

100749

# METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA

320

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA



VARASTOKAPPALE



Ari Ferm, Jyrki Hytönen, Kimmo K. Kolari & Heikki Veijalainen  
METSÄPUIDEN KASVUHÄIRIÖT TURKISTARHOJEN LÄHEISYYDESSÄ

Tillväxtstörningar i skogsträd i närheten av pälsfarmer

Growth disturbances of forest trees close to fur farms

Kannus 1988

**Metsäntutkimuslaitos  
Kannuksen tutkimusasema  
PL 44  
69101 Kannus  
puh. 968-71161**

**Forest Research Institute  
Kannus Research Station  
PL 44  
SF-69101 Kannus  
Finland**

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN  
TIEDONANTOJA 320

KANNUKSEN TUTKIMUSASEMA

METSÄPUIDEN KASVUHAIRIÖT TURKISTARHOJEN LÄHEISYYDESSÄ

Sammandrag: Tillväxtstörningar i skogsträd i närheten  
av pälsfarmer

Summary: Growth disturbances of forest trees close to  
fur farms

Ari Ferm, Jyrki Hytönen, Kimmo K. Kolari & Heikki Veijalainen

Kannus 1988

METSÄNTUTKIMUSLAITOS  
Kirjasto

## SISÄLLYS

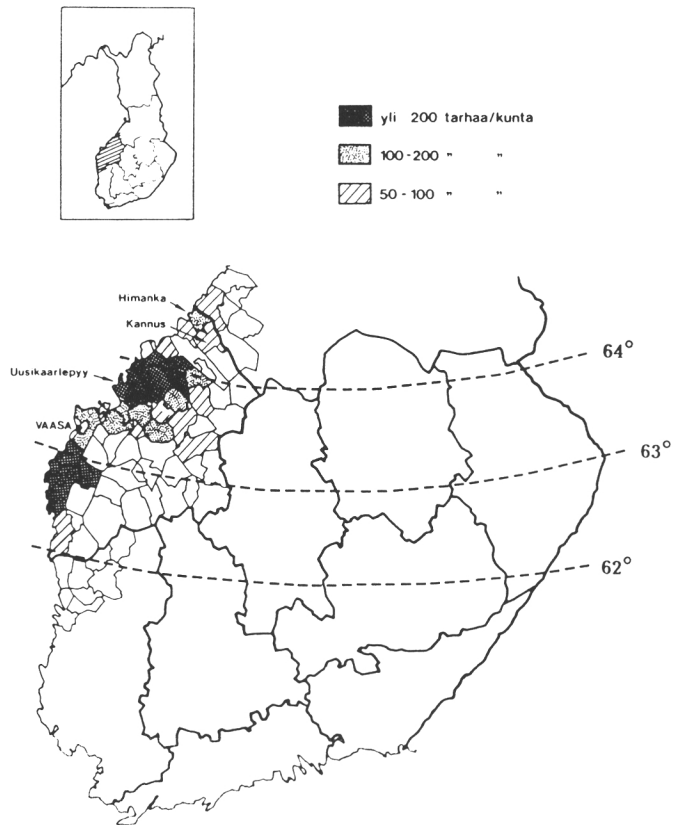
1. TUTKIMUKSEN LAHTOKOHDAT . . . . .	3
2. OLETTAMUS PUUSTOVAURIOIDEN SYISTÄ . . . . .	5
21. Turkistarhauksen typpimäärät . . . . .	5
22. Ammoniakki ilmakehässä ja laskeumat . . . . .	6
23. Ammoniakin ympäristövaikutukset . . . . .	9
3. AINEISTO JA MENETELMÄT . . . . .	14
4. TULOKSET . . . . .	17
41. Puustovaurioiden ja kasvillisuusmuutosten kuvaus . . . . .	17
42. Humuksen ravinnepitoisuudet, pH ja johtoluku . . . . .	24
43. Neulasten ravinnepitoisuudet . . . . .	27
44. Humuksen ja neulasten ravinnepitoisuuksien vertailu . . . . .	36
45. Puustovaurioiden ja viherlevien esiintymisen riippuvuus kasvualustan ominaisuuksista ja neulasten ravinnepitoisuuksista . . . . .	38
5. TARKASTELU . . . . .	43
6. JATKOTUTKIMUKSET . . . . .	55
7. SAMMANDRAG . . . . .	58
KIRJALLISUUS . . . . .	62
SUMMARY . . . . .	74

## 1. TUTKIMUKSEN LAHTOKOHDAT

Suomessa on tällä hetkellä yli 5600 turkiseläintarhaa (Tarhaajan Kalenteri 1987), joista suurin osa sijaitsee Kaskisten ja Kalajoen välisellä rannikkoalueella Etelä- ja Keski-Pohjanmaalla (kuva 1). Tällä alueella tuotetaan lähes 2/3 maamme turkiksista. Voimaperäisintä turkistarhaus on Uusikaarlepyyssä, jossa on lähes 700 turkistarhaa. Tarhojen lukumäärä on voimakkaasti lisääntymässä. On esitetty, että turkistarhoja tulisi lisää vielä 1000 kappaletta (Keskipohjanmaa 11.9.1987). Suomi on tällä hetkellä maailman tärkein tarhaturkisten viejämaa. Turkistarhojen nahkatuotoksen määrä oli kaudella 1985-86 7,4 milj. nahkaa ja myynnin arvo 1,3 mrd. mk.

Turkiseläimiä, so. minkkiä ja kettua, kasvatetaan avokatokseen eli varjotaloon sijoitetuissa verkkohäkeissä ympäri vuoden. Eläimet ruokitaan pääosin rehusekoittamoilta saatavalla teurasjätteistä, kalasta, rehuviljasta ja vedestä koostuvalla rehulla. Eläinten ulosteet joutuvat ulos, häkkien alle.

Metsätalouden järjestöt ovat jo usean vuoden ajan kiinnittäneet huomiota turkistarhojen ympäristöissä esiintyviin metsävaurioihin. Puustovaurioita ja niiden syitä ei kuitenkaan ole tutkittu. Sensijaan turkistarhojen vesiensuojelulliset kysymykset ovat olleet esillä (Helin 1982, Turkistarhojen ... 1983, Huntus ja Niemelä 1986).



Kuva 1. Turkistarhauksen ydinalue Suomessa ja tutkimuskunnat.  
 Fig. 1. The principal fur farming region of Finland (number of farms/town or municipality and the location of study areas).

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli turkistarhojen lähimetsissä havaitun, metsäpuiden kasvuhäiriötä muistuttavan ilmiön oireiden kuvaus ja alustava tulkinta. Metsikkömittauksia apuna käyttäen pyrittiin saamaan kuva turkistarhojen ja metsävaurioiden välisestä etäisyydestä ja naiden vaurioiden syistä sekä pahimpien vaurioiden laajuudesta.

Koealueiden perustamisessa, puuston mittauksessa sekä näytteiden otossa ja kohteiden etsinnässä auttoivat metsätalousinsinööri Boris Mattsson, kenttämestari Olavi Kohal, tutkimusmestarit Jaakko Miettinen ja Seppo Vihanta sekä tutkimusvirkailija Eero Saari. Operaattori Keijo Polet ja toimistosihtööri Maire Ala-Pönttiö huolehtivat aineiston tallennuksesta, puhtaaksikirjoituksesta ja kuvien piirtämisestä. Laboratorionäytteiden esikäsittelyn teki laboratoriomestari Kaisa Jaakola. Muhoksen tutkimus-  
 asemalla tehtiin ravinneanalyysyjä laboratoriomestari Anna-Liisa Merta-  
 niemen johdolla. Malcolm Hicks käänsi tiivistelmän englanninkielelle ja  
 tutkimusmestari Markus Hartman ruotsinkielelle. Professori Eero Paavilai-  
 nen ansaitsee tunnustuksen käsikirjoituksen tarkastamisesta. Yllämaini-  
 tuille sekä lukuisille muille tutkimuksen edistymiseen myötävaikutta-  
 neille esitämme lämpimät kiitoksemme.

## 2. OLETTAMUS PUUSTOVAURIOIDEN SYISTÄ

### 21. Turkistarhauksen typpimäärät

Turkistarhauksessa ei juurikaan käytetä ympäristölle vaaral-  
 lisia kemikaaleja. Eläinten ulosteiden sisältämät ravinteet  
 lienevät tarhauksen ainoa puille haitallinen tekijä. Ulostei-  
 den ravinnemääriä ja huuhtoutumista on Suomessa selvitetty  
 vesiensuojelun kannalta, jolloin päähuomio on kiinnitetty  
 fosforikuormitukseen (Helin 1982). Tarha-alueilta vuosittain  
 kertyvän fosforin kokonaismäärästä (n. 1000 t/a) huuhtoutuu  
 keskimäärin 15 % (Helin 1982).

Vuonna 1979 maamme turkiseläinten ulosteet sisälsivät typpeä  
 yhteensä 5,1 milj. kg noin 5 milj. eläimen poikastuotannolla  
 (Helin 1982). Typpikuormituksesta 3/4 tulee heinä-marraskuus-  
 sa. Voidaan olettaa, että nykyisin ulosteiden vuosittainen  
 typpimäärä on lähes 8 milj. kg. Noin kolmannes mainitusta  
 määrästä syntyy kolmen kunnan alueella (Uusikaarlepyy, Pie-  
 tarsaaren mlk. Kruunupyy). Lisäksi on syytä muistaa rehunval-

mistus isoissa keskuksissa, joita Svenska Österbottens Pälstdjurodlarföreningin alueella oli 20 kpl ja niiden rehunvalmistus vuonna 1986 oli 406,1 milj. kg. Vertailuna mainittakoon, että maamme kotieläinten vuodessa tuottaman lannan arvioidaan sisältävän typpeä 62,8 milj. kg (Keränen ja Niskanen 1987). Suurin osa turkiseläinten lannan tyypestä on virtsassa. Helinin (1982) mukaan ketun ulosteiden sisältämä typpimäärä tuotettua nahkaa kohti on 1,50 kg ja minkin vastavasti 0,88 kg. Minkinlannan kokonaistyyppipitoisuus on korkeampi kuin lehmän- tai sianlannan, mutta alempi kuin kananlannan (Kjellerup ja Lindhard 1977). Minkinlannan tyypestä on kuitenkin lähes 40 % ammoniumtyppeä, kun lehmällä, sialla ja kanalla vastaava osuus on 20...25 %.

## 22. Ammoniakki ilmakehässä ja typen laskeumat

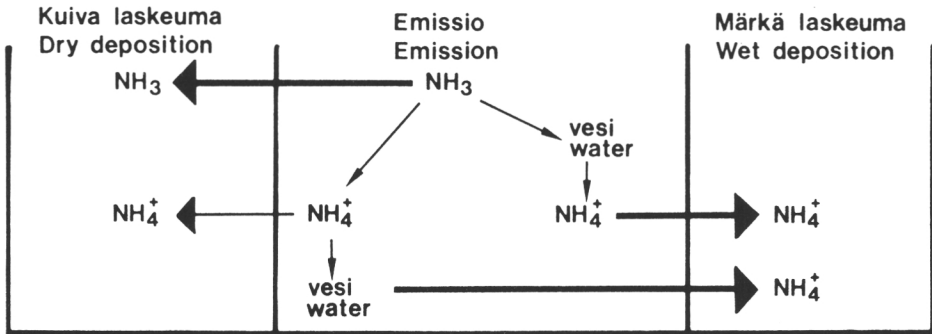
Ammoniakkia joutuu ilmaan luonnon typpiyhdisteiden hajoamisesta, eläinkasvatuksen lantajätteistä ja joistakin teollisuusprosesseista. Nitraatti- ja ammoniumtypen laskeumamäärät ovat Suomessa yleensä samaa suuruusluokkaa. Koko typpilaskeuman taso on Etelä-Suomessa 5-10 kg/ha/a (Kauppi ym. 1987).

Ammoniakkia haihtuu erityisen paljon maatalousmaasta voimakkaan kotieläintuotannon maissa. Esimerkiksi Tanskassa, missä peltomaille levitetään typpeä keskimäärin 200 kg/ha/a, ammoniakkina haihtuu noin 40 kg/ha/a eli viidennes lisätystä typpimäärästä. Hollannissa tilanne on vielä kärjistyneempi.

Ammoniakin vuotuinen kokonaisemissio on 130...150 milj. kg, mikä tekee 64 kg  $\text{NH}_3$ /ha/a (Buijsman 1984).

Maamme kotieläinten tuottamasta lannasta haihtuu typpeä viidennes varastoinnin aikana (12,9 milj. kg) ja pellolle levitettäessä edelleen viidennes (11,3 milj. kg) (Keränen ja Niskanen 1987). Laiduntakaudella typpihäviö on lisäksi noin 5,6 milj. kg. Kun vielä lisätään väkilannoitetypestä haihtuva osa eli 7,5 milj. kg, saadaan kotieläinkasvatuksen ja pelto-  
lannoituksen typpihäviö, joka on suuruudeltaan 38 milj. kg. Peltohehtaarille laskettuna se on 16 kg/a.

Eläinkasvatuksessa ulosteiden sisältämästä typestä saattaa huomattava osa haihtua lyhyessä ajassa. Lantaa levitettäessä juuri levityshetkellä ja seuraavan vuorokauden kuluessa haihtui 41 % ammoniakista (Ferm ja Christensen 1987). Seuraavan viikon aikana haihtui vain 12 %. Haihtumiseen vaikuttaa mm. ilman lämpötila, ulosteiden typpipitoisuus ja pH. Tuulen vaikutuksesta ammoniakin pitoisuus ilmassa vähenee päästökohteesta etäännyttäessä. Ammoniakki sitoutuu ilmassa oleviin hiukkasiin muuntuen ammoniumiksi ( $\text{NH}_4^+$ ). Noin puolet vapautuvasta ammoniakista muuttuu kahdessa tunnissa ammoniumiksi. Ammoniakki ja ammonium laskeutuvat maanpinnalle sekä kuiva-  
että märkälassekuna (kuva 2). Ammoniakin ja ammoniumin käytäytymisestä ilmakehässä tiedetään vielä varsin vähän. Esimerkiksi ammoniakin kuivalassekunan kulkunopeutta ei ole mitattu metsä- eikä maanviljelyalueilla (Asman ja Diederer 1987).



kuva 2. Ammoniaki ja ammonium ilmakehässä. Nuorien paksuus ilmaisee prosessin tärkeyden (Einfluss von ...1987).  
 Fig. 2. Ammonia and ammonium in the atmosphere. Thickness of the bar indicates the importance of the process (Einfluss von ... 1987).

Aalstin (1983) mukaan ammoniakkin ja ammoniumin kokonaislaskeuma on Hollannissa lähes 30 kg/ha/a. Se on noin puolitoista kertaa suurempi kuin NO<sub>x</sub> laskeuma. Lähes 90 % haihtuneesta ammoniakista on peräisin karjasuojista, laitumilta ja eläinten lannasta. Siitä mitä laskeumat voivat olla lähellä päästökohteita, on esitetty erilaisia arvioita ja mittaustuloksia, joiden vaihteluväli on 50...500 kg/ha (ks. Asman & Diederer 1987).

Kuivalaskeuman osuus Hollannin NH<sub>3</sub>+NH<sub>4</sub><sup>+</sup> laskeumasta on noin 60 % (Aalst 1983). Lähelle päästölähdettä kuivalaskeuman osuus voi olla erityisen suuri, jopa 90 % (Draaijers ym. 1987). Laskeumapinnan laatu on tärkeä. Korkea kasvillisuus, kuten puusto vangitsee enemmän ammoniakkia kuin matala kas-

villisuus. Ammoniakki ja ammonium voivat sitoutua veteen tai lumeen ja laskeutua myös tätä tietä. Märkälaskeumassa laskeumapinnan laatu ei ole yhtä merkittävä tekijä kuin kuivallaskeumassa. Kuivien kausien jälkeen sadeveden ammoniumpitoisuudet voivat olla poikkeuksellisen korkeita.

### 23. Ammoniakin ympäristövaikutukset

Runsaille typpilaskeumilla katsotaan olevan kielteisiä ekologisia vaikutuksia maaperään, vesistöihin ja kasvillisuuteen. Vaikutukset voidaan jakaa suoriin ja epäsuoriin. Suoria vaikutuksia ilmenee ilman korkeissa ammoniakkipitoisuuksissa, jolloin yleensä ammoniakkilähteen on oltava lähellä, 0...100 m etäisyydellä (Ammonia and ... 1987). Tällöin monet kasvit saattavat vaurioitua tietyn ajan kuluttua ammoniakin vaikuttaessa lehtien kautta. Toisaalta epäsuoria vaikutuksia saattaa ilmetä maassa alhaisissakin ammoniakkipitoisuuksissa:

Maan happamoituminen. Maahan sateen mukana tullut ammonium ei sellaisenaan lisää happamuutta. Ammonium voi lisätä happamuutta nitrifikaatiossa, mikä tuottaa maaperään vetyioneja. Toisaalta, koska kasvien ammoniumtypen otto maasta tapahtuu vaihtoreaktiona, juurista vapautuu maahan vastaavasti vetyioneja. Tällä tavoin molemmilla ammoniumionin kulkureiteillä on maata happamoitava vaikutus (Kauppi ym. 1987). Toisaalta denitrifikaatiossa happamuus vähenee. Siitä tiedetään kuitenkin

hyvin vähän. On arvioitu, että Hollannin kokonaishappamoituksesta ammoniakin osuus olisi 30 % (Ammonia and ... 1987). Alueilla, joissa eläinkasvatus on voimaperäistä, vaikutus voi olla huomattavasti suurempi. Happamoitumisen seurauksena kalsiumia, kaliumia ja magnesiumia voi huuhtoutua maasta. Vastaavasti eräiden toksisten metallien, kuten alumiinin liukoisuus saattaa lisääntyä.

Ravinteiden syrjäytyminen. Ammonium pidättyy nitraattia tehokkaammin humuskerrokseen, eikä happamissa metsämaissa helposti nitrifioidu. Runsas ammonium voi tällöin syrjäyttää erityisesti kalsiumia, kaliumia ja magnesiumia (Mengel ja Kirkby 1982), jolloin ne ovat alttiita huuhtoutumiselle.

Ympäristön rehevöityminen. Osa Keski- ja Pohjois-Euroopan metsäkasvillisuudesta on sopeutunut elämään ympäristössä, jossa on niukasti liukoista typpeä. Ilmasta tulevan kasveille käyttökelpoisen typen kuormittaessa ekosysteemiä lisääntyvät ne kasvilajit, jotka sietävät ja jopa viihtyvät runsastypisessä ja melko happamassa ympäristössä (esim. Ellenberg 1987). Vastaavasti typpeä karttavat kasvilajit vähenevät. Viimeisten vuosikymmenien aikana Hollannissa ovat monet kannervanummet muuttuneet heinikoiksi (Roelofs ym. 1987). Kannervien ja muiden varpujen vallitsema kasvillisuus on vaihtunut siniheinä- ja metsälauhakasvillisuudeksi. Tämä aiheutunee ilman kautta tulevasta typpilaskeumasta, joka nummialueella on 20...60 kg/ha/a. Siitä on 60...90 % ammoniumsulfaattia (Roelofs ym. 1987).

Eläinkasvatuksesta aiheutuvien ammoniakkipäästöjen haitallisia vaikutuksia puustoon ja metsiin on tutkittu Keski-Euroopassa ainakin 1960-luvulta lähtien. Ammoniakkipäästölähteinä tunnetaan maanviljelyn lannoituksen lisäksi mm. intensiivinen karjanhoito-, siipikarjanhoito- ja sianhoitotoiminta Länsi- ja Itä-Saksassa että etenkin Hollannissa (Kühne 1966, Hunger 1978, Tesche ja Schmidtchen 1978, Rudolph 1981, Roelofs ym. 1985, 1987). Myös Ruotsissa on 1980-luvun alussa kiinnitetty huomiota mahdollisiin ammoniakkipäästöihin ja niiden haittavaikutuksiin puustoille ja metsäekosysteemiin (Rodhe 1982, Nihlgård 1985, Nilsson 1986).

Tällä hetkellä ammoniakkipäästöjä ja niiden haittavaikutuksia selvittelevän tutkimuksen keskus on Hollannissa, missä etenkin maatalouden (lietelantalannoitus) ja eläinkasvatuksen (lannan) aiheuttamien ammoniakkipäästöjen metsä- ja puustotuhot ovat ehkä laajimpia Euroopassa (den Boer ja van den Tweel 1985, Asman ja Diedereren 1987).

Sikaloiden ja etenkin kanaloiden läheisyydessä sijaitsevilla havupuustoissa (Pinus sylvestris, P. nigra ja Picea abies) on havaittu eriasteisia neulashäiriöitä, puiden ulkoasumuutoksia ja kuolemista (Kühne 1966, Rudolph 1981, Roelofs ym. 1985, 1987). Lehtipuiden on vastaavissa tapauksissa yleensä havaittu olevan kestävämpiä ja kasvavan kutakuinkin normaalisti ilman vaurio-oireita.

Männyllä häiriöt ovat kahdessa viimeisessä neulasvuosikerrassa ilmenneet kärkien kellastumisena tai ruskettumisena. Kuuksella neulasten kärjet ovat muuttuneet väriltään punaruskeiksi (Tesche ja Schmidtchen 1978, Rudolph 1981). Myös ennenai-  
kaista vanhojen neulasvuosikertojen varisemista on havaittu. Aiheuttajaksi on esitetty kaliumin- ja magnesiumin puutetta (Roelofs ym. 1985). Ammoniakkipäästöjen vaikutus on havaittavissa myös havupuiden neulasten ammoniumtyypen ja ammonium-/nitraattityppi-suhteen kohoamisina.

Puiden ulkoasumuutoksia tunnetaan lähinnä nuorehkoilla voimakkaasti kasvavilla männyillä. Niissä nämä näkyvät pitkinä, mutta ohuina ja taipuneina kasvaimina. Ilmiön johdosta metsikkö näyttää harvahalvaksi ja on yleensä altis tuuli- ja lumituhoille (Rudolph 1981). Lisäksi on päästölähteiden läheisyydessä havaittu männyillä runsasta viherleväkasvustoa (Rudolph 1981, Nihlgård 1986).

Erilaisia hypoteettisia tarkasteluja on tehty ammoniakin suorista ja epäsuorista vaikutuksista puuyksilöön ja puustoihin (Nihlgård 1985, 1986). Ammoniakkipäästöjen fysiologisia vaikutuksia ja niiden vaikutusmekanismeja on tutkittu myös jonkin verran metsäpuilla (Kühne 1966, Tesche ja Schmidtchen 1978, Rudolph 1981, Roelofs ym. 1987). Ammoniakki voi päästä ilmarakojen kautta lehteen tai neulaseen. Ammoniakkipäästöjen yhteydessä onkin erääksi vaurioiden syyksi esitetty vanhempien neulasten ilmarakojen heikentyntä sulkeutumiskykyä, mikä mahdollistaa ammoniakin helpomman ja runsaamman pääsyn

neulaseen (Kühne 1966). Tällöin ammoniakki saa aikaan häiriöitä neulasten ravinnetilassa (kaliumin huuhtoutuminen), yhteyttämisessä (magnesiumin huuhtoutuminen) ja haihdunnassa (kaliumin puutteen vaikutukset ilmarakojen huulisolujen toimintaan) heikentäen näin edelleen ilmarakojen sulkeutumiskykyä. Päästölähteen läheisyydessä on havupuilla havaittu vain viimeisten neulasten säilyneen elossa muiden neulasvuosikerrosten karistessa ja jättäessä oksat paljaksi (Kühne 1966).

Ammoniakin on havaittu tietyissä pitoisuuksissa (n.  $10^{-3}$  mol) toimivan fosforylaatioprosessin, ns. ei-syklisen fotofosforylaation inhibiittorina (Tesche ja Schmidtchen 1978). Havaitut päästöjen vaivaamien neulasten ammoniakkipitoisuudet ( $3,4 \times 10^{-3}$  mol) ovat näin ollen voineet vaikuttaa myös neulasten yhteyttävän solukon eli mesofyllisolujen kloroplasteissa tapahtuvaan energiatuotantoon ja mitokondrioissa tapahtuvaan soluhengitykseen.

Neulasten klorofyllipitoisuuksissa on myös havaittu muutoksia. Klorofyllipitoisuudet ovat neulasissa olleet päästölähteen läheisyydessä jopa alle 50 % normaalista (Rudolph 1981). Tätä ilmiötä selittäisivät ainakin osaltaan havainnot, että ammoniakki voi aiheuttaa magnesiumin huuhtoutumista neulasista (Roelofs ym. 1985, 1987). Kellastuneissa neulasissa on havaittu korkeampia arginiinipitoisuuksia kuin vihreissä neulasissa. Arginiini on emäksinen aminohappo ja eräs typen varastointimuoto. Kun neulasten arginiinipitoisuus on ollut > 25 % neulasten totaalitypestä, klorofylli ja karotenoidit

ovat hävinneet neulasista, ja kun se on ollut > 50 %, puut ovat kuolleet (Roelofs ym. 1987).

Ammoniakkipäästöjen ja niiden seurannaisvaikutusten tiedetään lisäksi altistavan puut useille muille stressitekijöille, kuten kuivuudelle, pakkaselle ja sienituhoille (Kühne 1966, Roelofs ym. 1985, Nihlgård 1986). Päästöille alttiissa männiköissä on sienitautien (Brunchorstia pinea, Karst. ja Diplo-dea pinea, Desm.) ja neulasten typpipitoisuuksien välillä näyttänyt olevan yhteyttä. Vertailussa infektoitumattomien neulasten typpipitoisuus on ollut 1,34 % ja infektoituneiden neulasten typpipitoisuus n. 1,9 % (Roelofs ym. 1985).

### 3. AINEISTO JA MENETELMÄT

Turkistarhojen läheisyydestä etsittiin kasvupaikaltaan (VT) ja puustoltaan mahdollisimman tasaisia männyn taimikoita tai nuoria kasvatusmetsiä. Ympyräkoealoja sijoitettiin metsiköihin linjoille, joiden lähtöpisteenä oli turkistarha tai tarhakeskittymä. Ensimmäinen koeala perustettiin metsikköön mahdollisimman lähelle tarhan reunaa ja seuraavat sijoitettiin linjalle noin 50 metrin välein. Koealojen uudelleen paikallistaminen on mahdollista.

Metsikkökoealojen puustomittaus tehtiin pysyvien kasvukoealojen mittauksessa käytetyllä menetelmällä (ks. Penttilä ja Honkanen 1986). Ympyräkoealan säde määräytyi siten, että

luettavaksi tuli vähintään 30 puuta. Taimikoissa kaikki puut olivat koepuita ja kasvatusmetsissä koepuiksi tuli vähintään kolmannes lukupuista. Lukupuista mitattiin puun suunta ja etäisyys keskipisteestä ja rinnankorkeusläpimitta. Koepuista mitattiin lisäksi pituus, pituuskasvu, ikä, sekä laskettiin neulasvuosikertojen määrä, tehtiin havainnot viherleväkasvustojen esiintymisestä puiden rungoissa, latvuksen muodosta ja tuhoista. Kauemmaksi turkistarhoista perustettiin vertailukoealoja samalla tavoin kuin turkistarhojen läheisyyteenkin. Kaikkiaan koealoja perustettiin 22 metsikköön yhteensä 77 kappaletta sekä lisäksi kahdeksan vertailukoealaa (taulukko 1). Koealat sijaitsevat Uusikaarlepyyssä, Himangalla ja Kannuksessa.

Taulukko 1. Tutkimusmetsiköiden puustotunnuksia.  
Table 1. Tree characteristics of the investigated stands.

Puustotunnus - Tree charact- eristic	Etäisyys tarhasta - Distance from the farm									
	0-100 m			101-400 m			Vertailu - Control > 400 m			
	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	F
Ikä, a - Age	23	13	35	20	11	47	20	5	40	0,50
Pituus, m - Height	7,8	1,8	13,4	6,5	1,6	13,9	7,0	2,1	13,7	0,59
Rinnankorkeus- läpimitta, cm - Diameter at breast height	9,5	2,0	17,5	7,3	1,3	17,0	8,2	2,3	14,6	1,40
Koealojen luku- määrä - Number of sample plots	26			25			8			

Neulasnäytteet kerättiin talven 1986-1987 aikana jokaiselta metsikkökoealalta. Neulasnäyte koostettiin vallitsevan latvuskerroksen männyistä neulasanalyysin maastotyöohjeiden mukaisesti (Kukkola & Veijalainen 1987). Metsäntutkimuslaitoksen keskuslaboratoriossa määritettiin ICP-laitteella neulasten fosfori-, kalium-, kalsium-, magnesium-, rauta-, sinkki-, mangaani-, kupari-, natrium- ja alumiinipitoisuudet. Metsäntutkimuslaitoksen Muhoksen tutkimusasemalla analysoitiin neulasten typpi- ja booripitoisuudet. Lisäksi Viljavuuspalvelu Oy:ssä tehtiin neulasista ammonium- ja nitraattityppimääritykset.

Puuston mittauksen yhteydessä kerättiin keväällä ja kesällä 1987 koealoilta humusnäytteet. Humusnäyte koostettiin viidestä osanäytteestä, jotka oli otettu koealan koepuusäteeltä pääilmansuunnista ja koealan keskipisteestä. Näytteistä analysoitiin Metsäntutkimuslaitoksen Kannuksen tutkimusasemalla pH (H<sub>2</sub>O) ja johtoluku sekä Muhoksen asemalla typen, fosforin, kaliumin, magnesiumin, raudan, mangaanin, sinkin, alumiinin, kuparin ja boorin kokonaispitoisuudet sekä uuttuva osuus (ks. Halonen ym. 1983). Natriumista määritettiin vain uuttuva osuus, ja boorista vain kokonaismäärä. Typestä analysoitiin lisäksi ammonium- ja nitraattityppi. Typpipitoisuudet laskettiin orgaanista ainetta kohti.

Neulasten ravinnepitoisuuksien ja puustotunnusten riippuvuuksia tutkittiin tarhan ja koealojen välisen etäisyyden funktiona. Aineisto jaettiin kolmeen luokkaan, joiden eroja tes-

tattiin varianssianalyysillä. Ensimmäisen luokan muodostivat 100 m tai sitä lähempänä sijainneet koealat, joita oli 26 kpl. Toiseen luokkaan sijoitettiin 101 - 400 m:n päässä lähimmästä tarhasta sijainneet koealat (25 kpl) ja kolmanteen yli 400 m:n päässä olleet koealat (8 kpl). Kolmannen ryhmän koealoja sanotaan seuraavassa vertailukoealoiksi. Silmämääräisesti koealat luokiteltiin lisäksi puuston laadun perusteella pahoin vaurioituneisiin, lievästi vaurioituneisiin ja terveisiin.

#### 4. TULOKSET

##### 41. Puustovaurioiden ja kasvillisuusmuutosten kuvaus

Turkistarhojen lähimänniköiden puustovaurioiden tärkeimmät makroskooppiset tuntomerkit ovat apikaalidominanssin heikkeneminen, jolloin latvakasvain jää lyhyemmäksi kuin saman vuoden ylimmät sivuhaarat (kuva 3), sekä latvakato, mikä taas on seurausta useamman vuoden latvakasvaimien kuolemista (kuva 4). Muita yleisiä oireita ovat lisääntynyt oksien määrä oksakiehkuroissa, pystyoksien esiintyminen ja oksien voimakas paksuuskasvu (kuva 3). Vuosien mittaan puista tulee tyvekkäitä, monilatvaisia ja pensasmaisia (kuva 5). Latvanvaihdot vaikuttavat puiden tekniseen laatuun, mm. jyrkät mutkat ovat verrattain yleisiä (kuva 6). Vaikka puustovaurioita näyttää edeltävän puiden poikkeava rehevyys ja neulasten tumman vihreä väri, saattaa seurauksena olla ennenpitkää voimakas har-suuntuminen (kuva 7) ja neulasten värin muuttuminen kellan-

ruskean sävyiseksi. Eräiden turkistarhojen lähellä esiintyy nuorissa männyissä silminnähtäviä ravinnepuutosoireita (kuva 8). Puiden runkojen katkeamisia, tuulituhoja ja juuristovaurioita on havaittu turkistarhojen lähimetsissä (kuva 9). Hakkuiden yhteydessä on havaittu, että tuhoalueen rungot ovat hyvin kevyitä ja katkeavat helposti kaadettaessa.

Silmämääräisen luokittelun perusteella tarhasta alle sadan metrin etäisyydellä sijainneista koealoista 73 % oli pahoin vaurioituneita, mutta 100–400 metrin päässä sijainneista koealoista vain 12 %. Vertailualueiden metsiköissä ei havaittu vaurioita. Pahoin häiriytyneiksi luokitellut koealat olivat keskimäärin 60 metrin päässä tarhoista ja lievästi vaurioituneet keskimäärin 190 metrin päässä tarhoista. Puustovaurioiden ja turkistarhan etäisyyden välillä oli selvä riippuvuus (taulukko 2).

Leväkasvustoja esiintyy puiden rungoilla tarhojen läheisyydessä (kuva 10). Viherleviä tavattiin eniten niiden puiden rungoissa, jotka kasvoivat lähellä tarhoja. Korrelaatio tarhalta mitatun etäisyyden kanssa oli tilastollisesti melkein merkitsevä (taulukko 2). Sadan metrin päässä tarhoista viherlevien esiintyminen väheni jyrkästi ja kauimmainen havainto levien esiintymisestä oli 150 metrin päässä tarhasta. Puiden rungoilla esiintyi viherlevää muutamaa poikkeusta lukuunottamatta vain silloin, kun latvavaurioiden puiden esiintyminen oli runsasta.

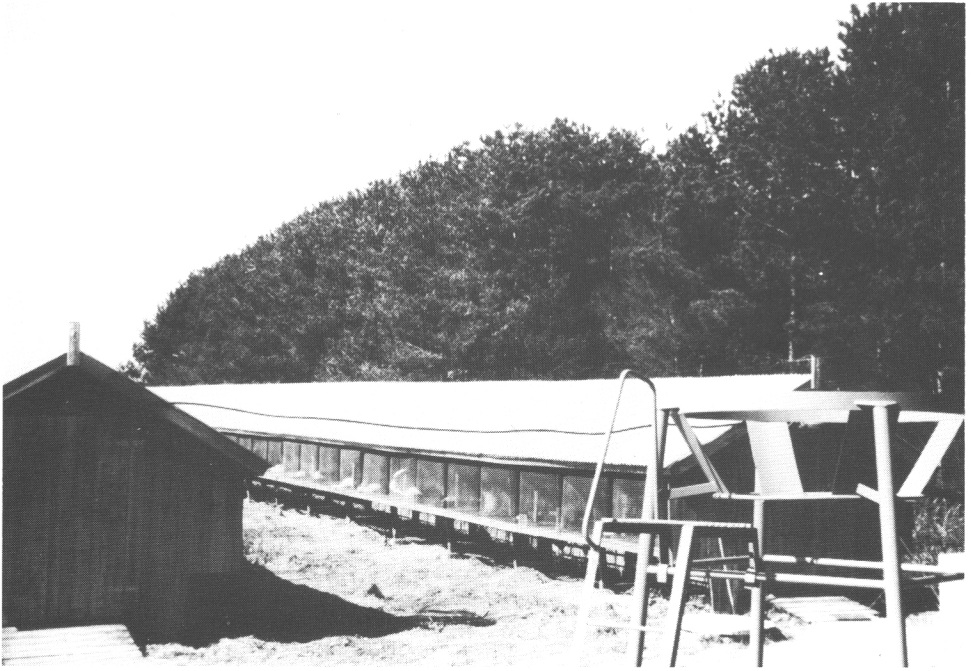
Selvimmän havaittava pintakasvillisuuden muutos on varpu-  
kasvillisuuden väheneminen sen korvautuessa heinäkavillisuudella  
(kuvat 11 ja 12). Monissa tapauksissa metsälauha on rehe-  
vöitynyt voimakkaasti jopa sulkeutuneissa VT-tyypin metsi-  
köissä.



Kuva 3. Latvakasvain menettänyt domi-  
nanssinsa, puu pensastuu.  
Fig. 3. Loss of apical dominance in  
a pine, and resulting bushy  
growth form.



Kuva 4. Latvakato päähaarassa ja  
sivuhaaroissa.  
Fig. 4. Dieback of the apical shoot  
and the side branches.



Kuva 5. Useamman vuoden ajan jatkunut kasvuhäiriö on johtanut turkistarhan lähimännikön "tasalatvaisuuteen".

Fig. 5. Continuation of the growth disorder for a number of years in a pine stand close to a fur farm has led to the development of a flat crown canopy.



Kuva 6. Oksien epänormaalia kasvua, ranganvaihdoksia, mutkia yms., jotka heikentävät puiden teknistä laatua.

Fig. 6. Abnormal growth of branches, stem changes, crooks, etc., all of which detract from the technical quality of the timber.



Kuva 7. Harsuuntunut mänty  
turkistarhan lähellä.  
Fig. 7. Needle loss in a pine close  
to a fur farm.



Kuva 8. Magnesiumpuute (neulasten Mg  
< 0,5 mg/g) turkistarhan lähel-  
lä avoimessa maastossa kasva-  
vassa mäntyntaimessa.  
Fig. 8. Magnesium deficiency (foliar Mg  
content < 0.5 mg/g) symptoms in  
a young pine growing on open  
ground close to a fur farm.



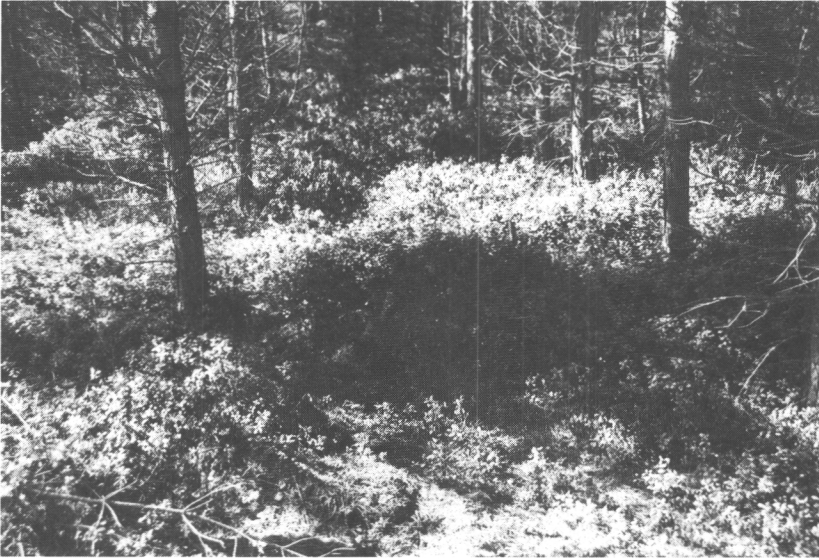
Kuva 9. Juuristovaurioita, alttius tuulituhoille.

Fig. 9. Root damages and susceptibility to wind damage.



Kuva 10. Lähellä turkistarhaa kasvava kuusen runko, jolla runsaasti viherlevää.

Fig. 10. An accumulation of green algae on the trunk of a spruce growing close to a fur farm.



Kuva 11. Vertailumetsikön pintakasvillisuutta. Vallitsevana on puolukka (Vaccinium vitis-idaea).

Fig. 11. Field layer vegetation of a control plot. The dominant element is the dwarf shrub Vaccinium vitis-idaea.



Kuva 12. Turkistarhan lähimetsikön (etäisyys 70 m) pintakasvillisuutta. Vallitsevana on metsälauha (Deschampsia flexuosa).

Fig. 12. Field layer vegetation of a plot 70 m away from a fur farm. The dominant element is the grass Deschampsia flexuosa.

Taulukko 2. Eräiden puuston vauriotunnusten keskiarvo ja vaihteluväli eri etäisyyksillä turkistarhoista.

Table 2. Mean and range of some damage characteristics at different distances from the farms.

Tunnus - Measured quantity	Etäisyys tarhasta - Distance from the farm									F
	0-100 m			101-400 m			Vertailu - Control > 400 m			
	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	
Keskimääräinen ranganvaihtojen lukumäärä puuta kohden, kpl - Mean number of leader changes/tree	1,5	0,0	1,8	1,3	1,0	2,1	1,6	1,0	2,0	3,48*
Neulasvuosikertojen lukumäärä, kpl - Number of needle year classes	2,1	1,2	2,7	2,3	1,3	3,1	2,3	2,0	2,8	1,54
Latvavaurioisten puiden osuus, % - Share of damaged trees	35,6	2,8	70,3	21,6	0,0	36,7	4,5	0,0	11,6	10,04***
Viherväisten puiden osuus, % - Share of the trees with green algae accumulated on the trunks	22,7	0,0	95,9	0,9	0,0	22,6	0,0	0,0	0,0	5,33**

## 42. Humuksen ravinnepitoisuudet, pH ja johtoluku

Humuksen ravinnepitoisuuksista ainoastaan ammonium- ja nitraattityypipitoisuudet poikkesivat merkitsevästi toisistaan eri etäisyysluokissa (taulukko 3, kuva 13). Lähellä tarhoja humuksen liukoisen typen pitoisuudet olivat huomattavasti korkeampia kuin vertailukoealoilla. Sen sijaan kokonaistyyppitilanteessa ei ollut eroja. Etäisyys tarhasta ei näyttänyt vaikuttavan muiden analysoitujen ravinteiden pitoisuuksiin (taulukko 3).

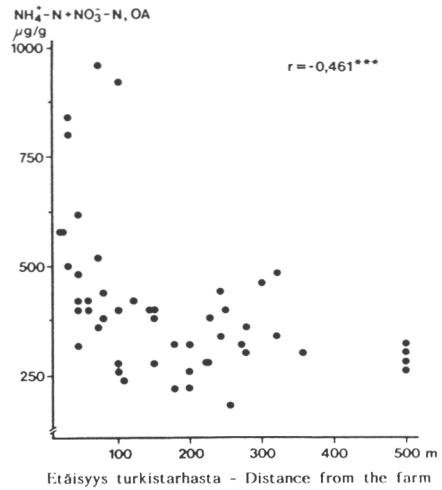
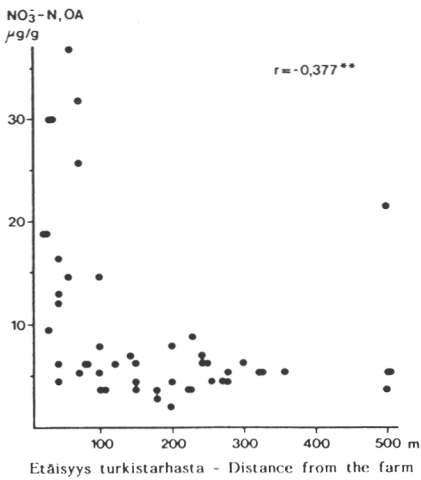
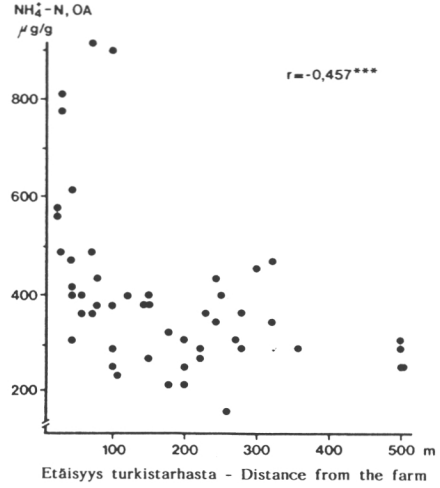
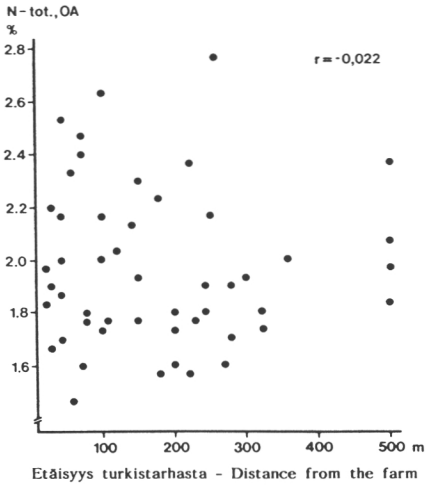
Humus oli koko aineistossa hapanta, pH keskimäärin 3,75. Esimerkiksi Urvaksen ja Erviön (1974) humuksesta mittaamiin pH-arvoihin 4,71...3,99 (OMT:llä korkein ja CT:llä alhaisin pH) verrattuna tämän tutkimuksen metsiköiden humus oli happamampaa. Sen sijaan Starrin (1988) tutkimuksen humuksen pH-arvot Keski-Pohjanmaalta olivat samantasoisia tässä esitettyjen kanssa. Tässä aineistossa pH:n muutoksia turkistarhojen etäisyyden funktiona ei voitu todeta.

Taulukko 3. Humuksen ominaisuuksia eri etäisyyksillä turkistarhasta.

Table 3. Properties of the humus layer at different distances from the farms.

Mitattu ominaisuus - Measured property	Etäisyys tarhasta - Distance from the farm									F
	0-100 m			101-400 m			Vertailu-Control > 400 m			
	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	
pH	3,78	3,53	4,30	3,73	3,44	4,12	3,65	3,63	3,68	0,83
Johtoluku-Conductivity, $\mu\text{S}/\text{cm}$	233	134	305	214	146	258	242	217	256	2,28
N-tot, OA <sup>1)</sup> , %	2,01	1,46	2,63	1,92	1,55	2,78	2,06	1,84	2,37	0,77
NH <sub>4</sub> -N, OA, $\mu\text{g}/\text{g}$	501	252	920	327	169	469	278	250	310	10,31****
NO <sub>x</sub> -N, OA, $\mu\text{g}/\text{g}$	15,0	3,2	37,2	4,9	1,9	8,9	9,0	3,7	21,6	11,11****
P tot., mg/g	1,09	0,72	1,90	1,13	0,69	2,35	0,96	0,85	1,16	0,39
P liukoinen-soluble, mg/g	0,12	0,02	0,24	0,92	0,01	0,20	0,13	0,08	0,16	1,49
K tot., mg/g	0,54	0,36	1,14	0,52	0,33	0,96	0,50	0,43	0,59	0,28
K uuttuva-extractable, mg/g	0,47	0,22	1,14	0,45	0,23	0,78	0,48	0,42	0,58	0,10
Ca tot., mg/g	3,47	0,58	6,18	3,01	0,46	5,43	4,80	3,96	6,55	2,47
Ca uuttuva-extractable, mg/g	2,19	0,34	3,89	1,86	0,26	3,49	3,05	2,68	3,94	2,75
Mg tot., mg/g	0,43	0,08	0,80	0,41	0,11	0,70	0,60	0,40	0,81	2,16
Mg uuttuva-extractable, mg/g	0,31	0,04	0,63	0,30	0,04	0,57	0,45	0,28	0,63	1,99
Na uuttuva-extractable, ppm	26,7	12,5	58,3	34,0	16,6	86,4	23,0	18,5	27,7	1,93
Fe tot., ppm	2273	585	7089	2263	802	6284	2775	1590	5737	0,38
Fe uuttuva-extractable, ppm	25,1	1,0	116,1	42,6	1,0	137,5	25,8	5,7	84,3	1,32
Mn tot., ppm	158	7	507	128	7	629	147	64	191	0,23
Mn uuttuva-extractable, ppm	118	0	388	89	0	521	99	36	128	0,30
Zn tot., ppm	58,9	5,3	109,1	49,2	4,2	107,1	64,3	40,4	76,9	0,95
Zn uuttuva-extractable, ppm	23,0	10,1	41,8	22,1	10,5	40,8	23,3	16,3	29,9	0,08
Cu tot., ppm	6,6	3,4	10,1	6,7	3,8	10,5	7,2	6,0	8,2	0,16
Cu uuttuva-extractable, ppm	0,15	0,00	0,65	0,05	0,00	1,27	0,08	0,00	0,32	0,87
Al tot., ppm	1,98	0,79	6,15	2,60	0,95	10,64	1,21	0,96	1,52	0,89
B tot., ppm	1,72	0,07	3,86	1,65	0,16	3,70	2,22	1,61	2,98	0,93

1) OA = orgaanisesta aineesta - out of organic matter



Kuva 13. Humuksen kokonais-, ammonium- ja nitraattityyppi-  
toisuuden riippuvuus koealan ja turkistarhan väli-  
sestä etäisyydestä.

Fig. 13. Dependence of total nitrogen, ammonium and nitrate  
content of the humus on the distance from the  
farm.

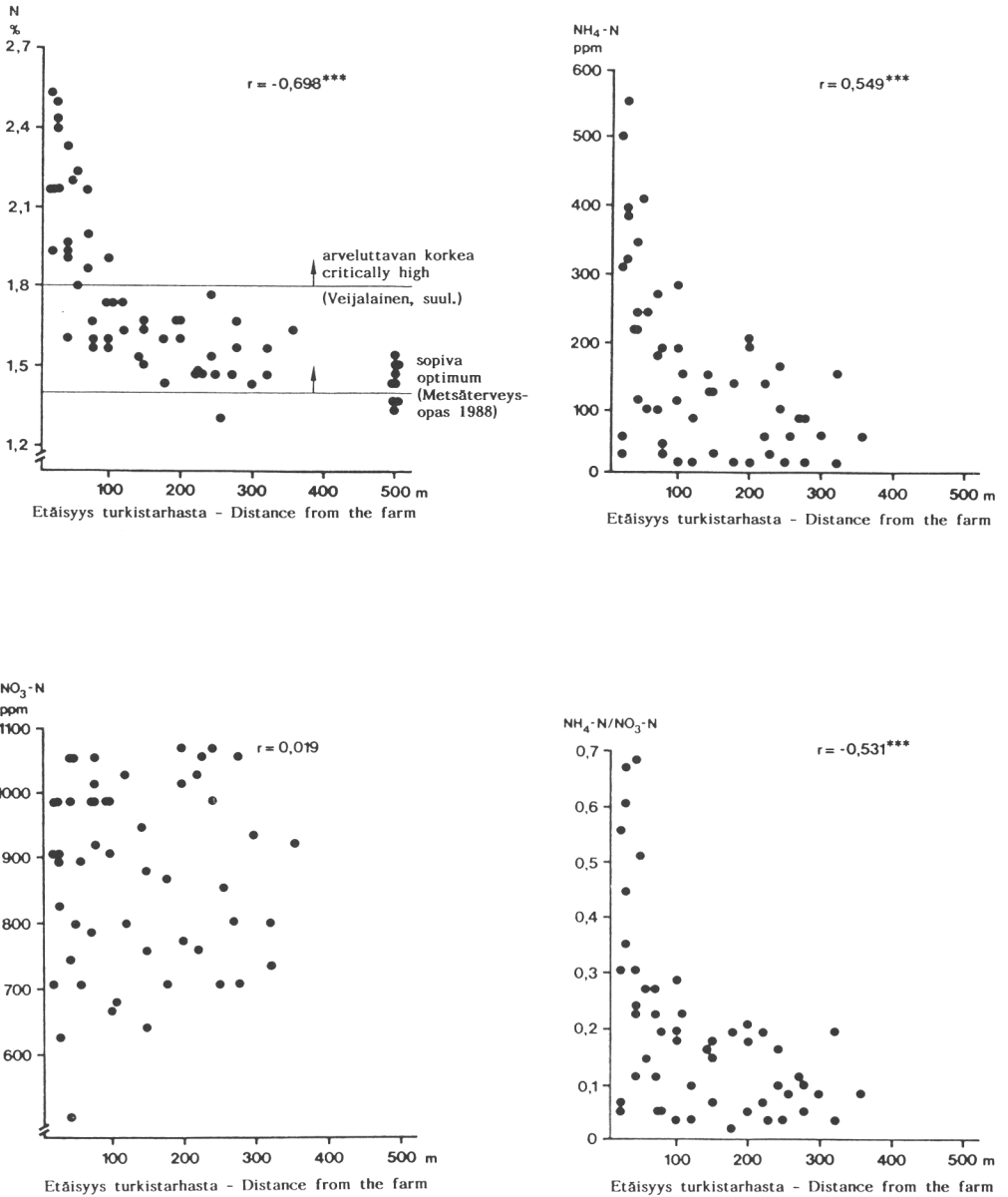
## 43. Neulasten ravinnepitoisuudet

Männyn neulasten typpipitoisuus oli lähellä tarhaa hyvin korkea, suurimpien arvojen ollessa yli 2,5 % (taulukko 4, kuva 14). Tarhojen läheisyydessä, alle 100 metrin etäisyydellä, 75 %:lla koealoista oli mäntyjen neulasten typpipitoisuus yli 1,9 %. Lähellä tarhoja sijainneiden koealojen männyn neulasten kokonaistyppipitoisuudet poikkesivat tilastollisesti erittäin merkitsevästi kauempana tarhoista olevista koealoista ( $p < 0,001$ ). Etäisyyden ollessa 100–150 metriä neulasten typpipitoisuus oli vielä hieman korkeampi kuin vertailuaineistossa. Neulasten ammoniumtyppi käyttäytyi varsin samoin kuin kokonaistyyppi (kuvat 14 ja 15). Sen sijaan neulasten nitraattityppipitoisuus ei muuttunut etäisyyden eikä kokonaistyyppipitoisuuden funktiona (kuvat 14 ja 15). Neulasten typpipitoisuuden aletessa ja myös etäisyyden kasvaessa turkistarhalta neulasten ammonium- ja nitraattitypen suhde aleni ( $p < 0,001$ ) (kuvat 14 ja 15).

Kun neulasten typpipitoisuus kohosi, useiden muiden ravinteiden pitoisuus aleni. Tämä negatiivinen korrelaatio näkyi selvästi mm. neulasten magnesium-, kalsium-, boori- ja alumiinipitoisuuksissa (kuva 16). Sensijaan neulasten kaliumpitoisuus korreloi heikosti ja fosforipitoisuus ei lainkaan neulasten typpipitoisuuden kanssa.

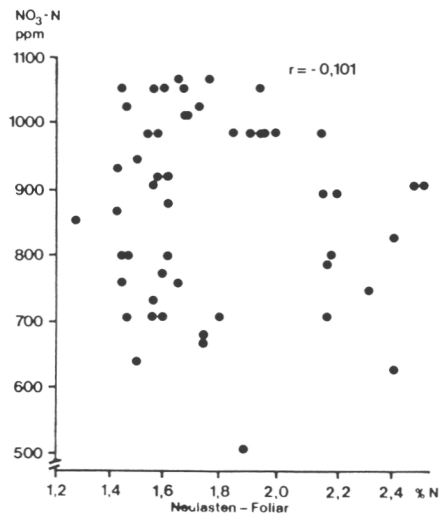
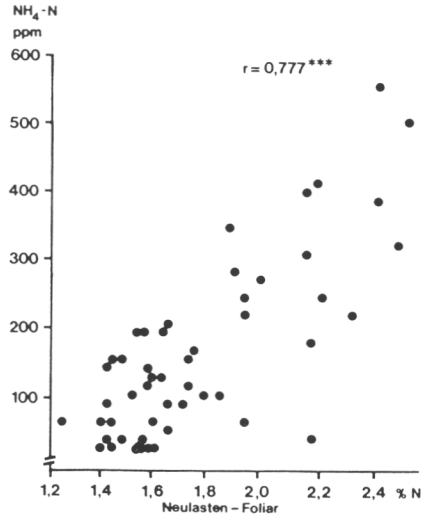
Taulukko 4. Männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ja ravinnesuhteiden keskiarvo sekä minimi- ja maksimi-arvot eri etäisyyksillä turkistarhoista.  
 Table 4. Foliar nutrient contents and nutrient ratios of pine at different distances from the farms.

Ravinne tai ravannesuhde - Nutrient or nutrient ratio	Etäisyys tarhasta - Distance from the farm									F
	0-100 m			101-400 m			Vertailu - Control > 400 m			
	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	$\bar{x}$	min	max	
N, %	2,00	1,56	2,52	1,56	1,30	1,76	1,43	1,34	1,53	36,42***
Nitr-N, ppm	875,5	510,0	1050,0	867,3	640,0	1060,0	-	-	-	0,08
Amm-N, ppm	229,2	30,0	551,0	94,1	20,0	208,0	-	-	-	19,45***
P, mg/g	1,79	1,23	2,08	1,75	1,43	2,12	1,78	1,58	2,17	0,37
K, mg/g	4,82	3,68	6,04	5,16	4,18	6,46	5,44	4,77	6,31	4,35
Na, ppm	46,4	21,0	83,0	63,9	33,0	119,0	166,0	97,0	255,0	86,00***
Ca, mg/g	1,88	1,34	2,84	2,11	1,48	2,80	1,88	1,36	2,18	3,72*
Mg, mg/g	0,91	0,48	1,25	1,02	0,78	1,31	1,08	0,87	1,49	4,27*
Fe, mg/g	51,5	32,0	102,0	50,0	37,0	87,0	50,4	42,0	67,0	0,12
B, ppm	7,02	2,90	11,80	9,85	3,90	14,90	11,81	7,70	16,90	15,26***
Mn, ppm	321,4	116,0	558,0	304,8	141,0	512,0	304,0	226,0	410,0	0,15
Zn, ppm	45,5	16,0	66,0	47,0	28,0	62,0	47,8	41,0	53,0	0,22
Cu, ppm	3,8	2,0	5,3	4,4	3,7	5,3	3,3	2,6	4,1	12,03***
Al, ppm	186,1	51,0	305,0	213,9	131,0	314,0	187,9	104,0	282,0	1,51
N/K	4,21	2,65	5,74	3,06	2,50	3,74	2,65	2,33	2,91	32,29***
N/P	11,34	8,21	19,67	8,97	7,83	10,19	8,14	6,68	9,96	15,77***
K/P	2,71	1,81	3,45	2,96	2,21	3,54	3,09	2,30	3,50	4,79*
N/Ca	11,09	6,02	17,31	7,57	5,29	11,17	7,81	6,27	11,10	17,84***
N/Mg	23,50	12,56	50,42	15,86	11,07	22,56	13,54	9,73	17,59	13,91***
N/B	3320	1380	7450	1710	1100	4410	1280	800	1840	18,54***
N/Cu	5670	3300	12600	3630	3000	4700	4500	3460	5770	12,44***
N/Al	140	50	470	80	50	130	80	50	130	5,15*
N/Zn	520	250	1510	350	240	580	300	250	370	5,85*
P/B	293	145	576	192	116	469	59	104	238	10,73**
P/Mg	2,03	1,74	2,71	1,77	1,24	2,62	1,67	1,42	2,23	5,57*
Amm-N/Nitr-N	0,28	0,03	0,68	0,11	0,02	0,22	-	-	-	16,94***



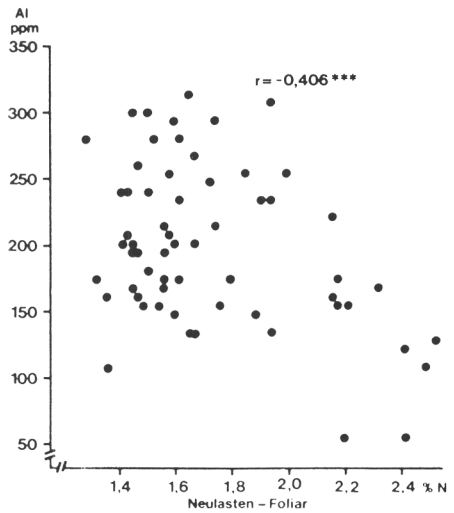
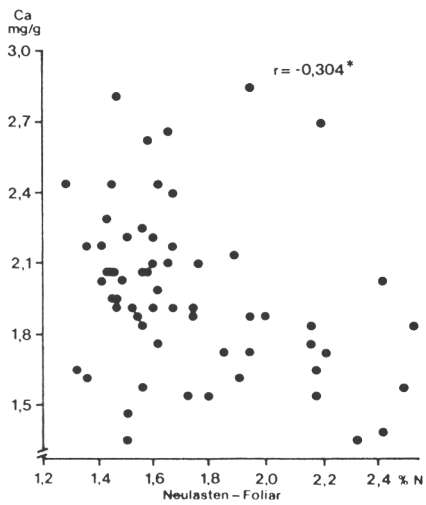
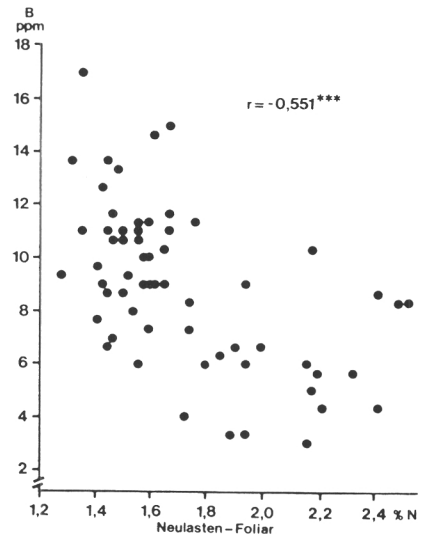
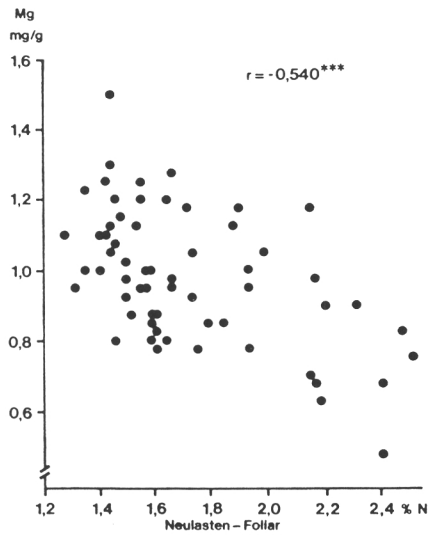
Kuva 14. Neulasten kokonaistyyppi-, ammonium- ja nitraattipitoisuuden sekä ammonium- ja nitraattityppipitoisuuden suhteen riippuvuus koelan ja turkistarhan välisestä etäisyydestä.

Fig. 14. Dependence of foliar total nitrogen, ammonium and nitrate content and the ratio of foliar ammonium and nitrate content on the distance from the farm.



Kuva 15. Neulasten ammonium- ja nitraattipitoisuuden sekä neulasten kokonaistyyppipitoisuuden välinen riippuvuus.

Fig. 15. Dependence of foliar ammonium and nitrate content on the foliar total nitrogen content.



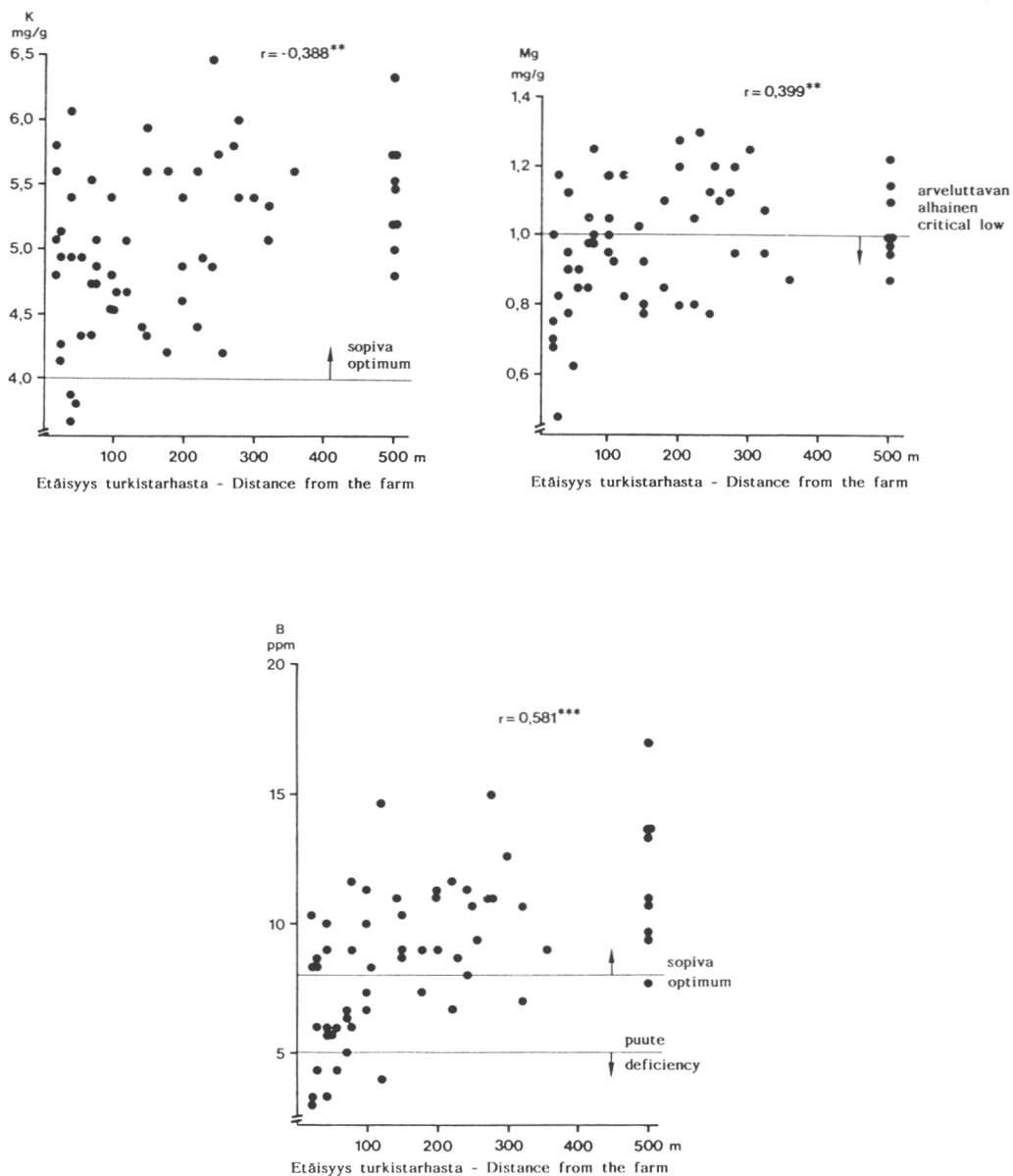
Kuva 16. Neulasten magnesium-, boori-, kalsium- ja alumiini-pitoisuuden sekä kokonaistyyppipitoisuuden välinen vuorosuhde.

Fig. 16. Dependence of foliar magnesium, boron, calcium and aluminium content on the foliar total nitrogen content.

Neulasten fosforipitoisuus oli samansuuruinen lähellä tarhoja ja vertailualueilla (taulukko 4). Keskimääräinen fosforipitoisuus oli 1,8 mg/g. Yhdelläkään koealalla neulasten fosforipitoisuus ei ollut liian alhainen (Metsänterveysopas 1988). Ohjearvojen mukaan myöskään kaliumpitoisuudet eivät olleet liian alhaisia. Neulasten mangaani-, sinkki-, alumiini- ja rautapitoisuudet eivät poikenneet toisistaan lähellä turkis-tarhoja ja vertailualueilla (taulukko 4). Sensijaan neulasten kalium-, magnesium-, natrium- ja booripitoisuus kohosi tarhoista etäännyttäessä (kuva 17). Alhaisin magnesiumpitoisuus lähellä tarhaa oli 0,48 mg/g. Suomänniköissä on esitetty neulasten arveluttavan alhaisille magnesiumpitoisuuksille raja-arvoksi alle 1,00 mg/g (Metsänterveysopas 1988). Natriumpitoisuuden kohoamisen selittänee se, että vertailumänniköt sijaittivat lähellä merta.

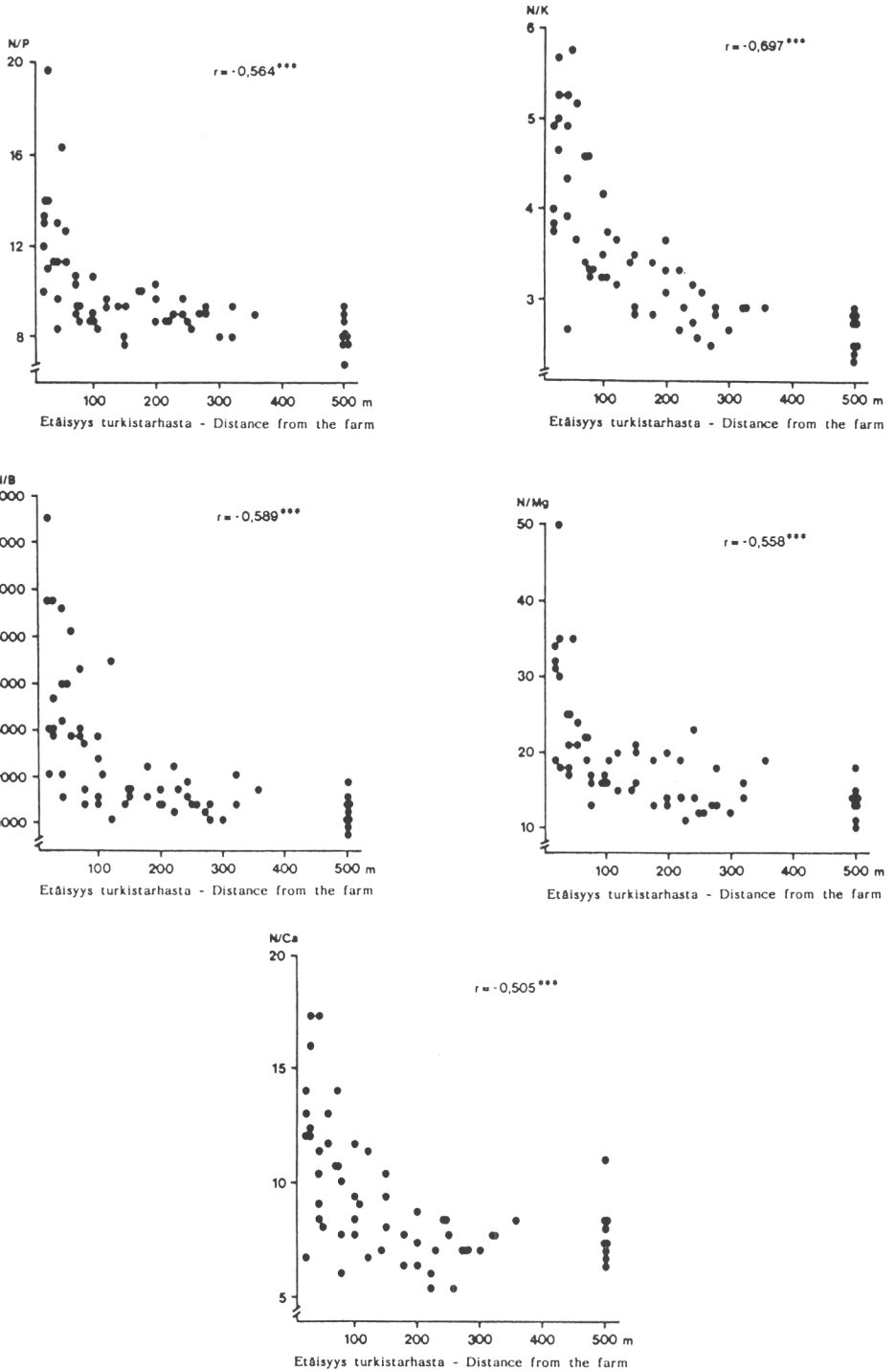
Neulasten booripitoisuus oli tarhojen lähistöllä, alle sadan metrin etäisyydellä keskimäärin 7,0 ppm. Alle 5 ppm booripitoisuuksia, joiden on yleensä todettu merkitsevän kasvuhäiriöitä (Veijalainen ym. 1984), oli lähellä tarhoja 23 %:lla koealoista. Alhaisin booripitoisuus oli 2,9 ppm. Boorinpuutosalueena on pidetty pitoisuuksia 5-10 ppm (ks. Kolari 1979) ja kivennäismaiden kuivahkoilla kankailla alle 8 ppm:n pitoisuuksia (Metsänterveysopas 1988). Alle 10 ppm booripitoisuuksia oli tarhojen lähellä 92 %:lla koealoista ja 100-400 metrin päässä tarhoista 53 %:lla tapauksista.

Tarhojen lähellä eräät typen ja muiden ravinteiden väliset suhteet olivat korkeimmillaan ja laskivat siirryttäessä kauemmaksi tarhoista (taulukko 4). Etäisyyden kasvaessa laski neulasten N/P-suhde 11,3:sta 8,1:een (kuva 18, taulukko 4). Suhde oli tarhojen lähellä Puustjärven (1962a) ja Paavilaisen (1976) turvemaiden männiköille esittämien optimiarvojen mukainen. Tarhojen lähellä männyn neulasten N/K-suhde (4,2) oli suurempi kuin Puustjärven (1962b) ja Paarlahden ym. (1971) esittämät optimiarvot (2,6-3,0) (Kuva 18, taulukko 4). Tarhoista etäännyttäessä aleni neulasten N/Ca-suhde 11:sta 8:aan, N/Mg-suhde 24:stä 14:sta ja N/B-suhde 3320:sta 1280:een ( $p < 0,001$ ) (kuva 18, taulukko 4). Typen ja mainittujen ravinteiden suhteiden korrelaatio koealan ja turkistarhan välisen etäisyyden kanssa oli korkeampi kuin ravinteiden korrelaatiot erikseen tarkasteltuina.



Kuva 17. Neulasten kalium-, magnesium- ja booripitoisuuden riippuvuus koealan ja turkistarhan välisestä etäisyydestä.

Fig. 17. Dependence of the foliar potassium, magnesium and boron content on the distance from the farm.

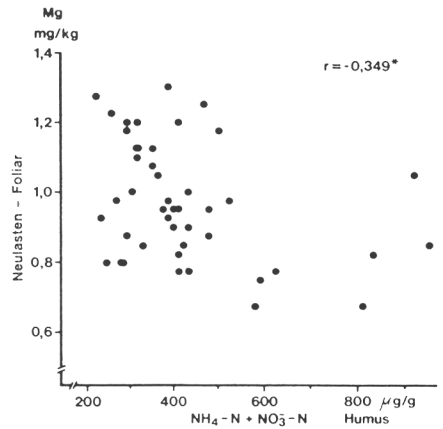
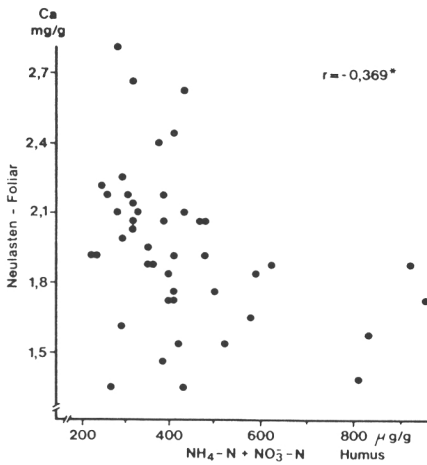
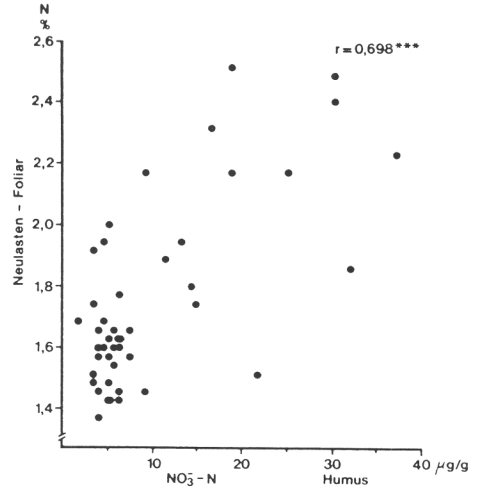
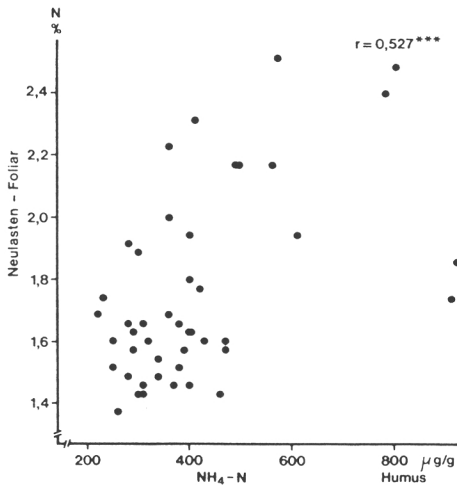


Kuva 18. Männyn neulasten N/P-, N/K-, N/B- ja N/Mg- ja N/Ca-suhteen riippuvuus koealan ja turkistarhan välisestä etäisyydestä.

Fig. 18. Dependence of foliar N/P-, N/K-, N/B-, N/Mg- and N/Ca ratio on the distance from the farm.

#### 44. Humuksen ja neulasten ravinnepitoisuuksien vertailu

Humuksen kokonaistyyppipitoisuus ei korreloinut merkitsevästi neulasten kokonaistyyppipitoisuuden kanssa. Sensijaan humuksen liukoinen typpi ( $\text{NH}_4^+$  ja  $\text{NO}_3^-$ ) ja neulasten kokonaistyyppipitoisuus oli merkitsevässä positiivisessa vastaavuussuhteessa ( $p < 0,001$ ) (kuva 19). Humuksen liukoinen typpi korreloi positiivisesti myös neulasten ammoniumtypen kanssa, muttei lainkaan neulasten nitraattitypen kanssa. Lisäksi maan liukoisen typen ja neulasten magnesiumin sekä kalsiumin välillä oli merkitsevä negatiivinen korrelaatio (kuva 19).



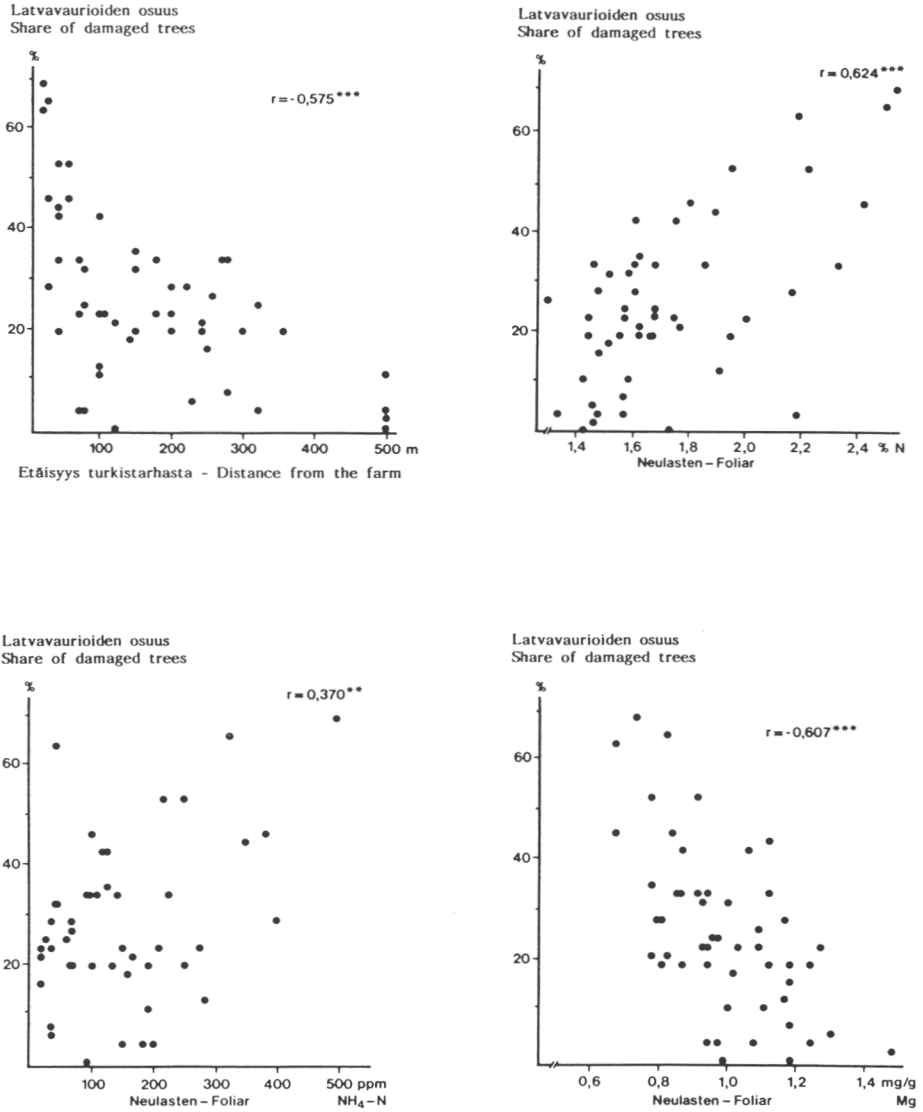
Kuva 19. Neulaisten typpi-, magnesium- ja kalsiumpitoisuuden sekä humuksen liukoisen tyypen määrän välinen vuoro-  
suhde.

Fig. 19. Dependence of foliar nitrogen, magnesium and potassium content on the amount of soluble nitrogen in the humus.

45. Puustovaurioiden ja viherlevien esiintymisen riippuvuus kasvualustan ominaisuuksista ja neulasten ravinnepitoisuuksista

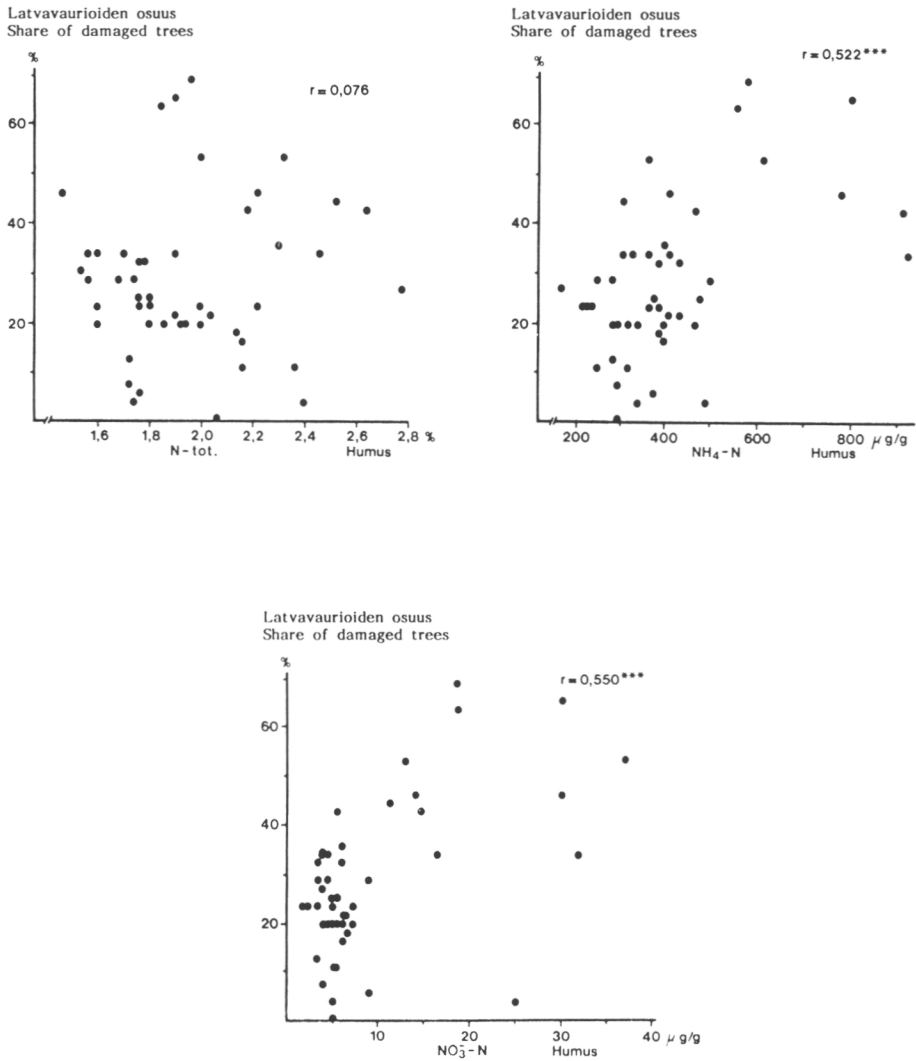
Latvavaurioiden puiden osuuden kanssa korreloi etäisyyttä paremmin neulasten tunnuksista kokonais- ja ammoniumtyppipitoisuus sekä magnesiumpitoisuus (kuva 20). Vastaavasti kasvualustan tunnuksista parhaiten korreloi humuksen ammonium- ja nitraattityppipitoisuus (kuva 21). Kasvualustan muut ominaisuudet eivät olleet vastaavuussuhteessa puustovaurioiden kanssa.

Myös neulasten typpipitoisuuden ja eri ravinteiden suhteita sekä latvavaurioiden välisiä yhteyksiä tarkasteltaessa voimakas positiivinen korrelaatio korosti typen merkitystä latvavaurioiden esiintymisessä (kuva 22). Askeltavassa regressioanalyysissä kasvuhäiriöisten puiden osuutta koealoilla selitti parhaiten neulasten typpi- ja magnesiumpitoisuuden suhde ( $R^2 = 31,2 \%$ ). Latvusten apikaalidominanssivauriot ja pensasmaisuus osoittautuivat hyviksi vauriotunnuksiksi (taulukko 2). Mielenkiintoinen oli myös havainto ranganvaihtojen lukumäärän ja neulasten kaliumpitoisuuden välisestä negatiivisesta korrelaatiosta (kuva 23). Muutoin ranganvaihtojen eikä neulasvuosikertojen lukumäärällä voitu havaita selvää vastaavuussuhdetta kasvualustan tai neulasten ravinnepitoisuuksiin.



Kuva 20. Latvavaurioisten puiden osuuden sekä koealan ja turkistarhan välisen etäisyyden, neulasten typpi-, ammoniumtyppi- ja magnesiumpitoisuuden välinen riippuvuus.

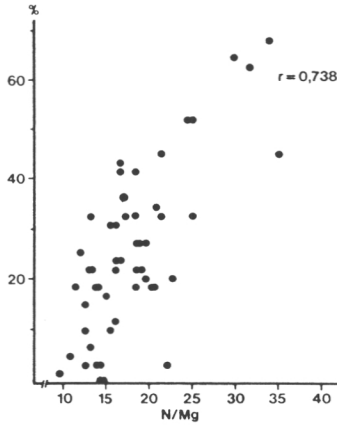
Fig. 20. Dependence of the share of damaged trees on the distance from the farm and on the foliar total nitrogen, ammonium and magnesium content.



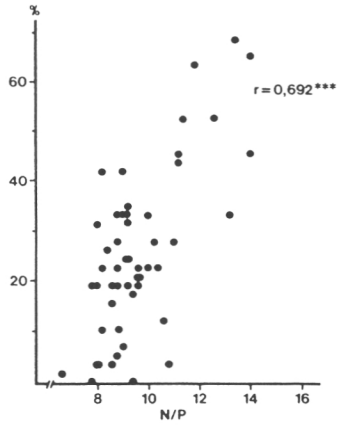
Kuva 21. Humuksen kokonais-, ammonium- ja nitraattityyppi-  
toisuuden sekä latvavaurioisten puiden osuuden väli-  
nen riippuvuus.

Fig. 21. Dependence of the share of damaged trees on the  
total nitrogen, ammonium and nitrate content of the  
humus.

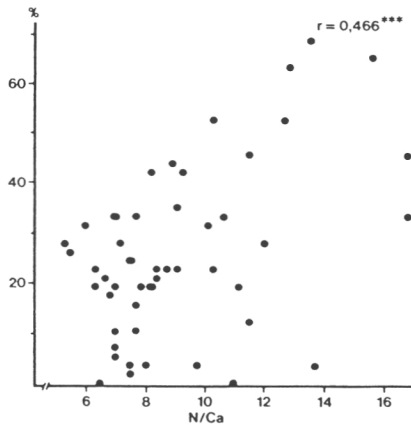
Latvavaurioiden osuus  
Share of damaged trees



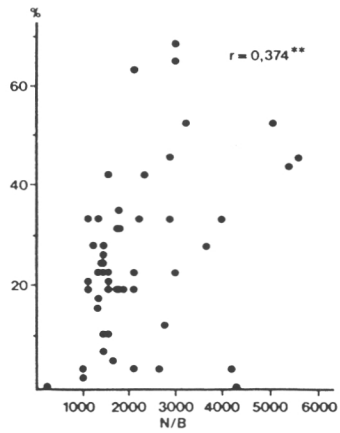
Latvavaurioiden osuus  
Share of damaged trees



Latvavaurioiden osuus  
Share of damaged trees

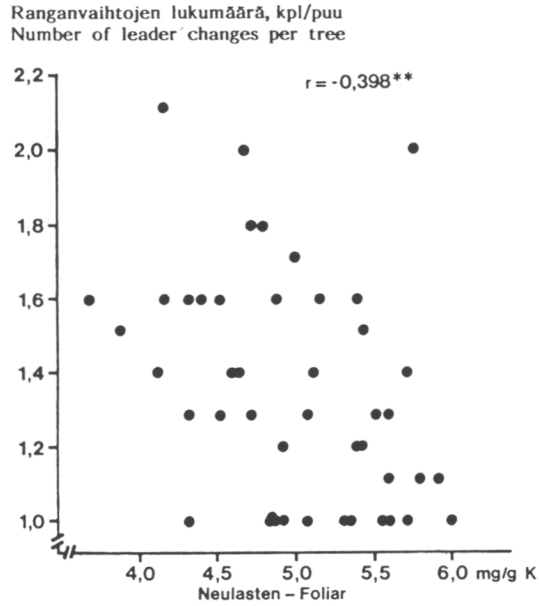


Latvavaurioiden osuus  
Share of damaged trees



Kuva 22. Latvavaurioiden osuuden sekä neulasten N/Mg-, N/P-, N/Ca- ja N/B-suhteen välinen riippuvuus.

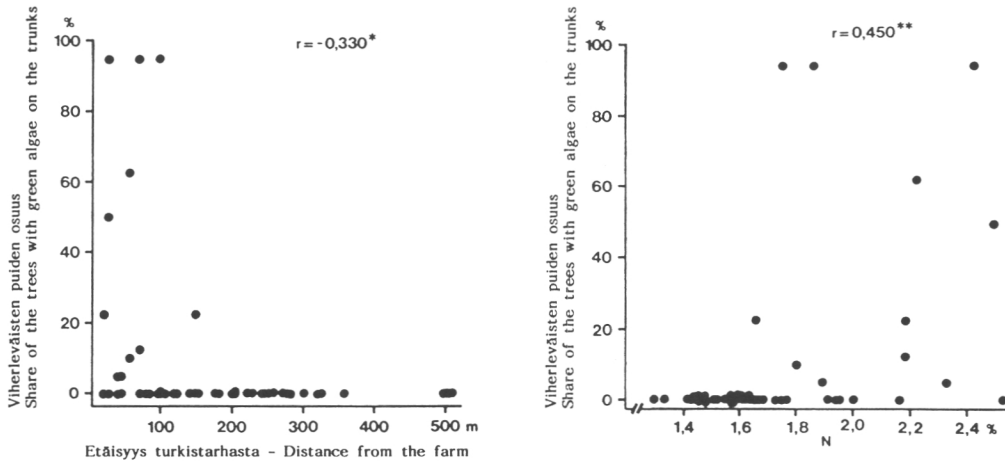
Fig. 22. Dependence of the share of damaged trees on the foliar N/Mg, N/P, N/Ca and N/B ratio.



Kuva 23. Ranganvaihtojen lukumäärän ja neulasten kaliumpitoisuuden välinen riippuvuus.

Fig. 23. Dependence of the number of leader change on the foliar potassium content.

Neulasten typpipitoisuuden sekä humuksen kokonais-, ammonium- ja nitraattityppipitoisuuden kohotessa lisääntyi niiden puiden osuus, joiden rungoilla oli viherleväkasvustoa (kuva 24). Puustoissa, joiden neulasten typpipitoisuus oli alle 1,8 %, ei juurikaan esiintynyt viherleviä. Vastaavasti leviä ei esiintynyt, mikäli esimerkiksi neulasten magnesiumpitoisuus oli yli 1,1 mg/g tai booripitoisuus yli 10 ppm.



Kuva 24. Leväkasvustoisten puiden osuus ja turkistarhan etäisyyden sekä neulasten typpipitoisuuden välinen riippuvuus.

Fig. 24. Dependence of the share of the trees with green algae accumulated on the trunks on the distance from the farm and on the foliar nitrogen content.

## 5. TARKASTELU

Turkistarhojen lähimetsien puustovauriot muistuttavat ilmi-asultaan ravinneperäisiä kasvuhäiriöitä, jotka on kuvattu etupäässä turvemaiden männiköistä (esim. Veijalainen ym. 1984). Ne muistuttavat siten myös niitä häiriöitä, joita syntyy liiallisesta typpilannoituksesta (Möller 1983), jolloin latvasilmujen ohella kuolee myös yläoksien kärkisilmuja.

Havaitut puustovauriot ja kasvuhäiriöt olivat riippuvuussuhteessa puiden neulasista mitattuihin korkeisiin kokonais- ja

ammoniumtyppipitoisuuksiin ja humuksesta mitattuihin korkeisiin liukoisen typen pitoisuuksiin. Sikaloiden ja kanaloiden läheisyydessä on ammoniakkipäästöjen vaikutus ollut havaittavissa männyn ja kuusen neulasten kohonneina kokonais- ja ammoniumtyppipitoisuuksina (Tesche ja Schmidtchen 1978, Rudolph 1981, Roelofs ym. 1985), poikkeamat vertailuarvoista ovat olleet 50 - 250 % eli samaa suuruusluokkaa kuin tässä tutkimuksessa. Tarhoja lähellä olevien koealojen männystä tavattiin arveluttavan korkeita typpipitoisuuksia. Alinkin typpipitoisuus alle 100 m:n etäisyydellä oli 1,56 %, mikä olisi harvinaisen korkea arvo rehevämmilläkin metsätyypeillä (Metsänterveysopas 1988). Vertailualueillakaan ei näkynyt yleistä typen puutetta.

Turkistarhojen lähimetsissä vauriot ilmenivät voimakkaimpina alle 100 metrin etäisyydellä tarhoista. Keski-Euroopassa on havaittu, että puustovauriot ovat olleet verrannollisia ammoniakkipäästölähteen etäisyyteen (Kühne 1966, Rudolph 1981, Roelofs ym. 1985, 1987), ulottuen jopa 700 - 1000 m:iin asti ammoniakkipäästölähteestä (Rudolph 1981).

Typpeä on voinut tulla metsäekosysteemiin pintavalumana tai pohjavesissä, mutta ilmeisempää on, että typpi on tullut ilmasta märkä- ja kuivalaskeumana. Koska on kyse eläintarhoista, pääasiallisimmat typen muodot ovat ammoniakki ja ammonium. Siitä miten huomattava typpilisa vaikuttaa maahan ja kasvien typen käyttöön, tiedetään vielä varsin vähän. Tiede-

tään kuitenkin, että typpi on maamme olosuhteissa usein kasvua rajoittava minimitekijä.

Typpi voi sitoutua biologisesti tai kemiallisesti, huuhtoutua tai haihtua kaasuna. Biologinen mineralisoituminen (ammonifikaatio + nitrifikaatio), joka on tärkeä osa typen kiertoa, riippuu monista tekijöistä ja niiden yhteisvaikutuksista: maan lämpötilasta, pH:sta, ilmavuudesta, vesipitoisuudesta sekä maamikrobiston ja orgaanisen aineksen laadusta ja määrästä. Nitrifikaatio ehkäistyy maan alhaisissa lämpötiloissa sekä veden vaivaamilla ja vähähappisilla mailla enemmän kuin ammonifikaatio. Samoin happamuuden suhteen nitrifikaatio on vaateliaampi (Munk 1958): pH-arvon 5 alapuolella ei nitrifikaatiota yleensä tapahdu. Siksi on mahdollista, että happamissa maissa voi olla korkeita ammoniumpitoisuuksia (Rechcigl ja Sparks 1985). Nitrifikaatio-organismeja on kuitenkin löydetty metsämaita, joiden pH on niinkin alhainen kuin 3,8...4,0 (Boswell 1955, Smith ym. 1968). Lannoitus voi lisätä happamien maiden nitrifikaatiota (Heilman 1974, Popovic 1977, 1985). Erityisesti jatkolannoituksen jälkeen nitrifikaatio on voimistunut (Roberg ja Knowles 1966). Tämän tutkimuksen metsiköissä maan humuksen pH ei ylittänyt 4,0 kuin harvoissa tapauksissa. Jo pelkästään happamuutensa perusteella tutkimusmetsiköissä ei tapahtune ainakaan denitrifikaatiota (ks. Nömmik 1956).

Ammoniumin sitoutuminen on nitrifikaation ohella tärkeä seikka maan typpitaloudessa. Ammonium sitoutuu, kun se tiettyjen

savimineraalien kidetiloissa korvaa kalsiumin, kaliumin, magnesiumin ja natriumin. Sitoutunut ammonium on kasveille vaikeasti saatavissa. Erityisesti kaliumlannoituksella voidaan vähentää ammoniumin sitoutumista kasvualustaan. Tällöin kaliumia on lisättävä ennen ammoniumin käyttöä (Sippola ym. 1973). Vain silloin kun  $\text{NH}_4^+$ :n tarjonta on suurempi kuin ammoniumin biologinen sitoutuminen, voi nitrifikaatio voimistua happamilla mailla. Ellei nitrifikaatiota tapahdu, ammoniumtyyppi kasautuu maahan. Esimerkiksi maan kuivuus voi edistää tätä kehitystä. Ammonium haihtuu maasta vain korkeassa pH:ssa (Lewis ja Stefanson 1975). On ilmeistä, että tutkimusmetsäköissä on tapahtunut toisaalta ammoniumin kasautumista maahan, mutta myös nitrifikaatio on kiihtynyt jossain määrin.

Metsämaan ammoniumtyypen varasto on kasvukauden aikana yleensä suurempi ja vaihtelevampi kuin nitraattityypen (Nadelhoffer ym. 1984, Lundell 1987). Nitraatti näyttäisi kuitenkin olevan ammoniumia merkittävämpi muoto monien kasvien typen oton kannalta (Haynes ja Goh 1978). Mänty on ammoniumsuosija (Nelson ja Selby 1974). Myös monet Ericacea-lajit kasvavat paremmin ammonium- kuin nitraattityypellä (Townsend 1969). Ammoniumsuo-sijat ovat adaptoituneet kasvupaikoille, jotka ovat happamia ja niukasti nitrifikoituvia (Haynes ja Goh 1978). On vielä monin tavoin epäselvää, miten kasvit ja varsinkin puut ottavat maasta typen eri muotoja ja missä suhteessa. Tähän vaikuttaa paitsi kasvin geneettinen rakenne, monet ympäristötekijät. Esimerkiksi maan alhaisissa lämpötiloissa kasvit käyttävät typen muodoista parhaiten ammoniumia (Clarkson

ja Warner 1979, Alekhina ja Klyuikova 1986). Ammonium ehkäisee nitraattireduktaasia (Haynes ja Goh 1978) ja sitä kautta nitraatin ottoa.

Ammoniumin otto muistuttaa kaliumin ottoa. Kummallakin on sama kuljettaja (Epstein 1972). Pelkistävässä olosuhteissa kalium ei säätele ammoniumtyypen ottoa (Mengel ym. 1976). Tällöin ammonium saattaa absorboitua ammoniakkin muodossa diffuusion avulla (Heber ym. 1974, Moore 1974). Kaiken kaikkiaan on epäselvää, onko kasvien  $\text{NH}_4^+$ :n otto aktiivista, kuten  $\text{NO}_3^-$ :n otto (Mengel ja Kirkby 1982). Osa ammoniumin otosta lienee aktiivista.

Ritsosfäärin pH alenee ammoniumin oton seurauksena (Riley ja Barber 1971). Tämä happamuuden lisääntyminen saattaa edistää fosforin ottoa, sillä  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ -ionit - kasvin kannalta hyvä fosforinlähde - lisääntyvät (Soon ja Miller 1977). Havupuut (mm. Pseudotsuga) ottavat enemmän maasta ammoniumia ja happamoittavat maata enemmän kuin esimerkiksi maanviljelyskasvit (Bledsoe ja Rygiewicz 1986).

Kasvien kationien (K, Ca, Mg, Na) otto heikkenee maan tietyissä ammoniumpitoisuuksissa, kun taas nitraatin vaikutus on yleensä päinvastainen (esim. Jackson ja Williams 1968). Maan nitraatti-ammoniumtyppisuhde on tärkeä. Korkea nitraattipitoisuus voi lievittää kasveille muutoin myrkyllisiä ammoniumpitoisuuksia (Haynes ja Goh 1977). Mykorrhizalla näyttäisi

olevan merkittävä osa kasvien ammoniumin ja muiden kationien otossa (Rygiewicz ym. 1984, Bledsoe ja Rygiewicz 1986).

Kasvit voivat ottaa ilmarakojen kautta myös kaasumaista ammoniakkia (Lemon ja van Houte 1980). Päivällä ammoniakin pitoisuus kasvuston sisällä vähenee kasvien ammoniakin oton seurauksena. Yöllä pitoisuudet kohoavat ja erityisesti lähellä maanpintaa. Toisaalta kasvit voivat vapauttaa typpeä ilmaan pääasiassa ammoniakkimuodossa. Ammoniakin oton ja vapautumisen välisen suhteen määrittelee ilman  $\text{NH}_3$  -pitoisuus, lämpötila ja haihduntaolot. Korkea lämpötila ja hyvät haihtumisolot edistävät ammoniakin vapautumista. Suora ammoniakki on kasvien kannalta vaarallisempi kuin ammonium (Mengel ja Kirkby 1982). Ammoniakin toksisuusmekanismia ei tunneta, joskin Bennet (1974) on arvellut syynä olevan sen, että ammoniakki läpäisee helposti solukalvoja kloroplasteissa, toisin kuin ammonium. Ammoniakin myrkkyyvaikutukset ilmenevät maassa vasta sitten, kun pH on korkea (Maynard ja Barker 1969).

Turkistarhojen lähimetsissä näyttäisi kuitenkin olevan ensisijassa kyse korkeista ammonium- eikä ammoniakkipitoisuuksista, sillä kaasumaisen ammoniakin osuus metsien kuivalaskeumasta näyttäisi olevan huomattavasti vähäisempi kuin ammoniumin kuivalaskeuma (Tjepkema ym. 1981). On myös viitteitä, että metsiköissä ammoniumin märkälasseuma olisi vielä merkittävämpi kuin kuivalaskeuma (Lindberg ym. 1986).

Suuret ammoniumpitoisuudet ovat kasveille myrkyllisiä (Haynes ja Goh 1978). Kasvit voivat nopeasti syntetisoida absorboidun ammoniumin orgaanisiksi molekyyleiksi yrittäen tehdä sitä myrkyttömäksi. Tämä tapahtuma kuluttaa mm. kasvin hiilihydraattivarastoja (Givan 1979), sillä ne ovat tärkeämpiä ammoniumin kuin nitraatin otossa.

Runsas ammonium maassa tai liuoksessa aiheuttaa Ca-, Mg- ja K-pitoisuuksien alenemisen kasveissa (esim. Cox ja Reisenauer 1973) ja toisaalta lisää totaalityypen (Kirkby 1968, Ferguson ja Bollard 1969), vapaan ammoniumtypen, amidien ja vapaiden aminohappojen (Tadaki ym. 1968, Ikeda ym. 1974) määrää sekä vähentää orgaanisten happojen, kuten omenahapon (Kirkby 1968, Tadaki ym. 1968) määrää. Liika ammonium varastoituu erityisesti glutamiinina, asparagiinina ja arginiinina. Näitä aminohappoja on aina paljon kasveissa, jos epäorgaanista typpeä ja erityisesti ammoniumia on paljon saatavilla (Ferguson ja Bollard 1969, Mengel ja Kirkby 1982).

Ammoniumionit aiheuttavat proteiinien pilkkoutumista kasveissa ilmeisesti ehkäisemällä proteiinien synteesiä tai itse asiassa kiihdyttämällä proteolyysiä (Barker ym. 1966). Runsas ammonium estää kasvien vedenottoa (Quebedeaux ja Ozbun 1973), respiraatiota (Vines ja Wedding 1960) ja fotosynteesiä (Gibbs ja Calo 1959, Barker ym. 1970). Liika ammonium tuhoaa kloroplastien lamellirakenteita (Puritch ja Barker 1967). Ammoniumin on todettu estävän IAA-oksidaasin toimintaa aiheuttaen IAA:n poikkeuksellisen lisääntymisen (Varga ja Zsoldos 1963).

Runsas ammonium on erityisen haitallista juurten kasvulle (Varga ja Zsoldos 1963, Bennett ym. 1964, Haynes ja Goh 1977).

On mahdollista, että vaikka kasvi on ammoniumsuosija, siltä puuttuu mekanismeja liiallisen ammoniumin eliminoimiseen. Kuitenkin esimerkiksi ammoniumsuosija Deschampsia flexuosa-la (Gigon ja Rorison 1972) on todettu kyky tehdä ammonium myrkyttömäksi hiilidioksidin pimeäfiksaatiossa (Woolhouse ja Hardwick 1966). Se kykenee myös pysäyttämään pH:n alenemisen ulkoliuoksessa vähentämällä vetyionien ulosvirtausta. Metsä-lauha on yleistynyt Hollannissa eläinkasvatuksesta johtuvien typpipäästöjen vuoksi ja näyttäisi yleistyneen myös turkis-tarhojen lähialueilla.

Puuvartisilla kasveilla ei liene tutkittu, minkälaisissa kasvualustan ammoniumpitoisuuksissa kasvu heikkenee ja ravinnepitoisuudet muuttuvat. Soijan ravinteiden (K, Ca, Mg) otto heikkeni, kun alustan ammoniumpitoisuus ylitti 500  $\mu\text{M}$  (Rayar ja Hai 1977). Tomaatit pysyivät terveinä, kun maassa oli 12 ppm ammoniumtypeä (Wilcox ym. 1985). Jo 56 ppm aiheutti myrkytysoireita ja kasvun vähenemistä, mutta 112 ppm:ssä myrkytys oli voimakas. Vastaavat nitraattipitoisuudet eivät aiheuttaneet samoja vaikutuksia. Tomaattien kokonaistyyppipitoisuus (1.8...4.0 %) ja ammoniumpitoisuus (13...228  $\mu\text{M/g}$ ) kohoisi voimakkaasti maan ammoniumtypen lisääntyessä. Myös fosforipitoisuus nousi. Vastaavasti kalium-, kalsium- ja magne-

siumpitoisuus aleni. Viimeksimainittujen kationien pitoisuus sensijaan nousi kasvualustan nitraattimäärän kasvaessa.

Turkistarhojen lähimetsissä havaittiin neulasten ja humuksen korkeisiin ammonium- ja kokonaistyyppipitoisuuksiin liittyen neulasten kaliumin ja kalsiumin sekä erityisesti magnesiumin ja boorin pitoisuuksien alenemista. Neulasten kalium- ja magnesiumipitoisuuksien alenemista on myös havaittu kanaloiden ympäristömänniköissä, mistä on seurauksena ollut näiden ravinteiden puutetta (Roelofs ym. 1985). Turkistarhojen lähimetsien neulasten magnesiumipitoisuus korreloi voimakkaan negatiivisesti puustovaurioiden kanssa. Alimmat pitoisuudet osoittivat magnesiumin puutetta (Baule ja Fricker 1967, Metsänterveysopas 1988).

Turkistarhojen lähimetsissä (< 100 m) pakkasvaurioiden esiintymistodennäköisyys on suuri, sillä pakkasenkestävyyden ja männyn neulasten tyyppipitoisuuden välillä on voimakas korrelaatio (Aronson 1980). Paras pakkasenkestävyys saavutetaan, jos männynneulasten tyyppipitoisuus on noin 1,5 %. Pakkasvaurioiden määrä lisääntyy huomattavasti, kun neulasten tyypipitoisuus on yli 1,8...2,0 % (Aronson 1980). Korkean tyyppipitoisuuden ohella saattaa myös muiden ravinteiden alentunut pitoisuus heikentää talveentumista, jolloin pakkasenkestävyys alenee oleellisesti. Eräissä tapauksissa, melko korkeissakaan tyyppipitoisuuksissa, ei ole esiintynyt pakkasvaurioita. Mutta jos runsaan typen ohella booria on ollut vähän, pakkasvaurioriski on kohonnut. Neulasten korkean tyyppipitoisuuden ja vas-

taavasti alhaisen booripitoisuuden on havaittu altistavan pakkasvaurioille (Aronson 1980) ja kasvuhäiriöille (esim. Veijalainen ym. 1984). Itse asiassa kyseessä on sama ilmiö, joka etenee vaiheittain ravinnehäiriöistä puiden fysiologisen toimintavirheen kautta heikkoon talveentumiseen, jonka seurauksena voi olla pakkasen, kevätahavan, valon yms. laukaisema näkyvä vaurio.

Vaikka turkistarhojen lähimetsissä neulasten booripitoisuus oli alhainen ja esimerkiksi typpi-boorisuhde usein korkea, eivät nämä tekijät näytä tyydyttävästi selittävän havaittuja kasvuhäiriöitä. Kasvuvaurioilla sekä typen ja eräiden ravinteiden, kuten magnesiumin ja kalsiumin suhteilla oli voimakkaampi korrelaatio kuin typen ja boorin suhteella. Muutoinkin pelkän typen rooli näyttäisi merkittävämmältä kuin aikaisemmin etupäässä turvemaiden nuorista mäntyvaltaisista metsistä kuvatussa kasvuhäiriössä, jossa tärkeämpiä syitä on usein ollut boorin puute (Veijalainen ym. 1984). Vaurio muistuttaakin enemmän eräitä Keski-Euroopassa havaittujen happaman laskeuman aiheuttamia ravinnemuutoksia neulasissa (Roelofs ym. 1987), kuitenkin niin, että vaurioiden ja neulasten korkeiden typpipitoisuuksien välinen suhde on erityisen korostunut.

Mahdollisesta maan happamoitumisesta turkistarhojen lähimetsissä ei tämän tutkimuksen perusteella saatu selvää kuvaa. Puustossa ja maassa oli selviä gradientteja typen suhteen, mutta humuksen pH:ssa ei ollut eroja. On jopa väitetty, että Suomen maaperän pintaosa on suureksi osaksi jo valmiiksi niin

hapan, että happamat laskeumat - jota ammoniakkilaskeumakin on - pystyvät muuttamaan sitä vain hyvin vähän (Eronen 1985). Happaman laskeuman haittavaikutukset ovat luultavasti vähäisemmät luontaisesti jo hyvin happamissa podsolimaissa kuin heikosti happamissa tai neutraaleissa maissa, joiden puskurointikyky on vastaavasti huonompi maan pH-muutoksia vastaan (Rechcigl ja Sparks 1985). Tutkimusalueen metsämaiden pH on alempi kuin muualla maassamme (Tamminen, julkaisematon aineisto). Kaiken kaikkiaan happamoitumisprosessi saattaa kestää kymmeniä jopa satoja vuosia ilman näkyviä vaikutuksia (Morrison 1984). Ammoniumtypen maata happamoittava vaikutus voi olla mahdollista todeta lähestymistavaltaan toisenlaisella tutkimuksella eikä maan kokonaisnäytteeseen perustuvalla analyysillä. Juuriston lähiympäristössä pH-muutoksia on voinut tapahtua (ks. Smiley 1974).

Tutkimuksen metsiköiden voidaan katsoa olevan sulkeutuneita tai sulkeutumaisillaan. Tämä on vaihe, jolloin voidaan olettaa liiallisen typen aiheuttamien haittavaikutusten ilmenevän, sillä metsikön sulkeutumisen jälkeen typen tarve vähenee huomattavasti puuston sisäisen typen kierron vuoksi (Miller 1984). Siksi on ilmeistä, että typpilaskeuman vaikutukset eivät näy hyvin nuorissa taimikoissa.

Tuloksia arvioitaessa on otettava huomioon monia tutkimuksen aineistoon ja sen edustavuuteen ja luotettavuuteen liittyviä tekijöitä. Koealan etäisyyttä lähimpään turkistarhaan oli vaikea mitata täsmällisesti, koska tarhat sijaitsevat usein

rykelminä. Myöskään tarhan kokoa ei ollut, etenkin isojen tarhauskeskittymien alueella mahdollista ottaa huomioon. Tutkimuksessa on mukana sekä isoja tarhakeskittymiä että pienempiä yksittäisiä tarhoja. Tämä sekä se, että linjoja ei ollut mahdollista sijoittaa tuuliolosuhteiden mukaisesti on luultavasti lisännyt tulosten hajontaa. Kasvuhäiriön eri asteiden määrittäminen (suuri, lievä) perustui metsikkötasolla subjektiivisiin arvioihin, jotka kuitenkin varmennettiin puiden mittauksen yhteydessä käytetyllä latvuston vaurioluokituksella. Koealat pyrittiin sijoittamaan puustoltaan ja kasvupaikaltaan mahdollisimman homogeenisiin metsiköihin. Puuston suhteen tässä on onnistuttukin, sillä tärkeimmät puustotunnukset eivät eri etäisyyksillä tarhoista erottuneet toisistaan merkittävästi. Kasvupaikkojen samankaltaisuuden arviointia vaikeutti usein tarhojen lähistöjen kasvillisuuden selvä eutrofisointuminen.

Koska typpi on männylläkin biomassatuotannon minimitekijä karuhkoilla kasvupaikoilla, voisi olettaa laskeuman aluksi lisäävän puiden kasvua ja tuotosta. Näin silmänvaraisen tarkastelun mukaan eräissä metsiköissä oli käynytkin. Ammoniumtyppilaskeumalla voi olla puuntuotannollisia vaikutuksia Pohjanmaan rannikkoseudun metsille. Paitsi puunkasvuun, typpilaskeuma voi vaikuttaa heikentävästi puun laatuun.

## 6. JATKOTUTKIMUKSET

Ilmansaasteiden, erityisesti kaasumaisessa muodossa olevien yhdisteiden vaikutus metsäekosysteemiin on hyvin monimutkainen asia (Unsworth 1981) - jo mittausongelmankin vuoksi. On epäselvää, onko olemassa tiettyjä pitoisuusrajoja, joiden yläpuolella kasvien kasvussa tapahtuu havaittavia vaikutuksia. Samoin vaikutukset täytyy suhteuttaa saasteyhdisteen ottoon siten, että erilaisten koejärjestelyjen ja saastehäviöiden vaikutus voidaan eliminoida. Eräs tärkeä ongelma on eri yhdisteiden ( $\text{CO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_x$ ,  $\text{O}_x$ ) reaktiot keskenään ja näiden yhdysvaikutukset.

Metsävaurioiden voimakkuusasteen selvä etäisyysgradientti turkistarhoista todennettiin tässä tutkimuksessa. Etäisyyttä paremmin puustovaurioiden voimakkuusastetta kuvasi humuksen mineraalitypen pitoisuudet ja neulasten typpipitoisuudet ja typen ja eräiden muiden ravinteiden suhteet. Lähempiä metsikköanalyysyjä varten tarjoavat jo perustetut pysyvät koealat hyvän lähtökohdan. Koko metsäekosysteemin huomioon ottava tutkimusote on välttämätön. Erityisen tärkeätä on saada aikaan yhteistyötä biokemistien ja fysiologien välille, jotta saataisiin selkeämpi kuva kasvien fysiologiassa tapahtuvista prosesseista. Tutkimuksia tarvitaan puiden aineenvaihdunnassa ja ravinteiden kierrossa tapahtuneista muutoksista, kasvillisuudesta, maasta, juuristomuutoksista, mykoritsoista jne. Päästöjen vaikutuksia olisi tutkittava entistä laajemmalla alueella ottaen huomioon myös puuntuotannolliset näkökohdat.

Olisi selvitettävä, onko metsien typpilannoitusta syytä vähentää ainakin suurimpien typpiemissiolähteiden läheisyydessä (tarhakeskittymät, useita tarhoja lähistöllä).

Tärkeä kysymys on, aiheuttavatko ammoniakki/ammonium pitemmällä tähtäyksellä maan happamoitumista - teorian mukaan näin pitäisi tapahtua - tarhojen lähellä olevissa jo verrattain happamissa metsissä. Tältä osin tutkimuksilla olisi selvät liittymät maassamme suoritettaviin happamoitumistutkimuksiin. Myös ravinteiden huuhtoutumista olisi tutkittava jatkossa. Kyse on paljolti samoista ravinteista, joiden oletetaan lähtevän liikkeelle happamasta laskeumasta.

Turkistarhojen typpipäästöjä ei ole mitattu. Aihe on eräs kiireellisimmistä jatkotutkimuksista. Selvitettäessä turkistarhojen ammoniakkipäästöjä on tavalla tai toisella käytettävä emissiotekijää. Tällaista ei liene edes alustavasti selvitetty turkiseläimillä. Kirjallisuudessa näyttää jo esimerkiksi nautakarjalle esiintyvän hyvin vaihtelevia emissiotekijöitä, vaihteluväliltään 18...42 kg N/a eläintä kohti (Buijsman 1987).

Kuten muiden eläinten (nauta, sika, kana) kasvatuksesta aiheutuvien typpipäästöjen yhteydessä (Asman ja Diedereren 1987), myös turkiseläinten ollessa kyse, hyvin lähellä eläinrakennuksia lienevät ammoniakki/ammoniumpitoisuudet niin korkeita, että suoria vaikutuksia on nähtävissä puustossa ja kasvillisuudessa. Kun halutaan tutkia myös epäsuoria vaikutuksia,

tärkeitä on saada tietoa laskeumien kausi- ja vuosikeskiarvoista sekä pohja- ja pintaveden kautta tapahtuvista ekosysteemivaikutuksista.

Kokonaislaskeuman selvittämiseksi on tärkeää mitata paitsi märkä- myös kuivalaskeuman määrää. Vaikka kasvien kuivalaskeuman ottoa ja käyttöä ei vielä tarkoin tunneta, näyttävät puut olevan tehokkaita sitä hyödyntämään. Kvantitatiiviset arviot tosin vielä puuttuvat. Havumetsäekosysteemi on "tehokkaampi" kuin lehtimetsäekosysteemi keräämään ilmasta ja saateen mukana tulevaa typpeä (Gosz 1981).

On tutkittava ja kehiteltävä keinoja, joilla voidaan vähentää ulosteista aiheutuvia typpipäästöjä. Esimerkiksi turkiseläinten virtsan imeyttämistä erilaisiin kuivikkeisiin on selvitetty (Kemppainen 1985, Niemelä 1986). Hapan turve on osoittautunut huomattavan tehokkaaksi ammoniumtypen sitojaksi.

Paitsi akuutin ongelman ratkaisussa, jatkotutkimuksilla olisi arvoa osana valtakunnallista ja jopa kansainvälistä ilmaansaastetutkimusta, sillä esimerkiksi Euroopan metsäkuolemien erääksi syyksi on esitetty suuria typpi- ja erityisesti ammoniumlaskeumia (Nihlgård 1985, Glatzel ym. 1987). Tarhoilta toisin kuin esim. teollisuuskeskuksista, ei pääse ilmaan laajaa joukkoa erilaisia kemiallisia yhdisteitä, vaan ensisijassa yksinomaan typen yhdisteitä. Syy-seuraussuhteiden tutkimista varten tällainen - selkeältä näyttävä - "source-sink" lähtökohta olisi ongelmassa olemassa.

## SAMMANDRAG

I Finland finns över 5600 pälsfarmer, av vilka största delen ligger i Österbottens kustområde (fig. 1). En biprodukt vid pälsnäringen är den avföring som djuren producerar och som hamnar på marken under burarna.

Avsikten med den undersökning som utfördes av Skogsforskningsinstitutets forskningsstation i Kannus var att utreda beståndsskadornas omfattning och orsak. Provytorna utlades i omedelbar närhet till pälsfarmerna, i möjligast jämna plantbestånd och unga skötselbestånd på möjligast homogena ståndorter. Provytorna utsågs längs en linje som utgick från en eller flera pälsfarmer nära varandra. Den första provytan utlades så nära farmen som möjligt. Därefter utlades provytorna med 50 m intervall.

Beståndsmätningarna av provytorna utfördes enligt gängse metoder. Provytornas radier dimensionerades så, att minst 30 träd taxerades. Man räknade också antalet barrårgångar och noterade förekomsten av grönalgvegetation på trädstammarna samt eventuella missformningar eller skador på trädkronorna. Sammanlagt utlades 77 provytor i 22 bestånd plus åtta referenser längre från farmerna (tabell 1).

Vintern 1986-87 insamlades barrprover från samtliga provytor. Kväve-, ammoniumkväve-, nitratkväve-, fosfor-, kalium-, kalcium-, magnesium-, bor-, järn-, zink-, mangan-, koppar-,

natrium- och aluminiumhalter bestämdes. I samband med beståndsmätningarna insamlades under våren och sommaren 1987 humusprover från provytorna. Ur dessa analyserades pH, ledningsförmågan och totalhalterna av kväve, fosfor, kalium, magnesium, järn, mangan, zink, koppar och bor. Dessutom bestämdes andelarna utbytbart kalium, magnesium, järn, mangan, zink och koppar. Andelen löslig fosfor bestämdes samt för kvävet del ammonium- och nitratkväve.

Till det yttre påminner beståndsskadorna i närheten av pälsfarmerna om de tillväxtstörningar som orsakats av näringsobalans. Dylika har påträffats främst i tallbestånd på torvmark. De viktigaste makroskopiska symptomen på beståndsskadorna är försvagad apikaldominans, varvid toppskottet blir kortare än sidogrenarna (fig. 3) i samma grenarna. Vid svårare fall följer toppförlust, som kommer sig därav att toppskottet dör många år i följd (fig. 4). Skadorna liknar sålunda de störningar som orsakas av för riklig kvävegödsling.

Ytterligare symptom på tillväxtstörning är ökat antal grenar i grenkransen, sprötkvistar och en kraftigt ökad tjocklektillväxt hos grenarna (fig. 3). Fortsätter tillväxtstörningarna många år i följd blir träden rotgrova, flertoppiga och buskartade (fig. 5). Toppbyte försänkar trädens tekniska kvalitet; stammarna kan bli kraftigt böjda (fig. 6). Tillväxtstörningarna tycks föregås av exceptionell frodighet med mörkgröna barr, men följden av dem kan inom kort bli en kraftig barrutglesning (fig. 7) och gulnande barr.

I närheten av endel pälsfarmer förekommer iögonenfallande symptom på näringsbrist (fig. 8). Man har observerat ökade brott på träd samt ökad känslighet för storm- och rotskador i skogarna runt pälsfarmer (fig. 9). Det växer grönalger på trädstammarna i närheten av farmerna (fig. 10). Den märkbare förändringen i markvegetationen är att halvgräsen ersätter risväxterna (fig. 11 och 12).

Tillväxtstörningarna i skogsbestånden i närheten av pälsfarmerna var svårast i träd, som låg närmare än 100 m från farmerna. Störningsfrekvensen hade ett tydligt samband med de höga total- och ammoniumkvävehalterna, som uppmättes i tallbarrarna samt med de mängder mineralkväve som uppmättes i marken. Också på vintern var kvävehalterna i tallbarr nära pälsfarmerna exceptionellt höga, dvs. 1,8...2,5 %, medan kontrollerna var 1,3...1,5 % (tabell 4, fig. 14). En förhöjd kvävehalt innebar ökad skadefrekvens (fig. 20). Barranalyserna avslöjade också brist på vissa element såsom bor och magnesium (fig. 17). Det handlar om en tillväxtstörning av typ näringsobalans som uppenbarligen orsakas av ett betydande kvävedefall.

Nära pälsfarmerna var ammonium- och nitratkväve halterna i humus högre än längre bort (tabell 3, fig. 13). Ammoniumkvävet låg betydligt högre än nitratkvävet. En ökning av mineralkvävet i humus innebar en ökning av toppskador i träden (fig. 21). Undersökningens resultaten visade också,

att pälsfarmernas storlek och ålder i betydande grad inver-  
kade på när kvävenedfallet blev kritiskt för ett bestånd.

Grönalgerna observerades på trädstammarna bara i pälsfarmer-  
nas omedelbara närhet (tabell 2). Höga kvävehalter i barren  
och ökad skadefrekvens i träden korrelerade positivt med  
grönalgernas förekomst (fig. 24). Tillsviare har man inte  
kunnat observera, att kvävenedfallet försurat skogarna i  
närheten av pälsfarmerna. Allmänt taget påminner skadorna om  
de skador som orsakats av lant- och kreatursbrukets ammoniak-  
utsläpp i Mellaneuropa och speciellt i Holland.

Fortsatta undersökningar skulle vara av värde som en del av  
den nationella och internationella luftföroreningsforskning-  
gen. En forskningsattityd, där hela ekosystemet beaktas är  
nödvändig. Det behövs undersökningarna av trädens tillväxt,  
ämnesomsättning och förändringar i rotsystemet, vegetationen  
och marken. Man borde undersöka, om ammoniaknedfallet på  
längre sikt orsakar markförsurning. Enligt i teorin borde så  
ske. En av de mest brådskande uppgifterna vore att mäta stor-  
leken av pälsfarmernas kväveutsläpp i olika uppfödning- och  
farmningssituationer. Speciellt bör man undersöka och utveck-  
la metoder som minskar utsläppen. Tex. torv har visat sig  
binda kväve effektivt.

## KIRJALLISUUS

- Aalst, R. M. van 1983. Dry deposition of acid precursors in the Netherlands. In: Saure Niederschläge - Ursachen und Wirkungen - VDI - Berichte 500.
- Alekhina, N. D. & Klyuikova, A. 1986. Nitrogen assimilation by plants at reduced temperature (review). Sov. Plant Physiol. (Engl. transl.) 33(2): 295-307.
- Ammonia and livestock farming. 1987. A guideline under the Nuisance Act. Ministry of Agriculture and Fisheries. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. 43 s.
- Aronson, A. 1980. Frost hardiness in Scots pine. (Pinus silvestris L.). Stud. For. Suec. 155: 1-27.
- Asman, W. A. H. & Diederer, H. S. M. A. (eds.) 1987. Ammonia and acidification. Proceedings. EURASAP-symposium. Bilthoven, The Netherlands, 13-15 April. 1987. 311 pp.
- Barker, A. V., Volk, R. J. & Jackson, W. A. 1966. Root environment acidity as a regulatory factor in ammonium assimilation by the bean plant. Plant Physiol. 41: 1193-1199.
- , Maynard, D. N., Mioduchowska, B. & Buch, A. 1970. Ammonium and salt inhibition of some physiological processes associated with seed germination. Physiol. Plant. 23: 898-907.
- Baule, H. & Fricker, C. 1967. Die Düngung von Waldbäumen. Ausdurger Druck- und Verlagshaus GmBh, Augsburg. 259 s.

- Bennett, A. C. 1974. Toxic effects of aqueous ammonia, copper, zinc, lead, boron and manganese on root growth. In: Carson, E. W. (ed.). The plant root and its environment. p. 669-683.
- , Pesek, J. & Hanway, J. J. 1964. Effects of nitrate and ammonium on growth of corn in nutrient solution sand culture. Agron J. 56: 342-345.
- Bledsoe, C. S. & Rygiewicz, P. T. 1986. Ectomycorrhizas affect ionic balance during ammonium uptake by Douglas fir roots. New Phytol. 102: 271-283.
- Boer, W. M. den & Tweel, P. A. van den 1985. The health condition of the Dutch forests in 1984. Netherlands Journal of Agricultural Science 33: 167-174.
- Boswell, J. G. 1955. The microbiology of acid soils: 4. New Phytol. 54: 311-319.
- Buijsman, E. 1984. Emissions of ammonia in the Netherlands (in Dutch). Publication 22. Ministry of Housing, Planning and Environmental Hygiene.
- 1987. Ammonia emission calculation - fiction and reality. In: Asman, W. A. H. & Diederer, H. S. M. A. (eds.). Ammonia and acidification. Proceedings. EURASAP-Symposium. Bilthoven, The Netherlands, 13-15 April, 1987. p. 13-27.
- Clarkson, D. T. & Warner, A. J. 1979. Relationship between root temperature and the transport of ammonium and nitrate ions by Italian and perennial ryegrass (Lolium multiflorum and Lolium perenne). Plant Physiol. 64: 557-561.

- Cox, W. J. & Reisenauer, H. M. 1973. Growth and ion uptake by wheat supplied nitrogen as nitrate or ammonium or both. *Plant and Soil* 38: 363-380.
- Draaijers, G.P. J., Ivens, W. P. M. F. & Bleuten, W. 1987. The interaction of  $\text{NH}_3$  and  $\text{SO}_2$  in the process of dry deposition on plant surfaces. In: Asman, W. A. H. & Diederer, H. S. M. A. (eds.). *Ammonia and acidification. Proceedings. EUROSAP-symposium. Bilthoven, The Netherlands, 13-15 April, 1987.* p. 141-148.
- Einfluss von Luftverunreinigungen auf Böden, Gewässer, Flora und Fauna. 1987. Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft. Frankfurt/Main. 299 s.
- Ellenberg, H. 1987. Floristic changes due to eutrophication. In: Asman, W. A. H. & Diederer, H. S. M. A. (eds.). *Ammonia and acidification. Proceedings. EURASAP-symposium. Bilthoven, The Netherlands, 13-15 April, 1987.* p. 301-308.
- Epstein, E. 1972. *Mineral nutrition of plants: Principles and perspectives.* NY. John Wiley & Sons. 412 pp.
- Eronen, M. 1985. Suomen maaperä sietää happamia sateita. *Helsingin Sanomat* 9.2.1985. s. 20.
- Ferguson, A. R. & Bollard, E. G. 1969. Nitrogen metabolism of *Spirodela oligorrhiza*. I. Utilization of ammonium, nitrate and nitrite. *Planta* 88: 344-352.
- Ferm, M. & Christensen, T. 1987. Determination of  $\text{NH}_3$  volatilization from surface-applied cattle slurry using passive flux samplers. In: Asman, W. A. H. & Diederer, H. S. M. A. (eds.). *Ammonia and acidification. Proceedings. EURASAP-Symposium. Bilthoven, The Netherlands, 13-15 April, 1987.* p. 28-41.

- Glatzel, von G., Kazda, M., Grill, D., Halbwachs, G. & Katzensteiner, K. 1987. Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nahelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition - ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens? Summary: Nutritional disorders in spruce (Picea abies) as a consequence of damage to needle surfaces and deposition of atmospheric nitrogenous compounds: one of the mechanisms of forest decline? Allg. Forst.- u.J.-Ztg. 158(5/6): 91-97.
- Gibbs, M. & Calo, N. 1959. Factors affecting light induced fixation of carbon dioxide by isolated spinach chloroplasts. Plant Physiol. 34: 318-323.
- Gigon, A. & Rorison, I. H. 1972. The response of some ecologically distinct plant species to nitrate- and ammonium-nitrogen. J. Ecol. 60: 93-102.
- Givan, C. V. 1979. Metabolic detoxification of ammonia in tissues of higher plants. Phytochemistry 18: 375-382.
- Gosz, J. R. 1981. Nitrogen cycling in coniferous ecosystems. In: Clark, F. E. & Rosswall, T. (eds.). Terrestrial nitrogen cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33: 405-426.
- Halonen, O., Tulkki, H. & Derome, J. 1983. Nutrient analysis methods. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 121: 1-28.
- Harada, T., Takaki, H. & Yamada, Y. 1968. Effect of nitrogen sources on the chemical components in young plants. Soil Sci. Plant Nutr. 14(2): 47-55.
- Haynes, R. J. & Goh, K. M. 1977. Evaluation of potting media for commercial nursery production of containergrown plants. II. Z. J. Agric. Res. 20: 371-381.
- 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. Biol. Rev. 53: 465-510.

- Heber, U., Kirk, M. R., Gimmler, H. & Schäfer, G. 1974. Uptake and reduction of glycerate by isolated chloroplasts. *Planta* 120: 32-46.
- Heilman, P. 1974. Effect of urea fertilization on nitrification in forest soils of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 38(4): 664-667.
- Helin, J. 1982. Turkistarhojen aiheuttama ainekuormitus pinta- ja pohjavesiin. Summary. Diplomityö. Vesihallituksen monistesarja 140. 176 s.
- Hunger, W. 1978. Über Absterbeerscheinungen an älteren Fichtenbeständen in der Nähe einer Schweinemastanlage. *Beiträge für den Forstwirtschaft* 12(4): 188-189.
- Huntus, H. & Niemelä, P. 1986. Kannuksen turkistarhan ravintehuuhtoutumat. Väliraportti. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 23: 1-29.
- Ikeda, M., Yamada, Y. & Harada, T. 1974. Glucose metabolism in detached leaves of tomato plants grown with ammonium and nitrate as nitrogen sources. *Soil Sci. Plant Nutr.* 20(2): 185-194.
- Jackson, W. A. & Williams, D. C. 1968. Nitrate-stimulated uptake and transport of strontium and other cations. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32: 689-704.
- Kauppi, P., Kenttämies, K., Oikarinen, S. & Valli, R. 1987. Happamoituminen Suomessa. Ympäristöministeriön ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston sarja A/57/1987. 97 s.
- Kemppainen, E. 1985. Kuivikkeen vaikutus lannan arvoon. Kuivikkeiden ammoniakin sitomiskyky. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 9/85: 1-25.

- Keränen, S. & Niskanen, R. 1987. Typpilannoituksen vaikutus happamoitumiseen Suomessa. Kirjallisuusselvitys. Ympäristöministeriö. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto. Sarja D/30/1987. 64 s.
- Kirkby, E. A. 1968. Influence of ammonium and nitrate nutrition on the cation-anion balance and nitrogen and carbohydrate metabolism of white mustard plants grown in dilute nutrition solutions. *Soil Sci.* 105: 133-141.
- Kjellerup, V. & Lindhard, J. 1977. Minkgodningens indhold af plantenaeringsstoffer. *Dansk Pelsdyravl.* 4: 130-131.
- Kolari, K. K. 1979. Hivenravinteiden puute metsäpuilla ja männyn kasvuhäiriö Suomessa. Kirjallisuuskatsaus. Abstract: Micronutrient deficiency in forest trees and dieback of Scots pine in Finland. A review. *Folia For.* 389: 1-37.
- Kukkola, M. & Veijalainen, H. 1987. Neulas- ja lehtianalyysin maastotyöt. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 257: 137-144.
- Kühne, H. 1966. Absterbeerscheinungen an Koniferen in der Nähe von Hühnerställen mit Entlüftung durch Ventilatoren. *Nachrichtenblatt der Deutschen Pflanzenschutzdienst* 18: 121-123.
- Lemon, E. & Houtte, R. van 1980. Ammonia exchange at the land surface. *Agron. J.* 72: 876-883.
- Lewis, D. C. & Stefanson, R. C. 1975. Effect of N-Serve on nitrogen transformations and wheat yields in some Australian soils. *Soil Sci.* 119: 273-279.

- Lindberg, S. E., Loret, G. M., Richter, D. D. & Johnson, D. W. 1986. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. *Science* 231(4734): 141-145.
- Lundell, Y. 1987. Nutrient variation in forest soil samples due to time of sampling and method of storage. *Plant and Soil* 98: 367-375.
- Maynard, D. N. & Barker, A. V. 1969. Studies in the tolerance of plants to ammonium nutrition. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 94: 235-239.
- Mengel, K. & Kirkby, E. A. 1982. Principles of plant nutrition. 3rd edition. International Potash Institute. 655 pp.
- , Viro, M. & Hehl, G. 1976. Effect of potassium on uptake and incorporation of ammonium-nitrogen of rice plants. *Plant and Soil* 44: 547-558.
- Metsänterveysopas. 1988. Kirjayhtymä. Helsinki. 112 s.
- Miller, H. G. 1984. Dynamics of nutrient cycling in plantation ecosystems. In: Bowen, G. D. & Nambiar, E. K. S. (eds.). *Nutrition of plantation forests*. p. 53-78.
- Moore, D. P. 1974. Physiological effects of pH on roots. In: Carson, E. W. (ed.). *The plant root and its environment*. p. 135-151.
- Morrison, I. K. 1984. Acid rain. A review of literature on acid deposition effects in forest ecosystems. Review article. *For. Abstr.* 45(8): 483-506.
- Munk, H. 1958. The nitrification of ammonium salts in acid soils. *Landw. Forsch.* 11: 150-156.

- Möller, G. 1983. Variation of boron concentration in pine needles from trees growing on mineral soil in Sweden and response to nitrogen fertilization. In: Kolari, K. K. (ed.). Growth disturbances of forest trees. Seloste: Metsäpuiden kasvuhäiriöt. Commun. Inst. For. Fenn. 116: 111-115.
- Nadelhoffer, K. J., Aber, J. D. & Melillo, J. M. 1984. Seasonal patterns of ammonium and nitrate uptake in nine temperate forest ecosystems. Plant and Soil 80: 321-335.
- Nelson, A. D. & Selby, R. 1974. The effect of nitrogen sources and iron levels on the growth and composition of sitka spruce and scots pine. Plant and Soil 41: 573-588.
- Niemelä, P. 1986. Kuiviketurpeen soveltuvuus turkistarhoilla kertyvän sonnan ja virtsan käsittelyyn. Maatalouden tutkimuskeskus. Tiedote 12/86: 1-15.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. Ambio 14(1): 2-8.
- 1986. Effekter av ammoniak och ammonium på mark, vatten och luften. In: Nilsson, J. (red.). Ammoniakutsläpp och dess effekter. Statens naturvårdsverk. Rapport 3188: 89-126.
- Nilsson, J. (red.) 1986. Ammoniakutsläpp och dess effekter. Statens naturvårdsverk. Rapport 3188. 128 s.
- Nömmik, H. 1956. Investigations on denitrification in soil. Acta Agric. Scand. 6: 195-228.

- Paarlahti, K., Reinikainen, A. & Veijalainen, H. 1971. Nutritional diagnosis of Scots pine stands by needle and peat analysis. Seloste: Maa- ja neulasanalyysi turvemaiden männiköiden ravitsemustilan määrittämisessä. Commun. Inst. For. Fenn. 77.3: 1-46.
- Paavilainen, E. 1976. Typpilannoitus ohutturpeisilla piensararämeillä. Summary: Nitrogen fertilization on shallow peated Carex globularis pine swamps. Folia For. 272: 1-16.
- Penttilä, T. & Honkanen, M. 1986. Suometsien pysyvien kasvukoealojen (SINKA) maastotyöohjeet. Rovaniemen tutkimus- asema. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 226: 1-98.
- Popovic, B. 1977. Effect of ammonium nitrate and urea fertilizers on nitrogen mineralization, especially nitrification, in a forest soil. Royal College of Forestry. Departments of Forest Ecology and Forest Soils. Research Notes 30: 1-26.
- 1985. The effect of nitrogenous fertilizers on the nitrification of forest soils. Fertilizer Research 6: 139-147.
- Puritch, G. S. & Barker, A. V. 1967. Structure and function of tomato leaf chloroplasts during ammonium toxicity. Plant Physiol. 42: 1229-1238.
- Puustjärvi, V. 1962a. Suometsien fosforiravitsemuksesta ja neulasten P/N-suhteesta neulasanalyysin valossa. Summary: On the phosphorus nutrition of wet peatland forests and on the P/N-ratio in their needles. Suo 1962.(2): 21-24.

- 1962b. Suometsien kaliumravitsemyksestä ja neulasten N/K-suhteesta neulasanalyysin valossa. Summary: On the potassium nutrition of wet peatland forests and on the N/K-ratio of the needles in the light of needle analysis. Suo 1962(3): 36-40.
- Quebedeaux, B. Jr. & Ozbun, J. L. 1973. Effects of ammonium nutrition on water stress, water uptake and root pressure in Lycopersicon esculentum Mill. Plant Physiol. 52: 677-679.
- Rayar, A. J. & Hai, T. van 1977. Effect of ammonium on uptake of phosphorus, potassium, calcium and magnesium by intact soybean plants. Plant and Soil 48: 81-87.
- Rehcgigl, J. E. & Sparks, D. L. 1985. Effect of acid rain on the soil environment: A review. Commun. In Soil Sci. Plant Anal. 16(7): 653-680.
- Riley, D. & Barber, S. A. 1971. Effect of ammonium and nitrate fertilization on phosphorus uptake as related to root-induced pH changes at the root-soil interface. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35: 301-306.
- Roberge, M. R. & Knowles, R. 1966. Ureolysis, immobilisation and nitrification in black spruce (Picea mariana Mill.) humus. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 30: 201-204.
- Rodhe, H. 1982. Tillförsel av växtnäringsämnen från luften. Skogs- och lantbruksakademis Tidskrifter. Supplement 14: 32-36.
- Roelofs, J. G. M., Kempers, A. J., Houdijk, A. L. F. M. & Jansen, J. 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on Pinus nigra var. maritima in the Netherlands. Plant and Soil 84: 45-56.

- , Boxman, A. V. & Dijk, H. F. G. van 1987. Effects of airborne ammonium on natural vegetation and forests. In: Asman, W. A. H. & Diederer, H. S. M. A. (eds.). Ammonia and acidification. Proceedings. EURASAP-Symposium. Bilt-hoven, The Netherlands, 13-15 April, 1987. p. 266-276.
- Rudolph, E. 1981. Massentierhaltungsbetriebe als Verursacher von Immissionsschäden. Mitteilungen der Forstlichen Bundes-Versuchsanstalt, Wien. 137/I: 53-59.
- Rygiewicz, P. T., Bledsoe, C. S. & Zasoski, R. J. 1984. Effects of ectomycorrhizae and solution pH on ammonium uptake by coniferous seedlings. Can. J. For. Res. 14: 885-892.
- Sippola, J., Erviö, R. & Eleveld, R. 1973. The effects of simultaneous addition of ammonium and potassium on their fixation in some Finnish soils. Ann. Agric. Fenn. 12: 185-189.
- Smiley, R. W. 1974. Rhizosphere pH as influenced by plants, soils and nitrogen fertilizers. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38: 795-799.
- Smith, W., Boorman, F. H. & Likens, G. E. 1968. Response of chemoautotrophic nitrifiers to forest cutting. Soil Sci. 106: 471-473.
- Soon, Y. K. & Miller, M. H. 1977. Changes in rhizosphere due to ammonium and nitrate fertilization and phosphorus uptake by corn seedlings (*Zea mays* L.). Soil Sci. Soc. Am. Proc. 41: 77-80.
- Starr, M. 1988. Maan kehitys ja viljavuus Pohjanlahden rannikolla. Abstract: Soil formation and fertility in coastal sand deposits along the gulf of Bothnia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja.

- Tarhaajan Kalenteri 1987. Suomen Turkiseläinten Kasvattajain Liitto. 56 s.
- Tesche, M. & Schmidtchen, A. 1978. Schädigungen an Koniferen in der Umgebung von Anlagen der Phytopathologie und Pflanzenschutz, Berlin 14(5): 327-3332.
- Tjepkema, J. D., Cartica, R. J. & Hemond, H. F. 1981. Atmospheric concentration of ammonia in Massachusetts and deposition on vegetation. *Nature* 294(3): 445-446.
- Townsend, L. R. 1969. Influence of form of nitrogen and pH on growth and nutrient levels in leaves and roots of low-bush blueberry. *Can. J. Plant Sci.* 49: 333-338.
- Turkistarhojen vesiensuojelutoimenpiteet. 1983. Työryhmän loppuraportti. Vesihallituksen monistesarja 213. 42 s.
- Unsworth, M. H. 1981. Air pollution and plant productivity. In: Johnson, C. B. (ed.). *Physiological processes limiting plant productivity*. p. 293-306.
- Urvas, L. & Erviö, R. 1974. Metsätyypin määräytyminen maala-  
jin ja maaperän kemiallisten ominaisuuksien perusteella.  
Abstract: Influence of the soil type and the chemical  
properties of soil on the determining of the forest  
type. *J. Agric. Soc. Finland* 46: 307-319.
- Varga, M. & Zsoldos, F. 1963. The effect of nitrogen supply on the indoleacetic acid oxidase activity of the roots of rice plants. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 9: 171-176.
- Veijalainen, H., Reinikainen, A. & Kolari, K. K. 1984. Metsä-  
puiden ravinneperäinen kasvuhäiriö Suomessa. Summary:  
Nutritional growth disturbances of forest trees in Fin-  
land. *Folia For.* 601: 1-41.

- Vines, H. M. & Wedding, R. T. 1960. Some effects of ammonia on plant metabolism and a possible mechanism for ammonia toxicity. *Plant Physiol.* 35: 820-825.
- Wilcox, G. E., Magalhaes, J. R. & Silva, F. L. I. M. 1985. Ammonium and nitrate concentrations as factors in tomato growth and nutrient uptake. *J. Plant Nutr.* 8(11): 989-998.
- Woolhouse, H. W. & Hardwick, K. 1966. The growth of tomato seedlings in relation to the form of the nitrogen supply. *New Phytol.* 65: 518-525.

#### SUMMARY

There are over 5600 fur farms in Finland, mostly situated on the Ostrobothnian coast (Fig. 1). One by-product of these farms is a large quantity of nitrogen-rich dung which falls in the first instance onto the ground beneath the cages and can sometimes remain there for some time before it is removed to a refuse tip or used as a manure. The amount of nitrogen contained in this dung is estimated at around 8 milj. kg per year, some of which is in a volatile form and is distributed over the surrounding area by air currents. For example, nitrogen emission from fur farms in the area around the town of Uusikaarlepyy can be very high up to 30-40 kg per hectare per year.

The main objectives of the studies carried out at the Kannus Forest Research Station were to investigate the symptoms and occurrence of growth disturbances of trees and causal relations behind them. The sample plots were established close to fur farms in young pine stands which were as similar as possible in terms of growing site and growing stock. The plots were arranged on lines each setting out from a fur farm or

group of fur farms, the first being as close to the farm as possible and the subsequent points at intervals of approx. 50 m.

The radius of the sample plots were selected so as to ensure measurement of a minimum of 30 trees. The distance of the tree from the centre of the plot and its direction with respect to the centre were determined, and also its diameter at breast height, and the height, annual height increment and number of year classes of needles of certain sample trees were evaluated. Observations were made on the occurrence of green algae on the trunks, the forms of the crowns and any damage suffered by the trees. A total of 77 plots were set up in 22 forests, together with eight control plots located further away from fur farms (Table 1).

Needle samples were collected from each plot in winter 1986-87 for determination of their nitrogen, ammonium nitrogen, nitrate nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, boron, iron, zinc, manganese, copper, sodium and aluminium content. Humus samples were collected in connection with measurement of the trees in spring and summer 1987 for analysis of (water) pH, conductivity, total nitrogen, phosphorus, potassium, magnesium, iron, manganese, zinc, copper and boron and also the exchangeable fraction of potassium, magnesium, iron, manganese, zinc and copper. The proportion of soluble-phosphorus was also determined, and ammonium and nitrate nitrogen separately.

The forest damages close to the fur farms resembled the growth disturbances of nutrient origin described chiefly in pine forests growing on peat soils. The principal macroscopic findings were weakened apical dominance, with annual growth in the apical shoot remaining shorter than that in the upper side branches in the same year (Fig. 3), and dieback of the leading shoot, a consequence of the death of this shoot in a number of consecutive years (Fig. 4). In other words, they

resemble the disturbances known to result from excessive nitrogen fertilization.

Other common disturbances include increased numbers of branches in the annual whorls, the occurrence of vertical branches and pronounced radial growth in the branches (Fig. 3). Where these disturbances had continued for a number of years the outcome was thick-butted stems, multiple crowns and a bushy growth form (Fig. 5). Changes of leading shoot may affect the technical quality of the timber with sharp crooks in the stem common (Fig. 6). Although the appearance of such disturbances would seem to be preceded by an exceptional lushness of growth and dark green colour in the needles, the eventual outcome is a pronounced needle loss (Fig. 7) and a change in needle colour to a yellowish brown.

Symptoms of nutrient deficiency were detectable at some sites close to the fur farms (Fig. 8). Indications of more profound ecosystem changes are root damages and the consequent susceptibility to wind damage (Fig. 9). Green algae are also found on the trunks of trees close to the fur farms (Fig. 10, Table 2), while the ground layer vegetation is characterized by a decline in the proportion of dwarf shrubs and an increase in grasses (Figs. 11 and 12).

The growth disturbances in trees in the vicinity of fur farms were most pronounced within a distance of 100 metres from the farm and were clearly associated with high total and ammonium nitrogen contents in the pine needles and mineral nitrogen content in the humus. Close to the fur farms the nitrogen content of the pine needles was exceptionally high 1.8-2.5 %, as compared with control values of 1.3 - 1.5 % (Table 4, Fig. 14). Progressively higher nitrogen concentrations in the needles were associated with growth disturbances of increasing extent (Fig. 20). The needle analyses also revealed deficiencies in certain nutrients, principally boron and magnesium (Fig. 17). The observed growth disturb-

ances seemed to be of nutrient disorder, the obvious cause of which lies in the high rate of deposition of nitrogen from the air.

Ammonium and nitrate nitrogen concentrations in the humus were higher close to the fur farms than further away, the amounts of the former being considerably greater than those of the latter (Table 3, Fig. 13). Disturbances in the crowns of the trees also increased with the amount of mineral nitrogen in the humus (Fig. 21). The size and age of the fur farm also seemed to have an effect on the time at which nitrogen deposition began to be critical for the health of the trees.

It is significant, however, that no acidification effect of the nitrogen on the forests could not be distinguished as yet with the methods used here. Taken all in all, the damage observed here resembles the effects of ammonia emissions from agriculture and cattle raising on forests in Central Europe, particularly in Holland.

Further research in this problem should be carried out and these investigations could even contribute to the national and international research on the mechanisms of forest decline. It is essential to adopt an approach which takes account of the whole ecosystem, and in this sense further research is required into changes in tree metabolism and growth, root development and into the vegetation and soils of the sites concerned. Attention should also be paid to the question of whether ammonia deposition causes acidification in the long term, as the theory would predict. One of the most urgent tasks is to determine the extent of the nitrogen emissions from fur farms at different stages in the raising of the animals, and naturally to discover and examine methods for reducing these emissions. Peat, for instance, has proved to be an efficient material for binding nitrogen.







**Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja -sarjassa Kannuksen tutkimusasemalta ilmestynyt:**

- N:o 98 Jyrki Hytönen. 1983. Vaaka- ja pystyistutuksen vertailua pajunkasvatuksessa. Abstract: Comparison of horizontal and vertical planting of willow cuttings. 14 s.
- N:o 120 Metsäntutkimuspäivä Kannuksessa 15.9.1983. 40 s.
- N:o 132 Ari Ferm ja Jyrki Hytönen. 1984. Säilytyksen vaikutus kosteusnäytteen puun kuivamassan määrittämisessä. Abstract: Effect of sample storage in determination of tree dry mass. 16 s.
- N:o 163 Jyrki Hytönen ja Ari Ferm. 1984. Vesipajun vesojen puuteknisiä ominaisuuksia. Abstract: On the technical properties of **Salix** 'Aquatica' sprouts. 20 s.
- N:o 206 Metsäntutkimuspäivä Kannuksessa 28.11.1985. Forest Research Day at Kannus 28.11.1985. 99 s.
- N:o 245 Jyrki Hytönen. 1987. Lannoituksen vaikutus koripajun ravinnetilaan ja tuotokseen kahdella suonpohja-alueella. Summary: Effect of fertilization on the nutrient status and dry mass production of **Salix viminalis** on two peat cut-away areas. 31 s.
- N:o 250 Metsäntutkimuspäivä Kokkolassa 13.3.1987. Metsäteknologian teemapäivä. 113 s.
- N:o 304 Ari Ferm (ed.). 1988. Proceedings of the IEA Task II meeting and workshops on cell culture and coppicing. In Oulu, Finland, August 24—29, 1987. 115 s.

**Kannus 1988**  
**ISBN: 951-40-1030-2**  
**ISSN: 0358-4283**