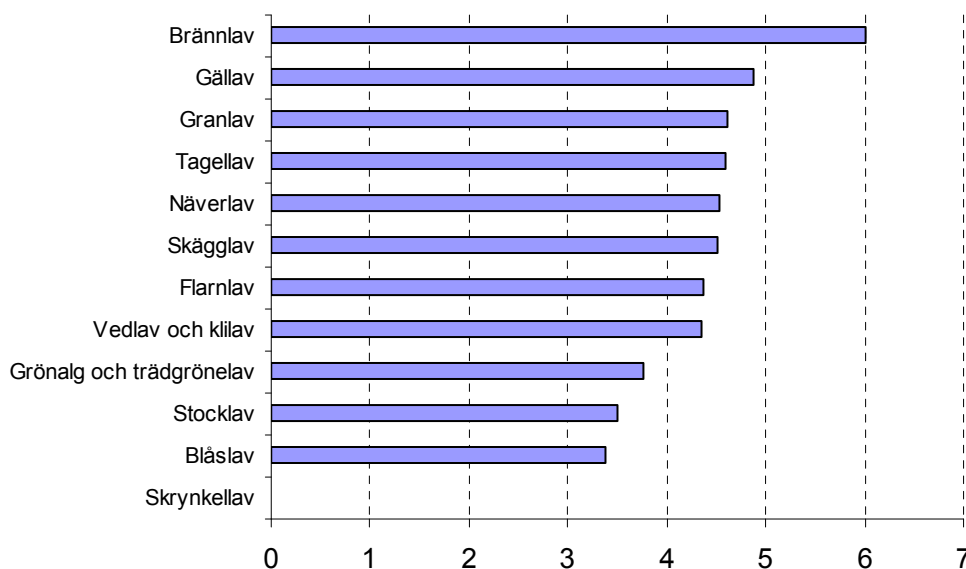
4.2.3 Artmängder

I Vasaregionen förekom, av de undersökta arterna, mest allmänt blåslaven, vilken förekom på alla undersökta stammar. Den näst allmännaste arten var stocklaven som förekom på 97 % av de undersökta stammarna. På över hälften av de undersökta stammarna iaktogs ved- och klilav, som iaktogs på 53 % av stammarna, samt skägglav (50 % av stammarna). De näst allmännaste arterna var näverlav (47 % av stammarna), tagellaven (46 % av stammarna) och flarnlaven (41 % av stammarna). Alg och trädgrönelav observerades på 32% av stammarna, gällav på 28 % , granlav på 14 % och brämlav på 4 %. Skrynkellav påträffades inte över huvudtaget i Vasaregionen. (Figur 25).

Antalet åtföljande arter överensstämde med arternas förekomstfrekvens på Vasa uppföljningsområde: de mest sällsynta arterna hade flest åtföljande arter och de mest allmänna hade minst. Flest antal åtföljande arter hade brämlav, gällav och granlav, som var uppföljningsområdets mest sällsynta arter. Tagellaven, näverlaven, skägglaven, flarnlaven samt ved- och klilaven hade också alla 4 åtföljande arter. Under 4 åtföljande arter hade grönalgen och trädgrönelaven samt stocklaven och blåslaven. Alla arter hade på Vasa område i genomsnitt över 3 åtföljande arter. (Figur 26).



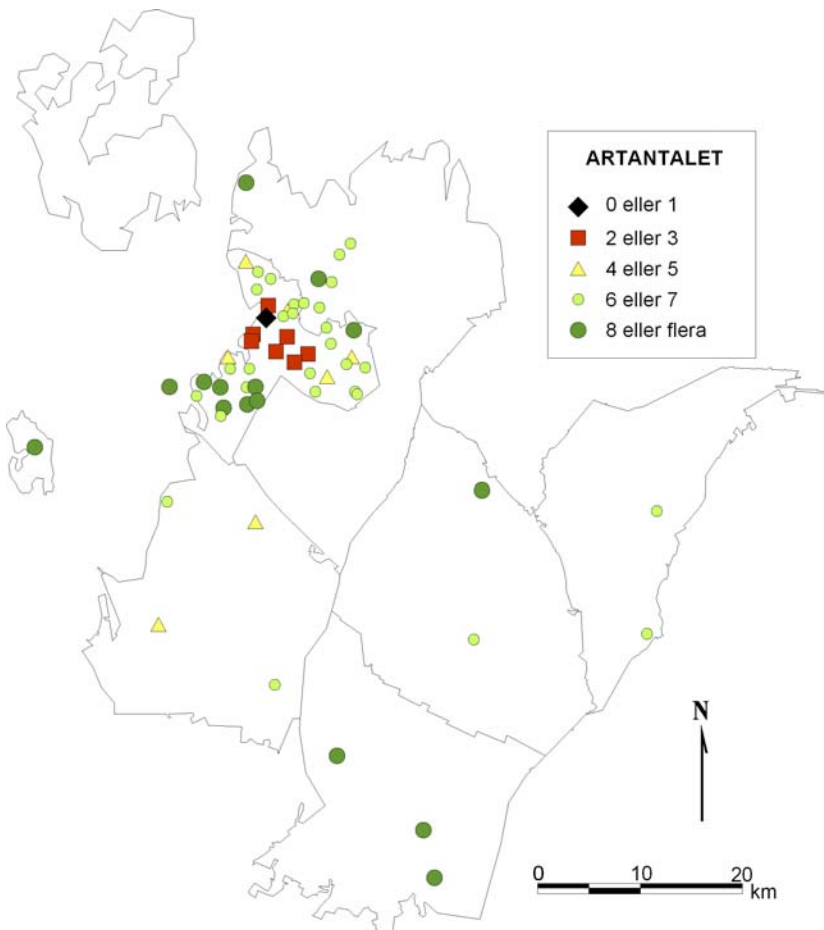
Figur 25. Förekomstfrekvensen för tallens stamlavar på uppföljningsområdet. N = 110.



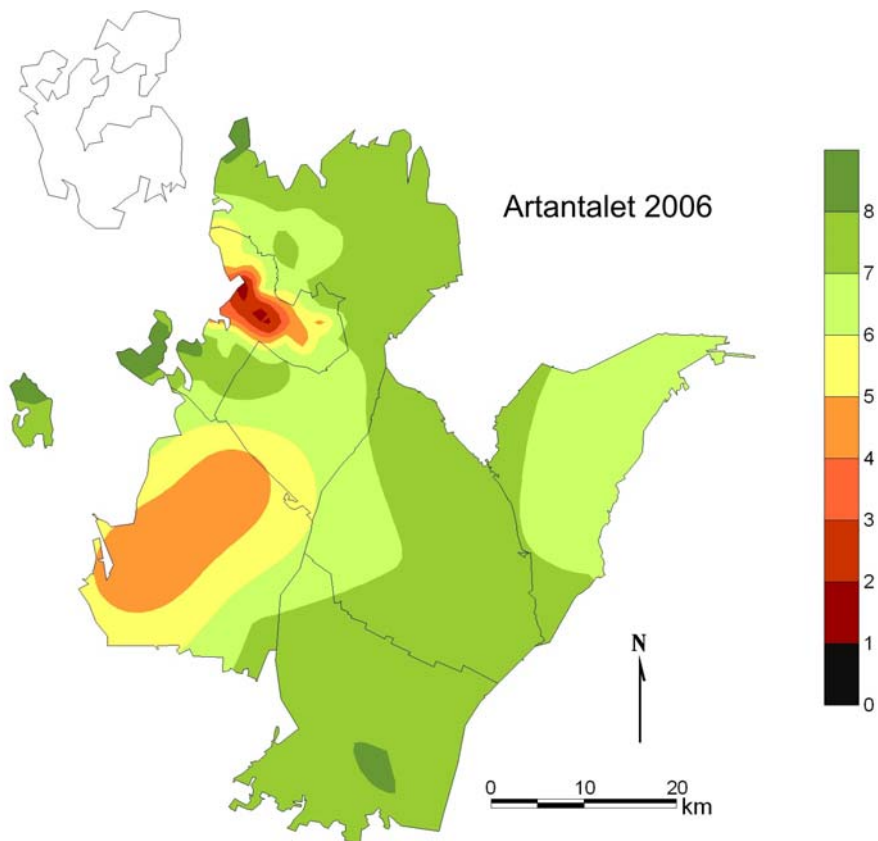
Figur 26. Det genomsnittliga antalet åtföljande arter på de undersökta stammarna. N = 110.

När man räknade antalet lavar beaktades endast de 10 arter som lider av luftföroreningar, alltså lämnades flarnlaven och grönalgen samt trädgrönelaven utanför beräkningarna. Områden med lavöken eller nästan lavöken, där högst en lavart som lider av luftföroreningar observerades, fanns i uppföljningsområdet på 1 provyta i Vasa centrum. Väldigt tydligt utarmade provytor, där man observerade 2 eller 3 arter som lider av luftföroreningar, fanns på uppföljningsområdet 7 stycken i Vasaregionen. Tydligt utarmade provytor, där man observerade 4 eller 5 arter som lider av luftföroreningar, fanns på uppföljningsområdet 7 provytor. Lindrigt utarmade provytor (6 eller 7 arter som lider av luftföroreningar) var 29 stycken. Beträffande belastningen av luftföroreningarna observerades artmängder av bakgrunds nivå på 15 provytor. (Figur 27).

Zonerna som var mest utarmade till sin lavflora låg i Vasa centrum eller Malax. Uppföljningsområdets mellersta och norra delar hörde till en zon, där det växte över 7 lavararter som lider av luftföroreningar. (Figur 28).



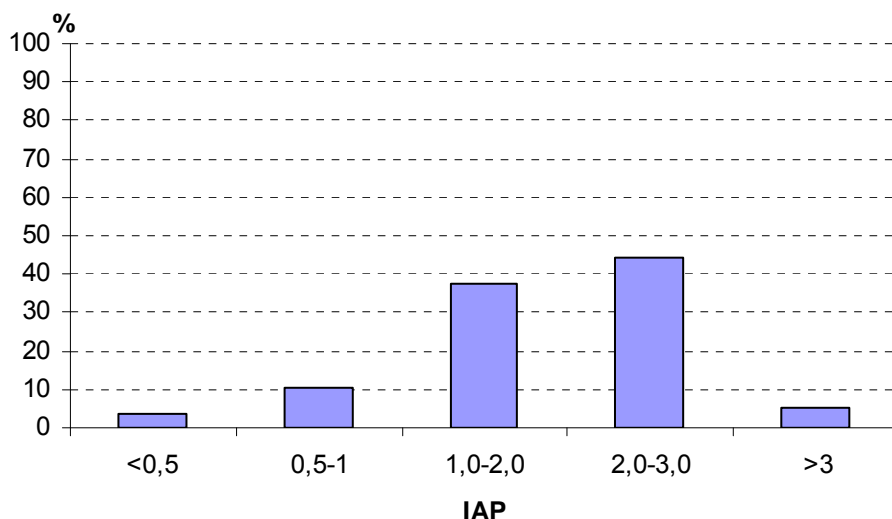
Figur 27. Antalet lavararter som tar skada av luftföroreningar på provytorna år 2006.



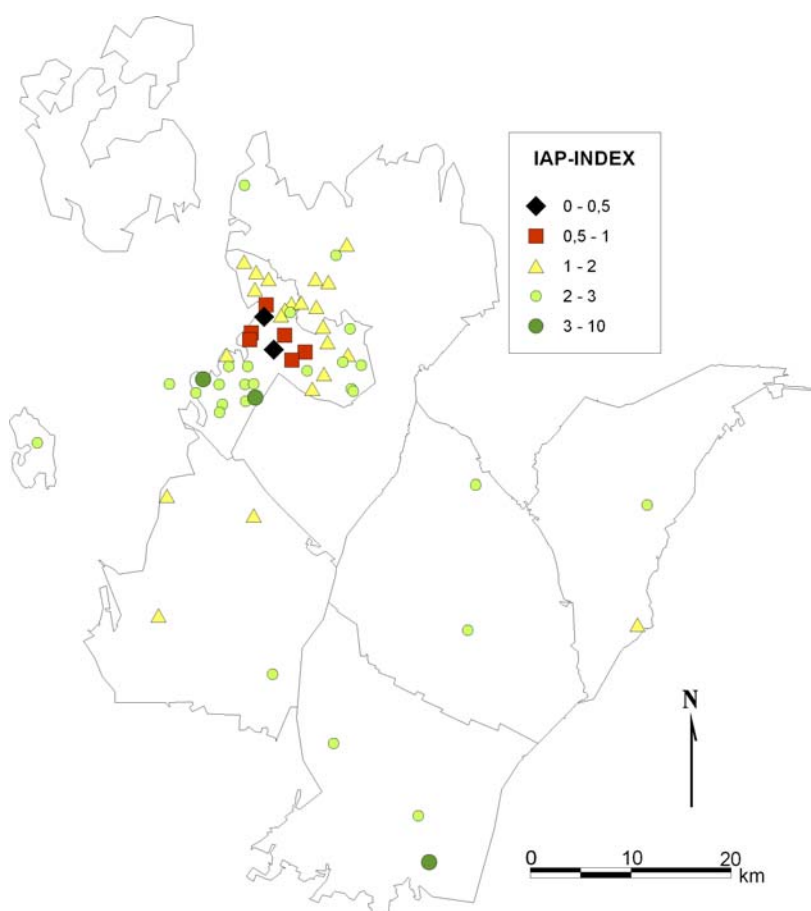
Figur 28. En zonvis beskrivning av antalet arter som tar skada av luftföroreningar på uppföljningsområdet år 2006.

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 i Vasaregionen placerade sig för IAP-indexets del i klassen 2-3, vilket berättar om lindriga förändringar i arten som förorsakats av luftföroreningar (Figur 29). IAP-indexet var under 5 (lavöken eller nästan lavöken) på två provytor i Vasa centrum. På basen av IAP-indexet fanns det 5 tydligt utarmade provytor, även de i Vasa centrum. Tydliga förändringar förekom på 22 provytor, och på 3 provytor motsvarade lavfloran på basen av IAP-indexet lavfloran för bakgrundsområdena. (Figur 30).

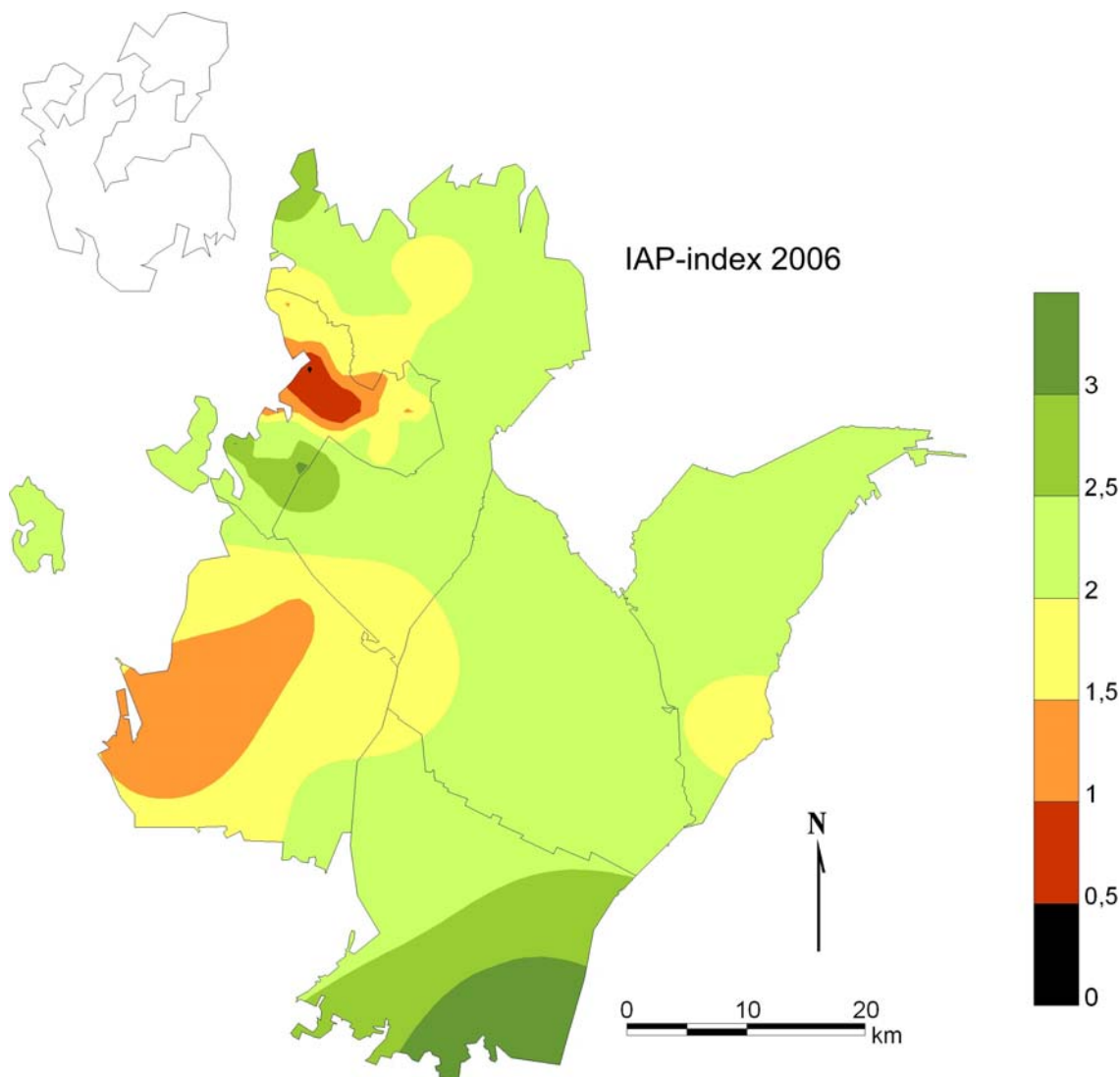


Figur 29. IAP-indexets frekvenser på uppföljningsområdet år 2006.



Figur 30. IAP-indexet på uppföljningsområdet år 2006.

De zoner som på basen av IAP-indexet var mest utarmade låg någorlunda på samma ställen som zonerna som klassificerats som utarmade på basen av artmängden. På den största delen av uppföljningsområdet var IAP-indexet åtminstone 2. (Figur 31).



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

4.3 Barrens grundämneshalter

I tabell 22 har man förevisat medeltalen, de minimum och maximum värdena samt standardavvikelsen för barrens grundämneshalter på uppföljningsområdet i Vasaregionen.

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
Medeltal	1037	15	1527	5254	3475	880	19	519	74	2,4	51	0,16	0,12	0,60
Minimum	904	13	1185	4295	1806	694	10	273	43	1,9	35	0,09	0,06	0,26
Maximum	1252	19	1833	6327	4629	1194	29	876	153	3,0	72	0,38	0,19	1,54
Standardavvikelse	77,7	1,4	131	483	479	111	3,76	149	23,8	0,25	7,57	0,06	0,03	0,22

Medelvärde för barrrens svavelhalt var på uppföljningsområdet 1037 mg/kg. Som normal svavelhalt för barr anses nivån 900 mg/kg. Svavelhalterna var för höjda på provytorna i Vasa centrum. (Figur 32).

Barrrens kvävehalt var 1,5%. Tallarna led inte kvävebrist på någon av provytorna. Det förekom ingen regional fördelning i barrrens kvävehalt. (Figur 33).

Fosforhaltens medelvärde var 1527 mg/kg. Fosforhalten var låg (under 1200 mg/kg) på en provyta på Byö-ö i Vasa. I fosforhalterna förekom ingen regional fördelning (Figur 34).

Medelvärde för kaliumhalten var på uppföljningsområdet 5254 mg/kg. Som optimalhalt för kalium anses, beroende på källan, en halt på 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 området. Höga kaliumhalter observerades på provytorna i Vasa centrum. (Figur 35).

Medelvärde för kalciumhalten var på uppföljningsområdet 3475 mg/kg. Halterna som på basen av trädens näringssituation är låga, alltså under 3000 mg/kg observerades på nio provytor i Vasaregionen. (Figur 36).

Medelvärde för magnesiumhalten var 880 mg/kg. Av provytorna i staden Vasa var magnesiumhalterna för höjda på provytor i närheten av centrum. (Figur 37).

Medelvärde för borhalten var på uppföljningsområdet 19 mg/kg. Borhalterna var lämpliga med tanke på skogstillväxten på alla observationsfält. De högsta borhalterna observerades i Vasa centrum och på Byös provyta. (Figur 38).

Medelvärde för manganhalten på uppföljningsområdet var 519 mg/kg. Manganhalterna var på provytorna i Vasa centrum systematiskt lägre än på provytorna utanför centrum. (Figur 39).

Medelvärde för barrrens järnhalt var på uppföljningsområdet 74 mg/kg. De högsta järnhalterna observerades på provytorna i Vasa centrum. (Figur 40).

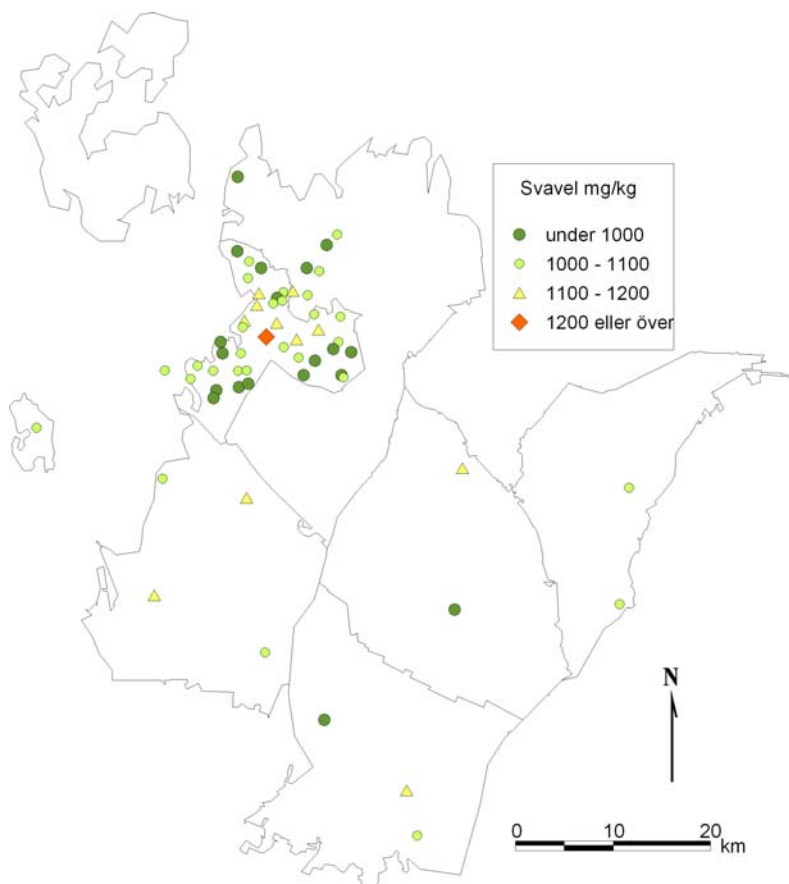
Medelvärde för barrrens kopparhalt var på uppföljningsområdet 2,4 mg/kg. Den högsta kopparhalten analyserades från provytan i Brändö. (Figur 41).

Medelvärde för barrrens zinkhalt var på uppföljningsområdet 51 mg/kg. I barrrens zinkhalt kunde ingen regional fördelning observeras. (Figur 42).

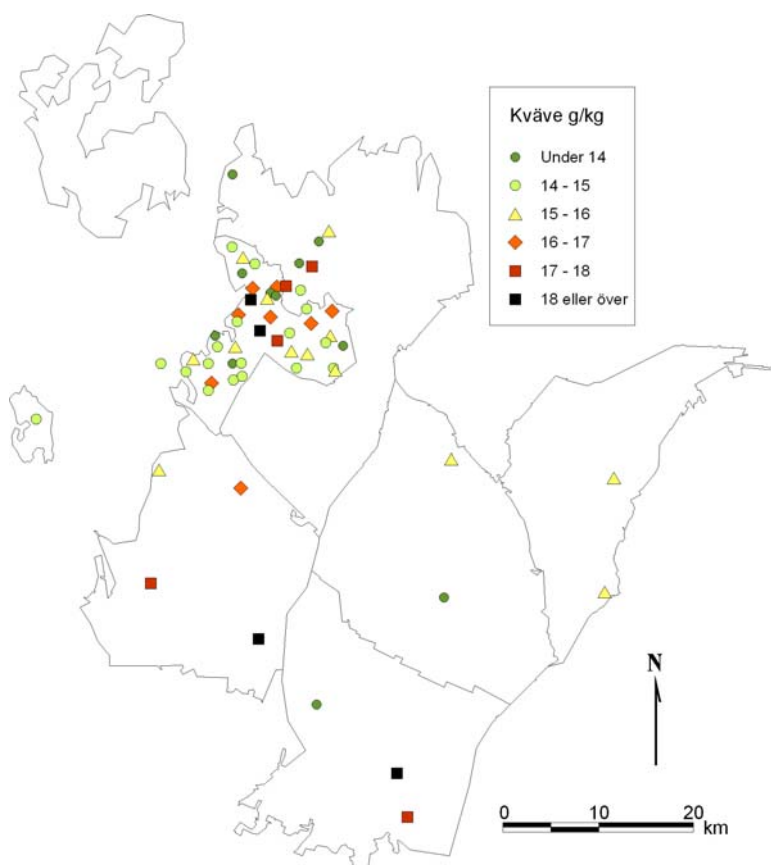
Kromhaltens medelvärde på uppföljningsområdet var 0,16 mg/kg. De högsta kromhalterna observerades på provytorna i närheten av Vasa centrum. (Figur 43).

Medelvärde för barrrens kadmiumhalt var på uppföljningsområdet 0,12 mg/kg. De högsta kadmiumhalterna fanns på provytorna i närheten av kusten. (Figur 44).

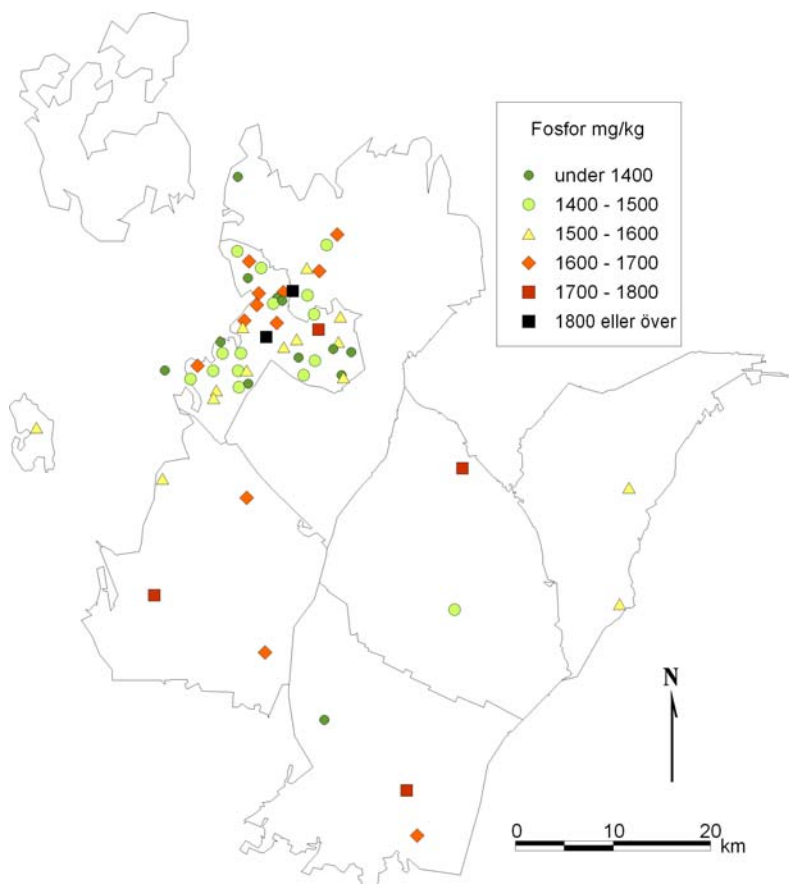
Medelvärde för barrrens nickelhalt på uppföljningsområdet var 0,60 mg/kg. Nickelhalterna var för höjda på provytorna i närheten av Vasa centrum. (Figur 45).



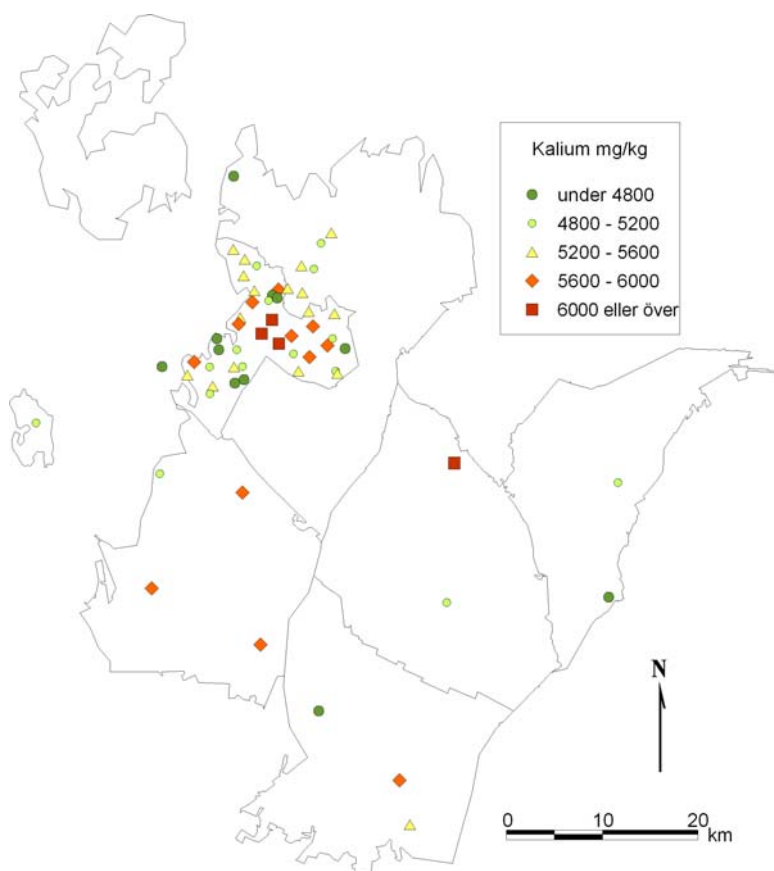
Figur 32. Svavelhalten (mg/kg) för barrns andra årgång vintern 2007 på provytor i Vasaregionen.



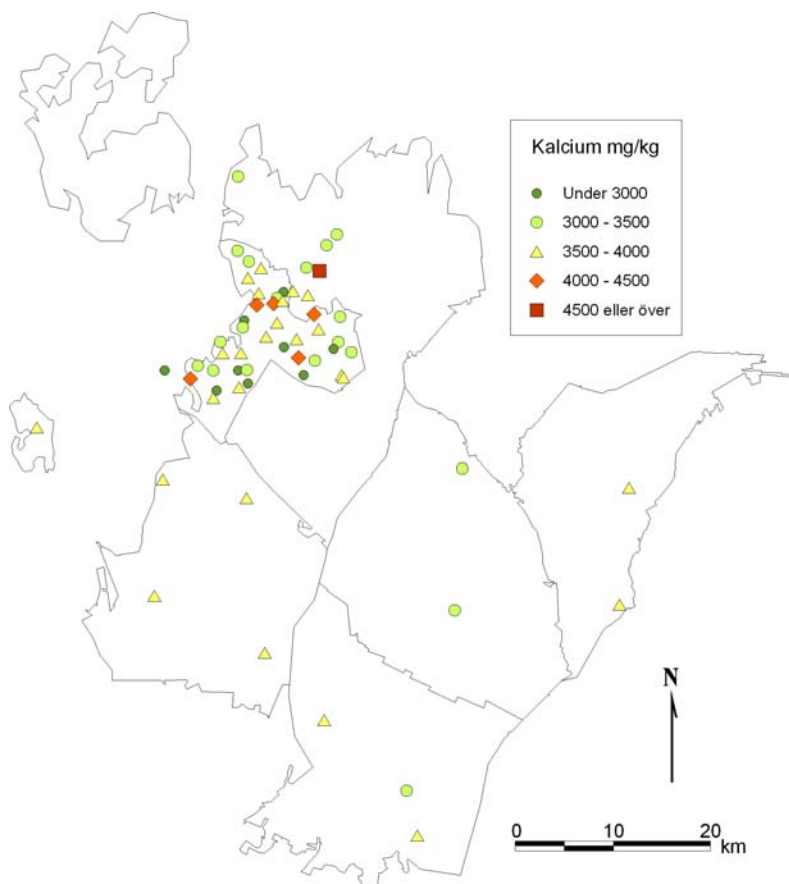
Figur 33. Kvävehalten (g/kg) för barrns andra årgång vintern 2007 på provytor i Vasaregionen.



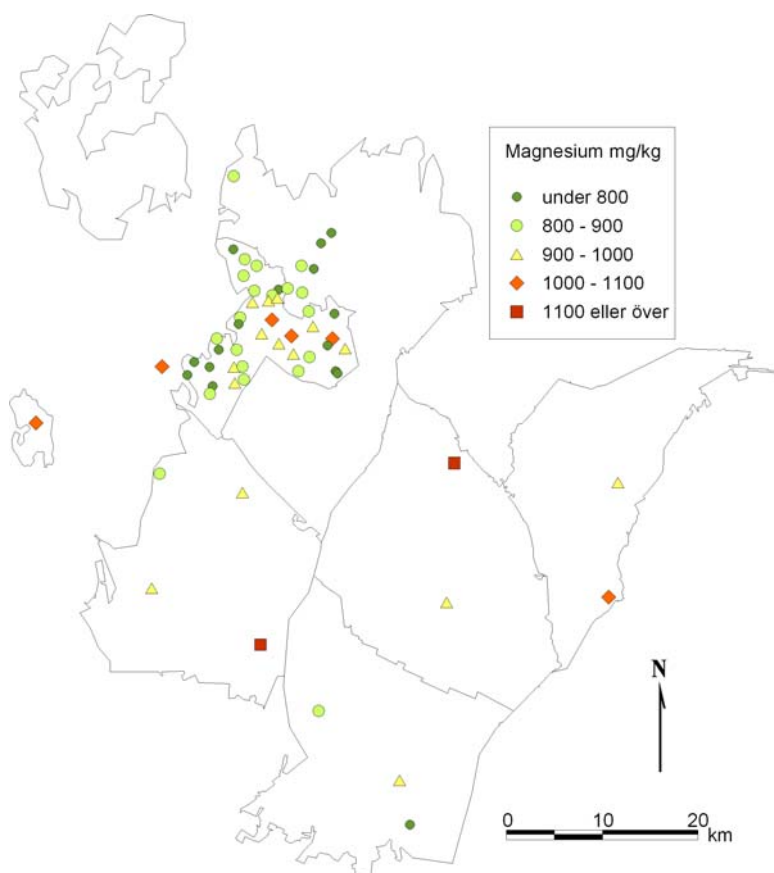
Figur 34. Fosforhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



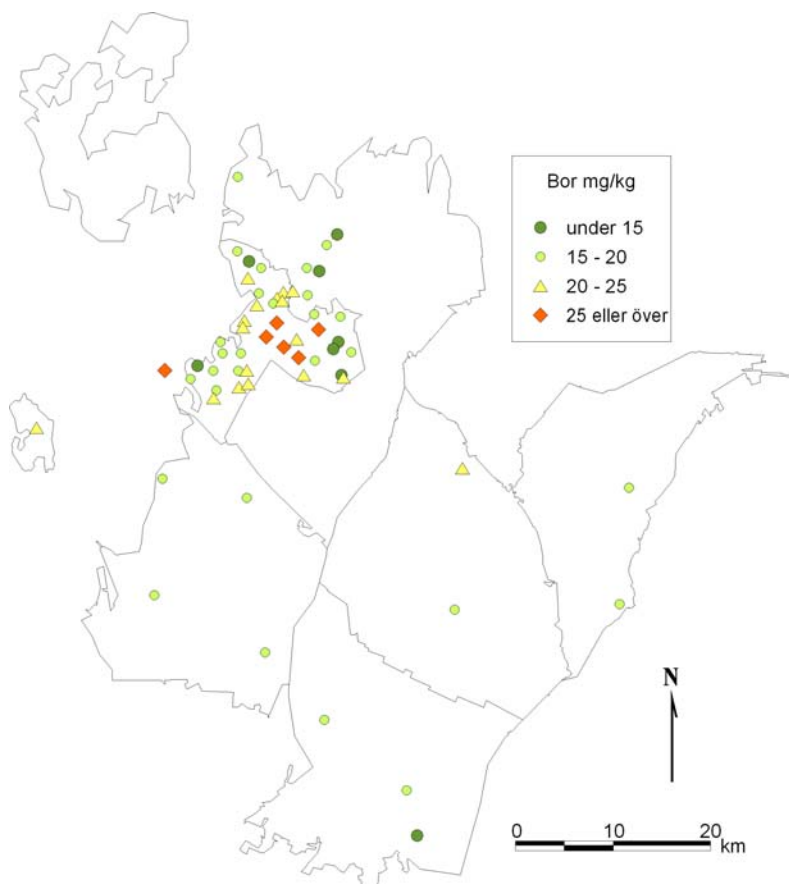
Figur 35. Kaliumhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



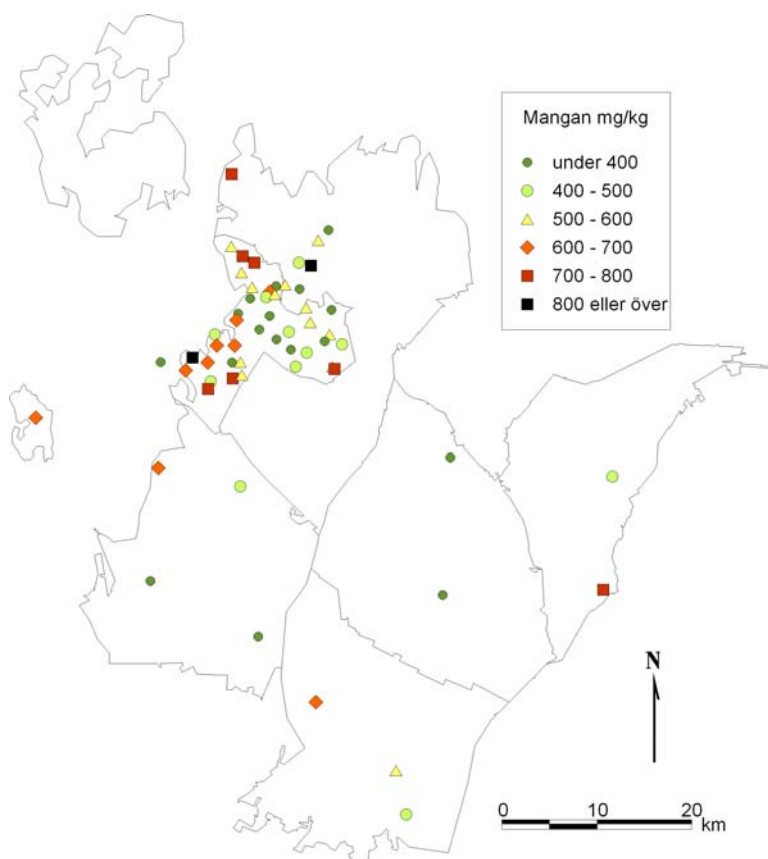
Figur 36. Kalciumhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



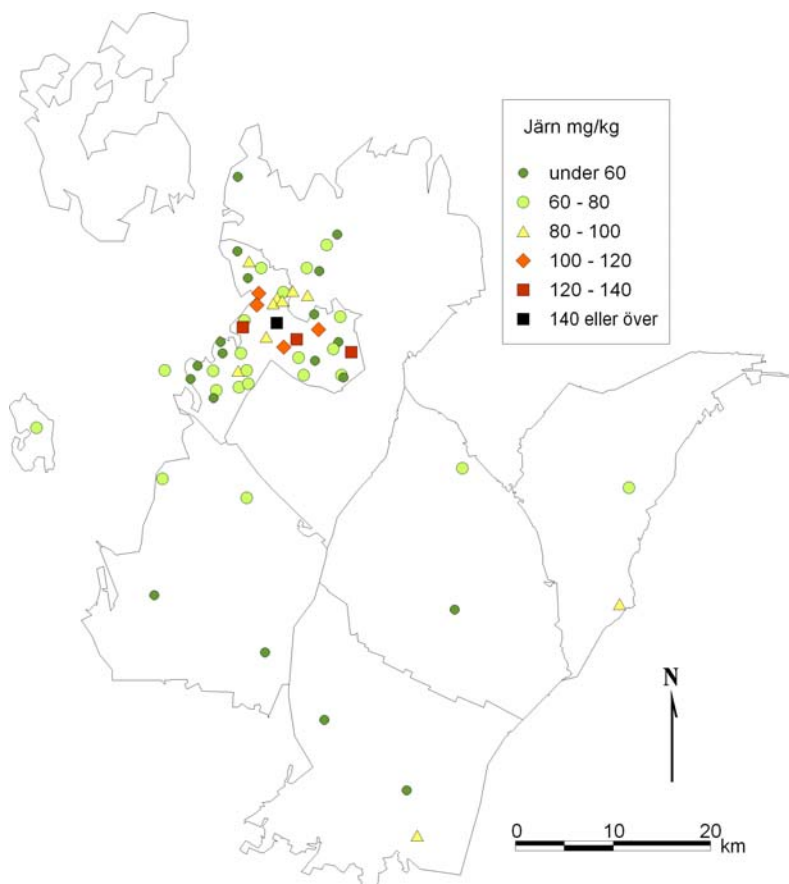
Figur 37. Magnesiumhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



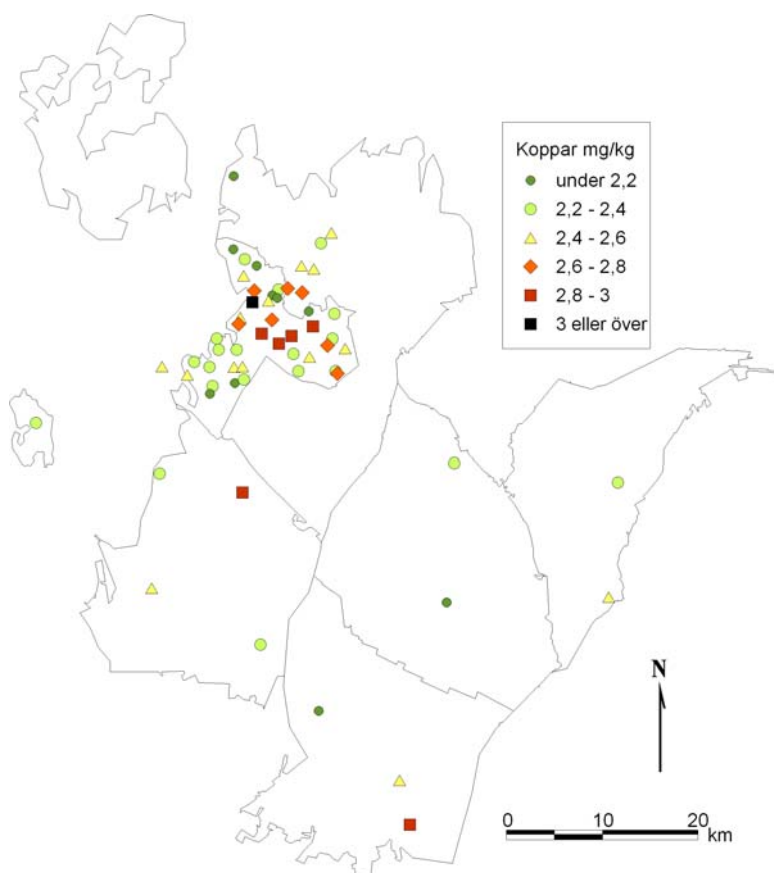
Figur 38. Borhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



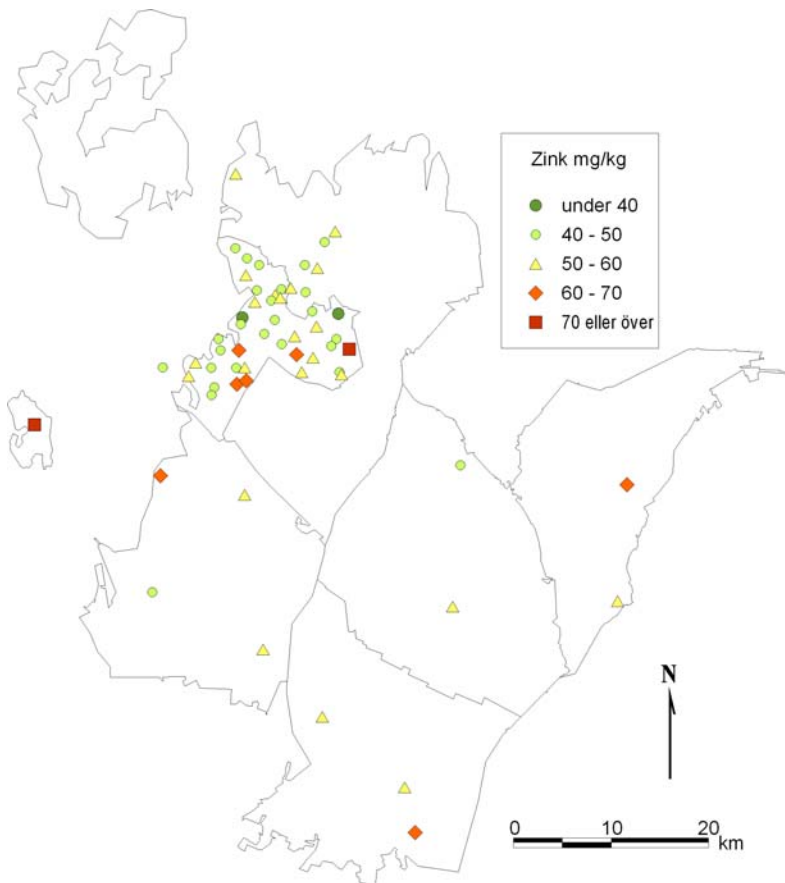
Figur 39. Manganhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



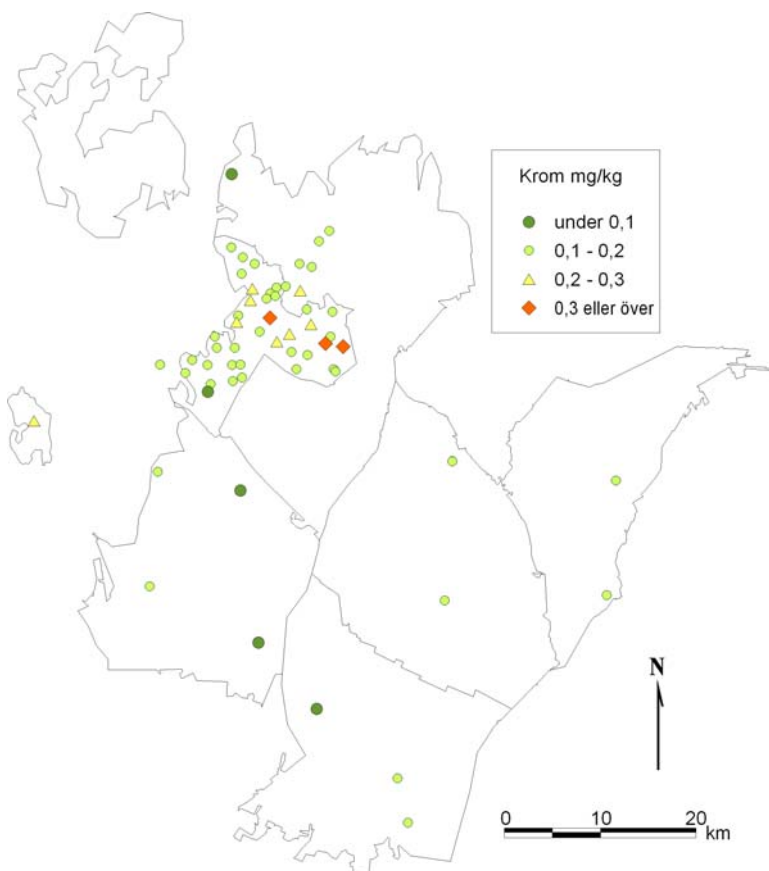
Figur 40. Järnhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytor i Vasaregionen.



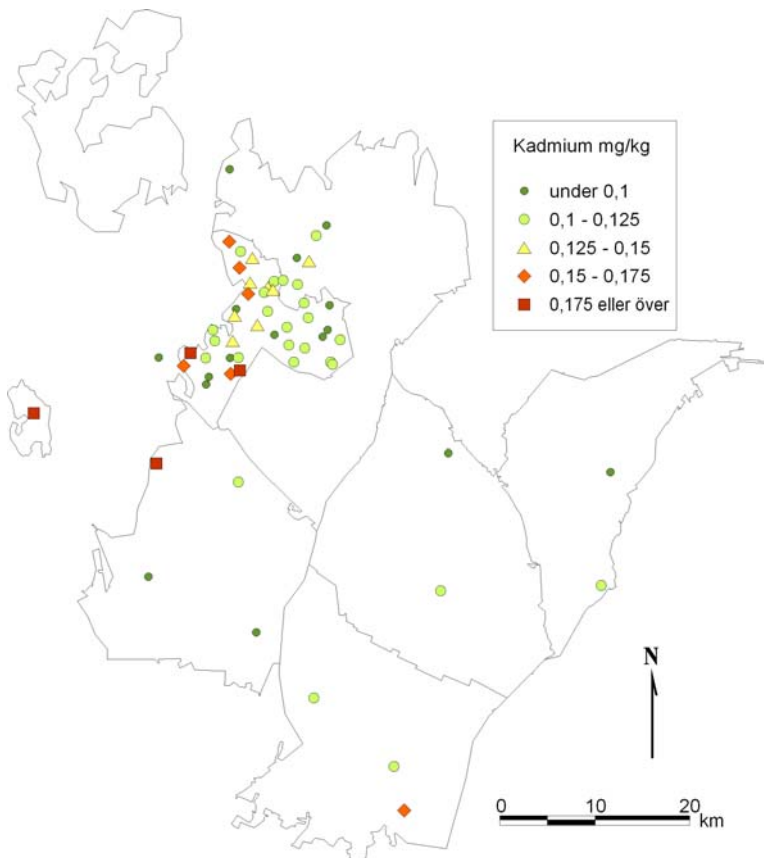
Figur 41. Kopparhalterna (mg/kg) för barrens andra årgång vintern 2007 på provytor i Vasaregionen.



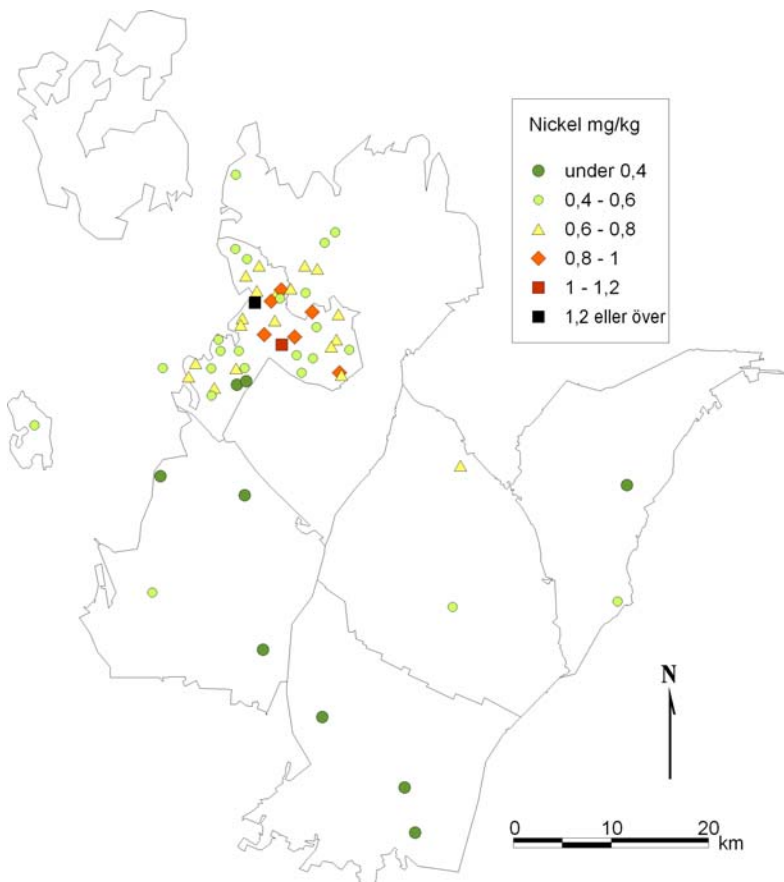
Figur 42. Zinkhalten (mg/kg) för barrns andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



Figur 43. Kromhalten (mg/kg) för barrns andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



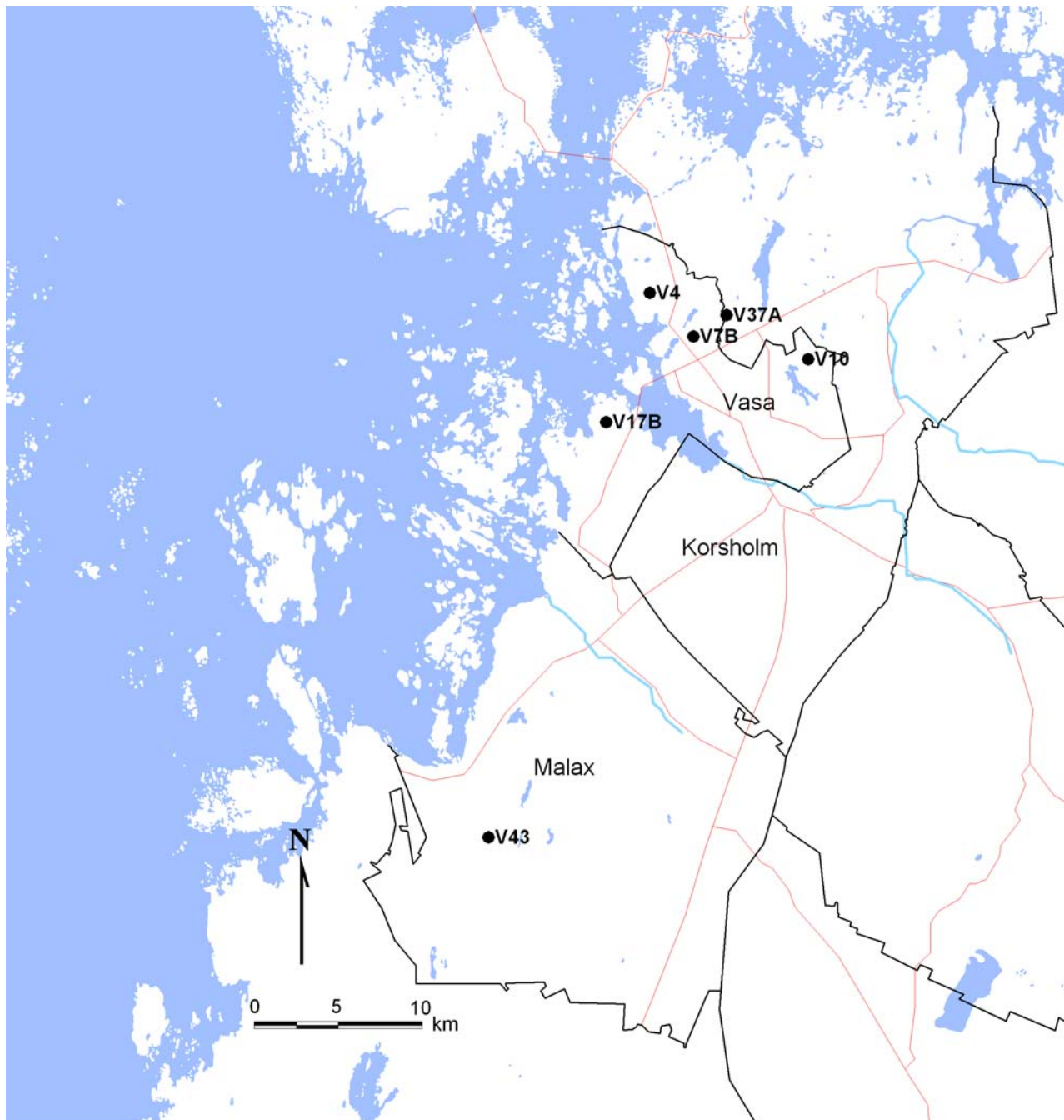
Figur 44. Kadmiumhalterna (mg/kg) för barrrens andra årgång vintern 2007 på provtytor i Vasaregionen.



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

4.4 Jordmånsanalyser

Läget för jordmånsprovytorna är framställda i figur 46 och i tabell 23 finns resultaten från jordmånsproven från varje jordmånsprovvyta samt medelvärdena.



Figur 46. Läget för jordmånsprovytorna.

Humuslagrets pH på jordmånsprovytorna i Vasåker var i genomsnitt 3,9. Detta motsvarar pH värdet för torraktiga hedar (VT). pH värdena för urlakningsskikten och anrikningsslagren var högre än humuslagrets pH. Mineralmarkens pH korrelerar nästan inte alls med skogsmarkens bördighet, när däremot humuslagrets pH korrelerar med skogstypen synnerligen bra (Tamminen 1998). Också på Vasåkers provvytor var humusen i skogar av VT-typ en aning syrligare än i skogar av MT-typ.

Den elektriska ledningsförmågan var i humuslagret i regel högre än i mineralmarkslagren. Den elektriska ledningsförmågan växlade mellan 13,4-18,7 mS/m och i mineralmarkslagren mellan 2,8-

9,0 mS/m, ifall man bortser från en elektrisk ledningsförmåga som mättes på provytan 7B, som tydligt skilde sig från de övriga värdena (22 mS/m).

Glödgningsförlusten beskriver det organiska ämnets andel i jordmånen. Denna växlade på Vasas provytor mellan 70-86 %. I mineralmarken var det organiska ämnets andel i klassen 1,4-9,7 %.

C/N förhållandet alltså kol-kväve-förhållandet beskriver jordmånen näringsrikhet: ju mindre C/N-förhållande, desto mer finns det kväve i jordmånen som kan användas av växterna. C/N-förhållandet var i skog av MT-typ mindre än i skogar av VT-typ. I båda typerna var C/N-förhållandet mindre än i finska skogar i genomsnitt (Tamminen 1998). På provytan V10 var C/N-förhållandet bäst.

Halterna för så gott som alla de analyserade grundämnena var högre i humuslagret än mineralmarkslagren. Resultaten för provytan V7B skilde sig på basen av den elektriska ledningsförmågan och grundämneshalterna från de övriga provytorna. Detta beror ändå knappast på att det organiska ämnet blandats med mineralmarkslagret, på grund av den låga glödgningsförlusten.

Tabell 23. Resultaten från jordmånsproven från varje jordmånsprovnya samt medelvärdena i Vasaregionen.

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

5. Granskning av resultaten

5.1 Bakgrundsvariablernas inverkan och variablernas interna beroende

Bakgrundsvariabler är variabler som, i sig själva inte beskriver luftkvaliteten, men kan påverka de variabler som beskriver luftkvaliteten. Bakgrundsvariabler är till exempel skogstyp, trädens ålder, diameter, skogens utvecklingsgrad och bottenyta. De här variablerna iakttas på alla provytor. I några bioindikatoruppföljningar för luftkvaliteten (t.ex. Haahla m.m. 2006a och Niskanen 2003c) har man undersökt bakgrundsvariablernas inverkan på olika variabler med hjälp av Kruskall-Wallis variansanalys och upptäckt att bakgrundsvariablerna har inverkan på de väsentliga variablerna.

I den här uppföljningen indelas bakgrundsvariablerna i klasser och skillnaderna i klassernas medelindikator, som granskades med enkelriktad variansanalys (ANOVA), t-test av oberoende urval och deras motsvarighet utan parametrar, alltså Kruskall-Wallis variansanalys samt med Mann-Whitneys U-tester. För att de parametriska testernas hypoteser skulle uppfyllas, gjordes för parametern vid behov en $\log_{10}(X+1)$ omvandling, kvadratrotsumvandling eller potensomvandling. Som klassificerande variabler användes skogstyp, skogens utvecklingsgrad och skogens lämplighet för undersökningen. I statistiska betraktanden skall det tas i beaktande, att provytorna fördelas ojämnt in i de klasser som baserades på bakgrundsvariablerna. Det här kan minska tillförlitligheten i den statistiska utvärderingen för bakgrundsvariablernas inverkan och resultaten kan speciellt påverkas av fel, orsakade av oenigheter i de parametriska testernas bakgrundsantaganden, som påverkar testernas relevansnivå och varaktighet. Om till exempel både provmängden och provens varians skiljer sig gruppvis, ökar risken att göra 1. typklassens misstag, alltså förkasta nollpotensen om den är verklig (Ranta m.m. 1989).

Skogstypen och utvecklingsklassen hade statistiskt betydande inverkan på några av uppföljningens variabler (tabell 24). Skogstypen hade inverkan på tallarnas utglesning, lavarnas artmängd och IAP-indexets storlek. Tallarna var mer utglesade, fler lavararter iakttogs och IAP-indexen var högre i skogar av lingontyp (VT) än i skogar av blåbärstyp (MT). Barrförlusten beskriver trädets vitalitet, vilket kan ange orsaken till att barrförlusten var större hos träd som växte i karga och torra skogar av VT-typ än i skogar av MT-typ. Skogar av MT-typ är ofta tätare och de har mer grundskog än skogar av VT-typ, vilket har en inverkan på lavarnas tillväxtförhållande och genom detta på lavarternas allmänhet.

Utvecklingsklassen hade inverkan endast på IAP-indexets storlek. Värdena för indexet var högre i äldre skogar än i mogna skogar. Detta kan förklaras av att de äldre skogarna ofta är tätorternas parklika skogar, vilka får en större andel av luftföroreningarnas inverkan, vilket minskar IAP-indexet i dessa skogar..

Tabell 24. 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 relevanta (p<0,001) med tre (***).

Undersökt variabel	Skogstyp				Utvecklingsklass				Lämplighet			
	ANOVA		Kruskal-Wallis		T-test		Mann-Whitney		ANOVA		Kruskal-Wallis	
	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p	Test-variabel	p
Barrårgångar			1,540	0,463			79,000	0,049*				
Barrförlust	5,821	0,005**			0,465	0,644			2,185	0,122	3,200	0,202
Färgförändring			1,429	0,489			135,000	0,609			2,210	0,331
Blåslavens skadeklass			3,630	0,163			103,500	0,185	0,519	0,598		
Allmänna skadeklass			4,586	0,101	-0,863	0,392					1,351	0,509
Artmängd			10,721	0,005**			103,000	0,185			7,487	0,022*
IAP	12,213	0,000***			3,048	0,004**			7,048	0,002**		
Blåslavens täckningsgrad (%)	1,184	0,314			1,075	0,287			1,283	0,285		
Algens riklighet			12,407	0,015*			101,000	0,168			2,574	0,276
N g/kg			0,672	0,715	-0,662	0,511			1,901	0,159		
S mg/kg			6,778	0,034*			122,500	0,402			2,536	0,281

Beroendeförhållandet mellan variabler 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 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 skadan var också förväntad eftersom båda mäter samma sak nämligen skadorna på lavarna. Den allmänna skadeklassen och blåslavens skadeklass korrelerar negativt med IAP-indexet och artantalet. Detta berättar om att de ifrågakvarande variablerna till sina korrelat är motsatta 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 variabler 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 kvävet oxider i luften kan ha negativ samverkan på barrträdens barr ifall, svaveldioxidens halter har sjunkit till en nivå där barrrens lufthål inte längre avgränsar svaveldioxidens tillträde i cellvävnaderna. När svaveldioxiden kommit in i barren, sänker den aktiviteten för vissa enzymer som används i kvävet metabolismen, vilket leder till att nitriten blir kvar i cellerna i sin giftiga form, och kvävet som den innehåller kan inte användas som näringsämne. När svavelhalterna är på en högre nivå, kan barren använda kvävet oxider som närings- och konstruktionsämnen och kväve samlas i barren. En hög kvävesamling i barren kan också leda till en näringsobalans.

Förväntade korrelationer var de positiva korrelationerna mellan trädens höjd och trädens bottenareal och trädens diameter samt den positiva korrelationen mellan trädets ålder och dess diameter. Den observerade negativa korrelationen mellan bottenarealen och IAP-indexet torde bero på att skogens täthet inverkar på ljusomständigheterna, vilket därigenom kan inverka på lavarnas förekomst.

Mellan barrförlusten och IAP-indexet fanns en positiv korrelation och mellan barrförlusten och barrrens svavelhalt en negativ korrelation: med andra ord var IAP-indexet större, ju mer utglesade träden var, och ju större svavelhalten var, desto friskare topp hade träden. Barrförlust beskriver vitaliteten, då de träd som växer på torra och karga växtunderlag ofta är mer utglesade än tallar som växer på fuktiga bördiga platser. Dessa faktorer har ändå ingen direkt inverkan på stamlavarna, utan stamlavsfloran är ofta mångfaldigare i torra och ljusa talldungar än i sådana frodigare skogar, där toppen är mer instängd och grundskogen rikligare. Svavelhalten i Vasaregionen är tydligen inte heller så betydande att den skulle ha en inverkan på tallarnas vitalitet.

Tabell 25. Spearmans korrelationskoefficient mellan variablerna. Nästan relevant ($p < 0,05$) beroendeförhållande är märkt med en stjärna (*), relevant ($p < 0,01$) med två (**) och mycket relevant ($p < 0,001$) med tre (***)

	Bottenyta	Trädens höjd	Trädens ålder	Trädens diameter	Barrgångar	Barrförlust	Färgförändring	Blåslavens skadeklass	Allmänna skadeklass	Artmängd	IAP	Blåslavens täckningsgrad	Algens riklighet	N g/kg
Trädens höjd	0,364**	1												
Trädens ålder	-0,295*	0,101	1											
Trädens diameter	0,23	0,563**	0,381**	1										
Barrgångar	0,237	0,434**	-0,089	0,253	1									
Barrförlust	-0,632**	-0,095	0,332*	-0,192	-0,318*	1								
Färgförändring	0,101	-0,075	0,015	-0,164	-0,082	-0,048	1							
Blåslavens skadeklass	0,092	0,172	0,086	0,314*	0,229	-0,216	0,138	1						
Allmänna skadeklass	0,216	0,237	-0,088	0,353**	0,265*	-0,493**	0,103	0,808**	1					
Artmängd	-0,318*	-0,179	0,135	-0,258*	-0,207	0,532**	0,043	-0,427**	-0,554**	1				
IAP	-0,454**	-0,222	0,283*	-0,355**	-0,261*	0,617**	0,064	-0,435**	-0,635**	0,828**	1			
Blåslavens täckningsgrad	0,135	0,048	-0,309*	-0,079	0,191	-0,027	-0,048	-0,363**	-0,269*	0,169	0,022	1		
Algens riklighet	0,277*	0,275*	0,123	0,238	0,256	-0,075	0,162	0,483**	0,318*	-0,19	-0,252	0,019	1	
N g/kg	0,203	0,355**	0,013	0,287*	0,408**	-0,284*	0,051	0,254	0,201	-0,223	-0,214	-0,132	0,174	1
S mg/kg	0,293*	0,333**	-0,187	0,184	0,544**	-0,413**	0,02	0,349**	0,318*	-0,308*	-0,440**	0,041	0,333**	0,754**

Även i barrrens grundämneshalter observerades flera statistiskt betydande beroendeförhållande (tabell 26). Ett av de starkaste beroendeförhållandena bekräftades mellan svavelhalten och kvävehalten (se tidigare). Den starka korrelation mellan svavel och kväve kan även referera till att de ifrågakvarande grundämnena frigörs i luften ur samma processer. Också mellan halterna för svavel, kväve, kalium, fosfor och koppar observerades betydande korrelationer. Alla dessa grundämnen är viktiga näringsämnen som växterna behöver, alltså förklaras dessa korrelationer av näringsförhållandena i jordmånen på provytorna. Andra statistiskt betydande korrelationer observerades mellan järn och krom, krom och koppar, zink och kadmium, nickel och zink, koppar och järn och krom och nickel. Dessa korrelationer kan peka på att dessa grundämnen frigörs ur samma processer. Även mangan korrelerar betydande med kadmium, kalium, koppar och magnesium. Mellan barrförlusten och halterna för kalium, järn och svavel observerades negativa korrelationer och mellan barrförlusten och halterna för zink och mangan observerades positiv korrelation. De negativa beroendeförhållandena pekar på att halterna för de ifrågakvarande grundämnena inte förorsakat barrförlust i skogarna i Vasaregionen. Däremot skulle de positiva beroendeförhållandena peka på det motsatta. Även mellan barrgångarna och halterna för kväve, kalium, fosfor, koppar, magnesium och svavel observerades en positiv korrelation. De ifrågakvarande grundämnena är näringsämnen som behövs av växterna, så det är förväntat att

barrårgångarna som beskriver trädets vitalitet också växer när halterna för dessa grundämnen blir större.

Spearman's korrelationskoefficient mellan grundämneshalterna i barren. Nästan relevant ($p < 0,05$) beroendeförhållande är märkt med en stjärna (*), relevant ($p < 0,01$) med två (**) och mycket relevant ($p < 0,001$) med tre (***).

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

5.2 Jämförelse med tidigare undersökningar på området

I detta kapitel jämförs resultat som man fått åren 2006-2007 med resultaten från undersökningar som förverkligats åren 1990, 1995 och 2000. Bortsett från zonkartorna har man i uppföljningen endast tagit med provytor som förblivit desamma.

5.2.1 Tallarnas barrförlust

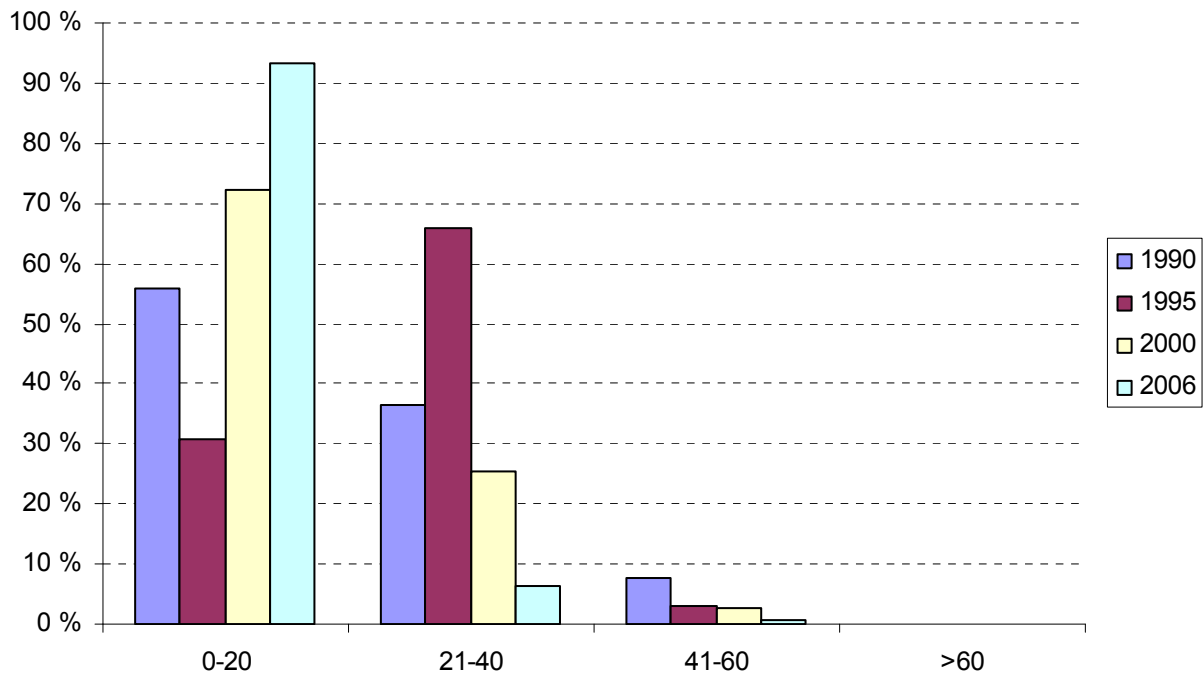
Medelvärden, det maximum och minimum värdet samt standardavvikelsen för tallarnas barrförlust åren 1990, 1995, 2000 och 2006 har framställts i tabell 27. I figur 47 finns tallarnas fördelning i barrförlustklasser under olika uppföljningsår.

Medelvärdet för barrförlusten var år 2006 mindre än under något annat uppföljningsår. Som störst var barrförlusten år 1995, då barrförlustens medelvärde var 24,5 %. Även den största estimerade barrförlusten år 2006 var mindre än under något av de tidigare uppföljningsåren.

Tabell 26. Den genomsnittliga barrförlusten för de provytor som förblivit desamma åren 2002 och 2006.

n = 19	Medeltal	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
1990	20,4	10	45	10,7
1995	24,5	12	32	7,23
2000	18,5	8	35	6,83
2006	11,7	4	22	4,71

År 2006 placerade sig överlagset den största delen av de jämförda tallarna i barrförlustklassen 0-20%, alltså var träden inte utglesade. År 1995 var det enda av uppföljningsåren, då största delen av träden var utglesade.



Figur 47. Tallarnas fördelning i barrförlustklasser åren 1990, 1995, 2000 och 2006. N=190.

5.2.2 Tallarnas stamlavar

Variablerna som beskriver tallarnas stamlavar har framställts i tabell 28. I jämförelsen finns 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. När man jämför skadeklasserna bör man observera, att man under tidigare år bedömde skadeklasserna med mellanrummet av en skadeklass, när man år 2006 bedömde dem med ett mellanrum på en halv skadeklass.

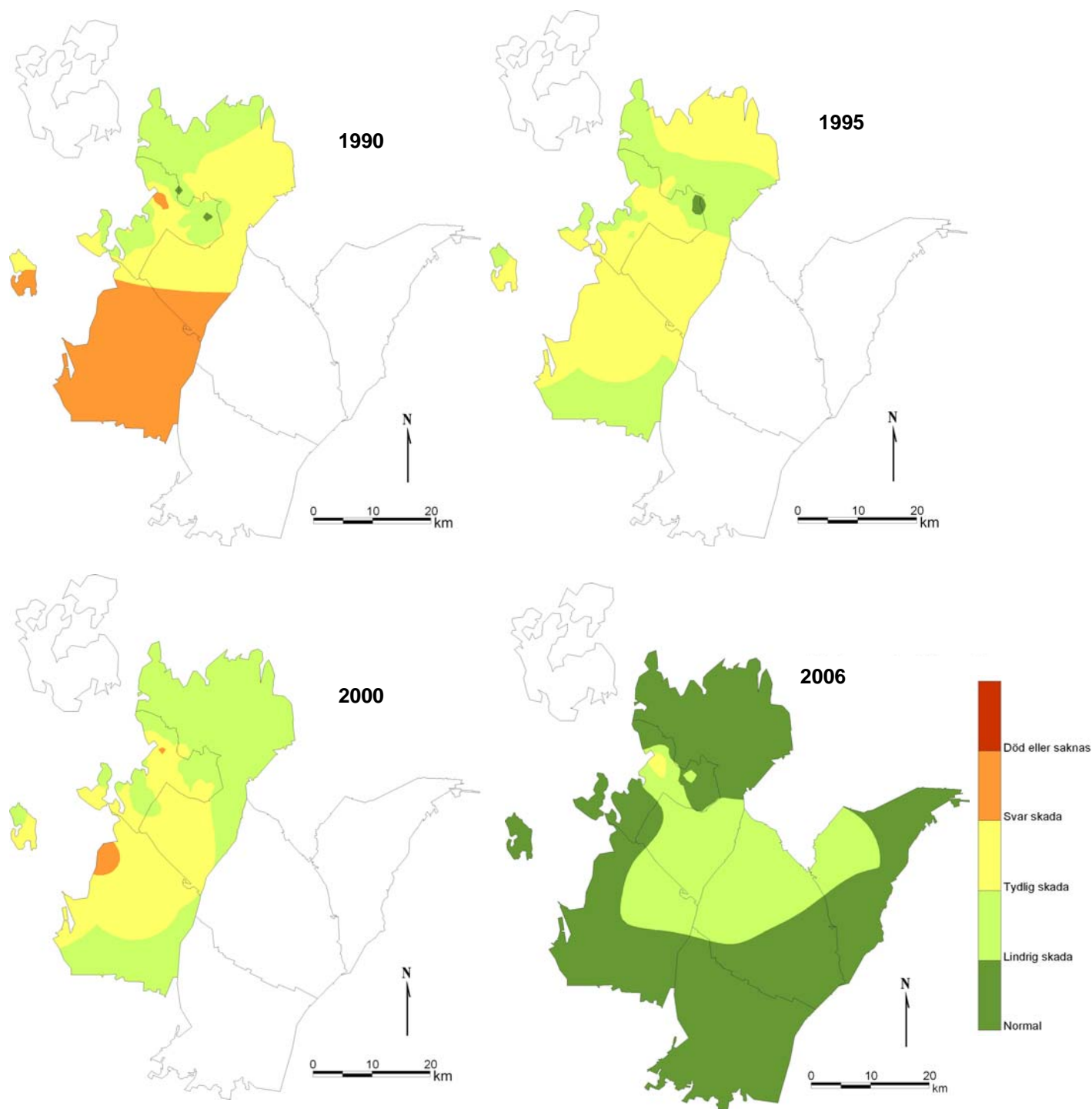
IAP-indexet var år 2006 mindre än under tidigare uppföljningsår. Den trädspecifika artmängden har minskat likaså har artmängden på enskilda provytor minskat. Blåslavens täckning har sjunkit till hälften från åren 1990 och 1995 till år 2000, och var år 2006 på samma nivå som år 2000. Algen var år 2000 mera allmän än under andra uppföljningsår. Blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen hade förbättrats betydligt i jämförelse med nivån för tidigare år.

Tabell 27. Luftrenhetsindexet (IAP-indexet), trädspecifika artmängder och artmängder på enskilda provytor, blåslavens täckning och skadeklass, den allmänna skadeklassen för tallarnas stamlavar i Vasaregionen år 1990, 1995, 2000 och 2006.

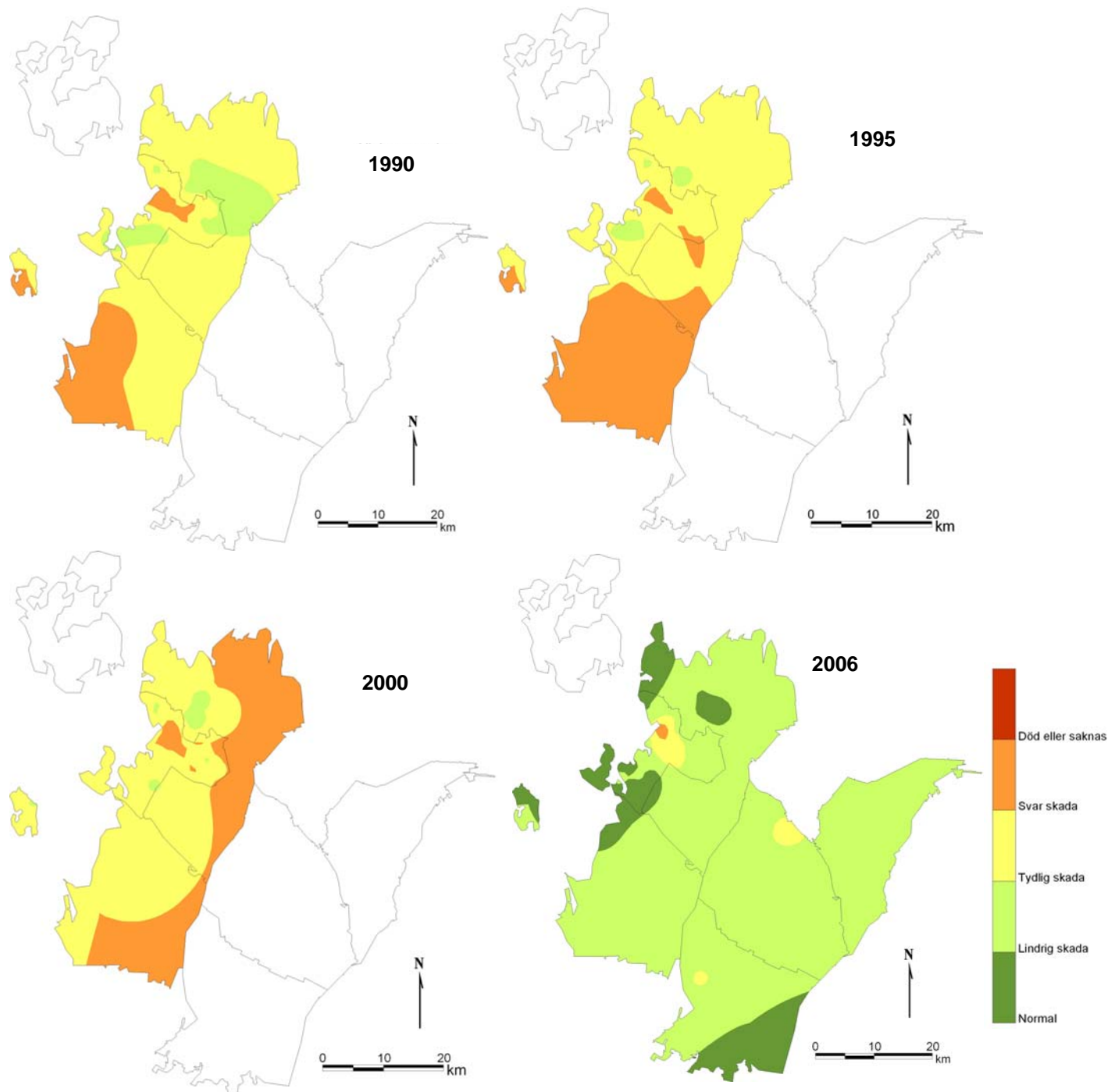
n = 23	Medeltal	Minimum	Maximum	Standardavvikelse
1990				
IAP	2,4	0,8	3,3	0,58
Artmängd/träd	5,5	2,0	7,2	1,23
Artmängd/provyta	7,0	3	9	1,38
Blåslavens täckningsgrad (%)	16,8	2,1	37,2	9,05
Algens riklighet	0,7	0	5	1,45
Blåslavens skadeklass	3,0	1,0	5,0	0,80
Allmänna skadeklass	3,3	2,0	4,0	0,57
1995				
IAP	2,0	0,7	3,0	0,56
Artmängd/träd	4,5	1,8	6,6	1,16
Artmängd/provyta	6,3	3	9	1,43
Blåslavens täckningsgrad (%)	16,7	1,6	39,1	9,83
Algens riklighet	0,4	0	4	0,94
Blåslavens skadeklass	2,9	2,0	4,0	0,51
Allmänna skadeklass	3,5	3,0	4,0	0,51
2000				
IAP	2,1	0,5	3,0	0,67
Artmängd/träd	4,6	1,2	6,6	1,45
Artmängd/provyta	6,6	2	10	1,75
Blåslavens täckningsgrad (%)	8,0	0,3	19,2	5,13
Algens riklighet	0,8	0	3	1,00
Blåslavens skadeklass	2,9	2,0	4,5	0,49
Allmänna skadeklass	3,5	2,5	4,0	0,60
2006				
IAP	1,9	1,0	3,2	0,60
Artmängd/träd	4,4	2,4	7,0	1,25
Artmängd/provyta	6,1	3	8	1,55
Blåslavens täckningsgrad (%)	6,7	0,2	15,7	4,59
Algens riklighet	1,5	0	5	1,86
Blåslavens skadeklass	1,7	1,1	2,6	0,46
Allmänna skadeklass	2,3	1,5	3,0	0,48

Förbättringen av blåslavens genomsnittliga skadeklass kan ses i kartorna som sammanställts för skadezonerna. När zonerna för den friska blåslaven under tidigare år var väldigt små eller fattades helt, hörde år 2006 största delen av uppföljningsområdet (även av det gamla uppföljningsområdet) till den friska zonen. Bortsett från år 1995 har man under alla uppföljningsår kunnat observera att de värsta skadorna koncentrerat sig till Vasa centrum. Speciellt under åren 1990-2000 bör det observeras att resultatet för interpolationen på uppföljningsområdets kantområden är bristfällig på grund av det glesa nätverket av provytor. (Figur 48).

Som för blåslavens del, kan man också i den allmänna skadeklassen klart se en förbättring i skadeklassen år 2006. Även för den allmänna skadeklassens del skiljer sig Vasa centrum från det övriga området, i fråga om de svårare skadorna. Under tidigare år har inte den allmänna skadeklassen bildat en zon för frisk lavart överhuvudtaget, men år 2006 bildades en sådan här zon i uppföljningsområdets västra delar och nordöstra delar. (Figur 49).

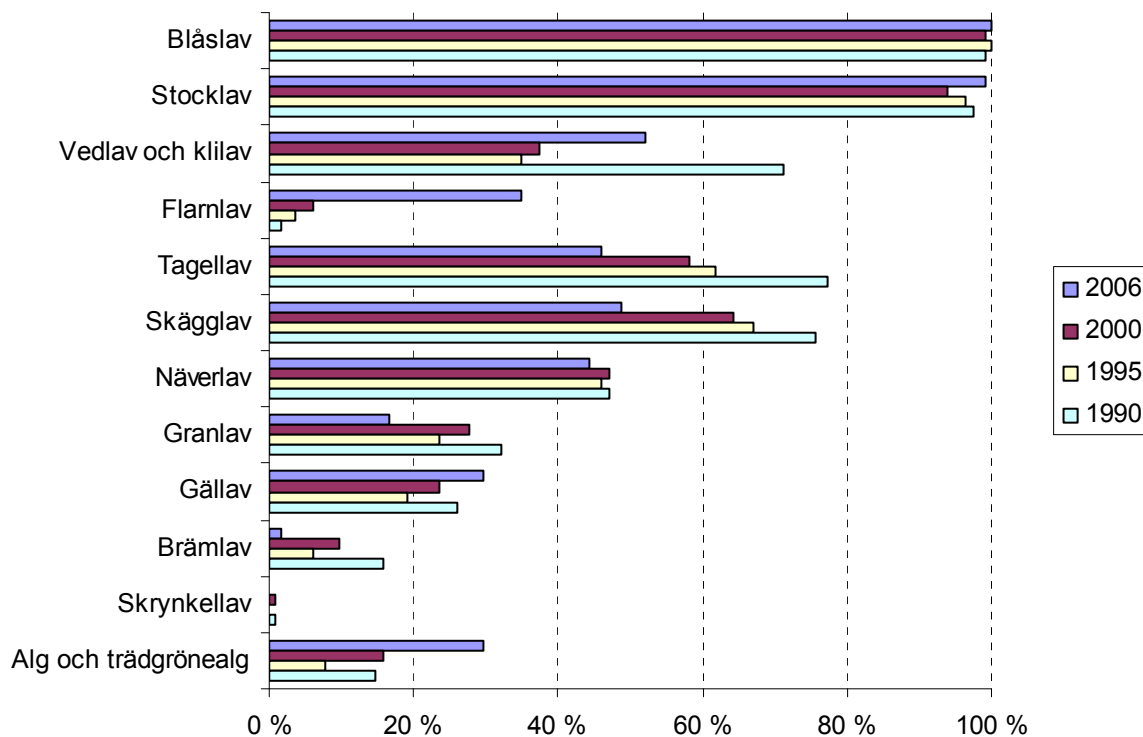


Figur 48. Zonerna för blåslavens skadeklasser på uppföljningsområdet åren 1990, 1995, 2000 och 2006.



Figur 49. Zonerna för den allmänna skadeklassen på uppföljningsområdet åren 1990, 1995, 2000 och 2006.

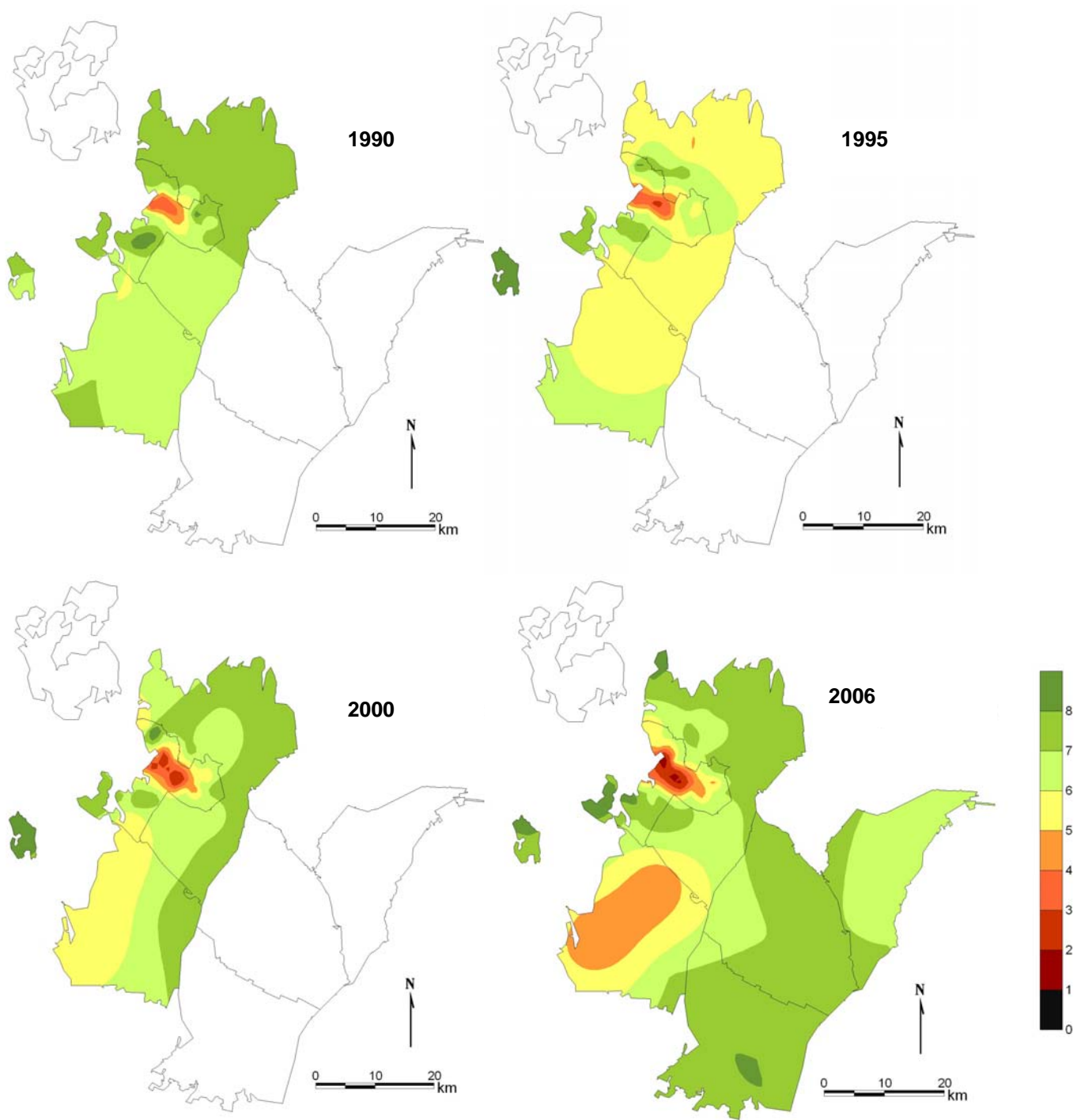
De förändringar som skett i förekomstfrekvensen för olika lavararter från år 1990 till år 2006 har framställts i figur 50. Blåslavens och stockslavens förekomstfrekvenser har hållit sig på samma nivå under de olika uppföljningsåren. Ved- och klilavens förekomstfrekvenser steg i jämförelse med den föregående uppföljningen, men arterna var inte lika allmänna som år 1990. Flarnlaven hade tydligt ökat på jämförelseträden – den observerades nästan sex gånger så mycket år 2006 i jämförelse med år 2000. Tagellaven och skägglaven som lider av luftföroreningar hade minskat jämnt på uppföljningsområdet under alla uppföljningsår. Näverlaven hade också minskat, men inte i lika stor grad som tagel- och skägglaven. Även gran- och brämlavarnas förekomstfrekvenser hade minskat. Gällaven däremot hade ökat en aning. Även grönalgen och trädgrönelaven påträffades mer än under tidigare uppföljningsår.



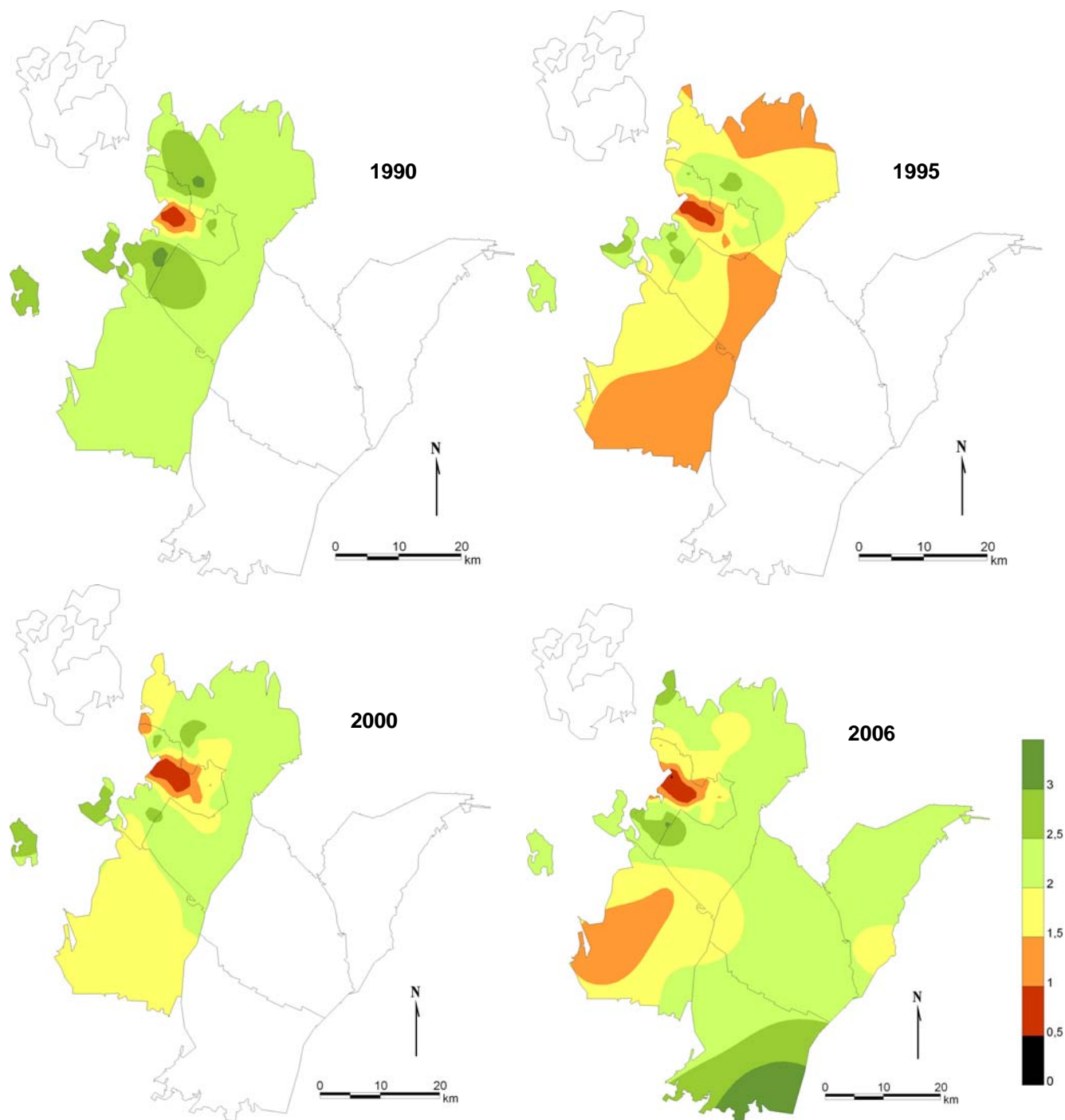
Figur 50. Lavarternas förekomstfrekvenser på uppföljningsområdet åren 1990, 1995, 2000 och 2006. N = 115.

I den områdesvisa fördelningen av artmängderna för de arter som lider av luftföroreningar år 2006 ser man i jämförelse med fördelningen för tidigare år orsaken till minskningen av den genomsnittliga artmängden: även om artmängderna för kantområdena (förutom Malax) år 2006 har vuxit, har artmängderna på det mest belastade området i Vasa centrum och dess närhet minskat. År 1995 skiljer sig på grund av kantområdenas låga artmängder. (Figur 51).

I uppskattningen på basen av IAP-indexet fördelades de områden som lider av luftföroreningar likartat med de zoner som uppskattades på basen av artmängd. Det mest utarmade området placerade sig under alla uppföljningsår på området i Vasa centrum, men genast på norra och södra sidan av centrum får IAP-indexet igen högre värden. (Figur 52).



Figur 51. Antalet lavararter som lider av luftföroreningar på provytorna åren 1990, 1995, 2000 och 2006.



Figur 52. IAP-indexet på uppföljningsområdet åren 1990, 1995, 2000 och 2006.

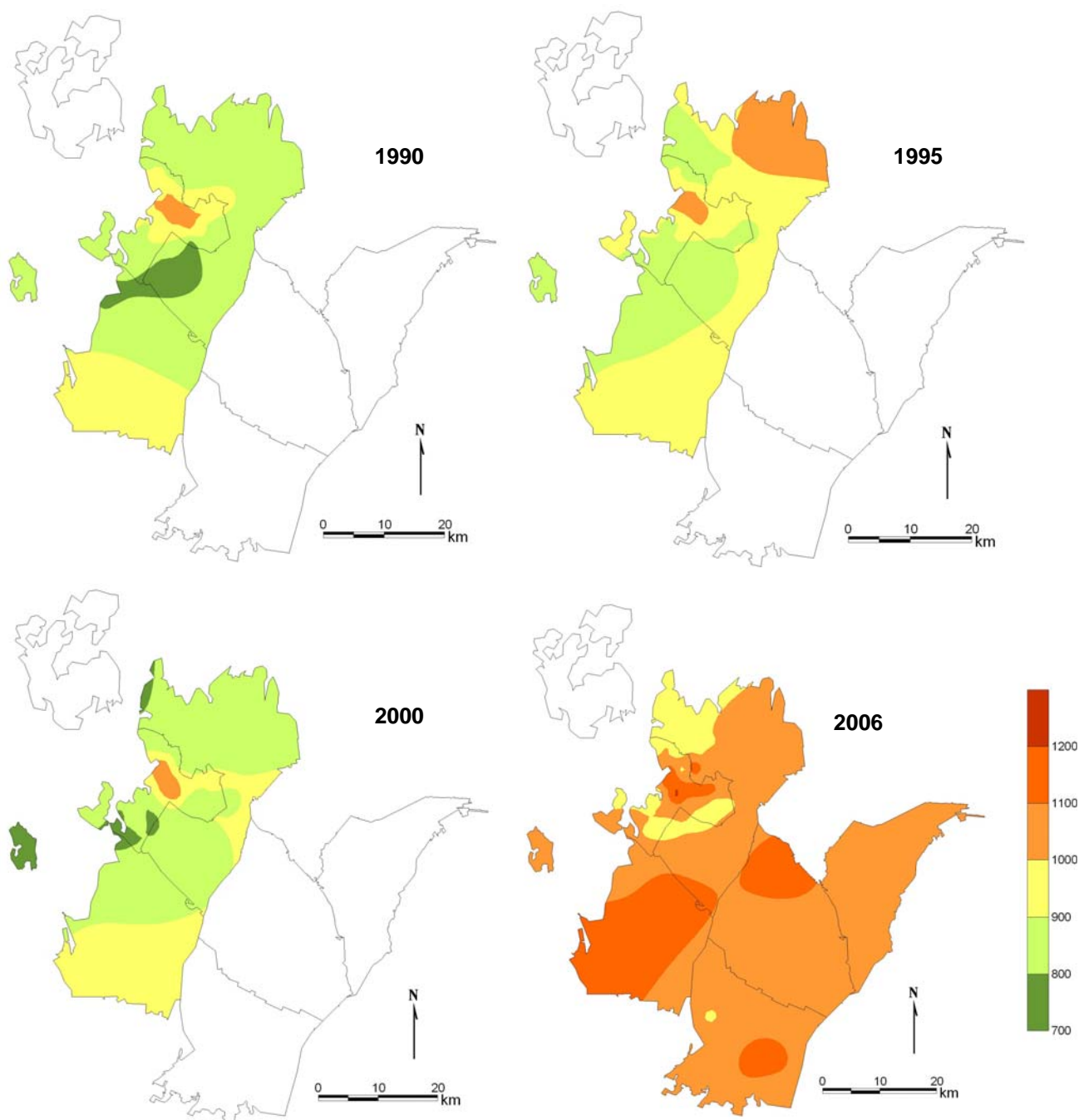
5.2.3 Barrens grundämneshalter

I tabell 29 har man jämfört grundämneshalterna i tallbarr åren 1990, 1995, 2000 och 2006. Barrens svavelhalt var på samma nivå åren 1990 och 1995, sjönk år 2000 och steg år 2006 till en nivå, högre än de föregående åren. Också barrens kväve- och fosforhalter har stigit. Barrens kaliumhalt är på samma nivå som år 1995. Kalciumhalten var högre än åren 2000 och 1995, men lägre än år 1990. Barrens magnesiumhalt var på samma nivå som år 2000. Manganhalten var den lägsta av alla jämförda uppföljningsår. Järn- och kopparhalterna hade stigit i förhållande till föregående år. Zinkhalterna var av samma nivå som år 1995. Barrens krom- och nickelhalter hade minskat klart. Kadmiumhalterna har minskat sedan år 1995 och är av samma nivå som år 2000.

Tabell 28. Grundämneshalter i tallbarr i Vasaregionen åren 1990, 1995, 2000 och 2006. I jämförelsen har använts provtyper som förblivit desamma. Kvävehalten för år 1995 har analyserats ur den första barrårgången.

N = 23	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
1990	902			4844	3887	938		633	62	1,9	47			
1995	901	11,0	1311	5181	3207	831		598	59	2,2	51	0,78	0,26	2,3
2000	861	12,0	1394	4771	3321	875	17,0	547	55	2,3	50	0,60	0,12	0,62
2006	1031	15,1	1526	5192	3401	868	19,2	537	68	2,4	51	0,14	0,12	0,54

Höjningen av svavelhalten i tallbarr syns i zonkartorna som sammanställts över svavelhalterna. När svavelhalten på den största delen av uppföljningsområdet åren 1990, 1995 och 2000 var under 1000 mg/kg, hörde den största delen av uppföljningsområdet år 2006 till zonen för halter över 1000 mg/kg. Svavelhalten i tallbarr var på området i Vasa centrum höjd under alla uppföljningsår.



Figur 53. Svavelhalten i tallbarr (mg/kg) i Vasaregionen åren 1990, 1995, 2000 och 2006.

5.2.4 Jordmånen

I tabell 30 har man jämfört medelvärdena för variabler som beskriver jordmånen åren 1990, 1995, 2000 och 2006. Jordmånsprovets C/N förhållande har stannat på samma nivå åren 2000 och 2006. Humuslagrets pH har sjunkit från år 2000 till 2006. Även pH:n för urlakningsskikt och anrikningsslagren var lägre år 2006 än under tidigare uppföljningsår. De undersökta grundämnenas halter i alla jordmånens lager har stigit i jämförelse med tidigare uppföljningsår.

Tabell 29. Medelvärden för variabler som beskriver jordmånen åren 1990, 2000 och 2006. I jämförelsen har man använt provytor som förblivit desamma.

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

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

5.3.1 Tallarnas barrförlust

Tallarnas genomsnittliga barrförlust var i Vasaregionen mindre än på jämförbara områden. Andelen utglesade träd av de undersökta träden var lika stor som på området för Västra Finlands miljöcentral. (Tabell 31).

Tabell 30. Andelen utglesade (barrförlust > 20%) träd och den genomsnittliga barrförlusten i bioindikatorundersökningar av luftkvaliteten gjorda i olika delar av Finland. Kartering som är märkt med en stjärna (*) har gjorts helt eller delvis efter växtperioden i Juli-Augusti, varvid den nya barrårgången finns i trädet och den gamla inte helt har fallit. Resultaten för de andra områden 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, %	Andelen utglesade, %
Hela Västra Finland*	3968	2006	14	6
Vasa*	590	2006	12	6
Jakobstad*	1059	2006	13	7
Seinäjäki*	889	2006	14	5
Sydösterbotten*	220	2006	15	3
Karleby*	1210	2006	14	7
Åbo området*	725	2005	15	10
Sörtra Karelen*	1200	2005	15	14
Mellersta Finland	4920	2005	14	8
Kotka	1244	2002	18	25

5.3.2 Tallarnas stamlavar

I tabell 36 har man jämfört nyckeltalen för tallarnas stamlavsvariabler i Vasaregionen, på andra ställen på området för Västra Finlands miljöcentral samt bioindikatorundersökningar utförda i andra delar av Finland. Blåslavens skadeklass var i Vasaregionen tillsammans med Sydösterotten det bästa området av områdena inom Västra Finlands miljöcentral. Den allmänna skadeklassen var en aning större än på Sydösterbottens området, men av samma klass som i Seinäjoki. Den trädvisa artmängden var i Vasaregionen en aning högre än genomsnittet på området för Västra Finlands miljöcentral och av samma klass som i Karleby.

Tabell 31. Variabler som beskriver tallens stamlavar i bioindikatorundersökningen för västra Finlands område år 2006 samt i undersökningar utförda i andra delar av 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, Polojärvi m.fl 2005c, Haahla m.fl 2006b.

Område	n	Forskningsår	Blåslavens skadeklass	Allmänna skadeklass	Artmängd / träd
Hela Västra Finland*	398	2006	2,1	3,0	4,1
Vasa*	59	2006	1,9	2,5	4,4
Jakobstad*	106	2006	2,3	3,4	2,8
Seinäjoki*	90	2006	2,0	2,6	4,9
Sydösterbotten*	22	2006	1,9	2,2	5,6
Karleby*	121	2006	2,0	3,2	4,3
Nystad region	103	2006	2,1		5,1
Åbo området	145	2005	2,2		3,6
Mellersta Finland	492	2005	2,0		
Nyland	776	2004	2,1		
Sörra Karelen	240	2005	2,3		

5.3.3 Barrens grundämneshalter

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

Barrens kvävehalt var högre än genomsnittet i Västra Finland och större än i det riksomfattande materialet. Borhalten var högre än genomsnittet i Västra Finland och på samma nivå som i Egentliga-Finland. Kadmiumhalten var av samma nivå som i Västra Finland. Barrens kaliumhalt var på samma nivå som i Västra Finland. Barrens kalciumhalt var en aning högre än genomsnittet i Västra Finland. Barrens fosforhalt var en aning högre än genomsnittet i Västra Finland. Barrens kromhalt var efter Jakobstad den högsta i Västra Finland. Barrens kopparhalt var på samma nivå som i Västra Finland och högre än i det riksomfattande materialet. Barrens magnesiumhalt var högre än i Västra Finland och en aning lägre än det riksomfattande materialet. Barrens manganhalt var högre än genomsnittet i Västra Finland, men lägre än det riksomfattande materialet. Barrens nickelhalt var i Vasaregionen högre än på området för Västra Finland. Barrens järnhalt var efter Karleby de högsta inom Västra Finlands område. Barrens svavelhalt var en aning högre än genomsnittet i Västra Finland och betydligt högre än i det riksomfattande materialet. Barrens zinkhalter var av samma nivå som genomsnittet i Västra Finland.

Tabell 32. Grundämneshalter i tallbarr i bioindikatoruppföljningen år 2006 i västra Finland samt i undersökningar utförda i andra delar av Finland. Resultaten ur källorna Laita m.fl 2008a, Laita m.fl 2008b, Laita m.fl 2008c, Laita m.fl 2008d, Merilä 2007, Laita m.fl 2007, Haahla m.fl 2007, Polojärvi m.fl 2005c, Jussila 1997.

Område	n	Forsk- ningsår	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
Vasa	59	2007	15,3	19,3	0,12	5254	3475	1527	0,16	2,4	880	519	0,60	74	1037	51
Jakobstad	106	2007	15,0	17,0	0,10	5481	3322	1570	0,20	2,2	794	448	0,42	51	1022	46
Seinäjäki	90	2007	15,2	15,4	0,08	4697	3218	1461	0,13	2,2	879	413	0,41	68	971	45
Sydösterbotten	22	2007	15,1	16,2	0,12	4396	3447	1463	0,14	2,2	892	604	0,52	63	1011	49
Karleby	121	2007	14,5	16,1	0,17	5457	3331	1505	0,11	3,0	830	536	0,63	105	1018	61
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
Åbo	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

5.3.4 Jordmänen

Humusens pH, C/N förhållande samt grundämneshalter på olika områden har jämförts i tabell 34. pH var i Vasaregionen på samma nivå som genomsnittet i skogar av VT-typ. C/N förhållandet var på provytorna i Vasa mindre än i Jakobstadsnejden eller genomsnittet 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 på växtplatsen brist på kväve, när C/N förhållandet är över 20 (Riek och Wolff 1995). I Finland är ändå C/N förhållanden under 20 sällsynta (Tamminen 2000).

Humusens zinkhalterna på provytor i Vasa var låga jämfört med andra områden eller det riksomfattande materialet. Kalium-, kalcium- och magnesiumhalterna var lägre än i Jakobstadsnejden men större än i Karleby. Humusens svavel- och fosforhalter var synnerligt lägre än i Jakobstadsnejden och något större än i Björneborg-Harjavalta och Norra Satakunda. Manganhalterna var lägre än i Jakobstad.

Tabell 33. Humusens pH, C/N förhållande och grundämneshalter i undersökningar gjorda i olika delar av Finland. Resultat ur källorna Laita m.fl 2008b, Laita m.fl 2008c, Jussila 1997, Tamminen 1998. Hela Finlands material beskriver för pH:n och C/N förhållandets del skogar av VT-typ. Grundämneshalterna i denna uppföljning är medianer, inte medelvärden.

Område	Forskningsår	N	pH	C/N	Zn mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	S mg/kg	P mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg
Vasa	2006	6	3,9	26,6	21	972	2022	117	215	437	99
Jakobstad	2006	60	3,8	29,7	73	1038	3798	1963	941	547	150
Karleby	2006	13			973	632	1379			292	
Björneborg-Harjavalta (belastade)	1997	176			36			77	114		107
Norra Satakunda (bakgrund)	1997	103			27			85	131		68
Hela Finland (VT)			3,9	42,6	47						

6. Slutsatser

I Vasaregionen undersökte man luftföroreningarnas inverkan på tallens vitalitet, tallens stamlavar, grundämneshalterna i tallbarr samt jordmånens egenskaper. Resultaten som nu erhöles jämfördes med resultaten från bioindikatoruppföljningarna som förverkligades åren 1990, 1995 och 2000 samt med resultat från bioindikatorundersökningar utförda i andra delar av Finland.

I Vasaregionen härstammar luftföroreningarnas belastning huvudsakligen från industriverksamheten samt trafiken i Vasa stad. Genom granskning sedan år 1995 har föroreningarnas utsläpp minskat för partiklarnas del, men utsläppen för kväve oxider har ökat och svaveldioxidutsläppen har växlat på årsnivå relativt mycket.

Medelvärde för tallarnas barrförlust var mindre än under något annat uppföljningsår. När år 2000, 28% av de jämförda tallarna i Vasaregionen var utglesade, var den motsvarande andelen år 2006 7%. I jämförelse med resultat från undersökningar utförda i andra delar av Finland kan man konstatera att den genomsnittliga barrförlusten i Vasaregionen är låg och andelen utglesade träd av alla undersökta träd är liten. Områdesvis fördelning förorsakat av luftföroreningar kunde inte observeras i barrförlusten. Barrförlusten är också i Vasaregionen i första hand ett tecken på trädbeståndets vitalitet, vars variation påverkas närmast av naturliga faktorer, t.ex. jordmånens näringsrikhet.

Blåslavens skador är i Vasaregionen i genomsnitt lindriga och på basen av den allmänna skadeklassen var lavfloran i genomsnitt tydligt skadat. På basen av artmängden var lavfloran lindrigt utarmad (artmängd på enskilda provytor) eller utarmad (trädspecifik artmängd) och IAP-indexet beskrev tydliga förändringar i lavfloran som förorsakats av luftföroreningar. De svåraste skadorna på lavarna och provytorna som till sin lavflora var mest utarmade placerade sig på området inom Vasa centrum och alg var också allmänt på provytor i Vasa centrum. Ändå fanns det redan på bara några kilometers avstånd från Vasa centrum provytor vars lavflora på basen av artmängden motsvarade bakgrundsområdena för luftföroreningsbelastningens del. Inverkan av luftföroreningarna på lavfloran är alltså på uppföljningsområdet till sin natur lokala. Förutom i Vasa bildades en ganska vid zon med utarmad lavflora i Malax. Det bör dock observeras, att nätverket av provytor är glest på uppföljningsområdets kanter, vilket kan förorsaka felkällor i granskningen (jfr. Rautio 2005). På basen av blåslavens skador hörde en stor del av uppföljningsområdet till en frisk zon, men den allmänna skadeklassen var frisk endast på några provytor och på basen av den allmänna skadeklassen hörde den största delen av uppföljningsområdet till zonen för lindriga skador.

I Vasaregionen hade den genomsnittliga artmängden minskat en aning och IAP-indexet sjunkit. Ändå hade blåslavens skadeklass och den allmänna skadeklassen förbättrats i jämförelse med föregående uppföljningar. Flarnlaven, grönalgen samt trädgrönelaven som drar nytta av luftföroreningar hade ökat på uppföljningsområdet sedan år 1990. De känsliga arterna bortsett från gälllaven (näverlaven, tagellaven och skägglaven) hade däremot blivit mer sällsynta. Artmängderna hade ändå inte entydigt minskat på hela det gamla uppföljningsområdet, utan de hade till och med ökat på vissa områden. Förändringen i den genomsnittliga artmängden kan troligen, i alla fall till en del, förklaras av artens utarmning på det mest belastade området i Vasa centrum. Jämfört med bioindikatorundersökningar utförda i andra delar av Finland är lavindikatorerna i Vasaregionen för den allmänna skadeklassens och artmängdernas del genomsnittliga. Blåslaven var i Vasaregionen tillsammans med Sydösterbottens område de friskaste på uppföljningsområdena för Västra Finlands miljöcentral.

På provytor i Vasa centrum observerades ganska höga svavelhalter. Även för vissa näringsämnen del (K, Mg, B) kunde observeras en koncentrerings av höga halter på provytorna i Vasa centrum, liksom var även barrrens järn-, krom- och nickelhalter höjda på provytor i Vasa centrum.

Svavelhalterna i tallbarr var höjda i jämförelse med de föregående uppföljningarna, liksom var också barrrens kvävehalter högre än under föregående uppföljningsår. Mellan barrrens svavel- och kvävehalter observerades en stark betydande korrelation. Barrrens krom- och nickelhalter har sjunkit betydligt jämfört med tidigare år. Trädens näringssituation var god, och man kunde inte observera uppenbara bristkonditioner.

På Vasas jordmånsprovytor var kvävesituationen relativt god. Jordmånens surhet var på normal nivå men hade sjunkit i jämförelse med föregående uppföljningar. I jämförelse med tidigare uppföljningsår hade halterna för alla undersökta grundämnen höjts i alla jordmånslager.

Av de undersökta variablerna såg det inte ut som om barrförlusten hade något att göra med belastningen av luftföroreningarna, utan barrförlusten är ett tecken på trädets allmänna vitalitet, som i viss mån beskriver trädens näringssituation. Lavvariablerna däremot åskådliggör inverkan av lokala utsläppskällor. För att man på basen av lavvariablerna skall få en pålitligare bild av inverkan av dessa utsläppskällor, bör man överväga en komplettering av nätverket av provytor vid uppföljningsområdets kanter i nästa uppföljning. De största förändringarna hade betonats till provytorna i Vasa centrum, men förändringarna var lokala, och utsläppskällorna i Vasa centrum verkade inte ha någon betydande inverkan på lavarten på några kilometers avstånd från den. I jämförelse med tidigare uppföljningar var lavarten utarmad speciellt på provytor i Vasa centrum och de lavararter som är känsliga för luftföroreningar har blivit mer sällsynta, när däremot arter som drar nytta av luftföroreningar ökat. Man observerade en betydande korrelation mellan blåslavens skador och barrrens svavelhalt samt mellan IAP-indexet och svavelhalterna, vilket förstärker uppfattningen, enligt vilken svavel är den viktigaste luftföroreningen som skadar lavar i Vasaregionen. I svavelutläppen har det inte sedan år 1995 skett minskning, vilket kan förklara lavartens regression.

Litteratur

- Anttonen, T. (1990). Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Kuopion yliopisto, ekologisen ympäristöhygienian laitos. Opinnäytetutkielma.
- Brække, F. (1994). Diagnostiske grenseverdier for næringselementer i gran-og furunåler. Aktuelt fra skogforsk 15/94. 11 s.
- Geologian tutkimuskeskus (1999). Suomen kallioperä 1:5 000 000. <http://www.gtk.fi/kartoitus/kalliopera/kpkartta5milj.html>. Luettu 11/2007.
- Geologian tutkimuskeskus (2007). Geokartta-palvelu. <http://geokartta.gtk.fi/>.
- Haahla, A., Polojärvi, K., Niskanen, I., Laita, M. och Ellonen, T. (2006a). Keski-Suomen maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Ympäristötutkimuskeskuksen tiedonantoja 162. Jyväskylän yliopisto, ympäristötutkimuskeskus.
- Haahla, A., Niskanen, I., Polojärvi, K. och Ellonen, T. (2006b). Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2006. Ympäristötutkimuskeskuksen tiedonantoja 161. Jyväskylän yliopisto, ympäristötutkimuskeskus.
- 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.
- Hirvijärvi, E. (2007). Skriftligt meddelande 11/2007.
- 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.
- Ilmanlaadun vuosiraportti (2006). <http://www.vaasa.fi/Default.aspx?id=385938>.
- 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. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristötutkimuskeskus. Sykesarja B 12.
- Jussila, I. och Ojanen, M. (2002). Turun seudun ja Paraisten alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 2000-2001. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristötutkimuskeskus. Sykesarja B 14.
- Jussila, I., Joensuu, E. och Laihonon, P. (1999). Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. Ympäristöopas 59. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki.
- Kalliola, R. (1973). Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo.
- Kujala, M. (2008). Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen teollisuuden päästöt. Skriftligt meddelande 3/2008.
- Kulmala, A., Leinonen, L., Ruoho-Airola, T., Salmi, T., & Waldén, J. (1998). Air Quality Trends in Finland. Ilmanlaatumittauksia, Air Quality Measurements. Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- 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. och Kenttämies, K. (redig.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. S. 397-420.
- Kuusipalo, J. (1996). Suomen metsätyypit. Kirjayhtymä, Rauma.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008a). Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristötutkimuskeskuksen tiedonantoja 165. Jyväskylän yliopisto, ympäristötutkimuskeskus.

- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. och Lehkonen, E. (2008b). Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Karlebynejden åren 2006-2007. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 171. Jyväskylä universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. och Lehkonen, E. (2008c). Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Jakobstadsnejden åren 2006-2007. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 172. Jyväskylä universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E och Ellonen, T. (2008d). Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Sydösterbotten åren 2006-2007. Miljöforskningsinstitutets meddelanden 173. Jyväskylä universitet, Miljöforskningsinstitut.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E. och Ellonen, T. (2008e). Vakka-Suomen alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 164. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Haahla, A., Polojärvi, K., och Ellonen, T. (2007). Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163.
- Laurila, T., Kukkonen, J., Pietarila, H., Hakola, H., Hellén, H., Tarvainen, V. och Kauhaniemi, M. (2003). Concentrations and trends of nitrogen oxides, ozone and volatile organic compounds in the Helsinki metropolitan area – NOVOC. MOBILE2-vuosiraportti 2002, M2T0244. Ilmatieteen laitos, Helsinki 2003.
- LeBlanc, F. 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-laskentajärjestelmä (2007). <http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/kunnat2.htm>. (tiedot tallennettu 11/2007).
- 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.
- 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.
- Lindroos, A.-J. och Derome, J. (1998). Laskeuma ja sen vaikutus metsämaahan. I verket Mälkönen, E. (redig.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 151-157.
- Lodenius, 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 verket 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.
- Merilä, P. och Raitio, H. (1998). Maaperätekiijät maankohoamisrannikolla. I verket Mälkönen, E. (redig.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 64- 82.
- Merilä, P., Raitio, H., Walheim, M. (1996). Kuusikoiden ravinnetila. I verket Raitio, H. (redig.). Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Merenkurkun neuvosto. Gummerus, Jyväskylä. S. 97-107.
- Metsätuho-opas (2003). Metsäntutkimuslaitos. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/opas/index.htm>. Päivitetty 3.9.2003.

- Mälkönen, E. (1991). Maa- ja neulasanalyysin käyttökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 381. Joensuun tutkimusasema. 52-61.
- Nieminen, T., Raitio, H. och Salemaa, M. (1993). Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimatunnuksena. I verket Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. och 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 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. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 156.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Haahla, A. och Laitakari, V. (2003b). Kotkan kaupungin ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2002. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 155.
- Nuotio, T., Hyypä, J. och Nylander, E. (1990). Buffering capacity of Finnish soils and its dependence on Geological factors in relation to the acidification sensitivity of lakes. I verket Kauppi, P., Anttila, P. och Kenttämies, K. (redig.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg. S. 271-286.
- Osmo, J. (1996). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasassa, Mustasaassa, Maalahdessa ja Korsnäsissä 1995-1996. Vaasan kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 7/96.
- Osmo, J. och Kjellman (1991). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasassa, Mustasaassa ja Maalahdessa 1990-1991. Vaasan kaupungin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 2/91.
- 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. Tutkimusraportti.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. och Ellonen, T. (2005a). Mittaustarkkuus mäntyjen runkojäkälistön ja sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioiden havainnoinnissa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 89/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. och Ellonen, T. (2005b). Mittaustarkkuus männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisessa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 64/2005.
- 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.
- Raitio, H. (1994). Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527. 25-34.
- 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.
- Raitio, H., Kärkkäinen, K. och Osmo, J. (2002). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Vaasan seudulla vuonna 2000. Vaasan kaupungin ympäristölautakunnan julkaisuja 1/2002. Partanen,

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



Jyväskylän yliopisto
Ympäristöntutkimuskeskus

Jyväskylä universitet
Miljöforskningsinstitut

University of Jyväskylä
Institute for Environmental Research

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