

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 665, 1997
БЮЛЛЕТЕНЬ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО ИНСТИТУТА
ЛЕСА ФИНЛЯНДИИ 665. 1997

Männiköiden kunto
Karjalan kannaksen – Kaakkois-Suomen
ja Kostamuksen – Kainuun alueilla

Suomalais-venäläisen tutkimushankkeen loppuraportti

Состояние сосняков в районах
Карельского перешейка – юго-восточной
Финляндии и Костомукши – Кайнуу

Заключительный отчет по российско-финляндскому научно-исследовательскому проекту

Ilari Lumme
Vladimir Arkhipov
Natalia Fedorets
Eino Mälkönen
(toim.)

Илари Лумме
Владимир Архипов
Наталья Федорец
Эйно Мялкёнен
(ред.)

VANTAAN TUTKIMUSKESKUS – НАУЧНЫЙ ЦЕНТР ВАНТАА

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 665, 1997
БЮЛЛЕТЕНЬ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО ИНСТИТУТА
ЛЕСА ФИНЛЯНДИИ 665. 1997

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Jalostusosasto ✓

**Männiköiden kunto
Karjalan kannaksen – Kaakkois-Suomen
ja Kostamuksen – Kainuun alueilla**

Suomalais-venäläisen tutkimushankkeen loppuraportti

**Состояние сосняков в районах
Карельского перешейка – юго-восточной
Финляндии и Костомукши – Кайнуу**

Заключительный отчет по российско-финляндскому научно-исследовательскому проекту

Ilari Lumme
Vladimir Arkhipov
Natalia Fedorets
Eino Mälkönen
(toim.)

Илари Лумме
Владимир Архипов
Наталья Федорец
Эйно Мьялкёнен
(ред.)

VANTAAN TUTKIMUSKESKUS – НАУЧНЫЙ ЦЕНТР ВАНТАА

Ilari Lumme, Vladimir Arkhipov, Natalia Fedorets ja Eino Mälkönen (toim.) 1997. Männiköiden kunto Karjalan kannaksen – Kaakkois-Suomen ja Kostamuksen – Kainuun alueilla — Suomalais-venäläisen tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 665.

Toimittajien yhteystiedot: Ilari Lumme ja Eino Mälkönen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051.

Vladimir Arkhipov, Luoteisalueiden metsätalouden suunnitteluyritys, Koli Tomchaka 16, 196084, Pietari, Venäjä, puh. +7812-298 03 84. Natalia Fedorets, Venäjän tiedeakatemia, Karjalan tiedekeskuksen Metsäinstituutti, ul. Pushkina 11, 185610 Petroskoi, puh. +7814-79481

Avainsanat: Ilman epäpuhtaudet, laskeuma, metsien kunto, metsävauriot, kasvunvaihtelu.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, hanke 3094.

Hyväksynyt: Matti Kärkkäinen, tutkimusjohtaja, xx.xx.1997.

Tekstinkäsittely ja taitto: Sari Elomaa ja Hillevi Sinkko

Piirroksat: Anne Siika

Valokuvat: Erkki Oksanen

Käännös venäjäksi: Andrei Juntunen

Tilaukset: Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa. Puhelin 09-857 051. Telekopio 09-8572 575.

И. Лумме, В. Архипов, Н. Федоретц и Э. Мьялкёнен (ред.) 1997. Состояние сосняков в районах Карельского перешейка - юго-восточной Финляндии и Костомукши - Кайнуу. Заключительный отчет по российско - финляндскому научно-исследовательскому проекту. Бюллетень Научно-исследовательского института леса Финляндии 665. 1997

Редакторы: Илари Лумме и Эйно Мьялкёнен, Научно-исследовательский институт леса Финляндии, Научный центр Вантаа, п/я 18, ФИН-01301 Вантаа, тел. +358-9-857 051

Владимир Архипов, Северо-западное лесостроительное предприятие, ул. Коли Томчака 16, 196084 С. -Петербург, тел. +7812-298 0384

Наталья Федоретц, Институт леса Карельского научного центра, РАН, ул. Пушкина 11, 185610 Петрозаводск, тел. +7814-79481

Ключевые слова: Атмосферные загрязнители, выпадение, состояние лесов, лесные повреждения, колебание роста.

Издатель: Научно-исследовательский институт леса Финляндии, проект 3094.

Одобрил: Матти Кярккяйнен, научный директор, xx.xx.1997

Оформление: Сари Эломаа и Хиллеви Синкко

Иллюстрация: Anne Siika

Фото: Эрkki Oksanen

Перевод на русский: Андрей юнтунен

Раздача: Научно-исследовательский институт леса Финляндии, Научный центр Вантаа, п/я 18, ФИН-01301 Вантаа

Sisällys

| | |
|---|-----------|
| Alkusanat | 6 |
| Hankkeeseen osallistuneet | 8 |
| 1. Johdanto <i>E. Mälkönen, Y. Agapov ja V. Krutov</i> | 10 |
| 1.1 Metsät ja niiden merkitys Suomen ja Venäjän rajanläheisillä alueilla | 10 |
| 1.2 Ilman epäpuhtauksien päästöt tutkimusalueen läheisyydessä | 12 |
| 1.3 Tutkimuksen tavoitteet | 12 |
| 2. Menetelmät ja aineistot <i>I. Lumme, V. Arkhipov, J. Poikolainen ja N. Fedorets</i> | 14 |
| 2.1 Tutkimuslinjat | 14 |
| Näytealat | 14 |
| Ilmasto- ja sääolot | 18 |
| 2.2 Tutkimusmenetelmät | 20 |
| Laskeuma ja maaperä | 20 |
| Puuston kunto ja kasvunvaihtelu | 24 |
| 3. Tulokset | 30 |
| 3.1 Pietarin tutkimuslinja <i>I. Lumme ja V. Arkhipov</i> | 30 |
| Laskeuman määrä ja laatu | 30 |
| Maaveden laatu | 32 |
| Puuston kunto | 34 |
| Neulasten alkuainepitoisuudet | 34 |
| Neulasten solukkovauriot ja pintavahojen kunto | 36 |
| Hienojuurten biomassa ja alkuainepitoisuudet | 38 |
| Puuaineen hiili-isotooppisuhteet | 40 |
| Puuston elinvoimaisuus ja vauriot | 40 |
| Puuston kasvunvaihtelu | 44 |
| Johtopäätökset ja tilannearvio | 46 |
| Laskeuma | 46 |
| Maaperä ja puuston kunto | 48 |
| 3.2 Kostamuksen tutkimuslinja <i>J. Poikolainen ja N. Fedorets</i> | 54 |
| Laskeuman määrä ja laatu | 54 |
| Maaveden laatu | 58 |
| Puuston kunto | 60 |
| Neulasten alkuainepitoisuudet ja solukkovauriot | 60 |
| Puuston elinvoimaisuus ja vauriot | 60 |
| Puuston kasvunvaihtelu | 64 |
| Johtopäätökset ja tilannearvio | 64 |
| 4. Päätelmät metsien kunnosta ja ilman epäpuhtauksien aiheuttamasta riskistä <i>E. Mälkönen, I. Lumme, Y. Agapov ja V. Krutov</i> | 68 |
| Kirjallisuus | 72 |

Содержание

| | |
|--|-----------|
| Предисловие | 7 |
| Участники проекта | 9 |
| 1. Введение <i>Э. Мялкёнен, Ю. Агапов и В. Крутов</i> | 11 |
| 1.1 Леса и их значение для приграничных районов Финляндии и России | 11 |
| 1.2 Выбросы атмосферных загрязнителей вблизи обследованной территории | 13 |
| 1.3 Цели исследования | 13 |
| 2. Методы и материалы <i>И. Лумме, В. Архипов, Я. Пойколайнен и Н. Федорец</i> | 15 |
| 2.1 Полосы исследований | 15 |
| Пробные площади | 15 |
| Погодно-климатические условия | 21 |
| 2.2 Методы исследований | 21 |
| Выпадение загрязнителей и почвы | 21 |
| Состояние древостоя и колебание роста | 23 |
| 3. Результаты | 31 |
| 3.1 Петербургская полоса исследований <i>И. Лумме и В. Архипов</i> | 31 |
| Объем и состав выпадений | 31 |
| Характер почвенных вод | 33 |
| Состояние древостоя | 35 |
| Концентрации элементов в хвое | 35 |
| Повреждения тканей хвои и состояние воскового налета | 35 |
| Биомасса и содержание химических элементов в тонких корнях | 39 |
| Соотношения изотопов углерода в древесине | 41 |
| Жизнеспособность древостоя и повреждения | 43 |
| Колебания роста древостоя | 45 |
| Выводы и оценка состояния | 47 |
| Выпадения | 47 |
| Почва и состояние древостоя | 49 |
| 3.2 Костомукшская полоса исследований <i>Я. Пойколайнен и Н. Федорец</i> | 55 |
| Объем и состав выпадений | 55 |
| Характер почвенных вод | 59 |
| Состояние древостоя | 61 |
| Концентрации элементов в хвое и повреждения тканей | 61 |
| Жизнеспособность древостоя и повреждения | 63 |
| Колебание роста древостоя | 65 |
| Выводы и оценка состояния | 65 |
| 4. Заключение о состоянии лесов и угрозе атмосферных загрязнений <i>Э. Мялкёнен, И. Лумме, Ю. Агапов и В. Крутов</i> | 69 |
| Литература | 72 |

Alkusanat

Huoli ilman epäpuhtauksien aiheuttamista metsävaurioista voimistui Länsi-Euroopassa 1980-luvun alussa. Sen perusteella ryhdyttiin ilmansuojelutoimenpiteisiin, joiden ansiosta päästöt ovat vähentyneet nopeasti Skandinaviassa ja myös osassa Länsi-Eurooppaa. Sen sijaan Venäjän ja Baltian maiden päästöt ovat ilmeisesti edelleenkin suuria. Pietarin, Leningradin alueen ja Baltian maiden taloudellinen elpyminen saattaa aluksi jopa lisätä päästöjä ennen kuin yhteiskunnan rahoitusta voidaan siirtää ympäristönsuojelun edistämiseen. Puutteelliset tiedot Itä-Euroopan päästöistä vaikeuttavat kokonaistilanteen arviointia.

Vuonna 1991 käynnistettiin Metsäntutkimuslaitoksen aloitteesta suomalais-venäläinen yhteistutkimushanke ilman epäpuhtauksien laskeuman ja metsien terveydentilan selvittämiseksi Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomessa sekä Kostamuksen alueella ja Kainuussa. Näiltä alueilta oli tuolloin hyvin niukasti tutkimustietoa ilman epäpuhtauksien laskeumasta ja puuston terveydentilasta. Alueet ovat puuntuotannollisesti merkittäviä ja niillä sijaitsee myös tärkeitä luonnonsuojelukohteita.

Hankkeen sopijaosapuolina Metsäntutkimuslaitoksen kanssa olivat Luoteisalueiden metsätalouden suunnitteluyritys "Lesprojekt" ja Karjalan tiedekeskuksen Metsäinstituutti. Hankkeen käynnistyttyä siihen osallistui myös monia muita tutkimuslaitoksia.

Hanketta rahoittivat Suomen puolelta siihen osallistuneiden tutkimusorganisaatioiden lisäksi Ympäristöministeriö, Maa- ja metsätalousministeriö sekä Suomen ja Venäjän välinen tiede- ja teknologiayhteistyökomissio (UM). Venäjällä hanketta rahoittivat Venäjän Federaation metsävirasto, Leningradin alueen ympäristöhallinto sekä Venäjän tiedeakatemia. Hanke oli osana Suomen ja Venäjän luoteis-

osan välistä ympäristönsuojelun aluetason yhteistyötä. Lisäksi se kuului alueellisena hankkeena Metsäntutkimuslaitoksen Metsien terveydentilan tutkimusohjelmaan.

Metsäntutkimuslaitoksen puolesta esitän parhaat kiitokset kaikille yhteistyökumppaneille ja hankkeeseen osallistuneille henkilöille suuriarvoisesta työstä, joka tutkimustavoitteiden lisäksi on edistänyt myös suomalaisten ja venäläisten metsäntutkijoiden vuorovaikutusta.

Eljas Pohtila
Ylijohtaja, professori

Предисловие

В западной Европе в начале 1980-х годов усилилась озабоченность по поводу повреждений леса атмосферными поллютантами. Это привело к мероприятиям по охране воздуха, благодаря которым выбросы уменьшились быстро в Скандинавии и в части стран Западной Европы. Однако, объемы выбросов в России и странах Прибалтики являются видимо по-прежнему большими. Экономический подъем С.-Петербурга, Ленинградской области и Прибалтийских стран может даже поначалу увеличить объемы выбросов до тех пор, пока общество не найдет средства на улучшение охраны окружающей среды. Данные по выбросам в восточной Европе неполны, что затрудняет оценку общей ситуации.

В 1991 году по инициативе Научно-исследовательского института леса Финляндии был начат совместный российско-финляндский проект по изучению выпадений атмосферных поллютантов и состояния лесов в регионах Карельского перешейка и юго-восточной Финляндии, а также Костомукши и Кайнуу. По этим районам имелись в то время скудные научные данные о выпадениях загрязнителей и состоянии древостоев. Эти районы имеют большое значение для производства древесины и здесь расположены также важные природоохранные объекты.

Кроме организаций – участников проект финансировался в Финляндии Министерством окружающей среды, Министерством сельского и лесного хозяйства и Финляндско-российской комиссией по научному и технологическому

сотрудничеству. В России проект спонсировали Федеральная служба лесного хозяйства, Управление по экологии Ленинградской области и Российская Академия Наук. Проект был элементом сотрудничества между Финляндией и Северо-Западом России по охране окружающей среды на региональном уровне. Кроме того, он входил проектом в “Программу изучения состояния здоровья лесов” НИИЛФа.

От имени Научно-исследовательского института леса Финляндии хочу выразить глубокую благодарность всем участникам совместного проекта за отличную работу, которая, кроме научных целей, существенно продвинула взаимодействие финских и российских исследователей леса.

Эльяс Похтила
Главный директор, профессор

Hankkeeseen osallistuneet

Hankkeeseen osallistuneet tutkimusorganisaatiot ja tutkijat aihepiireineen olivat seuraavat.

Metsäntutkimuslaitos:

Eero Kubin, bioindikaattorit
 Harri Lippo, laboratoriopalvelut, maavesitutkimukset
 Ilari Lumme, hankkeen vastuututkija, laskeuma- ja ravinnetutkimukset
 Seppo Nevalainen, puuston kunto, neulasten pintavahat
 Pekka Niemelä, puuston hyönteistuhot, hiiliisotooppitutkimukset
 Pentti Niemistö, puuston kasvunvaihtelu
 Pekka Nöjd, puuston kasvunvaihtelu
 Jarmo Poikolainen, laskeuma- ja ravinnetutkimukset
 Sirkka Sutinen, neulasten solukkovauriot
 Mauri Timonen, puuston kasvunvaihtelu

Luoteisalueiden metsätalouden suunnitteluyritys, Pietari:

Vladimir Arkhipov, hankkeen vastuututkija, puustomittaukset
 Viktor Berezin, puuston kasvututkimukset

Venäjän tiedeakatemia, Karjalan tiedekeskuksen Metsäinstituutti, Petroskoi:

Margarita Fadeeva, bioindikaattorit
 Natalia Fedorets, hankkeen vastuututkija, maantutkimus
 Valentina Gabukova, puiden ravinnefysiologia
 Vladimir Shubin, mykorritsat
 Lidia Zaguralskaja, maan mikrobiologia

Venäjän tiedeakatemia, Komarovin kasvitieteellinen instituutti, Pietari:

Vasily Yarmishko, hienojuuritutkimukset

North Central Forest Experiment Station, USDA Forest Service, Michigan, USA:

William Mattson, hiili-isotooppitutkimukset

Kaakkois-Suomen ympäristöpiiri, Kouvola:
 Oili Toroi, laboratoriopalvelut, laskeuma- ja maavesitutkimukset

Joensuun yliopisto:

Raimo Silvennoinen, spektrometriset tutkimukset

Участники проекта

Ниже перечислены участвовавшие в проекте научные организации и их сотрудники, работавшие по указанным темам.

Научно-исследовательский институт леса Финляндии (НИИЛФ):

Ээро Кубин, биоиндикаторы
Гарри Липпо, лабораторные услуги, анализ почвенных вод

Илари Лумме, ответственный исследователь по проекту, изучение выпадений и трофики

Сеппо Невалайнен, состояние древостоя, восковый налет хвои

Пекка Нейд, колебание роста древостоя

Пекка Ниемеля, повреждения древостоя насекомыми, изотопы углерода

Пентти Ниестё, вариации прироста древостоя

Ярмо Пойколайнен, изучение выпадений и трофики

Сиркка Сутинен, повреждения тканей хвои

Маури Тимонен, колебание роста древостоя

Северо-западное лесоустроительное предприятие, С.-Петербург:

Владимир Архипов, ответственный исследователь по проекту, измерение древостоя

Виктор Березин, изучение роста древостоя

Российская Академия Наук, Институт леса Карельского научного центра, Петрозаводск:

Валентина Габукова, трофико-физиологические исследования

Лидия Загуральская, микробиология почв

Маргарита Фадеева, биоиндикаторы
Наталья Федорец, ответственный исследователь по проекту, лесные почвы

Владимир Шубин, исследования микоризы

Российская Академия Наук, Ботанический НИИ им. Комарова, С.-Петербург:

Василий Ярмишко, изучение тонких корней

Северная центральная лесная опытная станция, Госслужба содействия лесному хозяйству США, Мичиган:

Виллиам Маттсон, изотопы углерода в годичных кольцах сосны

Округ охраны окружающей среды юго-восточной Финляндии, Коуволла:

Ойли Торой, лабораторные услуги, изучение выпадений и почвенных вод

Университет Йёнсуу:

Раймо Силвеннойнен, спектрорадиометрические исследования

I. Johdanto

I.1 Metsät ja niiden merkitys Suomen ja Venäjän rajanläheisillä alueilla

Suomen ja Venäjän valtioiden yhteinen raja ylittää poikki pohjoisen havumetsävyöhykkeen sen etelärajalta pohjoiselle metsärajalle. Molemmiin puolin valtakunnan rajaa niin Luoteis-Venäjällä kuin Suomessa metsä muodostaa tärkeän luonnonvaran, sillä paikallisen väestön toimeentulo ja yhteiskunnan kehitys perustuvat pääosin puuntuotantoon ja uusiutuvien metsävarojen hyväksikäyttöön. Näin ollen metsillä on kummassakin maassa poikkeuksellisen suuri taloudellinen merkitys. Raakapuulla on huomattava osuus myös Venäjän luoteisalueiden ja Suomen välisessä kaupassa.

Rajaseutujen metsissä ovat vallitsevina taloudellisesti arvokkaat puulajit, mänty ja kuusi. Männyn suhteellinen osuus kasvaa siirryttäessä etelästä pohjoista kohti erityisesti Karjalan tasavallan alueella. Huolimatta luonnonolojen samankaltaisuudesta Suomen ja Venäjän metsien hoidon ja käytön intensiivisyydessä on huomattavia eroja. Metsävaratietojen mukaan hakkuita olisi mahdollista kestävästi lisätä nykyisistä määristä rajan molemmiin puolin. Metsävarojen suotuista kehitystä on kuitenkin varjostanut epätietoisuus metsien terveydentilasta ja metsiin kohdistuvasta ilman epäpuhauksien kuormituksesta.

Metsillä on myös monia rahassa mittaamattomia ominaisuuksia ja arvoja. Erilaisten maisematyyppien ja vanhojen metsien säilymisen ansioista rajanläheisiin metsiin liittyy suuria luonnonarvoja. Pietarin kaupungin ympäristössä virkistyskäyttö on metsien ensisijainen käyttömuoto. Parhaimmat ja laajimmat virkistys-

alueet sijaitsevat kaupungin pohjoispuolella, Karjalan kannaksella, jonka metsäpinta-ala on noin 700 000 ha. Niin ulkoilun kuin siihen monesti yhdistyvän sienestyksen ja marjastuksen kannalta on tärkeää, etteivät virkistysalueet turmeltuisi saastekuormituksen vuoksi.

Karjalan tasavallan länsireunalla on luonnontilaisina säilyneitä metsiä, sillä tämä alue on ollut vuosikymmeniä suureksi osaksi metsätalouden ulkopuolella. Rajaseudulla sijaitsee kaksi huomattavaa suojelualuetta, Kostamuksen luonnonpuisto ja Paanajärven kansallispuisto. Kokonaistavoitteeksi on asetettu suojella jopa 20 % rajaseudun alueesta Karjalan tasavallassa. Myös Suomen puolella on selvitetty rajaseudun metsien luonnonarvoja, jotta rajan molemmiin puolin pystyttäisiin muodostamaan yhtenäisiä suojelualuekokonaisuuksia.

Runsaiden metsävarojen vuoksi alueelle on kehittynyt jo monia vuosikymmeniä sitten huomattavia metsäteollisuuskeskuksia kuten esimerkiksi Lappeenranta, Imatra, Uimaharju ja Kajaani Suomen puolella sekä vastaavasti Svetogorsk, Kontupohja ja Segezha Venäjän puolella. Vaikka suurin osa Karjalan metsäteollisuuslaitoksista on tekniikaltaan vanhentuneita, niiden tuottamista päästöistä metsille aiheutunut haitta on ollut ilmeisen pieni verrattuna Kuolan niemimaan (Норин ja Ярмишко 1990, Tikkanen 1995) ja Kostamuksen vuoriteollisuuden päästöihin (Лазарева ym. 1994) tai metalliteollisuuden päästöihin monilla muilla paikkakunnilla. Alueen eteläosassa Pietari teollisuuslaitoksineen on huomattava päästölähde, jonka merkitys on aiheellista tuntea metsien terveydentilan kehityksen kannalta (Архипов ym. 1994).

1. Введение

1.1 Леса и их значение для приграничных районов Финляндии и России

Государственная граница между Финляндией и Россией пересекает пояс северных хвойных лесов с его южных краев до границы леса на севере. По обе стороны границы, как на Северо-Западе России так и в Финляндии, лес составляет важный природный ресурс, поскольку благосостояние местного населения и общественное развитие опираются главным образом на производство древесины и использование возобновляющихся природных ресурсов. Таким образом, в обеих странах лес имеет огромное экономическое значение. Лес играет значительную роль также в торговле между Северо-Западом России и Финляндией.

В приграничных лесах преобладают экономически ценные породы: сосна и ель. Относительная представленность сосны возрастает по направлению к северу, особенно на территории Республики Карелия. При близком сходстве природных условий в Финляндии и России имеются значительные различия в интенсивности лесоводства и использования лесных ресурсов. Данные по запасу указывают на возможность расширить лесозаготовку от нынешнего уровня без ущерба для устойчивости лесопользования по обе стороны границы. Однако, формирование лесосырьевой

базы осложнялось отсутствием сведений о состоянии лесов и силе воздействия на них атмосферных загрязнителей.

Леса обладают также множеством не измеримых деньгами ценных свойств. Благодаря многообразию типов ландшафта и сохранению старовозрастных массивов приграничные леса насыщены природными ценностями. В окрестностях С.-Петербурга ведущей формой лесопользования является рекреация. Лучшие и самые крупные зоны отдыха расположены к северу от города на Карельском перешейке, имеющим площадь ок. 700 тысяч га. С точки зрения сохранения условий для отдыха и связанного с ним сбора грибов и ягод очень важно оградить рекреационный пояс от губительного воздействия атмосферных загрязнителей.

Будучи исключенными из хозяйственного оборота на многие десятилетия, западные части Республики Карелия сохранили массивы нетронутых лесов. В приграничной полосе образованы 2 крупных природоохранных территорий: Костомукшский заповедник и Паанаярвский национальный парк. Согласно планам, намечено взять под охрану до 20 % площади приграничной полосы республики. Природные ценности лесов определены и с финляндской стороны, с тем чтобы создать единые природоохранные комплексы по обе стороны границы.

На богатой лесом приграничной территории уже многие десятилетия назад сформировались крупные лесопромышленные центры, такие как Лаппеенранта, Иматра, Уймахарью и Каяни на финляндской стороне и соответственно Светогорск, Кондопога и Сегежа на

1.2 Ilman epäpuhtauksien päästöt tutkimusalueen läheisyydessä

Tutkimusalueelle kulkeutuu ilman epäpuhtauksia usealta eri päästöalueelta: Venäjän luoteisosasta, Baltiasta, Suomesta, Skandinaviasta ja Keski-Euroopasta. Skandinavian ja Keski-Euroopan päästöjen merkitys on vähäisempi Kostamuksen - Kainuun alueella kuin Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomessa.

Käytettävissä olevien päästötietojen mukaan rikkidioksidipäästöt olivat vuonna 1991 sekä Pietarissa, Leningradin alueella että Virossa selvästi korkeammat kuin koko Suomessa (taulukko 1). Virossa huomattavia päästölähteitä sijaitsee mm. Narvassa, Kundassa ja Slantsissa. Vastaavasti Kostamuksen rikkidioksidipäästöt olivat selvästi korkeammat kuin Oulun läänin päästöt (Plancenter 1991, Keskond 1994, СРИ-Атмосфера... 1995, Kaakkois-Suomen... 1996, Pohjois-Pohjanmaan... 1996, Valtion... 1996).

Viimeisimpien tietojen mukaan Viron rikkipäästöt ovat alentuneet selvästi vuosina 1992-1994. Samoin Pietarin, Leningradin alueen ja Kostamuksen rikkipäästöt ovat vähentyneet jonkin verran viime vuosina (Министерство...

1995). Päästöjen alentuminen johtunee pääasiassa teollisen toiminnan vähenemisestä, mutta Virossa päästöt ovat alentuneet myös palavan kiven käytön vähentämisen ja puhdistuslaitteistojen asentamisen ansiosta.

Venäjän luoteisosasta ja Virossa kootut tiedot ovat tyypipäästöjen osalta epävarmoja ja todennäköisesti aliarvioita. Pietarin, Leningradin alueen ja Viron typen oksidien päästöt ovat ilmeisesti alemmat kuin Suomen kokonaispäästöt. Tyypipäästöjen taso lienee pysytellyt tutkimusalueella suurin piirtein samana koko seurantajakson ajan.

1.3 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimushankkeen päätavoitteena oli selvittää Karjalan kannaksen ja Kaakkois-Suomen sekä Kostamuksen alueen ja Kainuun metsien terveydentilaa, mitata metsiin tulevien ilman epäpuhtauksien määrää ja laatua sekä selvittää niiden vaikutuksia kasvillisuuteen ja maaperään. Laskeumamittausten perusteella pyrittiin selvittämään ilman epäpuhtauksien kuormitusta Pietarin, Leningradin alueen ja Kaakkois-Suomen välillä sekä toisaalta Kostamuksen ja Kainuun välillä.

Taulukko 1. Rikkidioksidin ja typen oksidien päästöt tutkimusalueen läheisyydessä vuosina 1991-1994. Таблица 1. Выбросы двуокиси серы и окислы азота вблизи обследованной территории в 1991-1994 гг.

| Päästöalue Территория выбросов | SO ₂ | | | | NO _x | | | |
|---|-----------------|------|------|-------|-----------------|-------|-------|-------|
| | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 |
| | 1 000 т/в | | | | 1000 т/год | | | |
| Pietari - Leningradin alue С.-Петербург - Лен. область | 285 | 250 | 217 | (200) | (90) | (100) | (100) | (100) |
| Viro - Эстония | 320 | 180 | 145 | 140 | 50 | 40 | 30 | 35 |
| Kostamus - Костомукша | 55 | 60 | 53 | 48 | | | | |
| Kyumen lääni - Губерния Кюми | 9 | 8 | 7 | 6 | 25 | 24 | 24 | 23 |
| Oulun lääni - Губерния Оулу | 19 | 15 | 13 | 12 | 24 | 22 | 23 | 24 |
| Suomi - Финляндия | 194 | 139 | 120 | 117 | 280 | 260 | 253 | 283 |

российской стороне. Хотя оборудование большинства Карельских лесопромышленных предприятий устарело, выбросы их производства намного безвреднее для леса, чем выбросы горно-добывающих предприятий Кольского полуострова (Норин и Ярмишко 1990, Tikkanen 1995) и Костомукши (Лазарева и др. 1994) или металлургических предприятий в других регионах. На юге обследованной территории крупным источником загрязнения является С.-Петербург со своей промышленностью, значение которой должно учитываться при прогнозировании динамики состояния лесов (Архипов и др. 1994).

1.2 Выбросы атмосферных загрязнителей вблизи обследованной территории

На обследованную территорию распространялось влияние многих центров выбросов атмосферных загрязнителей: Северо-Запад России, Прибалтика, Финляндия, Скандинавия и Центральная Европа. В районе Костомукши – Кайнуу влияние выбросов из Центральной Европы и Скандинавии слабее, чем на Карельском перешейке и в юго-восточной Финляндии.

Согласно имеющимся данным выбросы двуокиси серы в 1991 году в С.-Петербурге, Ленинградской области и Эстонии были намного выше, чем во всей Финляндии (табл. 1). В Эстонии крупные источники выбросов имеются в Нарве, Кунде и Сланцах. Выбросы двуокиси серы в Костомукше были соответственно намного выше, чем в губернии Оулу

(Plancenter 1991, Keskkond 1994, СРИ-Атмосфера... 1995, Kaakkois-Suomen... 1996, Pohjois-Pohjanmaan... 1996, Valtion... 1996).

По последним сведениям серные выбросы в Эстонии сильно сократились в 1992–1994 гг. Также в последние годы сократились объемы серных выбросов в С.-Петербурге, Ленинградской области и Костомукше (Министерство... 1995). Уменьшение объема выбросов вызвано, прежде всего, сокращением промышленного производства. В Эстонии уменьшение вызвано кроме того спадом использования сланцев и запуском очистных сооружений.

По азотным выбросам сведения из северо-западных регионов России и из Эстонии не достоверны и, очевидно, занижены. Азотные выбросы С.-Петербурга, Ленинградской области и Эстонии несомненно меньше объема выбросов во всей Финляндии. По-видимому, уровень азотных выбросов на обследованной территории колебался незначительно в течение всего периода наблюдений.

1.3 Цели исследования

Научно-исследовательский проект нацелен, в первую очередь, на определение состояния лесов в регионах Карельского перешейка – юго-восточной Финляндии и Костомукши – Кайнуу, на определение количества и состава атмосферных загрязнителей и их воздействия на растительность и почвы. Измерениями выпадений пытались выявить градиенты нагрузки загрязнителей в районах с одной стороны С.-Петербурга – Ленинградской области и юго-восточной Финляндии, а с другой стороны в районе Костомукши – Кайнуу.

2. Menetelmät ja aineistot

2.1 Tutkimuslinjat

Näytealat

Ilman epäpuhtauksien laskeuman ja metsien terveydentilan tutkimusta varten tutkimusalueiden männiköihin perustettiin 23 näytealaa, jotka muodostivat Pietarista luoteeseen ja Kostamukselta länteen suuntautuvat tutkimuslinjat (kuva 1). Pietarin tutkimuslinjalla oli 15 ja Kostamuksen tutkimuslinjalla 8 näytealaa.

Näytealat sijaitsivat pääsääntöisesti ns. tausta-alueilla siten, että Pietarin kaupunkia ja Kostamuksen kaivoskombinaattia lukuunottamatta yksittäisten päästölähteiden ja valta-ten suoranaisia vaikutuksia vältettiin. Venäjän ja Suomen metsänhoidon eroista johtuen näytealoja ei voitu sijoittaa rakenteeltaan samanlaisiin männiköihin valtakunnan rajan eri puolilla. Karjalan kannaksella näytealojen puusto oli keskimäärin tiheämpää ja vanhem-paa kuin Kaakkois-Suomessa (taulukko 2). Kostamuksen tutkimuslinjan metsiköt olivat



Kuva 1. Näytealojen sijainti.

Рис. 1. Расположение пробных площадей.

2. Методы и материалы

2.1 Полосы исследований

Пробные площади

Для изучения влияния атмосферных загрязнителей на состояние лесов на обследуемой территории в сосняках было заложено 23 пробные площади (ниже пп.), расположенных полосами на северо-запад от С.-Петербурга и на запад от Костомукши (рис. 1). На Петербургской полосе исследований было 15 и на Костомукшской 8 пп.

Пробные площади находились, в основном, в зонах, не подверженных прямому воздействию одиночных источников

загрязнения и шоссе, кроме города С.-Петербурга и Костомукшского горно-обогатительного комбината (ГОКа). Из-за различий в уходе за лесом между Россией и Финляндией пп. не удалось разместить в однородных по структуре сосняках по обе стороны границы. На Карельском перешейке древостой был в среднем гуще и старше, чем в юго-восточной Финляндии (табл. 2). На Костомукшской полосе леса были более однородными в обеих странах (табл. 3).

На пп. Петербургской полосы исследований тип леса варьировал между вересковым и брусничным. Пробные площади различались по естественному плодородию почвы, но эти различия не

Taulukko 2. Puustotunnuksia Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 2. Характеристика древостоя на пробных площадях Петербургской полосы исследований.

| Näyteala | Metsä- tyyppi ¹⁾ | Ikä, v | Tiheys, kpl/ha | Keskiläpimitta, cm | Keskipituus, m | Tilavuus, m ³ /ha |
|--------------------|--------------------------------|-----------------|--------------------|------------------------|----------------------|--------------------------------------|
| Пробная площадь | Тип леса ¹⁾ | Возраст, лет | Густота, шт./га | Средний диаметр, см | Средняя высота, м | Объем стволов, м ³ /га |
| 1 | VT | 65 | 1433 | 15,5 | 15,6 | 346 |
| 2 | VT | 80 | 866 | 17,4 | 16,6 | 220 |
| 3 | СТ | 100 | 900 | 17,3 | 14,9 | 180 |
| 4 | СТ | 65 | 1733 | 12,3 | 10,5 | 197 |
| 5 | VT | 60 | 2000 | 12,8 | 13,3 | 245 |
| 6 | СТ | 50 | 1100 | 12,6 | 10,8 | 95 |
| 7 | VT | 75 | 666 | 16,4 | 14,2 | 100 |
| 8 | СТ | 55 | 1267 | 14,6 | 13,4 | 169 |
| 9 | VT | 55 | 1100 | 15,1 | 13,8 | 134 |
| 10 | СТ | 60 | 733 | 16,8 | 16,3 | 121 |
| 11 | СТ | 65 | 766 | 16,2 | 14,4 | 155 |
| 12 | VT | 70 | 533 | 17,0 | 14,1 | 105 |
| 13 | VT | 60 | 733 | 15,0 | 15,0 | 105 |
| 14 | VT | 60 | 1200 | 14,9 | 13,0 | 111 |
| 15 | VT | 55 | 1100 | 14,6 | 12,9 | 88 |

¹⁾ VT = puolukkatyyppi - брусничный тип

СТ = kanervatyyppi - вересковый тип

yhdennukaisempia kummassakin maassa (taulukko 3).

Näytealojen metsätyyppi vaihteli Pietarin tutkimuslinjalla kanerva- ja puolukkatyyppin välillä. Näytealojen välillä oli luontaista vaihte-

lua maaperän ravinteisuudessa, mutta erot eivät olleet merkittäviä koko tutkimuslinjaa ajatellen (taulukot 4 ja 5). Maan vaihtuvien ravinteiden (kalsium, kalium ja magnesium) pitoisuudet olivat samaa luokkaa tai jonkin verran

Taulukko 3. Puustotunnuksia Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 3. Характеристика древостоя на пробных площадях Костомукшской полосы исследований.

| Näyteala | Metsätyyppi ¹⁾ | Ikä, v | Tiheys, kpl/ha | Keskiläpimitta, cm | Keskipituus, m | Tilavuus, m ³ /ha |
|-----------------|---------------------------|--------------|-----------------|---------------------|-------------------|-----------------------------------|
| Пробная площадь | Тип леса ¹⁾ | Возраст, лет | Густота, шт./га | Средний диаметр, см | Средняя высота, м | Объем стволов, м ³ /га |
| 1 | EVT | 120 | 799 | 21,4 | 18,4 | 370 |
| 2 | VMT | 100 | 800 | 20,4 | 17,2 | 280 |
| 3 | EVT | 85 | 1533 | 13,8 | 15,0 | 225 |
| 4 | ECT | 100 | 1067 | 17,7 | 16,6 | 254 |
| 5 | EVT | 85 | 800 | 18,9 | 17,7 | 220 |
| 6 | ECT | 65 | 1433 | 13,2 | 12,6 | 151 |
| 7 | EVT | 105 | 967 | 15,9 | 15,3 | 186 |
| 8 | ECT | 65 | 966 | 14,0 | 12,7 | 108 |

¹⁾ ECT = variksenmarja-kanervatyypin - воронично-вересковый тип

EVT = variksenmarja-puolukkatyyppi - воронично-брусничный тип

VMT = puolukka-mustikkatyypin - бруснично-черничный тип

Taulukko 4. Humuskerroksen alkuainepitoisuuksia, orgaanisen aineen osuus (O.a.) ja C/N-suhde Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 4. Содержание химических элементов и органического вещества (О.в.), и C/N-соотношение в гумусовом слое на пробных площадях Петербургской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | N | P | K | Ca | Mg | S | Fe | Al | O.a. | C/N |
|--------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------|
| | g/kg | | | | г/кг | | | | | O.в. % |
| 1 | 12,50 | 0,85 | 0,87 | 2,66 | 0,38 | 1,46 | 3,78 | 3,07 | 49 | 39 |
| 2 | 11,90 | 0,94 | 0,87 | 2,69 | 0,41 | 1,49 | 3,38 | 3,02 | 52 | 43 |
| 3 | 9,60 | 0,78 | 0,81 | 2,04 | 0,35 | 1,25 | 2,90 | 3,07 | 43 | 45 |
| 4 | 8,90 | 0,67 | 0,80 | 1,86 | 0,30 | 1,02 | 2,71 | 2,55 | 48 | 54 |
| 5 | 9,00 | 0,56 | 0,73 | 1,44 | 0,31 | 0,97 | 2,72 | 2,90 | 41 | 46 |
| 6 | 8,25 | 0,64 | 0,77 | 1,85 | 0,41 | 0,92 | 2,90 | 2,78 | 42 | 51 |
| 7 | 6,70 | 0,49 | 0,54 | 1,98 | 0,27 | 0,78 | 2,96 | 2,19 | 31 | 46 |
| 8 | 10,30 | 0,69 | 0,71 | 2,43 | 0,26 | 1,24 | 2,12 | 2,08 | 46 | 45 |
| 9 | 6,80 | 0,63 | 0,74 | 1,59 | 0,52 | 0,74 | 6,20 | 3,50 | 32 | 47 |
| 10 | 6,80 | 0,59 | 0,84 | 2,19 | 0,43 | 0,96 | 2,58 | 2,54 | 35 | 52 |
| 11 | 9,80 | 0,71 | 0,93 | 2,52 | 0,73 | 1,20 | 3,67 | 3,57 | 40 | 41 |
| 12 | 8,50 | 0,59 | 0,73 | 1,82 | 0,55 | 1,05 | 3,42 | 3,36 | 41 | 49 |
| 13 | 9,20 | 0,68 | 0,85 | 1,79 | 0,59 | 1,04 | 3,16 | 3,09 | 42 | 45 |
| 14 | 9,90 | 0,64 | 0,84 | 2,80 | 0,33 | 1,29 | 2,24 | 2,53 | 47 | 47 |
| 15 | 11,40 | 0,83 | 1,22 | 3,22 | 0,67 | 1,35 | 3,35 | 2,92 | 48 | 42 |

Taulukko 5. Vaihtuvien kationien pitoisuudet, vaihtohappamuus (VH), kationinvaihtokapasiteetti (KVK), emäskyllästysaste (EKA) ja pH Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 5. Содержание обменных катионов, обменная кислотность (OK), ёмкость катионного обмена (ЁКО), насыщенность основаниями (НО) и pH на пробных площадях Петербургской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | Kerros Слой | Ca | K | Mg | Na | Fe | Al | VH | KVK | EKA | pH _{H₂O} |
|--------------------------------|------------------------|---------|------|------|------|------|---------|-------|-------|------|------------------------------|
| | | mmol/kg | | | | | ммол/кг | | OK | ЁКО | |
| 1 | Humus Гумус 0-20 см | 64,3 | 18,6 | 7,98 | 1,09 | 3,02 | 16,6 | 95,1 | 187,0 | 49,2 | 3,69 |
| | | 0,63 | 0,32 | 0,16 | 0,15 | 0,31 | 4,30 | 14,0 | 15,2 | 8,33 | 4,56 |
| 2 | Humus Гумус 0-20 см | 61,6 | 19,6 | 8,64 | 1,22 | 2,58 | 14,9 | 96,2 | 187,3 | 48,6 | 3,76 |
| | | 0,42 | 0,30 | 0,17 | 0,16 | 0,20 | 4,51 | 14,5 | 15,6 | 6,74 | 4,71 |
| 3 | Humus Гумус 0-20см | 44,0 | 18,2 | 7,08 | 1,31 | 2,99 | 19,6 | 114,0 | 184,6 | 38,3 | 3,56 |
| | | 0,32 | 0,54 | 0,16 | 0,17 | 0,30 | 4,15 | 13,8 | 14,9 | 7,99 | 4,71 |
| 4 | Humus Гумус 0-20см | 40,8 | 19,3 | 5,97 | 1,58 | 3,23 | 17,3 | 109,1 | 176,8 | 38,4 | 3,55 |
| | | 0,57 | 0,20 | 0,14 | 0,15 | 0,31 | 3,68 | 13,0 | 14,1 | 7,53 | 4,48 |
| 5 | Humus Гумус 0-20см | 32,5 | 12,0 | 5,27 | 1,61 | 3,30 | 18,0 | 119,3 | 170,7 | 30,1 | 3,47 |
| | | 0,20 | 0,13 | 0,11 | 0,17 | 0,29 | 3,03 | 11,0 | 11,6 | 5,20 | 4,60 |
| 6 | Humus Гумус 0-20см | 42,5 | 15,9 | 6,26 | 1,83 | 3,01 | 15,5 | 103,1 | 169,7 | 39,1 | 3,44 |
| | | 0,46 | 0,13 | 0,09 | 0,14 | 0,19 | 2,56 | 10,6 | 11,4 | 7,22 | 4,28 |
| 7 | Humus Гумус 0-20см | 44,6 | 9,97 | 4,81 | 1,06 | 3,01 | 11,2 | 89,4 | 149,8 | 40,3 | 3,70 |
| | | 0,76 | 0,43 | 0,14 | 0,24 | 0,38 | 4,48 | 17,3 | 18,9 | 8,33 | 4,43 |
| 8 | Humus Гумус 0-20см | 60,5 | 16,6 | 6,71 | 1,30 | 2,13 | 13,0 | 101,3 | 185,7 | 45,9 | 3,60 |
| | | 0,50 | 0,19 | 0,12 | 0,15 | 0,27 | 3,93 | 13,6 | 14,6 | 6,62 | 4,50 |
| 9 | Humus Гумус 0-20см | 28,3 | 11,5 | 4,40 | 1,23 | 4,61 | 15,3 | 80,9 | 126,3 | 35,9 | 3,64 |
| | | 0,49 | 0,43 | 0,16 | 0,25 | 0,23 | 3,99 | 12,7 | 14,0 | 9,45 | 4,73 |
| 10 | Humus Гумус 0-20см | 44,9 | 16,5 | 7,85 | 0,96 | 1,18 | 10,5 | 94,6 | 163,9 | 41,9 | 3,64 |
| | | 0,70 | 0,58 | 0,19 | 0,25 | 0,32 | 4,48 | 16,2 | 17,9 | 9,59 | 4,53 |
| 11 | Humus Гумус 0-20см | 56,0 | 17,9 | 8,93 | 1,21 | 1,87 | 13,7 | 95,3 | 179,3 | 46,9 | 3,71 |
| | | 0,56 | 0,46 | 0,19 | 0,22 | 0,31 | 4,49 | 14,2 | 15,6 | 9,11 | 4,77 |
| 12 | Humus Гумус 0-20см | 40,3 | 11,1 | 6,87 | 1,66 | 2,32 | 16,7 | 108,1 | 168,0 | 35,7 | 3,72 |
| | | 0,54 | 0,35 | 0,19 | 0,27 | 0,38 | 5,92 | 16,9 | 18,2 | 7,39 | 4,70 |
| 13 | Humus Гумус 0-20см | 40,1 | 14,8 | 7,61 | 1,32 | 2,56 | 14,1 | 109,2 | 172,8 | 36,9 | 3,54 |
| | | 0,59 | 0,12 | 0,15 | 0,11 | 0,09 | 1,74 | 6,33 | 7,20 | 11,9 | 4,68 |
| 14 | Humus Гумус 0-20см | 63,8 | 15,3 | 8,02 | 1,27 | 2,14 | 12,5 | 100,4 | 188,7 | 46,9 | 3,65 |
| | | 0,42 | 0,14 | 0,12 | 0,19 | 0,15 | 2,26 | 8,03 | 8,88 | 9,60 | 4,91 |
| 15 | Humus Гумус 0-20см | 68,2 | 26,6 | 11,7 | 1,47 | 2,12 | 9,73 | 94,7 | 202,7 | 53,3 | 3,69 |
| | | 0,92 | 0,29 | 0,25 | 0,18 | 0,19 | 3,13 | 11,1 | 12,7 | 12,9 | 4,85 |

alhaisempia kuin Etelä- ja Kaakkois-Suomessa yleensä (Tamminen ja Starr 1990, Tamminen 1991).

Kostamuksen tutkimuslinjan näytealojen metsätyyppi vaihteli variksenmarja-kanervatyypin ja mustikkatyypin välillä. Maaperän vaihtuvan kaliumin pitoisuus oli jonkin verran alhaisempi näytealoilla 7 ja 8 kuin muilla. Maaperän vaihtohappamuus oli jonkin verran alhaisempi ja vastaavasti emäskyllästysaste oli korkeampi näytealoilla 1-3 kuin muilla näytealoilla (taulukot 6 ja 7).

Tutkimuslinjojen varsinaisten näytealojen lisäksi männiköiden kasvunvaihtelun tutkimusta varten perustettiin erillisiä näytealoja, joista 30 sijaitsi Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomessa ja 36 Kostamuksessa ja Kainuussa. Kasvunvaihtelututkimuksen näytealat sijaitsivat tutkimuslinjojen suunnassa, niiden lähi-alueella. Näiden näytealojen koko vaihteli puuston tiheyden mukaan välillä 150-550 m². Puusto oli iäkkäämpää kuin tutkimuslinjojen varsinaisilla näytealoilla, sillä kasvatiedot haluttiin saada mahdollisimman pitkältä aikajaksoilta ja iäkkäämmissä metsissä puut elävät vakiintuneemmassa kasvuympäristössä kuin nuorissa metsissä. Kasvunvaihtelututkimuksen näytealoilla tutkittiin myös puuston kuntoa. Kaakkois-Suomessa hyödynnettiin lisäksi Met-

säntutkimuslaitoksen pitkäaikaisia kestokoealoja (90 kpl), joista vanhimmat on perustettu jo 1920-luvulla. Niiden kasvumittaustiedot olivat peräisin vuodelta 1993 (Mielikäinen ja Timonen 1996). Kostamuksen tutkimuslinjalla puolet eli 18 kasvunvaihtelun näytealaa sijaitsi alle 10 km:n etäisyydellä kombinaatista. Etäisimmät näytealat sijaitsivat Hyrynsalmella ja Puolangalla, yli 130 km:n etäisyydellä Kostamukselta.

Ilmasto- ja sääolot

Tutkimusalueiden ilmasto- ja sääoloja kuvataan Ilmatieteen laitoksen Lappeenrannan ja Kajaaanin sääasemilta vuosilta 1992-1995 kerättyjen kuukausittaisten keskilämpötilojen ja lämpösummien avulla (taulukot 8 ja 9). Vuotuinen sademäärä laskettiin näytealojen vapaan sadannan mittaustuloksista Karjalan kannaksen, Kaakkois-Suomen, Kostamuksen ja Kainuun alueille.

Sääolojen suhteen vuosi 1993 poikkesi muista vuosista normaalia alhaisemman lämpösumman vuoksi, kun taas vuonna 1995 lämpösumma oli keskimääräistä korkeampi. Vuonna 1992 kasvukauden sademäärä oli pienempi kuin vuosina 1993-1994. Lisäksi vuonna 1992 vuotuinen sademäärä oli korkeampi

Taulukko 6. Humuskerroksen alkuainepitoisuuksia, orgaanisen aineen osuus (O.a.) ja C/N-suhde Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 6. Содержание химических элементов и органического вещества (О.в.), и C/N-соотношение в гумусовом слое на пробных площадях Костомукшской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | N | P | K | Ca | Mg | S | Fe | Al | O.a. | C/N |
|--------------------------------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------|
| | g/kg | | | | г/кг | | | | | O.в. % |
| 1 | 9,90 | 0,67 | 0,76 | 3,60 | 0,49 | 1,04 | 2,10 | 1,50 | 32 | 33 |
| 2 | 9,30 | 0,66 | 0,88 | 3,40 | 0,49 | 1,06 | 1,30 | 1,60 | 40 | 42 |
| 3 | 8,70 | 0,72 | 1,03 | 3,10 | 0,40 | 0,93 | 1,70 | 2,10 | 33 | 27 |
| 4 | 8,70 | 0,64 | 0,73 | 2,60 | 0,35 | 1,02 | 1,30 | 2,10 | 42 | 46 |
| 5 | 10,30 | 0,84 | 1,12 | 4,00 | 0,60 | 1,27 | 2,20 | 2,50 | 43 | 51 |
| 6 | 11,30 | 0,62 | 0,61 | 1,50 | 1,06 | 0,82 | 3,70 | 3,70 | 31 | 28 |
| 7 | 10,10 | 0,58 | 0,68 | 2,60 | 0,33 | 0,89 | 1,40 | 1,60 | 37 | 43 |
| 8 | 11,00 | 0,81 | 0,88 | 0,90 | 0,63 | 1,02 | 3,40 | 3,70 | 26 | 33 |

были значимыми в масштабе всей полосы (табл. 4 и 5). Содержание обменных оснований (кальция, калия и магния) было на таком же уровне или чуть ниже, чем в общем по южной и юго-восточной Финляндии (Tamminen и Start 1990, Tamminen 1991).

На пп. Костомукшской полосы исследований тип леса варьировал между воронично-вересковым и черничным. На пп. 7 и 8 содержание обменного калия в почве было несколько ниже, чем на остальных. На пп. 1-3 обменная кислотность почвы была несколько ниже, а сумма поглощенных оснований соответственно выше, чем на остальных пп. (табл. 6 и 7).

Кроме основных пп. на полосах для изучения динамики роста сосняков были заложены отдельные пп., из которых 30

находились на Карельском перешейке и в юго-восточной Финляндии, а 36 в районе Костомукши и Кайнуу. Они располагались вдоль полос пп. или рядом с ними. В зависимости от плотности древостоя их размер варьировал от 150 до 550 м². Древостой на них был старше, чем на основных пп. Таким путём стремились получить данные по росту за максимально длительный период, т. к. в зрелых лесах условия произрастания более стабильны, чем в молодых. На пп. по росту изучали также состояние древостоя. Кроме того, в юго-восточной Финляндии были задействованы долговременные пробные площади НИИЛФа (90 шт.), из которых самые старые заложены еще в 1920-х годах. По ним имелись результаты измерений роста с 1993 года (Mielikäinen и Timonen 1996). На

Taulukko 7. Vaihtuvien kationien pitoisuudet, vaihtohappamuus (VH), kationinvaihtokapasiteetti (KVК), emäskyllästysaste (ЕКА) ja pH Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 7. Содержание обменных катионов, обменная кислотность (OK), ёмкость катионного обмена (ЁКО), насыщенность основаниями (НО) и pH на пробных площадях Костомукшской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | Kerros Слой | Ca | K | Mg | Na | Al | VH OK | KVK ЁКО | ЕКА НО | pH _{H₂O} |
|--------------------------------|----------------|---------|------|------|---------|-------|----------|------------|-----------|------------------------------|
| | | mmol/kg | | | ммол/кг | | | | % | |
| 1 | Humus Гумус | 32,0 | 9,23 | 16,8 | 0,78 | 2,66 | 53,6 | 112,4 | 52,3 | 3,90 |
| | 0-20 см см | 0,46 | 0,12 | 0,51 | 0,10 | 5,28 | 14,8 | 16,0 | 7,5 | 4,52 |
| 2 | Humus Гумус | 24,0 | 6,96 | 24,7 | 0,78 | 2,47 | 44,2 | 100,6 | 56,1 | 4,10 |
| | 0-20 см см | 0,37 | 0,16 | 0,32 | 0,09 | 1,99 | 10,6 | 11,5 | 7,8 | 4,91 |
| 3 | Humus Гумус | 25,7 | 5,90 | 17,6 | 0,66 | 2,02 | 46,0 | 95,9 | 52,0 | 3,94 |
| | 0-20 см см | 0,47 | 0,07 | 0,44 | 0,07 | 2,57 | 9,4 | 10,5 | 7,9 | 5,08 |
| 4 | Humus Гумус | 24,1 | 8,08 | 10,7 | 1,17 | 3,33 | 62,4 | 106,5 | 41,4 | 3,83 |
| | 0-20 см см | 0,59 | 0,13 | 0,38 | 0,25 | 3,67 | 21,5 | 22,9 | 6,1 | 4,86 |
| 5 | Humus Гумус | 28,0 | 6,32 | 12,8 | 0,85 | 3,62 | 68,4 | 116,4 | 41,2 | 3,87 |
| | 0-20 см см | 0,56 | 0,09 | 0,28 | 0,22 | 3,15 | 28,0 | 29,2 | 4,1 | 4,33 |
| 6 | Humus Гумус | 15,7 | 5,95 | 10,7 | 0,78 | 6,57 | 82,5 | 115,6 | 28,6 | 3,85 |
| | 0-20 см см | 0,34 | 0,06 | 0,35 | 0,08 | 2,72 | 10,9 | 11,7 | 6,8 | 4,96 |
| 7 | Humus Гумус | 21,0 | 4,18 | 19,7 | 0,83 | 5,66 | 68,7 | 114,4 | 40,0 | 3,92 |
| | 0-20 см см | 0,49 | 0,10 | 0,25 | 0,09 | 3,03 | 17,2 | 18,1 | 5,0 | 4,62 |
| 8 | Humus Гумус | 27,3 | 4,03 | 14,2 | 0,94 | 110,3 | 02,0 | 148,5 | 31,3 | 3,89 |
| | 0-20 см см | 0,24 | 0,07 | 0,26 | 0,08 | 4,76 | 21,1 | 21,8 | 3,2 | 4,78 |

Karjalan kannaksella kuin Kaakkois-Suomessa. Pitkän aikavälin (1961-1990) vertailussa talvet olivat suhteellisen leutoja vuosina 1992-1995 Kaakkois-Suomessa ja Kainuussa. Sademäärät olivat Kaakkois-Suomessa normaalia alemmat, mutta Kainuussa vuotta 1993 lukuunottamatta lähellä normaalia. Kaakkois-Suomessa vallitseva tuulensuunta on etelä-lounas. Samoin Kainuussa eteläiset ja läntiset tuulet ovat lievästi vallitsevia (Ilmatieteen laitos 1991).

2.2 Tutkimusmenetelmät

Laskeuma ja maaperä

Ilman epäpuhtauksien laskeumaa tutkittiin 23 näytealalla mittaamalla ja analysoimalla vapaa- ja metsikkösadantaa. Vuotuinen metsikkösadanta mitattiin sadevesikeräimillä, joita oli 20 kpl/näyteala (kuva 2). Vapaan sadannan määrää ja laatua mitattiin metsikkönäytealan välittömässä läheisyydessä sijaitsevalta avoimelta paikalta viidellä sadevesikeräimellä (Hyvärinen 1990, Derome ym. 1991, Lumme 1994). Talvella sadanta kerättiin lumikeräimillä, joita oli 6 kpl kullakin näytealalla ja 2 kpl avoimella

Taulukko 8. Ilmasto- ja säätietoja Pietarin tutkimuslinjalta vuosina 1992-1995.

Таблица 8. Погодно-климатические данные на Петербургской полосе исследований в 1992-1995 гг.

| Vuosi Год | Sademäärä, mm Количество осадков, мм | | Keskilämpötila, °C Средняя температура, °C | | | | Lämpösumma, °C·d Сумма эффективных температур, °C·сут. |
|-----------------------------------|---|--|---|--------------|---------------|------------------|--|
| | Kannas Карельский перешеек | Kaakkois-Suomi юго-восточная Финляндия | Tammi Январь | Touko Май | Heinä Июль | Marras Ноябрь | |
| 1992 | 606 | 478 | -4,3 | 11,0 | 16,3 | -3,8 | 1377 |
| 1993 | 397 | 391 | -3,8 | 12,7 | 15,7 | -6,0 | 1100 |
| 1994 | 457 | 499 | -6,0 | 8,1 | 19,8 | 1,9 | 1357 |
| 1995 | 473 | 474 | -5,3 | 9,5 | 15,7 | -3,5 | 1477 |
| Keskim. В среднем 1961-1990 | | 601 | -9,4 | 9,8 | 16,7 | -1,2 | 1300 |

Taulukko 9. Ilmasto- ja säätietoja Kostamuksen tutkimuslinjalta vuosina 1992-1995.

Таблица 9. Погодно-климатические данные на Костомукшской полосе исследований в 1992-1995 гг.

| Vuosi Год | Sademäärä, mm Количество осадков, мм | | Keskilämpötila, °C Средняя температура, °C | | | | Lämpösumma, °C·d Сумма эффективных температур, °C·сут. |
|-----------------------------------|---|------------------|---|--------------|---------------|------------------|---|
| | Kostamus Костомукша | Kainuu Кайнуу | Tammi Январь | Touko Май | Heinä Июль | Marras Ноябрь | |
| 1992 | | | -7,2 | 8,8 | 13,7 | -7,2 | 1047 |
| 1993 | 449 | 464 | -7,2 | 9,8 | 15,1 | -6,2 | 876 |
| 1994 | 584 | 513 | -11,2 | 5,5 | 16,6 | -4,8 | 1012 |
| 1995 | 557 | 519 | -6,7 | 6,9 | 13,8 | -7,4 | 1118 |
| Keskim. В среднем 1961-1990 | | 540 | -12,4 | 7,5 | 15,6 | -3,8 | 1000 |

Костомукшской полосе исследований половина (18) пп. для выявления колебаний роста располагались в радиусе менее 10 км от ГОКа. Самые дальние пп. были в Хюрюнсальми и Пуоланге, т. е. более чем в 130 км от Костомукши.

Погодно-климатические условия

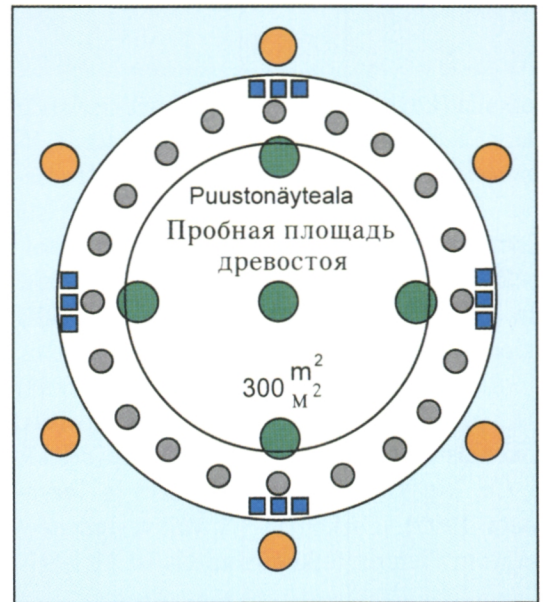
Погодно-климатические условия района исследований оценивались путем сбора данных по среднемесячной температуре и сумме эффективных температур за 1992–1995 гг. на метеостанциях Лаппеенранта и Каяни Института метеорологии Финляндии (табл. 8 и 9). Количество осадков за год получено на основании данных пп. на Карельском перешейке, в юго-восточной Финляндии, в районе Костомукши и Кайнуу.

По погодным условиям 1993 год отличался пониженной суммой эффективных температур, а в 1995 году этот показатель был выше среднего. За вегетационный период 1992 года количество осадков было меньше, чем в 1993–1994 гг. Кроме того, сумма осадков за 1992 год была на Карельском перешейке выше, чем в юго-восточной Финляндии. За последние 30 лет относительно мягкими зимы были в 1992–1995 гг. в юго-восточной Финляндии и Кайнуу. Количество осадков за год в юго-восточной Финляндии было ниже нормы, а в Кайнуу близким к норме, не считая 1993 года. В юго-восточной Финляндии преобладали южные - юго-западные ветры. Слабое преобладание южных и западных ветров отмечено и в Кайнуу (Ilmatieteen laitos 1991).

2.2 Методы исследований

Выпадение загрязнителей и почвы

Выпадение атмосферных загрязнителей изучались на 23 пп. путем измерения и анализа атмосферных осадков и подкороновых стоков. Годовое количество стоков определяли коллекторами осадков, которых было 20 на каждой пп. (рис. 2).



- Sadevesikeräin, kok.pinta-ala 0,326 m²/näyteala
Коллектор подкороновых стоков.
общ. пл. 0,326 м²/пп
- Lumikeräin, kok.pinta-ala 0,648 m²/näyteala
Коллектор снега,
общ. пл. 0,648 м²/пп
- Vajovesilysimetri, kok.pinta-ala
0,126 m²/näyteala
■ Лизиметр для сбора почвенных вод.
общ. пл. 0,126 м²/пп
- Karikesuppilo, kok.pinta-ala 2,510 m²/näyteala
Коллектор отпада,
общ. пл. 2,510 м²/пп

Кува 2. Mittausten järjestely näytealalla.

Рис. 2. Организация измерений на пробной площади.



Metsikkösadannan ja karikesadon mittaus näytealalla. Измерение подкороновых осадков и лесного опада на пробной площади.

paikalla (kuva 2). Laskeumatulokset sisälsivät märkälasseuman ja osan kuivalasseumasta. Ilman epäpuhtauksien vaikutuksia maaveden laatuun tutkittiin vajovesilysimetreillä kerätyistä näytteistä. Lysimetrit asennettiin maahan kolmelle eri syvyydelle: 5, 20 ja 40 cm (Derome ym. 1991, Lumme 1994). Jokaisella näytealalla oli neljä lysimetriä kullakin mittaussyvyydellä.

Sadanta- ja vajovesinäytteistä analysoitiin pH, johtoluku, kokonais- ja sulfaattirikki, kokonais-, ammonium- ja nitraattityppi sekä P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Cl ja Al (Jarva ja Tervahauta 1993). Laskeuma- ja vajovesinäytteet kerättiin Pietarin tutkimuslinjalla 01.11.1991-

01.11.1995 ja Kostamuksen tutkimuslinjalla 01.09.1992-01.09.1995 keskimäärin kolmen viikon välein.

Raskasmetallilasseumaa tutkittiin analysoimalla bioindikaattoreiden, kerrossammalen (*Hylocomium splendens*), seinäsammalen (*Pleurozium schreberi*), männyn kaarnan ja sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes*) kadmium-, kromi-, kupari-, lyijy-, mangaani-, nikkeli-, rauta-, titaani-, sinkki- ja vanadiinipitoisuuksia. Näytteet kerättiin viitenä toistona kaikilta näytealoilta vuosina 1992 ja 1993 (Kubin 1990). Esikäsitellyn jälkeen näytteet



Vajoveden näytteenottoon käytetyt lysimetrit 5, 20 ja 40 cm:n syvyydessä.

Лизиметры для отбора проб почвенных вод, расположенные на глубине 5, 20 и 40 см.

Количество и состав атмосферных осадков измеряли на открытых площадках в непосредственной близости от лесных пп. пятью коллекторами (Huvärinen 1990, Derome и др. 1991, Lumme 1994). Зимой осадки измеряли шестью коллекторами снега на каждой пп. и двумя на открытых площадках (рис. 2). Результаты выпадения содержат мокрое выпадение и часть сухого выпадения. Воздействие атмосферных загрязнителей на почвенные воды определяли по пробам, собранные лизиметрами. Лизиметры были установлены в почву на трёх глубинах: 5, 20 и 40 см (Derome и др. 1991, Lumme 1994). На каждой пп. устанавливалось по 4 лизиметра на каждой глубине.

В пробах атмосферных осадков и лизиметрических вод определили рН, электропроводность, валовую и сульфатную серу (S), валовой, аммиачный и нитратный азот (N), а также содержание фосфора (P), калия (K), кальция (Ca), магния (Mg), натрия (Na), железа (Fe), хлора (Cl) и алюминия (Al) (Jaга и Terghauta 1993). Пробы осадков и почвенных вод собирали на Петербургской полосе исследований с 1.11.1991 по 1.11.1995 и на Костомукшской полосе исследований с 1.09.1992 по 1.09.1995, в среднем с трёхнедельными перерывами.

Выпадение тяжёлых металлов выявляли измерением концентрации кадмия (Cd), хрома (Cr), меди (Cu), свинца (Pb), марганца (Mn), никеля (Ni), железа (Fe), титана (Ti), цинка (Zn) и ванадия (V) в биоиндикаторах: в гилокомии блестящем (*Hylocomium splendens*), плеуроциуме Шребера (*Pleurozium schreberi*), сосновой коре и в гипогимнии вздутой (*Hypogymnia physodes*). Все пробы дублировались пятикратно на всех пп. в 1992 и 1993 гг. (Kubin 1990). Предварительно обработанные пробы сжигали в смеси азотной и хлорной кислот и продукты сжигания

анализировали методом ИСП/АЭС (индуктивно связанной плазмы/ атомно-эмиссионной спектроскопии).

В 1992 - 1995 гг. на пп. Костомукшской полосы исследований изучили покрытие, обилие и элементный состав эпифитных лишайников, произрастающих на стволах сосны. Покрытие видов оценивали в 1993 г. на пробах размером 10×20 см расположенных на 4 сторонах каждого из 10 деревьев. Встречаемость оценивали в 1995 г. на учетных линиях по 3-балльной шкале. Определение элементного состава эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* производили в 1992 г. с образцов, собранных с 4 пп., с использованием того же метода, что и при анализе лесных мхов.

Пробы почв собирали в 1991–1993 гг. С каждой пп. брали смешанную пробу, состоящую из 10 индивидуальных, отдельно из гумусового слоя и четырех минеральных слоев: 0–5, 5–10, 10–20 и 20–40 см. В предварительно обработанных пробах почвы определяли общие концентрации элементов и обменных питательных веществ. Также измеряли рН, обменную кислотность, ёмкость катионного обмена и сумму поглощенных оснований.

Состояние древостоя и колебание роста

Воздействие атмосферных загрязнителей на концентрацию элементов в древостое, трофику и состояние хвои выясняли путем химического анализа хвои. Пробы хвои со всех пп. собирали в ноябре декабре 1992 и 1994 года. Пробы брали из верхней третьей части живой кроны, с 10 доминирующих деревьев на каждой пробной площади (2 южные ветки с дерева). В 1992 году концентрации элементов в хвое определены по всем пп. Петербургской полосы исследований, где попутно оценены повреждения тканей и

märkämpöletettiin typpihappoperkloorihappoliuoksessa ja analysoitiin ICP/AES-tekniikalla.

Männyn rungoilla kasvavien epifyyttijäkälien esiintymistä, peittävyyttä ja alkuainepitoisuuksia selvitettiin Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1992-1995. Lajien peittävyys arvioitiin 10:stä puusta neljälle eri puolelle runkoa sijoitetuilta näyteruuduilta (10×20 cm) vuonna 1993 ja runsaus määritettiin linjarvioinnilla käyttäen kolmiluokkaista asteikkoa vuonna 1995. Sormipaisukarvejäkälän alkuainepitoisuudet määritettiin näytealoilta 1-4 vuonna 1992 otetuista näytteistä käyttäen samaa menetelmää kuin metsäsammalten analysoinnissa.

Maanäytteet kerättiin vuosina 1991-1993. Kultakin näytealalta otettiin 10 osanäytteen kokoomanäyte erikseen humuskerroksesta ja neljästä kivennäismaakerroksesta: 0-5, 5-10, 10-20 ja 20-40 cm. Esikäsitteilyn jälkeen maanäytteistä analysoitiin alkuaineiden kokonaispitoisuudet ja vaihtuvassa muodossa olevien ravinteiden pitoisuudet. Lisäksi määritettiin pH, vaihtohappamuus, kationinvaihtokapasiteetti ja emäskyllästysaste.

Puuston kunto ja kasvunvaihtelu

Ilman epäpuhtauksien vaikutuksia puuston ravinnetilaan sekä neulasten kuntoon tutkittiin neulasanalyysien avulla. Neulasnäytteet kerättiin kaikilta näytealoilta marras-joulukuussa vuosina 1992 ja 1994. Näytteet otettiin valtauiden elävän latvuksen ylimmästä kolmanneksesta 10:stä puusta/näyteala (kaksi etelänpuoleista oksaa/puu). Vuonna 1992 neulasten alkuainepitoisuudet analysoitiin Pietarin tutkimuslinjan kaikilta näytealoilta sekä solukkovauriot ja pintavahojen kunto näytealoilta 1, 3, 5-6, 8, 10, 12-13 ja 15. Vuonna 1994 analysoitiin kaikkien näytealojen näytteet. Kostamuksen tutkimuslinjalla neulasten alkuainepitoisuudet määritettiin kaikilta näytealoilta molemmilla näytteenottoerkoilla, mutta solukkovaurioita analysoitiin vain vuonna 1992 näytealoilta 1, 3, 6 ja 8.

Näytteistä eroteltiin neulasvuosikerrat, neulas kuivattiin (+60 °C, 48 h) ja niistä analy-

soitiin N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn, Fe, Cu ja Al (LECO CHN, LECO S, Kjeldahl-N, märkämpöletto, ICP, spektrofotometria, AAS). Jokaisen näytepuun neulasvuosikerrat käsiteltiin erillisinä näytteinä. Lisäksi neulasnäytteistä määritettiin kokonaisuudessa, neulasten keskipituus ja -massa.

Neulasten solukkovauriotutkimuksessa viiden näytepuun oksien yläpinnalta otettiin kahden nuorimman neulasvuosikerran neulasia, yksi kustakin vuosikerrasta. Näytteet fiksoitiin ja noin 5 mm:n etäisyydeltä neulasen kärjestä leikattiin 0,5-1,0 mm:n näytepala, josta leikattiin 2 µm:n paksuisia poikkileikkauksia valomikroskooppista analyysia varten (Sutinen 1987, Holopainen ym. 1992, Sutinen ja Koivisto 1995). Poikkileikkausten yhteyttävästä solukosta kuvattiin kaksi kenttää diafilmille 40-kertaisella suurennoksella. Kuvausta varten neulasen poikkileikkauksesta määritettiin tasavälein 10 kohtaa, joista kuvattavat alueet valittiin satunnaisesti. Kuvista määritettiin diaprojektorin kuvatasolla, 700-kertaisella suurennoksella terveiden ja eri tavoin muuttuneiden solujen suhteelliset osuudet pistemittaustekniikalla. Kuvaus ja analyysit tehtiin sokkotestinä (Romppanen ja Collan 1984, Sutinen ym. 1995).

Neulasten pintavahatutkimukseen valittiin oksat näytealan viidestä puusta. Kahden nuorimman neulasvuosikerran kahdeksasta (4 kpl/vuosikerta) neulasesta leikattiin neulasen keskeltä 5 mm:n pala, joka liimattiin hopea- ja hiililiimalla näytenapeille. Näytteet päällystettiin kultakerroksella ja kuvattiin pyyhkäisyelektronimikroskoopilla (vuoden 1992 näytteet Joensuun yliopiston JEOL JSM 35 CF-pyyhkäisyelektronimikroskoopilla 100 kV:n kiihdytysjännitteellä 600-kertaisella suurennoksella ja vuoden 1994 näytteet Mikrofokus Oy:n JEOL JSM 840 pyyhkäisyelektronimikroskoopilla 10 kV:n kiihdytysjännitteellä 1000-kertaisella suurennoksella). Kuvat tallennettiin CD-Rom levykeille ja tarkasteltiin mikrotietokoneen avulla. Näytteistä laskettiin kiteisen vahan peittävyys ilmarakourteessa (10 % luokat), ilmarakojen kokonaisuusmäärä sekä vaillinaisten ja tukkeutuneiden ilmarakojen määrä.

состояние воскового налёта на пп. 1, 3, 5-6, 8, 10, 12-13, и 15. В 1994 году анализированы пробы со всех пп. Концентрации элементов в хвое с Костомукшской полосы исследований определили по всем пп. после двух сборов проб, но повреждения тканей оценивались лишь в 1992 году по пробам с пп. 1, 3, 6 и 8.

Хвоя была разделена по возрасту и высушена (+60 °С, 48 часов). Измерены концентрации N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn, Fe, Cu и Al (LECO CHN, LECO S, Кйелдахл-Н, мокрое сжигание, ИСП, спектрофотометрия, ААС). Хвоя с каждого пробного дерева с учетом возраста обрабатывалась отдельно. Кроме того определили общую массу пробы, среднюю длину и массу игл.

Для определения повреждения тканей с верхней стороны ветвей пяти учетных деревьев собрали хвою двух последних лет как две отдельные пробы. Хвою обработали фиксативом и на удалении ок. 5 мм от кончика отрезали пробу длиной ок. 0,5–1,0 мм, с которой сделали срезы толщиной 2 микрона для анализа на световом микроскопе (Sutinen 1987, Holopainen и др. 1992, Sutinen и Koivisto 1995). Со срезов ассимилирующей ткани сняты два участка на слайд с 40-кратным увеличением. Для съемки на срезе определили 10 равноудаленных участков, из которых объекты съемки выбрали случайно. По проекции слайда при 700-кратном увеличении точечным отсчетом определили доли здоровых и каким-то образом изменившихся клеток. Съемка и анализы произведены как случайная выборка (Romppanen и Collan 1984, Sutinen и др. 1995).

Для изучения воскового налёта выбрали пробы с пяти деревьев пп. С восьми хвоинок (4 шт. одного года) двух последних лет отрезали с середины кусочек длиной 5 мм, который наклеивали серебряно-углеродным клеем на кнопочные подставки. На пробы напыл-

или золото и такими снимали их через растровый электронный микроскоп (пробы 1992 года в университете Йёнсану при помощи РЭМ JEOL JSM 35 CF с ускорительным напряжением 100 кВ и 600-кратным увеличением, а пробы 1994 года в АО Микрофокус при помощи РЭМ JEOL JSM 840 с ускорительным напряжением 10 кВ и 1000-кратным увеличением). Изображения записали на диски CD-ROM и разглядывали на микроРС. В пробах подсчитали покрытие кристаллическим воском в складках дыхательных пор (классами по 10 %), общее число дыхательных пор и число дефектных и замкнувшихся пор.

Биомассу, динамику роста и элементный состав тонких корней сосны выясняли на пп. 1–3, 5–6, 8, 10 и 13 Петербургской полосы исследований. Оценки производились по пробам, собранным почвенным буром и из корневых колонок (Persson 1989). Буром пробы (25 шт./пп.) собрали в 1994 году. Колонки для тонких корней (60 шт./пп.) установили на глубине 0–40 см в августе 1993 года. Колонки заполнили собранной рядом с пп. лесной почвой, очищенной от корней. За ростом тонких корней в колонках наблюдали в течение двух вегетационных периодов. Половину (30 шт.) колонок подняли в октябре 1994 и остальные в октябре 1995 года.

При подготовке проб керны, полученные буром, и колонки разделили на слои по 10 см, а корни со слоев разделили по толщине на группы до 1 мм, 1–3 мм и более 3 мм, разделяя попутно живые и мертвые. По всем пробам измерены общая масса, концентрация сухого вещества, а по пробам 1995 года также элементный состав. Все тонкие корни со слоя 0–20 см объединили по пп. для измерения содержания N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn, Fe, Cu и Al (LECO CHN).

Männyn hienojuurten biomassaa, kasvudynamiikkaa ja alkuainepitoisuuksia tutkittiin Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla 1-3, 5-6, 8, 10 ja 15. Tutkimus tehtiin sekä maakairalla otetuista näytteistä että hienojuurikolonneista (Persson 1989). Kairanäytteet (25 kpl/näyteala) otettiin vuonna 1994. Hienojuurikolonneja asennettiin maahan 0-40 cm:n syvyyteen 60 kpl/näyteala elokuussa 1993. Kolonnit täytettiin näytealan ympäriltä otetulla metsämaalla, josta juuret oli seulottu pois. Hienojuurten kasvua kolonneihin seurattiin kahden kasvukauden ajan. Puolet (30 kpl) kolonneista nostettiin maasta lokakuussa 1994 ja loput lokakuussa 1995.

Hienojuurikolonne- ja kairanäytteet jaettiin esikäsitellyssä neljään 10 cm:n kerrokseen ja niiden sisältämät juuret jaettiin läpimittaluokkiin <1 mm, 1-3 mm ja >3 mm sekä eläviin ja kuolleisiin juuriin. Kaikista näytteistä määritettiin kokonaismassa ja kuiva-ainepitoisuus ja lisäksi vuoden 1995 näytteistä alkuainepitoisuudet: N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn, Fe, Cu ja Al (LECO CHN, märkäpoltto ja ICP).

Mäntyjen yleiskunto arvioitiin näytealan kaikista puista viisiportaisella luokituksella (Aleksejev 1989):

1. Terve; ei runko- tai latvusvioletuksia, kuolleita oksia vain latvuksen alaosissa, normaali neulaset, normaali määrä neulasvuosikertoja, vain vähäisiä neulastuhoja.
2. Heikentynyt; harsuuntuneisuus yli 20 %, kuolleita oksia yli 30 % ylälatvuksessa tai neulastuhoa vähintään 30 % neulasalasta tai puun elinvoimaa heikentävä runkovika.
3. Vakavasti vaurioitunut; edellä mainittujen tekijöiden vaikutus yli 60 %.
4. Kuoleva.
5. Kuollut.

Puiden latvuksen kuntoa selvitettiin suhteellisen neulaskadon eli harsuuntuneisuuden ja Suomessa valtakunnan metsien 8. inventoinnissa käytetyn vaurioluokituksen avulla (Valtakunnan... 1986, International... 1989). Latvuksen kuntoa kuvaavat tunnuksat arvioitiin molempien tutkimuslinjojen kaikilta näytealoilta vuosina 1992 ja 1993 yhteensä 747 puus-

ta sekä vuonna 1995 varsinaisilta näytealoilta 714 puusta ja lisäksi kasvututkimuksen näytealoilta 891 puusta. Harsuuntuneisuus, neulasvuosikertojen määrä ja neulasten värvikojen runsaus arvioitiin pää- ja lisävaltapuiden latvuksen yläkolmanneksesta. Kaikista näytealan puista rekisteröitiin puiden elinvoimaan eniten vaikuttanut tuho, runkovaurioiden, neulasia syövien hyönteisten ja karistesienten mahdollinen esiintyminen. Tuhojen ja vaurioiden aiheuttajista havainnoitiin 19 yleisintä abioottista tai bioottista syytä. Ytimennävertäjätuhon aste arvioitiin latvuksen yläkolmanneksesta. Näytealan ulkopuolisista puista etsittiin lisäksi merkkejä tutkimusmetsikköön mahdollisesti kohdistuneista tuhoista samantapaisella luokituksella. Puustomittausten perusteella elinvoimatulokset muutettiin osuuksiksi näytealan runkoluvusta, pohjapinta-alasta ja runko-tilavuudesta (Heinonen 1994).



Männyn harsuuntumisasteita.
11-20 %

Общее состояние всех сосен на пп. оценено по пятибалльной шкале (Алексеев 1989):

1. Здоровая; нет повреждений ствола и кроны, мертвые ветви лишь в нижней части кроны, нормальная хвоя, нормальное число поколений хвои, возможны лишь небольшие повреждения хвои.
2. Ослабленная; изреженность более 20 %, мертвых ветвей в верхушечной части кроны более 30 %, поражение хвои не менее 30 % от охвоённой поверхности или отмечено повреждение ствола.
3. Сильно ослабленная; предыдущие дефекты представлены более чем на 60 %.
4. Отмирающая.
5. Мёртвая.

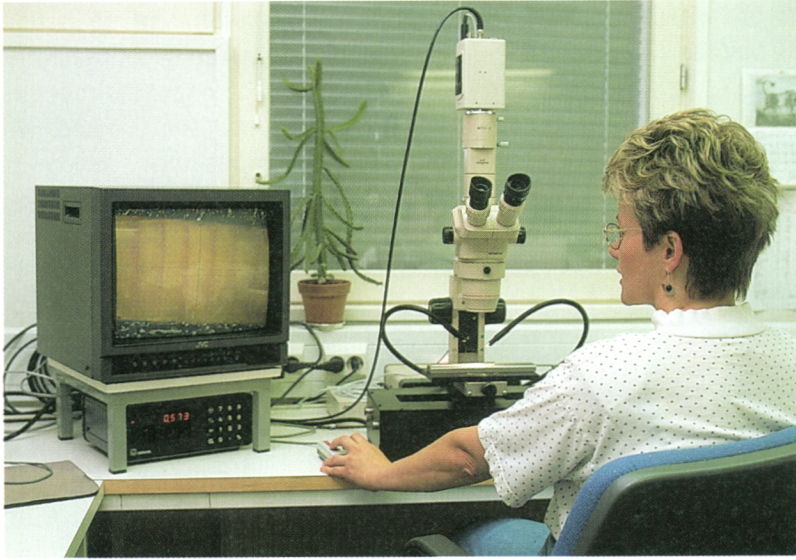
Состояние крон оценивали по относительной дефолиации или изреживанию при помощи шкалы поврежденности, использованной при восьмой общегосударственной инвентаризации лесов в Финляндии (Valtakunnan... 1986, International...1989). Показатели состояния крон деревьев всех пп. обеих полос оценивали в 1992 и 1993 году по 747 деревьям, а в 1995 году по 714 деревьям основных пп. и по 891 дереву пп., используемых для определения колебаний роста. Изреженность, количество поколений хвои и наличие дефектов цвета определяли по верхней трети крон деревьев верхнего и второго верхнего яруса. По всем деревьям пп. выявлены наиболее ослабляющие рост повреждения, а также встречаемость повреждений стволов, поедающих хвою



Разные степени изреженности сосны.
21-30 %



41-50 %



Puiden vuosilustojen mitta-
us kasvututkimuksia varten.
Измерение годовичных
слоев при исследовании
роста деревьев.

Hyönteisten aiheuttamia tuhoja tutkittiin neulasanalyysia varten otetuista näyteoksista, joista arvioitiin seuraavat tunnuksat:

1. Syötyjen neulasten lukumäärä (mäntypistiäiset, perhostoukat ja kovakuoriaiset).
2. Ruskomäntypistiäisen munaryhmien ja kirvanmunien lukumäärä.
3. Ytimennävertäjien (*Tomicus*-lajit) vaurioittamat oksat.
4. Pihkakääriäisen (*Evetria resinella*) pihkakämien lukumäärä.

Tulokset laskettiin puukohtaisina ja näytealoittaisina 10 näytepuun keskiarvoina. Lisäksi vuonna 1995 Pietarin tutkimuslinjalla tehtiin ytimennävertäjätuhoista erillinen selvitys, jossa näytealoilta laskettiin ytimennävertäjän vaurioituksen vuoksi pudonneiden oksien lukumäärä.

Mäntyjen hiili-isotooppisuhteita ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) tutkittiin Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla 1, 3, 5-6, 8, 10, 12-13 ja 15. Puut suosivat normaalioloissa fotosynteesissä hiilen ^{12}C -isotoppia, mutta stressitilassa (kuivuus, lämpötila, ilman epäpuhtaudet jne.) ^{13}C -isotoopin käyttö lisääntyy (Martin ym. 1988). Vuonna 1993 kultakin näytealalta kairattiin lustonäytteet rinnankorkeudelta neljästä valtamännystä. Vuosilustot eroteltiin toisistaan ja niistä määritettiin hiili-

isotooppisuhte ajanjaksolta 1954-1992 massaspektrometrillä (VGA-Micromass 20-20, Europa Scientific Ltd, Englanti) Michiganin yliopistossa (East Lansing, USA).

Männiköiden kasvunvaihtelua tutkittiin sädekasvua mittaamalla. Lustonäytteet kairattiin kymmenestä lähimpänä näytealan keskipistettä sijaitsevasta valtapuusta. Lisäksi näytealalta mitattiin kaikkien puiden rinnankorkeusläpimitta ja pituus. Lustojen paksuus mitattiin laboratorioissa 0,01 mm:n tarkkuudella ja lustosarjojen ristiinajoitus tehtiin Dynaclim- ja Kindohjelmilla (Van Deusen 1993). Pietarin tutkimuslinjan sädekasvutuloksia analysoitiin sekä suoraan lustonleveyden muutoksina että kasvumallien avulla. Puun sädekasvua kuvattiin mallilla, jossa selittävinä muuttujina olivat puun läpimitta, metsikön pohjapinta-ala ja valtapituus. Mallin vuotuinen jäännösvaihtelu kuvaa kasvunvaihtelua. Jäännösvaihtelun perusteella laskettiin ns. kasvuindeksit, jotka kuvaavat vuotuisia poikkeamia pitemmän aikavälin keskiarvosta. Mallilaskelmissa aineisto jaettiin kolmeen osaan: Karjalan kannaksen eteläosa, pohjoisosa ja Kaakkois-Suomi. Tuloksia verrattiin Etelä-Suomen mäntyjen kasvunvaihtelua kuvaaviin indekseihin (Mielikäinen ja Timonen 1996). Kostamuksen tutkimuslinjan tulokset analysoitiin suoraan lustonpaksuuden vaihte-
lusta.

вредителей и способствующих дефолиации грибов. Отмечены 19 самых распространенных абиотических и биотических факторов повреждений. Поврежденность лубоедами оценивали также по верхней трети кроны. По той же шкале в окружающих пп. деревьях отмечали признаки наличия возбудителей повреждений, способных угрожать деревьям обследуемой территории. На основании данных обмера древостоев показатели его жизнеспособности были выражены долями от количества стволов, площадей сечения и объемов стволов на пп. (Heinonen 1994).

Повреждения от насекомых оценивали по веткам для сбора проб хвои. По ним выявляли следующие показатели:

1. Количество съеденных хвоинок (пилильщики, гусеницы и жуки).
2. Количество кладок и яиц рыжего соснового пилильщика и тли.
3. Наличие поврежденных сосновыми лубоедами (*Tomicus* spp.) ветвей.
4. Количество галлов побеговьяна-смолевщика (*Evetria resinella*).

Результаты подсчитали по отдельным деревьям и по пп. как средние по 10 учетным деревьям. Кроме того в 1995 году на Петербургской полосе исследований отдельно подсчитано количество отпавших от повреждений сосновыми лубоедами ветвей.

Соотношения изотопов углерода ($^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$) в соснах выясняли на пп. 1, 3, 5-6, 8, 10, 12-13 и 15 Петербургской полосы исследований. В нормальных условиях фотосинтез дерева предпочитают изотоп ^{12}C . Но при стрессах (засуха, необычные температуры, загрязнения воздуха и т. п.) ускоряется потребление изотопа ^{13}C (Martin и др. 1988). В 1993 году с четырех сосен верхней высоты на всех пп. на высоте груди были сняты керны

годовых колец. Дольки годовых колец разделили и по ним измеряли соотношение изотопов углерода за период 1954–1992 гг., используя масспектрометр (VGA-Micromass 20-20, Europa Scientific Ltd, Англия) Мичиганского университета (East Lansing, США).

Особенности роста сосняков выявляли измерением радиального прироста. С десяти ближайших к центру пп. деревьев верхней высоты были взяты керны до сердцевины. К тому же на пп. измеряли диаметр ствола на высоте груди и высоту всех деревьев. Толщину годовых колец измеряли в лаборатории с точностью до 0,01 мм, а перекрёстную датировку серий колец произвели при помощи программ Dynaclin и Kind (Van Deusen 1993). Результаты измерений радиального прироста на Петербургской полосе исследований анализировали как на основании колебаний толщины годовых колец, так и при помощи моделей роста. В модели радиального прироста в качестве определяющих переменных использовались диаметр ствола, площадь сечения и верхняя высота древостоя. Годичная остаточная дисперсия отражала колебания роста по годам. На основании остаточной дисперсии вывели т. н. индексы роста, отражающие годовые отклонения от средних значений более длительного периода. В модельных расчетах материал разделили на три части: южная часть Карельского перешейка, его северная часть и юго-восточная Финляндия. Результаты сопоставили с индексами вариации роста сосен южной Финляндии (Mielikäinen и Timonen 1996). Результаты по Костомукшской полосе исследований анализировали непосредственно на основании вариации толщины годовых колец.

3. Tulokset

3.1 Pietarin tutkimuslinja

Laskeuman määrä ja laatu

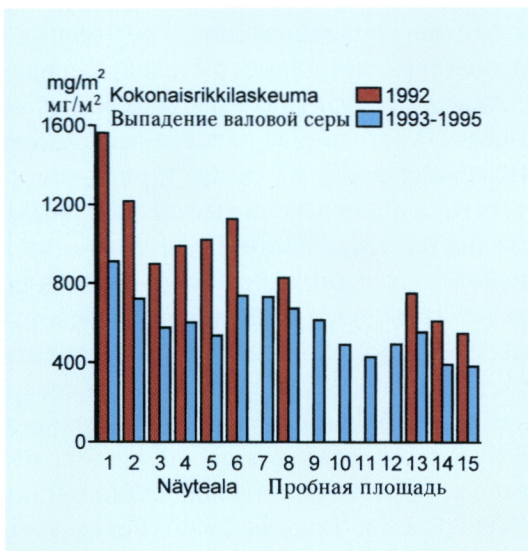
Pietarin ja Leningradin alueen sekä Kaakkois-Suomen välillä ilmeni aleneva laskeumagradi-entti. Rikin, kalsiumin, ammonium- ja nitraattitypen, magnesiumin sekä raudan laskeumat olivat korkeammat tutkimuslinjan etelä- (näytealat 1-8) kuin pohjoisosissa (kuvat 3-5). Nitraattitypen laskeuma erosi tutkimusalueen etelä- ja pohjoisosien välillä kuitenkin vähemmän kuin laskeuman muut komponentit.

Mittausjakson alussa vuonna 1992 rikkilaskeuma oli Pietarin läheisyydessä 1 570 mg/

m² (näyteala 1) ja Kaakkois-Suomen eteläosassa 1 160 mg/m² (näyteala 6), mutta vuosina 1993-1995 taso oli alempi, alle 950 mg/m² vuodessa (Lumme ja Arkhipov 1996). Rikin määrä oli lähes säännönmukaisesti suurempi metsikkösadannassa kuin vapaassa sadannassa. Tämä johtunee siitä, että sadevesi huuhtoo latvuksiin kerääntynyttä rikin kuivalaskeumaa. Pääosa kokonaisrikistä oli sulfaattirikkiä.

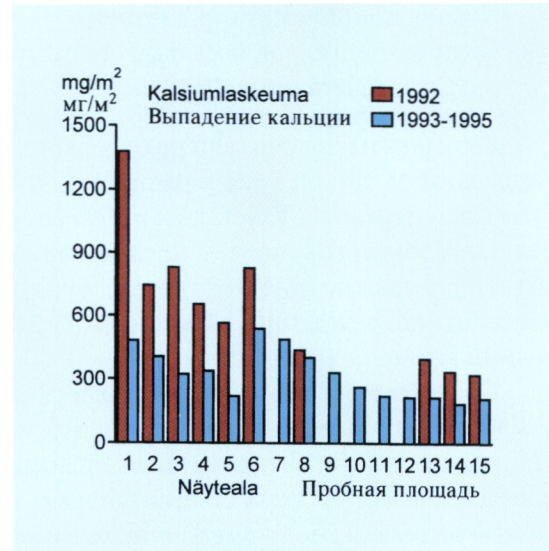
Myös kalsium- ja magnesiumlaskeumissa havaittiin samansuuntainen ajallinen muutos kuin rikkilaskeumassa. Vuonna 1992 laskeuma oli korkeampi kuin vuosina 1993-1995 (kuva 4).

Ammonium- ja nitraattitypen laskeumat vaihtelivat vuosittain, mutta niissä ei ilmennyt



Kuva 3. Rikin vuosilaskeuma Pietarin tutkimuslinjan määnniköissä vuosina 1992-1995 (vuosilaskeuma 1992 ja keskiarvo 1993-1995).

Рис. 3. Годовые выпадения серы на пп. Петербургской полосы исследований в 1992-1995 гг. (годовой объем за 1992 г. и средний за 1993-1995 гг.).



Kuva 4. Kalsiumin vuosilaskeuma Pietarin tutkimuslinjan määnniköissä vuosina 1992-1995 (vuosilaskeuma 1992 ja keskiarvo 1993-1995).

Рис. 4. Годовые выпадения серы в сосняках Петербургской полосы исследований в 1992-1995 гг. (годовой объем за 1992 г. и средний за 1993-1995 гг.).

3. Результаты

3.1 Петербургская полоса исследований

Объем и состав выпадений

Между городом С.-Петербург и юго-восточной Финляндией выявился четкий градиент выпадений загрязнителей. Выпадения серы, кальция, аммиачного и нитратного азота, магния и железа были на юге полосы исследований (пп. 1–8) обильнее, чем на севере полосы (рис. 3–5). По нитратному азоту разница объемов выпадения в южной и северной части

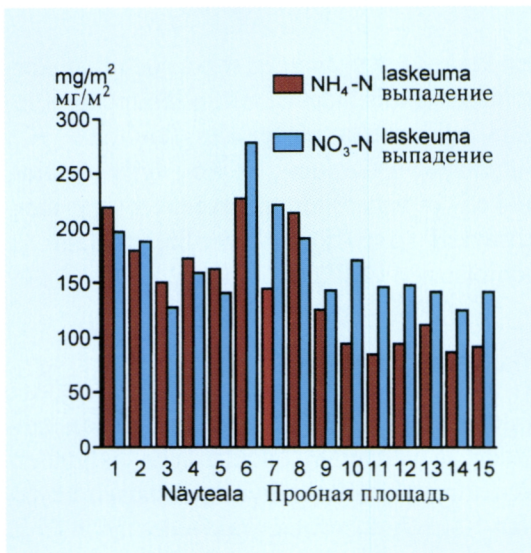
полосы была меньше, чем по другим компонентам.

В начале периода измерений в 1992 году объем выпадений серы вблизи С.-Петербурга составлял 1570 мг/м^2 (пп. 1), а на юге юго-восточной Финляндии 1160 мг/м^2 (пп. 6). В 1993–1995 гг. уровень был ниже ($<950 \text{ мг/м}^2$) (Lumme и др. 1995, Lumme и Arkhipov 1996). Почти закономерно содержание серы в подкроновых осадках было выше, чем в атмосферных осадках. Это объясняется тем, что осадки смывают накопившиеся в кронах сухие выпадения серы. Подавляющую часть общей серы составляла сульфатная сера.

Подобная тенденция обнаружена в динамике объемов выпадений кальция и магния. В 1992 г. годовой объем был выше чем в 1993–1995 гг. (рис. 4).

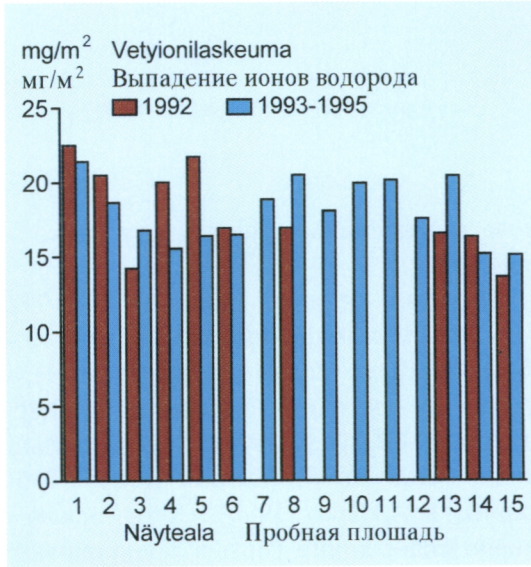
Объемы выпадений аммиачного и нитратного азота варьировали по годам без четкой направленности, подобной снижению количества выпадений серы. Доля аммиачного азота была больше на северных пп. полосы (рис. 5). Содержание как аммиачного так и нитратного азота было в подкроновых водах ниже, чем в атмосферных, т. к. кроны деревьев и обитающие в них лишайники и микроорганизмы поглощают часть азота из дождевой воды (Huvärinen 1990).

Выпадения ионов водорода были в 1992 году наибольшими на южных пп. полосы. Но выявленные объемы не имели четкой тенденции к снижению по направлению к северу (рис. 6). Напротив, выпадения ионного водорода были на пп. 6 и 7 относительно низкими, независимо от



Кuva 5. Keskimääräinen ammonium- ja nitraattitypen vuosilaskema Pietarin tutkimuslinjan määntiköissä vuosina 1992-1995.

Рис. 5. Среднегодовые выпадения аммиачного и нитратного азота в сосняках Петербургской полосы исследований в 1992–1995 гг.



Kuva 6. Vetyionien vuosilaskeuma Pietarin tutkimuslinjan männiköissä vuosina 1992-1995 (vuosilaskeuma 1992 ja keskiarvo 1993-1995).

Рис. 6. Выпадения ионов водорода в сосняках Петербургской полосы исследований в 1992-1995 гг. (годовой объем за 1992 г. и средний за 1993-1995 гг.).

selvää kehityssuuntaa ajan suhteen kuten rikkilaskeumassa. Ammoniumtypen osuus typpilaskeumassa oli merkittävämpi tutkimuslinjan eteläosissa, nitraattitypen osuus oli puolestaan suurempi linjan pohjoisosissa (kuva 5). Sekä ammonium- että nitraattitypen määrät olivat metsikkösadannassa alhaisempia kuin vapaassa sadannassa, koska puiden latvukset sekä niissä elävät jäkälät ja mikrobit ottavat tyypeä sadavedestä (Hyvärinen 1990).

Vetyionilaskeuma oli vuonna 1992 korkein tutkimuslinjan eteläosissa, mutta laskeumassa ei ollut selvää alenevaa suuntaa linjan etelä- ja pohjoisosien välillä (kuva 6). Päinvastoin vetyionilaskeuma oli näytealoilla 6 ja 8 suhteellisen alhainen korkeista rikki- ja typpilaskeumista huolimatta. Vetyionilaskeuma oli vuosina 1993-1995 jonkin verran alhaisempi näytealoilla 1-2, 4-5 ja 14 sekä lievästi korkeampi näytealoilla 3, 8, 13 ja 15 kuin vuonna 1992.

Bioidikaattoreiden raskasmetallipitoisuudet olivat tutkimuslinjan eteläosissa kohtalai-

Taulukko 10. Sammalten raskasmetallipitoisuuksia Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 10. Содержание тяжёлых металлов во мхах на пробных площадях Петербургской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | Cd | Cr | Fe | Ni | Pb | V |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | mg/kg | | мг/кг | | | |
| 1 | 0,65* | 3,13* | 754* | 2,90* | 17,1* | 9,19* |
| 2 | 0,55* | 2,25* | 493 | 2,35 | 12,3 | 6,27 |
| 3 | 0,51 | 1,98 | 470 | 2,08 | 10,4 | 5,34 |
| 4 | 0,51 | 2,47* | 656* | 2,27 | 15,1* | 7,35* |
| 5 | 0,47 | 2,10 | 522* | 2,18 | 11,3 | 6,83* |
| 6 | 0,44 | 2,08 | 488 | 1,58* | 11,3 | 5,19 |
| 7 | 0,31 | 1,67* | 551* | 1,76 | 12,6 | 6,09 |
| 8 | 0,49 | 1,68 | 514 | 1,73 | 13,7 | 4,88 |
| 9 | 0,19* | 1,42* | 486 | 1,70* | 8,5* | 4,23* |
| 10 | 0,23* | 2,06 | 621* | 1,83 | 11,0 | 5,31 |
| 11 | 0,20* | 1,86 | 415 | 1,97 | 7,8* | 4,05* |
| 12 | 0,23* | 1,72 | 382* | 1,89 | 11,4 | 4,52 |
| 13 | 0,40 | 1,90 | 339* | 1,76 | 10,9 | 4,50 |
| 14 | 0,40 | 1,85 | 400 | 1,82 | 12,3 | 4,46 |
| 15 | 0,36 | 1,32* | 318* | 2,09 | 8,0* | 3,44* |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) **:lla merkityistä arvoista.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком *.

sen korkeita ja useimpien raskasmetallien korkeimmat pitoisuudet mitattiin lähimpänä Pietaria sijainneelta näytealalta (taulukko 10). Sammalten kadmium-, kromi-, lyijy-, rauta-, nikkeli- ja vanadiinipitoisuudet erosivat merkitsevästi ($p < 0,05$) tutkimuslinjan etelä- ja pohjoisosien välillä (Kubin ym. 1994).

Maaveden laatu

Vajoveden määrä ja laatu vaihtelivat kuukausittain ja vuosittain huomattavan paljon eri näytealojen välillä ja myös yksittäisen näytealan lysimetrien välillä. Vajoveden rikin (5 ja 20 cm:n syvyudet), kalsiumin ja ammoniumtypen (20 cm:n syvyys) pitoisuudet vuosina 1992-1995 olivat säännönmukaisesti jonkin verran korkeampia tutkimuslinjan etelä- kuin pohjoisosissa (taulukko 11). Samoin vajoveden alumiinipitoisuus 20 cm:n syvyudessa oli lievästi korkeampi näytealoilla 1-2 ja 5-6 kuin

Taulukko 11. Vajoveden keskimääräinen kokonaisrikin, ammoniumtypen, kalsiumin ja alumiinin pitoisuus 5 ja 20 cm:n syvyydessä Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla keskimäärin vuosina 1992-1995.

Таблица 11. Среднее содержание общей серы, аммиачного азота, кальция и алюминия в почвенной воде на глубине 5 и 20 см на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1992 - 1995 гг.

| Näyteala Пробная площадь | S | | NH ₄ -N | | Ca | | Al | | |
|--------------------------------|------|------|--------------------|------|------|------|------|------|--|
| | 5 | 20 | 5 | 20 | 5 | 20 | 5 | 20 | |
| | cm | cm | cm | cm | cm | cm | cm | cm | |
| | | | | mg/l | | мг/л | | | |
| 1 | 4,47 | 5,47 | 0,34 | 0,14 | 2,72 | 2,38 | 1,17 | 1,08 | |
| 2 | 3,75 | 3,64 | 0,70 | 0,15 | 2,14 | 1,92 | 1,28 | 0,94 | |
| 3 | 4,59 | 7,41 | 0,30 | 0,14 | 1,99 | 3,14 | 0,93 | 0,52 | |
| 4 | 4,54 | 6,15 | 0,46 | 0,18 | 1,73 | 2,42 | 1,36 | 0,68 | |
| 5 | 5,08 | 5,15 | 0,95 | 0,13 | 2,41 | 1,62 | 1,80 | 1,05 | |
| 6 | 3,19 | 4,42 | 0,52 | 0,25 | 1,85 | 2,04 | 0,99 | 1,14 | |
| 7 | 3,33 | 4,04 | 0,43 | 0,11 | 2,09 | 2,05 | 0,99 | 0,68 | |
| 8 | 3,98 | 4,17 | 0,33 | 0,06 | 1,63 | 1,88 | 1,53 | 0,25 | |
| 9 | 3,12 | 3,94 | 0,16 | 0,09 | 1,69 | 2,39 | 1,02 | 0,65 | |
| 10 | 2,69 | 3,62 | 0,18 | 0,06 | 1,26 | 1,99 | 1,27 | 0,07 | |
| 11 | 2,91 | 3,09 | 0,21 | 0,06 | 1,95 | 1,63 | 1,35 | 0,39 | |
| 12 | 3,24 | 3,41 | 0,04 | 0,03 | 1,33 | 1,93 | 0,77 | 0,91 | |
| 13 | 2,51 | 3,72 | 0,07 | 0,07 | 1,29 | 1,83 | 1,91 | 0,43 | |
| 14 | 3,39 | 4,50 | 0,56 | 0,05 | 1,55 | 1,52 | 1,27 | 0,67 | |
| 15 | 3,27 | 2,87 | 0,40 | 0,09 | 2,44 | 1,60 | 0,66 | 0,06 | |

больших объемов выпадений серы и азота. Количество ионов водорода в составе выпадений в 1993–1995 гг. было на пп. 1–2, 4–5 и 14 ниже, а на пп. 3, 8, 13 и 15 чуть выше, чем в 1992 году.

Концентрации тяжелых металлов в биоиндикаторах были на южных пп. полосы довольно высокими и по большинству металлов пики концентраций отмечены на ближайшей к С. -Петербургу пп. (табл. 10). Во мхах по концентрации кадмия, хрома, свинца, железа, никеля и ванадия отмечены статистически значимые ($p < 0,05$) различия между южными и северными пп. полосы (Kubin и др. 1994).

Характер почвенных вод

Количество и характер инфильтрационных вод значительно варьировали по месяцам и годам, по пп. и по местам взятия на отдельных пп. на одних и тех же глубинах. Содержание серы (глубины 5 и 20 см), кальция и аммиачного азота (глубина 20 см) было в 1992–1995 гг. на южных пп. полосы исследований стабильно выше, чем на северных (табл. 11). Также концентрация алюминия в инфильтрационной воде на глубине 20 см было на пп. 1–2 и 5–6 немного выше, чем на других. Содержание серы на глубинах 5 и 20 см было в начале периода исследований в 1992 году выше, чем в конце периода в 1995 г.

На самых загрязненных пп. (1–2 и 6) полосы исследований между концентрацией серы в лизиметрической воде и количеством серы в подкрановых водах

muilla näytealoilla. Vajoveden rikkipitoisuus 5 ja 20 cm:n syvyyksillä oli jonkin verran korkeampi tutkimusjakson alussa vuonna 1992 kuin jakson lopussa vuonna 1995.

Vajoveden rikkipitoisuuden ja rikkilaskeuman (metsikkösadanta) välillä oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen korrelaatio tutkimuslinjan saastuneimmilla näytealoilla (1-2 ja 6) ($r = 0,501^*$, kuva 7). Sen sijaan vajoveden kalsium- ja typpipitoisuuksien sekä vastaavan märkälasseuman välillä havaittiin vain suuntaa-antavat positiiviset korrelaatiot edellä mainituilla näytealoilla.

Vaihtuvien emäskationien pitoisuudet ja vaihtohappamuus humuskerroksessa ja kivennäismaassa (0-20 cm) eivät korreloineet ilman epäpuhtauksien laskeuman kanssa (taulukko 5). Myöskään humuskerroksen ja kivennäismaan kationinvaihtokapasiteetissa eikä emäskyllästysasteessa ilmennyt laskeumagradientin suun-

taista vaihtelua. Tärkeimpien ravinteiden (N, P, K, Ca, Mg ja S) kokonaispitoisuudet humuskerroksessa ja kivennäismaassa eivät myöskään korreloineet laskeuman kanssa. Tosin humuskerroksen rikkipitoisuus näytealoilla 1 ja 2 oli lievästi korkeampi kuin muilla näytealoilla (taulukko 4).

Puuston kunto

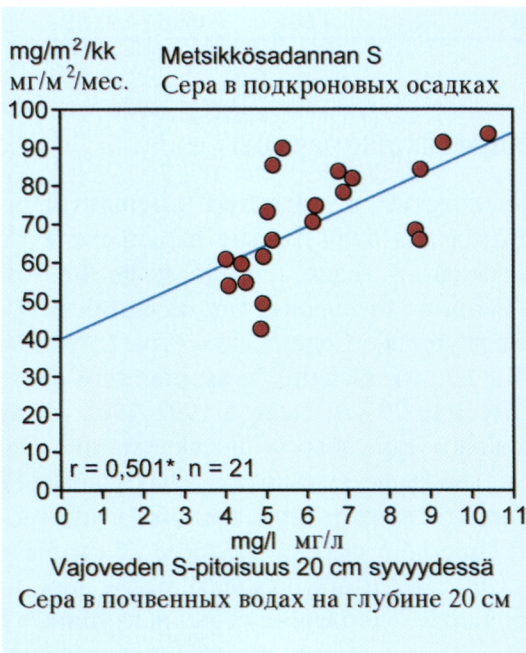
Neulasten alkuainepitoisuudet

Vuonna 1992 nuorimpien (keruuvuoden) ja yksivuotisten neulasten rikki-, typpi- ja kalsiumpitoisuudet olivat merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeammat tutkimuslinjan etelä- (näytealat 1-8) kuin pohjoisosissa (taulukko 12). Korkeimmat pitoisuudet esiintyivät Pietarin läheisyydessä näytealalla 1. Neulasten rikki-, kalsium- ja typpipitoisuudet korreloivat positiivisesti vastaavan märkälasseuman kanssa (S: $r = 0,906^{***}$, Ca: $r = 0,786^{**}$ ja N: $r = 0,628^*$).

Vuoden 1994 näytteenotossa tilanne oli muuttunut. Korkeimmat rikki- ja kalsiumpitoisuudet mitattiin edelleen Pietarin läheisyydestä, mutta näiden alkuaineiden pitoisuudet olivat alentuneet kaikilla tutkimuslinjan eteläosan näytealoilla ja erot linjan pohjoisosiin verrattuna olivat melko vähäisiä (taulukko 12). Neulasten typpipitoisuus ei Pietarin läheisyydessäkään eronnut vuonna 1994 merkittävästi tutkimuslinjan muista näytealoista. Molemmilla näytteenottoerkoilla neulasten typpipitoisuus oli kaikilla näytealoilla suhteellisen alhainen.

Yksivuotisten neulasten magnesiumipitoisuus oli molemmilla näytteenottoerkoilla merkitsevästi ($p < 0,05$) alhaisempi näytealoilla 1 ja 2 kuin muilla näytealoilla (taulukko 12). Sen sijaan raudan ja osin myös kaliumin pitoisuudet yksivuotisissa neulasissa olivat vuosina 1992 ja 1994 merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeammat tutkimuslinjan etelä- kuin pohjoisosissa.

Neulasvuosikertojen määrä oli vuonna 1992 näytealoilla 6-15 korkeampi (keskimäärin 3,5 vuosikertaa, vaihteluväli 3,1-3,9) kuin



Kuva 7. Rikkilaskeuman ja vajoveden rikkipitoisuuden välinen suhde Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla 1-2 ja 6 vuosina 1992-1994.

Рис. 7. Соотношение концентрации серы в атмосферных осадках и почвенной воде на пробных площадях 1-2 и 6 Петербургской полосы исследований в 1992-1994 гг.

выявилась статистически значимая положительная корреляция ($r = 0,501^*$, рис. 7). Между концентрациями кальция и азота в почвенной воде и в атмосферных осадках на этих же пп. обнаружена лишь тенденция к положительной корреляции.

Количество обменных оснований и обменная кислотность в гумусовом слое и минеральной почве (0–20 см) не коррелировали с объемами выпадений атмосферных загрязнителей (табл. 4). Также не отмечено по градиенту изменений ёмкости катионного обмена и суммы поглощенных оснований (табл. 5). Общие концентрации основных элементов (N, P, K, Ca, Mg и S) в слое гумуса и минеральной почвы не коррелировали с выпадениями атмосферных загрязнителей. Хотя на пп. 1 и 2 содержание серы было несколько выше, чем на остальных пп. (табл. 4).

Состояние древостоя

Концентрации элементов в хвое

Содержания серы, азота и кальция в самой молодой и однолетней хвое сбора 1992 года были на южных пп. (1–8) полосы исследований значительно ($p < 0,05$) выше, чем на северных пп. (табл. 12). Наивысшие концентрации отмечены вблизи С.-Петербурга на пп. 1. Содержание серы, кальция и азота в хвое положительно коррелировало с соответствующим уровнем содержания их в атмосферных осадках (S: $r = 0,906^{***}$, Ca: $r = 0,786^{**}$ и N: $r = 0,628^*$).

Сбор проб 1994 года выявил изменение ситуации. Наивысшие значения по сере и кальцию в однолетней и самой молодой хвое отмечены опять вблизи С.-Петербурга, но концентрации серы и кальция снизились на южных пп. по сравнению с северными и остались довольно низкими (табл. 12). Содержание азота

даже вблизи С.-Петербурга в 1994 г. не отличалось значительно от уровня на других пп. полосы исследований. Концентрация азота в хвое обоих сроков сбора была на всех пп. относительно низкой.

Концентрация магния в однолетней хвое проб обоих сборов была значимо ($p < 0,05$) ниже на пп. 1–2, чем на других (табл. 12). Кроме того концентрации железа и отчасти калия в однолетней хвое были в 1992 и 1994 году значимо ($p < 0,05$) выше на южных, чем на северных пп. полосы исследований.

Количество поколений хвои в 1992 г. на пп. 6–15 (в среднем 3,5 поколений, диапазон 3,1–3,9) выше, чем на пп. 1–5 (в среднем 2,8, диапазон 2,5–3,0). В 1994 г. количество поколений хвои на пп. 1–5 выросло (в среднем 3,4, диапазон 3,1–3,7). На пп. 6–15 количество поколений осталось в среднем прежним в пробах второго отбора, но вариация усилилась в 1994 году (в среднем 3,5, диапазон 2,8–4).

Повреждения тканей хвои и состояние воскового налета

В тканях сосновой хвои обнаружено потемнение цитоплазмы, образование нитей таннина, вакуолизация цитоплазмы и уменьшение частиц хлорофилла. Потемнение цитоплазмы и связанное с ним образование нитей таннина толкуется как повреждение под воздействием двуокиси серы (Sutinen и Koivisto 1995). В 1992 году повреждение однолетней и более молодой хвои от двуокиси серы было в южной части полосы (пп. 1, 3, 6 и 8) значимо ($p < 0,05$) выше, чем в северной (рис. 8). Количество повреждений коррелировало положительно с выпадением серы и содержанием серы в хвое (серные выпадения - повреждения от двуокиси серы $r = 0,903^{**}$).

В пробах хвои, собранных в 1994 г., количество повреждений от двуокиси серы

näytealoilla 1-5 (keskiarvo 2,8, vaihteluväli 2,5-3,0). Neulasvuosikertojen määrä oli kohonnut näytealoilla 1-5 vuonna 1994 (keskiarvo 3,4, vaihteluväli 3,1-3,7 vuosikertaa). Näytealoilla 6-15 vuosikertojen määrä säilyi keskimäärin samalla tasolla eri näytteenottokerroilla, mutta vaihtelu oli suurempaa vuonna 1994 kuin vuonna 1992 (keskiarvo 3,5, vaihteluväli 2,8-4).

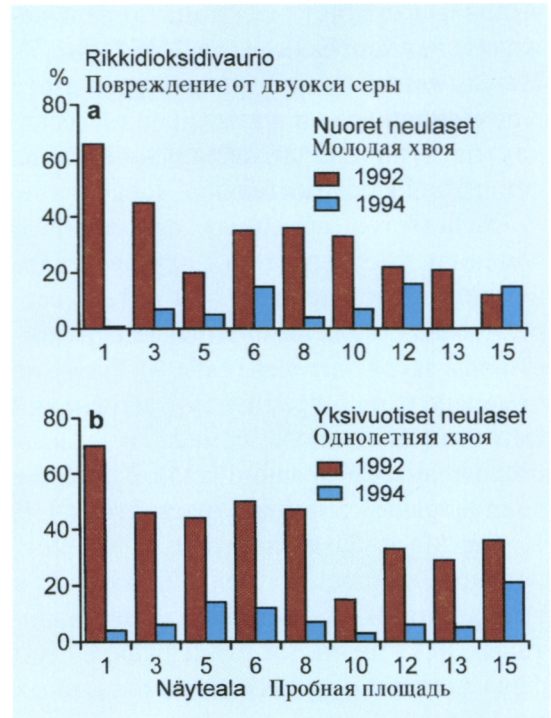
Neulasten solukkovauriot ja pintavahojen kunto

Männyn neulasten solukoissa havaittiin soluliman tummumista, tanniinin nauhoittumista, soluliman vakuolisoitumista ja viherhiukkasten pienentymistä. Soluliman tummumista ja siihen liittyvää tanniinin nauhoittumista pidetään rikkidioksidin aiheuttamana vauriona (Sutinen ja Koivisto 1995). Vuonna 1992 rikkidioksidivaurioiden määrä yksivuotisissa ja nuorimmissa neulasissa oli merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi tutkimuslinjan etelä- (näytealat 1, 3, 6 ja 8) kuin pohjoisosissa (kuva 8). Vaurioiden määrä korreloi positiivisesti rikkilaskeuman ja neulasten rikkipitoisuuden kanssa (rikkilaskeuma - rikkidioksidivauriot $r = 0,903^{**}$).

Vuonna 1994 kerätyissä neulasnäytteissä rikkidioksidivaurioiden määrä oli selvästi vähentynyt molemmissa neulasvuosikerroissa. Alentuminen oli jonkin verran voimakkaampi yksivuotisissa kuin nuorimmissa neulasissa. Vaurioiden väheneminen oli erityisen merkitsevää tutkimuslinjan eteläosassa, jossa myös neulasten rikkipitoisuus aleni näiden näytteenottokertojen välillä (kuva 8, taulukko 12).

Soluliman vakuolisoituminen liitetään happaman märkälaskeuman vaikutuksiin (Sutinen ja Koivisto 1995). Vuonna 1992 näiden oireiden määrä oli varsin alhainen molemmissa neulasvuosikerroissa, mutta ne lisääntyivät vuonna 1994 nuorimmissa neulasissa näytealoilla 1, 3, 5-6 ja 12. Otsonin vaikutuksiin liitettävää viherhiukkasten pienentymistä havaittiin kaikilla tutkimuslinjan näytealoilla (Seldén ym. 1997).

Neulasten pintaa suojaavan kiteisen vahan peittävyys oli vuonna 1992 kerätyissä nuorim-



Kuva 8. Rikkidioksidin aiheuttamat solukkovauriot nuorimmissa (a) ja yksivuotisissa (b) männyn neulasissa Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1992 ja 1994.

Рис. 8. Вызванные двуокью серы повреждения тканей молодой (а) и однолетней (б) хвои сосны на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1992 и 1994 гг.

missa neulasissa alhainen tutkimuslinjan eteläosissa (näytealat 1, 5-6 ja 8), jossa myös laskeuma oli suurin (kuva 9). Kiteisen vahan määrä oli merkitsevästi korkeampi näytealoilla 13 ja 15 ($p < 0,05$). Toisaalta kiteistä vahaa oli vähän myös tutkimuslinjan pohjoisosissa näytealoilla 10 ja 12, joten kiteisen vahan määrän ja laskeuman välillä ei ollut merkitsevää korrelaatiota. Yksivuotisissa neulasissa kiteisen vahan peittävyys oli alhaisin lähimpänä Pietaria sijaitsevalla näytealalla, mutta näytealojen väliset erot olivat vähäisiä.

Vuonna 1994 nuorimpien ja yksivuotisten neulasten kiteisen vahan määrissä ei ollut merkitseviä eroja tutkimuslinjan etelä-pohjoisosuunnassa vahan peittävyuden vaihdellussa

Taulukko 12. Yksivuotisten männyn neulasten alkuainepitoisuudet Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 12. Содержание химических элементов в однолетней хвое сосны на пробных площадях Петербургской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | N | | P | | K | | Ca | | Mg | | S | | Fe | | Al | |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|
| | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 |
| | mg/kg | | | | | | | | | | | | | | | |
| | g/kg | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 13,7* | 12,3 | 1,42 | 1,35 | 4,67* | 5,03* | 4,25* | 4,03* | 0,67* | 0,68* | 1,21* | 1,09* | 93* | 85* | 358 | 349 |
| 2 | 13,2* | 11,9 | 1,37 | 1,38 | 4,33 | 4,84* | 3,67* | 3,29 | 0,71* | 0,68* | 1,09* | 0,99* | 76* | 64* | 378* | 335 |
| 3 | 12,0 | 11,2 | 1,40 | 1,29 | 4,60* | 5,08* | 4,28* | 3,63 | 0,82 | 0,79 | 1,13* | 0,93 | 76 | 59 | 345 | 285* |
| 4 | 11,9 | 11,8 | 1,34 | 1,25 | 4,06 | 4,98* | 4,34* | 4,01* | 0,88 | 0,81 | 1,11* | 0,97 | 78* | 63* | 381* | 321 |
| 5 | 12,2 | 12,1 | 1,45* | 1,23* | 4,51 | 4,60 | 3,56 | 3,09 | 0,92* | 0,66 | 1,12* | 0,88* | 82* | 62* | 395* | 282 |
| 6 | 13,3* | 10,9* | 1,44* | 1,26 | 4,60* | 4,73 | 4,59* | 3,52 | 0,77 | 0,71 | 1,12* | 0,83* | 89* | 64* | 349 | 278* |
| 7 | 13,9* | 12,8* | 1,44* | 1,39 | 4,59* | 4,93* | 3,99* | 3,49 | 0,78 | 0,68 | 1,13* | 0,96 | 80* | 66* | 355 | 316 |
| 8 | 12,9* | 12,3 | 1,41 | 1,30 | 4,42 | 4,34 | 3,95* | 3,42 | 0,71 | 0,69 | 1,07 | 0,89* | 71 | 60 | 303 | 258* |
| 9 | 13,3* | 13,2* | 1,39 | 1,41* | 4,06 | 4,12* | 3,48 | 3,86* | 0,85 | 0,77 | 1,10* | 1,04* | 69 | 63* | 366 | 365* |
| 10 | 12,7 | 11,9 | 1,36 | 1,30 | 4,56 | 4,32 | 3,47* | 3,45 | 0,78 | 0,76 | 1,05 | 0,93 | 69 | 59 | 355 | 305 |
| 11 | 11,9* | 12,6 | 1,47* | 1,39 | 4,74* | 4,61 | 3,19* | 3,80 | 0,76 | 0,76 | 0,99* | 0,94 | 63* | 49* | 286* | 279* |
| 12 | 11,6* | 11,5 | 1,34* | 1,38 | 3,77* | 4,02* | 3,24* | 3,28 | 0,96* | 0,87* | 1,01* | 0,91* | 82* | 61 | 358 | 308 |
| 13 | 12,4 | 12,0 | 1,34* | 1,29 | 4,26 | 4,60 | 2,61* | 2,62* | 0,74 | 0,72 | 1,01* | 0,92 | 65* | 52* | 354 | 290 |
| 14 | 11,6* | 12,4 | 1,37 | 1,37 | 3,93* | 4,51 | 3,38* | 3,73 | 0,79 | 0,78 | 0,99* | 0,93 | 68 | 55* | 367 | 317 |
| 15 | 10,8* | 11,8 | 1,32* | 1,32 | 4,42 | 4,60 | 3,37* | 3,60 | 0,79 | 0,75 | 0,95* | 0,92* | 58* | 47* | 348 | 332 |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) **lla merkityistä arvoista, alleviivattu eroaa merkitsevästi vuoden 1992 arvosta.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком *, подчеркнуто - отличие статистически значимо от данных 1992.



Kuva 9. Kiteisen vahan peittävyys nuorimmissa ja yksivuotisissa männyn neulasissa Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1992 ja 1994.

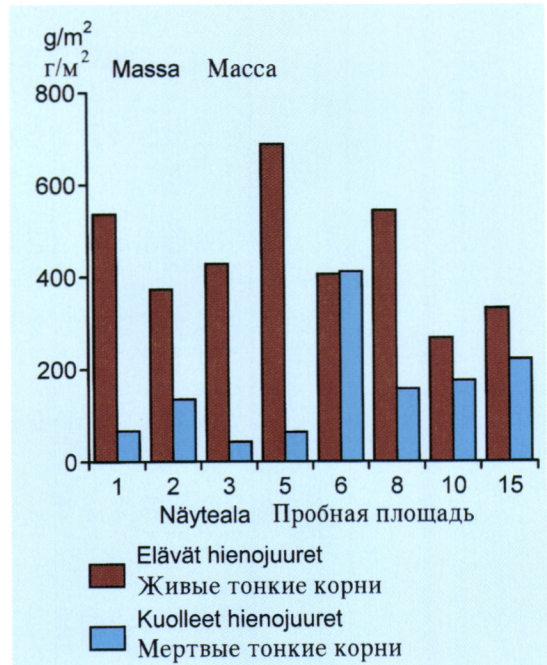
Рис. 9. Покрытие воскового налета молодой и однолетней хвои сосен на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1992 и 1994 гг.

suuresti näytealoittain (kuva 9). Peittävyys oli lisääntynyt vuodesta 1992 vuoteen 1994 mennessä näytealoilla 1, 3, 5, 10 ja 12, mutta vähentynyt tai pysynyt ennallaan näytealoilla 6, 8, 13 ja 15.

Hienojuurten biomassa ja alkuainepitoisuudet

Kairanäytteiden avulla määritetty hienojuurten ($\sigma < 3$ mm) kokonaisbiomassa vaihteli huomattavasti näytealojen välillä eikä siinä havaittu laskeumagradientin suuntaista vaihtelua (kuva 10). Suurimmat biomassat mitattiin näytealoilta 1, 5 ja 8 ja alhaisimmat näytealoilta 10 ja 15. Vaikka hienojuurihiomassan syvyysjakautumassa oli jonkin verran eroja näytealojen välillä, kaikilla näytealoilla valtaosa hienojuurista sijaitsi 0-20 cm:n kerroksessa. Elävien ja kuolleiden hienojuurten välinen suhde oli korkein näytealoilla 1-3, 5 ja 8 sekä alhaisin näytealalla 6.

Juurikolonniin avulla mitattu hienojuurten kasvu ja biomassan määrä vaihtelivat voimakkaasti sekä näytealojen sisällä että niiden välillä. Juurten kasvu oli ensimmäisenä vuonna (1994) vähäistä verrattuna seuraavan vuoden kasvuun (kuva 11). Tutkimuslinjan eteläosissa (näytealat 1-3) hienojuurten biomassa oli 0-10 cm:n ja 0-40 cm:n kerroksissa merkitsevästi ($p < 0,05$) alhaisempi kuin näytealoilla 6, 10 ja 15. Elävien hienojuurten osuus oli juurikolonneissa kaikilla näytealoilla korkea, yli 97 % juurten kokonaismassasta, eikä näytealojen välillä havaittu merkittäviä eroja. Valtaosa kolonneihin kasvaneista juurista sijaitsi 0-20 cm:n kerroksessa. Hienojuurten biomassa juurikolonneissa ei korreloinut merkitsevästi laskeuman kanssa, vaan siihen vaikuttivat



Kuva 10. Männyn hienojuurten kokonaisbiomassa 0-20 cm:n kerroksessa Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1994.

Рис. 10. Суммарная биомасса тонких корней сосны в слое 0-20 см на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1994 году.

было заметно меньшим в обоих поколениях. Особенно значительным уменьшение повреждений было в южной части полосы исследований, где также содержание серы в хвое сократилось к моменту второго сбора (рис. 8, табл. 12).

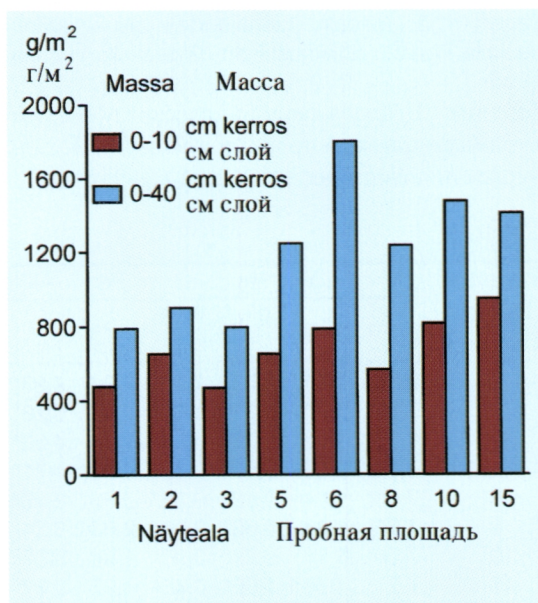
Вакуолизация цитоплазмы связывается с воздействием кислых осадков (Sutinen и Koivisto 1995). В 1992 году такие симптомы были весьма малочисленны в хвое обоих поколений, но к 1994 году усилились в молодой хвое на пп. 1, 3, 5-6 и 12. Связанное с воздействием озона уменьшение зелёных частиц обнаружено на всех пп. полосы (Selldén и др. 1996).

Покрытие защитного воскового налета самой молодой хвои в 1992 году было низким в южных частях полосы исследований (пп. 1, 5-6 и 8), где были наибольшие выпадения (рис. 9). На молодых иголках больше всего воска было на пп. 13 и 15 ($p < 0,05$). С другой стороны, налет был тонким и на северных пп. 10 и 12, что исключило положительную корреляцию между описываемыми факторами. У однолетней хвои восковое покрытие было наименьшим на ближайшей к С.-Петербургу пп. Различия между значениями по другим пп. были, однако, маленькими.

В 1994 году толщина воскового налета молодой и однолетней хвои различалась незначительно по направлению север - юг, но покрытие сильно колебалось по пробным площадям (рис. 9). Покрытие возросло с 1992 по 1994 год на пп. 1, 3, 5, 10 и 12, и сократилось или осталось прежним на пп. 6, 8, 13 и 15.

Биомасса и содержание химических элементов в тонких корнях

Суммарная биомасса взятых буром проб тонких корней ($\varnothing < 3$ мм) существенно колебалась по пробным площадям, не обнаруживая соответствующей градиенту тен-



Kuva 11. Männyn hienojuurten biomassa juurikonneissa 0-10 cm:n ja 0-40 cm:n kerroksissa Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1995.

Рис. 11. Биомасса тонких корней сосны в колонках (0-10 см и 0-40 см) на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1995 году.

денции к снижению (рис. 10). Наибольшая биомасса отмечена на пп. 1, 5 и 8, наименьшая на пп. 10 и 15. Хотя в распределении биомассы тонких корней по глубине были небольшие различия между пп., на всех пп. подавляющая часть биомассы располагалась в слое 0-20 см. Соотношение живых и мертвых тонких корней было наибольшим на пп. 1-3, 5 и 8, наименьшим на пп. 6.

Измеренные колонками рост и биомасса тонких корней сильно варьировали между пробными площадями и внутри них. В первом году (1994) рост корней в колонках был низким по сравнению с ростом во втором году (рис. 11). В южной части полосы (пп. 1-3) биомасса тонких корней в слоях 0-10 см и 0-40 см была значимо ($p < 0,05$) ниже, чем на пп. 6, 10 и

Taulukko 13. Männyn hienojuurten alkuainepitoisuuksia Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1995.

Таблица 13. Содержание химических элементов в тонких корнях на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1995 году.

| Näyteala | N | Ca | Mg | S | Fe | Al |
|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Пробная площадь | g/kg | | | г/кг | | |
| 1 | 8,68* | 1,41 | 0,91 | 1,09* | 2,26* | 4,93* |
| 2 | 7,82 | 1,26* | 0,81 | 1,00* | 2,16* | 5,28* |
| 3 | 6,55* | 1,06* | 0,78 | 0,86* | 1,76 | 4,80* |
| 5 | 6,74* | 0,93* | 0,66* | 0,89* | 1,59 | 4,71* |
| 6 | 7,18* | 1,14* | 0,62* | 0,98* | 0,95* | 3,18* |
| 8 | 7,73 | 1,04* | 0,56* | 0,92 | 2,63 | 5,14* |
| 10 | 7,06* | 1,18* | 0,71* | 0,80* | 1,94 | 5,03* |
| 15 | 7,27* | 1,78* | 1,66* | 0,80* | 4,97* | 6,87* |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) *:lla merkityistä arvoista.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком *.

enemmän muut ympäristötekijät kuten näytteenottovuoden metsikkösadannan määrä ($r = 0,571^*$).

Hienojuurten rikkipitoisuus oli vuonna 1995 merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi tutkimuslinjan näytealoilla 1, 2 ja 6 kuin muilla näytealoilla (taulukko 13). Samoin hienojuurten typpipitoisuus oli merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi näytealalla 1 kuin tutkimuslinjan muissa osissa. Lisäksi juurten kalsiumpitoisuus aleni tasaisesti Pietarista pohjoisen suuntaan, mutta erot eivät olleet merkitseviä. Hienojuurten rikkipitoisuus 0-20 cm:n kerroksessa korreloi positiivisesti metsikkösadannan rikkimäärän kanssa ($r = 0,579^*$).

Puuaineen hiili-isotooppisuhteet

Männyn vuosilustojen hiili-isotooppisuhteissa ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) todettiin eroja tutkimuslinjan etelä- ja pohjoisosien välillä. Karjalan kannaksen näytealoilla 1, 3 ja 5 sekä Kaakkois-Suomen eteläsimillä näytealalla (6) ^{13}C -isotoopia oli lustoissa merkitsevästi ($p < 0,05$) enemmän kuin

pohjoisemmilla näytealoilla 10, 13 ja 15 vuosina 1954-1992 (kuva 12). Laskeuman ja lustojen hiili-isotooppisuhteiden välillä havaittiin merkitsevä positiivinen korrelaatio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ - rikkilaskeuma, $r = 0,830^{**}$ ja $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ - typpilaskeuma, $r = 0,700^*$). Koska sääolot vaikuttavat puiden hiili-isotooppisuhteeseen, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ muutosta testattiin korrelaatio-regressiotestein sademäärän ja lämpötilan suhteen. Lappeenrannasta ja Pietarista koottujen säähavaintojen perusteella lasketun kuivuusindeksin (lämpötila ja sademäärä kasvukausilla 1954-1992) ja hiili-isotooppisuhteiden välillä ei kuitenkaan ollut merkitsevää korrelaatiota.

Toisaalta ^{13}C -isotoopin määrä oli korkea myös näytealalla 12, joka saattoi olla äärevämpi maaperä- ja ilmastotekijöiden suhteen kuin muut tutkimuskohteet. Suuren hajonnan vuoksi korrelaatiotestien avulla ei kuitenkaan voitu arvioida isotooppisuhteen muutoksiin vaikuttavia yksittäisiä tekijöitä.

Puuston elinvoimaisuus ja vauriot

Puuston kunto oli vuosina 1992-1995 heikko näytealoilla 1-5, joilla oli merkitsevästi ($p < 0,05$) enemmän kuolleita ja kuolevia puita kuin näytealoilla 6-15 (kuva 13). Puusto oli parhaassa kunnossa näytealoilla 6, 11-12 ja 15. Tulos on osittain samansuuntainen laskeumagradientin kanssa. Vuoden 1995 arvioinnissa puuston kunnan todettiin heikentyneen jonkin verran lähes kaikilla näytealoilla vuosiin 1992-1993 verrattuna (Nevalainen ym. 1994).

Vuonna 1993 valtapuuston harsuuntuneisuus oli tutkimuslinjan eteläosissa (näytealat 1-5) merkitsevästi korkeampi ($p < 0,05$) kuin tutkimuslinjan pohjoisosissa (kuva 14a). Toisaalta näytealoilla 6-8, joilla ilman epäpuhtauksien laskeuma oli korkea, puuston harsuuntuneisuus oli samaa luokkaa kuin tutkimuslinjan pohjoisosissa.

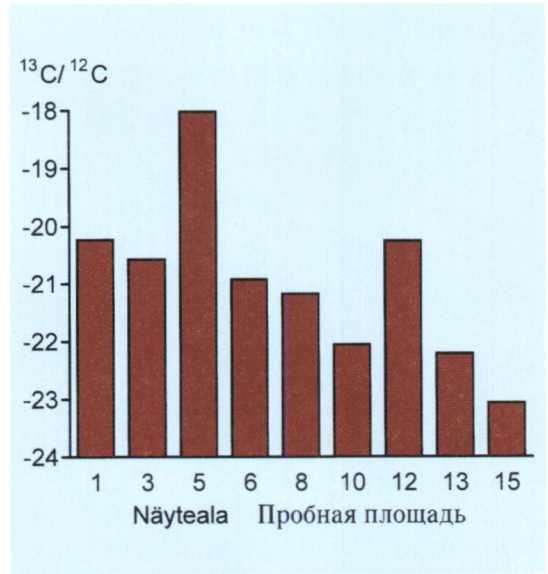
Harsuuntuneisuus lisääntyi valtaosalla näytealoja vuosien 1993 ja 1995 välillä. Lisäys oli suurempi tutkimuslinjan pohjois- kuin eteläosissa, eikä laskeumagradientin suunnassa esiintynyt merkittäviä eroja (kuva 14a).

15. Доля живых тонких корней в колонках была на всех пп. высокой, более 97 % от суммарной массы, и различия между пп. были незначительными. Подавляющая часть выросших в колонках корней располагалась в слое 0–20 см. Биомасса тонких корней в колонках не коррелировала значимо с объемом выпадений, а зависела больше от других факторов среды обитания, напр. от количества подкronовых осадков в год сбора проб ($r = 0,571^*$).

Содержание серы в тонких корнях в 1995 году было на пп. 1, 2 и 6 значимо ($p < 0,05$) выше, чем на других пп. (табл. 13). Также содержание азота было значимо ($p < 0,05$) выше на пп. 1, чем в других частях полосы. Кроме того концентрация кальция снижалась равномерно на север от С.-Петербурга, но различия не были значимыми. Содержание серы в корнях (слой 0–20 см) коррелировало положительно с объемом серы в подкronовых осадках ($r = 0,579^*$).

Соотношения изотопов углерода в древесине

По соотношению изотопов ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) в годичных кольцах сосны обнаружены различия между южной и северной части полосы исследований. Как на пп. Карельского перешейка (1, 3, 5), так и на самой южной пп. юго-восточной Финляндии (6), количество изотопов углерода было значительно ($p < 0,05$) выше, чем на северных пп. 10, 13 и 15 в 1964–1992 гг. (рис. 12). Между объемами выпадений и соотношением изотопов углерода в годичных кольцах отмечена значимая положительная корреляция ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ – выпадение серы, $r = 0,830^{**}$, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ – выпадение азота, $r = 0,700^*$). Поскольку погодные условия влияют на соотношение изотопов углерода в древесине, изменения

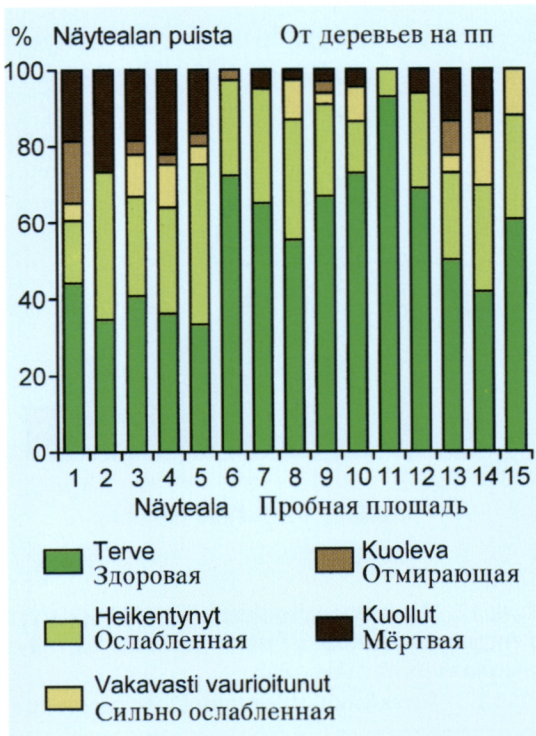


Kuva 12. Hiili-isotooppisuhteen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) keskiarvot mäntyjen vuosilustoissa Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1954–1992.

Рис. 12. Динамика изменения соотношения изотопов углерода ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) в годичных кольцах сосны Петербургской полосы исследований в 1954–1992 гг.

в этом соотношении проверяли с помощью теста корреляция-регрессия в отношении атмосферных осадков и температуры. На основании данных из Лаппеенранты и С.-Петербурга по погоде вычислили индекс засушливости (температура и количество осадков в вегетационные периоды 1954–1992) и сопоставили его с соотношением изотопов углерода. Значимой корреляции не обнаружено

С другой стороны, содержание изотопа ^{13}C было высоким также на пп. 12, которая наиболее удалена в отношении почвенных и климатических факторов по сравнению с другими пунктами исследований. В связи с сильным разбросом данных, с помощью корреляционного теста не удалось оценить влияние отдельных факторов на изменения в соотношении изотопов углерода.



Kuva 13. Männiköiden yleiskunto Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1995.

Рис. 13. Общее состояние сосняков на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1995 году.

Kasvunvaihtelututkimuksen näytealoilla valta puuston harsuuntuneisuus oli vuonna 1995 samaa luokkaa kuin tutkimuslinjan varsinaisilla näytealoilla eikä harsuuntuneisuus korreloinut laskeuman kanssa (kuva 14b).

Puustotuhoja oli merkittävästi ($p < 0,05$) enemmän tutkimuslinjan näytealoilla 1-5 kuin näytealoilla 6-15. Ylitiheys, versosurma ja ytimennävertäjä olivat yleisimmät tunnistettavat tuhoaiheuttajat. Niiden merkitys puustovaurioiden kannalta oli kuitenkin erilainen tutkimuslinjan eri osissa. Mäntyjen keskinäinen kilpailu oli yleisin kuolinsyy näytealoilla 1-5, versosurmaa puolestaan tavattiin runsaimmin näytealoilla 6-15, joilla se aiheutti noin 50 % puustovaurioista.

Hyönteisvaurioiden määrä valtapuiden latvuksissa vaihteli eri näytteenotto-kerroilla ja



Ytimennävertäjien vaurioittamia mäntyjen latvoja. Повреждения вершин сосен, нанесенные лубоедом.

tuhojen yleistaso oli korkeampi vuonna 1992 kuin vuonna 1994. Vuonna 1992 lähes kaikkien hyönteisryhmien (ytimennävertäjät, mäntypistiäiset, kovakuoriaiset ja kirvat) esiintyminen ja vaikutus männiköiden terveydentilaan oli merkittävästi ($p < 0,05$) suurempi näytealoilla 1-5 kuin näytealoilla 6-15 (taulukko 14). Vuonna 1994 erot olivat vähäisempiä, mutta tuolloinkin hyönteistuhoja oli Karjalan kannaksen näytealoilla keskimäärin enemmän kuin Kaakkois-Suomen näytealoilla.

Kasvunvaihtelututkimuksen näytealoilla tehty puustovaurioselvitys tuki varsinaisilta näytealoilta saatuja tuloksia. Ytimennävertäjän aiheuttamat tuhot olivat erittäin merkittävästi ($p < 0,001$) suuremmat Karjalan kannaksella kuin Kaakkois-Suomessa.

Жизнеспособность древостоя и повреждения

Состояние деревьев в 1992–1995 годах было ослабленным на пп. 1–5, где было значимо ($p < 0,05$) больше мертвых и отмирающих деревьев, чем на пп. 6–15 (рис. 13). Наилучшим древостой был на пп. 6, 11–12 и 15. Результат лишь частично отклонялся от градиента выпадений атмосферных загрязнителей. В 1995 году отмечено ухудшение состояния древостоя почти на всех пп. по сравнению с 1992–1993 гг. (Nevalainen и др. 1994).

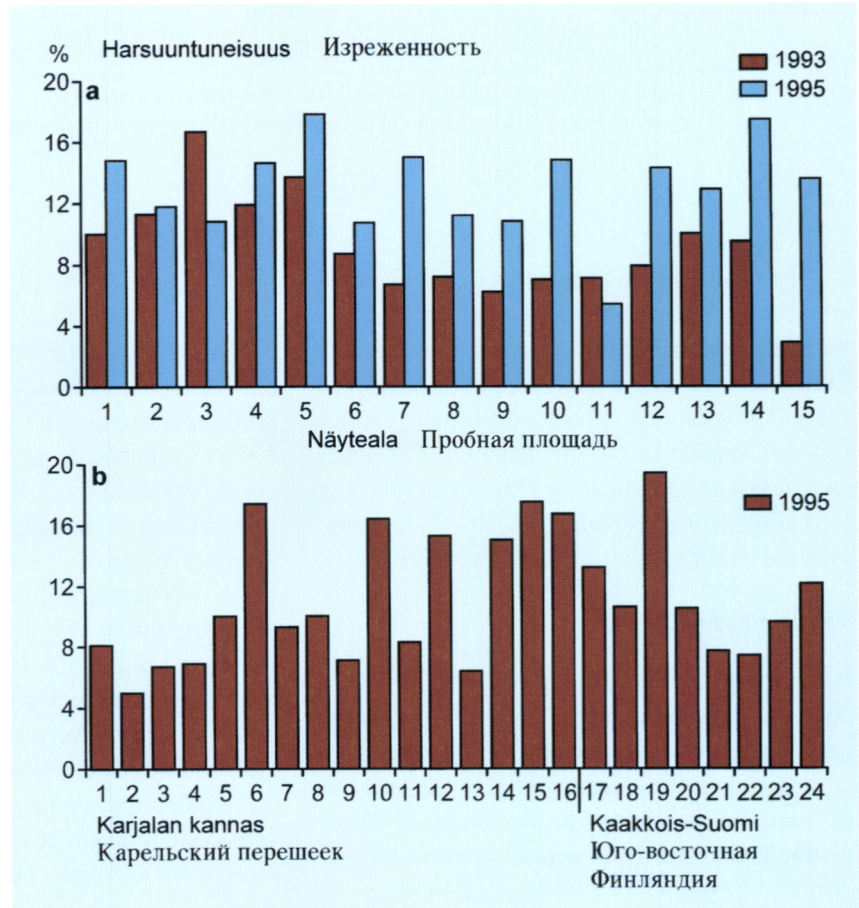
В 1993 году степень изреженности деревьев была в южной части полосы (пп. 1–5) значимо ($p < 0,05$) выше, чем в северной части (рис. 14а). С другой стороны, на пп. 6–8, где было много выпадений

атмосферных загрязнителей, изреженность была на уровне северных пп. полосы исследований.

В период 1993–1995 гг. изреженность усилилась на большей части пробных площадей. Усиление было активнее в северной части полосы. При этом значимых различий по градиенту не обнаружено (рис. 14а). На пп., служащих для изучения роста, изреженность сосен верхней высоты была в 1995 г. на уровне основных пп., а изреженность не коррелировала с объемами выпадений (рис. 14б).

Повреждения деревьев отмечены на пп. 1–5 значимо ($p < 0,05$) чаще, чем на пп. 6–15. Чрезмерная густота, побеговый рак и лубоеды были обычными видимыми факторами повреждений. Но их участие

Кuva 14. Valtapuiden keskimääräinen harsuuntuneisuus Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla (a) vuonna 1993 ja 1995 ja kasvunvaihtelututkimuksen näytealoilla (b) vuonna 1995. Рис. 14. Средняя изреженность сосен верхней высоты на пробных площадях Петербургской полосы исследований (а) в 1993 и 1995 годах и на пробных площадях для изучения роста (б) в 1995 году.



Taulukko 14. Hyönteistuhojen esiintyminen männyn latvuksissa Pietarin tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1992 ja 1994.

Таблица 14. Встречаемость повреждений от насекомых в кронах сосен на пробных площадях Петербургской полосы исследований в 1992 и 1994 г.

| Näyteala Пробная площадь | Syötyjä neulasia Количество погрызов хвои | | Ytimennävertäjätuhot Повреждения от лубоедов | | Kirvan munia Яйца тлей | |
|--------------------------------|---|------|--|---------|---------------------------|------|
| | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 |
| | | | kpl/kg | кол./кг | | |
| 1 | 275 | 16 | 80* | 35* | 59* | 10 |
| 2 | 485* | 18 | 37* | 11* | 8 | 12 |
| 3 | 934* | 23* | 10* | 3 | 13 | 2 |
| 4 | 430* | 36* | 27* | 7 | 19 | 15 |
| 5 | 519* | 15 | 6* | 7 | 37 | 4 |
| 6 | 72* | 41* | 16* | 9 | 2* | 0 |
| 7 | 48* | 11 | 16* | 10 | 8 | 2 |
| 8 | 72* | 8* | 2* | 4* | 4 | 0 |
| 9 | 35* | 19 | 2* | 4* | 22 | 5 |
| 10 | 98* | 10* | 9* | 8 | 16 | 0 |
| 11 | 138* | 10* | 3* | 2* | 13 | 9 |
| 12 | 137* | 24* | 7* | 4* | 73 | 4 |
| 13 | 73* | 4* | 6* | 1* | 4 | 1 |
| 14 | 133* | 3* | 8* | 2* | 38 | 3 |
| 15 | 165* | 7* | 2* | 1* | 26 | 5 |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) *lla merkityistä arvoista.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком *.

Hyönteistuhojen ja laskeuman välillä ei ollut merkitsevää korrelaatiota, vaan erot johtuivat todennäköisimmin erilaisesta metsänkäsittelystä Venäjällä ja Suomessa. Ytimennävertäjän aiheuttamien puustovaurioiden määrä korreloi merkitsevästi näytealan heikkokuntoisten ja kuolleiden puiden lukumäärän kanssa (varsinaiset näytealat $r = 0,590^{**}$, kasvunvaihtelututkimuksen näytealat $r = 0,716^{*}$).

Puuston kasvunvaihtelu

Puiden sädekasvun vaihtelua tarkasteltiin Karjalan kannaksella vuosina 1940-1993 ja Kaakkois-Suomessa vuosina 1950-1993. Kuvassa 15 esitetään kasvutulokset Karjalan kannaksen näytealoilta, jotka ovat todennäköisesti olleet pisimpään suhteellisen suuren laskeuman vai-

kutuspiirissä. Lustoaineisto jaettiin puuston iän mukaan ryhmiin 61-70, 71-80 ja 81-90 vuotta. Käyrillä on kuvattu keskiarvo niiden mäntyjen sädekasvuista, jotka kyseisenä vuonna ovat kuuluneet samaan ikäryhmään. Vuosina 1940-1993 männiköiden kasvussa ei havaittu trendinomaisia muutoksia, jotka viittaisivat ilman epäpuhtauksien aiheuttamiin haittavaikutuksiin. Sädekasvuissa oli huomattavaa vuosien välistä vaihtelua, mutta vaihtelu oli samantyyppistä eri ikäryhmissä (kuva 15). Kaakkois-Suomessa männiköiden sädekasvutulokset olivat samansuuntaiset kuin Karjalan kannaksella eli näillä alueilla ei havaittu toisistaan poikkeavia kasvutrendejä aikajaksolla 1950-1993.

Myös kasvumallin avulla laskettujen kasvunindeksien mukaan erot männiköiden kasvussa osoittautuivat varsin vähäisiksi tutkimuslinjalla

в поврежденности древостоя было различным в разных местах полосы исследований. На пп. 1–5 одной из главных причин отмирания была конкуренция между соснами, на пп. 6–15 шире встречался побеговый рак, вызвавший примерно 50 % повреждений.

Встречаемость повреждений от насекомых в кронах колебалась в зависимости от времени сбора проб и в 1992 году была в общем выше, чем в 1994. В 1992 году встречаемость большинства групп вредителей (лубоеды, пилильщики, жесткокрылые и тли) и их воздействие на здоровье сосняков были значимо ($p < 0,05$) сильнее на пп. 1–5, чем на пп. 6–15 (табл. 14). В 1994 году различия были меньше, но и при этом повреждения от насекомых были на пп. Карельского перешейка в среднем обильнее, чем на пп. юго-восточной Финляндии.

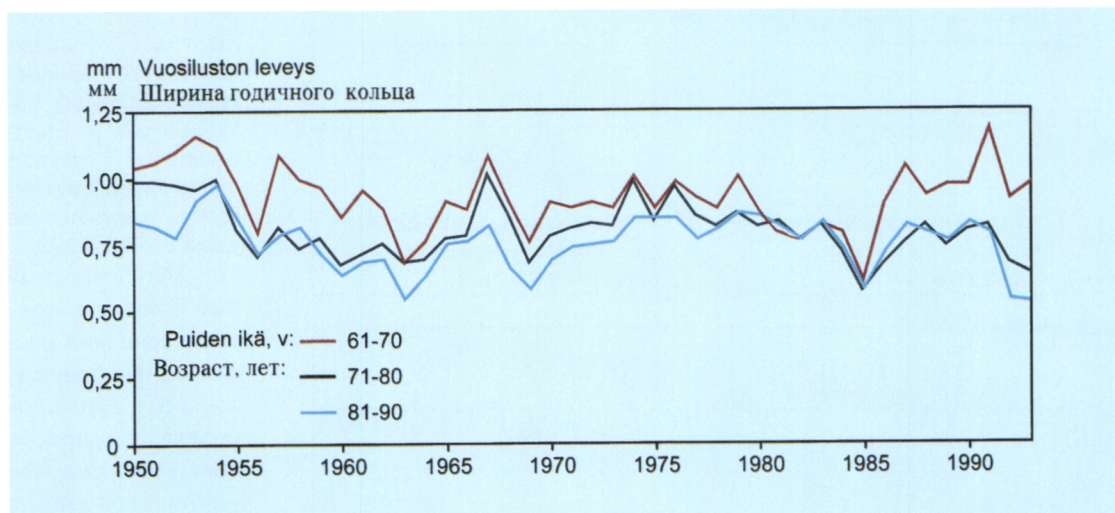
Выполненное на пп., служащих для изучения роста сосняков, определение поврежденности деревьев от лубоедов подтвердило полученные на основных пп. результаты. Встречаемость лубоедов и вызываемые ими повреждения были на

Карельском перешейке статистически намного ($p < 0,001$) большими, чем в юго-восточной Финляндии.

Между числом случаев повреждений от насекомых и градиентом выпадений атмосферных загрязнений не обнаружено значимой корреляции. Видимо, различия были вызваны различными способами обработки лесов в России и в Финляндии. Количество повреждений от лубоедов коррелировало значимо с числом ослабленных и мертвых деревьев на пп. (на основных пп. $r = 0,590^{**}$, на пп. по росту $r = 0,716^*$).

Колебания роста древостоя

Радиальный рост сосен отслеживался на Карельском перешейке в период с 1940 по 1993 год и в юго-восточной Финляндии с 1950 по 1993 год. На рис. 15 показаны результаты по приросту на перешейке, где пп. подвержены, по-видимому, наиболее долгому относительно сильному воздействию выпадений атмосферных загрязнителей. Материал по годичным кольцам разделили на три возрастные



Kuva 15. Sädekasvu puuston eri ikäryhmissä Karjalan kannaksella vuosina 1950-1992.

Рис. 15. Радиальный прирост сосны по возрастным группам на Карельском перешейке в 1950–1992 гг.

eikä trendinomaisia muutoksia havaittu (kuva 16). Kasvu oli kiihtynyt tai hidastunut hyvin samanaikaisesti linjan eri osissa eikä kasvussa ollut merkittäviä eroja tutkimuslinjan etelä- ja pohjoisosan välillä. Karjalan kannaksen pohjoisosan ja suurimman laskeuman saaneen eteläosaan välillä ei havaittu eroja. Kasvunvaihtelu Karjalan kannaksella oli myös hyvin samansuuntaista Etelä-Suomen pitkäaikaisilta kasvukoealoilta vastaavalla menetelmällä määritetyn kasvunvaihtelun kanssa (Mielikäinen ja Timonen 1996).

Johtopäätökset ja tilannearvio

Laskeuma

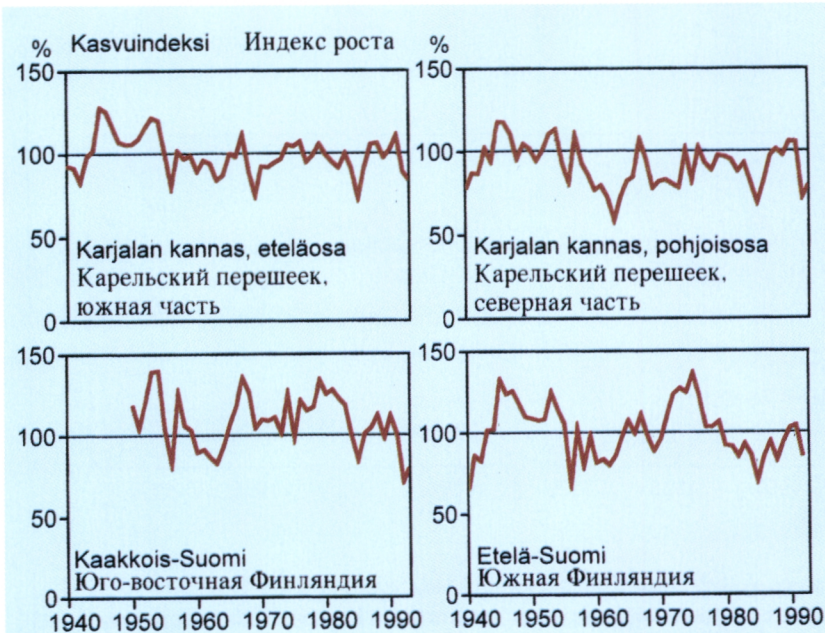
Rikki- ja emäskationilaskeumat olivat Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomen eteläosissa noin kaksinkertaisia tutkimuslinjan pohjoisosiin verrattuna. Typpilaskeuman gradientti oli samansuuntainen rikki- ja emäskationilaskeumien kanssa, mutta niitä lievempi. Rikki- ja kalsiumlaskeumat alenivat vuoden 1992 tasosta

vuosiin 1993-1995 verrattuna 10-40 %, mutta typpilaskeuma ei osoittanut selvää alenemista vuosien 1992-1995 välisenä aikana.

Rikki-, kalsium- ja typpilaskeumat Kaakkois-Suomen eteläosassa olivat vuosina 1991-1995 Suomen korkeimpia ja vuoden 1992 taso oli suhteellisen korkea myös Skandinaviasta mitattuihin arvoihin verrattuna (Bernes 1993, Järvinen ja Vänni 1996, Leinonen 1996). Kaakkois-Suomessa laskeumat olivat korkeampia kuin esimerkiksi Itä-Lapissa vuosina 1990-1993 (Anttila 1995, Derome ja Väre 1995).

Laskeuman poikkeuksellisen korkeat kalsium- ja magnesiumpitoisuudet alensivat rikin ja typen happamoittavaa kuormitusta. Pääosa emäskationilaskeumasta lienee peräisin Virosta palavan kiven poltosta (Aunela ym. 1994). Emäksisten aineiden päästöt ja laskeumat ovat olleet yleistä tasoa korkeammat koko Baltian alueella (Ryaboshapko ja Saar 1988). Lisäksi myös Leningradin alueella sijaitsee emäksisten aineiden päästölähteitä.

Emäskationilaskeuman vuoksi erot happaman laskeuman määrissä Pietarin läheisyydessä ja Kaakkois-Suomen keskiosassa sijaitsevien



Kuva 16. Puuston kasvumallin jäännösvaihtelusta Pietarin tutkimuslinjalle ja Etelä-Suomeen lasketut kasvuihdeksit vuosille 1940-1993. Рис. 16. Региональные индексы прироста сосняков, рассчитанные по остаточной вариации модели прироста древостоя для Петербургской полосы исследований и южной Финляндии на период 1940-1993 гг.

группы: 61–70, 71–80 и 81–90 лет. Кривые отображают средний радиальный прирост тех сосен, которые в данный год принадлежали к одной возрастной группе. За период 1940–1993 гг. не выявлено закономерных изменений роста, указывающих на вызванные атмосферными поллютантами задержки. Величина радиального прироста варьировала значительно по годам, но эти колебания были однотипными в различных группах (рис. 15). Результаты по радиальному приросту сосняков в юго-восточной Финляндии были аналогичны результатам по приросту на Карельском перешейке. Иначе говоря, на этих территориях не выявлено различий в тенденциях прироста за период 1950–1993 гг.

Также при использовании модельных показателей прироста отмечены весьма небольшие различия в приросте сосняков в разных частях обследованной территории, а закономерные изменения не выявлены (рис. 16). Ускорение или замедление роста происходило весьма синхронно в разных местах полосы. Прирост в южных частях не отличался значимо от прироста в северных частях полосы. Не обнаружено различий и между северными частями Карельского перешейка и южными частями, подвергающимся большему загрязнению. Колебания прироста на Карельском перешейке были аналогичны колебаниям прироста в южной Финляндии, отслеживаемым таким же образом на долговременных пп. НИИЛФа (Mielikäinen и Timonen 1996).

Выводы и оценка состояния

Выпадения

Насыщенность серных и щелочно-катионных выпадений на Карельском перешейке и южной части юго-восточной Финляндии была примерно вдвое больше,

чем в северных частях полосы исследований. По азотным выпадениям отмечен такой же по направлению, как по сере и щелочным катионам, но более слабый градиент. В течение периода исследований выпадения серы и кальция уменьшились настолько, что в 1993–1995 гг. они были на 10–40 % ниже, чем в 1992 году. По азотным выпадениям не отмечено однозначного снижения за период 1992–1995 гг.

Даже с учетом изменений уровень выпадений серы, кальция и азота в южных частях юго-восточной Финляндии в 1991–1995 гг. был одним из самых высоких в Финляндии, а уровень 1992 года был относительно высоким также по сравнению с данными по Скандинавии (Bernes 1993, Järvinen и Vänni 1996, Leinonen 1996). Значения выпадений были выше, чем, например, в восточной Лапландии в 1990–1993 гг. (Anttila 1995, Derome и Väre 1995).

Исключительно высокое содержание кальция и магния в выпадениях гасили закисляющее воздействие серы и азота. Вероятно, основная часть щелочных катионов поступала из Эстонии в результате сжигания сланцев (Aunela и др. 1994). Объемы выбросов и выпадения щелочных соединений сохраняются в Прибалтийском регионе на уровне, превышающим общий средний (Ryaboshapko и Saar 1988). Кроме того, источники выброса щелочных катионов имеются и в Ленинградской области.

Благодаря выбросам щелочных катионов различия в объемах кислых выпадений на пп. вблизи С.-Петербурга и в центральных частях юго-восточной Финляндии были незначительны. На самой южной пп. (6) в юго-восточной Финляндии объем кислых выпадений был даже ниже, чем на более северных пп. (7–12), что объясняется, вероятно, тем, что зола от сжигания сланцев разносится на меньшее расстояние, чем двуокись серы.

näytealojen välillä olivat vähäisiä. Kaakkois-Suomen eteläisimmällä näytealalla (6) hapan laskeuma oli jopa alhaisempi kuin sitä pohjoisemmilla näytealoilla (7-12), mikä todennäköisesti aiheutui siitä, että palavan kiven poltossa syntyvä tuhka leviää suppeammalle alalle kuin rikkidioksidi.

Rikki- ja kalsiumlaskeumien aleneminen ei selittyne vain sademäärän vuotuisella vaihtelulla, vaan se on todennäköisesti seurausta päästöjen alenemisesta sekä tutkimusalueen läheisyydessä että Skandinaviassa ja Keski-Euroopassa. Viron rikki- ja kalsiumpäästöt laskivat merkittävästi vuosina 1991-1994, mutta myös Pietarin ja Leningradin alueen päästöt vähenivät jonkin verran (Keskcond 1994, *СРИ-Атмосфера...* 1995). Lisäksi Suomen rikkipäästöt ovat edelleen alentuneet. Toisaalta Ilmatieteen laitoksen Virolahden mittausaseman tulokset osoittavat rikkidioksidipitoisuuden alentuneen vain lievästi vuosina 1990-1994 (Leinonen 1996).

Bioindikaattoritutkimuksen tulosten mukaan tutkimuslinjan eteläosissa raskasmetallipitoisuudet (kadmium, kromi, nikkeli, rauta ja vanadiini) ovat kohonneet, mikä viittaa Pietarin ja Leningradin alueen merkitykseen myös raskasmetallipäästöjen lähteenä. Kaakkois-Suomen eteläosissa ilmeisesti myös Virosta peräisin oleva raskasmetallilaskeuma on nostanut pitoisuuksia. Yhteispohjoismaisen raskasmetallikartoituksen tuloksiin verrattuna minkään analysoidun raskasmetallin pitoisuus ei kuitenkaan ollut tutkimuslinjalla poikkeuksellisen korkea (Rühling ym. 1992).

Maaperä ja puuston kunto

Ilman epäpuhtaudet vaikuttavat puustoon sekä suoraan latvuksen välityksellä että epäsuorasti maaperän kautta. Rikki-, kalsium- ja typpilaskeumien havaittiin kohottaneen jonkin verran vajoveden vastaavia pitoisuuksia Pietarin läheisyydessä ja Kaakkois-Suomen eteläosissa, Virolahden - Miehikkälän alueella. Vajoveden rikki-, kalsium- ja ammoniumpitoisuudet

olivat samaa luokkaa kuin Norjan lounaisrannikolta esitetyt arvot (Frogner 1993), mutta matalampia kuin esimerkiksi Keski-Euroopan saastuneilta alueilta mitatut pitoisuudet (De Vries ym. 1995).

Tulosten mukaan maan luontaiset puskuri-mekanismit neutraloivat suuren osan happamasta laskeumasta välittömästi maan pintakerroksessa. Lisäksi emäskationien suuri osuus laskeumassa vähensi maaperään kohdistuvaa happamoittavaa kuormitusta. Rikkilaskeuman väheneminen vuosina 1993-1995 ilmeni myös vajoveden rikkipitoisuuden lievänä alenemisena. Näiden tulosten perusteella ei ole kuitenkaan selvää, missä määrin vajoveden rikkipitoisuuden muutokset liittyvät suoraan rikkilaskeuman vähenemiseen ja/tai maaperän luontaisiin, rikin liukoisuuteen vaikuttaviin ilmiöihin (Lindroos ym. 1996).

Muutokset vajoveden laadussa eivät tulleet esille maa-analyysin tuloksissa. Maan emäskylästäysaste ja maan pintakerroksen vaihtuvien ravinteiden pitoisuudet eivät eronneet merkittävästi tutkimuslinjan eteläosan saastuneimpien ja pohjoisosien puhtaimpien näytealojen välillä. Maaperän ravinnepitoisuuksien vaihtelu näytealojen välillä johtuikin enemmän luontaisesta ravinteisuuden vaihtelusta kuin laskeumasta.

Vuonna 1992 männyn neulasten rikki-, kalsium- ja typpipitoisuudet olivat kohonneet ilmeisesti laskeuman vuoksi Karjalan kannaksen ja Kaakkois-Suomen eteläosissa. Tosin neulasten typpipitoisuus oli koko tutkimuslinjalla melko alhainen ja typpilaskeumasta huolimatta valtaosa männiköistä kärsi edelleen lievästä typen puutteesta (Hüttl 1991, Mälkönen 1991, Raitio 1995).

Nuorimpien ja yksivuotisten neulasten rikki- ja typpipitoisuudet olivat alhaisemmat, mutta kalsiumpitoisuudet jonkin verran korkeammat kuin Kaakkois-Suomessa vuonna 1991, pääosin päästölähteiden läheisyydestä tehdyssä selvityksessä (Laine ym. 1993). Vastaavasti yksivuotisten neulasten rikki- ja kalsiumpitoisuudet olivat jonkin verran alhaisempia

Уменьшение выпадений серы и кальция вызвано, вероятно, не только вариациями годового количества осадков, но и сокращением выбросов как вблизи обследованной территории, так и в Скандинавии и Центральной Европе. Согласно имеющимся данным выбросы серы и кальция в Эстонии сократились значительно в 1991–1994 гг. Объем выбросов несколько уменьшился и в районе С.-Петербурга и в Ленинградской области (Keskkond 1994, СРИ-Атмосфера... 1995). К тому же, объем выбросов серы в Финляндии продолжает сокращаться. Хотя по данным станции Виролахти Института метеорологии за период 1990–1994 гг. обнаружено лишь слабое понижение концентрации двуокиси серы (Leinonen 1996).

Исследованиями по биоиндикации в южной части полосы исследований отмечены повышенные концентрации тяжелых металлов (кадмия, хрома, железа и ванадия), что указывает на С.-Петербург и Ленинградскую область как источники выбросов тяжелых металлов. В южных частях юго-восточной Финляндии их концентрацию повышали, очевидно, выпадения эстонского происхождения. По сравнению с распределением выпадений в Северных странах на полосе исследований концентрация ни одного из учтенных металлов не была исключительно высокой (Rühling и др. 1992).

Состояние древостоя и почв

Атмосферные поллютанты воздействуют на деревья как непосредственно через крону, так и опосредованно через почву. Отмечено, что выпадения серы, кальция и азота повысили концентрацию элементов в почвенной воде вблизи С.-Петербурга и в южных частях юго-восточной Финляндии, а также в районе Виролахти – Мехиккяля. Концентрации серы,

кальция и аммония в почвенной воде были на уровне значений, полученных на юго-западном побережье Норвегии (Frogner 1993), но ниже значений, полученных на загрязненных территориях Центральной Европы (De Vries и др. 1995).

Согласно результатам естественные буферные механизмы почвы нейтрализуют значительную часть кислых выпадений уже на поверхности. Кроме того, выбросы щелочных катионов сдерживали закисление почв. Уменьшение выпадений серы в 1993–1995 гг. отразилось и в слабом снижении концентрации серы в почвенной воде. Однако, результаты не раскрывают того, насколько изменения концентрации серы в почвенной воде связаны с уменьшением серных выпадений и с естественными почвенными явлениями, связанными с факторами растворимости серы (Lindroos и др. 1996).

Изменения характера почвенных вод не нашли отражения в результатах анализа почв. По сумме поглощенных оснований и содержанию обменных оснований в поверхностном слое не отмечено значимых различий между самыми загрязненными южными частями и менее загрязненными северными пп. полосы исследований. Вариация концентраций элементов в почве зависела от естественного колебания плодородия больше, чем от воздействия выпадений.

В 1992 году по-видимому, выпадениями на Карельском перешейке и в южных частях юго-восточной Финляндии вызвано повышение концентрации серы, кальция и азота в хвое. Концентрация азота в хвое была на всей полосе довольно низкой и подавляющая часть сосен испытывала слабый дефицит азота (Hüttl 1991, Mälkönen 1991, Raitio 1994, 1995).

В самой молодой и однолетней хвое концентрации серы и азота были ниже, чем в других, а концентрация кальция

kuin Narvan - Karjalan kannaksen - Kaakkois-Suomen eteläosan alueelta vuonna 1993 kerättyjen männyn kaksivuotisten neulasten (Haapala ym. 1996).

Rikkidioksidin aiheuttamia neulasten solukkovaurioita oli vuonna 1992 eniten Pietarin läheisyydessä ja Kaakkois-Suomen eteläosassa. Näiden vaurioiden taso oli tällä alueella korkeampi kuin Suomessa aiemmin tutkituilla kohteilla (Sutinen ym. 1992). Sen sijaan happaman sateen vaikutuksiin liitettävien oireiden esiintyminen oli vähäistä, mikä ilmeisesti johtui neutraloivasta emäskationilaskeumasta.

Neulasten pintavahojen kuluneisuus oli vuonna 1992 osin samansuuntaista laskeuma-gradientin kanssa, mutta vaihtelu näytealojen välillä oli suurta. Tämä saattoi johtua siitä, että emäskationilaskeuma vähentää pintavahojen kulumista. Lisäksi pintavahojen rakenteeseen vaikuttavat muun muassa sääolot ja sienitaudit (Turunen ja Huttunen 1990, Turunen ym. 1992).

Karjalan kannaksen männynillä oli vuonna 1992 vähemmän neulasvuosikertoja kuin Kaakkois-Suomessa. Tämä oli ilmeisesti seurausta useiden tekijöiden kuten puuston tiheyden, yleiskunnon, hyönteistuhojen ja mahdollisesti myös ilman epäpuhtauksien yhteisvaikutuksista.

Tutkimusjakson lopussa, vuonna 1994, neulasten kunto parani melko selvästi. Neulasten rikkipitoisuus ja rikkidioksidivaurioiden määrä alenivat tutkimuslinjan eteläosassa. Lisäksi neulasia suojaavan pintavahan ja neulasvuosikertojen määrät kasvoivat Karjalan kannaksella. Toisaalta myös typpi- ja kalsiumpitoisuudet laskivat.

Muutosten syynä saattavat olla sekä rikki- ja emäskationilaskeuman väheneminen että luontaiset tekijät (Sutinen ym. 1992, Sutinen 1995). Rikkidioksidivaurioiden määrän väheneminen neulasissa viittaa ilman rikkidioksidipitoisuuden alenemiseen säätekijöiden ja/tai päästöjen vähentymisen vuoksi. Neulasten typpipitoisuuden aleneminen typpilaskeuman pysytellessä samalla tasolla viittaa puolestaan

muiden tekijöiden kuin ilman epäpuhtauksien vaikutuksiin.

Rikkidioksidivaurioiden määrä oli kuitenkin pahiten saastuneilla näytealoilla vuonna 1994 edelleen suhteellisen korkea muualta saattuihin tuloksiin verrattuna (Sutinen ym. 1992). Lisäksi emäskationilaskeuman vähetessä happaman sateen vaikutuksiin liitettävien solukkovaurioiden todettiin lisääntyneen vuodesta 1992 vuoteen 1994.

Männyn vuosilustojen hiili-isotooppitutkimuksen tulokset tukivat neulasten solukkovauriotutkimusten johtopäätöksiä, että ilman epäpuhtauksien haittavaikutukset puustolle ovat saattaneet olla suhteellisesti suuremmat Pietarin läheisyydessä ja Kaakkois-Suomen eteläosassa kuin tutkimuslinjan muissa osissa. Toisaalta kalsiumlaskeuma on saattanut edistää männiköiden kuntoa neutraloimalla hapanta laskeumaa. Hiili-isotooppitutkimuksen mittausjakso ulottui vuoteen 1992 saakka, joten laskeuman vähenemisestä hiiliaineenvaihdunnassa mahdollisesti aiheutuvia muutoksia ei voinut tulla esille.

Lukuunottamatta männyn hienojuurten korkeampaa rikkipitoisuutta Pietarin läheisyydessä ja Kaakkois-Suomen eteläosassa hienojuuritutkimukset eivät osoittaneet selviä muutoksia juurten kehityksessä. Hienojuurten kasvudynamiikkaa säätelivät todennäköisimmin muut tekijät (sademäärä, lämpötila, puuston ikä) kuin ilman epäpuhtaudet.

Hienojuurten typpipitoisuus oli koko tutkimuslinjalla selvästi korkeampi kuin Ilomantsissa sijainneissa männiköissä (Helmisaari 1991), mutta selvästi alempi kuin lannoitettujen männiköiden hienojuurten typpipitoisuudet Etelä-Ruotsissa (Ahlström 1988). Hienojuurten kalsium-, magnesium-, alumiini- ja rautapitoisuudet eivät poikenneet merkittävästi edellä mainittujen tutkimusten tuloksista.

Puuston terveydentilaa arvioitaessa on otettava huomioon, että Suomen ja Venäjän metsät ovat rakenteeltaan hyvin erilaisia. Karjalan kannaksen männiköt ovat paljon tiheämpiä ja niissä on runsaammin kuollutta ja kuolevaa

чуть выше, чем в юго-восточной Финляндии в 1991 году на пп. в основном вблизи источников выбросов (Laine и др. 1993). Соответственно содержание серы и кальция в однолетней хвое было несколько ниже, чем в двухлетних в 1993 году в районах Нарвы – Карельского перешейка – южной части юго-восточной Финляндии (Naarala и др. 1996).

Вызванное двуокисью серы повреждение тканей хвои в 1992 году было наиболее частым вблизи С.-Петербурга и в южных частях юго-восточной Финляндии. Уровень поврежденности двуокисью серы был в этих регионах выше, чем на исследованных ранее объектах в Финляндии (Sutinen и др. 1992). Одновременно редки были проявления воздействия кислых осадков, что вероятнее всего объясняется выпадением нейтрализующих их щелочных катионов.

Износ воскового налета хвои в 1992 году частично соответствовал градиенту выпадений, но вариация между пп. была значительной. Это могло быть вызвано выпадением щелочных катионов, сдерживающих износ воскового налета. Кроме того, структура воскового покрытия зависит от погодных условий и грибных заболеваний (Turunen и Huttunen 1990, Turunen и др. 1992).

Сосны Карельского перешейка имели в 1992 году меньше поколений хвои, чем сосны в юго-восточной Финляндии. Это было явным следствием воздействия многих факторов: плотности древостоя, общего состояния, поврежденности насекомыми и, возможно, выпадения атмосферных загрязнителей.

В конце периода исследований в 1994 году состояние хвои заметно улучшилось. Содержание серы в хвое и число повреждений от двуокиси серы снизились в южной части полосы. На Карельском перешейке возросла плотность защитного воскового налета и число поколений хвои.

Одновременно снизились концентрации азота и кальция. Эти изменения могли быть вызваны как сокращением объема выпадений серы и щелочных катионов, так и естественными факторами (Sutinen и др. 1992, Sutinen 1995). Уменьшение числа повреждений хвои от двуокиси серы указывает на снижение концентрации двуокиси серы в атмосфере под воздействием погодных факторов и сокращения выбросов. А снижение концентрации азота в хвое при сохранении выпадений азота в прежних объемах указывает на влияние иных факторов, кроме атмосферных загрязнителей.

Число повреждений хвои от двуокиси серы оставалось и в 1994 году относительно высоким на самых загрязненных пп. по сравнению с другими исследованиями (Sutinen и др. 1992). К тому же, при сокращении выпадений щелочных катионов за период 1992–1994 гг. отмечено увеличение числа связанных с кислыми дождями повреждений тканей.

Результаты анализа изотопов углерода в годичных кольцах сосны подтвердили тот вывод по хвое, что ущерб древостою от атмосферных поллютантов мог быть лишь вблизи С.-Петербурга и в южных частях юго-восточной Финляндии относительно сильнее, чем в других частях полосы исследований. С другой стороны, выпадение кальция могло способствовать сохранению состояния сосняков путем улучшения режима питания и нейтрализации кислых выпадений. Пробы для измерения изотопов ограничивались 1992 годом, т. е. возможные изменения углеродного обмена вследствие уменьшения выпадений остались не выявленными.

Не считая повышения концентрации серы в тонких корнях сосны вблизи С.-Петербурга и в южных частях юго-восточной Финляндии, результаты по



Versosurma harventaa männikköjä ja supistaa elävien puiden latvuksia.

Побеговый рак приводит к изреживанию сосняков и сокращает вершин деревьев.

puustoa (luontainen poistuma) kuin Kaakkois-Suomessa.

Männiköiden harsuuntuneisuudella ei ollut yhteyttä laskeuman ja neulasten solukkomuutosten kanssa. Vuonna 1993 havaittu ero harsuuntuneisuudessa Karjalan kannaksen ja Kaakkois-Suomen välillä saattoi johtua puuston erilaisesta rakenteesta. Toisaalta vuonna 1995 harsuuntuneisuudessa ei ilmennyt selvää alueellista eroa. Valtapuiden keskimääräinen harsuuntuneisuus oli kaikilla tutkimuslinjan näytealoilla alle 20 %, jota pidetään vakavan harsuuntumisen rajana. Harsuuntuneisuudessa ei ollut merkittäviä poikkeamia Etelä-Suomen vuotuisen harsuuntumisarviointin tuloksiin verrattuna (Lindgren ja Salemaa 1994, 1996).

Hyönteisten ja sienitautien aiheuttamissa puustovaurioissa näytealojen välillä ilmenneet erot olivat todennäköisesti seurausta puuston erilaisesta rakenteesta. Karjalan kannakselle oli tyypillistä hyönteisten aiheuttamien vaurioiden runsaus. Erityisesti kuolevaa ja/tai heikkokuntoista puustoa käyttävien hyönteisten, kuten kaarnakuoriaisten määrä oli merkittävän suuri. Kaakkois-Suomessa puolestaan sienitautien, lähinnä versosurman osuus oli suurempi kuin Karjalan kannaksella.

Puuston rakenteen merkitys puustovaurioissa oli nähtävissä Kaakkois-Suomen eteläosissa, jossa vauriot eivät poikenneet merkittävästi muusta Kaakkois-Suomen alueesta eli siellä ei havaittu Karjalan kannakselle tyypillisiä vaurioita, vaikka laskeuma oli samaa luokkaa tai korkeampi kuin Karjalan kannaksen pohjoisosissa. Toisaalta saastuneimmalla alueella Pietarin läheisyydessä metsän rakenteen ohella myös ilmansaasteet ovat voineet lisätä hyönteisten, etenkin kirvojen esiintymistä (Nevalainen ja Liukkonen 1988, Heliövaara ja Väisänen 1990).

Tutkimuslinjan eri osissa ei havaittu toisistaan poikkeavia puuston kasvutrendejä. Kasvunvaihtelu oli lisäksi hyvin samansuuntaista kuin samana aikana Etelä-Suomessa (Mielikäinen ja Timonen 1996), jossa ilmasto-olot ovat olleet pitkällä aikavälillä suhteellisen samankaltaiset kuin Pietarin tutkimuslinjalla. Tulokset viittaavat siihen, että männiköiden kasvunvaihtelu on aiheutunut lähinnä ilmastotekijöistä. Metsien kasvuun vaikuttavat pitkällä aikavälillä kaikki luontaiset ympäristötekijät (esimerkiksi lämpötila, sademäärä, maaperä jne.), joiden yhdysvaikutus ilman epäpuhtauksien kanssa voi hidastaa tai edistää kasvua tai eri tekijät voivat kumota toistensa vaikutuksia (Spiecker ym. 1996).

корневой системе не выявили изменений её жизнеспособности. Вероятно, динамика роста корней регулируется иными факторами (количество осадков, температура, возраст древостоя), чем атмосферные загрязнения.

На всей полосе содержание азота в тонких корнях было значимо выше, чем в сосняках Иломанси (Helmisaari 1991), но значимо ниже, чем в удобренных сосняках южной Швеции (Ahlström 1988). Концентрации кальция, магния, алюминия и железа не отличались значимо от упомянутых данных.

При оценке результатов по состоянию древостоя следует учитывать различия в структуре лесов Финляндии и России. Сосняки Карельского перешейка намного гуще и в них больше мертвых и умирающих деревьев (естественный отпад), чем в юго-восточной Финляндии.

Степень изреженности сосняков не связана с градиентом выпадений и изменениями в структуре хвои. Отмеченные в 1993 году различия в изреженности между Карельским перешейком и юго-восточной Финляндией могли быть вызваны различной структурой древостоев. С другой стороны, в 1995 году при оценке изреженности не выявлено четких территориальных различий. Средняя изреженность деревьев верхней высоты была на всех пп. полосы ниже уровня 20 %, считающегося порогом серьезного повреждения. В объемах изреженности не обнаружено значимых отличий от данных ежегодных оценок изреженности по южной Финляндии (Lindgren и Salemaa 1994, 1996).

Различия между пп. в степени поврежденности древостоев насекомыми и грибными болезнями явились, по всей видимости, следствием различий в структуре древостоя. Для Карельского перешейка было характерно обилие повреждений от насекомых. Особенно велика

была численность насекомых, использующих умирающие или ослабленные деревья, например, короедов. В свою очередь, в юго-восточной Финляндии отмечено большее, чем на Карельском перешейке, влияние грибных болезней, особенно побегового рака. Зависимость поврежденности древостоя от его структуры проявилась в южных частях юго-восточной Финляндии, где поврежденность не отличалась значимо от соседних районов, т. е. там не отмечены типичные для Карельского перешейка повреждения, хотя выпадения были на том же уровне или выше, чем в северной части перешейка. С другой стороны, на самых загрязненных пп. вблизи С. - Петербурга высокая численность насекомых, прежде всего тли, подпитывалась не только структурой древостоя, но и атмосферными загрязнениями (Nevalainen и Liukkonen 1988, Heliövaara и Väisänen 1990).

В различных частях полосы исследований не выявлены различающиеся друг от друга тренды прироста. Кроме того, вариация прироста была весьма близка к колебаниям за тот же период в южной Финляндии (Mielikäinen и Timonen 1996), где в течение длительного времени климатические условия были аналогичны условиям на Петербургской полосе исследований. Результаты указывают на то, что определяющими факторами колебаний прироста были климатические. За длительный период прирост леса формируется под действием всех экологических факторов (температура, количество осадков, почвы и т. п.), которые совместно с выпадениями атмосферных загрязнений сдерживают или ускоряют рост, взаимно заглушая противоположные воздействия (Spiecker и др. 1996).

3.2 Kostamuksen tutkimuslinja

Laskeuman määrä ja laatu

Ilman epäpuhtauksien laskeuma Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla oli kaivoskombinaattia lähinnä olevaa näytealaa lukuunottamatta alhainen ja vuosien välinen vaihtelu oli suhteellisen vähäistä. Tulosten mukaan Kostamuksesta suuntautui Kainuuseen päin lievä, aleneva rikki-, kalsium- ja rautalaskemuksen gradientti (taulukko 15).

Rikkilaskemuksia oli suurin lähimpänä kaivoskombinaattia sijaitsevalla näytealalla, noin 500 mg/m² (kuva 17). Laskeuman taso aleni selvästi jo Kostamuksen ja Suomen rajan välisellä alueella (näytealat 2-4). Tutkimuslinjan keski- ja länsiosissa laskeuma oli alhainen ja näytealojen väliset erot olivat vähäisiä; näytealoilla 5 ja 8 rikkilaskemuksia oli noin 300 mg/m² vuodessa. Rikkilaskemuksia oli suurimmillaan kesäkuukausina, jolloin se Kainuussakin väheni itä-länsisuunnassa. Sen sijaan talvella näytealojen väliset erot olivat vähäisiä (kuva 17).

Pääosa kokonaisrikkilaskemuksista oli sulfaattirikkiä.

Typpilaskemuksia (ammonium- ja nitraattityppi) oli koko tutkimuslinjalla alhainen eikä kuormitusgradienttia havaittu (taulukko 15). Nitraattityypin laskeuma oli korkein talvella, ammoniumtyypin laskeuma oli puolestaan suurin kesällä.

Kalsiumlaskemuksia oli lähellä kaivoskombinaattia suhteellisen korkea, metsikkösadannassa noin 300 mg/m² vuodessa (taulukko 15). Laskeuma väheni kuitenkin jyrkästi jo alle 15 km:n etäisyydellä päästölähteestä. Näytealoilla 5-8 laskeuma oli enää noin 115 mg/m² vuodessa ja näytealojen väliset erot olivat pieniä.

Rautalaskemuksia oli näytealalla 1 noin 20 mg/m² vuodessa väheten selvästi etäisyyden kasvaessa kombinaatista (taulukko 15). Viimeistä mittausvuotta lukuunottamatta rautalaskemuksia oli tutkimuslinjan länsiosissa alhainen eikä näytealojen välillä ollut merkittäviä eroja.

Kaivoskombinaatin rautapäästöjen vaikutus oli havaittavissa myös bioindikaattorikartoituksessa, jonka mukaan sammalten ja kaarnan rautapitoisuudet olivat merkittävästi

Taulukko 15. Keskimääräinen typpi- (ammonium- ja nitraattityppi), kalsium- ja rautalaskemuksia Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1992-1995.

Таблица 15. Среднее выпадение азота (аммиачный нитратный азот), кальция и железа на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1992 - 1995 гг.

| Näyteala | NH ₄ -N + NO ₃ -N | | Ca | | Fe | |
|-----------------|---|---------------------|----------------------|---------------------|--------------------|---------------------|
| | Vapaa sadanta | Metsikkö sadanta | Vapaa sadanta | Metsikkö sadanta | Vapaa sadanta | Metsikkö sadanta |
| Пробная площадь | Атмосферные осадки | Подкороновые осадки | Атмосферные осадки | Подкороновые осадки | Атмосферные осадки | Подкороновые осадки |
| | mg/m ² /v | | мг/м ² /г | | | |
| 1 | 181 | 110 | 180 | 319 | 18,3 | 19,6 |
| 2 | 193 | 120 | 84 | 141 | 4,09 | 22,3 |
| 3 | 215 | 104 | 61 | 104 | 2,10 | 9,72 |
| 4 | 200 | 152 | 52 | 131 | 3,74 | 15,2 |
| 5 | 177 | 117 | 62 | 112 | 2,00 | 4,08 |
| 6 | 190 | 134 | 50 | 117 | 1,97 | 16,9 |
| 7 | 158 | 115 | 53 | 125 | 1,37 | 7,68 |
| 8 | 222 | 141 | 50 | 96 | 1,72 | 4,90 |

3.2 Костомукшская полоса исследований

Объем и состав выпадений

На пп. Костомукшской полосы объем выпадений атмосферных загрязнителей был небольшой, не считая ближайшей к ГОКу пп., а колебания объемов по годам были относительно невелики. Согласно результатам, от ГОКа в сторону Кайнуу выявлялся слабый снижающийся градиент выпадений серы, кальция и железа (табл. 15).

Годовые выпадения серы были наибольшими на ближней к ГОКу пп. около $500 \text{ мг/м}^2/\text{год}$, (рис. 17). Объем выпадений снижался заметно уже на отрезке от Костомукши до финляндской границы (пп. 2–4). В средней и западной части полосы исследований выпадения были незначительными, а различия между объемами по пп. малыми. На пп. 5 и 8 выпадение серы составляло ок. $300 \text{ мг/м}^2/\text{год}$. Пики выпадений серы приходились на летние месяцы, и в Кайнуу их объем уменьшался по направлению восток - запад. Зимой различия по пп. были незначительными (рис. 17). Преобладающую часть выпадений составляла сульфатная сера.

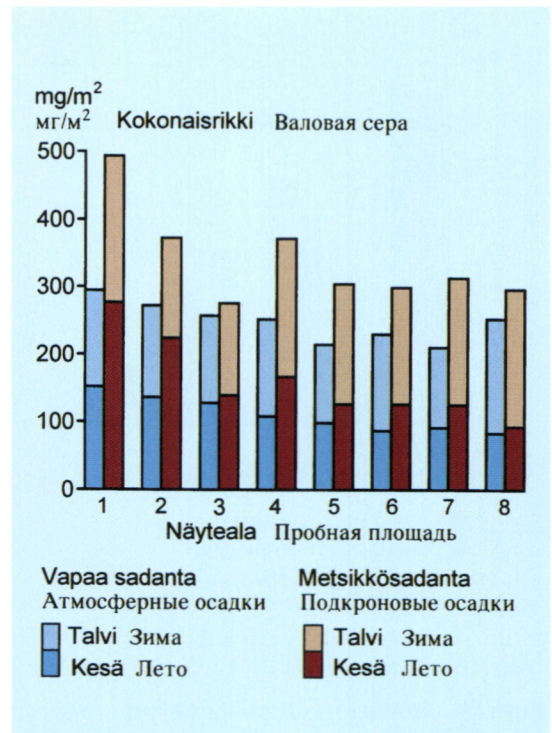
Выпадения азота (аммиачный и нитратный азот) были на всей полосе небольшими, не обнаруживая градиента по интенсивности (табл. 15). Пики выпадения нитрата приходились на зиму, а аммиака на лето.

Вблизи ГОКа объем выпадений кальция был относительно большой, в подкороновых осадках ок. $300 \text{ мг/м}^2/\text{год}$ (табл. 15). Их объем заметно сокращался уже на удалении до 15 км от комбината. На пп. 5–8 выпадения были незначительными, в подкороновых осадках ок. $115 \text{ мг/м}^2/\text{год}$, а различия между пп. малыми.

Выпадения железа на пп. 1 были больше, чем на других (ок. $20 \text{ мг/м}^2/\text{год}$), и четко сокращались по мере удаления от ГОКа (табл. 15). Не считая последнего года измерений, выпадения железа в западной части полосы были небольшими, как и различия по объемам между пп.

Воздействие выбросов железа с ГОКа отразилось и на биоиндикаторах. Так, концентрации железа в мхах и коре были на пп. 1 значимо ($p < 0,05$) выше, чем на других пп. полосы (табл. 16). В восточных частях Кайнуу содержание железа во мхах было чуть выше, чем в западных.

Концентрации хрома, никеля и титана были довольно высоки также вблизи ГОКа, но резко падали на удалении до 15 км. С другой стороны концентрации



Kuva 17. Rikin keskimääräinen vuosilaskeuma Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1992–1995.

Рис. 17. Средний объем выпадений серы за год на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1992–1995 гг.

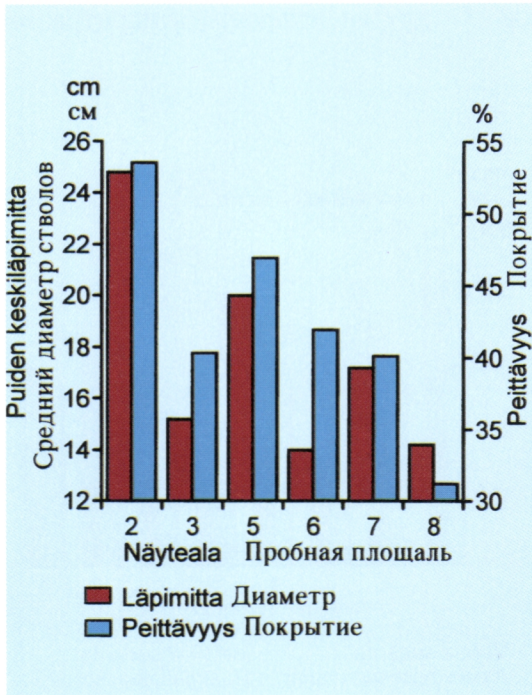
Taulukko 16. Sammalten raskasmetallipitoisuuksia Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 16. Содержание тяжёлых металлов во мхах на пробных площадях Костомукшской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | Cd | Cr | Cu | Fe | Ni | Pb | Ti |
|--------------------------------|-------------|-------|------|-------|-------|------|-------|
| | mg/kg мг/кг | | | | | | |
| 1 | 0,26 | 3,36* | 3,99 | 5761* | 4,73* | 6,27 | 34,2* |
| 2 | 0,37 | 1,36* | 3,90 | 1048* | 2,25* | 6,00 | 10,1* |
| 3 | 0,31 | 1,22* | 4,07 | 596* | 1,99* | 6,58 | 8,1* |
| 4 | 0,31 | 1,24* | 3,90 | 386* | 1,96* | 6,40 | 8,2* |
| 5 | 0,32 | 1,46* | 2,89 | 374* | 1,44* | 7,78 | 16,0* |
| 6 | 0,33 | 1,35* | 3,66 | 259* | 1,57* | 8,16 | 11,3* |
| 7 | 0,34 | 1,24* | 3,22 | 219* | 1,50* | 6,59 | 10,4* |
| 8 | 0,37 | 1,33* | 3,36 | 274* | 1,65* | 9,70 | 12,9* |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) *:lla merkityistä arvoista.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком *.



Kuva 18. Jäkälän kokonaispeittävyys männyn rungoilla Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1995.

Рис. 18. Суммарное покрытие эпифитных лишайников, произрастающих на стволах сосны на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1995 году.

($p < 0,05$) korkeammat näytealalla 1 kuin tutkimuslinjan muilla näytealoilla (taulukko 16). Sammalten rautapitoisuus oli kuitenkin jonkin verran korkeampi Kainuun itä- kuin länsiosissa.

Kromi-, nikkeli- ja titaanipitoisuudet olivat myös kohtalaisen korkeita lähellä kaivoskombinaattia, mutta pitoisuudet laskivat jyrkästi jo alle 15 km etäisyydellä. Toisaalta bioindikaattoreiden kadmium- ja lyijypitoisuudet olivat hieman korkeampia tutkimuslinjan länsiosissa kuin itäosissa.

Jäkälälien indikaattorilajien peittävyys ja runsaus laskeumagradienilla, osoittivat ennemmin paikallisia metsikköoloja (puuston ikää, tiheyttä, puulajikoostumusta ym.) kuin saastevaikutuksia (kuva 18, taulukko 17). Harvenneuille ja nuorille metsiköille oli luonteenomaista niukka, valoisia kasvupaikkoja suosiva jäkälälajisto ja alhainen kokonaispeittävyys. Vanhoissa ja tiheissä metsiköissä lajisto oli runsaampi ja varjoisia, kosteita kasvupaikkoja suosivat lajit yleistyivät.

Jäkälän kasvualustan eli kaarnan happamuus kuvasti laskeumagradienilla: näytealalla 1 kaarnan pH oli 3,3 ja näytealalla 4 vastavasti 4,1, joskin epäpuhtauksien lisäksi monet luontaiset tekijät vaikuttavat kaarnan happamuuteen.

кадмия и свинца в биоиндикаторах были в западных частях полосы несколько выше, чем в восточных.

Данные о покрытии и встречаемости индикаторных лишайников по градиенту загрязнения индицируют скорее экологические условия конкретных местопроизрастаний (возраст, густота, состав

древостоя и др.) чем воздействие атмосферного загрязнения (рис. 18. табл. 17). Так, разреженные, а также молодые насаждения характеризовались более бедным видовом составом эпифитов и низкими показателями их суммарного покрытия. В старых и загущенных древостоях богаче видовой состав, выше показатели

Taulukko 17. Männyn rungoilla kasvavien epifyyttijäkälien esiintymisfrekvenssi ja keskimääräinen peittävyys Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla 1-4.

Таблица 17. Встречаемость и среднее проективное покрытие эпифитных лишайников сосны на пробных площадях (1-4) Костомукшской полосы исследований.

| Laji Вид | Näyteala - Пробная площадь | | | |
|---|--|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| | Esiintymisfrekvenssi, % - Встречаемость, % | | | |
| <i>Alectoria sarmentosa</i> | 16,7 | 33,3 | 3,3 | 23,3 |
| <i>Bryoria capillaris</i> | 10,0 | 23,3 | 26,7 | 10,0 |
| <i>Bryoria fremontii</i> | 36,7 | 26,7 | 23,3 | 0,0 |
| <i>Bryoria furcellata</i> | 80,0 | 76,7 | 76,7 | 63,3 |
| <i>Bryoria fuscescens coll.</i> | 90,0 | 86,7 | 63,3 | 93,3 |
| <i>Bryoria lanestrus</i> | 0,0 | 0,0 | 6,7 | 6,7 |
| <i>Cetraria cholorophylla</i> | 3,3 | 0,0 | 6,7 | 0,0 |
| <i>Cetraria pinastri</i> | 16,7 | 20,0 | 53,3 | 3,3 |
| <i>Evernia mesomorpha</i> | 3,3 | 0,0 | 6,7 | 0,0 |
| <i>Hypocenomyce scalaris</i> | 3,3 | 0,0 | 0,0 | 6,7 |
| <i>Hypogymnia physodes</i> | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| <i>Hypogymnia tubulosa</i> | 20,0 | 20,0 | 70,0 | 0,0 |
| <i>Lecanora pulicaris</i> | 23,3 | 20,0 | 46,7 | 43,3 |
| <i>Lecanora sp.</i> | 3,3 | 0,0 | 23,3 | 0,0 |
| <i>Lepraria incana</i> | 16,7 | 13,3 | 10,0 | 6,7 |
| <i>Lepraria sp.</i> | 3,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| <i>Mycoblastus sanquinarius</i> | 36,7 | 76,7 | 33,3 | 13,3 |
| <i>Ochrolechia androgina</i> | 23,3 | 40,0 | 16,7 | 6,7 |
| <i>Ochrolechia arborea</i> | 16,7 | 30,0 | 20,0 | 6,7 |
| <i>Ochrolechia cf. alboflavescens</i> | 0,0 | 0,0 | 3,3 | 0,0 |
| <i>P. aleurites + P. hyperopta</i> | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| <i>Parmeliopsis ambigua</i> | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |
| <i>Pertusaria sp.</i> | 13,3 | 20,0 | 6,7 | 0,0 |
| <i>Platismatia glauca</i> | 30,0 | 73,3 | 23,3 | 3,3 |
| <i>Usnea filipendula+U. subfloridana</i> | 23,3 | 13,3 | 6,7 | 0,0 |
| <i>Usnea hirta</i> | 13,3 | 3,3 | 3,3 | 0,0 |
| <i>Usnea spp.</i> | 3,3 | 10,0 | 6,7 | 0,0 |
| Muut - Прочие | 0,0 | 0,0 | 6,7 | 0,0 |
| Keskimääräinen peittävyys, % Суммарное среднее покрытие эпифитных лишайников, % | 33,7 | 25,4 | 23,4 | 25,3 |
| Rungon keskiläpimitta, см Средний диаметр стволов, см | 29,9 | 24,8 | 15,2 | 18,7 |

Sormipaisukarpeen kupari-, lyijy- ja kadmiumpitoisuudet eivät näytealoilla 1-4 eronneet tausta-arvosta (Potasheva ym. 1994). Myös mangaanipitoisuudet olivat lähellä taustatasoa näillä neljällä näytealalla, joskin mangaanipitoisuuksissa ilmeni aleneva suunta kaivoskombinaattia lähestyttäessä. Sormipaisukarpeen rautapitoisuus näytealalla 1 ylitti 11-kertaisesti taustatason, ja myös näytealoilla 2-4 se oli moninkertainen tausta-arvoon verrattuna. Jäkälän rikkipitoisuus näytealalla 1 oli kaksinkertainen tausta-arvoon nähden, mutta se ei poikennut taustasta muilla näytealoilla. Saadut tulokset vahvistavat aiempaa käsitystä pöly- ja kaasupäästöjen saastuttamasta alueesta, jonka säde on noin 10 km (Лазарева ym. 1992).

Sormipaisukarpeen solukalvojen läpäisevyys kasvoi päästölähdettä lähestyttäessä siten, että elektrolyyttivuoto oli vuonna 1992 näytealoilta 1-4 kerätyissä näytteissä vastaavasti 24,0, 17,5, 16,3 ja 12,0 % (Шапиро ym. 1994). Vuonna 1993 kolmen epifyyttisen torvijäkälälajin (*Cladonia* spp.) elektrolyyttivuoto oli korkeampi, ollen 37-50 % kaikilla tutkimuslinjan näytealoilla.

Pilkkunahkajäkälän (*Peltigera aptosa*) pimeähengitys oli vuonna 1993 näytealoilla 1-3 sitä korkeampi mitä kauempana kohde sijaitsi päästölähteestä: 5 km - 100 %, 15 km - 170 % ja 23 km - 272 %. Ilmeisesti pitkällinen epäpuhtauksien aiheuttama kuormitus laskee jäkälän fysiologista aktiivisuutta, hengitys mukaan lukien, kun aiemmin (vuonna 1990) jäkälän hengitys oli voimistunut epäpuhtauksien vaikutuksesta (Вайиштейн ym. 1994). Kokonaisuutena kaivoskombinaatin päästöt ilmenevät jäkälän solukalvojen kohonneena läpäisevyytenä, heikentyneenä hengitysaktiivisuutena ja tuhkapitoisuuden nousuna.

Maaveden laatu

Vajoveden määrä ja pitoisuudet vaihtelivat kausittain ja vuosittain paljon eri näytealojen välillä ja myös saman näytealan lysimetrien vä-

lillä. Vajoveden rikkipitoisuus 5 ja 20 cm:n ja rautapitoisuus 20 cm:n syvyydessä olivat vuosina 1992-1995 säännönmukaisesti lievästi korkeampia näytealalla 1 kuin muualla (taulukko 18).

Lisäksi vajoveden kalsiumpitoisuus 5 ja 20 cm:n syvyydessä oli korkeampi kaivoskombinaatin läheisyydessä kuin tutkimuslinjan muissa osissa. Muiden alkuaineiden osalta vajovedessä ei havaittu merkittäviä eroja. Vajoveden alumiinipitoisuus oli suhteellisen alhainen koko tutkimuslinjalla.

Vaihtuvien ravinteiden määrä ja maan vaihtohappamuus humuskerroksessa ja kivennäismaassa (0-20 cm) eivät korreloineet rikkilaskeuman kanssa (taulukko 7). Samoin laskeuman ei todettu alentaneen humuksen ja kivennäismaan emäskyllästysastetta ja kationinvaihtokapasiteettia. Humuskerroksen rikki-, rauta- ja kalsiumpitoisuudet eivät poikenneet merkittävästi lähimpänä Kostamuksen kaivoskombinaattia sijaitsevalla näytealallakaan muusta tutkimusalueesta (taulukko 6).

Taulukko 18. Vajoveden keskimääräinen kokonaisrikin, kalsiumin ja raudan pitoisuus 5 ja 20 cm:n syvyydessä Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla 1993-1995.

Таблица 18. Среднее содержание общей серы, кальция и железа в почвенной воде на глубине 5 и 20 см на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1993 - 1995 гг.

| Näyteala Пробная площадь | S | | Ca | | Fe | |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | 5 | 20 | 5 | 20 | 5 | 20 |
| | см | см | см | см | см | см |
| | mg/l | | мг/л | | | |
| 1 | 2,75 | 3,06 | 2,60 | 1,99 | 0,76 | 0,54 |
| 2 | 1,90 | 2,00 | 1,29 | 0,74 | 0,57 | 0,14 |
| 3 | 1,94 | 1,45 | 1,91 | 0,62 | 0,93 | 0,02 |
| 4 | 2,02 | 2,39 | 1,45 | 0,72 | 0,72 | 0,17 |
| 5 | 1,58 | 1,22 | 1,40 | 0,49 | 0,73 | 0,09 |
| 6 | 1,98 | 1,26 | 0,98 | 0,50 | 0,34 | 0,02 |
| 7 | 1,92 | 2,15 | 1,26 | 0,48 | 0,97 | 0,15 |
| 8 | 1,50 | 1,44 | 0,51 | 0,39 | 0,50 | 0,03 |

обилия эпифитов. Возрастает встречаемость видов, предпочитающих затененные, увлажненные местообитания.

Кислотность субстрата (коры) лишайников отражает градиент выпадений: на пп. 1 кислотность коры была 3,3, а на пп. 4 - соответственно 4,1, хотя помимо загрязнений, на кислотность коры влияют многие естественные факторы.

Содержание в эпифитном лишайнике *Hypogymnia physodes* меди, свинца и кадмия не превысило фоновых значений (Potasheva и др. 1994). Содержание марганца также было близким к фону на всех 4 пп., однако намечается тенденция к его снижению по мере приближения к ГОКу. Содержание железа гипогимнией на пп. 1 более чем в 11 раз превосходило фоновое, на пп. 2 - 4 также было несколько выше фоновых величин. Содержание серы на пп. 1 вдвое превышало фоновые значения, на остальных пп. соответствовало им. Полученные данные подтверждают выявленное ранее существование импактной, радиусом около 10 км, зоны комплексного загрязнения пылегазовыми выбросами (Лазарева и др. 1992).

Проницаемость клеточных мембран *Hypogymnia physodes* повышалась с приближением у источнику эмиссии. Выход электролитов в пробах, отобранных в 1992 г. с пп. 1-4 составил соответственно 24,0, 17,5, 16,3 и 12,0 % (Шапино и др. 1994). По данным 1993 г., утечка электролитов у трех эпифитных видов *Cladonia* была выше и составила 37-50 % на всех пп.

Интенсивность темнового дыхания у *Peltigera aphthosa*, собранного в 1993 году, на пп. 1 - 3 была тем выше, чем дальше находилась площадь от источника эмиссии и составила на расстоянии 5 км - 100 %, 15 км - 170 %, 23 км - 272 %. По-видимому, длительное воздействие атмосферных загрязнителей понизило физиологическую активность лишайника, и том числе и дыхание в то время как на



Sormipaisukarve on yleinen epifyyttijäkälä. *Hypogymnia physodes* является обычным эпифитным лишайником.

более ранних стадиях воздействия (в 1990 г.) лишайники овечали на загрязнение усилением дыхания (Вайнштейн и др. 1994). В целом, влияние выбросов ГОКа выражается в повышении проницаемости клеточных мембран лишайников, ослаблении их дыхательной активности и в накоплении лишайниками элементов.

Характер почвенных вод

Объемы и концентрации почвенных вод колебались сильно по месяцам и годам между различными пп. и даже внутри них между лизиметрами. Содержание серы в воде на глубинах 5 и 20 см и содержание железа на глубине 20 см были в 1992-1995 гг. вблизи ГОКа (пп. 1) были закономерно чуть выше, чем на других пп. (табл. 18). Также концентрация кальция в почвенной воде на глубинах 5 и 20 см была вблизи комбината выше, чем в других частях полосы. По другим элементам почвенных вод не выявлено значимых различий. Содержание алюминия было относительно низким на всей полосе.

Taulukko 19. Männyn nuorimpien neulasten alkuainepitoisuuksia Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla.

Таблица 19. Содержание химических элементов в молодой хвое сосны на пробных площадях Костомушской полосы исследований.

| Näyteala Пробная площадь | N | | P | | K | | Ca | | Mg | | S | | Fe | |
|--------------------------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|-------|-------------|-------|
| | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 |
| | | | | | g/kg | | г/кг | | | | | | mg/kg мг/кг | |
| 1 | 9,60* | 8,91* | 1,26* | 1,37* | 4,50* | 5,42* | 2,12* | 2,03* | 1,00 | 0,99 | 0,80 | 0,75* | 56,4* | 61,9* |
| 2 | 9,60* | 9,04* | 1,24* | 1,29 | 4,47* | 5,06 | 2,25* | 2,29* | 1,07 | 0,99 | 0,79 | 0,75* | 36,5* | 31,8* |
| 3 | 9,80 | 9,23* | 1,23* | 1,32 | 4,01 | 5,13 | 2,18* | 2,09* | 0,84 | 0,87 | 0,79* | 0,66 | 30,9* | 32,9* |
| 4 | 10,20* | 9,47* | 1,26* | 1,32 | 4,17 | 5,05 | 1,71* | 1,64 | 0,95 | 0,99 | 0,85 | 0,67 | 37,0* | 28,2* |
| 5 | 9,50* | 9,42* | 1,24* | 1,30 | 4,40* | 5,38 | 2,14* | 1,99* | 1,01 | 1,01 | 0,79* | 0,66 | 33,3* | 24,3* |
| 6 | 10,70* | 11,10* | 1,38* | 1,37* | 3,72* | 4,72* | 2,00 | 1,56 | 0,99 | 0,93 | 0,81 | 0,69 | 36,1* | 26,8* |
| 7 | 8,90* | 9,29* | 1,17* | 1,18* | 4,12 | 5,62* | 1,62* | 1,36* | 0,97 | 0,91 | 0,79 | 0,64* | 30,3* | 20,8* |
| 8 | 12,10* | 11,10* | 1,46* | 1,43* | 4,05 | 4,80* | 1,45* | 1,25* | 0,94 | 0,95 | 0,94* | 0,73* | 38,8* | 26,7* |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) *:lla merkityistä arvoista.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком *.

Puuston kunto

Neulasten alkuainepitoisuudet ja solukkovauriot

Männyn neulasten rauta-, kalsium- ja osin myös rikkipitoisuuksissa havaittiin vuosina 1992 ja 1994 laskeumagradientin suuntaista vaihtelua (taulukko 19). Nuorimpien (keruuvuoden) neulasten rautapitoisuus oli merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi näytealalla 1 kuin muilla näytealoilla. Rautapitoisuus korreloi positiivisesti rautalaskeman (vapaa sadanta) kanssa ($r = 0,938^{**}$). Nuorimpien neulasten kalsiumpitoisuus oli puolestaan merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi näytealoilla 1-3 kuin muilla. Nuorimpien neulasten rikkipitoisuus oli vuonna 1994 merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi näytealoilla 1-2 kuin näytealoilla 3-7, mutta toisaalta pitoisuus oli näytealalla 8 samaa tasoa kuin lähellä Kostamusta.

Rikkidioksidin aiheuttamien neulasten solukkovaurioiden määrä oli tutkimuslinjalla suhteellisen alhainen (kuva 19a). Tulos oli siten samansuuntainen neulasten rikkipitoisuuden kanssa. Vaikka solukkovaurioiden taso oli näytealalla 1 jonkin verran korkeampi kuin muilla näytealoilla, ero oli merkitsevä ($p < 0,05$) vain näytealaan 6 verrattuna. Vaurioiden määrä oli

suhteellisen korkea myös tutkimuslinjan läntisimmällä näytealalla (8). Rikkidioksidivaurioiden määrä Kostamuksen tutkimuslinjalla oli alhaisempi kuin Karjalan kannaksella.

Happaman sateen vaikutuksiin liitettävien solukkovaurioiden määrä neulasissa vaihteli suuresti näytealojen välillä. Vauriot olivat korkeimmillaan näytealalla 6 ja kaivoskombinaattia lähinnä olevalla näytealalla 1 (kuva 19b). Hapansadevaurioiden määrä Kostamuksen tutkimuslinjalla oli jonkin verran korkeampi kuin Karjalan kannaksella.

Puuston elinvoimaisuus ja vauriot

Tutkimuslinjan männiköiden yleiskunnossa ilmeni samanlainen ero valtakunnan rajan eri puolilla kuin Pietarin tutkimuslinjalla. Kostamuksen alueella puustossa oli merkitsevästi ($p < 0,05$) enemmän kuolleita ja heikkokuntoisia mäntyjä kuin Kainuussa (kuva 20). Puuston kunto oli heikoin näytealoilla 1, 3 ja 4. Vastavasti hyväkuntoisimmat männiköt olivat näytealoilla 5 ja 8.

Kostamuksessa oli puustotuhoja merkitsevästi ($p < 0,05$) enemmän kuin Kainuussa. Puiden välinen kilpailu (luontainen poistuma) oli yleisin mäntyjen kuolinsyy Kostamuksen ympäristössä. Versosurma oli puolestaan yleisin vaurioiden aiheuttaja Kainuun näytealoilla.

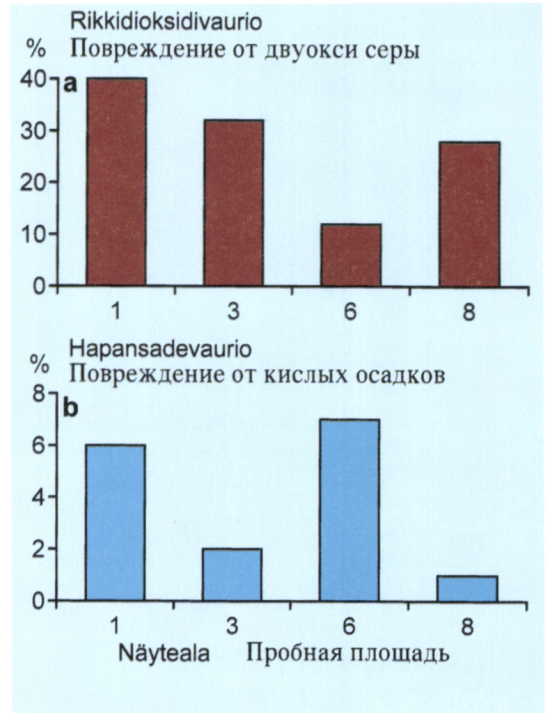
Объемы обменных оснований и обменная кислотность в гумусовом и минеральных слоях (0–20 см) не коррелировали с объемами выпадений серы (табл. 7). Не отмечено и влияния выпадений на снижение уровня суммы поглощенных оснований и емкости катионного обмена в гумусе и минеральной почве. Концентрации серы, железа и кальция в слое гумуса даже на ближней к ГОКу пп. существенно не отличались от значений на остальной части полосы (табл. 6).

Состояние древостоя

Концентрации элементов в хвое и повреждения тканей

Колебания концентраций железа, кальция и частично серы в хвое сосен в 1992 и 1994 года соответствовали вариации градиента выпадения загрязнителей (табл. 19). Содержание железа в самой молодой хвое (года сбора) было на пп. 1 значительно ($p < 0,05$) выше, чем на других пп. Концентрация железа коррелировала положительно с выпадениями железа (с атмосферными осадками) ($r = 0,938^{**}$). В свою очередь, концентрация кальция в самой молодой хвое была значимо выше на пп. 1–3, чем на остальных. Содержание серы в самых молодых иголках в 1994 году было на пп. 1–2 значимо ($p < 0,05$) выше, чем на пп. 3–7, но, с другой стороны, на пп. 8 она была такой же, как вблизи Костомукши.

Число вызванных двуокисью серы нарушений тканей хвои было на полосе относительно небольшим (рис. 19а). Таким образом поврежденность соответствовала концентрации серы в хвое. Хотя на пп. 1 нарушений тканей хвои отмечено больше, чем на других пп., разность была

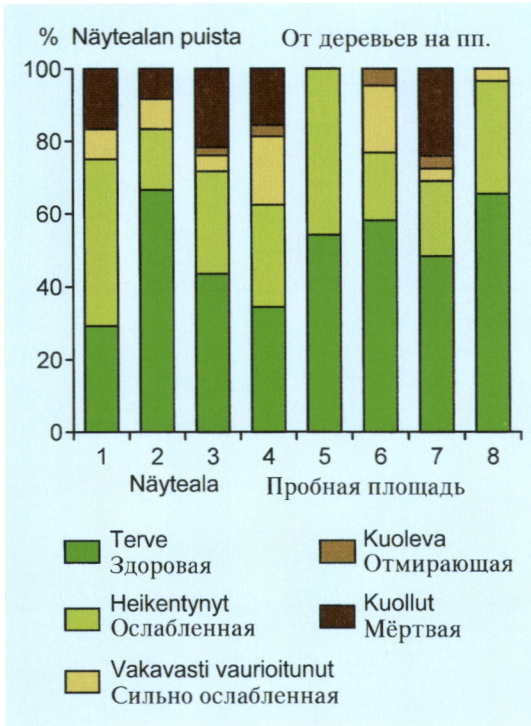


Кuva 19. Männyn neulasten solukkovauriot Kostonmukshen tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1992.

Рис. 19. Повреждения тканей хвои сосны на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1992 году.

значимой ($p < 0,05$) лишь по отношению к пп. 6. Нарушения были довольно часты и на самой западной пп. (8) полосы исследований. На Костомукшской полосе вызванные двуокисью серы нарушения тканей хвои были реже, чем на Карельском перешейке.

Связанные с воздействием кислотных осадков нарушения тканей хвои варьировали сильно по пробным площадям. Больше всего их было на пп. 6 и 1, ближайшей к комбинату (рис. 19b). Поврежденность хвои кислотными осадками была на Костомукшской полосе исследований несколько выше, чем на Карельском перешейке.



Kuva 20. Männiköiden yleiskunto Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla vuonna 1995.

Рис. 20. Общее состояние сосняков на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1995 году.

Taulukko 20. Hyönteistuhojen esiintyminen männyn latvuksissa Kostamuksen tutkimuslinjan näytealoilla vuosina 1992 ja 1994.

Таблица 20. Встречаемость повреждений от насекомых в кронах сосен на пробных площадях Костомукшской полосы исследований в 1992 и 1994 г.

| Näyteala Пробная площадь | Syötyjä neulasia Количество погрызов хвои | | Ytimennävertäjätuhot Повреждения от лубоедов | | Kirvan munia Яйца тлей | |
|--------------------------------|---|------|--|---------|---------------------------|------|
| | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 | 1992 | 1994 |
| | | | kpl/kg | кол./кг | | |
| 1 | 257 | 106 | 51* | 7 | 25 | 12 |
| 2 | 360 | 130 | 13 | 12 | 11 | 0 |
| 3 | 350 | 88 | 14 | 3 | 155* | 9 |
| 4 | 371 | 78 | 48* | 13 | 78* | 5 |
| 5 | 426 | 28 | 12* | 5 | 59 | 0 |
| 6 | 450 | 45 | 9* | 0 | 63 | 0 |
| 7 | 588 | 46 | 28 | 18 | 94 | 0 |
| 8 | 507 | 61 | 10* | 0 | 17* | 4 |

* eroaa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) *:lla merkityistä arvoista.

* отличается статистически достоверно ($p < 0,05$) от данных помеченных знаком †.

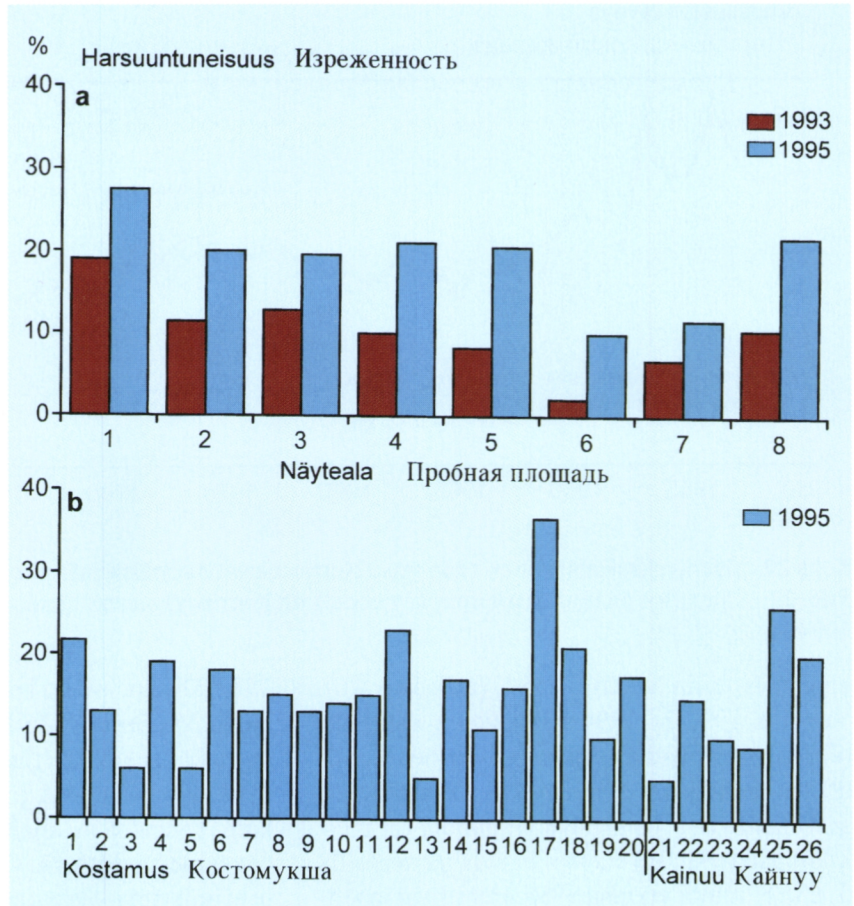
Vuonna 1993 valtapuuston harsuuntuneisuus tutkimuslinjan varsinaisilla näytealoilla noudatti osittain laskeumagradiattia. Harsuuntuneisuus oli merkitsevästi korkeampi ($p < 0,05$) Kostamuksen läheisyydessä näytealalla 1 kuin näytealoilla 6 ja 7, mutta toisaalta harsuuntuneisuus oli suhteellisen korkea myös läntisimmällä näytealalla (8), (kuva 21a). Vuonna 1995 harsuuntuneisuus oli lisääntynyt kaikilla näytealoilla ja merkitsevät erot olivat lisääntyneet. Näyteala 1 poikkesi edelleen voimakkaimmin harsuuntuneena merkitsevästi ($p < 0,05$) näytealoista 6 ja 7 ja lisäksi näytealat 2-5 erosivat merkitsevästi näytealasta 6.

Kasvunvaihtelututkimuksen näytealoilla mäntyjen harsuuntuneisuus vaihteli suuresti eikä neulaskato noudattanut laskeumagradiattia (kuva 21b). Kaivoskombinaatin läheisyydessäkään sijainneet näytealat eivät poikenneet harsuuntuneisuuden suhteen muusta tutkimusalueesta. Kostamuksen tutkimuslinjan männiköt olivat harsuuntuneet jonkin verran enemmän kuin Pietarin tutkimuslinjan männiköt.

Hyönteisten aiheuttamien vaurioiden määrä mäntyjen latvuksessa vaihteli näytteenottojen välillä siten, että vuonna 1992 tuhoja oli

Kuva 21. Männiköiden harsuuntuneisuus Kostamuksen tutkimuslinjan varsinaisilla näytealoilla (a) ja kasvunvaihtelututkimuksen näytealoilla (b) vuonna 1993 ja 1995.

Рис. 21. Изреженность сосняков на основных пробных площадях (a) и на площадях для оценки роста (b) Костомукшской полосы исследований в 1993 и 1995 гг.



Жизнеспособность древостоя и повреждения

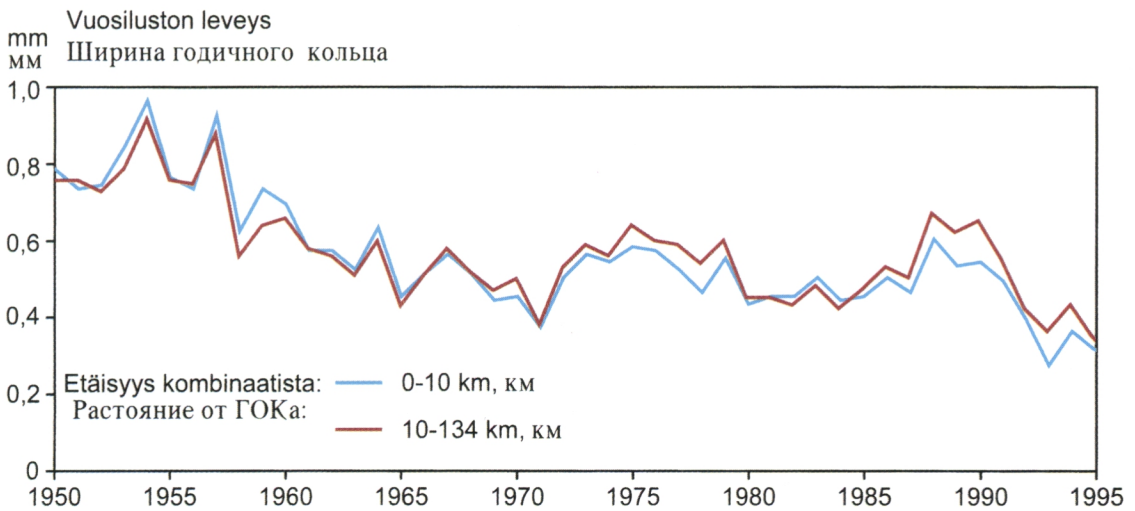
В общем состоянии сосняков Костомукшской полосы исследований проявились те же различия, которые отмечены на Петербургской полосе исследований по разную сторону от границы. В окрестностях Костомукши сосняки содержали мертвых и ослабленных деревьев значительно ($p < 0,05$) больше, чем в Кайнуу (рис. 20). Самым ослабленным древостоем был на пп. 1, 3 и 4, и самым здоровым на пп. 5 и 8.

Около Костомукши отмечена значительно ($p < 0,05$) большая поврежденность древостоев, чем в Кайнуу. Наиболее частой причиной гибели сосен в окрестностях Костомукши была конкуренция между

деревьями (естественный отпад), а на пп. в Кайнуу побеговый рак.

В 1993 году изреженность сосен верхней высоты на основных пробных площадях частично соответствовала градиенту выпадений. Вблизи Костомукши изреженность была на пп. 1 значительно ($p < 0,05$) выше, чем на пп. 6 и 7, хотя она была относительно высокой и на самой западной пп. 8 (рис. 21a). В 1995 году изреженность усилилась на всех пп. и значимые различия участились. Как и раньше, по интенсивности изреженности пп. 1 отличалась значительно ($p < 0,05$) от менее изреженных пп. 6 и 7, а пп. 2–5 отличались значительно от пп. 6.

На пробных площадях для оценки роста колебания степени изреженности



Kuva 22. Männyn keskimääräinen sädekasvu Kostamuksen tutkimuslinjalla vuosina 1940-1994.

Рис. 22. Средний радиальный прирост сосны на Костомукшской полосе исследований в 1940-1994 гг.

enemmän kuin vuonna 1994 (taulukko 20). Vuosina 1992 ja 1994 näytealojen välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja neulassyödösten määrässä. Vuonna 1992 näytealojen 1 ja 4 männissä ytimenävertäjätuhoja oli merkitsevästi ($p < 0,05$) enemmän kuin näytealoilla 5, 6 ja 8, mutta vuonna 1994 erot olivat tasoittuneet. Samoin kirvanmunien lukumäärä oli vuonna 1992 näytealoilla 3 ja 4 merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi kuin näytealoilla 2 ja 8. Vuonna 1994 merkittäviä eroja ei havaittu.

Puuston kasvunvaihtelu

Kostamuksen tutkimuslinjan männiköiden kasvussa ei havaittu laskeumagradientin suuntaista vaihtelua. Puuston kasvu esitetään kuvassa 22 keskimääräisenä, vuotuisena sädekasvuna aikajaksolla 1950-1995 lähialueella (10 km) ja etäämpänä (10-134 km) Kostamuksen kaivoskombinaatista.

Koko tutkimuslinjalla havaittava kasvun aleneva suunta johtuu puuston kasvun normaalia hidastumisesta puiden ikääntyessä. Olenaista on, ettei sädekasvu kaivoskombinaatin läheisyydessä poikennut merkitsevästi etäämpänä sijaitsevien näytealojen kasvusta vuoden

1982 jälkeen, jolloin kombinaatti aloitti toimintansa. Vuodesta 1985 lähtien alle 10 km etäisyydellä päästölähteestä sijaitsevat metsiköt ovat kasvaneet jopa jonkin verran paremmin kuin kauempana sijaitsevat metsiköt, mutta ero ei ole merkitsevä. Vuotuinen kasvunvaihtelu ei poikennut olennaisesti Suomessa laadituista kasvuindekseistä (Mielikäinen ja Timonen 1996).

Johtopäätökset ja tilannearvio

Tulosten mukaan Kostamuksen kaivoskombinaatin aiheuttama ilman epäpuhtauksien kuormitus oli lähialueen (0-15 km) ulkopuolella vähäinen. Kainuussa rikkilaskeuma oli alhainen kaivoskombinaatin rikkipäästöihin verrattuna, koska alueella vallitsevien lännen ja etelän puoleisten tuulien vuoksi suuri osa päästöistä levinnee kombinaatin itäpuolelle. Rikkilaskeuma oli toisaalta kaivoskombinaatin välittömässä läheisyydessäkin suhteellisen alhainen. Kostamuksen rauta- ja kalsiumpäästöjen vaikutus ulottuu myös hyvin rajoitetulle alueelle. Kalsiumpäästöt ovat peräisin raudan jalostusprosessissa käytettävästä kalkista. Kalkkipölyllä saattaa olla paikallisesti haitallisia vaikutuksia puustolle, mutta toisaalta se myös

сосны было сильным, а ее уровень не следовал за градиентом выпадений (рис. 21b). Даже ближайшие к комбинату пробные площади не отличались по изреженности от других. Сосняки Костомукшской полосы исследований были изрежены несколько сильнее, чем сосняки Петербургской полосы.

Количество повреждений крон насекомыми варьировало между взятыми пробами так, что в 1992 году общий уровень был выше, чем в 1994 году (табл. 20). В 1992 и 1994 году между пп. не было статистически значимых различий в количестве погрызов хвои. В 1992 году на соснах пп. 1 и 4 повреждения от лубоедов были значимо ($p < 0,05$) многочисленнее, чем на пп. 5, 6 и 8, а в 1994 году различия сравнялись. Также число яиц тлей было в 1992 году на пп. 3 и 4 значимо выше, чем на пп. 2 и 8. В 1994 году значимых различий не обнаружено.

Колебание роста древостоя

В росте сосняков Костомукшской полосы исследований не выявлено вариаций соответствующих градиенту выпадений. Рост древостоя представлен на рис. 22 в виде усредненного годовичного радиального прироста за период 1950–1995 гг. вблизи комбината (до 10 км) и вдали от него (10–134 км).

Заметная на всей полосе тенденция к замедлению роста вызвана естественным замедлением роста деревьев по мере их старения. Существенно то, что радиальный прирост сосен вблизи ГОКа не отличался значимо от прироста на отдаленных пп. после 1982 года, когда комбинат был запущен. С 1985 года в десятикилометровой зоне вокруг комбината сосны росли даже несколько лучше, чем отдаленные леса, но различия не были значимы. Вариация роста по годам не отличалась существенно от разработан-

ных в Финляндии индексов прироста (Mielikäinen и Timonen 1996).

Выводы и оценка состояния

Согласно полученным результатам вызванная Костомукшским ГОКом нагрузка атмосферных загрязнителей на леса была небольшой за пределами зоны ближнего окружения (0–15 км). В Кайнуу выпадения серы были малы по сравнению с объемами серных выбросов комбината, так как преобладающие здесь западные и южные ветры разносят значительную часть выбросов к востоку от комбината. Правда выпадения серы были относительно малы и вблизи комбината. Выбросы железа и кальция воздействуют также на весьма ограниченную территорию. Источником выбросов кальция является используемая для обогащения руды известь. На локальном уровне известковая пыль может сказаться отрицательно на состоянии древостоя, но с другой стороны она нейтрализует закисляющее воздействие серы в окрестностях комбината.

Полученные в Кайнуу объемы выпадений серы соответствовали в основном значениям выпадений, представленным Институтом метеорологии и Экологическим центром Финляндии (Leinonen 1996, Järvinen и Vänni 1996). В Кайнуу эти объемы составляли менее половины уровня выпадений в южной Финляндии. Также выпадения серы вблизи Костомукшского ГОКа были намного меньшими, чем в южных частях Петербургской полосы исследований.

Тем не менее, большие месячные колебания объемов серных выпадений показывают, что при восточных ветрах из Костомукши в Кайнуу может переноситься больше серы. Летом двуокись серы быстрее окисляется в сульфатную серу, выпадающую с дождями главным

neutraloi rikin happamoittavaa vaikutusta kombinaatin lähiympäristössä.

Kainuussa mitatut rikkilaskeumat vastasivat suurin piirtein Ilmatieteen laitoksen sekä Suomen ympäristökeskuksen esittämiä laskeuma-arvoja (Leinonen 1996, Järvinen ja Väni 1996). Rikkilaskeuma oli Kainuussa alle puolet Etelä-Suomen laskeumatasosta. Samoin rikkilaskeuma oli Kostamuksen kaivoskombinaatin läheisyydessä selvästi alhaisempi kuin Pietarin tutkimuslinjan eteläosissa.

Rikkilaskeuman suuret kuukausivaihtelut osoittavat kuitenkin, että itätuulten vallitessa Kostamuksesta voi kulkeutua enemmän rikkiä länteenpäin. Kesäaikana rikkidioksidi hapettuu nopeammin sulfaattirikiksi ja tulee sateiden mukana pääasiassa lähelle päästölähdettä. Talvella rikkidioksidin muuttuminen sulfaattirikiksi on hidasta eikä se sitoudu kovin tehokkaasti satavaan lumeen, joten rikkiä saattaa kulkeutua etäämmälle.

Typpilaskeuma oli tutkimuslinjalla alhainen eikä kaivoskombinaatin havaittu lisänneen typpikuormitusta sen lähiympäristössäkään. Nitraatti- ja ammoniumtyyppien laskeuma oli Kainuussa alle puolet Etelä-Suomen laskeumasta. Typpilaskeuma oli niin vähäinen, että se sitoutuu pääosin puustoon ja aluskasvillisuuteen.

Bioindikaattoritutkimuksen mukaan raudan lisäksi muita raskasmetalleja on levinnyt merkittävämmän vain kaivoskombinaatin välittömään läheisyyteen. Rautapitoisuus oli kuitenkin kohonnut selvimmin ja muiden raskasmetallien kuten kromin, nikkelin ja titaanin pitoisuudet olivat kasvaneet kombinaatin lähimetsissä vähemmän. Kainuun itäisimmissä osissa ainoastaan raudan pitoisuus oli jonkin verran korkeampi kuin muualla maakunnassa. Yleisesti ottaen raskasmetallipitoisuudet olivat Kainuussa alhaisia ja vastaavat lähinnä tausta-alueen tasoa (Rühling ym. 1992).

Suhteellisen alhainen ilman epäpuhtauksien laskeuma heijastui vähäisinä muutoksina männiköiden terveydentilassa. Neulasanalyysin mukaan rauta- ja kalsiumpitoisuudet ja osin myös rikkipitoisuus sekä rikkidioksidin aihe-

uttamien neulasvaurioiden määrä olivat kohooneet vain kombinaatin välittömässä läheisyydessä. Kainuun näytealoilla neulasten ravinnepitoisuudet eivät kumpanakaan mittausvuonna olennaisesti poikenneet kuivien kankaiden männiköiden ohjearvoista (Jukka 1988).

Metsämaassa kaivoskombinaatin päästöjen vaikutus ilmeni lievänä siten, että kombinaatin läheisyydessä vajoveden rikki-, rauta- ja kalsiumpitoisuudet olivat jonkin verran korkeampia kuin tutkimuslinjan muissa osissa. Maaperässä ei ollut havaittavissa merkittäviä muutoksia, jotka voitaisiin liittää ilman epäpuhtauksien vaikutuksiin.

Männiköiden kunto oli jonkin verran heikompi Kostamuksen alueella kuin Kainuussa. Tähän vaikutti puuston erilainen rakenne valtakunnan rajan eri puolilla. Harsuuntumisarvion mukaan merkittäviä eroja kaivoskombinaatin lähialueen ja muun tutkimusalueen välillä ei ollut, vaikka puuston harsuuntuneisuus kaivoskombinaattia lähinnä olevilla näytealoilla oli jonkin verran voimakkaampaa kuin muualla. Harsuuntuneisuuden lisääntyminen vuosien 1993 ja 1995 välisenä aikana johtui todennäköisesti muista ympäristötekijöistä kuin ilman epäpuhtauksista. Vakavan harsuuntumisen alarajana pidetty 20 %:n neulaskato ylittyi merkittävästi erällä näytealoilla. Hyönteisten aiheuttamien tuhojen osalta näytealojen väliset erot olivat pieniä.

Kostamuksen kaivoskombinaatin päästöjen ei havaittu heikentäneen tutkimuslinjan männiköiden kasvua. Kasvun kehityksessä ei ilmennyt merkittäviä poikkeamia Suomessa todetusta kasvunvaihtelusta (Nöjd ja Kauppi 1995, Mielikäinen ja Timonen 1996). Ilmastoltaan epäsuotuisan 1960-luvun jälkeen sädekasvun iänmukainen aleneminen hidastui 1970-luvun alkupuoliskolla. Kasvu on alkanut jälleen pienentyä 1990-luvulla, mutta ilmiö on todettu koko Suomessa muun muassa valtakunnan metsien inventoinnin viimeisissä tuloksissa (Tomppo ja Henttonen 1996).

образом вблизи комбината. Зимой образование сульфатов происходит медленнее, и они хуже впитываются выпадающим снегом, что способствует их более дальнему разнесу.

Выпадения азота были на полосе небольшими и ГОК не повышал объема азотных выпадения даже в ближайших окрестностях. Объем выпадений нитратного и аммиачного азота в Кайнуу не достигал и половины уровня выпадений в южной Финляндии. Азотные выпадения настолько малы, что они, видимо, по большей части усваиваются древостоем и напочвенным покровом.

Согласно результатам анализа биоиндикаторов железо и другие тяжелые металлы присутствуют больше всего лишь в непосредственной близости от комбината. Наиболее явно здесь повышалась концентрация железа. Концентрации других металлов – хрома, никеля и титана повышались в древостоях слабее. В Кайнуу только концентрация железа была в восточных районах чуть выше, чем в остальной части провинции. В целом же, концентрации тяжелых металлов в Кайнуу были низки, соответствуя уровню фоновых территорий (Rühling и др. 1992).

Относительно малое выпадение атмосферных загрязнителей слабо отразилось в состоянии сосняков. Согласно результатам анализа хвои концентрации железа, кальция и отчасти серы, а также вызванная двуокисью серы поврежденность хвои повышались лишь в непосредственной близости от комбината. На пробных площадях в Кайнуу концентрация питательных веществ в хвое существенно не отличалась от стандартов, имеющих для сосняков на сухих местах произрастания (Jukka 1988).

В лесных почвах влияние выбросов Костомукшского ГОКа выразилось слабо в виде повышенной концентрации серы, железа и кальция в почвенной воде вблизи

комбината по сравнению с остальной частью полосы. В почве не обнаружены значимые изменения, которые можно было бы увязать с воздействием атмосферных загрязнителей.

Состояние сосняков было в окрестностях Костомукши несколько хуже, чем в Кайнуу. Это явилось следствием различной структуры древостоя по разную сторону от границы. Согласно оценкам изреженности, значимых различий между ближайшими окрестностями комбината и остальной территорией не выявлено, хотя дефолиация хвои на ближайших к ГОКу пробных площадях и была чуть интенсивнее, чем в других частях полосы. Усиление изреженности за период с 1993 по 1995 год было, очевидно, вызвано иными экологическими факторами, нежели атмосферными загрязнителями. Уровень 20-процентной изреженности, считающийся нижней планкой серьезного повреждения, был на отдельных пп. значительно превышен. Пробные площади мало различались по поврежденности насекомыми.

Не выявлено ослабления роста сосняков полосы исследований из-за выбросов Костомукшского ГОКа. Динамика роста не отличалась существенно от установленных финляндскими исследователями моделей вариации роста (Nöjd и Kauppi 1995, Mielikäinen и Timonen 1996). После климатически неблагоприятных 1960-х годов спад радиального прироста замедлился в начале 1970-х. Затем снова в 1990-х годах прирост сократился, но это явление отмечено по всей Финляндии в ходе последней общегосударственной инвентаризации лесов (Tomppo и Henttonen 1996).

4. Päätelmät metsien kunnosta ja ilman epäpuhtauksien aiheuttamasta riskistä

Tässä tutkimushankkeessa, joka toteutettiin vuosina 1991-1995, Pietarin tutkimuslinjan männiköissä ei havaittu vakavia ilman epäpuhtauksien vaikutuksiin liitettäviä puustovaurioita. Puustossa ja maaperässä todettiin merkkejä lisääntyneestä ilman epäpuhtauksien aiheuttamasta ympäristöstressistä Pietarin läheisyydessä ja Kaakkois-Suomen eteläosissa, mutta näilläkin alueilla vaikutukset olivat suhteellisen lieviä eivätkä ne ilmenneet puuston kasvun heikkenemisenä. Lyhyen tutkimusjakson vuoksi on vaikea luotettavasti arvioida, voivatko havaitut muutokset johtaa pitemmän ajan kuluessa myös kasvun alenemiseen, mikäli päästöjä ei vähennetä merkittävästi.

Ilman epäpuhtauksien laskeuma oli Pietarin tutkimuslinjalla korkeimmillaankin alhaisempi kuin Skandinavian saastuneimmilla alueilla. Toisaalta maaperän happamoitumisherkkyys tällä tutkimuslinjalla on suurempi kuin esimerkiksi Skandinavian eteläosissa. Luotettavia tietoja saastepäästöjen kehityksestä pitkällä aikavälillä ei ole käytettävissä. Päästöt tutkimusalueen läheisyydessä ovat todennäköisesti kasvaneet 1980-luvulle saakka. Siten ilman epäpuhtaudet ovat vaikuttaneet tutkimusalueen männiköihin melko pitkään, ja mikäli laskeuman taso olisi ylittänyt merkittävästi puuston sietokyvyn, haittavaikutusten voitaisiin olettaa ilmenevän puuston kunnossa ainakin Pietarin lähiympäristössä.

Pietarin tutkimuslinjalla on otettava huomioon, että alueelle on levinnyt 1960-luvulta lähtien pääasiassa Virossa peräisin olevaa emäskationilaskeumaa, joka on neutraloinut osan happamoittavasta kuormituksesta. Emäskationilaskeumaa ei ole huomioitu kriittisen kuormituksen mallilaskelmissa (Kämäri ym. 1992).

Typpilaskeuman vaikutus metsien kuntoon on kaksijakoinen. Typpi on osatekijänä happamoittavassa laskeumassa, mutta toisaalta Pietarin tutkimuslinjan männiköt, kuten Suomen metsät yleisesti, kärsivät typen puutteesta. Tämän vuoksi typpilaskeuma voi tiettyssä määrin parantaa puiden kuntoa ja vastustuskykyä ympäristöstressejä vastaan. Typpikuormitus voi kuitenkin aiheuttaa pitkällä aikavälillä ravinnepätasapainoa, muuttaa puiden eri osien kasvusuhteita, lisätä hyönteistuhoja sekä muuttaa puiden mykorritsoja ja mikrobien toimintaa maaperässä (Nevalainen ja Liukkonen 1988, DeHays ym. 1989, Mälkönen ym. 1990, Heinsdorf 1993, Smolander ym. 1994, Brandrud 1995, Pregitzer ym. 1995).

Metsien kasvutrenditutkimusten mukaan osassa Keski-Eurooppaa metsien kasvu on lisääntynyt viime vuosikymmeninä ilmeisesti muun muassa korkean typpilaskeuman seurauksena (Spiecker ym. 1996). Suomessa vastaavaa kehitystä ei ole havaittu (Mielikäinen ja Sennov 1996).

Rikkipäästöjen vähentyminen 1980- ja 1990-luvuilla on alentanut metsävaurioiden syntymisen todennäköisyyttä tutkimusalueella. Pääosa Pietarin ja Leningradin alueen päästöjen vähenemisestä johtunee teollisen toiminnan supistumisesta. Talouden elpyminen Venäjällä saattaa lisätä rikki- ja typpipäästöjä uudelleen, ellei ilmansuojelusta huolehdita. Virossa palavan kiven käyttöä pyritään vähentämään pysyvästi, ja lisäksi voimalaitoksiin on asennettu suodattimia (Mäkinen 1994, Aunela ym. 1994). Tämä kehitys voi muuttaa laskeuman koostumusta siten, että Pietarin suunnasta peräisin olevien happamoittavien aineiden (rikki ja typpi) osuus kasvaa ja niiden haittavaikutusta vähentävien emäskationien osuus pienenee.

4. Заключение о состоянии лесов и угрозе атмосферных загрязнений

В результате осуществленного в 1991–1995 годах научно-исследовательского проекта в сосняках Петербургской полосы исследований не выявлено серьезных повреждений древостоя, могущих быть связанными с воздействием атмосферных загрязнителей. У древостоев и почв отмечены признаки усиления экологического стресса атмосферных загрязнителей в окрестностях С.-Петербурга и южных частях юго-восточной Финляндии, где воздействия были, однако, относительно слабыми, не отразившись на росте древостоя. Из-за короткого периода исследований (пять лет) невозможно заключить достоверно, способны ли обнаруженные изменения привести в дальнейшем к снижению роста, если выбросы не будут существенно сокращены.

Объем выпадений атмосферных загрязнителей на Петербургской полосе исследований был даже в пиках ниже уровня выпадений на самых загрязненных территориях Скандинавии. С другой стороны, восприимчивость почв к закислению была на этой полосе выше, чем, например, в южных частях Скандинавии. Нет достоверных данных о динамике выбросов загрязнителей за длительный период. Вероятно, объем выбросов вокруг обследованной территории возрастал до 1980-х годов. Таким образом, загрязнители воздуха воздействовали на обследованные сосняки довольно долго, и если предположить, что уровень выпадений превышал значительно предел устойчивости древостоя, то отрицательные последствия должны были бы проявиться в состоянии древостоя хотя бы вблизи С.-Петербурга.

Говоря о Петербургской полосе исследований, следует помнить, что на эту территорию с 1960-х годов, в основном из Эстонии, разносятся выпадения щелочных катионов, нейтрализующих частично закисляющую нагрузку. Выпадения щелочных катионов не учтены в моделях критической нагрузки (Kämägi и др. 1992).

Воздействие азотных выпадений на леса двояко. Азот входит в состав закисляющих выпадений, но с другой стороны, сосняки Петербургской полосы исследований как и все леса Финляндии страдают от недостатка азота. В какой-то мере азотные выпадения могут улучшить состояние деревьев и их устойчивость к внешним стрессам. Но при длительном воздействии азотная нагрузка может нарушить трофический баланс, изменить соотношения роста отдельных частей дерева, усилить присутствие насекомых-вредителей и изменить микоризы деревьев и микробную среду почв (Nevalainen и Liukkonen 1988, DeHays и др. 1989, Mälkönen 1990, Heindorf 1993, Smolander и др. 1994, Brandrud 1995, Pregitzer и др. 1995).

Согласно исследованиям тенденций роста лесов, в последние десятилетия рост лесов в Центральной Европе усилился отчасти из-за обильных выпадений азота (Spiecker и др. 1996). В Финляндии эта тенденция не обнаружена (Mielikäinen и Sennov 1996). Уменьшение объема выбросов серы в 1980-х и 1990-х годах снизило вероятность повреждения леса на обследованной территории. Главной причиной уменьшения объема выбросов в С.-Петербурге и Ленинградской области

Kostamuksen kaivoskombinaatin päästöjen metsävaikutukset osoittautuivat kombinaatin lähialuetta lukuunottamatta vähäisiksi. Tulosten mukaan Kostamuksen päästöjen selvä vaikutusalue ulottuu 10-30 km:n päähän kombinaatista. Kaivoksen lähialueellakaan päästöt eivät ole toistaiseksi heikentäneet merkittävästi männiköiden kuntoa. Toisaalta kaivoskombinaatti on ollut toiminnassa vasta vuodesta 1982 lähtien, joten päästöjen vaikutusaika on vielä suhteellisen lyhyt.

является, по-видимому, сокращение промышленного производства. Экономический подъем в России сможет вновь увеличить объемы серных и азотных выбросов, если не будут приняты меры по охране воздуха. В Эстонии наблюдается стремление сокращать последовательно использование горючих сланцев. Кроме того на тепловых станциях устанавливаются фильтры (Mäkinen 1994, Aunela и др. 1994). Такое развитие может изменить состав выпадений, т. е. увеличить долю поступающих с Петербургского направления закисляющих веществ (серы и азота) и уменьшить долю щелочных катионов, сдерживающих закисление среды.

Эффективность воздействия выбросов атмосферных загрязнителей Костомукшского ГОКа на окружающие леса оказалась низкой, не считая ближайшей к комбинату территории. Согласно результатам исследований явное воздействие выбросов ГОКа распространяется на 10–30 км от комбината. Даже вблизи карьера выбросы не ослабили пока заметно состояния сосняков. С другой стороны, комбинат работает лишь с 1982 года, т. е. период воздействия выбросов на окружающую среду пока относительно невелик.

Kirjallisuus

Литература

- Aleksejev, V. 1989. Forest health diagnosis and its application in air pollution impact studies. Julkaisussa: Noble, R.L., Martin, J.L. & Jensen, K.F. (toim.). Air pollution effects on vegetation, including forest ecosystems. Proceedings of the 2nd US-USSR symposium, September 1989. USDA, Northeast Forest Experimental Station. s. 135-141.
- Alhström, K., Persson, H. & Börjesson, I. 1988. Fertilization in a mature Scots pine stand - effects on fine roots. *Plant and Soil* 106:179-190.
- Anttila, P. 1995. Ilman laatu ja laskeuma. Julkaisussa: Tikkanen, E. (toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurio-*projektin loppuraportti*. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 44-75.
- Aunela, L., Häsänen, E., Kinnunen, V., Larjava, K., Mehtonen, A., Salmikangas, T., Leskelä, J. & Loosaar, J. 1994. Emissions from Estonian and Baltic oil-shale power plants. Final report. Technical Research Center of Finland. *Chemical and Environmental Technology*. Moniste 25 s.
- Bernes, C. 1993. The Nordic environment - present state, trends and threats. *Nord* 12. 212 s.
- Brandrud, T., 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *Forest Ecology and Management* 71:111-122.
- DeHays, D., Ingle, M. & Waite, C., 1989. Nitrogen fertilization enhances cold tolerance of red spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research*, 19:1037-1043.
- Derome, J., Niska, K., Lindroos, A-J. & Välikangas, P. 1991. Ion-balance monitoring plots and bulk deposition in Lapland during July 1989 - June 1990. Julkaisussa: Tikkanen, E. & Varmola, M. (toim.). Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula of the USSR. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 373:49-76.
- Derome, J. & Väre, H. 1995. Laskeuman vaikutus metsämaahan. Julkaisussa: Tikkanen, E. (toim.). *Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurio-*projektin loppuraportti**. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 77-99.
- De Vries, W., van Grinsven, J., van Breemen, N., Leeters, E. & Jansen, P. 1995. Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma* 67:17-43.
- Frogner, T. 1993. Jordvann i skog. Kjemisk sammensetningn av jord vann på intensivt overvåket forskningsflater, status og tidsutvikling. *Skogforsk* 3:1-19.
- Haapala, H., Goltsova, N., Seppälä, R., Huttunen, S., Kouki, J., Lamppu, J. & Popovichev, B. 1996. Ecological condition of forests around the eastern part of the Gulf of Finland. *Environmental Pollution* 91:253-265.
- Heinonen, J. 1994. Koealojen puu- ja puustotunnusten laskentaohjelma KPL käyttöohje. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 504. 80 s.
- Heinsdorf, D., 1993. The role of nitrogen in declining Scots pine forests (*Pinus sylvestris*) in the lowland of east Germany. *Water, Air, Soil Pollution* 69:21-35.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1990. Air pollution level and abundance of forest insects. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. s. 447-467.
- Helmisaari, H-S. 1991. Variation in nutrient concentration of *Pinus sylvestris* roots. Julkaisussa: McMichael, B. & Persson, H. (toim.). *Plant roots and their environment. Development in Agricultural and Managed-Forest Ecology* 24:204-212.
- Holopainen, T., Anttonen, S., Wulf, A., Palomäki, V. & Kärenlampi, L. 1992. Comparative evaluation of the effects of gaseous pollutants, acidic deposition and mineral deficiencies: structural changes in the cells of forest plants. *Agricultural Ecosystems and Environment* 42:364-398.
- Hüttl, R. 1991. Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*. Offsetdruck Gerhard Seeger, Freiburg im Breisgau. 440 s.
- Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils, effects of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag, Berlin. s. 199-213.
- Ilmatieteen laitos 1991. Tilastoja Suomen ilmastosta 1960-1991. Liite Suomen meteorologiseen vuosikirjaan, nide 90, osa 1. 125 s.
- International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests 1989. *Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assesment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. UN ECE. Hamburg. 97 s.
- Jarva, M. & Tervahauta, M. 1993. Vesinäytteiden analyysiohjeet. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 477. 171 s.
- Jukka, L. (toim.). 1988. *Metsänterveysopas*. Samerka Oy. Helsinki. 168 s.
- Järvinen, O. & Vänni, T. 1996. Sadeveden pitoisuus ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1994. *Suomen ympäristökeskuksen moniste* 13. 67 s.

- Kaakkois-Suomen ympäristökeskus 1996. Ilman-
suojelelun ilmoitusvelvollisten laitosten päästöt
Kymen läänissä vuosina 1991-1994. Tietokanta.
- Keskfond 1994. Estonian environment. Ministry of
the Environment of Estonia. Environmental
Information Center. 50 s.
- Kubin, E. 1990. A survey of element concentrations
in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in
Finland in 1985-1986. Julkaisussa: Kauppi, P.,
Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidifica-
tion in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 421-
446.
- Kubin, E., Poikolainen, J. & Lippo, H. 1994. Raskas-
metalli- ja rikkilaskeuma Karjalan männiköissä.
Julkaisussa: Lumme, I. (toim.). Karjalan metsien
terveydentila - tutkimushankkeen väliraportti.
Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 489:21-24.
- Kämäri, J., Forsius, M., Johansson, M. & Posch, M.
1992. Happamoittavan laskeuman kriittinen
kuormitus Suomessa. Ympäristöministeriö, Ym-
päristönsuojeluosasto. Selvitys 111. 59 s.
- Laine, E., Jokinen, J. & Meinander, O. 1993. Ilman
epäpuhtauksien ilmeneminen Kaakkois-Suomen
metsissä. Ilmatieteen laitos. Ilmansuojelelun jul-
kaisuja 16. 71 s.
- Leinonen, L. (toim.). 1996. Ilmanlaatumittauksia
1994. Ilmatieteen laitos. 236 s.
- Lindgren, M. & Salemaa, M. 1994. Metsien elin-
voima. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Sivula, H.
(toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimus-
laitoksen tiedonantoja 527:11-24.
- Lindgren, M. & Salemaa, M. 1996. Elävä luonto,
metsien elinvoima. Suomen ympäristökeskus.
Ympäristökatsaus 4:15-20.
- Lindroos, A.-J., Derome, J., Nikonov, V. & Niska,
K. 1996. Influence of sulphur and heavy metal
emissions from Monchegorsk, N-W Russia, on
percolation water quality in *Pinus sylvestris*
stands. Scandinavian Journal of Forest Research
11:97-103.
- Lumme, I. (toim.). 1994. Karjalan metsien tervey-
dentila - tutkimushankkeen väliraportti. Metsäntu-
kimuslaitoksen tiedonantoja 489:35-38.
- Lumme, I. & Arkhipov, V. 1996. Atmospheric depo-
sition of sulphur, nitrogen and base cations in
Scots pine stands of S.-E. Finland and the
Karelian Isthmus, N.-W. Russia in 1992. Julkai-
sussa: Simola, H., Viljanen, M., Slepukhina, T.
& Murthy, R. (toim.). The First International
Lake Ladoga Symposium. Hydrobiologia
322:223-226.
- Martin, B., Bytnerowicz, A. & Thorstenson, Y. 1988.
Effects of air pollutants on the composition of
stable carbon isotopes of leaves and wood and
on leaf injury. Plant Physiology 88:218-223.
- Mielikäinen, K. & Sennov, S. 1996. Growth trends
of forests in Finland and North-Western Russia.
Julkaisussa: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl,
M. & Skovsgaard, J. P. (toim.). Growth trends
in European forests. Springer-Verlag, Berlin. s.
19-27.
- Mielikäinen, K., & Timonen, M. 1996. Growth
trends of Scots pine in unmanaged and regularly
managed stands in southern and central Finland.
Julkaisussa: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl,
M. & Skovsgaard, J. P. (toim.). Growth trends
in European forests. Springer-Verlag, Berlin. s.
41-60.
- Mäkinen, A. 1994. Biomonitoring of atmospheric
heavy metal deposition in Estonia. Ministry of
Environment of Finland, Report 1. Yliopisto-
paino, 56 s.
- Mälkönen, E. 1991. Neulas- ja maa-analyysien käyt-
tökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suun-
nittelussa. Julkaisussa: Mäkelä, P. & Hotanen,
J. (toim.). Metsänkasvatuksen perusteet turve-
ja kivennäismailla. Metsäntutkimuslaitoksen
tiedonantoja 383:52-61.
- Mälkönen, E., Derome, J. & Kukkola, M. 1990.
Effects of nitrogen inputs on forest ecosystem.
Estimation based on long-term fertilization
experiments. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P.
& Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Fin-
land. Springer-Verlag, Berlin. s. 325-347.
- Nevalainen, S. & Liukkonen, K. 1988. Ilman epä-
puhtauksien vaikutus biotoosiin metsätuhoihin
- kirjallisuuskatsaus. Folia Forestalia 716. 25 s.
- Nevalainen, S., Niemelä, P., Arkhipov, V. &
Fedorets, N. 1994. Männiköiden terveydentila
Karjalan alueella. Julkaisussa: Lumme, I. (toim.).
Karjalan metsien terveydentila - tutkimushank-
keen väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tie-
donantoja 489:25-30.
- Nöjd, P. & Kauppi, P. 1995. Mäntyjen kasvu muut-
tuvassa ympäristössä. Julkaisussa: Tikkanen, E.
(toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien ra-
sitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppu-
raportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.
s. 183-195.
- Persson, H. 1989. Methods for studying root
dynamics in relation to nutrient cycling. Julkai-
sussa: Harrison, A., Ineson, P. & Heal, O. (toim.).
Nutrient cycling in terrestrial ecosystems - field
methods, application and interpretation. Elsevier
Applied Science Publisher, London. s. 198-217.
- Plancenter Ltd. 1991. Environmental priority action
programme for Leningrad, Leningrad region,
Karelia and Estonia. Synthesis Report, Ministry
of Environment of Finland. 193 s.
- Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 1996. Ilman-
suojelelun ilmoitusvelvollisten laitosten päästöt
Oulun läänissä vuosina 1991-1994. Tietokanta.
- Potasheva, M., Kravtshenko, A. ja Poikolainen, J.
1994. Jäkälät ilman epäpuhtauksien indikaatto-
reina Kostamuksen männiköissä. Julkaisussa:
Lumme, I. (toim.). Karjalan metsien terveyden-
tila - tutkimushankkeen väliraportti. Metsäntu-
kimuslaitoksen tiedonantoja 489:35-38.

- Pregitzer, K., Zak, D., Curtis, P., Kubiske, M., Teeri, J. & Vogel, C. 1995. Atmospheric CO₂, soil nitrogen and turnover of fine roots. *New Phytologist* 129:579-585.
- Raitio, H. 1995. Neulaset ja mäntyjen kunto. Julkaisussa: Tikkanen E. (toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 122-146.
- Romppanen, T. & Collan, Y. 1984. Practical guidelines for a morphometric study. Julkaisussa: Collan, Y., Aalto, M-L., Kosma, V-M., Naukarinen, A., Romppanen, T. & Syrjänen, K. (toim.). Stereology and morphometry in pathology. Kuopio University Press. s. 72-95.
- Ryaboshapko, A. & Saar, J. 1988. Calcium deposition on the atmosphere on the territory of Estonia. Julkaisussa: Ryaboshapko, A. (toim.). Proceedings of the USSR/SF symposium on air pollution and its effects on vegetation. Ilmatieteen laitos. Ilmanlaadun raportteja. s. 12-16.
- Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kvietskus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E. & Steinness, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. *Nord* 12. 41 s.
- Selldén, G., Sutinen, S. & Skärby, L. 1997. Controlled Ozone exposures and field observations in Fennoscandia. Julkaisussa: Sander, H., Wellburn, A.R. & Heath, R.L. (toim.). Forest decline and ozone - A comparison of controlled chamber and field experiments. *Ecological studies*, vol 127:249-276. Springer-Verlag, Berlin.
- Smolander, A., Kurka, A., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. *Soil Biology & Biochemistry* 26:957-962.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J. 1996. Growth trends in European forests. European Forest Institute. Research Report 5. Springer-Verlag, Berlin. 372 s.
- Sutinen, S. 1987. Cytology of Norway spruce needles, II. Changes in yellowing spruces from the Taunus mountains, West Germany. *European Journal of Forest Pathology* 17:74-85.
- Sutinen, S. 1995. Männyn neulasten solurakennetkimus Itä-Uudellamaalla, Lahden seudulla, Mikkelin läänissä ja Joutsassa 1995. Julkaisussa: Pihlström, M. & Myllyvirta, T. (toim.). Ilman epäpuhtauksien leviämisen- ja vaikutustutkimus Itä-Uudellamaalla, Lahden seudulla, Mikkelin läänissä ja Joutsassa 1994-1995. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. Porvoo. s. 44-56.
- Sutinen, S., Juuti, S., Koivisto, L., Turunen, M. & Ruuskanen, J. 1995. The uptake of and structural changes induced by trichloroacetic acid in the needles of Scots pine seedlings. *Journal of Experimental Botany* 46:1223-1231.
- Sutinen, S. & Koivisto, L. 1995. Microscopic structure of conifer needles as a diagnostic tool in the field. Julkaisussa: Munawar, M., Hänninen, O., Roy, S., Munawar, N., Kärelampi, L. & Brown, D. (toim.). Bioindicators of environmental health, *Ecovision World Monograph Series*. SPB Academic Publications. Amsterdam, The Netherlands. s. 73-81.
- Sutinen, S., Koivisto, L. & Myllyvirta, T. 1992. Männyn neulasten solurakennetkimus Itä-Uudellamaalla 1991. *Moniste* 30 s.
- Tamminen, P. 1991. Kangasmaan ravinnetunnusten ilmaiseminen ja viljavuuden alueellinen vaihtelu Etelä-Suomessa. *Folia Forestalia* 777. 40 s.
- Tamminen, P. & Starr, M. 1990. A survey of forest soil properties related to soil acidification in southern Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 235-251.
- Tikkanen, E. (toim.). 1995. Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 232 s.
- Tomppo, E. & Henttonen, H. 1996. Suomen metsävarat 1989-1994 ja niiden muutokset vuodesta 1951 lähtien. Metsäntutkimuslaitos. *Metsätilastotiedote* 354. 18 s.
- Turunen, M. & Huttunen, S. 1990. A review of the response of epicuticular wax of conifer needles to air pollution. *Journal of Environmental Quality* 19:35-45.
- Turunen, M., Huttunen, S., Bäck, J., Koponen, J. & Huhtala, P. 1992. Needle damage in the Scots pines of Lapland and the Kola Peninsula. Julkaisussa: Tikkanen, E., Varmola, M. & Katermaa, T. (toim.). Symposium of the state of the environment and environmental monitoring in Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula, Rovaniemi, October 6-8 1992. *Arctic Centre Publications* 4:235-239.
- Valtakunnan metsien 8. inventointi 1986. Pysyvien koealojen kenttätöiden ohjeet 1985-1986. Metsäntutkimuslaitos. 82 s.
- Valtion teknillinen tutkimuskeskus 1996. Liikenteen aiheuttamat rikki- ja typpipäästöt Suomessa. Tietokanta.
- Van Deusen, P. C. 1993. Dynaclip version 3.2. Users manual. USDA Forest Service, Southern Forest Experimental Station, Institute for Quantitative studies. New Orleans. 28 s.
- Архипов, В.И., Агапов, Ю.И., Лумме, И. & Мялкёнен, Э. 1994. Российско-финский проект мониторинга состояния лесов. *Лесное хозяйство* 2:12-14.

- Вайнштейн, Е.А., Лазарева, И.П., Поташева, М.А., Равинская, А.П. & Шапиро, И.А. 1994. Индикация загрязнения воздуха в районе действия Костомукшского горно-обогатительного комбината. Народное хозяйство республики Коми. Т.3. № 1, С. 62-67.
- Норин, Б.Н. & Ярмишко, В.Т. (ред.). 1990. Влияние промышленного атмосферного загрязнения на сосновые леса Кольского полуострова. 1990. Академия Наук СССР. Ботанический институт им. В.Л. Комарова. 195 с.
- Лазарева, И.П., Зябченко, С.С., Литинский, П.Ю., Кравченко, А.В., Поташева, М.А. & Калинкина, Н.М. 1994. Опыт наземного мониторинга лесов Карелии. Лесное хозяйство 2:27-30.
- Лазарева, И.П., Кучко, А.А., Кравченко, А.В., Габукова, В.В., Литинский, П.Ю., Поташева, М.А. & Калинкина, Н.М. 1992. Влияние аэротехногенного загрязнения на состояние сосновых лесов северной Карелии. Препинт. Петрозаводск. 51 с.
- Министерство экологии и природных ресурсов Республики Карелия. 1995. Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 1994 году. Петрозаводск. 126 с.
- СРИ-Атмосфера институт 1995. Статистические данные. С.-Петербург, Россия.
- Шапиро, И.А., Равинская, А.П. & Поташева, М.А. 1994. Влияние Костомукшского горно-обогатительного комбината на некоторые показатели физиологического состояния лишайников. Тезисы международной конференции "Город в Заполярье и окружающая среда" 11-16.9. 1994. Воркута, Республика Коми, Россия. Сыктывкар. с. 100-101.

