ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА РОССИИ
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ
И МОНИТОРИНГУ
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ ГЛОБАЛЬНОГО КЛИМАТА И ЭКОЛОГИИ

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ

Том XIX

САНКТ-ПЕТЕРБУРГ ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 2003

FEDERAL SERVICE
OF RUSSIA
FOR HYDROMETEOROLOGY
AND ENVIRONMENTAL MONITORING

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

INSTITUTE OF GLOBAL CLIMATE AND ECOLOGY

PROBLEMS OF ECOLOGICAL MONITORING AND ECOSYSTEM MODELLING

Volume XIX

ST. PETERSBURG GIDROMETEOIZDAT 2003

УДК 551.510.42

Редколлегия: академик РАН, проф. Ю. А. Израэль (председатель); д-р физ.-мат. наук, проф. С. М. Семенов (зам. председателя); д-р биол. наук, проф. В. А. Абакумов; канд. биол. наук Г. Э. Инсаров; канд. биол. наук В. В. Ясюкевич (ответственный секретарь)

Адрес: Россия, 107258 Москва, ул. Глебовская, д. 20Б
Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН
Факс: (7 095) 1600831 Тел.: (7 095) 1691103

Все статьи данного сборника рецензируются.

Editorial Board: Member of the Russian Academy of Sciences, Prof. Yu. A. Izrael (Chairman); Prof. S. M. Semenov (Vice-Chairman); Prof. V. A. Abakumov; Dr. G. E. Insarov; Dr. V. V. Yasyukevich (Executive Secretary)

Address: 20B, Glebovskaya str., 107258 Moscow, Russia
Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS
Fax: (7 095) 1600831 Phone: (7 095) 1691103

All papers published in this book are peer-reviewed.

Представлены работы, посвященные мониторингу и оценке ответной реакции экосистем на антропогенные воздействия регионального, континентального и глобального масштабов, в том числе на загрязнение атмосферы и изменения климата. Рассматриваются результаты экспериментальных исследований, а также математические модели экологических процессов.

Для климатологов, биологов и экологов широкого профиля.

The issues of monitoring and assessment of ecosystem response to anthropogenic impacts of regional, continental and global scale, in particular, to air pollution and climate change, are considered. The results of experimental studies as well as mathematical models of ecological processes are presented.

The book is of interest for climatologists, biologists and environmentalists.

П $\frac{1502000000-38}{069(02)-03}$

© Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, 2003

СОДЕРЖАНИЕ

Ю. А. Израэль, С. М. Семенов, В. И. Эскин. Парниковый эффект и его возможное антропогенное усиление 7

О. А. Анисимов, М. А. Белолуцкая. Влияние изменения климата на вечную мерзлоту: прогнозирование и оценка неопределенности 21

М. Софиев, М. С. Маклаклан, А. Масляев, Ф. Ваниа, М. В. Гальперин. К моделированию загрязнения региона озера Байкал полихлорбифенилами . 39

В. И. Егоров. Оценка эмиссии метана почвами тундры и лесотундры в России 58

С. Н. Котельников, В. А. Миляев, Е. В. Степанов. Содержание озона в приземном слое атмосферы курортных районов и крупных городов 64

Т. И. Моисеенко. Антропогенная изменчивость пресноводных экосистем и критерии оценки качества вод 72

Л. В. Разумовский. Применение факторного анализа для разработки биоиндикационных таблиц. 95

А. В. Пчелкин. Использование эпифитных лишайников для фонового экологического мониторинга регионального и континентального масштабов в России 111

В. С. Аржанова, В. П. Елпатьевская, П. В. Елпатьевский. Региональные аспекты индикационных возможностей эпифитов при осуществлении экологического мониторинга. 130

А. С. Керженцев, Т. В. Алексеева, А. О. Алексеев, С. В. Губин, С. А. Олейник, Н. Н. Зеленская, Д. В. Демин. Экотрон —физическая модель экосистемы . 157

Е. Н. Попова, С. М. Семенов. Влияние антропогенного азота на продуктивность сельскохозяйственных растений 180

В. В Шишов, А. В. Кирдянов. Реконструкция термических характеристик сезона роста по клеточным измерениям годичных колец с помощью методов теории классификации 200

В. В. Ясюкевич, Е. С. Гельвер. Потенциальный ареал малярии на территории России, определяемый фактором температуры: современные изменения . 217

Б. Б. Прохоров. Формирование теории антропоэкосистем 237

К. П. Куценогий, П. К. Куценогий. Комплексный мониторинг атмосферных аэрозолей Сибири 255

CONTENS

Yu. A. Izrael, S. M. Semenov, V. I. Eskin. The greenhouse effect and its possible anthropogenic augmentation 7

O. A. Anisimov, M. A. Belolutskaya. Climate change impacts on the permafrost: predictive modelling and uncertainties 21

M. Sofiev, M. S. McLachlan, A. Maslyaev, F. Wania, M. V. Galperin. On modelling the pollution of the lake Baikal region with polychlorinated biphenyls . . 39

V. I. Egorov. An assessment of methane emissions from tundra and forested tundra soils in Russia 58

S. N. Kotelnikov, V. A. Milyaev, E. V. Stepanov. Ground-level ozone content in the atmosphere of resort areas and large cities 64

T. I. Moiseenko. Anthropogenic variability in freshwater ecosystems and the criteria for water quality assessment 72

L. V. Rasumovsky. Application of the component analysis to the development of bio-indication tables 95

A. V. Pchelkin. Use of epiphytic lichens in background ecological monitoring at regional and continental scale in Russia 111

V. S. Arzhanova, V. P. Elpatyevskaya, P. V. Elpatyevskii. Regional aspects of the indication capacity of the epiphyts in the implementation of ecological monitoring. 130

A. S. Kerzhentsev, T. V. Alekseeva, A. O. Alekseev, S. V. Gubin, S. A. Oleynic, N. N. Zelenskaya, D. V. Demin. Ecotron: a physical analogue of an ecosystem. 157

E. N. Popova, S. M. Semenov. The influence of anthropogenic nitrogen on the productivity of agricultural plants 180

V. V. Shishov, A.V. Kirdiyanov. The reconctruction of growth season temperature characteristics with tree-ring cell measurements based on the methods of classification theory 200

V. V. Yasyukevich, E. S. Gelver. Temperature-determined potential range of malaria in Russia: current tendencies 217

B. B. Prokhorov. Towards a theory of the anthropoecosystems 237

K. P. Koutsenogii, P.K. Koutsenogii. Integrated monitoring of atmospheric aerosols of Siberia 255

ПАРНИКОВЫЙ ЭФФЕКТ И ЕГО ВОЗМОЖНОЕ АНТРОПОГЕННОЕ УСИЛЕНИЕ

Ю. А. Израэль, С. М. Семенов, В. И. Эскин

РФ, 107258 Москва, ул. Глебовская, д. 20Б, Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, Serguei.Semenov@mtu-net.ru

Реферат. Построена простая имитационная модель для расчета радиационного баланса Земли и антропогенного усиления парникового эффекта. Предложена процедура оценки параметров модели и произведена их оценка на основе данных Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК). Показано, как такого рода модели могут быть использованы для определения критических уровней содержания парниковых газов в атмосфере, а также приведен пример расчета таких уровней для диоксида азота, метана и закиси азота.

Ключевые слова. Атмосфера, парниковый эффект, антропогенное усиление, имитационная модель, критические уровни, парниковые газы.

THE GREENHOUSE EFFECT AND ITS POSSIBLE ANTHROPOGENIC AUGMENTATION

Yu. A. Izrael, S. M. Semenov, V. I. Eskin

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS, 20B, Glebovskaya str., 107258 Moscow, Russia, Serguei.Semenov@mtu-net.ru

Abstract. A simple simulation model for calculating the Earth's radiative budget and anthropogenic augmentation of the greenhouse effect is constructed. A procedure for estimating the model parameters based upon the data of Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) is proposed. It was shown how such models could be employed in determining the critical levels of greenhouse gas content in the atmosphere. An example of calculation of such levels for carbon dioxide, methane and nitrous dioxide is presented.

Keywords. Atmosphere, greenhouse effect, anthropogenic augmentation, simulation model, critical levels, greenhouse gases.

Введение

Основным естественным источником энергии на Земле является излучение Солнца. Его поток равен 342 Вт/м^2 (Climate Change 2001, 2001). Эндогенный поток энергии, исходящий из недр планеты, существенно меньше: $1—2 \cdot 10^{-6}$ кал/(см$^2 \cdot$ с), или 0,05—0,1 Вт/м^2 (Большая Советская Энциклопедия, 1952). Достаточно комфортные для человека температур-

ные условия на Земле сложились благодаря особым свойствам земной атмосферы, называемым „парниковыми". Для XX века значение 15,2 °С можно рассматривать как оценку средней глобальной температуры приповерхностного слоя. В отсутствие атмосферы это значение было бы существенно меньше — примерно на 33 °С (Climate Change 1994, 1995). Это объясняется тем, что атмосфера в гораздо большей степени прозрачна для коротковолнового излучения (в основном в этом диапазоне солнечная энергия поступает на Землю), чем для длинноволнового излучения (в основном в этом диапазоне энергия излучается земной поверхностью и атмосферой). В результате длинноволновое излучение в очень значительной степени задерживается, поглощается атмосферой и частично излучается в направлении поверхности Земли. Последнее и приводит к дополнительному нагреву земной поверхности по сравнению с ситуацией в отсутствие атмосферы. Таким образом, атмосфера играет роль своеобразной крыши парника — хорошо известного агротехнического сооружения, эффект которого основан на существенно различной прозрачности крыши для коротковолнового (солнечного) излучения и длинноволнового излучения, исходящего из внутренней среды парника.

Парниковые свойства атмосферы зависят от ее состава и в большой степени определяются наличием в ней воды в виде как водяного пара, так и облаков. Однако существует еще целый ряд веществ, в том числе газов, которые вносят вклад в парниковый эффект, — это, прежде всего, диоксид углерода CO_2, метан CH_4, закись азота N_2O, озон O_3, галогенизированные органические соединения. Из перечисленных веществ в наибольшем количестве в земной атмосфере представлен водяной пар — до 2 % (Climate Change 1995, 1996); содержание остальных существенно меньше — на порядок и более (Climate Change 2001, 2001). Однако именно на концентрациях последних существенно сказывается развитие мирового хозяйства. Ведь напрямую сколько-нибудь существенно изменить содержание соединений воды в атмосфере в глобальном масштабе человеку не под силу.

В связи с этим в кругах специалистов в последнее десятилетие интенсивно обсуждается вопрос о возможной величине антропогенного усиления парникового эффекта и темпе нарастания этого явления. При рассмотрении этого вопроса исследователи обычно исходят из заданного изменения глобального антропогенного выброса парниковых газов (ПГ) или же их химических предшественников в атмосферу. Далее через рассмотрение глобальных биогеохимических циклов этих веществ переходят к их атмосферным концентрациям, а затем через анализ потоков энергии в системе атмосфера—суша—океан — к климатическим последствиям (Climate Change 1995, 1996; Climate Change 2001, 2001).

Для выполнения такого рода расчетов используются сложные имитационные модели нашей планеты, описывающие все эти процессы и учитывающие существенные пространственные и временные неоднородности. Многие блоки таких моделей содержат существенные неопределенности.

Известна, например, проблема „неизвестного стока" ("unknown sink") CO_2 из атмосферы, что делает сценарные расчеты будущих уровней его содержания в атмосфере не совсем надежными.

В то же время запросы практики, связанные, в первую очередь, со статьей 2 Рамочной Конвенции ООН об изменении климата (РКИК), ясно обозначают потребности в оценке последствий тех или иных долгосрочных изменений *уровней* содержания парниковых газов в атмосфере, а не их *выбросов* в атмосферу. При этом такие оценки требуется выполнить в ближайшие годы и с достаточно высокой степенью определенности. В связи с этим мы считаем целесообразным несколько изменить методологический подход к проведению описанных выше сценарных расчетов. А именно, целесообразно развивать по отдельности два следующих класса имитационных моделей.

А. Модели „содержание ПГ в атмосфере — климат", которые описывали бы климат, складывающийся при заданном постоянном уровне содержания ПГ в атмосфере. С помощью таких моделей возможно, в частности, нащупать критические границы содержания ПГ, при долгосрочном выходе за которые происходят опасные изменения климатической системы (состояние ее определенных ключевых элементов переходит критические пороги).

Б. Модели „выбросы ПГ — содержание ПГ в атмосфере". С помощью этих моделей целесообразно, в частности, определять критические границы для антропогенных выбросов ПГ, нахождение в пределах которых обеспечивает нахождение их концентраций в долгосрочном плане в пределах соответствующих критических границ.

Критические границы содержания ПГ в атмосфере, определенные с помощью моделей класса А, являются, разумеется, модельным понятием. Они по определению зависят от наших представлений об опасном состоянии климатической системы Земли, а эти представления в значительной мере конвенционные, определяются согласием мирового сообщества. Однако как модельное рабочее понятие „критические границы" содержания ПГ весьма полезно. Оно позволяет оценивать данные мониторинга содержания ПГ в совершенно ясных терминах, а именно говорить о том, как далеки их измеренные концентрации от критической границы и как быстро они приближаются к критической границе. Это понятие также дает входную информацию для моделей типа Б, с помощью которых, в частности, определяются критические объемы антропогенных выбросов ПГ в атмосферу, т. е. исходная информация для принятия в перспективе политических и управленческих решений.

Цель данной работы — построить простейшую имитационную модель типа А для оценки антропогенного усиления парникового эффекта, оценить ее параметры по официальным данным Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК), а также показать с помощью этой модели пример определения критических границ для содержания в атмосфере трех важнейших парниковых газов — CO_2, CH_4 и N_2O.

Метод

Демонстрационная версия модели

Начнем изложение методологического подхода к построению имитационной модели типа А с обсуждения чрезвычайно упрощенной и поэтому далекой от реальности модели процессов прохождения солнечного излучения через атмосферу, его отражения, поглощения и излучения атмосферой и земной поверхностью. Несмотря на то что данная модель — подчеркнем это — далека от реальности, она позволит продемонстрировать суть подхода, на базе которого далее будет построена более реалистичная модель, пригодная для проведения практических расчетов.

Итак, в модели энергия переносится излучением только вертикально вверх или вниз. Атмосфера представляет собой один „тонкий слой", пропускающий весь поток солнечного, коротковолнового излучения S и поглощающий весь поток длинноволнового излучения L_0, испускаемый земной поверхностью (рис. 1 *а*).

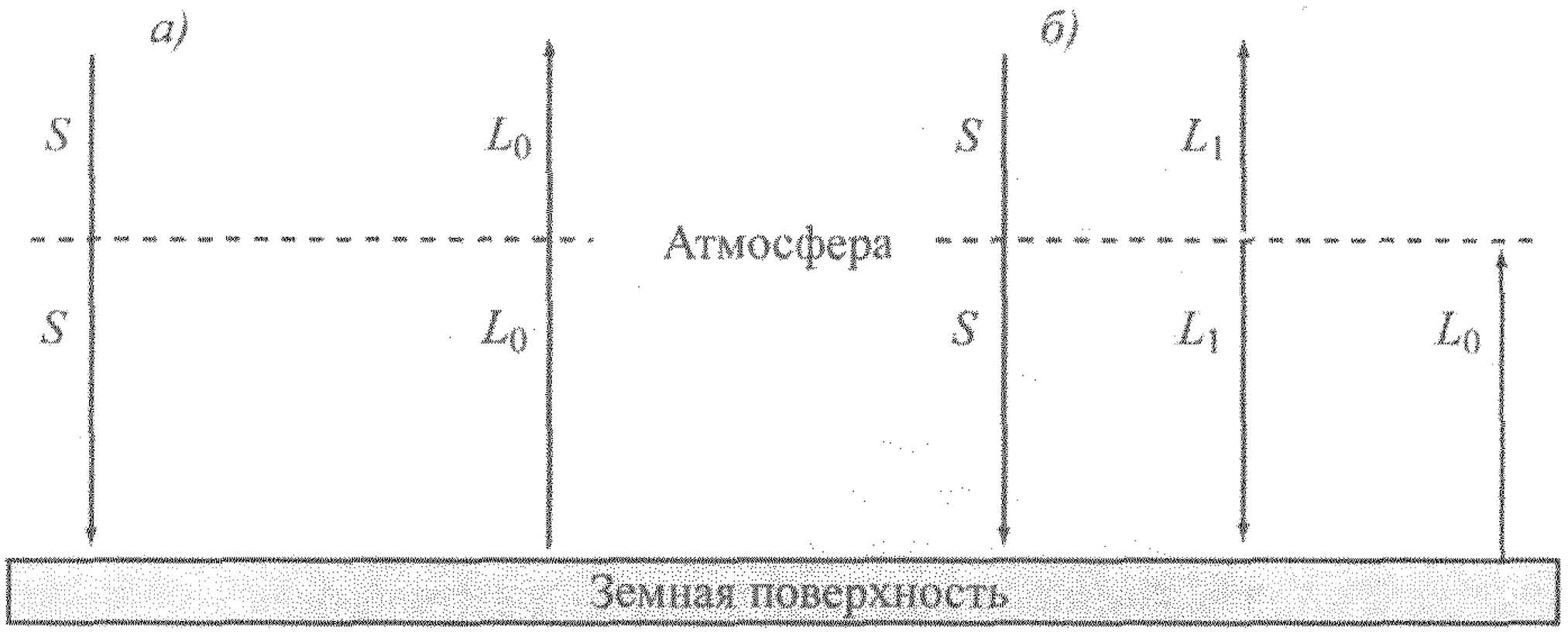


Рис. 1. Однослойная модель атмосферы. Потоки лучистой энергии на Земле в состоянии термодинамического равновесия.

а — в отсутствие атмосферы, *б* — при наличии „тонкого слоя" атмосферы.

В состоянии термодинамического равновесия в отсутствие атмосферы $L_0 = S$.

Состояние термодинамического равновесия при наличии атмосферы описывается двумя уравнениями радиационного баланса — для земной поверхности и атмосферы соответственно:

$$L_0 = S + L_1,$$

$$2L_1 = L_0,$$

где L_1 — поток энергии в длинноволновом диапазоне, излучаемой атмосферой в направлении земной поверхности и в космос (они равны, поскольк-

ку атмосфера в данной модели — тонкий слой) (рис. 1 *б*). Решая эту систему уравнений, получаем:

$$L_1 = S,$$
$$L_0 = 2S.$$

Таким образом, в рамках данной модели в состоянии термодинамического равновесия при наличии атмосферы поток лучистой энергии, испускаемый поверхностью Земли, в два раза больше, чем в отсутствие атмосферы. Следовательно, по закону Стефана—Больцмана при неизменных свойствах земной поверхности (степени ее „серости") абсолютная температура приповерхностного слоя при наличии атмосферы будет в $2^{1/4} \approx 1{,}2$ раза больше, чем в отсутствие атмосферы. Это и есть парниковый эффект, конечно, в рамках рассматриваемой предельно упрощенной модели.

Эта модель допускает естественное обобщение на случай „многослойной атмосферы", когда она состоит из $M > 1$ „тонких слоев", совершенно прозрачных для солнечного, коротковолнового излучения и совершенно непрозрачных для длинноволнового излучения (рис. 2). В состоянии термодинамического равновесия соблюдение радиационного баланса в каждом из M слоев, а также на земной поверхности приводит к следующей системе уравнений:

$$2L_M = L_{M-1},$$
$$2L_{M-1} = L_{M-2} + L_M,$$
$$\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots$$
$$2L_1 = L_0 + L_2,$$
$$L_0 = S + L_1,$$

где S — поток солнечного, коротковолнового излучения; L_0 — поток энергии, излучаемый земной поверхностью в длинноволновом диапазоне; L_m — поток энергии, излучаемый m-м атмосферным слоем вверх и вниз, $m = 1, 2, \ldots, M$. Решение этой системы уравнений имеет следующий вид:

$$L_m = (M - m + 1)S, \quad m = 0, 1, \ldots, M.$$

Таким образом, поток лучистой энергии, испускаемый земной поверхностью в состоянии термодинамического равновесия, есть $L_0 = (M + 1)S$. При этом по закону Стефана—Больцмана при неизменных свойствах земной поверхности (степени ее „серости") абсолютная температура приповерхностного слоя будет в $(M + 1)^{1/4}$ раза больше ее значения в ситуации отсутствия атмосферы, что и представляет собой парниковый эффект в рамках данной модели.

Следует отметить, что как исходная версия модели, так и только что рассмотренное обобщение имеют лишь демонстрационное значение. Они помогают пониманию явления на качественном уровне и далеки от реальности

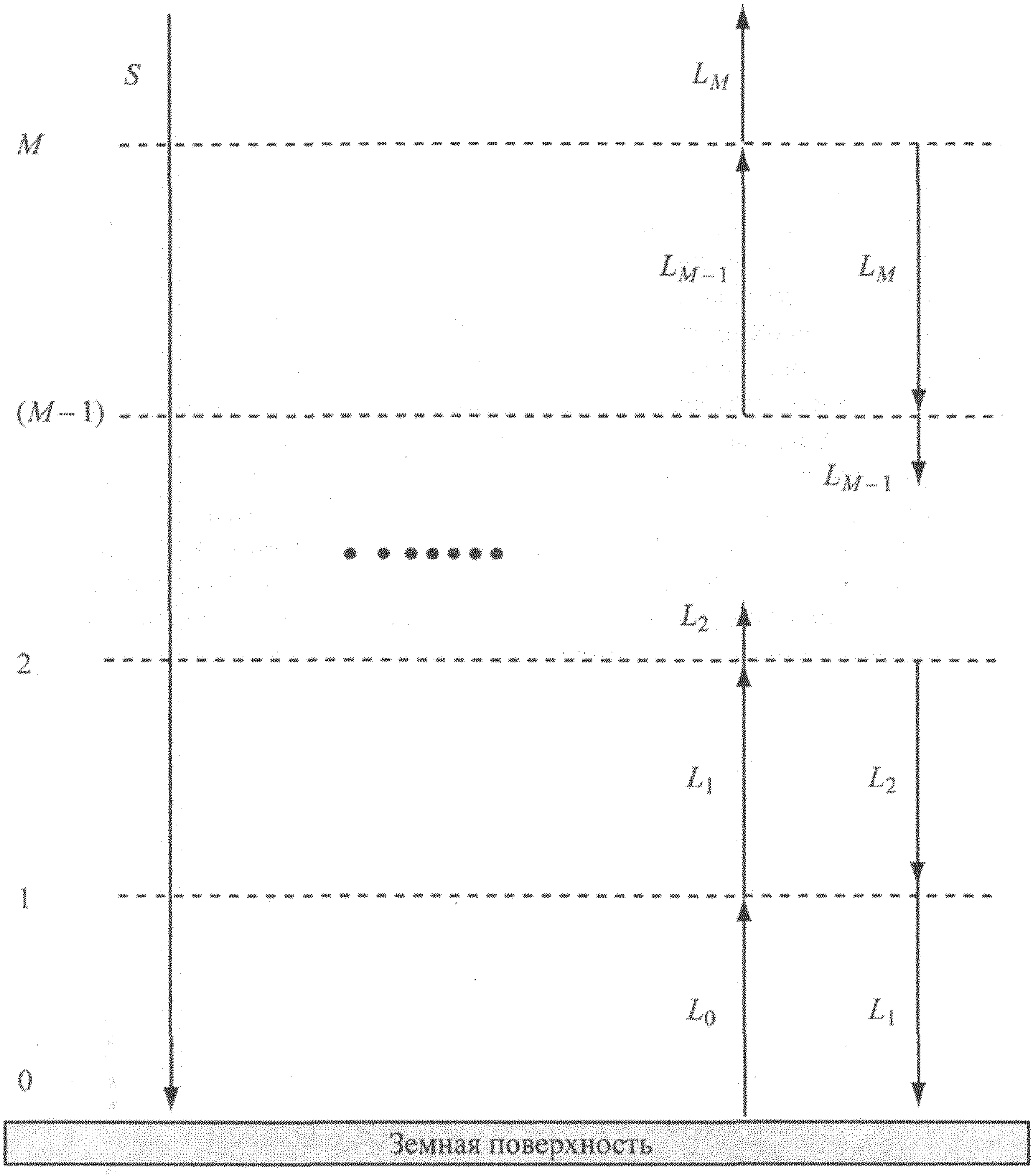


Рис. 2. Многослойная модель атмосферы. Потоки лучистой энергии на Земле в состоянии термодинамического равновесия.

в плане количественных оценок. В самом деле, поток излучения L_0, испускаемый поверхностью Земли, больше потока энергии L_M, излучаемого атмосферой в космос, в $M + 1$ раз. По оценкам МГЭИК (Climate Change 2001, 2001), первый поток равен 390 Вт/м^2, а второй — 195 Вт/м^2, т. е. $M + 1 = 2$, а $M = 1$, что соответствует атмосфере, состоящей из одного „тонкого слоя". Однако в этом случае потоки энергии, излучаемые атмосферой к поверхности Земли и в космос, должны быть равны. Они же, согласно упомянутому источнику, составляют 324 и 195 Вт/м^2, т. е. существенно различаются.

Последнее означает, что более реалистичная модель „многослойной атмосферы" должна базироваться на нескольких „тонких слоях", в определенной степени проницаемых как для коротковолнового, так и для длинноволнового излучения. Такая модель, в которой атмосферные слои обладают свойствами отражения, поглощения и пропускания потоков лучистой энергии, рассмотрена ниже.

Расчетная версия модели

Ниже излучение представлено всего двумя модельными типами: коротковолновое излучение и длинноволновое излучение. Изменение их спектрального состава в ходе моделируемых в работе процессов учитываться не будет. Из длинноволнового излучения исключены составляющие, длины волн которых соответствуют так называемым атмосферным окнам (atmospheric windows). Для них атмосфера в значительной мере прозрачна. Доля d_{win} этих составляющих в излучении земной поверхности составляет примерно 0,1. Соответственно в модели считается, что около 10 % потока излучения Земли беспрепятственно уходит с земной поверхности в космос (Climate Change 2001, 2001). Считается также, что обмен энергией в атмосфере происходит в основном посредством излучения, причем длины волн находятся вне атмосферных окон.

Предлагаемая имитационная модель является горизонтально однородной. Атмосфера представляется совокупностью M горизонтальных слоев, одинаковых в отношении способности отражения и поглощения коротковолнового излучения, а также поглощения длинноволнового излучения. Если считать, что эти свойства определяются плотностью воздуха, то реальные слои — аналоги модельных — будут иметь различную геометрическую толщину, но одинаковые оптические свойства. Первый от поверхности Земли модельный слой является аналогом реального атмосферного слоя 0—200 м. Учитывая зависимость плотности воздуха от высоты (Физические величины, 1991; Seinfeld, Pandis, 1998), следует положить $M = 42$. Тропопауза, средняя высота которой составляет примерно 13 км (оценено как средневзвешенное по данным из работы Александрова и др., 1992), соответствует слою $M_{tr} = 35$. Поверхность Земли — нулевой слой. Земная поверхность и атмосферные слои излучают энергию в длинноволновом диапазоне. При этом атмосферные слои считаются тонкими: потоки энергии, излучаемой ими вверх и вниз, считаются одинаковыми.

Обозначим поток солнечной энергии, достигающей земной атмосферы (342 Вт/м^2), через S. В модели обмен энергией между слоями происходит в вертикальном направлении путем излучения и поглощения лучистой энергии. Обозначим через $SU(m)$ и $SD(m)$ потоки коротковолнового излучения — соответственно восходящий от m-го слоя и нисходящий на m-й слой, а через $LU(m)$ и $LD(m)$ соответствующие потоки длинноволнового излучения (рис. 3). В модели учтены также потоки иной природы, уносящие энер-

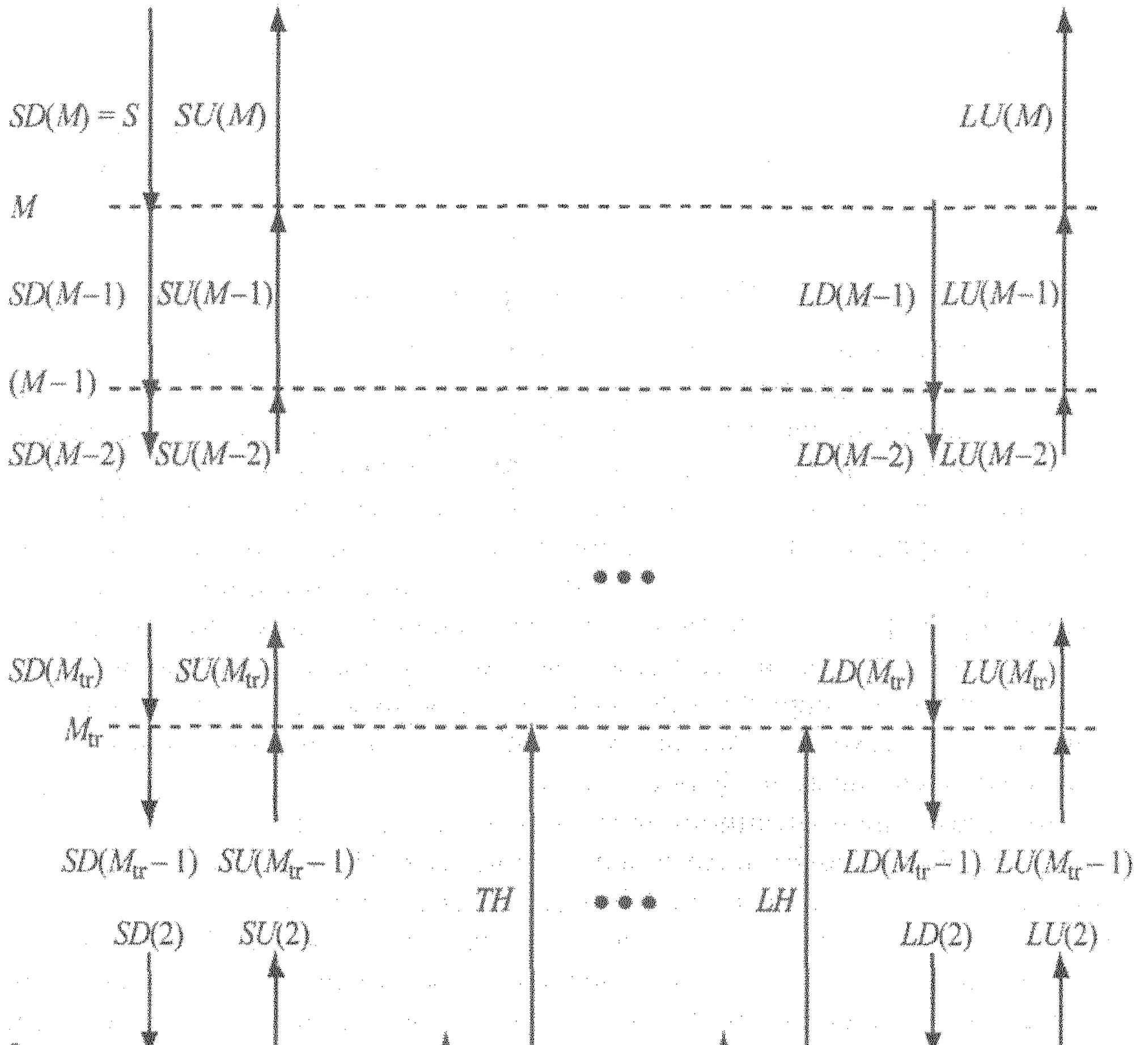


Рис. 3. Потоки энергии в расчетной версии модели.

гию в вертикальном направлении с земной поверхности в тропосферу, а именно связанные с термиками (TH_0) и со скрытым теплом (LH_0). Считается, что эти потоки в равных долях ($TH = TH_0 / M_{tr}$ и $LH = LH_0 / M_{tr}$ соответ-

ственно) поглощаются тропосферными слоями. Далее, обозначим коэффициент, характеризующий отражение коротковолнового излучения m-м слоем, через $a(m)$, а коэффициент, характеризующий пропускание (отношение потока проникшей через слой энергии к потоку неотраженной), — через $b(m)$. Коэффициент, характеризующий пропускание длинноволнового излучения, обозначим через $d(m)$. Считается, что длинноволновое излучение не обладает способностью отражаться. Для нулевого слоя, т. е. для земной поверхности, $a(0)$ есть альбедо, а коэффициенты $b(0)$ и $d(0)$ равны нулю, что соответствует полному отсутствию пропускания. Считается, что каждый атмосферный слой „тонкий", т. е. испускает длинноволновое излучение одинаково в обоих направлениях — вверх и вниз.

Уравнения, связывающие введенные потоки коротковолнового излучения, имеют следующий вид:

$$\begin{gathered} SU(0) = a(0)SD(0), \\ SU(m) = (1 - a(m))b(m)SU(m-1) + a(m)SD(m),\ 1 \le m \le M; \\ SD(m) = (1 - a(m+1))b(m+1)SD(m+1) + a(m+1)SU(m),\ 0 \le m \le (M-1); \\ SD(M) = S. \end{gathered} \tag{1}$$

Решив эту систему $2M$ линейных уравнений относительно $2M$ потоков $SU(m)$ и $SD(m)$, $m = 1, 2, \ldots, M$, можно, в частности, вычислить поток коротковолнового излучения $FS(m)$, поглощаемый каждым слоем:

$$\begin{gathered} FS(0) = (1 - a(0))SD(0), \\ FS(m) = (1 - a(m))(1 - b(m))(SD(m) + SU(m-1)), \quad 1 \le m \le M, \end{gathered}$$

а также значение суммарного потока коротковолнового излучения, поглощенного атмосферой: $FSA = FS(1) + FS(2) + \ldots + FS(M)$. Эта переменная понадобится далее при определении параметров модели.

Теперь можно найти аналогичные потоки длинноволнового излучения, решая следующую систему $2M$ линейных уравнений относительно $2M$ потоков $LU(m)$ и $LD(m)$, $m = 1, 2, \ldots, M$:

$$\begin{gathered} LU(0) = (1 - d_{\text{win}})(LD(0) + FS(0) - TH - LH), \\ LU(m) = d(m)LU(m-1) + \\ +0{,}5(FS(m) + (TH + LH)/M_{\text{tr}} + (1 - d(m))(LU(m-1) + LD(m))), 1 \le m \le M_{\text{tr}}; \\ LU(m) = d(m)LU(m-1) + \\ +0{,}5(FS(m) + (1 - d(m))(LU(m-1) + LD(m))),\ M_{\text{tr}} < m \le M; \\ LD(m) = d(m+1)LD(m+1) + \\ +0{,}5(FS(m+1) + (TH + LH)/M_{\text{tr}} + (1 - d(m+1))(LU(m) + LD(m+1))), \\ 1 \le m \le (M_{\text{tr}} - 1); \end{gathered} \tag{2}$$

$$LD(m) = d(m+1)LD(m+1) +$$

$$+0{,}5(FS(m+1) + (1 - d(m+1))(LU(m) + LD(m+1))),\ M_{tr} \le m \le (M-1);$$

$$LD(M) = 0.$$

Уравнения (1) и (2) составляют, по-видимому, минимальную модель, т. е. модель минимальной сложности, с помощью которой можно оценивать парниковый эффект и его изменения вследствие изменения свойств отражения — поглощения лучистой энергии атмосферой. Количественно его удобно характеризовать изменением потока длинноволнового излучения, испускаемого земной поверхностью $LU(0)$, который при неизменных свойствах поверхности пропорционален четвертой степени ее абсолютной температуры.

Описанная выше модель реализована в виде программы на языке FORTRAN. В данной работе использовался вариант модели, в котором параметры $a(m)$, $b(m)$ и $d(m)$ одинаковы при $m = 1, 2, \ldots, M$.

Результаты

МГЭИК в двух последних докладах об оценках (Climate Change 1995, 1996; Climate Change 2001, 2001) достаточно полно приводит количественные характеристики энергетического баланса Земли. Эти данные основаны на результатах работы Kiehl, Trenberth (1997). Значения параметров предлагаемой модели были определены так, чтобы модельный энергетический баланс был наиболее близок к принятому МГЭИК.

Во-первых, непосредственно из данных ТОД (Climate Change 2001, 2001) были оценены параметры $d_{win} = 0{,}103$ и $a(0) = 0{,}152$, а также значения переменных: $FSA = 67$ Вт/м^2, $S = 342$ Вт/м^2, $TH = 24$ Вт/м^2, $LH = 78$ Вт/м^2. Затем параметры a^*, b^* и d^* были подобраны так, чтобы в равновесном состоянии модельный вектор $\{SU(0), SD(0), SU(M), FSA, LU(0), LD(0), LU(M)\}$ был наиболее сходен с оценками МГЭИК. В качестве меры близости векторов использовалась метрика, задаваемая суммой модулей разности координат. Сходство модельного энергетического баланса, соответствующего этим значениям параметров, с принятыми МГЭИК оценками охарактеризовано данными табл. 1. Это сходство можно считать удовлетворительным. Отметим, что уже существуют более детализированные радиационные модели атмосферы, в том числе разработанные в России (см., например, Карнаухов, 2001). Однако мы не имеем возможности сопоставить их энергетические балансы с принятым МГЭИК.

Парниковые свойства атмосферы в модели определяются параметром d — это безразмерная величина. Его удобно представлять в виде $d = \exp(-A)$, где A — также безразмерная величина — определяется составом воздуха в виде линейной комбинации концентраций (c) парниковых соединений: $A = \Sigma a_i c_i$.

Таблица 1

Сходство потоков — составляющих модельного энергетического баланса — с оценками, приведенными в Climate Change 2001 (2001)

Переменная	Символ	Значение, Вт/м^2	
		модельное	принятое МГЭИК
Коротковолновое излучение			
отражаемое поверхностью Земли	$SU(0)$	30	30
достигающее поверхности Земли	$SD(0)$	196	198
уходящее обратно в космос	$SU(M)$	107	107
поглощаемое атмосферой в целом	FSA	69	67
Длинноволновое излучение			
испускаемое поверхностью Земли*	$LU(0)$	350	350
поглощаемое поверхностью Земли	$LD(0)$	326	324
уходящее в космос*	$LU(M)$	195	195

* Длинноволновое излучение за исключением потока, приходящегося на атмосферные окна.

По оценкам МГЭИК (Climate Change 2001, 2001), увеличение концентраций CO_2, CH_4 и N_2O с доиндустриальных времен (примерно 1750 г.) до 1990-х годов составило соответственно 87, 1,06 и 0,046 ppm. При этом это изменение состава атмосферы вызвало увеличение так называемого радиационного воздействия (radiative forcing) соответственно на 1,46, 0,48 и 0,15 Вт/м^2. В нашей модели ему соответствует поток $(SD(M_{tr}) + LD(M_{tr}))$, т. е. суммарный поток нисходящего излучения, поступающий на границу тропопаузы. Как показал расчет с помощью построенной расчетной модели, такому увеличению радиационного воздействия соответствует увеличение A соответственно на 0,00249, 0,00082 и 0,00026. Следовательно,

$$\alpha_{CO_2} = 2{,}86 \cdot 10^{-5}\ \text{ppm}^{-1}, \alpha_{CH_4} = 7{,}74 \cdot 10^{-4}\ \text{ppm}^{-1}, \alpha_{N_2O} = 5{,}65 \cdot 10^{-3}\ \text{ppm}^{-1}.$$

Модельный эксперимент показал, что в интервале $0 < \Delta A < 0{,}00847$, соответствующем интервалу температур от 15,15 до 18,15 °С, зависимость ΔT от ΔA практически линейная: $\Delta T = 354{,}2 \cdot \Delta A$. Таким образом, для такого увеличения концентраций, для которого $\Delta A < 0{,}00847$, при расчете усиления парникового эффекта можно пользоваться формулой

$$\Delta T = 0{,}01 \cdot \Delta c_{CO_2} + 0{,}3 \cdot \Delta c_{CH_4} + 2{,}0 \cdot \Delta c_{N_2O},$$

где Δc — изменение концентрации по отношению к современному уровню (ppm), а ΔT — изменение температуры поверхности Земли (градусы Цельсия).

Увеличению равновесного значения температуры $\Delta T = 3$ °C соответствуют $\Delta c_{CO_2} = 300$, $\Delta c_{CH_4} = 10$ и $\Delta c_{N_2O} = 1{,}5$ ppm (при увеличении концентрации каждого из газов в отдельности). Учитывая современные концентрации указанных газов (365, 1,75 и 0,31 ppm соответственно) в 1984—1994 гг. (Climate Change 2001, 2001) и темпы роста (0,4, 0,6 и 0,25 % в год соответственно) (Climate Change 1995, 1996), наиболее серьезной проблемой следует считать увеличение концентрации CO_2. Ведь при сохранении современных темпов прироста содержания парниковых газов в атмосфере при неизменных прочих условиях критическое значение будет достигнуто примерно через 100 лет. При этом температура будет повышаться, и через определенное время ΔT превысит 3 °C, что, согласно Третьему оценочному докладу (ТОД), в долгосрочном плане вызовет исчезновение ледового покрова Гренландии (Climate Change 2001, 2001).

Итак, в данной работе предложена минимальная горизонтально однородная имитационная модель атмосферы, позволяющая вычислять компоненты глобального радиационного баланса Земли в состоянии термодинамического равновесия. В модели атмосфера представлена как система горизонтальных слоев, имеющих различную геометрическую толщину, но одинаковые оптические свойства. Модель имеет три параметра, характеризующие способность слоя отражать и пропускать коротковолновое излучение, а также пропускать длинноволновое излучение. Эти параметры были подобраны так, чтобы модельный радиационный баланс в наибольшей степени соответствовал принятому МГЭИК в Третьем оценочном докладе. При этом достигнута удовлетворительная степень сходства. Модель позволила получить в линейном приближении зависимость изменения температуры приповерхностного слоя от увеличения содержания в атмосфере трех парниковых газов — диоксида углерода CO_2, метана CH_4 и закиси азота N_2O. В представленном примере расчета, в котором за критический порог увеличения современной температуры было принято значение 3 °C (как отмечено в ТОД, такое потепление в долгосрочном плане соответствует исчезновению ледового покрова Гренландии), полученная зависимость дает следующее ограничение для долговременных уровней концентрации (ppm) рассматриваемых парниковых газов:

$$\Delta c_{CO_2} /300 + \Delta c_{CH_4} /10 + \Delta c_{N_2O} /1{,}5 \le 1.$$

Обсуждение

Базовая концепция максимально допустимого (опасного) уровня антропогенного воздействия на планетарную систему была выдвинута Ю. А. Израэлем (Izrael, 1983). В приложение к рассматриваемому случаю — к ограничению концентраций парниковых газов в атмосфере — на ее основе может быть предложен следующий трехэтапный подход к количественному определению критических границ для долговременных уровней содержания парниковых газов в атмосфере.

На первом этапе определяются ключевые элементы климатической системы, устойчивое функционирование которых должно быть обязательно сохранено. Классифицируя такие элементы, целесообразно, прежде всего, подразделить их на три группы в соответствии с их функцией (FUNCTION). Эти функции могут быть следующими:

— климатообразующие (например, у вечной мерзлоты или океанических течений);

— социально-экономические (например, поддержание условий для производства сельскохозяйственной продукции, для здоровья населения);

— биосферные (например, поддержание биогеохимических циклов и обеспечение функционирования уникальных экосистем).

Вторая классификация предполагает разделение в соответствии с пространственным масштабом (SCALE): локальный (до 100 км), региональный (100—1000 км), глобальный (более 1000 км). Выходом этого этапа является, таким образом, таблица FUNCTION × SCALE, в каждой ячейке которой содержатся перечень соответствующих ключевых элементов климатической системы, а также критерии их устойчивого функционирования.

На втором этапе для выбранных ключевых элементов определяются критические границы состояния климата, при выходе за которые какой-либо из выбранных ключевых элементов не сможет устойчиво функционировать в долгосрочном плане.

На третьем этапе определяются критические границы для содержания парниковых газов в атмосфере, выход за которые в долгосрочном плане влечет за собой выход состояния климата за критические границы, определенные на предыдущем, втором этапе.

Если первый этап в значительной степени должен базироваться на конвенционном подходе, т. е. на согласии мирового сообщества, то на втором и третьем этапах необходим естественно-научный подход, в частности применение моделей.

В данной работе мы лишь изложили общий подход и привели пример вычисления критических уровней. А именно, приведен пример вычисления критических границ для содержания в атмосфере трех парниковых газов — CO_2, CH_4 и N_2O. В качестве ключевого элемента для примера выбран только один элемент климатической системы — ледовый покров Гренландии. Это элемент регионального масштаба, имеющий климатообразующую функцию.

Осуществление в полном объеме всего необходимого комплекса исследований, описанного выше, потребует значительного времени. Необходимо привлечение большой группы специалистов и мощных современных вычислительных средств. Особенное внимание следует обратить на неопределенность получаемых оценок критических уровней, являющуюся следствием как неточности модели, так и региональных особенностей чувствительности климатической системы.

Благодарность

Авторы благодарят Г. В. Грузу, Б. А. Кухта, В. А. Ветрова и Н. А. Зайцеву за полезные обсуждения проблемы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Александров Э. Л., Израэль Ю. А., Кароль И. Л., Хргиан А. Х., 1992. Озонный щит Земли и его изменения. — СПб.: Гидрометеоиздат — 288 с.

Большая Советская Энциклопедия, 1952, т. 17, с. 3—11.

Карнаухов А. В., 2001. Роль биосферы в формировании климата Земли. Парниковая катастрофа. — Биофизика, т. 46, вып. 6, с. 1138—1149.

Физические величины, 1991. — М.: Энергоатомиздат. — 1194 с.

Climate Change 1994. 1995. Radiative Forcing of Climate Change and Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios (Houghton J. T., Meira Filho L. G., Bruce J. et al., editors). — Cambridge University Press. — 339 p.

Climate Change 1995. 1996. The science of climate change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (Houghton J. T., Meira Filho L. G., Callander B. A. et al., editors).— Cambridge University Press. — 572 p.

Climate Change 2001. 2001. The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (Houghton J. T., Ding Y., Griggs D. J. et al., editors). — Cambridge University Press. — 881 p.

Izrael Yu. A., 1983. Ecology and Control of the Natural Environment. — Kluwer. — 400 p.

Kiehl J. T., Trenberth K. E., 1997. Earth's annual global mean budget. — Bull. Amer. Met. Soc., vol. 78, No 2, p. 197—207.

Seinfeld J. S., Pandis S. N., 1998. Atmospheric Chemistry and Physics. — Wiley. — 1293 p.

ВЛИЯНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА НА ВЕЧНУЮ МЕРЗЛОТУ: ПРОГНОЗИРОВАНИЕ И ОЦЕНКА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

О. А. Анисимов, М. А. Белолуцкая

РФ, 199053 Санкт-Петербург, 2-я линия В. О., 23, Государственный гидрологический институт, oleg@oa7661.spb.edu

Реферат. По имеющимся оценкам, глобальное изменение климата будет наиболее интенсивным в области высоких широт северного полушария и вызовет заметные изменения вечной мерзлоты. Проводится сравнение прогнозов распространения приповерхностных многолетнемерзлых пород и глубины сезонного протаивания по континентам северного полушария для нескольких модельных сценариев климата будущего. Рассматриваются последовательные этапы сокращения площади распространения приповерхностной вечной мерзлоты для временных срезов вблизи 2025, 2050, 2075 и 2100 гг. Оценивается влияние неклиматических факторов и проводится анализ неопределенностей мерзлотного прогноза. Обсуждаются результаты количественных оценок эффектов термической инерции при таянии вечной мерзлоты.

Ключевые слова. Вечная мерзлота, изменение климата, прогноз, неопределенность.

CLIMATE CHANGE IMPACTS ON THE PERMAFROST: PREDICTIVE MODELLING AND UNCERTAINTIES

O. A. Anisimov, M. A. Belolutskaya

State Hydrological Institute, 23, Second Line V.O., 199053 St. Petersburg, Russia, oleg@oa7661.spb.edu

Abstract. Many studies predict that climate change will be more pronounced in the high latitudes of the Northern Hemisphere and will have noticeable impact on permafrost. This study compares predicted depth of seasonal thawing and distribution of near-surface permafrost over the continents of the Northern Hemisphere under several GCM-based scenarios of climate change. Consecutive reduction of the permafrost area for the time slices about 2025, 2050, 2075, and 2100 is analysed. Uncertainties and effects of thermal inertia are discussed.

Keywords. Permafrost, climatic change, predictive scenarios, uncertainty.

Введение

Анализ данных инструментальных измерений свидетельствует о продолжающемся повышении средней глобальной температуры воздуха

(Folland, Karl, 2001). По оценкам Международной группы экспертов по изменению климата (часто цитируемой по англоязычной аббревиатуре IPCC), повышение глобальной температуры в XX веке превысило ее изменения за последнюю тысячу лет и составило 0,6 °С; период с 1991 по 2000 г. был самым теплым десятилетием, а 1998 г. — самым теплым годом за полтора века инструментальных наблюдений (Houghton et al., 2001). Имеющиеся прогнозы свидетельствуют о возможности дальнейшего повышения глобальной температуры воздуха на несколько градусов в течение XXI столетия. Конкретные оценки различаются между собой, однако большинство прогнозов по моделям теории климата предсказывают более сильное потепление в высоких широтах северного полушария по сравнению с другими регионами мира (Cubasch, Meehl, 2001). Аналогичный вывод следует и из анализа данных наблюдений (Анисимов, Белолуцкая, 2002; Анисимов, Поляков, 1999; Anisimov, 2001; Folland, Karl, 2001; Serreze et al., 2000).

Предстоящее потепление приведет прежде всего к изменению природных ландшафтов и экосистем Крайнего Севера (Анисимов и др., 2003). Важным регулятором таких изменений является вечная мерзлота. На первый взгляд, качественная картина изменения вечной мерзлоты в условиях глобального потепления представляется достаточно ясной. Более высокая температура воздуха как в зимний, так и в летний период будет способствовать повышению температуры мерзлых грунтов и более глубокому сезонному протаиванию. На периферийных участках по достижении некоторой критической глубины протаивания произойдет отрыв мерзлых толщ от поверхности, вечная мерзлота перейдет в реликтовую форму, над ней образуется талый слой, толщина которого со временем будет увеличиваться, и над этим слоем возникнет слой сезонного промерзания. Аналогичные процессы могут иметь место не только вблизи южной границы, но и на отдельных участках в зонах прерывистого и даже сплошного распространения многолетнемерзлых пород, где местные условия способствуют глубокому сезонному протаиванию. В результате произойдет сокращение площади распространения приповерхностной вечной мерзлоты, часть ее перейдет в реликтовую форму, а там, где она сохранится, увеличится глубина сезонного протаивания. В ряде предшествующих работ были даны количественные оценки этих процессов (Гарагуля, Ершов, 2000; Гречищев, 1997) и построены геокриологические карты России (Величко, Нечаев, 1992; Павлов, 1997) и всего северного полушария для нескольких модельных прогнозов изменения климата (Анисимов, Нельсон, 1997; Анисимов, Нельсон, 1998; Анисимов и др., 1999; Anisimov, Nelson, 1997; Anisimov et al., 1997).

Такой сценарий в общих чертах подтверждается имевшими место на протяжении XX века регрессиями и трансгрессиями вечной мерзлоты, следовавшими с некоторым запозданием за периодами потепления 30-х годов и похолодания 50-х (Anisimov et al., 2002). Вместе с тем реальная картина может заметно отличаться от данной схемы за счет влияния снежного по-

крова, гидрологических и почвенных факторов и, в особенности, растительности. Как известно, снег оказывает отепляющее воздействие, повышая температуру поверхности почвы и сглаживая резкие температурные колебания. Некоторое увеличение осадков, прогнозируемое в условиях будущего климата, может, таким образом, усилить первоначальный эффект потепления. Влияние гидрологических факторов на вечную мерзлоту более сложно. Вода и лед проводят тепло лучше, чем сухая почва, поэтому увеличение влажности и льдистости почвы приводит к росту теплооборотов как в теплый, так и в холодный период года. Значительная часть тепла расходуется на фазовые переходы, и однозначную зависимость между влажностью почвы и глубиной сезонного протаивания установить сложно. Несомненно лишь, что улучшение условий инфильтрации и дренирования способствует увеличению глубины сезонного протаивания вечной мерзлоты. И наконец, растительность, в особенности низший мохово-торфяной слой (в дальнейшем называемый органическим), по-видимому, играет наибольшую роль в регуляции взаимодействия изменяющегося климата и вечной мерзлоты, являясь мощным теплоизолятором, свойства которого меняются в течение года.

Ниже рассматриваются математические модели, при помощи которых рассчитывается отклик вечной мерзлоты северного полушария на происходящее потепление. Проводится сравнение прогнозов распространения приповерхностных многолетнемерзлых пород и глубины сезонного протаивания по континентам северного полушария для нескольких сценариев климата будущего; рассматриваются последовательные этапы сокращения площади распространения приповерхностной вечной мерзлоты для временных срезов вблизи 2025, 2050, 2075 и 2100 гг. Приводятся количественные оценки эффектов термической инерции при таянии вечной мерзлоты. Полученные на основе расчетов по динамической модели, они впервые позволяют построить транзитивный сценарий эволюции криолитозоны в XXI веке. В заключительной части оценивается влияние неклиматических факторов и проводится анализ неопределенностей мерзлотного прогноза.

Методы

Для расчета площади распространения вечной мерзлоты была применена достаточно простая стационарная модель (Анисимов, Нельсон, 1990; Анисимов, Нельсон, 1998; Nelson, Outcalt, 1987). Влияние термической инерции, снежного покрова, влажности почвы и растительности на глубину сезонного протаивания в условиях глобального потепления оценивалось на основе расчетов по разработанной в Государственном гидрологическом институте динамической модели тепло- и влагопереноса в системе мерзлый грунт — протаявший слой — растительность — снег — атмосфера. Для проведения расчетов по моделям использовались ряды наблюдений на метеостанциях (динамическая модель) и многолетние нормы темпера-

ры воздуха и осадков в узлах регулярной сетки с разрешением 0,5° по широте и долготе (стационарная модель) из базы данных вычислительно-информационной системы ГеоИнф Государственного гидрологического института (Анисимов, Белолуцкая, 2001; Анисимов, Поляков, 1998).

Стационарная модель основана на расчете почвенно-мерзлотного индекса $F_{\text{п}}$:

$$F_{\text{п}} = \frac{\sqrt{\sum T_{\text{п}}^{-}}}{\sqrt{\sum T_{\text{п}}^{-}} + \sqrt{\sum T_{\text{п}}^{+}}}, \qquad (1)$$

где $\sum T_{\text{п}}^{-}$ и $\sum T_{\text{п}}^{+}$ — суммы температур поверхности почвы (градусо-дни) за холодный и теплый период года, корректный расчет которых при наличии снежного покрова представляет собой достаточно сложную задачу. Для ее решения рассчитывается изменение амплитуды колебаний температуры в слое снега, описываемое следующим выражением (Анисимов, Нельсон, 1998):

$$A_{\text{п}} = A_{\text{в}} \exp\left(-z_{\text{сн}} \sqrt{\frac{\pi}{\alpha_{\text{сн}} P}} \right). \qquad (2)$$

Здесь $A_{\text{п}}$ и $A_{\text{в}}$ — годовые амплитуды температуры почвы и воздуха, $z_{\text{сн}}$ и $\alpha_{\text{сн}}$ — средняя за зиму высота и коэффициент температуропроводности снега, P — продолжительность года.

Средняя за зиму высота снега рассчитывается как взвешенная сумма по месяцам:

$$z_{\text{сн}} = \sin^2 \phi \, \frac{1}{k} \left\{ \sum_{i=1}^{k} \frac{r_i}{\rho_{\text{о}}} [k - (i-1)] \right\}, \qquad (3)$$

где k — число месяцев со снегом, r_i — сумма осадков в месяце с номером i, $\rho_{\text{о}}$ — относительная (безразмерная) плотность снега, ϕ — географическая широта. Тригонометрический множитель дает поправку на уменьшение высоты снега за счет зимних оттепелей, приближающуюся к единице с увеличением широты.

Коэффициент температуропроводности снега рассчитывается через коэффициент теплопроводности $\lambda_{\text{сн}}$, плотность $\rho_{\text{сн}}$ и теплоемкость $c_{\text{сн}}$ по следующей формуле:

$$\alpha_{\text{сн}} = \frac{\lambda_{\text{сн}}}{\rho_{\text{сн}} c_{\text{сн}}}. \qquad (4)$$

Модель, математическую формулировку которой составляют формулы (1)—(4), позволяет оценивать термический режим поверхности почвы и

прогнозировать распространение вечной мерзлоты, поскольку эмпирически установлено, что изолинии почвенно-мерзлотного индекса 0,50; 0,60 и 0,67 с высокой степенью точности соответствуют границам островной, прерывистой и сплошной криолитозоны (Анисимов, Нельсон, 1990; Анисимов, Нельсон, 1998; Nelson, Outcalt, 1987). На входе модели задаются среднемесячные температуры воздуха и осадков для всех месяцев года. Для проведения расчетов использовались месячные нормы этих двух параметров в узлах регулярной глобальной сетки с разрешением 0,5° по широте и долготе из базы данных ГеоИнф (Анисимов, Поляков, 1998). В прогностических расчетах на современные климатические нормы накладывались прогнозы изменения климата по трем транзитивным моделям общей циркуляции (GFDL, HadCM, ECHAM), имеющие более грубое пространственное разрешение (Cubasch, Meehl, 2001).

Динамическая модель имеет значительно более сложную структуру. Ее основу составляют два блока, обеспечивающие совместное решение уравнения энергетического баланса подстилающей поверхности, уравнения переноса тепла в слое снега и почве и уравнения баланса влаги. В первом из блоков, который можно назвать гидрометеорологическим, на каждом временном шаге рассчитывается равновесная температура дневной поверхности, под которой понимается поверхность снега или же, при его отсутствии, поверхность почвы. В этом блоке также рассчитывается текущее значение влажности почвы, которое затем используется для уточнения значений ее основных теплофизических характеристик по полуэмпирическим соотношениям, предложенным А. В. Павловым (1979).

Во втором блоке решается задача переноса тепла в многослойной среде с меняющимися по глубине теплофизическими параметрами и подвижными фазовыми фронтами. В общем случае это среда, состоящая из снежного покрова, растительности, органического слоя и двух слоев мерзлой почвы, между которыми расположен протаявший слой. В этом блоке на каждом временном шаге рассчитывается вертикальный профиль температуры и глубина фронтов фазовых переходов, или иными словами глубина протаивания или промерзания и мощность талого слоя, если таковой образовался в предшествующие годы.

Основу гидрометеорологического блока составляют уравнения теплового и водного баланса. Уравнение теплового баланса имеет вид

$$Q(1-\alpha) - E_{эф}(T_д) - P_т(T_д) - B(T_д) - LE(T_д) = 0. \qquad (5)$$

Здесь Q — приходящая солнечная радиация, α — альбедо, $E_{эф}$ — эффективное излучение подстилающей поверхности, $P_т$ — турбулентный поток тепла, B — поток тепла в почву, LE — затраты тепла на испарение, $T_д$ — температура дневной поверхности.

Для расчета эффективного излучения подстилающей поверхности в модели использовалась полуэмпирическая формула

$$E_{эф}(T_д) = E^0_{эф}(T_д)(1 - 0{,}79n) + 4\delta\sigma T^3 (T_д - T_в). \quad (6)$$

Здесь n — балльность облачности (в долях единицы); δ — излучательная способность подстилающей поверхности, принимаемая равной 0,95; σ — постоянная Стефана—Больцмана, равная $5{,}67 \cdot 10^{-8}$ Вт/(м^2 · °С); $T_в$ — температура воздуха; $E^0_{эф}(T_д)$ — эффективное излучение безоблачного неба, задаваемое уравнением

$$E^0_{эф}(T_д) = \delta\sigma T^4 (0{,}39 - 0{,}058e^{1/2}), \quad (7)$$

где e — упругость водяного пара (мб).

Уравнения (6) и (7) выведены эмпирическим путем и могут иметь несколько различную форму (Будыко, 1974; Brutsaert, 1982). Существенно лишь, чтобы уравнения учитывали имеющуюся сильную зависимость эффективного излучения от влажности воздуха и облачности и удовлетворяли эмпирическим данным.

Турбулентный поток рассчитывается при помощи полуэмпирических формул, основанных на представлении о том, что турбулентный перенос пропорционален градиенту температуры в приземном слое, скорости ветра у поверхности и обратно пропорционален ее шероховатости:

$$P_т(T_д) = \rho_в c_в \nu D_т (T_д - T_в). \quad (8)$$

Здесь $\rho_в$ — плотность воздуха (кг/м^3); $c_в$ — удельная теплоемкость воздуха (Дж/(кг · °С)); ν — скорость ветра (м/с); $D_т$ — безразмерный коэффициент, значение которого для характерных условий заснеженной равнинной местности принимается равным 0,0015 (Stull, 1988). Будыко (1974) предложил объединить коэффициент $D_т$ со скоростью ветра в один параметр — коэффициент внешней диффузии D_ν, который к северу от 60° широты можно считать равным 0,0063 м/с. Коэффициент внешней диффузии использовался в расчетах по динамической модели в тех случаях, когда отсутствовали данные о скорости ветра.

Поток тепла в почву $B(T_д)$ рассчитывался через градиент температуры в верхнем слое, определяемый в процессе итерационного совместного решения уравнения теплового баланса и переноса тепла в подстилающей поверхности, и коэффициент теплопроводности верхнего слоя λ по следующей формуле:

$$B = \lambda \frac{dT}{dz}. \quad (9)$$

Затраты тепла на испарение рассчитывали исходя из предположения о том, что испарение E равно испаряемости E_0 (т. е. испарению с открытой водной поверхности), если влажность почвы превышает некоторую критическую величину w_k, и пропорционально влажности почвы в противном случае:

$$E = E_0, \text{ если } w > w_k,$$
$$E = E_0 w/w_k, \text{ если } w \le w_k. \quad (10)$$

Для почвы в области распространения вечной мерзлоты величина критической влажности w_k принята равной 200 мм/м (Будыко, 1974).

Испаряемость E_0 рассчитывается по следующей формуле:

$$E_0 = \rho_в \nu D_т (e_0 - e), \quad (11)$$

где e_0 — упругость водяного пара при насыщении, определяемая формулой Магнуса

$$e_0 = 6{,}11 \exp((17{,}57 T_д)/(241{,}9 + T_д)). \quad (12)$$

Влажность почвы в верхнем протаявшем слое толщиной z_t на каждом временном шаге рассчитывается из уравнения баланса влаги, которое имеет вид

$$z_t \frac{dw}{dt} = R - E - f. \quad (13)$$

В соответствии с этим уравнением изменение влажности почвы во времени равно осадкам R за вычетом испарения E и стока f. Для замыкания уравнения используется эмпирическое соотношение, связывающее осадки со стоком:

$$f = R \frac{w}{w_k} \sqrt{m^2 \left[1 - \left(1 - \frac{E_0}{R}\right)^2\right] + \left(1 - \frac{E_0}{R}\right)^2}, \text{ если } R > E_0,$$
$$f = mRw/w_k, \text{ если } R \le E_0. \quad (14)$$

Здесь m — эмпирический множитель, значение которого для высоких широт можно принять равным 0,2.

Соотношения (10)—(14) были впервые выведены М. И. Будыко для расчета испарения в естественных условиях (Будыко, 1974).

Уравнения (5)—(14) составляют математическую основу метеорологического блока динамической модели. В результате их решения рассчитывается температура дневной поверхности, которая является граничным условием для уравнения теплопроводности, и влажность почвы, с использованием которой рассчитываются теплофизические свойства почвы, корректируемые на каждом временном шаге.

Математическую основу второго блока модели составляет уравнение теплопроводности, имеющее вид

$$\rho c \frac{dT}{dt} = \frac{d}{dz}\left(\lambda \frac{dT}{dz}\right). \quad (15)$$

Граничными условиями для уравнения теплопроводности являются равенство нулю температуры на нижней границе вечной мерзлоты и рассчитываемая в метеорологическом блоке температура дневной поверхности. В начальный момент времени задается также профиль температуры почвы. При решении уравнения теплопроводности учитывается наличие в почве мерзлых и талых слоев и фазовых границ между ними, изменение глубины которых описывается следующим уравнением:

$$\frac{dz_j}{dt} = (-1)^{j+1} \frac{1}{wL}\left(\lambda_т \frac{dT}{dz}\bigg|_{z=z_j+0} - \lambda_м \frac{dT}{dz}\bigg|_{z=z_j-0} \right), \qquad (16)$$

где z_j — положение границы раздела фаз с номером j; $\lambda_т$ и $\lambda_м$ — коэффициенты теплопроводности талой и мерзлой почвы. Уравнение отражает тот факт, что скорость движения границы раздела фаз пропорциональна разности потоков тепла в талом и мерзлом слое и обратно пропорциональна затрачиваемому теплу фазового перехода.

При проведении расчетов предполагается, что зимой льдистость почвы остается неизменной. Весной, когда за счет положительного радиационного баланса расчетная равновесная температура дневной поверхности становится положительной, начинается расчет снеготаяния, который осуществляется по следующей схеме. Временной шаг модели принудительно уменьшается до одних суток (обычно в зимний период достаточно задавать шаг по времени 10 сут). Температура дневной поверхности задается равной нулю, и рассчитывается невязка уравнения теплового баланса. Полученная величина рассматривается как энергия, которая затрачивается на нагревание снежного покрова до нуля и на таяние снега; таким образом рассчитывается дневное снеготаяние. Принимается, что образующаяся при этом влага просачивается в верхний 10-сантиметровый слой почвы, где замерзает, увеличивая ее льдистость, или стекает, в случае если льдистость верхнего слоя почвы уже максимальная для данного типа почвы. Расчет продолжается до тех пор, пока весь снег не растает, после чего модель переходит в режим формирования сезонноталого слоя почвы.

Особенность режима формирования сезонноталого слоя почвы заключается в том, что в почвенном влагообмене участвует лишь доступная влага в протаявшем к данному дню слое почвы, что отличает данную модель от ее аналогов (Goodrich, 1978; Hinzman et al., 1998; Waelbroeck, 1993), которые сразу после начала протаивания предполагают возможность влагообмена в верхнем метровом слое почвы. В результате модель более адекватно описывает динамику почвенного влагообмена, и теплофизические характеристики почвы, зависящие от ее влагосодержания, определяются с большей точностью.

Результаты

Площади распространения сплошной, прерывистой и островной приповерхностной вечной мерзлоты в северном полушарии, рассчитанные при помощи стационарной модели для современного и прогнозируемого на середину XXI века климата, приведены в табл. 1. Обращает на себя внимание то, что в относительном выражении прогнозируемое сокращение площади распространения приповерхностной вечной мерзлоты в Северной Америке вдвое меньше, чем в Евразии (4 —9 и 13—22 %), при том что ожидаемые изменения температуры воздуха в соответствующих широтных зонах приблизительно одинаковы. Объяснение связано с геометрией континентов, в силу которой доля южной области криолитозоны, наиболее подверженной деградации, по отношению ко всей ее площади в Северной Америке меньше, чем в Евразии. По этой причине при смещении границы криолитозоны к северу на равные расстояния изменение площади (в долях от современной) в Северной Америке оказывается меньшим, чем в Евразии.

Таблица 1

Современная и прогнозируемая для 2050 года площадь вечной мерзлоты (млн. км^2) и ее доля (%) по отношению к современной в северном полушарии (СП), Евразии (ЕА) и в Северной Америке (СА)

Географическая область, условия климата	Общая площадь		Площади по отдельным зонам		
	млн. км^2	%	Сплошная	Прерывистая	Островная
СП, современный климат	26,9		8,7	6,1	12,1
СП, GFDL	23,6	88	8,3	5,1	10,3
СП, ECHAM	24,2	90	7,9	5,7	10,6
СП, HadCM	22,4	83	8,0	8,5	5,9
ЕА, современный климат	16,7		5,9	4,3	6,5
ЕА, GFDL	13,8	83	5,5	3,6	4,8
ЕА, ECHAM	14,6	87	5,4	4,0	5,2
ЕА, HadCM	13,1	78	5,4	3,6	4,1
СА, современный климат	10,2		2,8	1,8	5,6
СА, GFDL	9,8	96	2,8	1,5	5,5
СА, ECHAM	9,6	94	2,5	1,7	5,4
СА, HadCM	9,3	91	2,6	4,9	1,8

На рис.1 показаны изменения положения южной границы криолитозоны и границы зоны сплошной приповерхностной вечной мерзлоты за последовательные двадцатипятилетние интервалы времени, начиная от современного состояния до состояния, соответствующего климатическим условиям конца XXI века. Эта карта была рассчитана по стационарной мо-

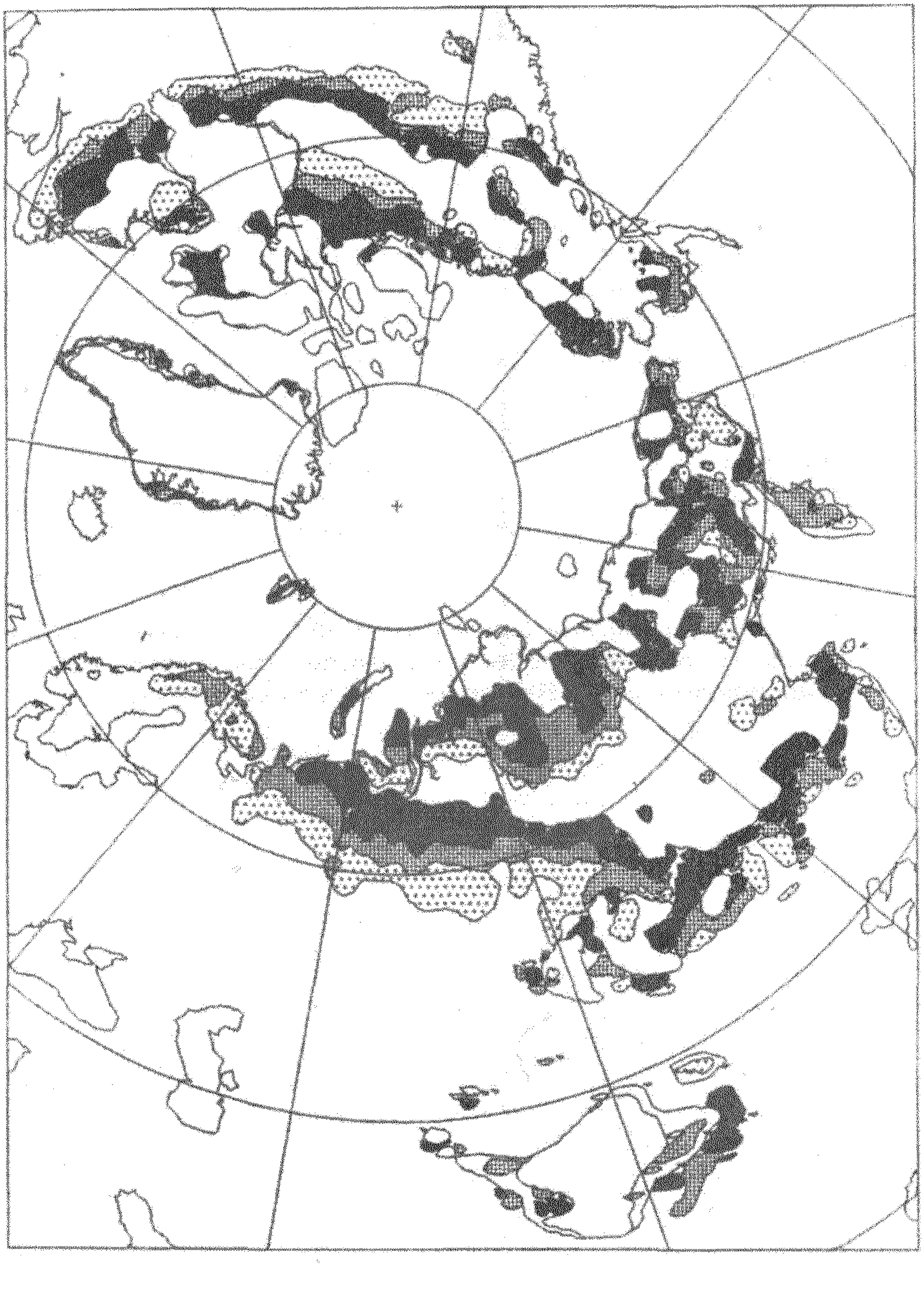


Рис. 1. Прогноз изменения положения южных границ островной и сплошной криолитозоны при изменении глобальной температуры на 0,75; 1,50; 2,25 и 3,00 °С.

дели вечной мерзлоты с использованием транзитивного климатического сценария, полученного путем ансамблевого осреднения результатов трех моделей (GFDL, ECHAM, HadCM2) для временных срезов 2025, 2050, 2075 и 2100 гг. (Cubasch, Meehl, 2001). Увеличение средней годовой глобальной температуры воздуха за эти периоды по отношению к современному значению составило 0,75; 1,5; 2,25 и 3,0 °С. Эти масштабы потепления соответствуют четырем градациям сокращения площади вечной мерзлоты, выделенным на рис. 1. На заштрихованных участках в южной периферийной области, согласно расчетам, будет происходить таяние островов мерзлоты. Поскольку мощность мерзлых толщ в этой области невелика (от нескольких метров до нескольких десятков метров), за время порядка ста лет возможно полное протаивание большинства островов мерзлоты. В наиболее холодной северной области сплошной криолитозоны будет увеличиваться, главным образом, глубина сезонного протаивания. На заштрихованных участках будут возникать и развиваться острова протаивания с отрывом кровли мерзлоты от поверхности и сохранением ее в более глубоких слоях. Между областями деградации островной и сплошной вечной мерзлоты на рис. 1 показаны большие (незаштрихованные) участки криолитозоны, статус которых в процессе потепления не изменится. Они будут характеризоваться прерывистым распространением мерзлых пород; в процессе потепления сомкнутость их будет уменьшаться, а глубина сезонного протаивания — возрастать.

Результаты расчетов по динамической модели свидетельствуют о том, что к середине XXI века температура в верхнем слое вечной мерзлоты может повыситься на 0,5—2,0 °С. Глубина сезонного протаивания в большинстве районов увеличится на 20—30 %, при этом наибольшее относительное увеличение (до 50 % и более) возможно в северной области сплошной вечной мерзлоты. Региональные оценки приведены в табл. 2. В пределах

Таблица 2

Прогнозируемые к середине XXI века изменения температуры вечной мерзлоты $\Delta T_{\text{п}}$ и глубина сезонного протаивания ΔZ для регионов северного полушария

Регион	$\Delta T_{\text{п}}$ °С	ΔZ %
Арктическое побережье Аляски и Канады	0,5—1,0	30—50
Центральная Канада	1,0—2,0	30—50
Восточное побережье Канады	0,5—1,5	10—20
Север Скандинавии	1,0—2,0	10—20
Западная Сибирь	1,5—2,0	15—25
Якутия	1,5—2,0	25—50
Чукотка и Дальний Восток	1,0—2,0	40—50

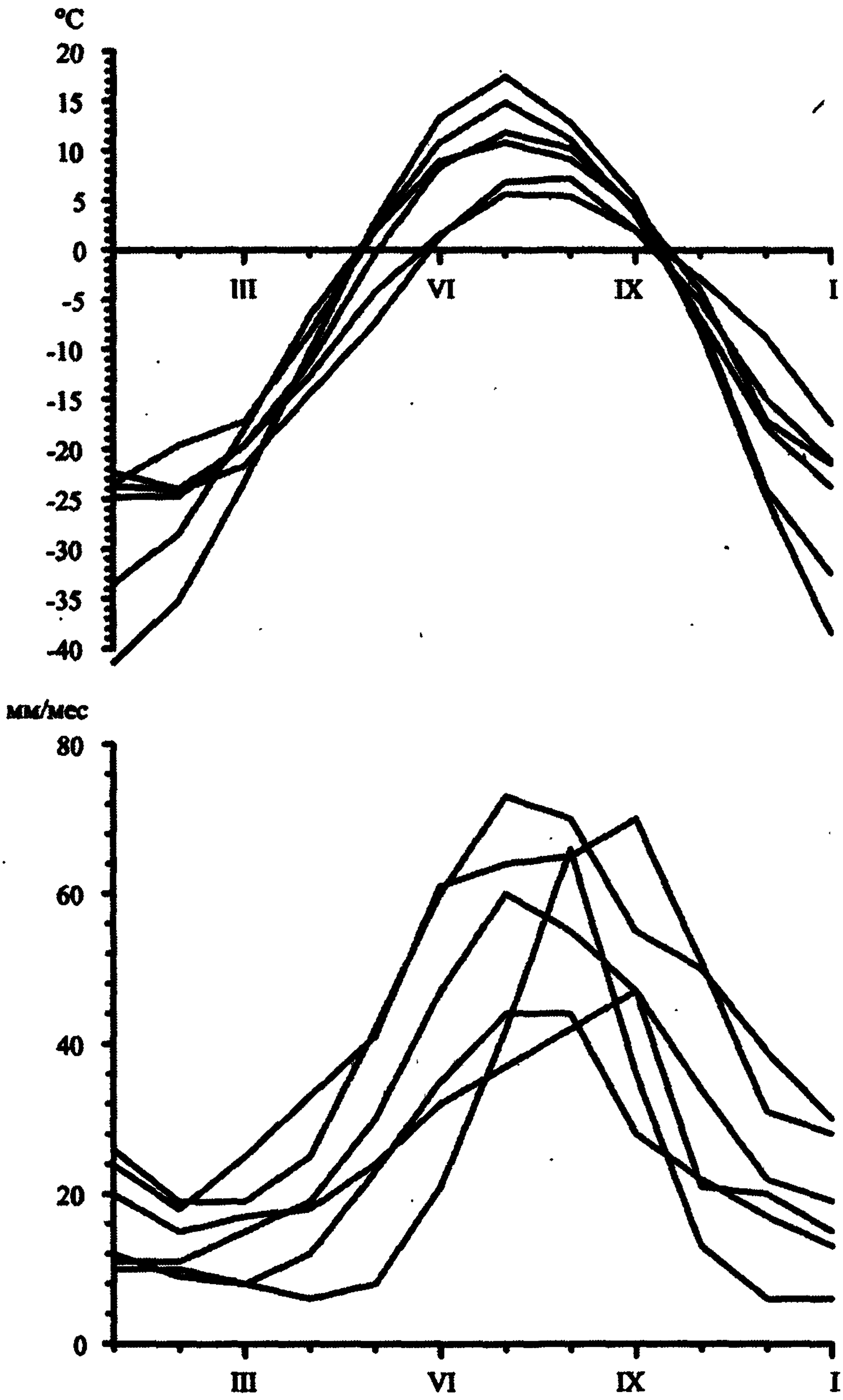


Рис. 2. Месячные нормы температуры воздуха (°С) и осадков (мм/мес) для шести репрезентативных участков криолитозоны.

каждого региона наименьшие оценки из указанного диапазона были получены при использовании климатических сценариев по моделям GFDL и ECHAM, наибольшие — при реализации сценария HadCM2.

Для получения количественных оценок неравновесного взаимодействия изменяющегося климата и вечной мерзлоты была проведена серия расчетов по динамической модели. Были выбраны шесть репрезентативных участков в пределах областей сплошной, прерывистой и островной криолитозоны Северной Америки и Евразии. С использованием базы данных информационно-вычислительной системы ГеоИнф для каждого из участков были получены средние многолетние месячные нормы климатических характеристик, необходимых для расчетов по динамической модели. На рис. 2 приведены нормы температуры воздуха и осадков для каждого из выбранных участков. Модельный расчет на 100 лет осуществлялся по следующей схеме.

Первые 10 лет модель проходила инициализацию по многолетним нормам климатических характеристик. В последующие 80 лет средним месячным температурам воздуха давались ежегодные приращения на 0,1 °С, после чего на протяжении 10 лет расчет проводился при неизменных условиях, соответствующих климату, на 8 °С более теплому, чем современный. Были проведены серии таких расчетов для двух типов почвы (пески и суглинки), трех значений толщины органического слоя (5, 10 и 20 см) и двух значений льдистости мерзлого грунта (20 и 35 %). Теплофизические свойства мерзлого и талого грунта рассчитывались в зависимости от его льдистости (влажности) по параметризациям, полученным на основе эмпирических данных (Павлов, 1979).

Результаты расчетов изменения глубины протаивания и положения кровли вечной мерзлоты (там, где произошел ее отрыв от поверхности) в зависимости от типа почвы и льдистости показаны на рис. 3. Толщина органического слоя в этом эксперименте задавалась равной 10 см. Расчеты проводились для песчаного грунта (*а* и *в*) и суглинка (*б* и *г*) при льдистости 20 % (*а* и *б*) и 35 % (*в* и *г*). На рис. 4 показаны результаты расчетов для суглинков при толщине органического слоя 5 см (*а* и *в*) и 20 см (*б* и *г*) и льдистости 20 % (*а* и *б*) и 35 % (*в* и *г*).

Дискуссия

Полученные результаты свидетельствуют о том, что в последующие несколько десятилетий антропогенное потепление вызовет заметные изменения криолитозоны. Возрастет глубина сезонного протаивания и произойдет сокращение площади распространения многолетнемерзлых пород. Совершенствование моделей и появление новых данных наблюдений в последнее десятилетие позволили значительно улучшить качество прогнозов изменения вечной мерзлоты в условиях будущего климата. Вместе с тем

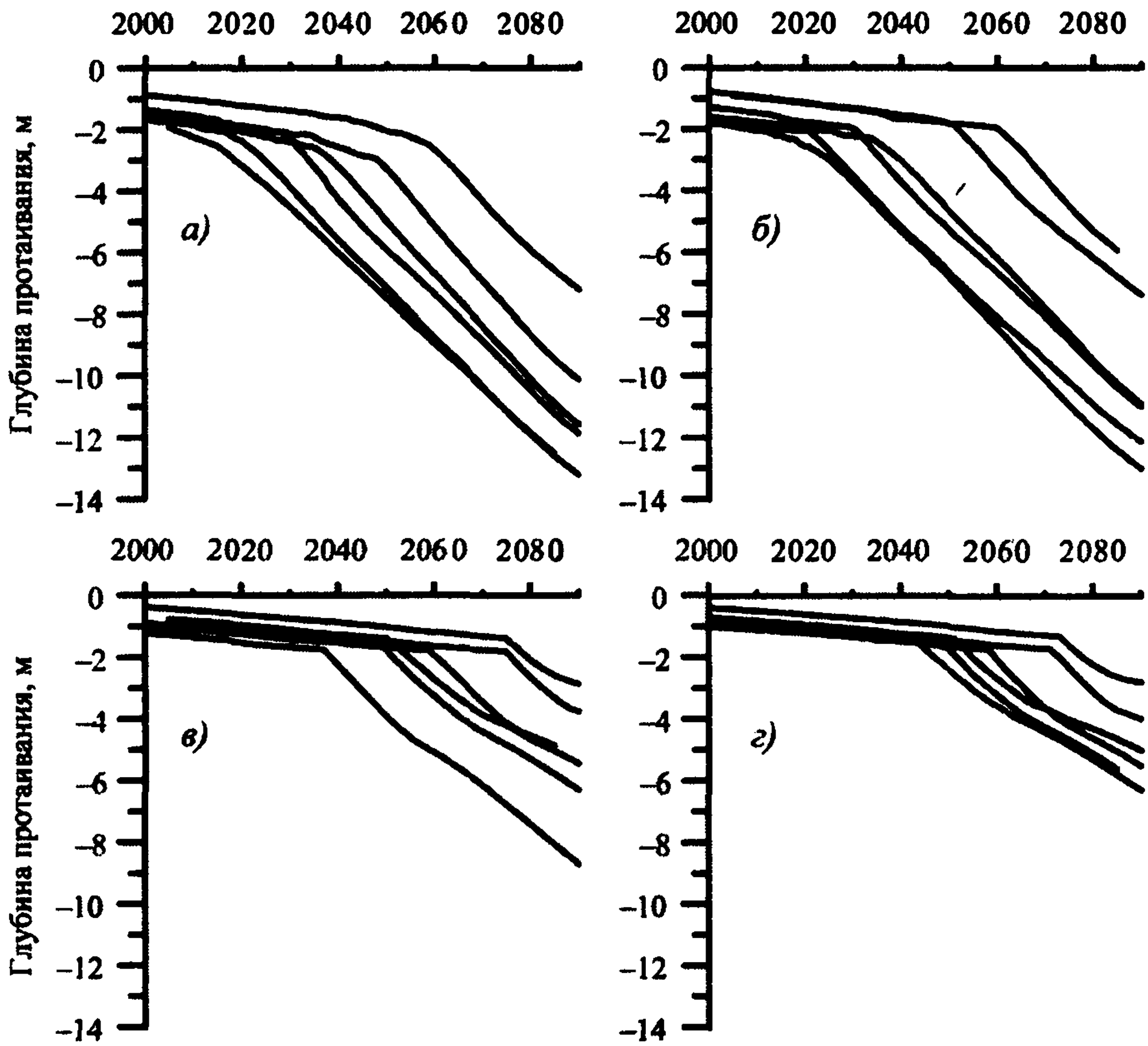


Рис. 3. Расчет глубины протаивания вечной мерзлоты за 90 лет на шести репрезентативных участках при повышении температуры воздуха на 0,1°С/год; толщина органического слоя 10 см.

а — песчаный грунт, льдистость 20 %; *б* — суглинок, льдистость 20 %; *в* — песчаный грунт, льдистость 35 %; *г* — суглинок, льдистость 35 %.

существуют принципиальные ограничения точности и уровня пространственно-временной детализации геокриологических прогнозов, связанные с неопределенностью исходных климатических данных и параметров моделей, описывающих влияние неклиматических факторов. Так, указанные в табл. 1 и 2 интервалы оценок расчетных параметров обусловлены неопределенностью прогнозов будущего климата. Из проведенных расчетов следует, что среди неклиматических факторов наибольшую неопределенность создают льдистость грунта, которая часто не поддается надежной оценке, и растительность в силу того, что она сама может заметно изменяться под воздействием потепления. Этот вывод согласуется с результатами предшествующего исследования, в котором на примере расчетов с ис-

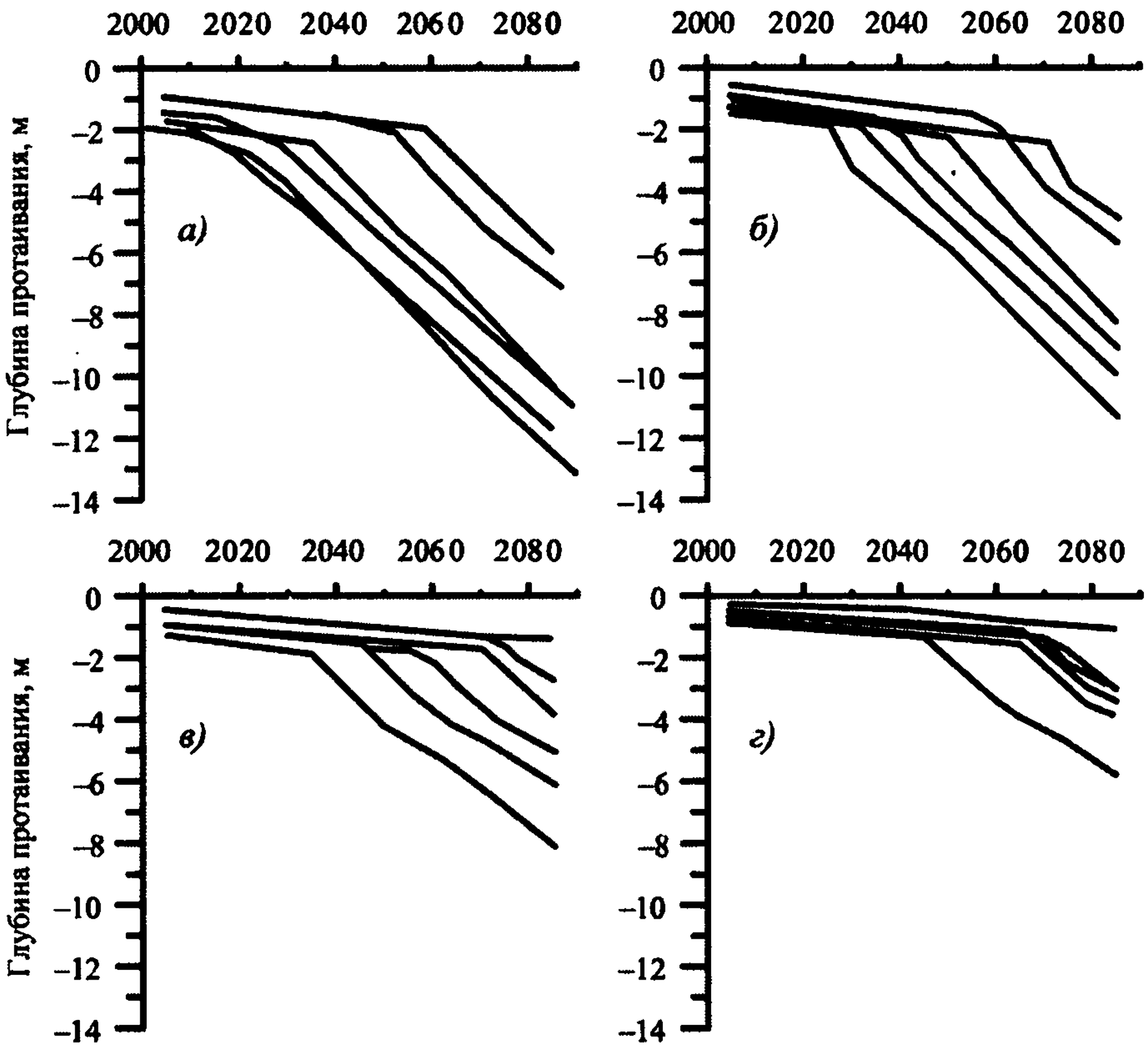


Рис. 4. Расчет глубины протаивания вечной мерзлоты за 90 лет на шести репрезентативных участках при повышении температуры воздуха на 0,1 °С/год.

а — суглинок, льдистость 20 %, органический слой 5 см; *б* — суглинок, льдистость 20 %, органический слой 20 см; *в* — суглинок, льдистость 35 %, органический слой 5 см; *г* — суглинок, льдистость 35 %, органический слой 20 см.

пользованием данных мерзлотного стационара Марре-Сале сравнивалось воздействие на глубину сезонного протаивания температуры воздуха, высоты снежного покрова и толщины мохово-торфяного (органического) слоя (Анисимов и др., 1999). Было показано, что в условиях Марре-Сале уменьшение толщины органического слоя от 10 до 5 см эквивалентно повышению средней годовой температуры воздуха на 2 °С.

Существуют большие пробелы в понимании обратных связей в системе сезонно талый слой — растительность при изменении климата. Хотя значительная часть наблюдаемых изменений мощности сезонно талого слоя может быть объяснена влиянием климата, остается невыясненной роль неклиматических факторов. Так, в рамках концепции преобладающего влия-

ния климата на изменение глубины сезонного протаивания не удается дать удовлетворительную интерпретацию данных мерзлотных съемок в ряде областей криолитозоны (Brown et al., 2000). В качестве примера можно привести хорошо изученный район Барроу (Аляска), находящийся в области сплошного распространения многолетнемерзлых пород. В середине 1960-х и в 1990-х годах там проводились детальные измерения мерзлотных и климатических характеристик. Несмотря на увеличение средней за десятилетие температуры воздуха за 30 лет почти на 2 °С, глубина протаивания на многих участках уменьшилась (Nelson et al., 1998). Одно из наиболее ясных объяснений этого связано с растительностью. Обусловленное климатом изменение растительного покрова может как усилить, так и смягчить прямое влияние потепления на сезонно талый слой, а в некоторых случаях — даже изменить вектор этих изменений (Walker et al., 1998).

Прогностические оценки отклика растительного покрова на глобальное потепление часто основаны на предположении, что экосистема находится в равновесии с современным климатом и что реакцией растительного покрова будет простое широтное и высотное перемещение зон растительности (Sykes et al., 1996). Отмечены изменения границы тундры, которая смещается к северу в среднем на 100 км при повышении средней годовой температуры воздуха на 1 °С, и на ее место продвигаются леса. Но уже сегодня ясно, что биомы не будут просто перемещаться в северном направлении при глобальном потеплении. Напротив, ожидается специфическая сукцессия растительности при сочетании как аборигенных видов, так и видов, внедряющихся с юга. Одним из важных результатов, полученных в ходе Международного тундрового эксперимента (ITEX), является то, что функциональные типы растений реагируют на экспериментальное потепление сходным образом как в отношении вегетативного роста, так и по фенологии (Molau, Alatalo, 1998). В отношении взаимодействия вечной мерзлоты и растительности наиболее важным является снижение роли мохообразных в растительном покрове, являющихся ключевым типом в формировании термоизолирующих свойств органического слоя над вечной мерзлотой (Chapin et al., 1995; Epstein et al., 2000). Перспективным направлением дальнейших исследований является изучение совместного отклика северной растительности и вечной мерзлоты на изменение климата.

Исследования, результаты которых изложены в данной статье, проводились в рамках совместного российско-голландского проекта РФФИ-NWO (грант 047.011.2001.003).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Анисимов О. А., Белолуцкая М. А., 2001. Применение геоинформационной системы для прогноза агроклиматических характеристик. — Метеорология и гидрология, № 9, с. 89—98.

Анисимов О. А., Белолуцкая М. А., 2002. Современное потепление как эмпирическая модель климата будущего. — Физика атмосферы и океана (в печати).

Анисимов О. А., Белолуцкая М. А., Лобанов В. А., 2003. Современные изменения климата и природной среды в области высоких широт северного полушария. — Метеорология и гидрология (в печати).

Анисимов О. А., Нельсон Ф. Э., 1990. О применении математических моделей для исследования взаимосвязи климат—вечная мерзлота. — Метеорология и гидрология, № 10, с. 13—19.

Анисимов О. А., Нельсон Ф. Э., 1997. Влияние изменения климата на вечную мерзлоту в северном полушарии. — Метеорология и гидрология, № 5, с. 71—80.

Анисимов О. А., Нельсон Ф. Э., 1998. Прогноз изменения мерзлотных условий в северном полушарии: применение результатов балансовых и транзитивных расчетов по моделям общей циркуляции атмосферы. — Криосфера Земли, № 2, с. 53—57.

Анисимов О. А., Нельсон Ф. Э., Павлов А. В., 1999. Прогнозные сценарии эволюции криолитозоны при глобальных изменениях климата в XXI веке. — Криосфера Земли, № 4, с. 15—25.

Анисимов О. А., Поляков В., 1998. Информационная система для оценки последствий изменения климата в области криолитозоны. — Криосфера Земли, № 3, с. 91—95.

Анисимов О. А., Поляков В., 1999. К прогнозу изменения температуры воздуха для первой четверти XXI столетия. — Метеорология и гидрология, № 2, с. 25—31.

Будыко М. И., 1974. Изменение климата. — Л.: Гидрометеоиздат. — 280 с.

Величко А. А., Нечаев В. П., 1992. К оценке динамики вечной мерзлоты северной Евразии в условиях глобального изменения климата. — Известия РАН, № 3, с. 667—671.

Гарагуля Л. С., Ершов Э. Д. (ред.), 2000. Геокриологические опасности. Сер. Природные опасности России. Т. 1 / Под ред. В. И. Осипова и С. К. Шойгу. — М.: Крук. — 315 с.

Гречищев С. Е., 1997. Прогноз оттаивания и распределения вечной мерзлоты и изменения криогенного растрескивания грунтов на территории России при потеплении климата. — Криосфера Земли, № 1, с. 59—65.

Павлов А. В., 1979. Теплофизика ландшафтов. — Новосибирск: Наука. — 282 с.

Павлов А. В., 1997. Мерзлотно-климатический мониторинг России: методология, результаты наблюдений, прогноз. — Криосфера Земли, № 1, с. 47—58.

Anisimov O. A., 2001. Predicting patterns of near-surface air temperature using empirical data. — Climatic Change, N 50, p. 297—315.

Anisimov O. A., Nelson F. E., 1997. Permafrost zonation and climate change in the northern hemisphere: Results from transient general circulation models. — Climatic Change, N 2, p. 241—258.

Anisimov O. A., Shiklomanov N. I., Nelson F. E., 1997. Global warming and active-layer thickness: results from transient general circulation models. — Global and Planetary Change, N 3—4, p. 61—77.

Anisimov O. A., Velichko A. A., Demchenko P. F., Eliseev A. V., Mokhov I. I., Nechaev V. P., 2002. Effects of climate change on permafrost in the past, present, and future. — Proc. of the Russian Academy of Science, Physics of the Atmosphere and Ocean, v. 38, N 7, p. 17—29.

Brown J., Hinkel K. M., Nelson F. E., 2000. The Circumpolar Active Layer Monitoring (CALM) program: research designs and initial results. — Polar Geography, N 3, p. 165—258.

Brutsaert W., 1982. Evaporation into the Atmosphere. — London: Reidel. — 299 p.

Chapin F. S. I. I., Shaver G. F., Laundre J. A., 1995. Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. — Ecology, N 3, p. 694—708.

Cubasch U., Meehl G. A., 2001. Projections of future climate change. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Y. D. J. T. Houghton, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C. A. Johnson (Eds.). — Cambridge University Press, p. 525—582.

Folland C. K., Karl T. R., 2001. Observed climate variability and change. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Y. D. J. T. Houghton, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C. A. Johnson. (Eds.). — Cambridge University Press, p. 99—181.

Goodrich L. E., 1978. Efficient numerical technique for one-dimensional thermal problems with phase change. — Int. J. Heat and Mass Transfer, N 5, p. 160—163.

Hinzman L. D., Goering D. J., Kane D. L., 1998. A distributed thermal model for calculating soil temperature profiles and depth of thaw in permafrost. — J. Geoph. Res., v. D22, N 103 p. 28975—28991.

Houghton J. T., Ding Y., Griggs D. J., Noguer M., Van der Linden P. J., Dai X., Maskell K., Johnson C. A. (Eds.), 2001. Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. — Cambridge University Press. — 881 p.

Molau U., Alatalo J. M., 1998. Responses of subarctic-alpine plant communities to simulated environmental change: Biodiversity of bryophytes, lichens, and vascular plants. — Ambio, N 4, p. 322—329.

Nelson F. E., Outcalt S. I., 1987. A computational method for prediction and regionalization of permafrost. — Arctic and Alpine Research, N 3, p. 279—288.

Nelson F. E., Outcalt S. I., Brown J., Shiklomanov N. I., Hinkel K. M., 1998. Spatial and temporal attributes of the active-layer thickness record, Barrow, Alaska, U.S.A. In: *Permafrost, Seventh International Conference.* — Yellowknife, Canada: Universite Laval.

Stull R. B., 1988. An introduction to boundary layer meteorology. — London: Kluwer Academic Publishers. — 647 p.

Sykes M. T., Prentice I. C., Cramer W., 1996. A bioclimatic model for the potential distributions of North European tree species under present and future climates. — J. Biogeography, N 2, p. 203—233.

Waelbroeck C., 1993. Climate-soil processes in the presence of permafrost: a systems modelling approach. — Ecological Modelling, N 3,4, p. 185—225.

Walker D. A., Bockheim J. G., Chapin F. S., Eugster W., King J. Y., McFadden J., Michaelson G. J., Nelson F. E., Oechel W. G., Ping C. L., Reeburgh W. S., Regli S., Shiklomanov N. I., Vourlitis G. L., 1998. A major arctic soil pH boundary: implications for energy and trace-gas fluxes. — Nature, N 394, p. 469—472.

Serreze M. C., Walsh J. E., Chapin F. S., Osterkamp T., Dyurgerov M., Romanovsky V., Oechel W. C., Morison J., Zhang T., Barry R. G., 2000. Observational evidence of recent change in the northern high- latitude environment. — Climatic Change, N 1—2, p. 159—207.

Epstein H. E., Walker M. D., Chapin F. S., Starfield A. M., 2000. A transient nutrient-based model of Arctic plant community response to climatic warming. — Ecological Applications, N 3, p. 824—841.

К МОДЕЛИРОВАНИЮ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕГИОНА ОЗЕРА БАЙКАЛ ПОЛИХЛОРБИФЕНИЛАМИ

М. Софиев[1, 3], М. С. Маклаклан[2], А. Масляев[3], Ф. Ваниа[4], М. Гальперин[3]

[1] Финляндия, FIN-00101 Хельсинки, Финский метеорологический институт, <mikhail.sofiev@fmi.fi>
[2] Германия , Варнемюнде, IOW, <michael.mclachlan@io-warnemuende.de>
[3] РФ, Институт программных систем, <galperin@rdm.ru>
[4] Канада, Торонтский университет в Скарборо, <frank.wania@utoronto.ca>

Реферат. Существенные уровни загрязнения полихлорбифенилами (ПХБ) озера Байкал и примыкающих к нему территорий стимулировали проведение исследовательского проекта, включающего организацию широкой сети измерений в различных природных средах и разработку моделей, описывающих поведение, рассеяние и перенос органических химических соединений в различных природных средах и между ними, а также позволяющих оценить возникающие риски. Циклы ПХБ и их рассеяние в природных средах описываются с использованием модели, использующей так называемый фугитивный подход. Этот подход основан на уравнениях баланса массы вещества для отдельных частей природной среды — атмосферы, почв, растительности и вод — и расчетах обратимого массообмена между этими ячейками с учетом химической трансформации внутри них. В численном эксперименте были оценены уровни загрязнения от гипотетического непрерывного точечного источника мелкодисперсных частиц — носителей ПХБ. Эти расчеты проводились для рационального разбиения расчетной области на горизонтальные субрегионы и вертикальные ячейки. Модельная программа написана в объектно-ориентированном стиле, обеспечивающем максимум гибкости при задании параметров модели, включая разделение расчетного региона на субрегионы.

Ключевые слова. Аэрозольные частицы, фугитивный подход, моделирование, обмен между природными средами.

ON MODELLING THE POLLUTION OF THE LAKE BAIKAL REGION WITH POLYCHLORINATED BIPHENYLS

M. Sofiev[1, 3], M. S. McLachlan[2], A. Maslyaev[3], F. Wania[4], M. Galperin[3]

[1] Finnish Meteorological Institute, FIN-00101 Helsinki, FINLAND, <mikhail.sofiev@fini.fi>
[2] IOW Warnemuende, Germany, <michael.mclachlan@io-warnemuende.de>
[3] Institute of Program Systems, Russia, <galperin@rdm.ru>
[4] University of Toronto at Scarborough, Canada, <frank.wania@utoronto.ca>

Abstract. Significant levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) content in Lake Baikal and surrounding territories have led to the initiation of an environ-

mental research project that comprises an extensive measurement campaign covering different environmental compartments, the development and application of a multi-media fate and transport model for studying dispersion and cycling of organic chemical substances in the environment, and the assessment of risks. PCBs dispersion and cycling in different environmental media is described quantitatively using the so-called fugacity modelling approach. This approach is based upon mass balance equations for different compartments of the environment (air, water, sediment, various types of soil and vegetation), the reversible exchange between the various environmental media, and chemical transformations inside them. A numerical experiment qualitatively assessing the pollution pattern caused by a hypothetical continuous point source of fine particles carrying PCBs is used to make a rational decision on the segmentation of the horizontal and vertical model domain into sub-regions. The model is written in an object-oriented programming style allowing maximum flexibility in terms of input parameters, segmentation and intercompartmental pollutant exchange.

Keywords. Aerosol particle, fugacity approach, modelling, exchange between environmental media.

Introduction: PCBs in the Lake Baikal Region

Lake Baikal, located in east-central Asia, is the deepest (1,637 m) and oldest (25 million years) lake in the world. Almost 20 % (or 23,000 km^3) of the earth's non-frozen surface freshwater is contained in its basin. Lake Baikal is a unique ecosystem; 70 % of the species found there are endemic (including the world's only freshwater seal). It has been designated a UNESCO World Heritage Site.

Polychlorinated biphenyls (PCBs) are a group of chemicals consisting of 209 different congeners, many of which are highly persistent in the environment and have been shown to be toxic to wildlife and humans (Safe, 1994). They found widespread use in the 1960's and 1970's, particularly as insulating fluids in electrical equipment, until their production was banned in most industrial countries in the 1980's.

PCBs were discovered in the Lake Baikal ecosystem by Malakhov *et al.* (1986) and Bobovnikova *et al.* (1985). They found concentrations of 35 μg/kg (ΣPCB) wet weight in plankton, 25 μg/kg in the muscle of the local fish species omul (*Coregonus autumnalis migratorius*), and 6600 μg/kg in the blubber of Baikal seals (*Phoca sibirica*). In a follow up to their initial study, Bobovnikova and Dibtseva (1994) reported on the analysis of blubber from more than 100 Baikal seals and found no evidence of a decrease over the period 1981—1989, in contrast to what has been observed in other water bodies in the industrialised world. Further studies in the early 1990's also provided no evidence of a decline; the levels continued to be among the highest measured in pinnipeds anywhere (Kucklick *et al.*, 1994; Grosheva *et al.*, 1995; Nakata *et al.*, 1995). Concerns were raised that the PCB contamination might be adversely affecting the seal

population and might have been a contributing factor in a virus epidemic that killed several thousand seals in 1987 and 1988 (Nakata *et al.*, 1995; 1997).

Other persistent organic pollutants have also been found in the Lake Baikal ecosystem. Like PCBs, elevated levels of DDT and its metabolites were found, and it was hypothesised that these originated from use of this pesticide. However, for most other organochlorine contaminants found, such as toxaphene, it was concluded that the levels were not elevated and were likely due to long range transport (Kucklick *et al.*, 1994).

In 1995, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) were detected in Baikal seal (Tarasova *et al.*, 1997). The concentrations were high, comparable to levels measured in seals from contaminated marine areas such as the Baltic Sea. This heightened fears that organic contaminants were damaging the health of the Lake Baikal ecosystem. Further study of the PCB and PCDD/F levels in the Lake Baikal region indicated that the PCDD/Fs originated from technical PCB mixtures, which are contaminated with PCDD/Fs (Mamontov *et al.*, 2000). The PCBs also exhibit a dioxin-like toxicity, and the contribution of the PCBs to the dioxin toxicity equivalents (TEQs) in the seals was an order of magnitude higher than the contribution of the PCDD/Fs themselves. In summary, PCBs are– together with DDT — the most important known organic contaminants in Lake Baikal.

To address this problem, a novel method was employed to begin mapping the PCB contamination in the Lake Baikal region (Mamontov *et al*, 1998, 2000). Soil is a useful matrix to this end since over 90 % of the PCBs in the terrestrial environment are present in soils. Soil samples were collected from 34 sites and analysed in such a way that the inventory of PCBs in the soil on a ng/m^2 ground area basis could be determined. These inventories were plotted to show the spatial distribution of these chemicals. This study produced the following results. A gradient in the soil inventories of a factor of 1000 was observed, with the lowest concentrations to the north-east of Lake Baikal and the highest concentrations close to the city of Usolye Sibirskoye, a centre of the chemical industry located 110 km north of the south-western tip of the lake in the highly industrialised Angara River valley. A continuous decrease in the soil inventory was observed moving from Usolye Sibirskoye up the Angara River valley to Lake Baikal and from there north-eastward along the lake. These findings were supported by a second study in which snow samples were collected in 1995 and 1996 to estimate the atmospheric deposition. They showed high concentrations of PCBs in the industrial region around Irkutsk and Usolye Sibirskoye with decreasing levels moving towards Lake Baikal (Mamontova *et al.*, 1997). These results indicate that there was and perhaps still is a major atmospheric source of PCBs in the Usolye area and that the PCBs were carried by the prevailing north-westerly winds up the Angara River valley to Lake Baikal where they dispersed around the lake and were deposited.

This hypothesis is consistent with other observations: in the late 1980's, elevated PCBs concentrations were determined in the air of towns in the Angara

River valley, with particularly high levels in Usolye Sibirskoye (Surnina *et al.*, 1991); McConnell *et al.* (1996) showed PCBs concentrations to be an order of magnitude higher in the air of Irkutsk than on the shore of Lake Baikal 70 km to the southeast; water samples collected in 1993 revealed that the PCBs concentrations were an order of magnitude higher in the southern basin than in the northern basin (Kucklick *et al.*, 1993). Taken together, these results suggest the following scenario: PCBs were emitted from a source in the Angara River valley, transported with the prevailing winds up the valley to Lake Baikal, and deposited in the southern basin from where they slowly spread throughout the lake.

In the soil inventory study, evidence for the "distillation" of PCBs was also found. "Distillation" refers to the process in which contaminants volatilise from the earth's surface, are transported with the air, and deposit to the earth's surface. This process occurs repeatedly, and has been referred to as "grass hoppering". It leads to a separation of chemicals similar to gas chromatography; compounds with a higher vapour pressure travel further from the source than substances with lower vapour pressure/higher affinity for the earth's surface (Wania & Mackay, 1996). The soil inventories in the Lake Baikal region indicated that the lower chlorinated PCBs had travelled further from the source than the higher chlorinated less volatile congeners (Mamontov *et al.*, 2000).

In another study, PCBs and PCDD/Fs were analysed in three milk samples collected from dairies in the industrial region around Usolye Sibirskoye. The congener patterns in the milk suggested that technical PCB was the source, and the concentrations increased with increasing proximity of the dairy to Usolye Sibirskoye (Mamontova *et al.*, 1998). This suggests that the purported source in Usolye Sibirskoye has contaminated the local food supply.

Samples of human milk, blood, and adipose tissue were also collected and analysed (Mamontova *et al.*, 1998, 1999). All samples were contaminated with PCBs and PCDD/Fs, and the congener pattern was consistent with that in the environmental samples. The concentrations in milk from five women from Usolye Sibirskoye were on average a factor of 3 higher than in milk from five women from another city in the area. Levels of 320 pg TEQ/g lipid, which is close to an order of magnitude above the levels in the western European population, were measured in a worker from the chemical industry in Usolye Sibirskoye. These are first indications that the purported source in Usolye Sibirskoye has also contaminated the local populace, but further work is needed to explore the extent of contamination and the sources of exposure.

In summary, research to date has shown PCBs to be an important contaminant in Lake Baikal that may be harming the ecosystem. There is a large source of PCBs in the area of Usolye Sibirskoye, and there is evidence that this source is currently impacting milk produced in the surroundings and that it has caused elevated concentrations in the local population. There is a clear need to identify the source of the contamination, to establish whether emissions are ongoing, and to conduct an assessment of the past, current, and future risks arising from this source for humans and the environment.

To date it has not been possible to validate multimedia models of long range transport due to a lack of appropriate data sets with well defined boundary conditions. The PCB contamination in the Lake Baikal region is a unique opportunity to address this deficit. This paper is devoted to developing such a model.

Methodology

The Lake Baikal PCBs Project

A research project was conceived both to address the urgent environmental problem and to utilise this unique opportunity for basic research. The main project objectives include:

— The identification of the primary source(s) of PCBs in the Lake Baikal region.

— The generation of a consistent quantitative description of the past and future fate of PCBs in the region.

— A risk assessment of human exposure to PCBs and evaluation of the potential to reduce the risk through different management options.

These objectives are being addressed by a consortium of eight teams of scientists in the fields of trace analysis, environmental chemistry, numerical modelling and risk assessment. An important aspect of the project is the integration of field scientists and numerical modellers. The field scientists are gathering data on the current spatial distribution of PCBs in the region as well as on past levels in the environment through the use of archived samples and sediment cores. The numerical modellers will take this knowledge and integrate it in a process-based fate model based on fundamental chemical and physical principles with the goals of generating a consistent picture of the historical development of the PCB contamination and predicting the future development of PCBs contamination in the region.

We believe that this close integration of numerical modelling with field work will allow us to identify the PCBs source(s), to quantify the impact on the health of the population and the ecosystem, to propose different management options to reduce this impact, and to quantify the potential benefits of these management options. In addition, it will allow us to evaluate our current ability to describe the long range transport potential of persistent organic pollutants (POPs) such as PCBs.

The Fugacity Modelling Principle

The key challenge of describing the environmental behaviour of PCBs is the need to consider transport and transformation processes occurring in both the atmosphere and surface media over very long time scales. Because of the long persistence of PCBs in surface media and the reversibility of their atmosphere-surface exchange, accidental releases that may have occurred decades ago can continue to influence concentration levels in the regional atmosphere, vegetation,

and water bodies. Whereas traditional atmospheric dispersion models are poorly equipped to deal with this challenge, fairly simple multimedia fate and transport models, which consist of well-mixed boxes describing a variety of environmental compartments, are increasingly used to describe the long term environmental fate of substances such as the PCBs (Cowan *et al.*, 1995, Wania and Mackay, 1996, 1999). Such models include expressions that describe the mixing within these boxes, the chemical transport between them, and the loss by degradation from them.

The mass balance expressions which are at the core of such models rely on quantitative expressions of the equilibrium distributions between the environmental phases, namely, air, water and natural organic matter. These equilibria not only determine the contaminant distribution within the environmental media described by the boxes of the model, they also control the direction and extent of contaminant transfer between these boxes. Although the mass balance equations in such models can be, and often are, written in terms of concentrations and equilibrium partitioning coefficients, an alternative formulation based on the concept of fugacity is increasingly gaining in acceptance (Mackay, 2001).

Like the chemical potential μ in a phase, the fugacity f of a compound is a criterion of equilibrium, i.e. a chemical that has achieved thermodynamic equilibrium between two phases adopts the same fugacity in both phases. However, it has a number of practical advantages over μ. Under ideal conditions, the fugacity of a chemical in any given phase is equal to the vapour pressure of that chemical in a gas space in equilibrium with that phase. Fugacity thus has units of pressure and can be assigned absolute values. In fact, the equilibration with a gas phase can be used to measure or „sense" fugacity (Horstmann and McLachlan, 1992). Further, at the low partial pressures relevant under environment, fugacity is linearly related to concentrations, and the proportionality factor, termed a fugacity capacity and commonly assigned the symbol Z, is easily derived from activity or partition coefficients (Mackay, 2001). Rate expressions describing chemical transformation and transport processes rely on so-called D-values, whereby the multiplication of a D-value with the fugacity of the relevant compartment yields a transformation rate of transport flux.

In summary, the use of this approach implies the use of:

- fugacities f in units of Pascal (Pa) instead of concentrations to describe the activity of a chemical in a phase.
- Z-values or fugacity capacities in units of mol/(Pa · m^3) instead of partition coefficients to describe phase partition equilibria.
- D-values in units of mol/(Pa · h) instead of rate constants to describe intercompartmental transport and degradation processes.

A multi-compartmental box models thus consist of a system of linear mass balance equations, one for each of the boxes representing a well-mixed part of the environment i:

$$\frac{d(V_i Z_i f_i)}{dt} = I_i + \sum_i D_i f_i - \sum_i (D_{ij} + D_{Ri}) f_i, \qquad (1)$$

where V_i is the volume of the compartment, I_i is the input to the compartment by direct emission and formation, D_{ij} are transport D-values describing transport from compartment j to compartment i and D_{Ri} is the a D-value describing transformation in compartment i following first order kientics.

The use of this notation is not a prerequisite for multi-compartmental box models, because it is always possible to write the model equations in terms of concentrations, partition coefficients and rate constants. However, there are distinct advantages in using the concept of fugacity:

- The equilibrium status between two compartments becomes instantly obvious. Fugacity is a criterion of equilibrium, whereas concentration is not. That means that two phases in equilibrium have the same fugacity, but very often different concentrations. From the fugacity ratio it is possible to directly infer the extent of deviation from equilibrium and the direction of diffusive exchange across phase boundaries.
- The use of Z-values allows the calculation of chemical transfer rates between two phases of different temperature (e.g. a layer of cold air over a warm ocean or vice versa). When using partition coefficients, it is difficult to decide which temperature should apply to the partition coefficient between the two phases.
- If there are more than three phases in a model, consistency of partition data is more easily assured if Z-values are used instead of partition coefficients. If a model has n different compartments there are n independent Z-values, one for each compartment, but there are $n(n-1)/2$ potential partition coefficients, which are not independent of each other. For example, for a model with five different media there are five Z-values, but potentially ten interrelated partition coefficients. This implies that the number of partition coefficients increases much more rapidly with increasing number of phases than the number of fugacity capacities. When we further note that partition coefficients are highly temperature dependent, which implies the need to additionally specify energies of phase change, it is clear that the definition of consistent partition coefficients can constitute a significant challenge.
- The use of D-values allows the instantaneous comparison of the relative importance of various fate processes, because diffusive and advective transport processes as well as degradation rates are expressed in the same units.

The task of building and using a multimedia fate and transport model thus involves:

- The decision of what is the part of the modelled system and what constitutes the rest of the world.
- The compartmentalisation into boxes that can be considered to be well-mixed at the spatial and temporal scales of interest.

- Derivation of expressions to quantify the, possibly temporally variable, fugacity capacity of each box.
- Derivation of expressions to quantify the *D*-values for intercompartmental transport and degradation.
- Derivation of quantitative estimates of the emissions to each box as a function of time.
- The numerical solution of the set of mass balance equations for the fugacities as a function of time.
- The calculation of concentrations, transformation rates and transport fluxes using fugacities, *Z*- and *D*-values.

Results and discussion

Numerical Experiment with the Atmospheric Dispersion Model, DMAT

One of the key preparatory tasks for development of a fugacity model for the Lake Baikal region is the selection of the model domain and its splitting into sub-regions. Since fugacity models are based on mass budget equations formulated for a particular set of sub-domains (considered to be well-mixed), the initial segmentation of the region may not be easily changed if at some point it appears necessary.

The spatial division of the Lake Baikal area in the model should reflect the main features of the pollution pattern that was established as a result of the suspected presence of a single point source in the town of Usolye Sibirskoye. Furthermore, the spatial pattern of PCBs contamination in Lake Baikal itself needs to be reflected in the model domain segmentation. Complicated mountainous relief and, consequently, highly non-isotropic synoptic patterns are other factors, which need to be taken into account. Finally, the model segmentation should facilitate the other tasks of the overall project, relating to medical, biological and social aspects.

In view of the above requirements, a preliminary numerical experiment characterising the potential dispersion of a pollutant from the suspected source location can be very valuable. Such an experiment was conducted using an Eulerian atmospheric transport model, which is not bound to any region or sub-division. The goals of the experiment were:

1. To make a preliminary assessment of the pollution distribution from an imaginary point source located in Usolye Sibirskoye.
2. To assess the spatial irregularities of the atmospheric transport.
3. To check the applicability and to estimate internal errors of a climatological approach describing pollution dispersion.
4. To highlight strengths and weaknesses of the intended methodology for calculating the atmospheric transport coefficients (D_{ij} values in (1)) for the fugacity model.

The Dispersion Model of Atmospheric Transport (DMAT), which was used for this experiment, is an Eulerian 3-D model developed for the large-scale simulations of various pollutants — acidic, natural and anthropogenic dust, toxic metals and organic pollutants (Sofiev, 2000, 2001).

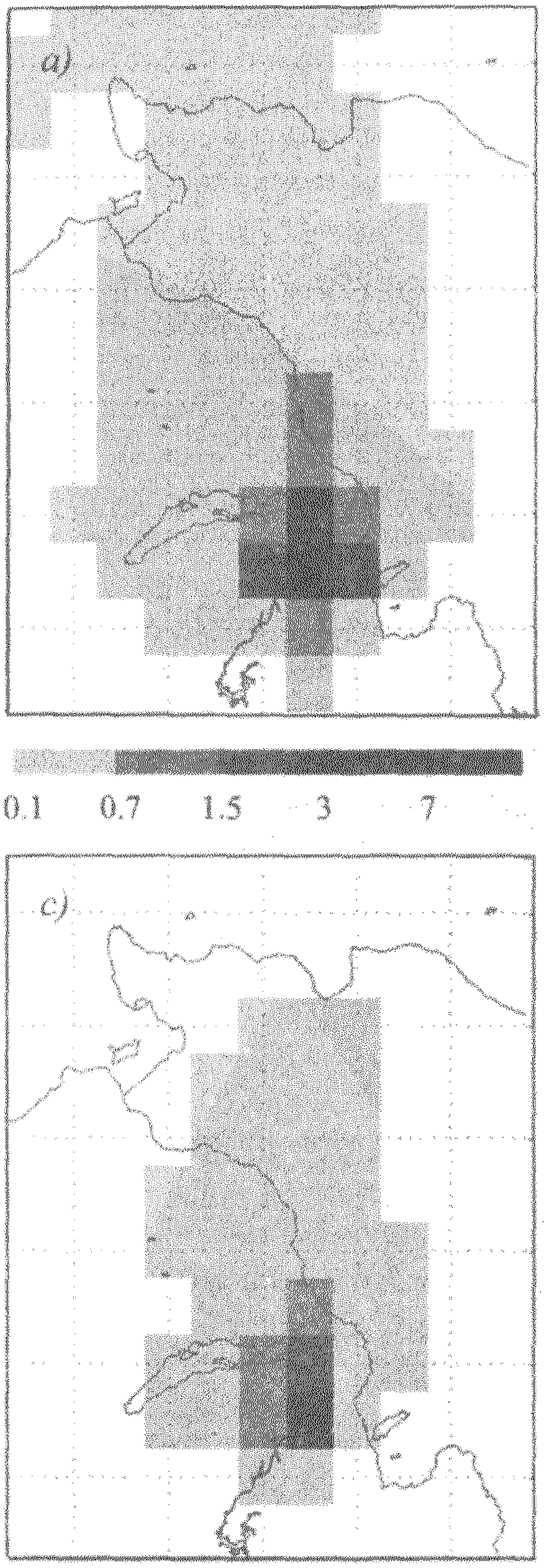
In the current experiment, DMAT was run through the 22 year period from 1967 to 1988 plus a separate calculation for the year 1995. Simulations were done in polar stereographic projection with 150 × 150 km horizontal resolution and eight non-equidistant vertically stacked layers up to 4350 m altitude. Grid size was 50 × 50 cells, thus covering an area of ~7500 × 7500 km with the Lake Baikal in its center (see below). Model time step was 1 hour. Meteorological data for 1967—1988 were taken from the pre-processed NCAR (National Centre for Atmospheric Research) re-analysis archive version 1, whereas data for 1995 were obtained from the operational numerical forecast model of the Russian Hydrometcentre.

Specific adaptation of the DMAT model for the needs of the experiment included elimination of internal filtration procedures. Normally, these are invoked at the final stage of results presentation in order to reduce the non-monotonicity of the semi-Lagrangian advection scheme. Being quite handy for large-scale applications, such filtration would dilute the pattern created by a single point source, potentially causing more problems than it solves. A trial model run with the filtration procedures confirmed this expectation.

A single particulate point source was set to the coordinates of the town Usolye Sibirskoye. Particles were assumed to be in the 0.1—1 μm diameter range, thus corresponding to the band of the aerosol size spectrum that is most subject to long-range atmospheric transport. Although being typical for dispersion simulations of many toxic pollutants, this set-up contains considerable uncertainty because the source type in Usolye and the true particle size spectrum are unknown. Additionally, many PCBs can exist both in particulate and gaseous phases with quite different removal characteristics. These uncertainties, though potentially quite large, were not considered important for the current experiment because they mainly affect the distance of transport, whereas the pattern and prevailing directions are less likely to be altered significantly.

Another uncertainty is connected with the height of the source, which can affect the direction of the transport due to wind shear. To account for this effect, two possible source elevations were considered — below and above 100 m. The results were mainly taken from the model run with a near-surface source, while the high-source case was taken as an indicator of the largest possible area of distribution.

Results of the simulations were stored in the form of binary GrADS files accompanied by budget summaries in text format. The output included concentrations at all eight layers, as well as dry and wet deposition fields. Standard averaging periods were one month and one year, and daily output for the years 1977 and 1995. Some examples are presented in Figure 1 and summarize the long time



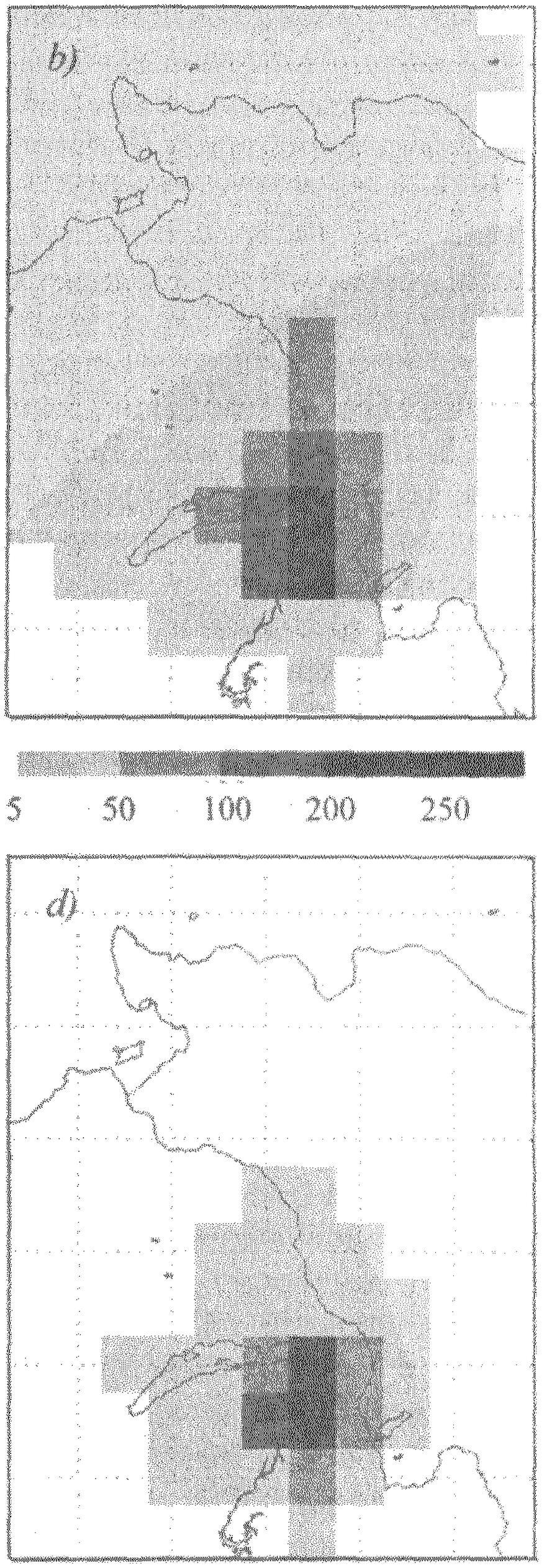


Figure 1. 22-years (1967—1988) average concentration [10^{3}conv.un. m^{-3}] and monthly deposition [conv.un. m^{-2} mon^{-1}] field generated by DMAT, assuming a hypothetical continuous fine particle source located at ground level in the town of Usolye Sibirskoye.

a — total (dry + wet) deposition; *b* — concentration; *c* — dry deposition; *d* — wet deposition.

average pattern of pollution concentrations and deposition for the low-source scenario, whereas Figure 2 shows averaged vertical concentration profiles over the two most polluted grid cells.

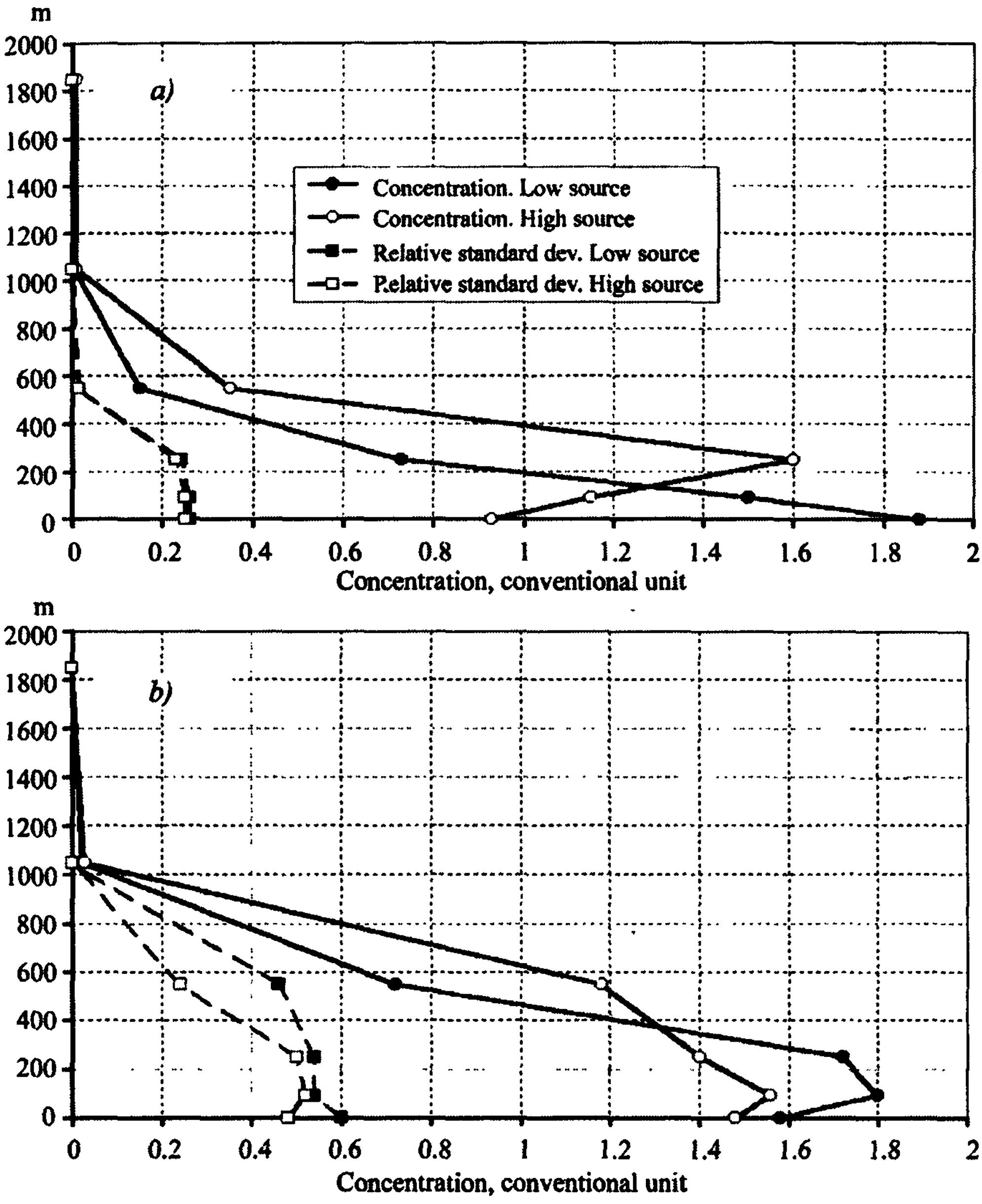


Figure 2. Long-term averaged vertical concentration profiles calculated by DMAT for the two grid cells containing Usolye Sibirskoye (*a*) and Irkutsk (*b*), assuming a hypothetical continuous fine particle source located at ground level in the town of Usolye Sibirskoye.

Considering the results of the simulations, we sought to answer four sets of questions:

— What is the optimal regional split enabling the fugacity model to reproduce the observed anisotropy of the contamination pattern?

— How stable is this pattern? Is it possible to deduce "climatological" atmospheric transport coefficients needed for the fugacity model?

— What would be the precision of the obtained transport coefficients? What methodology of their computation does introduc the smallest error?

— What should be the vertical structure of the atmospheric compartment of the fugacity model?

The first and the second questions are comparably easy. Figure 3 shows one possible split of the model domain, which takes the pollution pattern into account. According to the 22-year simulations, about 75—80 % of the daily episodes correlate well with the long-term averaged pattern — the spatial correlation coefficient is above 0.8. The direction of dispersion is up the Angara river valley, and the plume covers significant part of Lake Baikal but does not go much further due to the blocking effect of the mountains on the South-East side of the lake. This pattern is stable. For example, there were only 77 days during 1995 when the pollution plume did not pass above the lake. It is worth mentioning that the majority of these exceptional days fell in the warm period May — September. For that period, only about 50 % of the cases correspond to the long-term averaged pattern shown in Figure 1, while during wintertime the correlation was over 0.9. A climatological approach for the transport parameterisation seems therefore justified.

The influence of the source elevation appeared to be minor, at least for the conditions of the current experiment and for the available meteorological data. Since it is expected that the source itself as well as the re-emission flux from contaminated soil are indeed located near the surface, the set of runs with a low emission source was used as the basis for further considerations.

The third set of questions is much more difficult. The proposed split of the modelling domain (Figure 3) would lead to a higher resolution of the fugacity model than that of currently available meteorological data. A preliminary survey of the available databases shows that the re-analysis data sets of ECMWF (European Centre for Medium-range Weather Forecast) or NCAR constitutes the only source of regular data for the Lake Baikal region, which could be combined with data available from the Russian Hydrometcentre. Unfortunately, no local weather prediction models exist for the region, meteorological observations are quite rare (once per day at best) and scarce, and the historical data exist in paper form only, i.e. there is no long-term electronic archive.

The disadvantage of the re-analysis data sets is their quite low resolution as well as possibly low accuracy for Siberia. For such models, a global domain and the requirement for covering long time periods compromise the resolution, while the level of available details largely depends on the density of the meteorological

Figure 3. Map of the calculation domain showing the segmentation of the Lake Baikal region into sub-regions for the purposes of the fugacity model.

network, which is very thin in Siberia. Use of the satellite-derived information is only possible for the most recent years. One can thus not expect to resolve either short-term synoptic episodes, or tiny spatial irregularities of e.g. precipitation fields forced by the local relief. However, the general large-scale atmospheric circulation, frontal precipitation, and large-scale wind patterns should be represented accurately enough. In any case, the accuracy of the meteorological fields are not expected to introduce greater error than other assumptions of the fugacity-based modelling approach.

The question of a suitable vertical structure of atmospheric compartment in the fugacity model appears to be quite straightforward. As it is seen from

Figure 2, the bulk of the pollution mass is located below 1 km altitude. This is not surprising since the size of the domain is too small to allow the fine particles to reach higher levels. The only mechanism, which could potentially transfer the pollutants beyond the atmospheric boundary layer is the vertical wind component originating from the interaction of the atmosphere with the local relief or from cyclonic activity. However, this effect is not reproduced by the available meteorological data sets. As a result, there is presently no justification for using more than one atmospheric layer in the fugacity model. Should the issue of vertical air exchange be solved, the model can be extended.

Configuration of the Fugacity Model

Following the general principles of the fugacity approach outlined above and the results of the numerical experiment on atmospheric dispersion, we defined the model domain for the Lake Baikal region such that it covers: (*i*) the whole watershed of the lake, except for the drainage basin of the Selenga River; (*ii*) the area of measured elevated concentrations of PCBs; and (*iii*) the area of potential transport of the PCBs from the Usolye Sibirskoye source (Figure 3).

As mentioned above, one of the specific features of the environmental behaviour of persistent organic pollutants is that the main reservoir for a particular species may not be the same as the primary transport medium, which is usually the atmosphere. Many PCBs persist in soil and vegetation for a much longer time than in the atmosphere because of slow chemical degradation in these media. On the other hand, solubility of PCBs in water is quite limited, so the soil-air interface (dry deposition and evaporation) plays a key role in the dynamics of PCB transport and distribution. In the Lake Baikal region this interface is affected by the presence of large forests, which introduces another medium reversibly exchanging pollution with the atmosphere (Wania and McLachlan, 2001), and by the long-lasting snow and ice cover, which greatly affects the water budget of the whole system and prevents and/or delays the occurrence of soil-air and water-air exchange processes for several months every year (Figure 4). In water bodies, the distribution of PCBs between the dissolved and suspended particulate phase largely depends on the concentration of particulate organic carbon, which creates a link with the biological productivity of the water system.

The fugacity model for the Lake Baikal region uses POPCYCLING-Baltic, an existing fugacity model of persistent organic pollutant fate in the Baltic Sea region (Wania *et al.*, 2000), as a reference and adopts many of the process descriptions from that model. Specifically, like POPCYCLING-Baltic, the new Baikal model includes atmospheric, aquatic, and terrestrial sub-systems, each of which is split into several sub-regions. Presently, the only horizontal transport process between the sub-regions is atmospheric advection. If PCB concentrations and amounts in water turn out to be significant, riverine currents and lake water mixing can also be included. Vertical motion in air is not considered due to the comparatively small size of the region, the high uncertainty in the emission

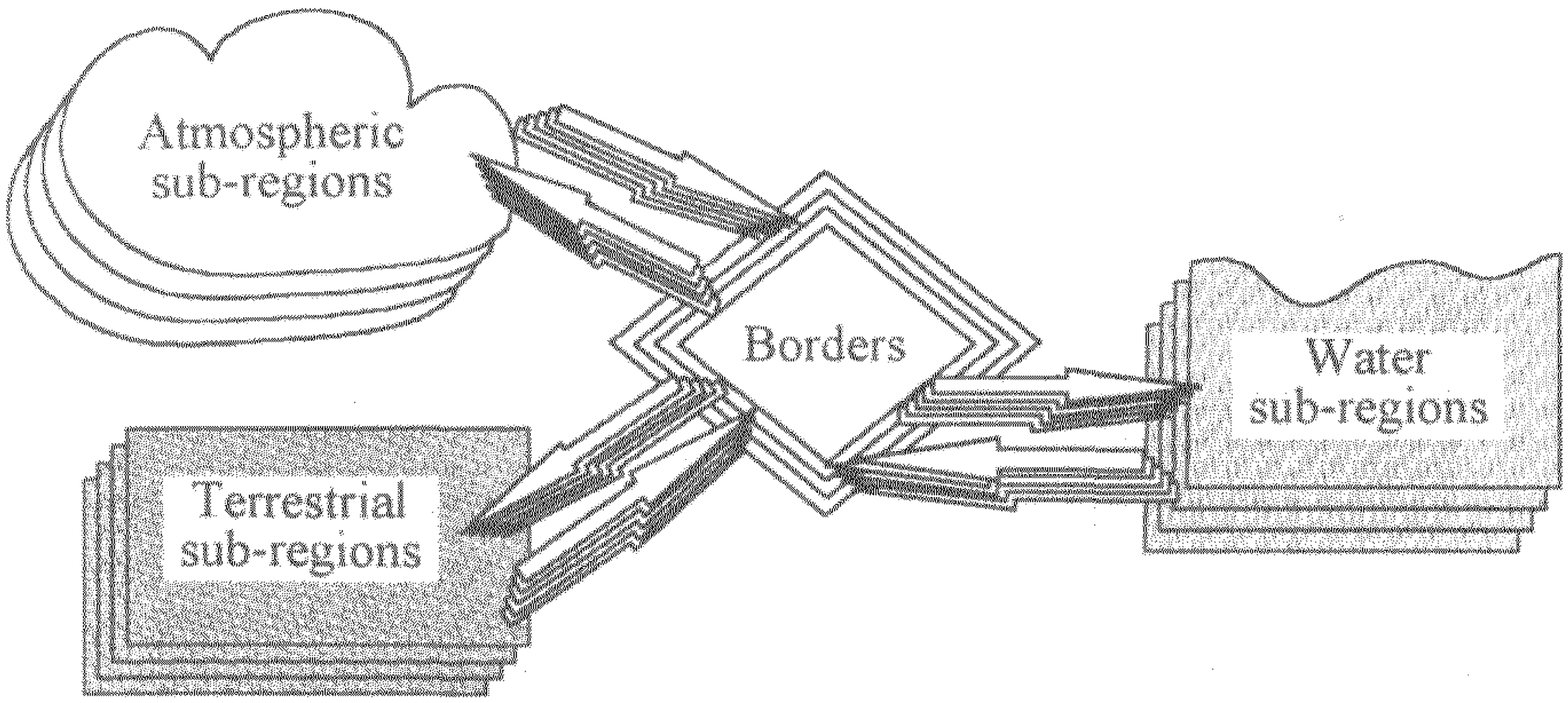


Figure 4. The main model compartments and the exchange fluxes between them.

source specification, and the paucity of meteorological data for the region. The atmospheric compartment therefore consists of just one well-mixed atmospheric boundary layer of about 1 km height.

The description of atmospheric transport will be based on climatological coefficients computed by means of a dispersion model such as DMAT. Non-uniformity of the pollution pattern as revealed by the numerical experiment justifies the asymmetric split of the domain highlighting the prevailing transport direction (Figures 1 and 3). However, limitations of the meteorological data may dilute the advantages of such split, because the spatial resolution of the fugacity model exceeds for some sub-regions that of the meteorological data and, consequently, that of the atmospheric transport coefficients. These uncertainties have to be taken into account during the planning and analysis of model runs.

The aquatic sub-systems describing both Lake Baikal and the Angara River each consist of a stacked column of the bottom sediments and the overlying well-mixed water column. PCB exchange between water and sediment occurs by diffusion of the dissolved fraction and by sedimentation and re-suspension of particulate organic carbon contaminated with PCBs. During winter time the lake is covered with ice, which prevents all water-air exchange from occurring.

The terrestrial sub-systems include compartments representing deciduous and coniferous forest, different types of soil and, during wintertime, snow. The water budget within the terrestrial sub-systems and the exchange with aquatic and atmospheric sub-systems are derived based on literature data on river discharge, precipitation rates (rain and snow) and evaporation. In contrast to the POPCYCLING-Baltic model (Wania *et al.*, 1999), the model for the Lake Baikal region explicitly distinguishes between deciduous and coniferous forest, and takes into account the impact of snow and ice on contaminant exchange with the surface compartments.

The model is programmed in such a manner as to provide much more flexibility for the user, allowing the modification of virtually all model parameters

and even the alteration of the segmentation of the model domain into sub-regions. This overcomes one of the main limitations of POPCYCLING-Baltic, and will make the new model easily adaptable to describing the fate of a persistent organic pollutant in virtually any other user-defined region. This high level of the program flexibility is reached via an object-oriented programming style combined with intensive use of relational databases for storing both the model parameters and the simulation results.

Briefly, the model class hierarchy consist of four sets of classes. The clTask class occupies the top level of the model class hierarchy. The internal database keeps a set of clTask objects, each of which contains a complete description of the model configuration for a particular project or region. For example, the setup for the Lake Baikal project region is one of these objects, and the Baltic Sea region described by POPCYCLING-Baltic could be another.

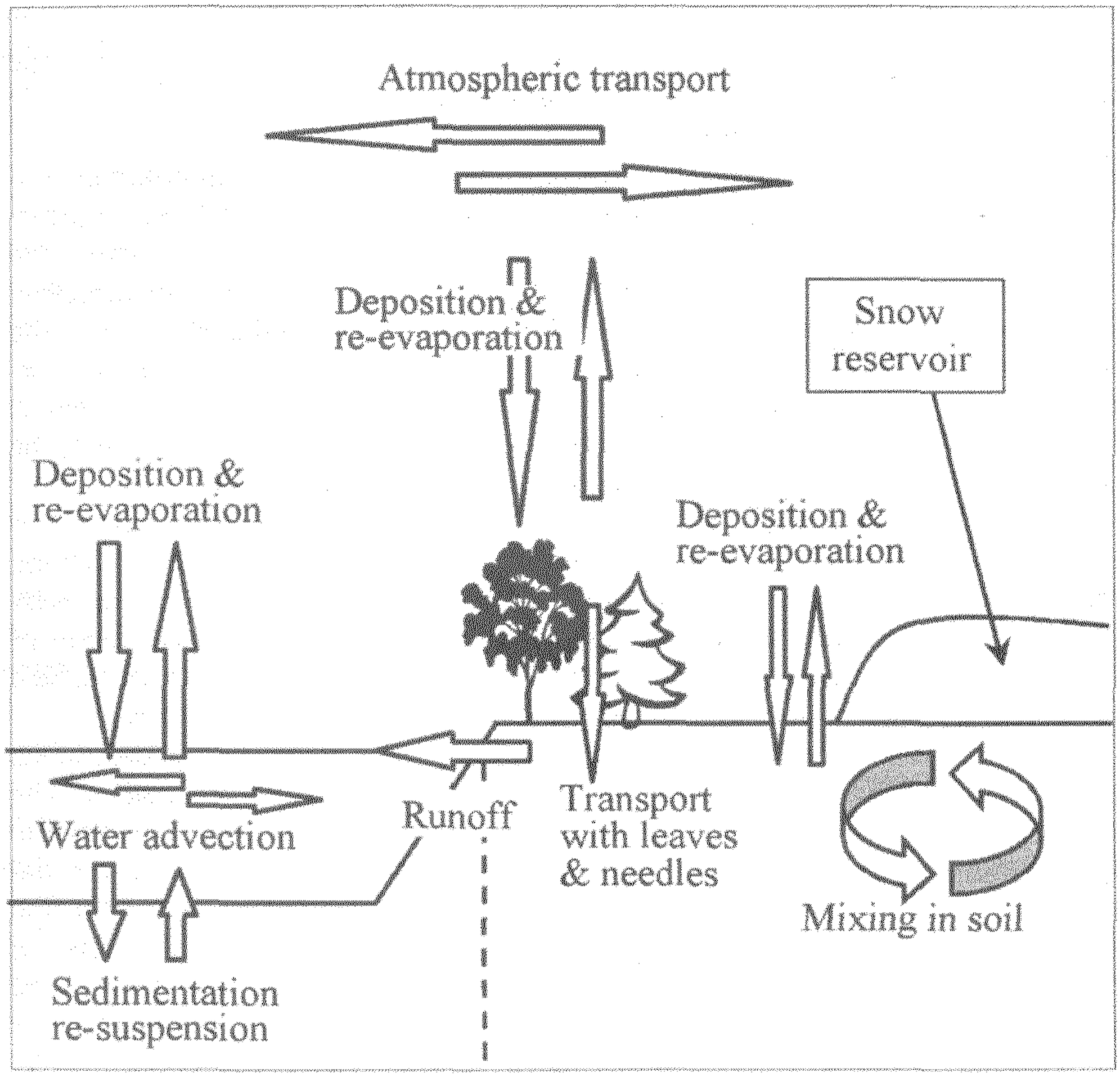


Figure 5. Scheme of the media and pollution fluxes between the model compartments

At lower levels of the hierarchy, there are three main compartment classes: clAir, clWater and clTerrestrial. They encapsulate the main model functionality. Exchange between these compartments, as well as between the regions, is handled via the communication classes clBorder and clTransfer, which ensure the system integrity (Figure 5). Finally, the individual chemical properties are managed via the class clSubstance.

Dynamic objects of all classes are created and destroyed following the user requests, so that the new task setup can be created within one working session without re-compiling the model. Once created, the objects store themselves to the internal database for future reference.

Summary

The current project, sponsored by INTAS (contract 00140) is a multi-disciplinary study of the PCB pollution of the Lake Baikal region. It builds upon earlier studies that had documented high levels of PCBs in soil, vegetation, biota and humans. The modelling part of the project is based on the fugacity approach, with the development and configuration of a region-specific multimedia model as one of the project goals. In order to provide a solid basis for the fugacity model configuration, a numerical experiment with the atmospheric dispersion model DMAT was conducted. The model experiment confirmed that non-uniformity of the long-term pollution pattern is quite severe. This was observed at both annual and multi-annual averaging levels, and for two independent meteorological data sets. However, in the model the polluted sector is wider than the Angara river valley and covers large part of Lake Baikal and nearby terrestrial areas. Daily patterns of atmospheric dispersion can sometimes differ from the mean one, depending on the meteorological conditions. However, statistically this uncertainty is quite small and occurs less than 20 % of the time. The presence of only a small fraction of the emitted mass above the atmospheric boundary layer suggests that a single atmospheric layer is a fair compromise between the desire for detail and the available information and resources.

Acknowledgements

We gratefully acknowledge the financial support of INTAS for this work.

REFERENCES

Bobovnikova, C. I.; Virchenko, E. P.; Dibtseva, A. V.; Yablokov, A. V.; Pastukhov, V. D., 1985. In: *Improvement of regional monitoring of Lake Baikal*; Izrael Yu. A.; Anokhin Yu. A., Eds. Hydrometeoizdat: Leningrad, 1985, pp. 49—54. (Бобовникова Ц. И., Вирченко Е. П., Дибцева А. В., Яблоков А. В., Пастухов В. Д. Морские млекопитающие как индикаторы загрязнения фоновых районов хлорорганическими пестицидами и полихлорбифенилами (1985). — В кн.: Совершенствование регионального мониторинга состояния озера Байкал. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 49—54.)

Bobovnikova, C. I.; Dibtseva, A., 1994. *Baikal as a natural laboratory for global change*. LISNA Publishers: Irkutsk, p. 16—17.

Cowan, C. E.; Mackay D.; Feijtel T. C. J.; van de Meent D.; Di Guardo A.; Davies J.; Mackay N., 1995. *The Multimedia Fate Model: a Vital Tool for Predicting the Fate of Chemicals*. SETAC Press, Pensacola, FL, USA, p.78.

Grosheva, E.; Beim, A.; Renzoni, A.; Bobovnikova, T., 1995. PCBs and Chloroorganic Pesticides in the Lake Baikal Seal Tissues. *Organohalogen Compd.*, *26*, p. 441—445.

Horstmann, M.; McLachlan M. S., 1992. Initial development of a solid-phase fugacity meter for semivolatile organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, *26*, p. 1643—1649.

Kucklick, J. R.; Bidleman, T. F.; McConnell, L. L.; Walla, M. D.; Ivanov, G. P., 1994. Organochlorine in the water and biota of Lake Baikal, Siberia. *Environ. Sci. Technol.*, *28*, p. 31—37.

Kucklick, J. R.; McConnell, L. L.; Bidleman, T. F.; Ivanov, G. P.; Walla, M. D., 1993. Toxaphene contamination in Lake Baikal's water and food web. *Chemosphere*, *27*, p. 2017—2026.

Mackay, D., 2001. *Multimedia Environmental Models — The Fugacity Approach*. 2nd Ed. Lewis Publ., Boca Raton, FL, USA, p. 261.

Malakhov, S. G.; Bobovnikova, C. I.; Dibtseva, A. V.; Siverina, A. V., 1986. In: *Complex global monitoring of biosphere condition;* Izrael Yu. A.; Anohin Yu. A., Eds. Hydrometeoizdat: Leningrad, 1986, p. 113—122. (Малахов С. Г., Бобовникова Ц. И., Дибцева А. В., Сиверина А. В. Глобальное загрязнение природной среды и биоты хлорорганическими пестицидами и полихлорбифенилами (1986). — В кн.: Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. Т.2. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 113—122.)

Mamontov, A. A.; Mamontova, E. A.; Tarasova, E. N.; McLachlan, M. S., 2000. Tracing the sources of PCDD/Fs and PCBs to Lake Baikal. *Environ. Sci. Technol.*, *34*, p. 741—747.

Mamontov, A. A.; Mamontova, E. A.; Tarasova, E. N.; McLachlan, M. S., 1998. PCDD/Fs in soil and sediment from the Baikal region. *Organohalogen Compd.*, *39*, p. 327—330.

Mamontova, E. A.; Mamontov, A. A.; Matorova, N. I.; Tarasova, E. N.; Chuvashev, U. A., 1997. PCB in snow of the Baikal region. *Organohalogen Compd.*, *32*, p. 72—75.

Mamontova, E. A.; Mamontov, A. A.; Tarasova, E. N.; McLachlan, M. S., 1998. PCDDs, PCDFs and PCBs in food from the Irkutsk Oblast, Russia. *Organohalogen Compd.*, *38*, p. 135—138.

Mamontova, E. A.; Mamontov, A. A.; Tarasova, E. N.; McLachlan, M. S., 1998. PCDD/Fs and PCBs in human adipose tissue from the Irkutsk Oblast, Russia. *Organohalogen Compd.*, *38*, p. 131—134.

Mamontova, E. A.; Mamontov, A. A.; Tarasova, E. N.; Kolesnikov, S.; Fürst, P.; Päpke, O.; Ryan, J. J.; McLachlan, M. S., 1999. PCDD/Fs in human milk and blood samples from a contaminated region near Lake Baikal. *Organohalogen Compd.*, *44*, p. 37—40.

McConnell, L. L.; Kucklick, J. R.; Bidleman, T. F.; Ivanov, G. P.; Chernyak, S. M., 1996. Air-water gas exchange of organochlorine compounds in Lake Baikal, Russia. *Environ. Sci. Technol.*, *30*, p. 2975—2983.

Nakata, H.; Tanabe, S.; Tatsukawa, R.; Amano, M.; Miyazaki, N.; Petrov, E. A., 1995. Persistent organochlorine residues and their accumulation kinetics in Baikal seal (Phoca sibirica) from Lake Baikal, Russia. *Environ. Sci. Technol.*, *29*, p. 2877—2885.

Nakata, H.; Tanabe, S.; Tatsukawa, R.; Amano, M.; Miyazaki, N.; Petrov, E. A., 1997. Bioaccumulation profiles of polychlorinated biphenyls including coplanar congeners and possible toxicological implications in Baikal seal (Phoca sibirica). *Environ. Pollut.*, *95*, p. 57—65.

Surnina, N. N.; Anokhin Yu. A.; Kirukhin, V. P.; Mitroschkov, A. V., 1991. In: *Monitoring of Lake Baikal condition*; Izrael Yu. A.; Anokhin Yu. A., Eds. Hydrometeoizdat: Lenin-

grad, 1991, p. 54—59. (Сурнина Н. Н., Анохин Ю. А., Кирюхин В. П., Митрошков А. В. Загрязнение воздушного бассейна Приангарья и Прибайкалья полихлорированными бифенилами (1991).— В кн.: Мониторинг состояния озера Байкал. — Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 54—59.)

Safe, S., 1994. Polychlorinated-biphenyls (PCBs) — environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol., 24*, p. 87—149.

Sofiev M., 2000. A model for the evaluation of long-term airborne pollution transport at regional and continental scales. *Atmosph. Environ., 34*, N 15, p. 2481—2493.

Sofiev M., 2002. Extended resistance analogy for construction of the vertical diffusion scheme for the dispersion models. *J. Geoph. Res. — Atmosphere, 107*, D12, doi: 10.1029/2001JD001233.

Tarasova, E. N.; Mamontov, A. A.; Mamontova, E. A.; Klasmeier, J.; McLachlan, M. S., 1997. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in Baikal seal. *Chemosphere, 34*, p. 2419—2427.

Wania, F.; Mackay, D., 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol., 30*, p. 390A—396A.

Wania, F.; Mackay, D., 1999. The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. *Environ. Pollut., 100*, p. 223—240.

Wania, F.; McLachlan, M. S., 2001. Estimating the influence of forests on the overall fate of semivolatile organic compounds using a multimedia fate model. *Environ. Sci. Technol., 35*, p. 582—590.

Wania, F.; Persson, J.; Di Guardo, A.; McLachlan, M. S., 1999. The POPCYCLING-Baltic model. A non-steady state multicompartment mass balance model of the fate of persistent organic pollutants in the Baltic sea environment. *Norwegian Institute for Air Research (NILU), Technical Report and Computer Program*. 76 p.

ОЦЕНКА ЭМИССИИ МЕТАНА ПОЧВАМИ ТУНДРЫ И ЛЕСОТУНДРЫ В РОССИИ

В. И. Егоров

РФ, 107258 Москва, Глебовская ул. 20Б, Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, ofm@mail.ru

Реферат. Одним из наиболее важных природных источников поступления метана в атмосферу в глобальном масштабе является его эмиссия почвой увлажненных территорий (тундра, лесотундра, болота). Имеющиеся оценки ежегодной эмиссии метана почвой, полученные ранее для территории СССР, изменяются в достаточно широком диапазоне (11—39 Тг). Оценка суммарной природной эмиссии метана почвами России выполнена только в одной работе и составляет 30 Тг в год. В данной работе на основе анализа имеющихся литературных данных об удельной эмиссии для почв тундры и лесотундры, а также современной информации о площади их территории в России выполнена оценка поступления метана от этого природного источника в атмосферу. Оно составляет 21,2 Тг в год. Приводятся результаты сравнительной оценки вклада эмиссии метана почвами соответствующих территорий России в его глобальную эмиссию.

Ключевые слова. Эмиссия метана, природные увлажненные территории, тундра, лесотундра, метаногены, метанотрофы, вегетационный период.

AN ASSESSMENT OF METHANE EMISSIONS FROM TUNDRA AND FORESTED TUNDRA SOILS IN RUSSIA

V. I. Egorov

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS. 20B, Glebovskaya str., 107258 Moscow, Russia, ofm@mail.ru

Abstract. Methane emission from soils of natural wetlands (tundra, forested tundra, bogs) is an important global source of atmospheric methane. Assessments of the annual methane emissions from soils earlier made for the USSR territory varied within a wide range (11—39 Tg). So far, an assessment of methane emissions from soils in Russia was performed in a single publication only. Its estimated value was 30 Tg per year. Natural methane emissions from tundra and forested tundra soils to the atmosphere are re-estimated in this paper on the basis of literature data on specific emissions typical of these biomes and data on areas of these biomes within Russia territory. The total equals to 21,2 Tg per year. Results of comparative assessment of the contribution of methane emissions from respective territories of Russia into the global methane emission are given.

Keywords. Methane emission, natural wetlands, tundra, forested tundra, methanogens, methanotrophic bacteria, vegetation period.

Введение

Метан является приоритетным парниковым газом, играющим также важную роль в химии атмосферы. Регистрируемый за последние 20 лет рост содержания метана в атмосфере в глобальном масштабе наряду с увеличением концентрации других парниковых газов (Climate monitoring and Diagnostic Laboratory Summary Report, 2002) может при сохранении наблюдаемой тенденции уже к середине настоящего столетия привести к заметным экологическим последствиям, связанным с потеплением климата.

Одним из возможных следствий этого процесса может быть оттаивание верхних слоев вечной мерзлоты на обширных территориях северных районов и увеличение эмиссии метана почвой в атмосферу, приводящей к возрастанию концентрации метана. В этой связи выполнение оценки величины современного потока метана от поверхности почвы и тенденций его изменений представляется актуальной задачей.

Эмиссия CH_4 почвой увлажненных территорий является одним из существенных его глобальных источников. Согласно имеющимся мировым данным, ее величина составляет примерно 110 Тг ежегодно (Matthews, 1987). Приведенное значение не включает в себя эмиссию метана с территорий, используемых в сельском хозяйстве, и определяется только действием природных факторов. По оценкам, глобальная эмиссия метана природными и антропогенными источниками составляет 535 Тг в год (IPCC WG1, 1995).

Образование метана в почве происходит за счет микробиологического разложения органических веществ в анаэробных условиях (метаногенез). Для обеспечения роста метаногенных бактерий необходимо ограниченное число субстратов, включая водород, углекислый газ, метанол, ацетат, метиламин, оксид углерода и метилсульфид. Указанные субстраты образуются в почве в качестве продуктов жизнедеятельности других видов микроорганизмов, участвующих в процессах разложения сложных органических соединений (например, целлюлозы, протеинов, растительных остатков) в аэробных условиях (Заварзин, 1999; Wolin, 1987).

Наряду с процессами метаногенеза в почве (в основном ее поверхностном слое) происходит и микробиологическое окисление метана в аэробных условиях. Наиболее важными субстратами, необходимыми для роста метаноокисляющих (метанотрофных) бактерий, являются, прежде всего, метан и углеводороды, содержащие один атом углерода. Одним из основных продуктов окисления метана является углекислый газ.

Метанотрофы окисляют не только метан, содержащийся в атмосферном воздухе, но и метан, образующийся в почве в результате метаногенеза и поступающий в ее поверхностный слой из более глубокой, анаэробной

зоны. Так, например, для условий кислых почв (pH = 3,5...5) метанотрофными бактериями может окисляться от 10 до 90 % метана, образующегося в анаэробных условиях (Hanson, 1996).

Для условий почв зоны вечной мерзлоты районами наиболее эффективной деятельности метанотрофных бактерий являются участки с сухой почвой, топографические высоты.

Сообщества метаногенных и метанотрофных бактерий в почве находятся в достаточно неустойчивом равновесии, определяемом не только содержанием в почве необходимых для роста бактерий субстратов, но и ее физико-химическими характеристиками (pH, минерализация, температура, содержание кислорода и влажность) (Hanson, 1996).

Обширные зоны тундры и лесотундры характеризуются низкой температурой, высокой влажностью заболоченной почвы, наличием водонасыщенного слоя торфа в вегетационный период. Указанные условия являются наиболее благоприятными для жизнедеятельности метаногенных бактерий, обусловливающих в качестве результирующего эффекта конкуренции процессов метаногенеза и окисления метана в почве его эмиссию в атмосферу (Заварзин, 1999; Cycerope, 1988).

Результаты оценки эмиссии метана почвой, полученные для территории бывшего СССР, в целом изменяются в широком интервале значений – от 11 Tr (Andronova, Karol, 1993) до 39 Tr (Rozanov, 1995). В более поздней работе на основании обобшения имеющихся данных с использованием классификации почв, предложенной ФАО, было получено оценочное значение ежегодной эмиссии метана почвами для территории России, составляющее 30 Tr ежегодно (Zelenev, 1996). Данные оценки суммарной эмиссии метана почвами зоны тундры и лесотундры, занимающих около 30 % территории России, в литературе отсутствовали.

Увлажненные почвы зоны северных территорий являются важным природным источником поступления метана в атмосферу северного полушария. Согласно имеющимся в литературе данным, величина ежегодной эмиссии метана с указанных территорий может изменяться от 25 до 33 Tr (Asselman, 1989; Matthews, 1987).

Методология

Для оценки потока метана в атмосферу с поверхности почвы используется величина эмиссии метана с единицы площади ее поверхности за единицу времени (удельная эмиссия). Для получения данных об удельной эмиссии метана исследуемым участком почвенного покрова обычно используются специальные камеры. Поверхности камер изолируют, чтобы предотвратить поступление атмосферного метана из окружающего воздуха в ее объем. Одна из поверхностей камер, которая устанавливается на грунт, остается открытой. Расчет эмиссии метана с поверхности почвы осу-

ществляется на основании данных измерений поступающего в объем камеры метана и его изменений со временем (Svensson, 1980).

Удельная эмиссия метана может также определяться на основании анализа данных наблюдений за вертикальным градиентом его концентрации над подстилающей поверхностью в нижних слоях атмосферы. Величина эмиссии метана почвой определяется произведением его удельной эмиссии на величину площади территории и период времени, для которого выполняется оценка потока метана в атмосферу.

Для территорий тундры и лесотундры высоких широт северного полушария величина удельной эмиссии метана, согласно имеющимся мировым данным, изменяется в очень широком диапазоне (от 0,015 до 0,4 г/ (сут · м^2)) (Asselman, 1989; Panikov, 1995; Sebacher, 1986; Svensson, 1980; Whalen, 1988). Наблюдаемое различие значений этой величины для почвы северных районов обусловлено различием ряда факторов, влияющих на величину удельной эмиссии метана, включая температуру, влажность, pH почвы, видовой состав и плотность растительного покрова, количество и состав органического материала и питательных веществ в почве (Clymo,1984). Наиболее высокие значения эмиссии метана наблюдаются в теплый период (июнь—сентябрь) при высокой влажности почвы (Whalen, 1988; Svensson, 1984; Sebacher, 1986). Группа данных, характеризующаяся низкими значениями удельной эмиссии метана (0,015—0,06), относится, как правило, к условиям „сухой" тундры (поверхности кочек, топографические высоты). Для переувлажненных территорий значение удельной эмиссии метана составляет 0,1—0,3 г/(сут · м^2). Приведенные значения были получены для северных районов Аляски и Скандинавии (Sebacher, 1986; Svensson, 1984). На основании анализа имеющихся мировых данных измерений удельной эмиссии метана почвой для территории тундры и лесотундры ее среднее значение принимается равным 0,2 г/(сут · м^2) (Matthews, 1987). Приведенное значение удельной эмиссии было использовано в настоящей работе для оценки потока метана в атмосферу почвой тундры и лесотундры для территории России.

Наряду с данными об удельной эмиссии, для оценки объема метана, поступающего в атмосферу с поверхности почвы, необходима информация о площади рассматриваемой территории. Согласно современным данным, полученным с использованием „Почвенной карты РСФСР" масштаба 1 : 2 500 000, общая площадь территории, занимаемой тундрой и лесотундрой в России, составляет 106 млн.га (Вомперский, 1994).

При выполнении оценки эмиссии метана использовалась величина вегетационного периода для зоны тундры и лесотундры, составляющая 100 дней (Заварзин, 1999; Matthews, 1987). В остальное время года в условиях промерзания поверхностного слоя почвы эмиссия метана в атмосферу с территории тундры и лесотундры пренебрежимо мала по сравнению с соответствующей величиной в вегетационный период (Matthews, 1987).

Согласно проведенному расчету, эмиссия метана почвой зоны тундры и лесотундры в России составляет 21,2 Тг/год. В связи с тем что определенная часть территории тундровой зоны России может соответствовать условиям „ сухой ” тундры, приведенное выше значение следует рассматривать как верхнюю границу величины эмиссии.

Обсуждение

Результаты оценки эмиссии метана почвами тундры и лесотундры территории России были получены впервые. Определение суммарной ежегодной эмиссии метана почвой для всей территории РФ было выполнено только в одной работе. Согласно полученным автором этой работы данным, эта величина составляет 30 Тг/год (Zelenev, 1976). Сравнение полученных в настоящей работе данных с величиной суммарной эмиссии метана почвой для увлажненных территорий России свидетельствует о важной роли северных районов как источника поступления метана в атмосферу. Почвы заболоченных районов умеренных и южных широт обладают меньшей продуктивностью в качестве источников метана по сравнению с почвой зоны тундры и лесотундры. Так, например, ежегодная эмиссия метана почвой для заболоченных районов умеренных широт Западной Сибири оценивается значением 1,7 Тг/год (Panikov, 1995).

Существование значительного градиента эмиссии метана почвой увлажненных территорий северного полушария в направлении север—юг отмечается и в глобальном масштабе. Наиболее низкими значениями этой величины характеризуются территории, находящиеся в широтной зоне 50—20° с. ш. (Matthews, 1987).

По своей абсолютной величине вклад зоны тундры и лесотундры России как источника метана в его глобальную эмиссию почвой указанных территорий, расположенных в России, США, Канаде, Скандинавии, достаточно велик. Имеющаяся в мировой литературе информация позволяет оценить суммарное значение этой величины, составляющее 33,2 Тг/год (Matthews, 1987; Cycerone, 1988).

Работа выполнена при поддержке РФФИ, грант 01-05-64686.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Вомперский С. Э., Иванов А. И., Цыганова О. П. и др., 1994. Заболоченные и органогенные почвы и болота России и запас углерода в их торфах. — Почвоведение, № 12, с. 17—25.

Заварзин Г. А., Васильева Л. В., 1999. Цикл метана на территории России; круговорот углерода на территории России / Под ред. Г. А.Заварзина. — М.: Изд. Министерства науки и технологий РФ, с. 202—230

Andronova N. G., Karol I. L., 1993. The contribution of USSR sources to global methane emission. — Atmosphere, N 26, p. 111—126.

Asselman I., Crutzen P. G., 1989. Global distribution of natural freshwater and rice paddies, their net productiviti and possible methane emission.— J. Atm. Chem., N 8, p. 307—358.

Climate monitoring and Diagnostic Laboratory Summary report N 26, 2000—2001, p. 37—38 NOAA, ed. by R. C. Schnell, Daniel B. Boulder Colorado, 2002.

Climo R. S., 1984. The limits of peat bog growth.— Phil. Trans. Royal Soc., N 13, p. 605—654.

Cycerone R. J., Oremland B. S., 1988. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. — Global Biogeochemical Cycles, v. 2, N 4, p. 299—327.

Dlugokencky E. J., Masaric K. A., Land M., Tang P. P., 1998. Continuing decline in the growth rate of the atmospheric methane burden.— Nature, v. 393, N 6684, p. 447—450.

IPCC W.G.: Climate Change 1995, 1995. Contribution of Working Group 1 to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. — Cambridge Univers. Press, New York, USA.

Hanson R. S., Hanson T. E., 1996. Methanotrophic bacteria. — Microbiological Reveiws, v. 602, p. 439—441.

Matthews E., Fung I., 1987. Methane emission from natural wetlands. Global distribution area, and environmental characteristics of sources.— Global Biogeochemical Cycles. v. 1, N 1, p. 61—86.

Panikov N. S., Sizova M. V., Zelenev V. V., 1995. Methane and carbon dioxide emission from some Vasyugan Wetlands: Temporal and spatial variation of fluxes.— Ecolog. Chem., N 4 (1), p. 13—23.

Rozanov A. B., 1995. Methane emission from forest and agricultural land in Russia. Report WP-95 31.Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis.

Sebacher D. T., Harriss R. C., Bartlet K. B., 1986. Atmospheric methane sources. Alaskan tundra logs, an alpine fen and a subarctic boreal marsh. — Tellus, N 38B, p. 1—10.

Svensson B. H., 1980. Carbon dioxide and methane fluxes from the ombrotrophic part of a subarctic mire.— Ecolog. Bull. (Stockholm), N 30, p. 235—250.

Svensson B. H., 1984. Different temperature optima for methane formation when enrichment from acid peat are supplemental with acetate or hydrogen. — Appl. Envir. Microbiol., N 48, p. 389—394.

Svensson B. H., Rosswall T., 1984. In situ methane production from acid peat in plant communities with different moisture regimes in a Subarctics mire — Oikos, N 43, p. 341—350.

Whalen S. C., Reeburgh W. S., 1988. Methane flux time series for tundra environments. — Global Biogeochemical Cycles, N 2, p. 399—409.

Wolin M. J., Miller T. L., 1987. Bioconversion of organic carbon to CH_4 and CO_2.— Geomicrobiol., N 5, p. 239—260.

Zelenev V. V., 1996. Assessment of the average annual methane flux from the soils of Russia. — Report WP-96-51, Laxenburg, Austria. International Institute for Applied System Analysis. — 45 p.

СОДЕРЖАНИЕ ОЗОНА В ПРИЗЕМНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ КУРОРТНЫХ РАЙОНОВ И КРУПНЫХ ГОРОДОВ

С. Н. Котельников*, В. А. Миляев, Е. В. Степанов

РФ, 119991 Москва, ул. Вавилова, д. 38, Институт общей физики РАН, KotelnikovSN@ yandex.ru

Реферат. Представлены результаты наблюдений за приземной концентрацией озона, проведенных в г. Таруса (курортное место в Московской области) и в Москве летом 2002 г. Проводится сравнение с результатами аналогичных наблюдений, выполненных летом 1994 г. на Украине, на территории Карадагского природного заповедника (Крым, курортный регион) и в Киеве. На материалах этих синхронных измерений показано, что концентрации озона в городской атмосфере были ниже, чем в атмосфере курортных мест.

Ключевые слова. Загрязнение атмосферы, мониторинг, приземная концентрация, большие города, курортные территории.

GROUND-LEVEL OZONE CONTENT IN THE ATMOSPHERE OF RESORT AREAS AND LARGE CITIES

S. N. Kotelnikov*, V. A. Milyaev, E. V. Stepanov

Institute of General Physics of RAS, 38, Vavilova str., 119991 Moscow, Russia, KotelnikovSN@ yandex.ru

Abstract. Results of the observation of ground-level ozone concentrations performed at Tarusa (a resort area located in the Moscow province) and in Moscow city in summer 2002 are presented. The results are compared with the analogues observational data obtained in 1994 in Ukraine at the Karadag nature reserve (Crimea, the resort region) and Kiev city. These synchronous measurements showed that ozone levels in the resort areas were higher than in the urban ones.

Keywords. Atmospheric pollution, monitoring, surface concentration, large cities, resort areas.

Введение

Озон (O_3) является токсичной примесью атмосферного воздуха, оказывающей в высоких концентрациях негативное воздействие на здоровье человека и растительность. На территории Московской области уровни озона, превышающие предельно допустимые концентрации, отмечаются с девяностых годов прошлого века (Звягинцев и др., 2002). Вследствие особой токсичности озона Всемирная организация здравоохранения включила его

в список пяти основных загрязняющих веществ, содержание которых необходимо контролировать при определении качества воздуха. Нами была проведена серия экспериментов по измерению содержания озона в приземной атмосфере крупных городов — Киева и Москвы, а также курортных районов — Карадагского заповедника (Крым) и г. Тарусы (Калужская область). Полученные результаты позволяют сравнить уровни концентрации приземного озона в атмосфере районов, существенно различающихся по степени урбанизации.

Методы и материалы

Измерения содержания приземного озона в Тарусе производились на базе Тарусского филиала Института общей физики РАН (ИОФ РАН). Здание института расположено в центре города на расстоянии около 200 м от берега р. Оки. Эта часть города расположена в низине. В Тарусе нет промышленных предприятий, и интенсивность движения автотранспорта мала.

Забор анализируемого воздуха осуществлялся на высоте 5 м от земли через фторопластовую трубку. Для анализа воздуха использовался хемилюминесцентный газоанализатор озона марки 3.02 П-А (Россия). Предел допускаемых значений основной относительной погрешности газоанализатора для диапазона 30—500 мкг/м^3 составляет не более ± 20 %. Прибор калибровался по вторичному стандарту озона Стокгольмского университета (Швеция). Время единичного измерения составляло 30 с. Измерения производились только в светлое время суток.

В Москве аналогичный прибор был установлен в ИОФ РАН (ул. Вавилова, 38). Забор анализируемого воздуха осуществлялся через тефлоновый шланг на высоте 15 м от земли. Это позволило в июне—июле 2002 г. также провести измерения озона в Москве и Тарусе одновременно. Наряду с анализом озона в Москве проводился мониторинг оксида углерода. Для этих целей использовался лазерный анализатор оксида углерода (Степанов и др., 1999).

Для анализа и сопоставления результатов были использованы данные одновременных измерений приземного озона в Киеве и в Карадагском заповеднике, полученные нами в 1994 г. при помощи электрохимического анализатора озона марки „Атмосфера-2" (Россия). В Киеве прибор был установлен в центральном районе города на высоте 15 м от земли. В заповеднике забор анализируемого воздуха производился на уровне 2,5 м от земли.

Результаты

На рис. 1—3 приведены диаграммы изменений дневных средних (за 8 ч) значений концентрации приземного озона, а также его максимальных и минимальных уровней (за указанный период осреднения) в атмосфере Тарусы летом 2002 г.

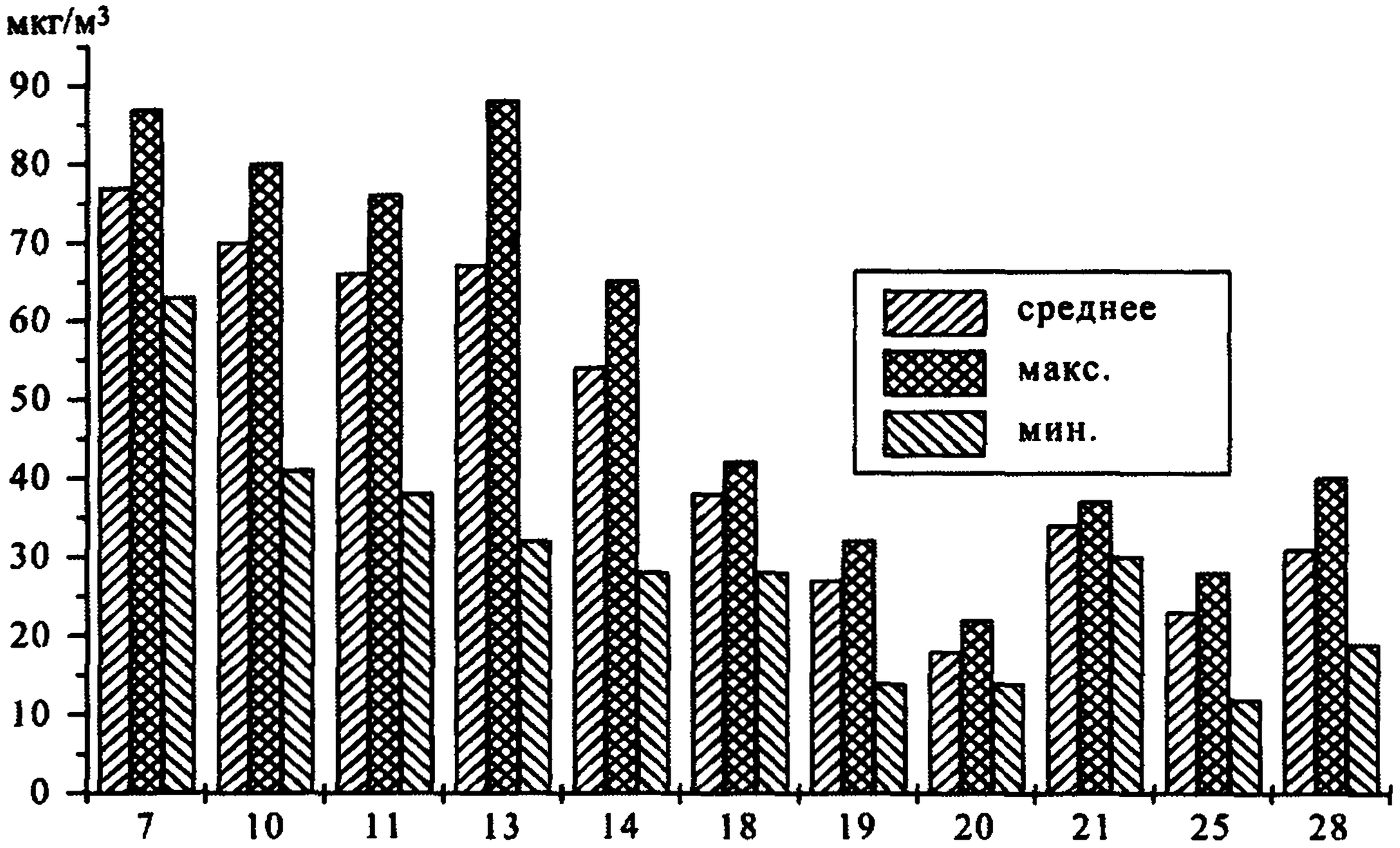


Рис. 1. Временной ход дневных средних концентраций озона (мкг/м^3) в Тарусе в июне 2002 г.

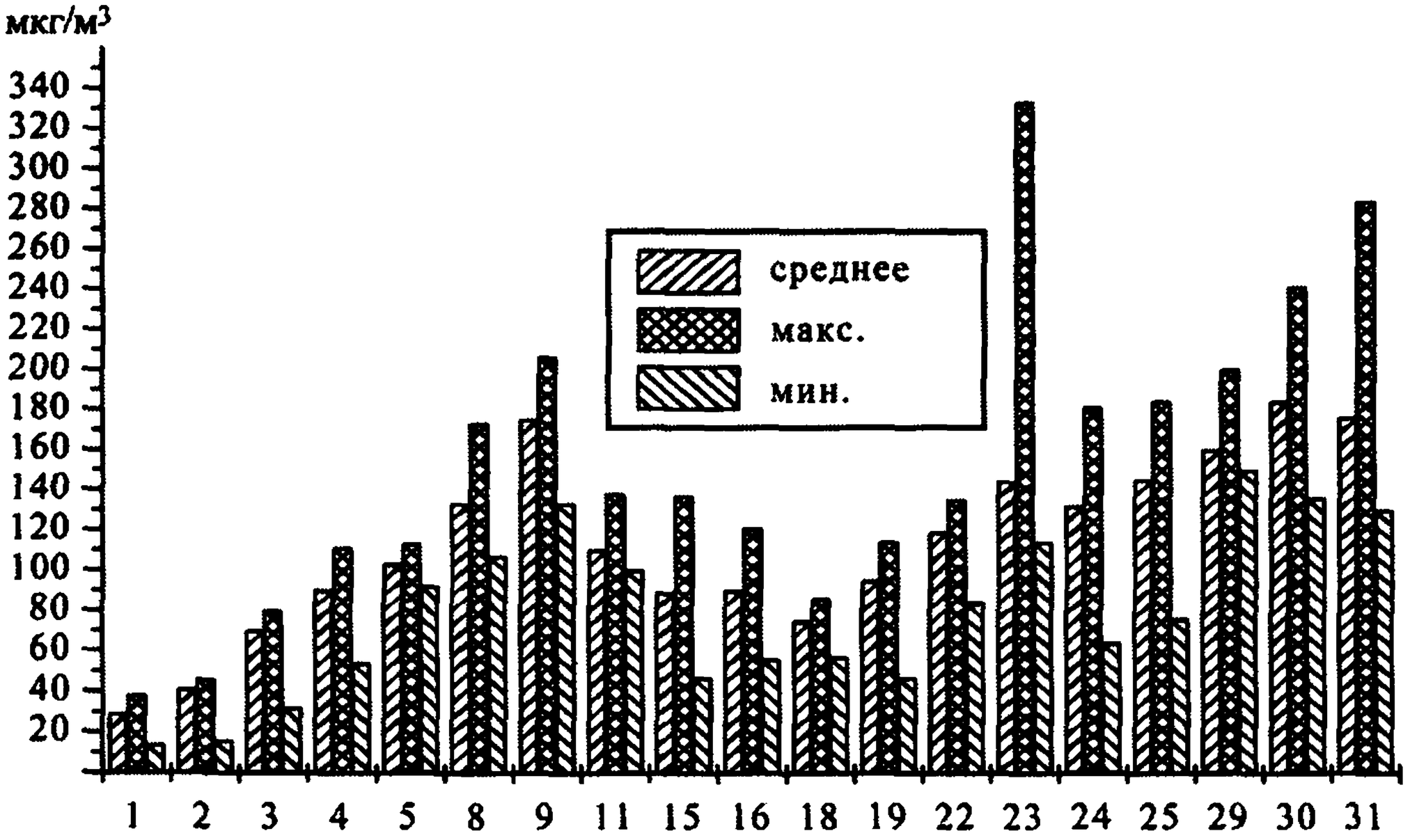


Рис. 2. Временной ход дневных средних концентраций озона (мкг/м^3) в Тарусе в июле 2002 г.

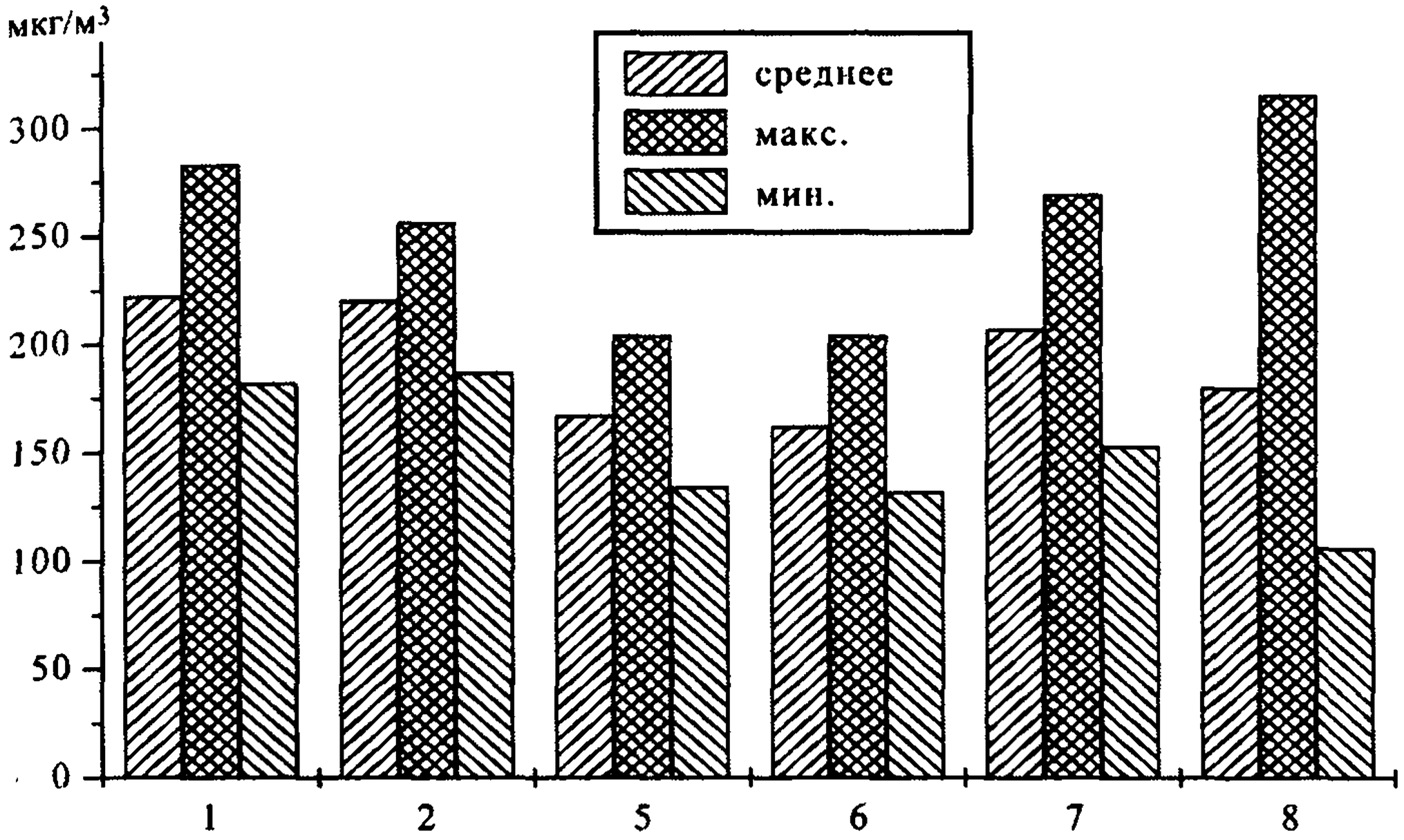


Рис. 3. Временной ход дневных средних концентраций озона (мкг/м^3) в атмосфере Тарусы в начале августа 2002 г.

Из рисунков видно, что июнь отличался умеренными концентрациями приземного озона, а в июле максимальная разовая концентрация озона превысила предельно допустимый уровень (160 мкг/м^3), уже 8 июля составив 173 мкг/м^3. В этот же день концентрация озона превысила и предельно допустимый уровень средних значений, принятый в Европейском Союзе (110 мкг/м^3 за 8 ч), и составила 133 мкг/м^3. Самая высокая максимальная разовая концентрация озона в июле наблюдалась 23 июля (333 мкг/м^3), а самая высокая дневная средняя — 30 июля (184 мкг/м^3). Максимальная разовая концентрация приземного озона в этом месяце в г. Долгопрудном (Московская область) (Звягинцев и др., 2002) составляла: 245 мкг/м^3 8 июля, 226 мкг/м^3 13 июля, 181 мкг/м^3 20 июля, 175 мкг/м^3 22 июля и 222 мкг/м^3 31 июля. В августе самая высокая дневная средняя концентрация озона в Тарусе за время измерений достигала 222 мкг/м^3 (1 августа), а максимальная разовая 315 мкг/м^3 (8 августа). В Долгопрудном 1 августа максимальная разовая концентрация озона составила 242 мкг/м^3 (Звягинцев и др., 2002). Как отмечено в работе Звягинцева и др. (2002), высокие уровни озона в атмосфере Долгопрудного в июле—начале августа сопровождались повышенной температурой воздуха и высоким уровнем солнечной радиации. В Тарусе в это время визуально отмечалась такая же погода.

На рис. 4—5 приведен дневной ход концентрации приземного озона в атмосфере Тарусы и Москвы. За все периоды одновременных измерений

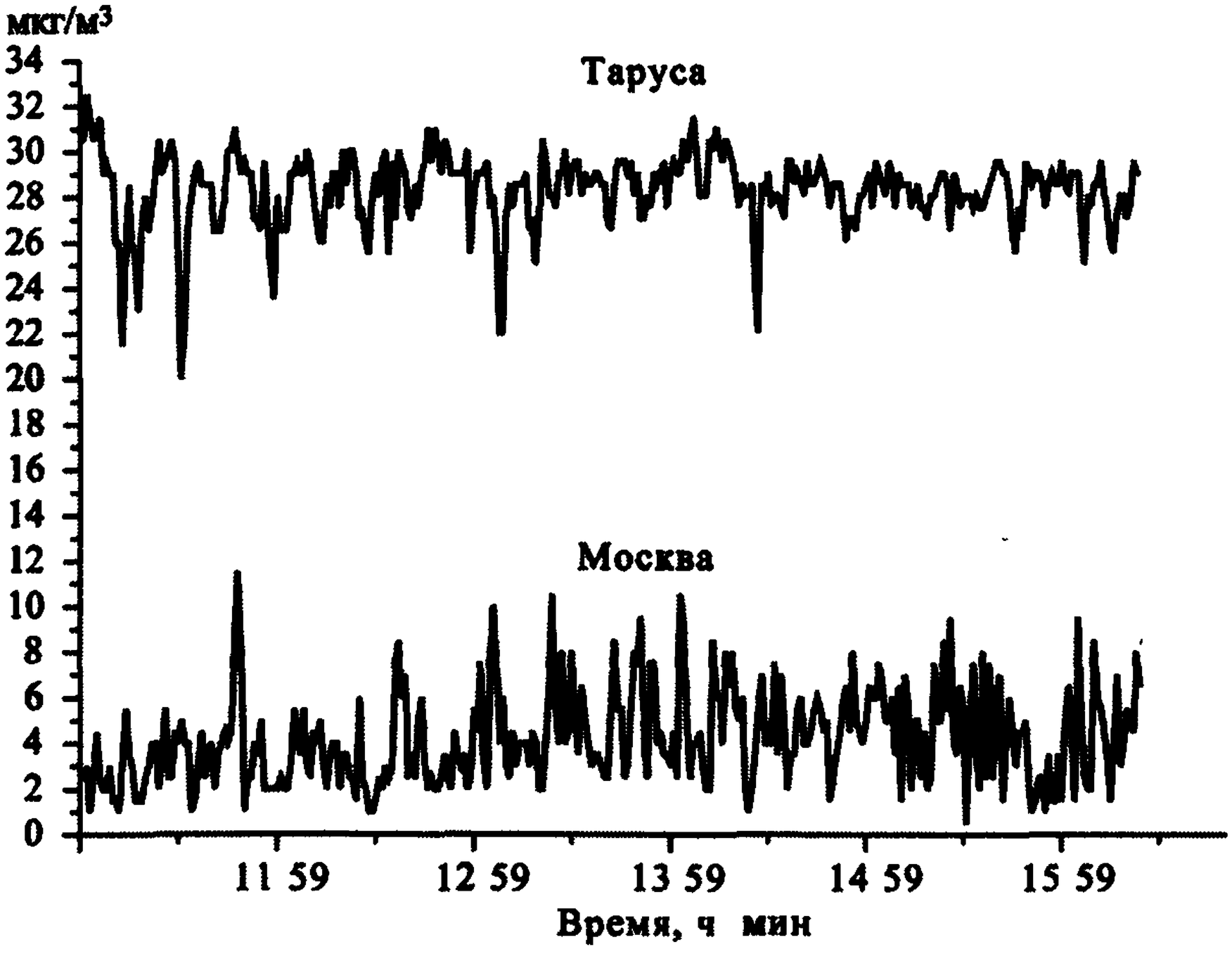


Рис. 4. Содержание озона (мкг/м^3) в приземном слое атмосферы Москвы и Тарусы 26 июня 2002 г. (непрерывные наблюдения).

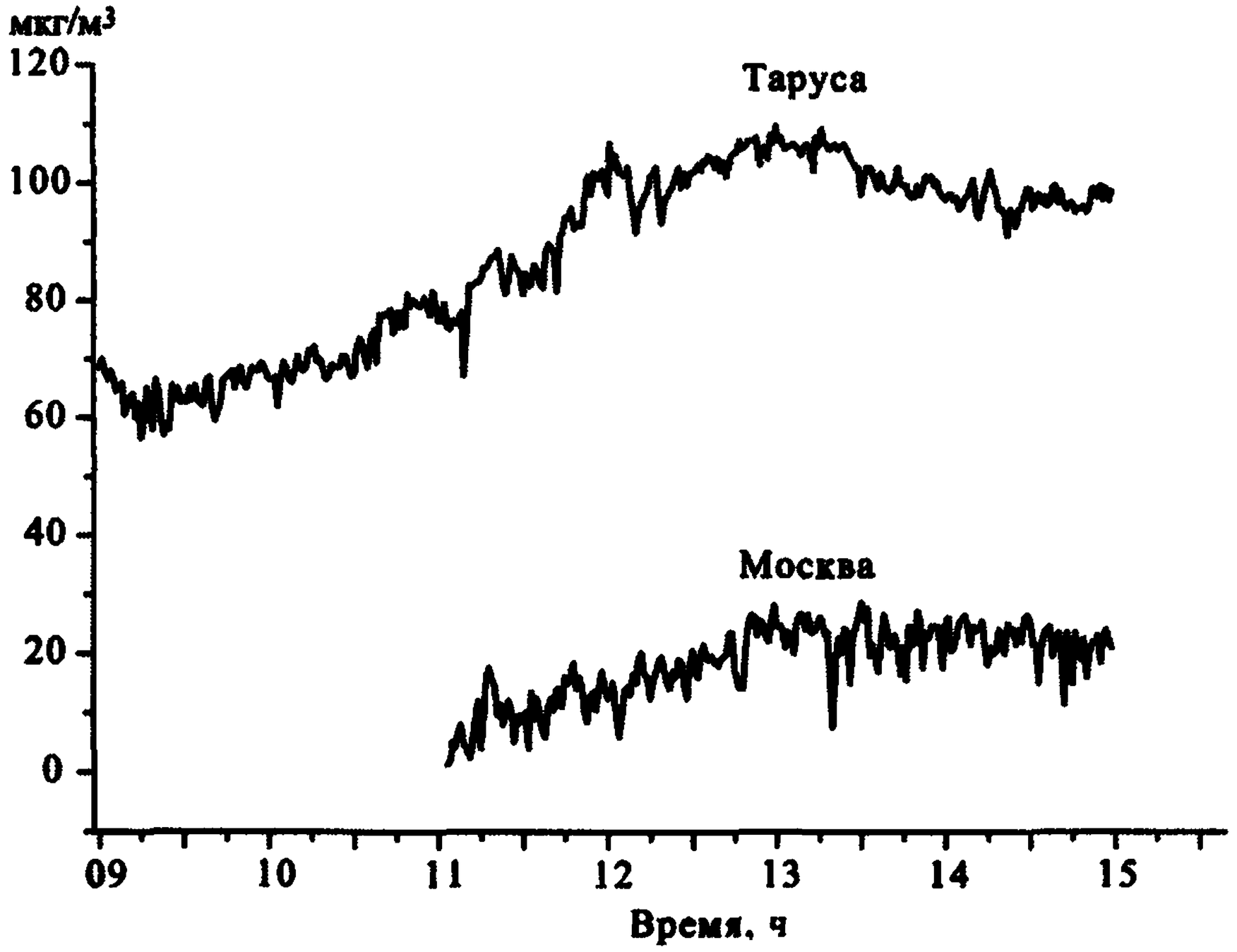


Рис. 5. Содержание озона (мкг/м^3) в приземном слое атмосферы Москвы и Тарусы 4 июля 2002 г.

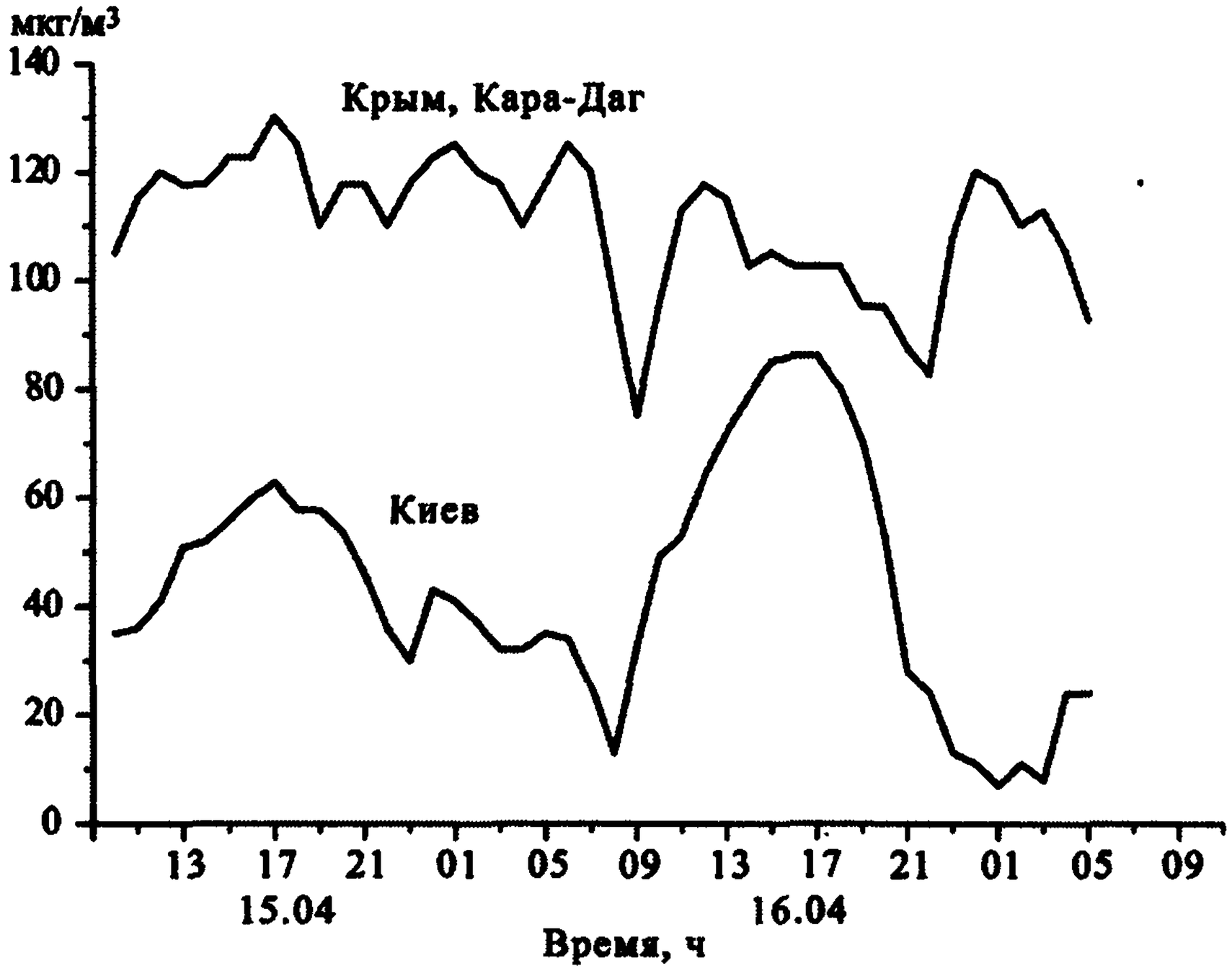


Рис. 6. Среднечасовой ход концентрации приземного озона (мкг/м^3) в атмосфере Киева и Карадагского заповедника 15 и 16 апреля 1994 г.

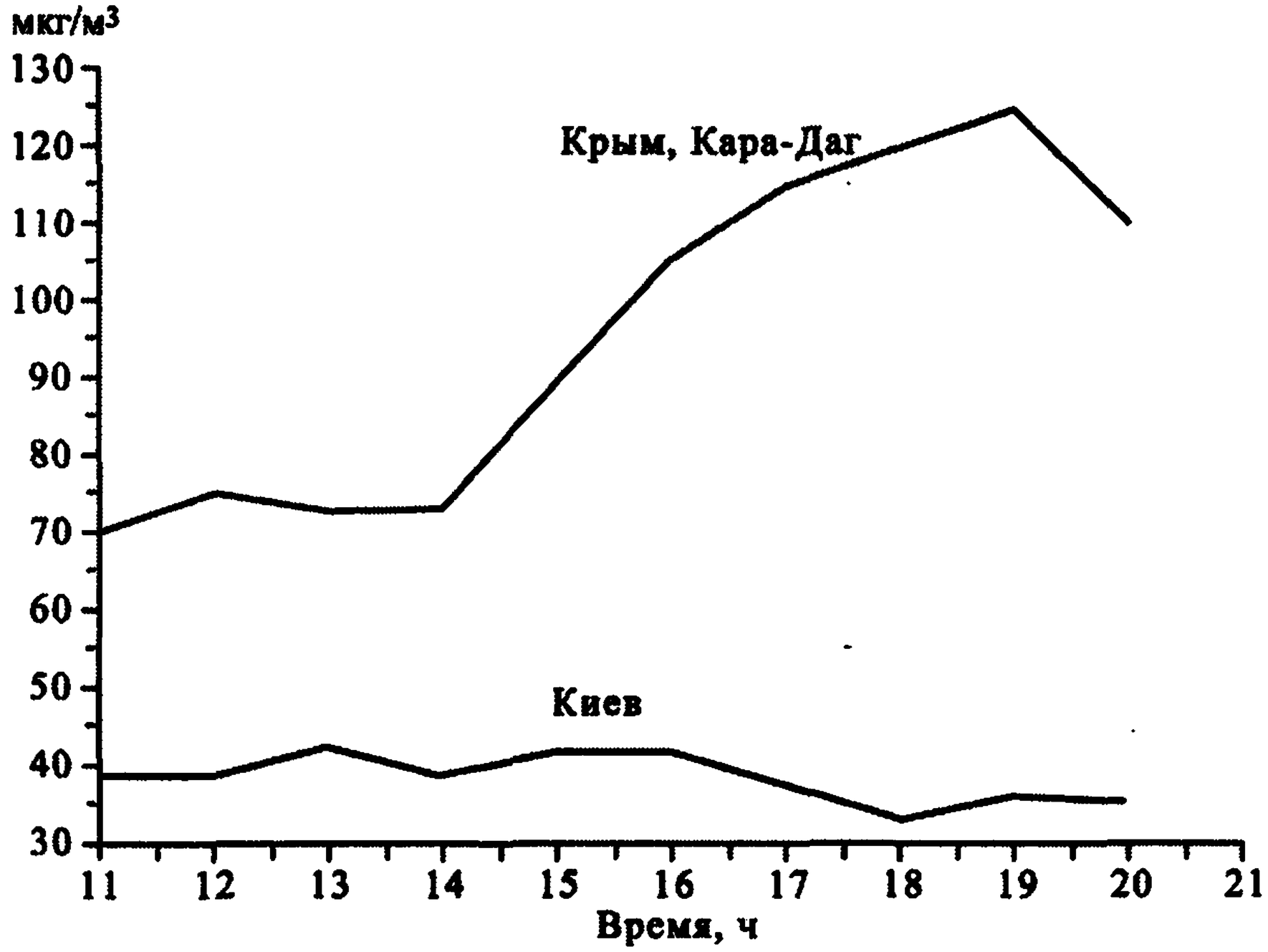


Рис. 7. Среднечасовой ход концентрации приземного озона (мкг/м^3) в атмосфере Киева и Карадагского заповедника 15 июля 1994 г.

приземного озона в Москве и Тарусе концентрация этого газа в курортном месте была значительно выше, чем в загрязненной городской атмосфере.

На рис. 6—7 приведен почасовой ход концентрации озона в приземном слое атмосферы в Киеве и Карадагском заповеднике по данным, полученным при одновременных измерениях в апреле 1994 г. За все периоды наблюдений концентрация приземного озона в атмосфере заповедника была выше, чем в атмосфере Киева.

Для оценки влияния продуктов сгорания, содержащихся в выхлопных газах автотранспорта, на содержание озона в приземном слое атмосферы в районе ИОФ РАН, расположенном рядом с автомобильной магистралью (ул. Вавилова), производились одновременные измерения озона и оксида углерода (CO). На рис. 8 приведены результаты этого эксперимента за 4 июля 2002 г.

В проведенном эксперименте оксид углерода использовался в качестве маркера уровня загрязнений атмосферного воздуха выхлопными газами, в частности оксидом азота. Из рисунков хорошо видно, как при увеличении концентрации CO в атмосфере, сопровождающем увеличение объема выхлопных газов, уменьшается концентрация озона. Наиболее вероятным объяснением наблюдаемой отрицательной корреляции этих данных является взаимодействие оксида азота (NO), содержащегося в выхлопных газах, с озоном, приводящее к уменьшению концентрации последнего.

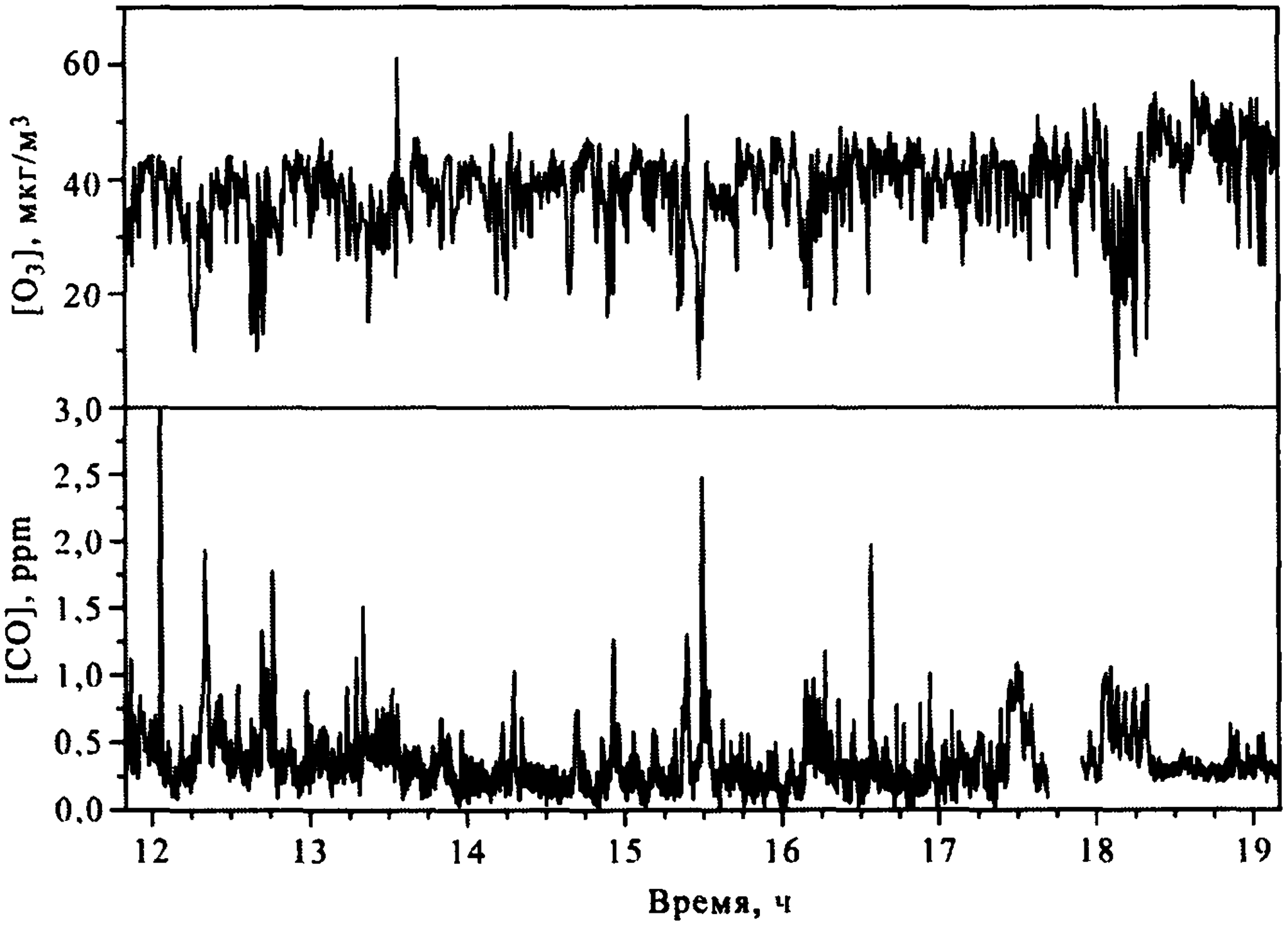


Рис. 8. Изменение концентрации оксида углерода и озона в Москве (улица Вавилова) 4 июля 2002 г.

Дискуссия

Приведенные выше экспериментальные данные об уровне озона в приземном слое атмосферы показывают, что в „чистых" курортных районах в весенне-летнее время могут наблюдаться более высокие концентрации приземного озона, нежели в городской атмосфере, что подтверждает результаты численного моделирования пространственного распределения озона в приземном слое атмосферы в районах с различной степенью урбанизации (Fowler *et al.*, 1999).

Наблюдаемые повышенные уровни концентрации озона (Таруса, Карадагский заповедник) могут оказывать негативное влияние на здоровье населения (Грушко, 1987), состояние и продуктивность наземных растений (Кунина, 1986). При этом может быть причинен определенный ущерб урожаю сельскохозяйственных растений и приросту биомассы (Кунина, 1987).

На территории России рекомендуется создание сети станций по контролю за приземным содержанием озона в районах вне урбанизированных зон.

Благодарность

Авторы выражают благодарность сотруднику НАН Украины Н. А. Гуревичу за предоставленные материалы по содержанию озона в атмосфере Киева и сотруднице Тарусского филиала ИОФ РАН В. В. Сахановой за помощь в проведении измерений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Степанов Е. В. и др., 1999. Многокомпонентный анализатор на основе диодных лазеров для мониторинга газообразных загрязнений в открытой атмосфере. —Оптика атмосферы и океана, т. 12, № 1, с. 64—69.

Звягинцев А. М. и др., 2002. Содержание озона над территорией Российской Федерации в третьем квартале 2002 г. — Метеорология и гидрология, № 11, с. 120—123..

Грушко Я. М., 1987. Вредные неорганические соединения в промышленных выбросах в атмосферу. Справочник. — Л.: Химия, 104 с.

Кунина И. М., 1986. Влияние озона на растения. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеоиздат, т. 9, с. 44—86.

Кунина И. М., 1987. Оценка влияния озона на фитомассу и урожай растений. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеоиздат, т. 10, с. 115—127.

Молдау Х., 1993. CO_2 — обмен растений в условиях озонового стресса. — В кн.: Физиология растений. — М.: Наука, с. 532—537.

Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186-89, 1991. — Государственный комитет СССР по гидрометеорологии, с. 609.

Fowler D., Cape J. N., Coyle M. et al.,1999. Modelling photochemical oxidant formation, transport, deposition and expose of terrestial ecosystems. — Environ Pollution, 100, p. 43—55.

Heggestad H. E., Bennet J. H., 1984. Impact of atmospheric pollution on agriculture. — In: Air pollution and plant life. — John Wiley & Sons Ltd, p. 357—395.

Heck W. W., Cure W. W., Rawlings J. O. et al., 1984. Assessing impacts of ozone on agricultural crops: I, Overview. — JAPCA, vol. 34, N 7, p. 729—735.

Reich P. B., Amundson R. G., 1984. Low level O_3 and SO_2 exposure causes a linear decline in soybean yield. — Environ. Poll. (Ser A), vol.34, N 4, p. 345—355.

WebMDHealth Medical News.

АНТРОПОГЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ И КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД

Т. И. Моисеенко

РФ, 119991, Москва, ул. Губкина, д. 3, Институт водных проблем РАН, tatyana@aqua.laser.ru

Реферат. С позиций экотоксикологического подхода рассматриваются основные закономерности антропогенных изменений в пресноводных экосистемах. Формируется представление о реакции организмов, преобразованиях популяций и реорганизациях сообществ природных водоемов под влиянием сублетальных пролонгированных доз токсичных веществ. Анализируются механизмы адаптации биологических систем в условиях экстремального загрязнения. Обосновываются критерии интегральной оценки „здоровья" экосистемы, исходя из симптомов заболеваемости рыб, а также изменений структуры их популяций и сообществ.

Ключевые слова. Пресноводные экосистемы, загрязнение, экотоксикология, организм, популяция, сообщество, критерии качества вод.

ANTHROPOGENIC VARIABILITY IN FRESHWATER ECOSYSTEMS AND THE CRITERIA FOR WATER QUALITY ASSESSMENT

T. I. Moiseenko

Water Problems Institute of RAS, 3, Gubkina str., 119991 Moscow, Russia, tatyana@aqua.laser.ru

Abstract. The fundamental laws of anthropogenic changes of freshwater ecosystems are considered on the basis of ecotoxicological approach. A concept of reaction of the organisms, transformation of populations and restructuring of communities of natural basins in response to long-term sublethal dozes of toxic substances is given. Mechanisms of adaptation of biological systems under heavy pollution are analyzed. The criteria for assessing the ecosystem "health" based upon symptoms of fish diseases, changes in their populations and communities are justified.

Keywords. Freshwater ecosystems, pollution, ecotoxicology, organism, population, community, criteria water quality.

Введение

Воды суши находятся в числе тех компонентов природы, сознательные преобразования которых человеком или попутные изменения оказались наиболее существенными. Преобразование водосборов, трансграничные

потоки загрязняющих веществ, локальные прямые индустриальные и хозбытовые выбросы, а также неорганизованные стоки приводят к изменению биогеохимических циклов элементов на водосборах и в водоемах, к эвтрофированию, закислению, появлению токсичных компонентов в водной среде. Все это в конечном итоге вызывает деградацию водных экосистем и ухудшает качество вод.

Экологическое нормирование — ключевая проблема формирования системы экологической безопасности. Без достаточно глубокого предварительного изучения свойств экосистем и механизмов формирования их откликов на различные антропогенные воздействия, без получения определенных данных о дозах и их эффектах для конкретных систем сложно предложить как адекватную программу мониторинга, так и рациональные методы сбора и обработки данных (Израэль,1984). Узловыми вопросами нормирования антропогенных воздействий являются критерии пограничных состояний биологических систем (в том числе, „нормы" и „патологии" в состоянии организмов), адаптационных, дестабилизационных и деградационных процессов в популяциях и сообществах, а также методы их диагностики.

Целью этой работы является формирование с позиций экотоксикологического подхода представлений об основных закономерностях трансформации пресноводных экосистем под влиянием длительного загрязнения водоемов и обоснование критериев оценки состояния „здоровья" экосистемы для использования при осуществлении мониторинга.

Для достижения этой цели широко использовались исследования пресноводных водоемов Крайнего Севера России. Природа этого региона чрезвычайно уязвима вследствие низкого уровня массо- и энергообмена в экосистемах высоких широт, коротких пищевых цепей. Поэтому ее преобразование под влиянием человеческой деятельности проявляется динамично и отчетливо. Жизнь в водоемах в отличие от наземных условий, особенно в высоких широтах, характеризуется существенной зависимостью гидробионтов от факторов среды в силу большой роли в водных экосистемах процессов экологического метаболизма (Патин, 1979). Это позволяет на примере водных экосистем выявлять как специфические реакции, так и универсальные закономерности антропогенной изменчивости. Кольский Север России является наиболее индустриально развитым регионом в Арктике. Здесь представлен большой спектр антропогенных воздействий на поверхностные воды. Источниками этого воздействия являются горно-металлургическая, обогатительная и химическая индустрия, атомная энергетика, интенсивный процесс урбанизации и др.

В основу данного обобщения положены многолетние ряды наблюдений и детальные исследования влияния различных факторов на водные организмы, сообщества и экосистемы этого региона, которые детально изложены в публикациях Моисеенко (1997) и Моисеенко и др. (2002).

Методологическая основа

Для понимания процессов антропогенной изменчивости биологических систем важное значение имеет методологическая основа, с точки зрения которой анализируются явления, происходящие в окружающей среде. Экотоксикологический подход направлен на комплексную оценку „здоровья" экосистемы, он синтезирует методы экологии и токсикологии.

Исходно объектом водной токсикологии являлся организм, поскольку именно на этом уровне токсичность выявляется наиболее отчетливо (Флеров, 1989). Вместе с тем все большее понимание находит необходимость изучения реакций биологических объектов более высокого уровня (популяций, сообществ, экосистем) биоценотическими методами. Они включают анализ структурных и функциональных параметров экосистемы, которые позволяют составить представление о возможностях экосистемы выдерживать воздействие токсических веществ (Камшилов, 1983; Абакумов, Сущеня, 1991). Следующие методологические принципы являются основными в нашей концепции экотоксикологического подхода к анализу антропогенных изменений в пресноводных экосистемах.

Экосистемный мерологический анализ (от частного к общему). Процессы формирования качества вод в системе водосбор — водоем являются первым фундаментальным блоком, определяющим интегрированную изменчивость на всех уровнях организации водных экосистем. Особи подвергаются в первую очередь воздействию измененной среды обитания. Изменение сообществ может быть истолковано (а не просто описано) на основе свойств их составных частей — отдельных популяций, состоящих из отдельных особей (Бигон и др., 1989). Исследование целостной системы — ***от качества вод к организмам, популяциям и сообществам*** — необходимо для понимания механизмов их изменчивости под воздействием как кратковременного, так и пролонгированного, хронического загрязнения вод.

Интегрированный тандем изменчивости. Токсические эффекты меняются при переходе с одного уровня иерархической организации живого на другой. Изменения на низших уровнях интегрируются на более высоких, определяя появление новых эмерджентных свойств сопротивляемости. Изменение состояния объектов более высокого уровня (популяции, сообщества) не является суммой изменений в живых организмах, а есть интегральный результат взаимодействия ***двух*** обстоятельств — ***условий среды*** (силы, продолжительности воздействия неблагоприятного агента) и ***толерантности*** биологических систем к действию стрессового фактора на каждом уровне иерархической организации живого.

Преадаптации к стрессу. Загрязнение окружающей среды является фактором, стремительно (в эволюционном масштабе времени) изменяющим условия обитания организмов. Мир живого не приспособлен к этому

новому фактору. Условия прошлого привели к формированию сочетаний признаков, позволяющих виду выживать в определенном диапазоне колебаний абиотических факторов (Шварц, 1980). „Организмы не предназначены, не адаптированы для настоящего и к будущему не приспособлены — они являют собой живые следствия собственного прошлого" (Бигон и др., 1989). Саморегуляторные механизмы — это общие свойства, выработанные у животных в процессе исторического развития. Они призваны не обеспечивать стабильность, а уравновешивать изменяющиеся условия среды, направлены на выживание вида (Никольский, 1974).

В экстремальных условиях загрязнения вод в первую очередь „включаются" общебиологические механизмы реагирования всех уровней организации на стрессовую ситуацию. Возникающие патологии и дисфункции в физиологических системах организмов сопровождаются мобилизацией их защитных функций. Преждевременная гибель особей и снижение численности популяций саморегулируют механизмы поддержания ее численности в пределах, характерных для вида. Перестройка сообществ предопределяется схемой естественной эволюции экосистем, направленной на упорядочение энергии.

Биоэнергетические механизмы. Способность животных повышать уровень энергетического обмена для выживания в стрессовой ситуации выработана в процессе эволюционного развития. Она является важнейшей их преадаптацией к изменению условий среды. При изменениях в образе жизни, которые связаны с обитанием в экстремальных условиях (к которым, бесспорно, относится и загрязнение среды обитания), энергетические затраты животных увеличиваются. Закономерности подобного характера выражены столь отчетливо, что они возводятся в ранг „законов" (Шварц, 1980; Бигон и др., 1989; Грант, 1991). Важнейшая термодинамическая характеристика организмов, экосистем и биосферы в целом — состояние низкой энтропии, т. е. способность создавать и поддерживать высокую степень упорядоченности энергии (Одум, 1986).

Критерии разграничения пограничных состояний. Организмы преадаптированы к таким колебаниям абиотических параметров среды, с которыми они сталкивались в своем историческом развитии. Таким образом, они имеют потенциальные адаптации, которые проявляются при естественной вариабельности параметров среды (Яблоков, Юсуфов, 1981). В случае когда изменения выходят за рамки адаптационных возможностей, организм погибает, популяции деградируют, сообщества реорганизуются в качественно новое состояние. Критерии, позволяющие качественно и количественно разграничивать „норму и патологию (или критическое состояние)" биологических систем, определять порог между изменениями адаптационного характера и переходом организма к неизбежной гибели, а популяций и сообществ — к деградации, являются ключевым звеном в системе экологического нормирования.

Результаты и обсуждение

Реакции организмов

Патологии рыб. Организмы в первую очередь подвергаются изменению окружающей среды. С. С. Шварц (1976) подчеркивал значимость организменного уровня преобразований: „В эволюции особо эффективным оказался адапциогенез, связанный с увеличением потребления энергии не популяцией, а особью, активно преодолевающей экстремальные воздействия внешней среды".

Рыбы как верхний уровень трофической структуры пресноводных экосистем являются наиболее информативным объектом при изучении реакции организмов на загрязнение. Населяющие пресные воды Севера рыбы — лососевые и сиговые — адаптированы к существованию в узком диапазоне колебаний абиотических параметров среды. Их стенобионтный характер обусловливает высокую требовательность к качеству вод и быструю реактивность на изменение экологической обстановки в водоеме. Исследования на Кольском Севере показали, что загрязнение водоемов приводит к появлению ряда патологий и нарушений в физиологических системах организма рыб. Общими симптомами интоксикации рыб при загрязнении водоемов стоками медно-никелевого, горнорудного, химического и обогатительного производств являются: изменение цвета кожных покровов, ерошение чешуи, отечность жабр и появление на них анемичного кольца, деструктивные изменения печени и почек, аномалии строения гонад и др. К специфическим заболеваниям, этиология которых связана с загрязнением вод тяжелыми металлами (Ni, Cu, Co), можно отнести нефрокальцитоз, а также патологии костных тканей у рыб, возникновение которых обусловлено влиянием отходов горнорудного производства (Моисеенко, Лукин, 1999).

Многочисленные данные накоплены в научной литературе о заболеваниях рыб, связанных с загрязнением вод. Такие патологии, как липоидная дегенерация печени, деструктивные аномалии в гонадах, анемия, соединительнотканные перерождения почек, новообразования, встречаются у рыб Печорского бассейна, Ладожского озера и других водных систем (Моисеенко, 1997; Аршаница, 1988; Лукин, Даувальтер, 2000). Последние наши данные выявили аналогичные патологические изменения печени, почек и кровеносной системы у рыб Волжского бассейна.

Развитие токсикоза. Заболеваемость у рыб в зонах загрязнения выражена в разной степени. Это связано как с различными силой и продолжительностью воздействия токсичного агента, так и с различиями в способности отдельных особей выдерживать стресс.

Общая закономерность развития токсикоза рыб, раскрытая на основе изучения реакций системы кроветворения и других физиологических систем, характеризуется следующими стадиями: I — контакт; II — мобилиза-

ция, III — дестабилизация и IV — деградация (рис. 1). На первых стадиях токсикологического процесса в русло крови поступают молодые и резервные клетки, что приводит к сгущению крови. Возрастает амплитуда варьирования гемоглобина в крови, встречаются особи с концентрацией до 180 г/л при норме для вида 80—130 г/л. На мазках крови наблюдается картина полихромазии и анизацитоза, появляются аномальные деления клеток, повышается содержание лейкоцитов и изменяется лейкоцитарная формула в направлении увеличения доли молодых лимфоцитов, нейтрофилов и моноцитов. Эти данные показывают, что у рыб на первой стадии действия токсичных веществ мобилизуются защитные функции системы кроветворения путем интенсивного поступления в русло крови молодых и резервных клеток. Сгущение крови Шварц (1980) рассматривает как один из механизмов адаптивной реакции организмов к экстремальным условиям.

На стадии дестабилизации процессы разрушения клеток крови отчасти компенсируются образованием молодых клеток. Однако, несмотря на уровень концентрации гемоглобина, близкий к норме, в крови появляются в массе патологические и разрушенные формы — шистоциты, наблюдается пикноз ядер, усиливаются анизацитоз и полихромазия. Эту стадию с определенной долей условности можно принять за критический порог необратимых изменений. Например, у сигов из водоемов Кольского Севера критический порог в состоянии организма, за которым наблюдаются необратимые изменения в системе кроветворения, происходит при концентрации

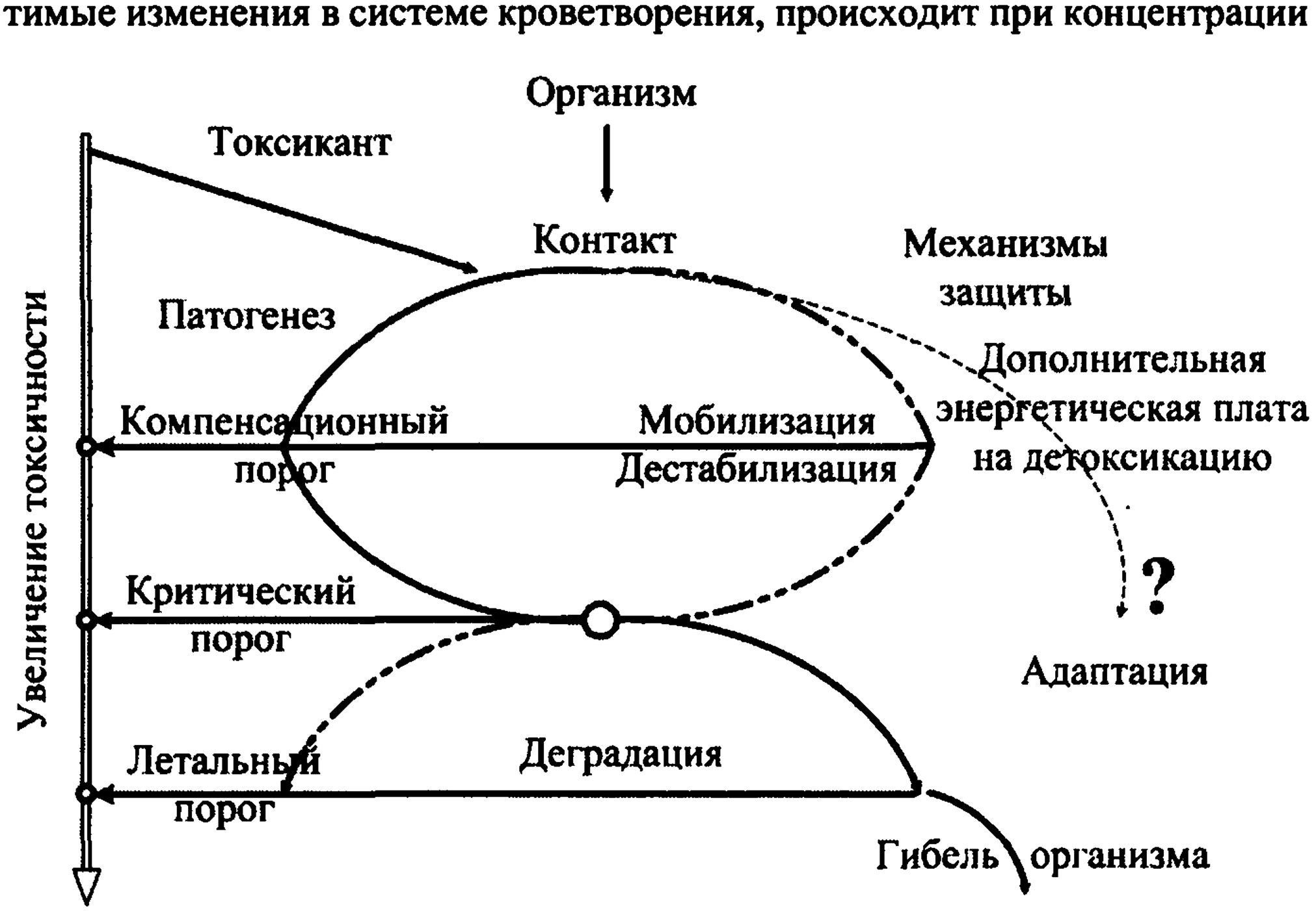


Рис. 1. Схема развития токсикоза организма рыб.

гемоглобина менее 80 г/л и появлении разрушающихся и патологических клеток. На стадии деградации при массовом разрушении клеток развивается анемия, которая сопровождается деструктивными изменениями в других системах организма — почках, печени, жабрах, что в конечном итоге приводит к летальному исходу особей.

Предложенная схема развития токсикоза у рыб не всегда прослеживается отчетливо в природном водоеме, поскольку порог адаптации для различных особей и их устойчивость к действию сублетальных доз загрязнения могут варьировать даже в пределах локальных популяций.

Механизмы толерантности. В соответствии с концепцией Шварца (1980) любое изменение условий жизни животных прямо или косвенно связано с изменением энергетического баланса. Это приводит к соответствующим морфофункциональным сдвигам — увеличению относительных размеров сердца, почек, повышению концентрации гемоглобина в крови и др. Результаты исследования морфофизиологических показателей (соматических индексов органов, определяемых как отношение веса органа к весу всего организма) показывают, что в экстремальных условиях, создаваемых загрязнением вод, происходит увеличение относительной массы органов у рыб. Результаты измерений этих показателей в локальных популяциях рыб, выполненных с интервалом в 20 лет, показали следующее. Соматические индексы органов в период максимального загрязнения (1978—1979 гг.) были высокими по сравнению с нормой. Несмотря на снижение загрязнения вод в последние десятилетия (1996—1998 гг.), их значения остались повышенными, хотя гематологические показатели в среднем улучшились (Моисеенко, 2000).

Предположение о том, что высокая реактивность функционально важных органов связана с интенсификацией обменных процессов, направленных на детоксикацию, и является следствием повышения уровня метаболизма, нашло подтверждение в физиологических и биохимических исследованиях. Доказано, что в условиях токсичных нагрузок у рыб учащается дыхание, появляется тахикардия и увеличивается потребление кислорода, что свидетельствует об интенсификации обменных процессов в организме (Лукьяненко, 1983; Карпович, Лукьяненко, 1988).

Обзор последних биохимических исследований пролонгированного токсичного стресса у рыб показывает, что ответная реакция формируется в два взаимосвязанных этапа. Первичный ответ эндокринной природы направлен на мобилизацию энергетического обмена. Он характеризуется стимуляцией андреноэнергетических систем (приводящей к увеличению катехламинов, адреналинов и норадреналинов) и гипоталамус-гипофизарно-надпочечных центров (приводящей к увеличению АТФ и кортикостерола). Вторичный ответ связан с метаболической адаптацией, обеспечивающей постоянные повышенные энергозатраты. Это увеличенное содержание катехламина (снабжение организма энергией через гликогенолиз) и кортизола (ингибирование протеинового синтеза и снабжение организма

энергией через катаболизм гликогена, липидов и протеинов) (Houlihan et al., 1995; Weerd, Komen, 1998).

Основываясь на общебиологическом законе реагирования организмов на стрессовую ситуацию, на физиологическом и биохимическом анализе этого процесса и исходя из общей схемы развития токсикоза, можно сформулировать концепцию ***дополнительных энергетических затрат*** особей на детоксикацию и выживание в экстремальных условиях, создаваемых сублетальными дозами загрязнения водной среды. А именно, мы полагаем, что адаптивную ценность в современных условиях загрязнения вод приобретают перестройки организмов, связанные с их способностью поддерживать повышенный уровень метаболизма. Особи, способные к метаболической адаптации, приобретают преимущества в отношении вероятности выживания. В случае же когда патологии и дисфункции в системах организма не компенсируются защитными реакциями, организм погибает.

Перестройки популяций

При изучении антропогенной изменчивости биологических объектов более высоких, чем особь, иерархических уровней организации (популяций, экосистем) найти „критическую грань" между нормой и патологией, определить „критический порог" в течении деградационных процессов сложнее. Патологические изменения особей, гибель части из них от токсикозов и дополнительные энергетические затраты организмов, способных выживать в условиях токсических нагрузок, неизбежно ведут к снижению жизнеспособности популяции. Для ее сохранения „включаются" общебиологические законы регулирования численности и сохранения репродуктивного потенциала. На изменение условий окружающей среды популяция, используя свои механизмы регулирования, отвечает следующими приспособительными изменениями: 1) скорости роста и полового созревания; 2) амплитуды размеров и возрастного состава впервые созревающих особей, т. е. структурой пополнения; 3) продолжительности жизни половозрелых особей; 4) амплитуды вариаций отложенной икры (Никольский, 1974).

Деградационные процессы в популяции. В научной литературе приводятся многочисленные данные о структурно-функциональной изменчивости популяций рыб в условиях сублетальных доз загрязнения вод токсическими веществами. Так, в популяции сига субарктического оз. Имандра за 50-летний период загрязнения при условии незначительной промысловой нагрузки произошли изменения в следующих направлениях (Моисеенко и др., 2002):

— снизился темп роста рыб (в среднем более чем на 30 %) как в младших, так и в старших генерациях;

— увеличилась естественная убыль — до 70 % при норме для вида 45 %;

— произошло омоложение в возрастной структуре — преобладают особи в возрасте 3+ — 5+, тогда как в допромышленный период преобладали особи в возрасте 7+ — 9+ ;

— возрастает вариабельность возраста вступления в нерестовое стадо — происходит как отсрочка в созревании вплоть до репродуктивной несостоятельности особей, так и вступление в несвойственно раннем возрасте (для самок в возрасте 3+, тогда как в обычных условиях — 5+);

— изменились показатели как индивидуальной, так и популяционной плодовитости.

Аналогичные изменения популяционных характеристик прослежены для других видов и водоемов. В преднерестовых концентрациях ряпушки выявлено как появление созревающих особей в несвойственно раннем возрасте — 0+ (при норме для северных водоемов 1+), так и наличие в стаде незрелых рыб в возрасте 4+. Кашулин и др. (1999) обнаружили сходный феномен для озерно-речной системы Пасвик в условиях загрязнения вод тяжелыми металлами: преждевременное созревание малотычинкового сига при крайне низких для вида размерах (возраст 1+, длина (АС) 10,5 см). В популяции сига озер Вологодской области, испытывающих антропогенное загрязнение, отмечено увеличение числа мелких созревающих особей (Болотова, 1999). Изменение возрастной структуры в сторону омоложения стада рыб просматривается практически для всех промысловых рыб в связи с повсеместным ухудшением качества вод на территории России (Кудерский, 1991).

Механизмы поддержания численности. В системе токсичная среда ⇒ организм ⇒ популяция выделяются два воздействующих фактора:

— снижение плотности (разреживание) популяции, происходящее вследствие повышенной смертности особей от токсикозов;

— энергетические потери вследствие „дополнительных затрат энергии" организмов на детоксикацию и поддержание их жизнедеятельности.

Известно, что в условиях высокой смертности как на ранних стадиях развития, так и взрослых особей в популяциях рыб преобладает раннее созревание, которое обеспечивает повышенный темп воспроизводства популяции (Шатуновский, 1980). В условиях элиминации особей от токсичных нагрузок раннее созревание (и соответственно более быстрая элиминация старших возрастов) является одним из экологических механизмом поддержания численности популяции.

Более детально остановимся на биоэнергетическом механизме популяционной изменчивости. Энергетический бюджет организма может быть представлен в следующей форме (Weerd, Komen, 1998):

$$GE = FE + ME,$$

где GE — валовая энергия; FE — энергетические потери с отходами продуктов метаболизма (фекалии); ME — энергия, расходуемая на метабо-

лизм. Величина *ME*, в свою очередь, подразделяется на две части: ME_m — энергия, необходимая для поддержания жизнедеятельности, и ME_p — энергия, приводящая к росту рыб (депонированная энергия, включая депонирование в генеративных органах). В этом контексте потенциал для роста может быть выражен как ME_p/ME_m. Усиление катаболических процессов в организме изменяет данное соотношение в сторону увеличения доли энергии ME_m на поддержание жизнедеятельности и уменьшения доли ассимилированной энергии ME_p. Конечным результатом этого является замедление роста рыб и снижение их репродуктивного потенциала, что рассматривается как третичный эффект хронического токсического воздействия. Напомним, что первичный эффект связан с перестройкой гормональной регуляции (увеличение кортизола), а вторичный — с увеличением катаболических процессов в организме. Поэтому в условиях дополнительных энергетических затрат на детоксикацию рост рыб замедляется. При этом „отставание" в размерах прослеживается с первых лет жизненного цикла, что подтверждено нашими исследованиями (Моисеенко, 2001).

Воспроизводство — процесс, который требует от популяции мобилизации энергетических ресурсов (Никольский, 1994; Шатуновский и др., 1996). В условиях загрязнения созревание рыб наблюдается, с одной стороны, в более позднем возрасте по сравнению с нормой (отсрочка созревания), а с другой — в несвойственно ранние для природных популяций сроки. У самок, созревающих впервые в позднем возрасте, в гонадах часто развиваются патологические изменения, наблюдается резорбция ооцитов, что делает проблематичным завершение нормального гаметогенеза и нерест старших особей. В более раннем возрасте (3+) созревание самок протекает без отклонений от нормы (Шарова, 1999).

Отсрочка созревания может быть объяснена с позиций „дополнительных энергетических затрат", когда при усилении катаболических процессов особи не способны накопить достаточно энергетических ресурсов для нормального гаметогенеза и нереста в свойственные им сроки, а в более старшем возрасте увеличивается вероятность патологических нарушений в развивающихся гонадах. Вместе с тем особи, способные реализовать свой репродуктивный потенциал в более раннем возрасте, имеют преимущества и могут оставить нормальное потомство.

Рассматривая соотношение отдельных форм обмена у рыб, М. И. Шатуновский (1980) пришел к заключению, что у половозрелых рыб в первую очередь обеспечиваются метаболические условия для целей воспроизводства. Поэтому в условиях напряженного энергетического баланса траты энергии на генеративный обмен будут превалировать над тратами энергии на процессы роста. Истощение организма рыб с возрастом в условиях токсичных нагрузок приводит также к снижению их индивидуальной плодовитости, которое особенно выражено в старших генерациях (Шарова, 1999). Вместе с тем более раннее вступление самок в нерестовое стадо позволяет в некоторой степени компенсировать снижение популяционной

плодовитости, что подтверждает экологическую целесообразность раннего созревания для поддержания численности популяции.

Таким образом, популяция реагирует на хроническое загрязнение вод, как на экстремальные условия, в соответствии с эволюционно определенными экологическими механизмами сохранения вида:

— запаздыванием созревания и пропусками нереста, когда в условиях напряженного энергетического баланса особи не способны накопить достаточно ресурсов на своевременный нерест;

— ранним достижением половой зрелости и сокращением продолжительности жизни, обеспечивающими более высокий оборот биомассы в популяции.

Выявленные на примере водоемов Кольского Севера закономерности экологических изменений у рыб, обусловленных загрязнением пресноводных водоемов токсическими веществами, объединяются концепцией типов жизненных циклов, формируемых *r*- и *K*-отбором (McArthur, Wilson, 1967; Бигон и др., 1989). *K*-отбор действует в стабильных, слабо меняющихся условиях. Для организмов, им сформированных, характерны долгожительство, крупные размеры, позднее созревание и полицикличность в размножении. В противоположность этому популяции, сформированные *r*-отбором, обитают в изменчивых условиях. Для них характерны более мелкие размеры и раннее созревание. При *r*-отборе в популяциях особи мельче, они созревают раньше и направляют на размножение больше ресурсов. В указанных работах отмечается, что при воздействии неблагоприятных факторов среды, связанных с антропогенным воздействием, адаптивную ценность приобретает изменение стратегии жизненного цикла, соответствующее *r*-отбору.

Обобщенная схема реорганизации популяции рыб представлена на рис. 2. В условиях токсических нагрузок „*K*-стратегия" экологически нецелесообразна — позднее созревание и долгожительство увеличивают вероятность заболеваний особей и нарушения процесса воспроизводства. Отсрочка созревания (признаки *K*-стратегии) и снижение кратности нерестов могут свидетельствовать о нарушении гомеостаза и о деградации популяции. Адаптационные процессы в популяции протекают в направлении преобладания особей, преадаптированных к распределению энергетических ресурсов на поддержание более активного метаболизма в ущерб пластическому росту, к раннему созреванию (признаки *r*-стратегии), при котором гаметогенез протекает в рамках нормы и вероятность оставить полноценное потомство выше.

Возникает дискуссионный вопрос: насколько новые свойства популяции могут закрепляться генетически? Если предположить, что частота аллелей в популяции, ответственных за короткий цикл воспроизводства, возрастет, то правомерно ли говорить о направлении микроэволюционных преобразований? Колчинский (1990) в качестве основных направлений антропогенных микроэволюционных преобразований популяций животных

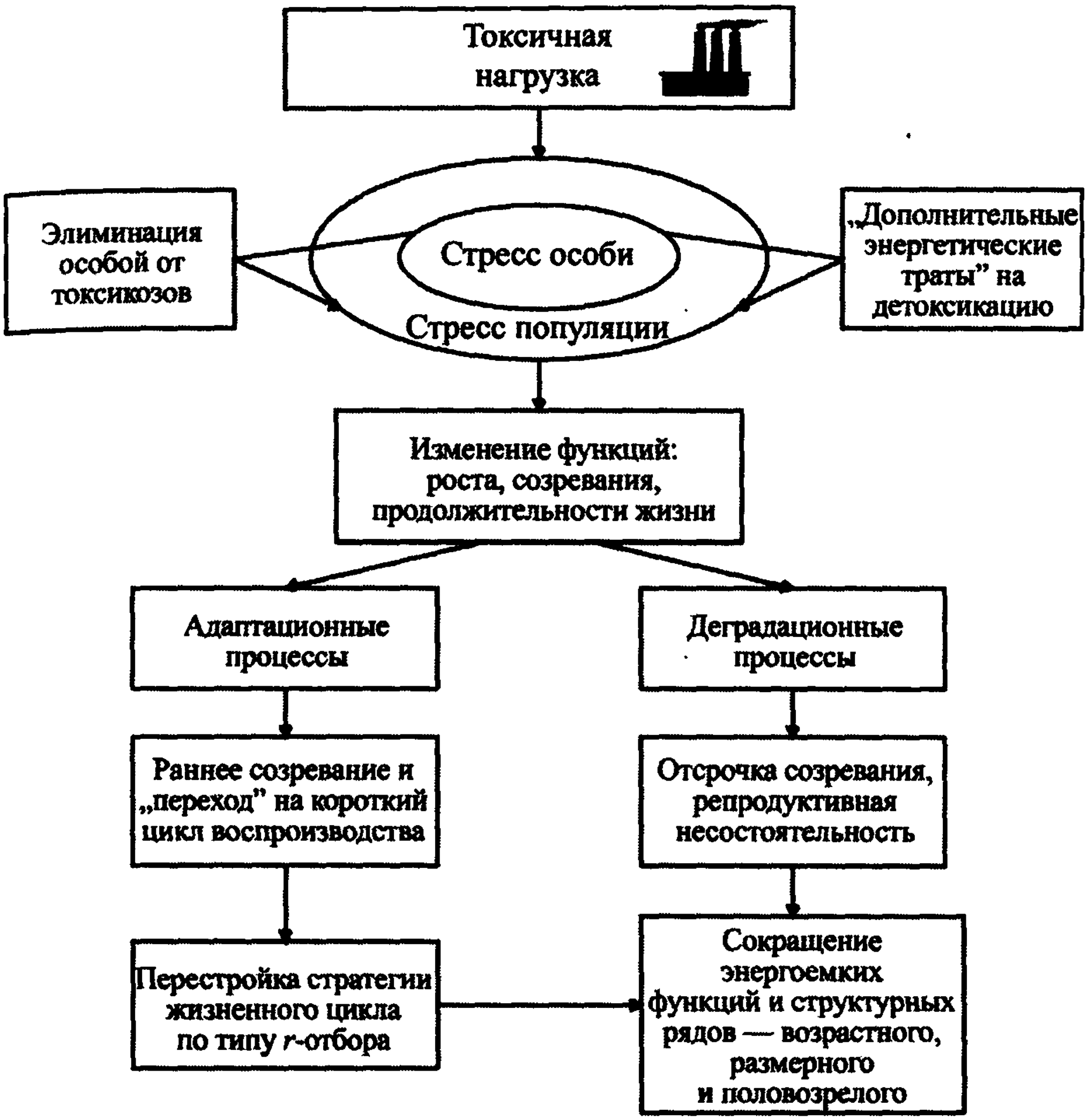


Рис. 2. Схема перестройки стратегии жизненного цикла рыб в условиях хронических сублетальных доз воздействия токсичного загрязнения водной среды.

выделяет уменьшение их размеров и переход на короткий цикл воспроизводства, что согласуется с нашими результатами и находит подтверждение в многочисленных научных публикациях.

Реорганизация сообществ

Экосистемы логически рассматриваются как следующий за популяциями иерархический уровень организации живого. Вопросы их антропогенной изменчивости необычайно сложны. По отношению к экосистемам понятия „норма" и „патология" приобретают смысловую нагрузку и содержание лишь в том случае, когда определены исходные условия и позиции, с

которых рассматриваются процессы, протекающие в экосистеме. Антропогенные преобразования экосистем развиваются сложными путями в постоянном взаимодействии процессов различной направленности — изменчивости и стремления к стабильности. По отношению к антропогенной нагрузке наиболее устойчивыми считаются сложно организованные экосистемы, в которых энтропия сведена до минимума (Одум, 1986; Бигон, 1989; Алимов, 2000).

Одум (1986) сформулировал концепцию „энергетических субсидий", под которыми понимается всякий источник энергии, увеличивающий ту долю энергии, которая может пойти на продукцию и усложнение системы. К ним он относит умеренный приток органических и биогенных веществ в экосистему. Однако высокий и нерегулярный их приток рассматривается как фактор стресса. Токсическое загрязнение — только фактор стресса, приводящий к деградации экосистемы. Если суммарные энергетические затраты будут уравновешены субсидиями, то система будет сохранять стабильность в определенном состоянии. При изменении энергетических потоков система будет трансформироваться, пока не достигнет качественно нового равновесного состояния.

В современных условиях токсическое загрязнение водоемов очень часто сопровождается биогенным и органическим загрязнением. Наряду с токсичными стрессовыми условиями, определяющими „дополнительные энергетические затраты" особей и элиминацию наиболее чувствительных из них, сообщества в целом получают также и „энергетические субсидии" в виде биогенных и органических веществ. Поэтому изменчивость сообществ в условиях токсического загрязнения будет определяться толерантностью видов, составляющих сообщество, а также энергетическим балансом экосистемы.

Так, например, структурные изменения в сообществах оз. Имандра, подверженного многолетнему загрязнению, произошли в направлении элиминации популяций стенобионтных видов. Прежде всего исчезли типичные для северных водоемов виды — реликтовые ракообразные (*M. relicta*, *P.affinis*), а также пиявки, поденки (без *Leptophlebidae*) и веснянки (без *Nemoura*), хирономиды (*Tanytarsini*, *Diamesinae*, *Orthocladiinae*), диатомовые, крупные ветвистоусые (*L.kindtii*, *Bythotrephes*) и каляноиды, ценные лососевые рыбы — кумжа и голец. В то же время массовое развитие получает ограниченное число эврибионтных видов, многие из которых имеют обширные ареалы или являются космополитами (*Stephanodiscus*, *Aulacoseira islandica*, *Bosmina*, *Cyclopoida*, *Keratella*, *Kellicottia*, *Asplanchna*, *Chironomini*, *Tanypodinae*, *Polycentropodidae*, *Sialis*, *Hydracarina* и *Tubificidae*). Среди рыбной части — окуневые и щуковые. В таких сообществах на долю трех—шести видов приходится обычно более 75 % общей численности и биомассы сообществ (Моисеенко и др., 1998).

Во всех зонах загрязнения на уровне всех сообществ прослеживаются снижение видового разнообразия, увеличение доли эврибионтных видов, в

Таблица 1

Изменение основных показателей сообществ оз. Имандра от условно фоновых значений (*а*) до значений в зонах загрязнения (*б*) при сопутствующем эвтрофировании (по данным Моисеенко и др. (2002))

Показатель	Фитопланктон	Зоопланктон	Зообентос	Рыбная часть сообществ
	а → *б*	*а* → *б*	*а* → *б*	*а* → *б*
Биомасса	1,0 → 7,0 г/м^3	0,25 → 2,8 мг/л	1,0 → 12,0 мг/м^2	
Индекс разнообразия Шеннона	3,5 → 1,9 H_Nбит	2,4 → 1,6 H_Nбит	3,2 → 2,5 H_Nбит	
Условная индивидуальная масса организма	2 → 0,7 мкг	14 → 4 мг	4 → 12 мг	1000 → 100 г
Доминирование эвриби-онтных видов	0,5 → 45 %	10 → 61 %	12 → 84 %	5 → 100 %
Доминирующие виды				
а) условно фоновые участки, не подверженные загрязнению	*Aulacoseira distans, A. italica, A. islandica, Asterionella formosa, Cyclotella comta, Tabellaria fenestrata, Dinobryon divergens, Anabaena*	*Kellicottia longispina, Conochilus unicornis, C. hippocerpis, Bosmina obtusirostris, Daphnia longispina v. hyalina, Cyclops scutifer, Eudiaptomus gracilis*	*Chironomus f. l. bathophilus, Ch. f. l. salinarius, Ch. f. l. plumosus, Procladius, Tanytarsaria*	*Salmo trutta, Coregonus lavaretus, C. albula, Salvelinus alpinus, Thymlus thymallus*
б) зоны загрязнения	*Aulacoseira islandica, Rhizosolenia, Eudorina, Pandorina*	*Keratella cochlearis, Asplanhna priodonta, Kellicottia longispina, Polyarthra*	*Chironomus, Procladius,* Dytiscidae, Nematoda	*Esox lucius, Perca fluviatilis, Coregonus lavaretus*

планктонных (фито- и зоо-) сообществах снижается показатель *условной* индивидуальной биомассы *B/N* (Андронникова, 1988) при увеличении общей биомассы. В табл. 1 приведены данные по изменению основных структурно-функциональных показателей сообществ в зонах загрязнения по сравнению с условно фоновыми значениями. Наши данные согласуются с общей схемой организации сообществ А. Ф. Алимова (2000), который на основе исследования ряда водоемов России определил связи между показателями структуры (индекс разнообразия) и функциональными характеристиками водных сообществ (первичной продукцией, биомассой, суммарными тратами на обмен и др.).

При сопутствующем токсическому загрязнению эвтрофировании водоемов по мере упрощения структуры возрастает биомасса сообществ, что наблюдается на примере сообществ оз. Имандра. Возрастание биомассы может быть вызвано как „энергетическими субсидиями" в виде притока биогенных элементов для более эврибионтных видов (при отсутствии конкурентных отношений с типичными уязвимыми к загрязнению обитателями северных водоемов), так и ускорением оборота биомассы за счет мелких форм (*r*-стратегов). На рис. 3 представлена обобщенная схема реакции экосистемы на изменение потоков энергии в условиях токсичных нагрузок

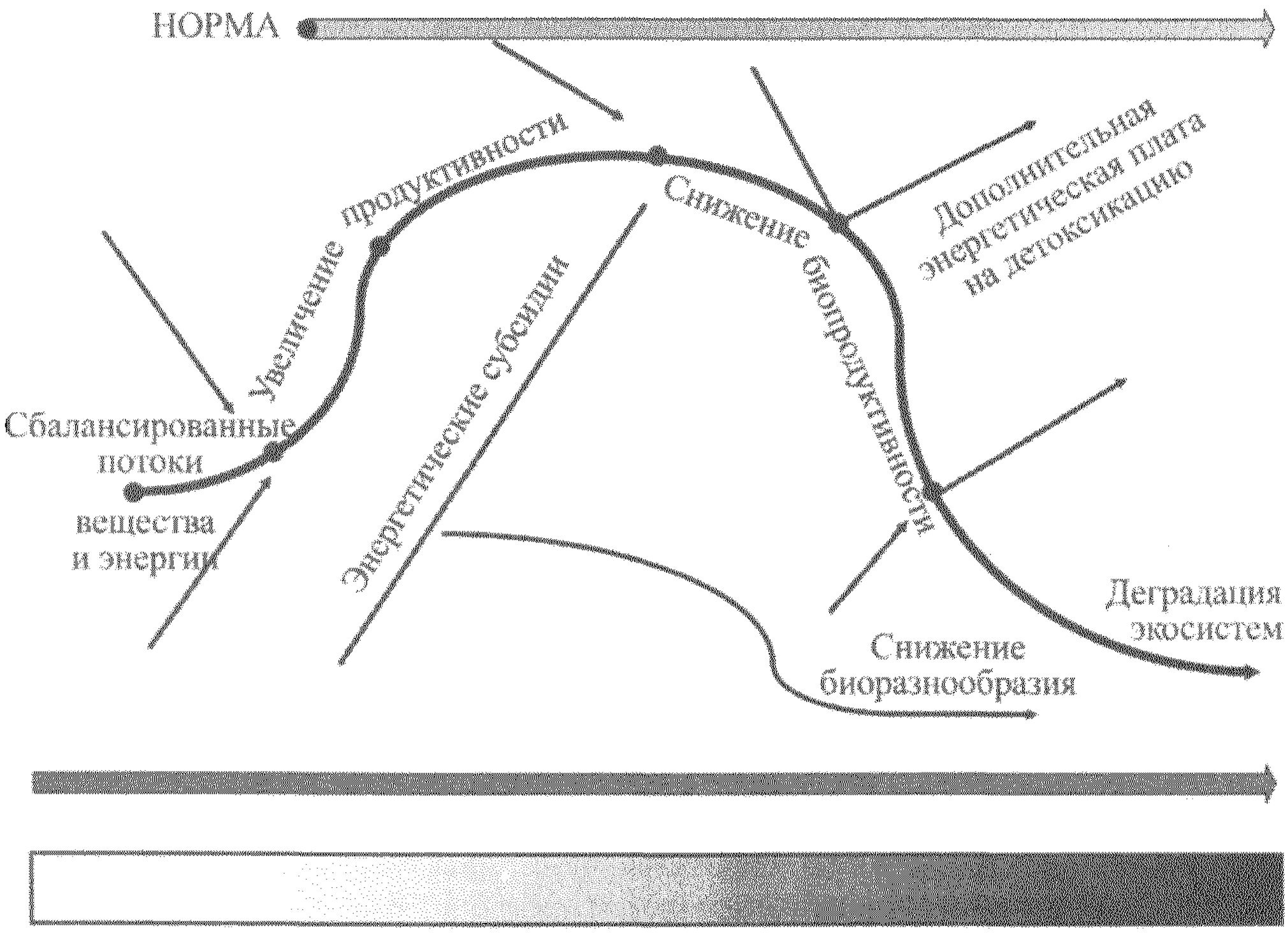


Рис. 3. Закономерности изменения экосистемы в условиях комплексной токсичной нагрузки при сопутствующем эвтрофировании водоемов.

при сопутствующем эвтрофировании. Если суммарные „дополнительные энергетические затраты" в экосистеме при токсичных условиях превысят субсидии (приток биогенных и органических веществ), то продуктивность экосистемы будет снижаться.

Возникает дискуссионный вопрос о разграничении качественно новых состояний экосистем. Как уже говорилось, на более высоких уровнях организации сложнее найти критический порог перехода системы в новое состояние. Очевидно, более корректно будет задавать условия желательности состояний сообществ. Требования к сохранению природных экосистем, а соответственно и к допустимому уровню нагрузки на них, в заповедных, урбанизированных или промышленных регионах будут различными.

Критерии оценки качества вод

Критерии качества вод разных водопотребителей различны. Они определяются их целями. С точки зрения экологической парадигмы вода — жизненно необходимый ресурс для всех живых организмов и среда обитания для водных организмов. Оптимальным может считаться такое качество вод (т. е. их физико-химические свойства), которое отвечает требованиям существования и воспроизводства видов, адаптированных в процессе эволюционного развития к существованию в условиях конкретного водоема (или природно-климатических зон) и которое не вызывает значимых нарушений в наиболее чувствительных компонентах экосистемы. На основе экотоксикологического подхода к оценке „здоровья" экосистемы и закономерностей реорганизации пресноводных экосистем в условиях субтоксичного уровня загрязнения вод ниже рассматриваются критерии оценки качества вод на основных уровнях организации живого — для организмов, популяций и сообществ.

Уровень организмов. Патологические изменения в организме рыб позволяют определить токсичность водной среды и дать представление о потенциальной опасности группы веществ, поступающих в водоем. Как уже упоминалось, токсичные свойства среды наиболее отчетливо отражаются на функциональном состоянии организма рыб. В крупных международных экологических программах приоритет при диагностике нарушений в водных экосистемах отдается исследованию рыб (Henriksen et al., 1992; Staaf, 1994; MOLAR, 1997 и др). Актуальность выявления неблагоприятного качества воды на основе исследования организма рыб подтверждается тем, что многие физиологические системы организма рыб сходны с физиологическими системами теплокровных животных, что позволяет прогнозировать последствия содержания токсичных веществ в водной среде и для человека.

Несмотря на важность полного обследования состояния здоровья рыб в загрязняемых водоемах всеми современными методами, следует признать, что одновременно и массовый, и всесторонний материал не может быть получен в экспедиционных условиях. Возникает необходимость поиска методов, приемлемых для экспресс-диагностики, для практики мониторинга за-

болеваемости рыб в естественных водоемах. Наше представление о такой системе диагностики отражено на рис. 4 (Моисеенко, Лукин, 1999).

Выделен первый, *макроуровень* обследования индивидуумов, когда заболевание выявляется на основе массового визуального обследования организмов, а предварительный диагноз устанавливается по клиническим и патологоанатомическим симптомам. При внешнем осмотре обращается внимание на интенсивность окраски (состояние пигментных клеток — меланофоров), целостность плавниковой каймы и лучей, общее содержание слизи на поверхности рыбы, на состояние чешуйного покрова, жаберных крышек, ротовой полости, анального отверстия; на случаи гиперемии, подкожных кровоизлияний или появления язв, гидремии тела, на деформацию костей черепа и скелета, а также на состояние хрусталика и роговицы глаза. При открытых жаберных крышках обследуют жабры, отмечая их цвет, наличие и количество слизи, состояние жаберных лепестков (срастание, слипание, расширение или истончение). При вскрытии брюшной полости исследуют состояние мышц (цвет, консистенцию, кровоизлияния, прикрепление к костям), наличие эксудата в брюшной полости, количество полостного жира, его цвет и консистенцию. Отмечают топографическое расположение внутренних органов (печень, почка, гонады, селезенка, сердце, желудок, кишечник), определяя их размер, цвет, консистенцию, характер краев, кровоизлияния, очаги некроза. Слизистые осматриваются на вскрытых желудках и кишечниках. При исследовании головного мозга обращается внимание на кровенаполнение сосудов, цвет, консистенцию.

Рис. 4. Блок-схема методического подхода к диагностике заболеваемости рыб.

Второй, *микроуровень* диагностики включает гематологические, гистологические, биохимические, инструментальные и другие методы. Последние не могут быть массовыми в силу своей трудоемкости, но подключаются для уточнения диагноза и оценки последствий патологических изменений для жизнедеятельности организмов. Клинические и патологоанатомические исследования позволяют выявить признаки общей интоксикации и специфичные заболевания на массовом материале.

Уровень локальных стад. Даже детальнейшая информация о состоянии отдельной особи не может дать полной оценки состояния водной среды. Следующим в иерархии уровней организации биологическим объектом, который следует использовать при таких оценках, является локальное стадо. Его изучение дает возможность составить представление о соотношении больных и здоровых рыб в исследуемой зоне загрязнения.

Критерии оценки качества пресных вод, основывающиеся на показателях состояния локальных стад, базируются на общих закономерностях развития токсикоза, на показателях распределения рыб в стаде по заболеваемости, на закономерностях развития специфических патологий в зонах загрязнения. Например, при использовании гематологических показателей информативным критерием будет не средняя концентрация гемоглобина, а доля рыб в конкретном местообитании с ее значением ниже критического порога, разделяющего III и IV стадии токсикоза (для сига доля рыб с концентрацией ниже 80 %) (Моисеенко, 1998). Переход к необратимым изменениям в организме, т. е. через „критическую точку", можно диагностировать по гематологическим показателям и другим симптомам интоксикации организма.

Важным аспектом диагностики здоровья особей в локальном стаде является определение степени поражения организмов. Например, в очагах загрязнения до 70 % особей может быть в состоянии, близком к летальному порогу, тогда как при невысокой токсической нагрузке нарушения в организме рыб могут быть массовыми, но незначительными и могут не угрожать жизнедеятельности особей. Ряд модификаций экспертной балльной системы предлагается для оценки состояния организмов на основе клинического и патологоанатомического их обследования (Аршаница, Лесников, 1987; Решетников, 1994; Моисеенко, 1997). На основе обобщения предшествующих разработок при макродиагностике заболеваемости рыб предлагается выделять следующие стадии состояния организма:

0 — здоровые особи;

1 — отклонения от нормы незначительные, не представляющие угрозы для жизни организма;

2 — отклонения средней тяжести, характеризующие критическое состояние организма;

3 — ярко выраженные симптомы интоксикации, свидетельствующие о неизбежной гибели организма.

Общее состояние заболеваемости рыб (Z) в конкретной зоне загрязнения может быть количественно оценено следующим образом:

$$Z = (N_1 + 2N_2 + 3N_3)/\Sigma N_{tot},$$

где Z — индекс заболеваемости рыб; N_1, N_2 и N_3 — количество рыб на 1-й, 2-й и 3-й стадиях заболевания соответственно; N_{tot} — общее количество исследованных рыб в локальной зоне загрязнения. Если в стаде рыб определенного водоема большая часть рыб имеет незначительные отклонения от нормы, то показатель заболеваемости будет низким. Он будет повышаться при увеличении как процента заболеваемости, так и степени проявления заболевания, его тяжести.

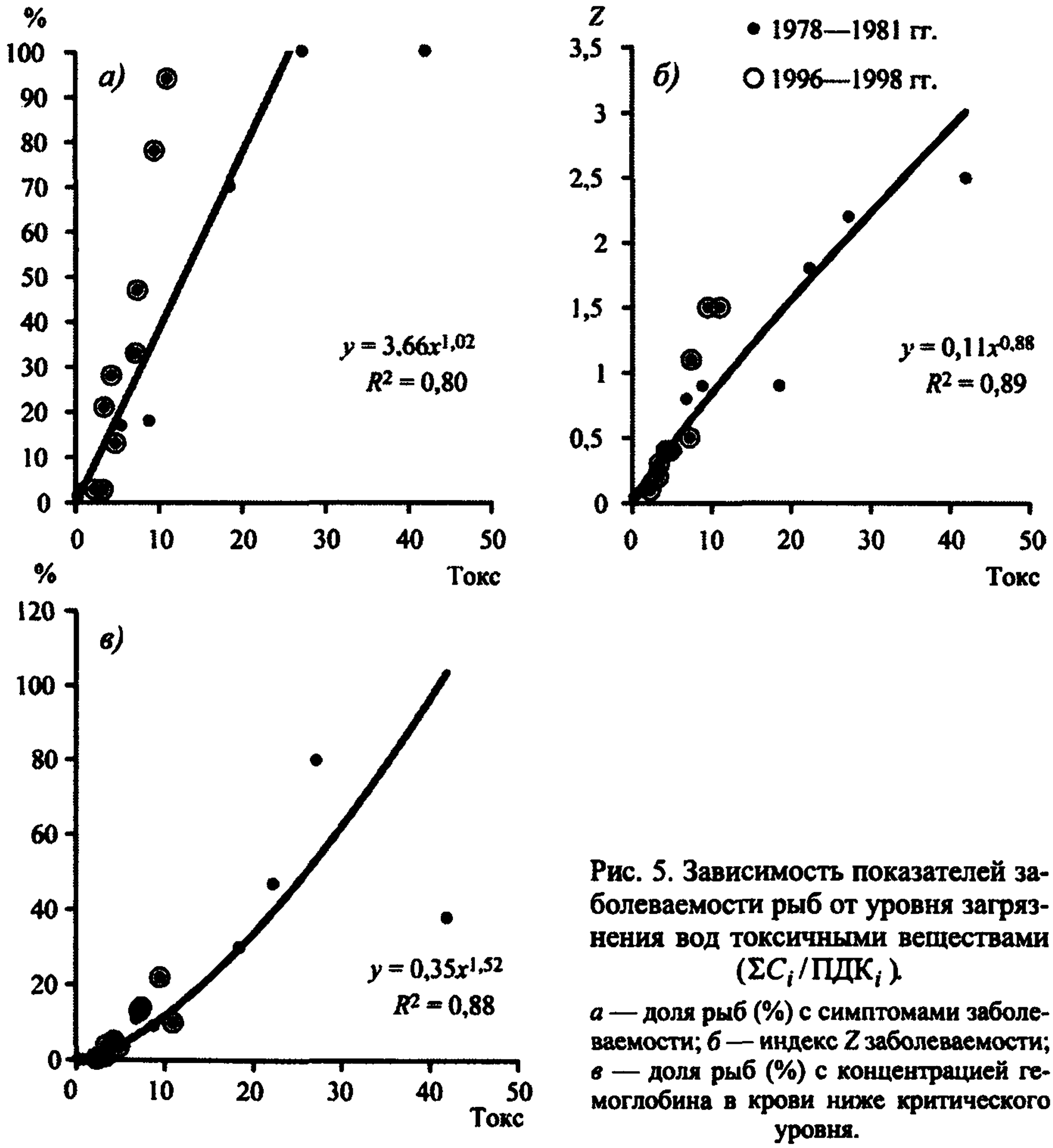


Рис. 5. Зависимость показателей заболеваемости рыб от уровня загрязнения вод токсичными веществами ($\Sigma C_i / ПДК_i$).

а — доля рыб (%) с симптомами заболеваемости; *б* — индекс Z заболеваемости; *в* — доля рыб (%) с концентрацией гемоглобина в крови ниже критического уровня.

В качестве примера на рис. 5 показаны зависимости значения показателей заболеваемости рыб (доля рыб с отклонениями от нормы, индекса заболеваемости (Z), рассчитанного по вышеприведенной формуле, а также доли рыб с концентрацией гемоглобина в крови ниже критического значения, т. е. менее 80 %) от уровня токсического загрязнения вод оз. Имандра, определенного для всех токсичных компонентов в воде как $C_i = \Sigma ПДК_i$ (по формуле, принятой в Правилах охраны вод). Для всех рассмотренных показателей достоверность связи с уровнем токсического загрязнения высокая. Это позволяет рекомендовать данные показатели в качестве критериев оценки „здоровья" экосистемы. Следует отметить, что чувствительность их более высокая, чем у показателей химического загрязнения. Так, в ряде случаев, когда сумма отношений содержания токсичных компонентов к их ПДК составляла менее единицы, в организме рыб водоемов Севера проявлялись симптомы заболеваемости.Это свидетельствует о необходимости ужесточения норм ПДК в регионах Крайнего Севера.

Уровень популяции. Реакция популяции на антропогенный стресс имеет более длительный период „запаздывания" по сравнению с индивидуальными ответами, что усложняет сопоставление параметров жизненного цикла с состоянием качества водной среды. Для этого необходимы наблюдения в течение такого периода, за который минимум три—пять поколений вступят в нерестовое стадо в условиях хронической интоксикации. Естественная динамика и довольно широкие пределы естественной флуктуации показателей состояния популяций также усложняют картину и затрудняют выявление связи между состоянием популяции и качеством среды. Вместе с тем при наличии базовой информации о состоянии природной популяции (т. е. полученной до начала антропогенного воздействия) или информации о природной популяции из однотипного водоема такая оценка возможна. А именно, сокращение возрастного, размерного рядов и количества нерестующих особей популяций, не испытывающих промысловой нагрузки, но подвергающихся загрязнению, может служить критерием неблагоприятных условий обитания.

В качестве признаков неблагоприятных изменений в популяции в условиях длительного загрязнения вод можно выделить следующие:

— повышение доли естественной убыли;

— сокращение числа нерестующих особей в стаде;

— увеличение вариабельности в сроках созревания — как запаздывание, так и появление нерестующих особей в несвойственном для популяции раннем возрасте.

Следует отметить, что к оценке влияния токсического загрязнения вод на популяционные показатели следует подходить достаточно осторожно, поскольку промысловая нагрузка значимо влияет на ее структуру

Уровень сообществ. Показатели оценки неблагоприятного качества вод по показателям сообществ достаточно хорошо освещены в научной ли-

тературе и внедрены в практику мониторинга (Руководство по гидробиологическому мониторингу..., 1992). В соответствии с рассмотренной схемой реорганизации сообществ критериями для диагностики состояния экосистем по отношению к условно фоновым или природным значениям могут быть известные и доступные в практике мониторинга показатели:

— биомасса и продуктивность сообществ,
— индексы биоразнообразия,
— условная индивидуальная масса планктонных сообществ,
— доля доминирования эврибионтных видов.

При наличии только фактора токсичности критерием может служить снижение продуктивности и биомассы сообществ, при сопутствующем эвтрофировании — увеличение общей биомассы за счет эврибионтных видов.

Заключение

Узловым вопросом экологического нормирования антропогенного загрязнения окружающей среды является обоснование информативных критериев оценки его последствий. Экотоксикологический подход направлен на комплексную оценку „здоровья" экосистемы, основывается на теоретических положениях экологии и токсикологии, позволяющих сформировать представление об антропогенной изменчивости целостной системы: организмы ⇒ популяции ⇒ сообщества. В условиях токсического воздействия эволюционные преадаптации к стрессу определяют основные механизмы повышения жизнеспособности особей, поддержания численности популяций и сохранения стабильного функционироования экосистем.

Под действием токсической нагрузки происходят патологические изменения в организме рыб, которые приводят к повышенной элиминации их в водоеме. Особи, адаптированные к дополнительным энергетическим затратам на детоксикацию в условиях субтоксичных доз загрязнения, получают преимущественные шансы выжить и оставить полноценное потомство. Изменение стратегии жизненного цикла рыб происходит в направлении *r*-стратегии, что отражается на структурных показателях: сокращаются размеры особей, возраст вступления в нерестовое стадо, продолжительность жизни особей в популяции. В сообществах начинают доминировать мелкие и короткоцикловые формы, обеспечивающие ускоренный оборот биомассы в экосистеме и упорядочение энергии.

Критерии оценки „здоровья" экосистемы основываются на показателях, разграничивающих изменчивость адаптационного характера и необратимые патологические нарушения в организме, деградационные процессы в популяции или переход экосистемы в качественно новое состояние. Наиболее информативными в практике экотоксикологического мониторинга являются показатели заболеваемости рыб в зонах загрязнения.

Дискуссионными являются вопросы о том, какую степень изменения конкретных сред и какой риск развития биологического негативного события (патологии и нарушения физиологии рыб, деградационные процессы в популяциях, негативные перестройки сообществ) мы можем допустить. При выработке понятия допустимой экологической нагрузки необходимо задаться условиями „сохранения среды", т. е. определить, в каких условиях и до какой степени человечество должно ограничивать свое воздействие на те или иные объекты окружающей среды (Израэль, 1994). В системе управления антропогенными воздействиями, будь то определение критических нагрузок или же риска, основополагающее значение будет иметь выявление неблагоприятных изменений в биологических системах (эффекты) и тех численных значений интегрального показателя качества среды (дозы воздействия), которым они соответствуют.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов В. А., Сущеня Л. М., 1991. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 41—52.

Андронникова И. Н., 1988. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга. — В кн.: Гидробиологические исследования морских и пресных вод. — Л., с. 47—107.

Алимов А. Ф., 1994. Разнообразие, сложность, стабильность, выносливость экологических систем. — Журнал общей биологии. Т. 55, № 3, с. 285—302.

Алимов А. Ф., 2000. Элементы теории функционирования водных экосистем. — СПб., Наука. -- 148 с.

Аршаница Н. М., 1988. Материалы ихтиотоксикологических исследований в бассейне Ладожского озера. — В кн.: Влияние загрязнений на экосистему Ладожского озера. — Л.: ГосНИОРХ, с. 12—23.

Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К., 1989. Экология. Особи, популяции и сообщества. — М.: Мир. Т. 1, 667 с. Т. 2, 447 с.

Болотова Н. Л., 1999. Изменение экосистем мелководных северных озер в антропогенных условиях (на примере водоемов Вологодской области). Автореферат дис. ...докт. биол. наук. — СПб. — 51 с.

Грант В., 1991. Эволюционный процесс. — М.: Мир. — 488 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем, 1992 / Под ред. В. А. Абакумова. СПб.: Гидрометеоиздат. — 318 с.

Израэль Ю. А., 1984. Экология и контроль состояния природной среды. — М.: Гидрометеоиздат. — 560 с.

Камшилов М. М., 1983. Норма и патология в функционировании водных экосистем. — В кн.: Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. — М., с. 22—25.

Карпович Т. А, Лукьяненко В. И., 1988. Влияние токсикантов на кардиореспираторную систему рыб. — В кн.: Экспериментальная водная токсикология. — Рига: Зинатне, с. 5—36.

Кашулин Н. А., Лукин А. А., Амудсен Р. А., 1999. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. — Апатиты.: Изд. Кольского научного центра РАН. — 142с.

Колчинский Э. И., 1990. Эволюция биосферы. — Л.: Наука. — 236 с.

Кудерский Л. А., 1991. Динамика стад промысловых рыб внутренних водоемов. — М.: Наука. — 150 с.

Лукин А. А., Даувальтер В. А., Новоселов А. П., 1999. Экосистема Печоры в современных условиях. — Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН. — 210 с.

Лукьяненко В. И., 1983. Ихтиотоксикология. -- М.: Агропром. — 383 с.

Моисеенко Т. И., 1997. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. — Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН. — 261 с.

Моисеенко Т. И., 1998. Гематологические показатели рыб в оценке их токсикозов. — Вопросы ихтиологии, № 2, с. 371—380.

Моисеенко Т. И., 2000. Морфофизиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории С. С. Шварца). — Экология, № 6, с. 463—472.

Моисеенко Т. И., 2002. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод. — Экология, № 1, с. 50—60.

Моисеенко Т. И., Лукин А. А., 1999. Патологии рыб в загрязняемых водоемах Субарктики и их диагностика. — Вопросы ихтиологии, № 4, с. 535—547.

Моисеенко Т. И., Шаров А. Н., Вандыш О. И. и др., 1999. Изменения биоразнообразия поверхностных вод Севера в условиях закисления, эвтрофирования и токсичного загрязнения. — Водные ресурсы, т. 26, № 4, с. 492—501.

Моисеенко Т. И., Лукин А. А., Кудрявцева Л. П. и др., 2002. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. — М.: Наука. — 476 с.

Патин С. А., 1979. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. — М.: Пищевая промышленность. — 304 с.

Никольский Г. В., 1974. Теория динамики стада рыб. — М.: Пищевая промышленность. — 446 с.

Одум Ю., 1986. Экология. Т. 1. Т. 2. — М.: Мир.

Решетников Ю. С.,1994. Метод экспертной оценки состояния особи и популяции сиговых рыб. — В кн.: Биология и биотехника разведения сиговых рыб. — СПб.: Изд. ГосНИОРХ, с. 115—118.

Флеров Б. А., 1989. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. — Л.: Наука. — 144 с.

Шатуновский М. И., 1980. Экологические закономерности обмена веществ морских рыб. — М.: Наука. — 283 с.

Шатуновский М. И., Акимова Н. В., Рубан Г.И., 1996. Реакция воспроизводительной системы на антропогенные воздействия. — Вопросы ихтиологии, т. 36, № 2, с. 229—247.

Шарова Ю. Н., 1999. Особенности функционирования системы воспроизводства рыб Крайнего Севера в условиях техногенного загрязнения (на примере сига *Coregonus lavaretus L.*). Автореферат дис. ...канд. биол. наук. — Петрозаводск. — 26 с.

Шварц С. С., 1976. Эволюция биосферы и экологическое прогнозирование. — Вестн. АН СССР, № 2, с. 2—8.

Шварц С. С., 1980. Экологические закономерности эволюции. — М.: Наука. — 278 с.

Шмальгаузен И. И., 1961. Интеграция биологических систем и их саморегуляция. — Бюл. МОИП. Отд. биол., вып. 2.

Яблоков А. В., Юсуфов А. Г., 1981. Эволюционное учение. — М.: Высшая школа. — 343 с.

Henriksen, A., Kamari, J., Posch M., Wilander A., 1992. Critical loads of acididy: nordic surface waters. — AMBIO, 21, p. 356—363.

Houlihan D. F., Costello M. J., Secombes C. J. et al., 1994. Effect of sewage sludge exposure on growth, feeding and protein syntheses of dab (*Limanda limanda L.*). —Marin Env. Res., N 37, p. 331—345.

McArthur R. H., Wilson E. O., 1967. The theory of Island Biogeography. — Prisenton University Press, Prisenton, New Jersey. — 128 p.

MOLAR. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystems to environmental change. — 1997. — Published by NIVA. Norway. — 254 p.

Staaf H., 1994. Critical loads/levels as a tool for implementing national strategies for pollution control. — In.: Critical loads and critical limit valus.— Finland, p. 151—156.

Pianka E. R., 1970. On *r*- and *K*-selection. — American Naturalist, N 104, p. 592—597.

Werd J. H., Komen J., 1998. The effects of chronic stress on growth in fish: critical appraisal. — Comparative Biochemistry and Physiology, N 120, p. 107—112.

ПРИМЕНЕНИЕ ФАКТОРНОГО АНАЛИЗА ДЛЯ РАЗРАБОТКИ БИОИНДИКАЦИОННЫХ ТАБЛИЦ

Л. В. Разумовский

РФ, 119991 Москва, ГСП-1, ул. Губкина, 3, Институт водных проблем РАН, razum@aqua.laser.ru

Реферат. Работа посвящена изучению современных диатомовых комплексов озер Кольского п-ова. Различные модификации факторного анализа не выявили достоверных устойчивых связей между отдельными видами диатомовых водорослей. Была оценена биоиндикационная значимость наиболее распространенных таксонов. Сделан вывод об их преимущественной зависимости от абиотических параметров гидросреды. Установлено, что для каждого из низших таксонов характерен свой оптимальный „набор" этих параметров. Сформирована биоиндикационная таблица для оценки загрязнения пресных вод тяжелыми металлами.

Ключевые слова. Диатомовые комплексы, факторный анализ, биоиндикация.

APPLICATION OF THE COMPONENT ANALYSIS TO THE DEVELOPMENT OF BIO-INDICATION TABLES

L. V. Rasumovsky

Water Problems Institute of RAS, 3 Gubkina str., 119991 Moscow, Russia, razum@aqua.laser.ru

Abstract. The paper is devoted to the investigation of present-day diatom complexes of the Kola Peninsula lakes. Various modifications of the component analysis have not shown significant and stable interdependency between different species of diatom algae. A bio-indication value of the most wide spread taxa was assessed. There predominant dependence on abiotic parameters of the environment was found. It was shown that each lower taxon has its own optimal set of such parameters. A bio-indication table for characterising pollution of fresh waters with heavy metals is proposed.

Keywords. Diatom complexes, component analysis, bio-indication.

Введение

Диатомовые водоросли являются одной из наиболее значимых биоиндикационных групп. Экологический мониторинг современных водоемов без привлечения диатомового анализа фактически невозможен. Первое поколение биоиндикационных шкал (по галобности, по сапробности, по от-

ношению к pH среды и т. д.) было сформулировано путем эмпирических наблюдений, без анализа причинно-следственных связей. Было просто констатировано, что диатомовые водоросли — хорошие биоиндикаторы. Второе поколение биоиндикационных таблиц и шкал было создано на основе анализа парных коэффициентов корреляции между биотическими и абиотическими параметрами гидросреды. Фактически любая из них была основана на элементарной корреляционной матрице. Поэтому однозначно объяснить, почему некоторые из выбранных характеристик обладают сходным характером изменчивости, было по-прежнему затруднительно. Применение факторного анализа (в его различных модификациях) позволяет создать новое поколение биоиндикационных таблиц с учетом взаимовлияния основных параметров гидросреды.

Основная цель данной работы — выделение тех факторов среды (биотических и абиотических), которые определяют видовой состав диатомовых комплексов в озерах Кольского п-ова. Кроме того, для создания биоиндикационных таблиц было необходимо выяснить уровень биологической устойчивости отдельных массовых и типичных таксонов к конкретным видам загрязняющих веществ.

Методология

Структуру и объем первичного материала составили 126 донных проб из поверхностных осадков 24 озер Кольского п-ова. Пробы из донных осадков отбирались в 1991 г. Большинство донных проб отбирались из озер, расположенных вдоль границы с Норвегией и Финляндией, а также из тундровых районов, граничащих с побережьем Баренцева моря (рис.1). Кроме того, при выборе объектов изучения (озер) учитывалась степень промышленной загрязненности в различных районах Кольского п-ова (Моисеенко, 1997).

Отбор донных проб осуществлялся с помощью усовершенствованного стратометра С-1 ударно-замыкающего типа. Применение С-1 позволило избежать размыва самого верхнего (1—3 мм) слоя озерных осадков, содержащих наиболее разнообразный и обильный комплекс диатомей. Обработка проб, изготовление и просмотр постоянных препаратов осуществлялись по стандартным методикам (Диатомовый анализ, 1949; Диатомовые водоросли СССР, 1974; Руководство по гидробиологическому мониторингу…, 1992).

Параллельно отбирались придонные пробы воды. Отбор и анализ проб воды осуществлялись также по стандартным методикам (Руководство по химическому анализу …, 1977).

Статистическая обработка первичного материала проводилась с помощью специальных компьютерных программ и была основана на применении корреляционного, дисперсионного и факторного анализа (Факторный, дискриминантный и кластерный анализ, 1989; Боровиков, Боровиков, 1998).

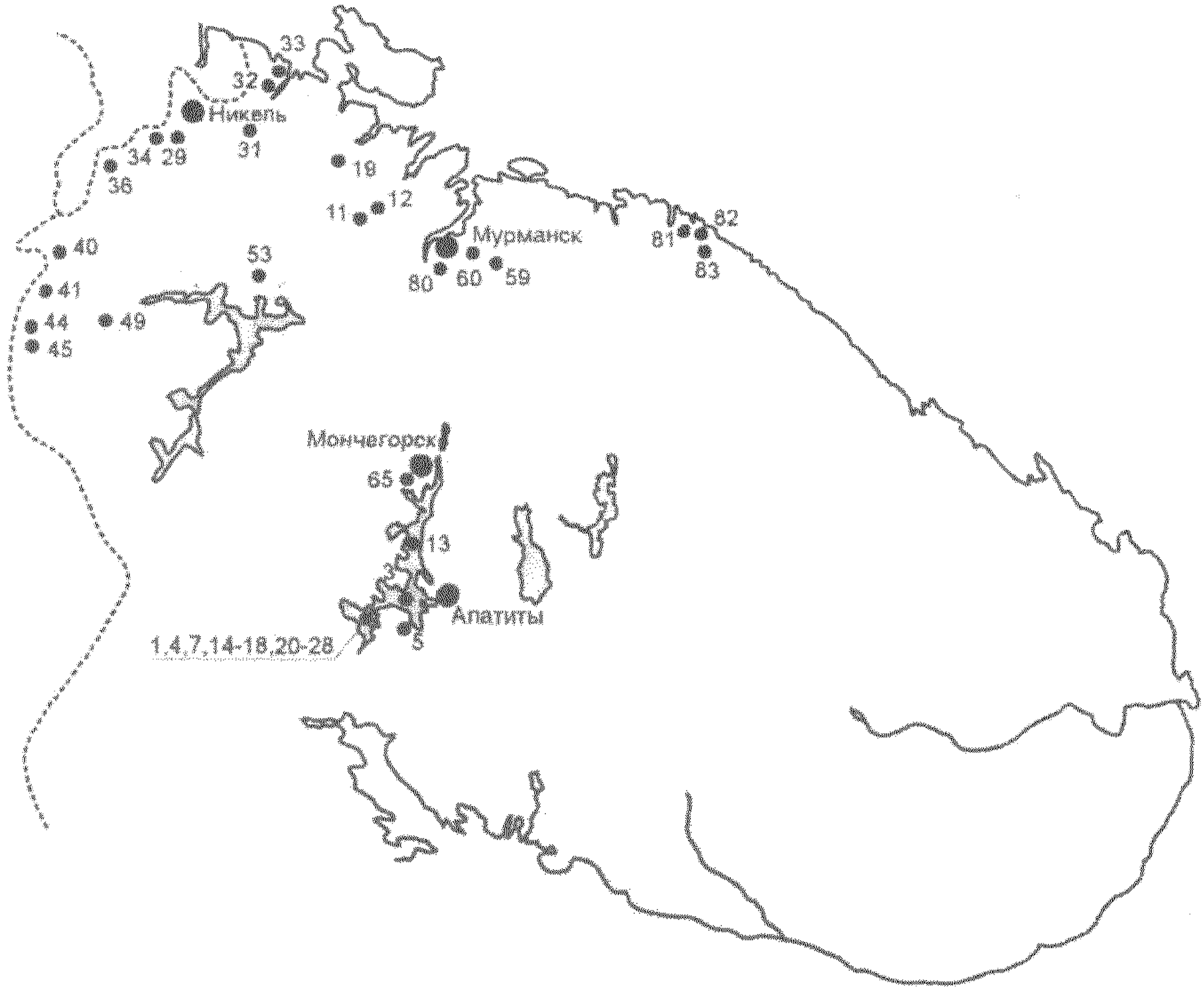


Рис. 1. Карта-схема расположения точек отбора проб из озерных осадков.

Результаты

До применения компьютерных программ из всей совокупности таксонов (273) были выделены 54 (рода и вида), отмеченные более чем в двух-трех озерах. Корреляционный анализ был проведен для всей совокупности параметров гидросреды, которые были замерены (39), и для 54 видов и родов диатомовых. Это позволило сократить исходное число анализируемых факторов и выделить группу с наиболее значимым коэффициентом корреляции. Сила и достоверность коррелятивных связей были оценены на основе статистических критериев Стьюдента и Фишера.

В дальнейшем, в результате сопоставления всех оставшихся факторов с помощью пошагового регрессионного анализа были выделены группы факторов, имеющих наиболее значимую связь с каждым из видов диатомовых водорослей. Кроме того, в анализируемую совокупность основных факторов среды обязательно включались, вне зависимости от силы воздействия, вещества самого различного химического генезиса и способа поступления в озера: металлы (Ni, Cu, Zn и др.), растворенная органика ($P_{орг}$, $N_{орг}$ и др.), неметаллы (Ca, Cl, $O_{раств}$ и др.), неорганические соединения (SiO_2, NO_3 и др.), а также такой параметр гидросреды, как pH.

Таким образом, учитывался весь спектр внешних условий среды (биотических и абиотических). Сходная стратегия была выбрана и для всей совокупности низших таксонов диатомовых водорослей.

Далее из 54 таксонов были отобраны 24, отмеченные на большинстве станций и имеющие наиболее высокую динамику изменчивости. Кроме того, к выделенным 18 видам и 6 родам предъявлялось чисто техническое требование — достаточная простота определения видовой принадлежности на световом микроскопе.

Методом факторного анализа (*R*-метод) для 24 таксонов были определены группировки сходной направленности в едином биологическом пространстве. Каждый из таксонов характеризовался вектором определенной направленности в полученном многомерном пространстве. При этом анализ их взаимовлияния не был целью проведенного анализа. Из каждой группы (пучка векторов) были выбраны таксоны (векторы) наиболее „типичного" поведения — по силе и направленности. Всего было выделено 12 наиболее показательных таксонов. Для них был проведен дополнительный факторный анализ и создано единое химическое пространство. Это осуществлялось в три этапа.

На первом этапе совокупность основных химических параметров гидросреды разделялась на две группы (катионы и анионы). В каждую из групп в качестве дополнительного фактора включался анализируемый таксон (один из 12), и проводился факторный анализ (отдельно для группы катионов, отдельно для группы анионов). Наименее существенные показатели из обеих групп отбрасывались.

На втором этапе 11 наиболее существенных показателей из обеих групп анализировались совместно. В качестве 12-го показателя (фактора) вновь брался анализируемый таксон, который включался в исходную матрицу. В итоге составлялась 12-клеточная матрица, которая и применялась при дальнейшей математической обработке (рис. 2—13).

Третий этап работы уже не был столь сложен (с точки зрения теоретических альтернатив и правильной интерпретации). Имея 12 таксонов и 11 параметров гидросреды в едином многомерном пространстве, туда было легко включить остальные таксоны, определив соответствующие им параметры гидросреды (рис. 14, 15).

Однако *R*-метод корреляционного анализа не показал степень (и наличие) коррелятивных связей между таксонами диатомовых (особенно в одном „пучке"), а только их взаиморасположение в едином химическом пространстве.

Поэтому для выяснения вопроса, лимитируется ли встречаемость одних видов наличием или отсутствием других, был проведен факторный *Q*-анализ. При этом была проанализирована встречаемость 54 наиболее массовых видов во всех 25 озерах. Специфика проведенных работ заключалась в том, что анализировались не сами виды как таковые, а определялись типологические видовые составы („наборы") диатомей в этих озерах.

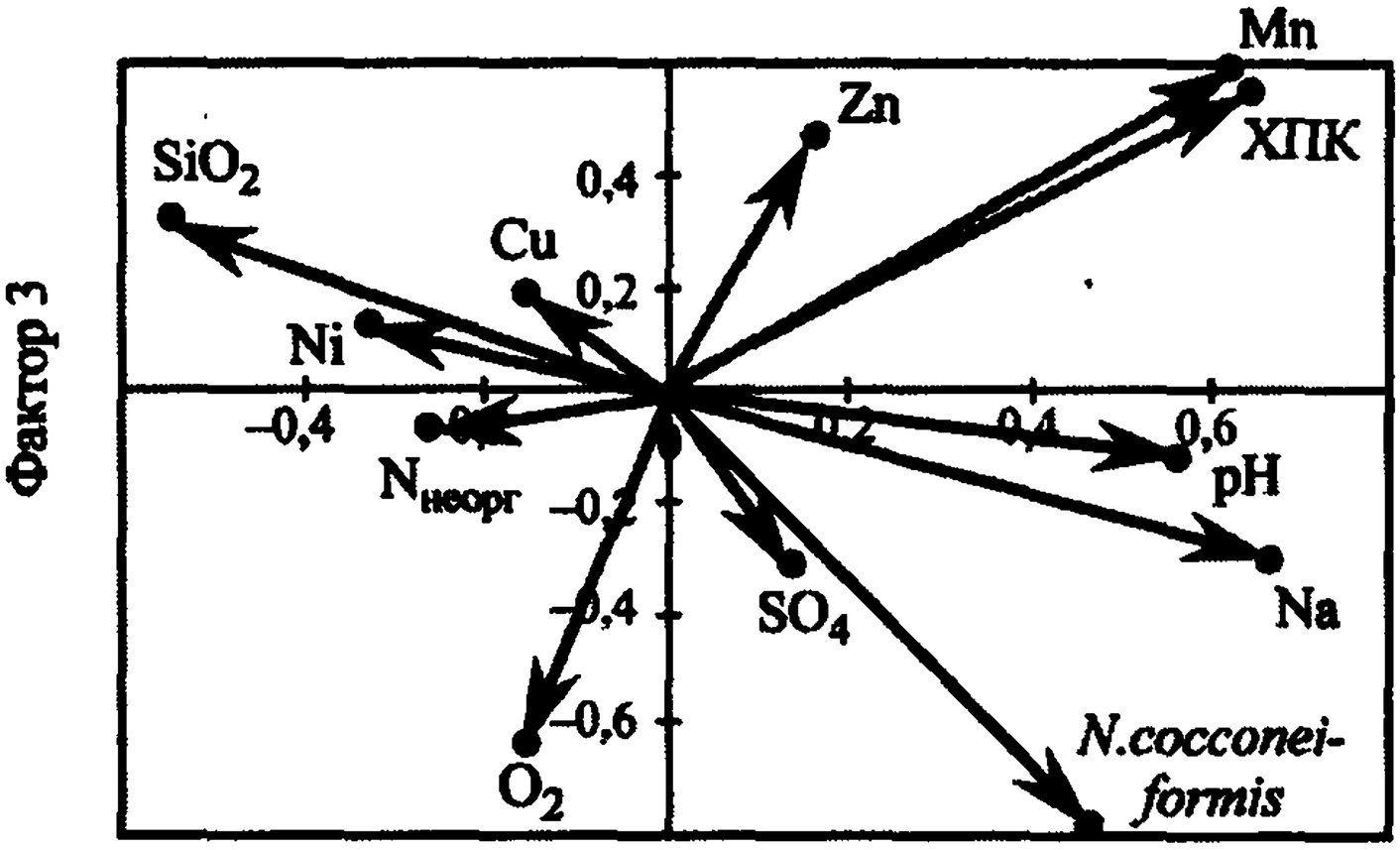


Рис. 2. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Navicula cocconeiformis* Greg. по результатам факторного анализа.

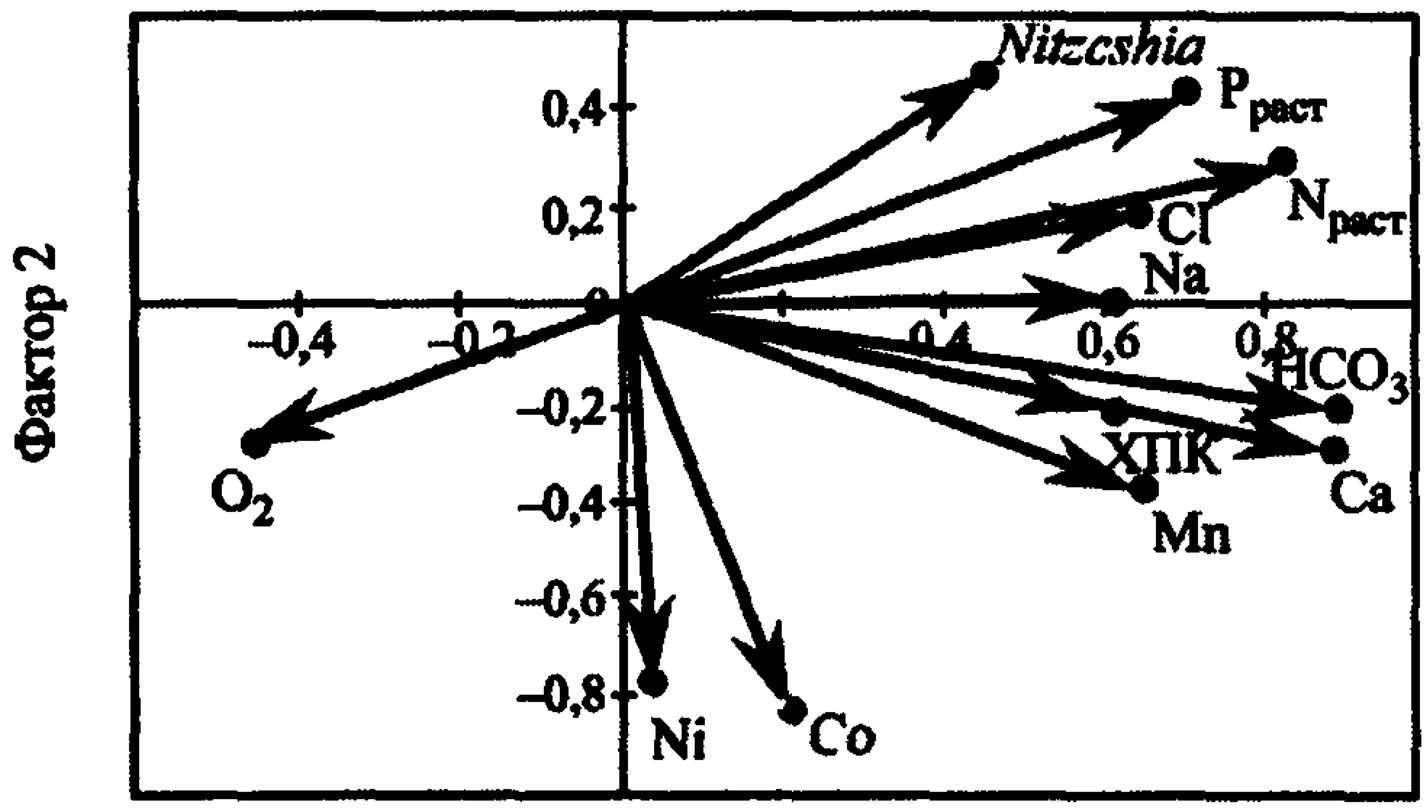


Рис. 3. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с родом *Nitzschia* Hass. по результатам факторного анализа.

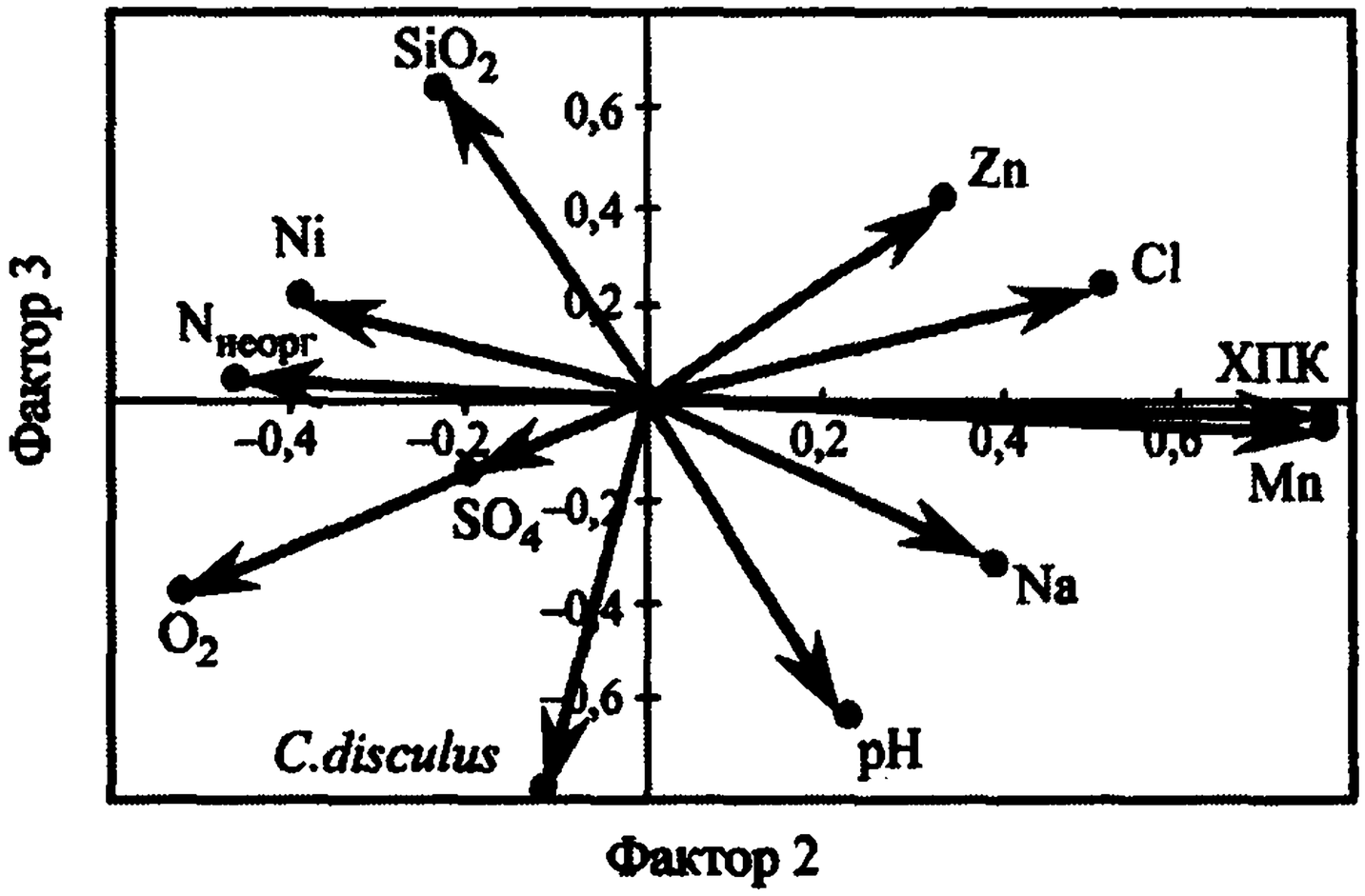


Рис. 4. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Cocconeis disculus* (Schum.) Cl. по результатам факторного анализа.

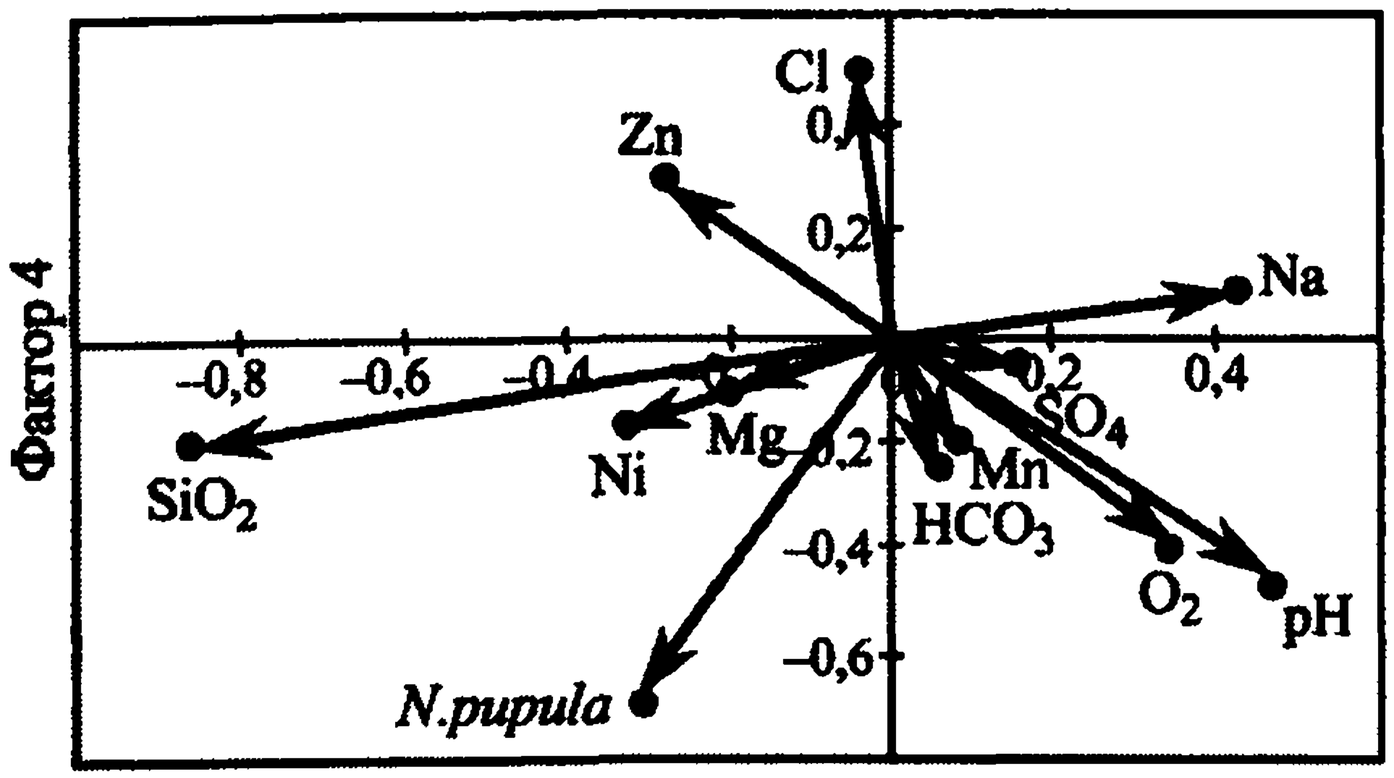


Рис. 5. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Navicula pupula* Kütz. по результатам факторного анализа.

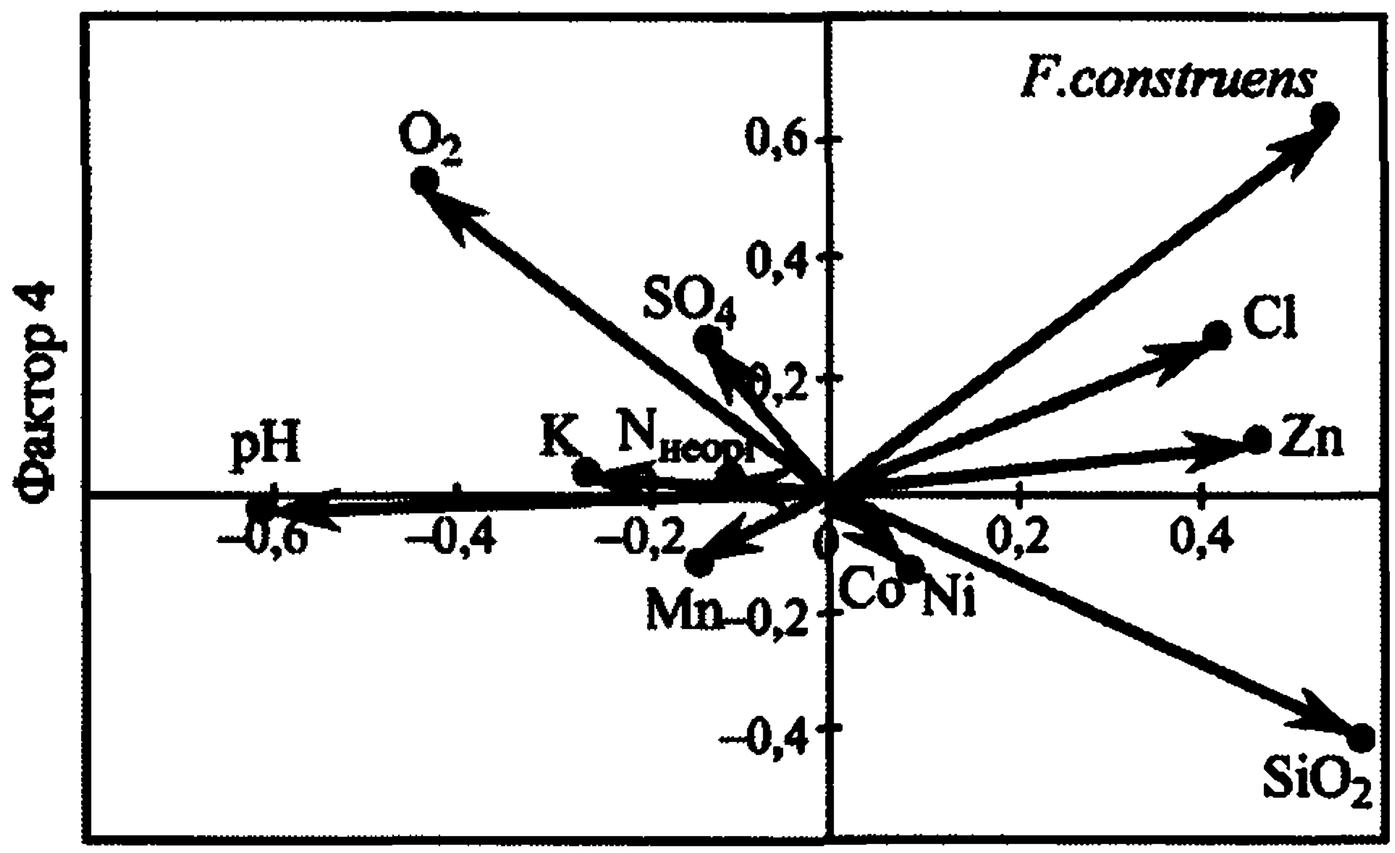


Рис. 6. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Fragilaria construens* (Ehr.) Grun.по результатам факторного анализа.

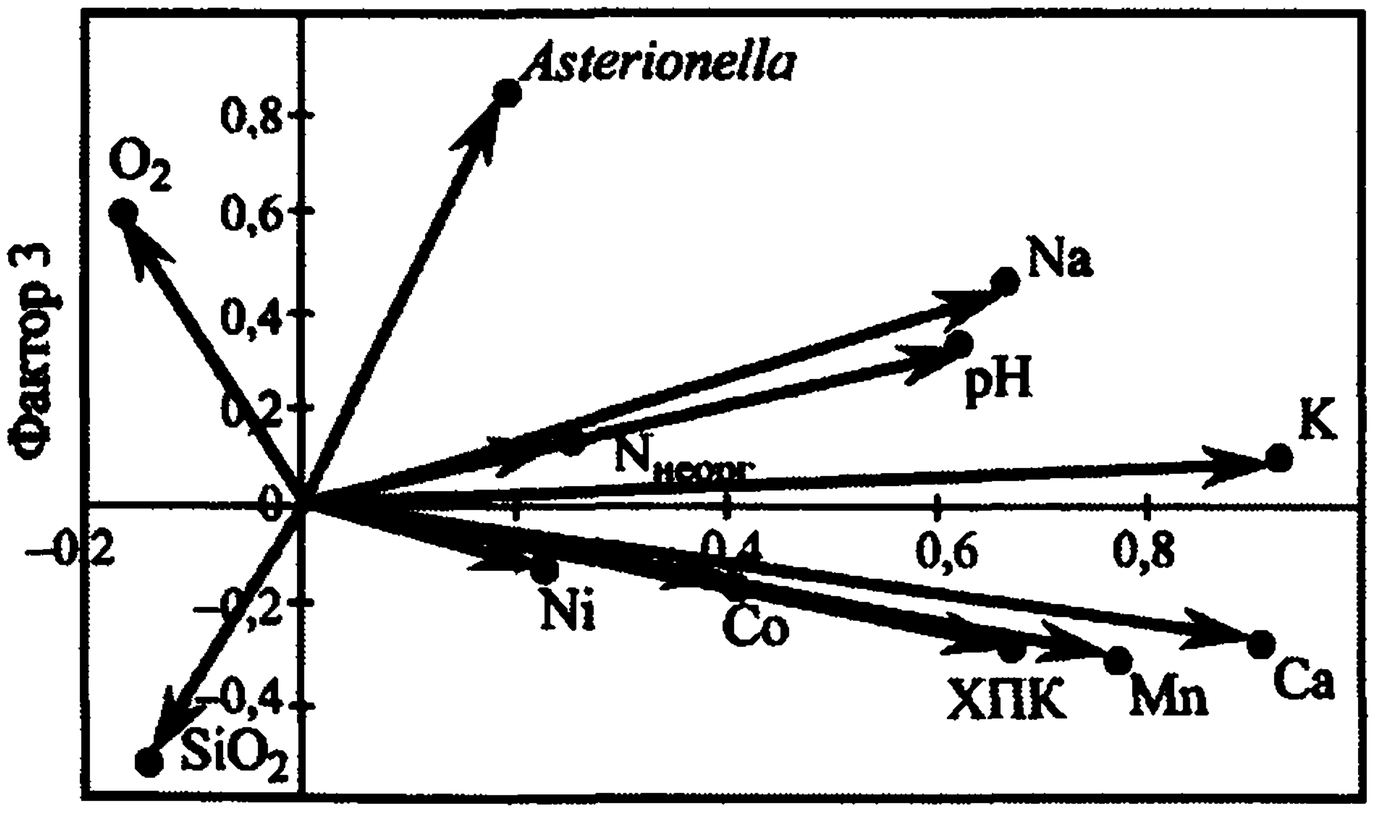


Рис. 7. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с родом *Asterionella* Hass. по результатам факторного анализа.

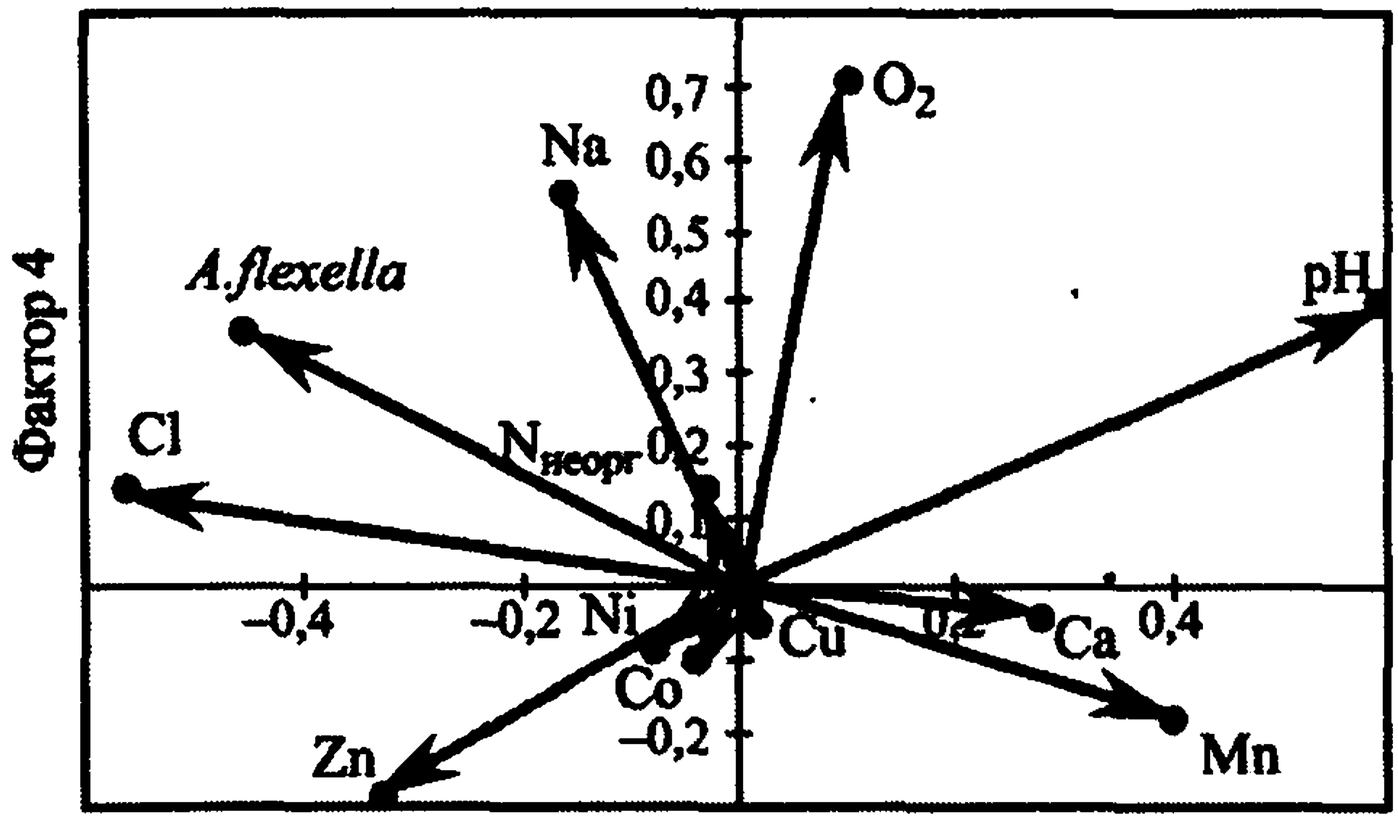


Рис. 8. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Achnanthes flexella* (Kütz.) Grun. по результатам факторного анализа.

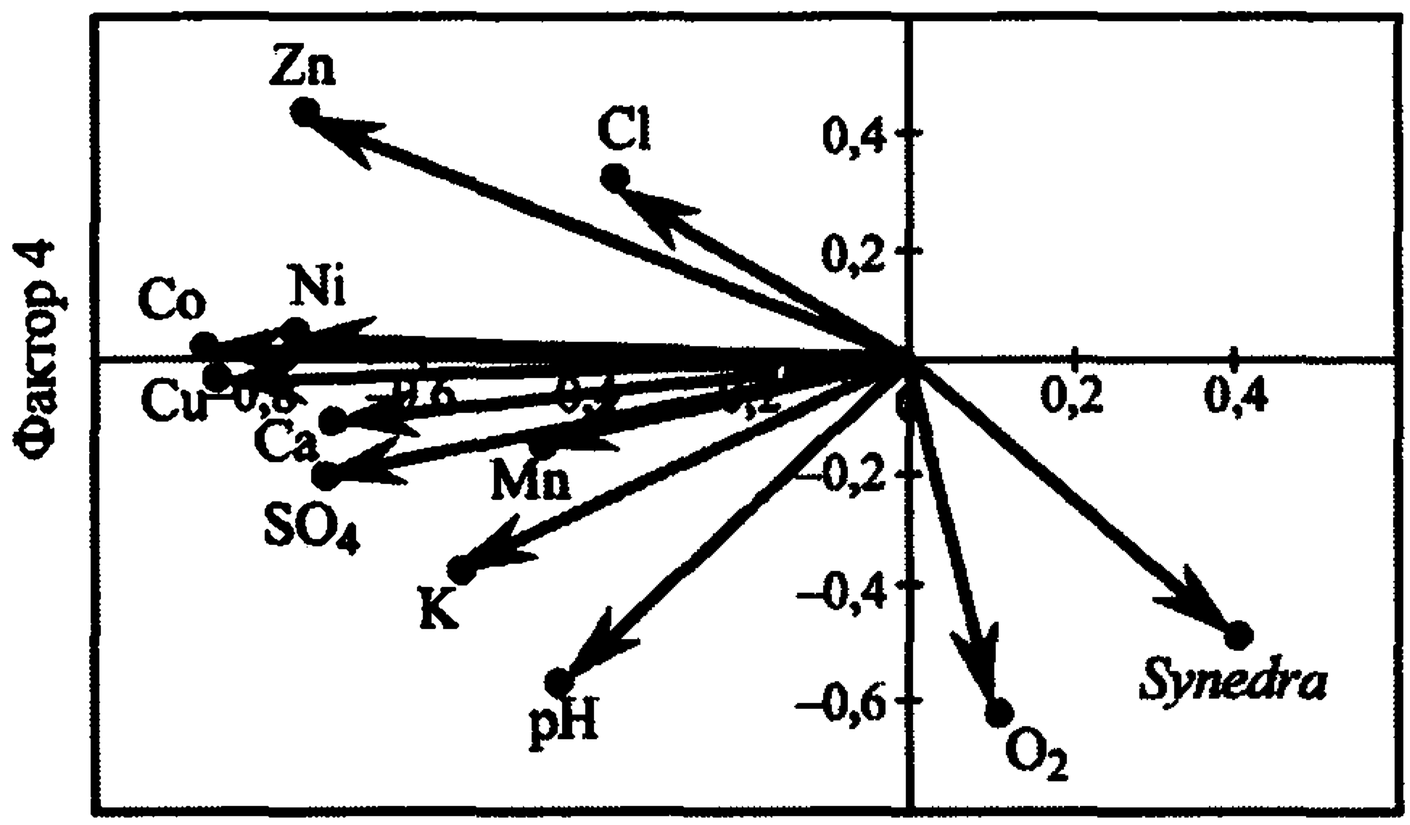


Рис. 9. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с родом *Synedra* Ehr. по результатам факторного анализа.

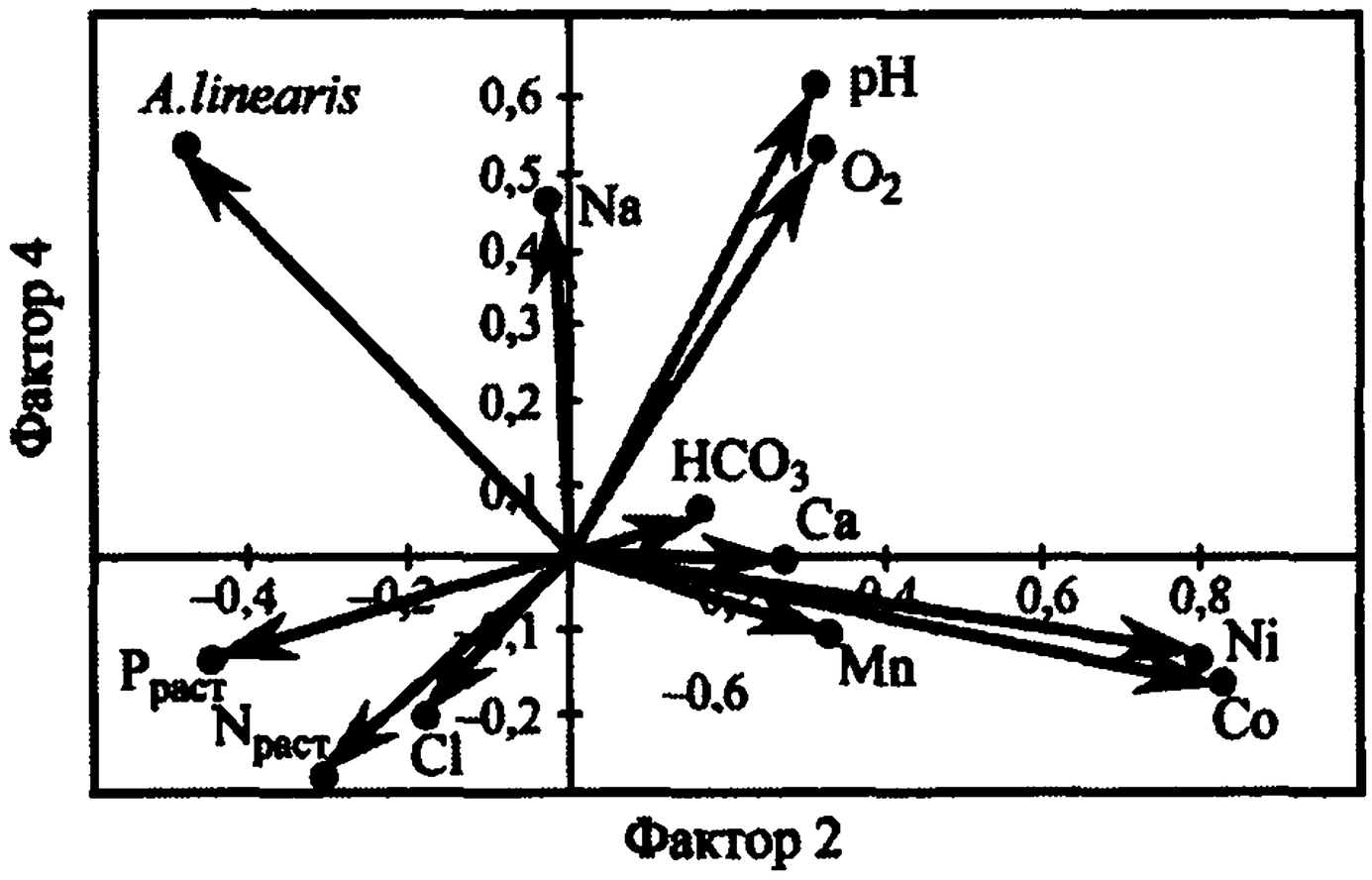


Рис. 10. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Achnanthes linearis* (W. Sm.) Grun. по результатам факторного анализа.

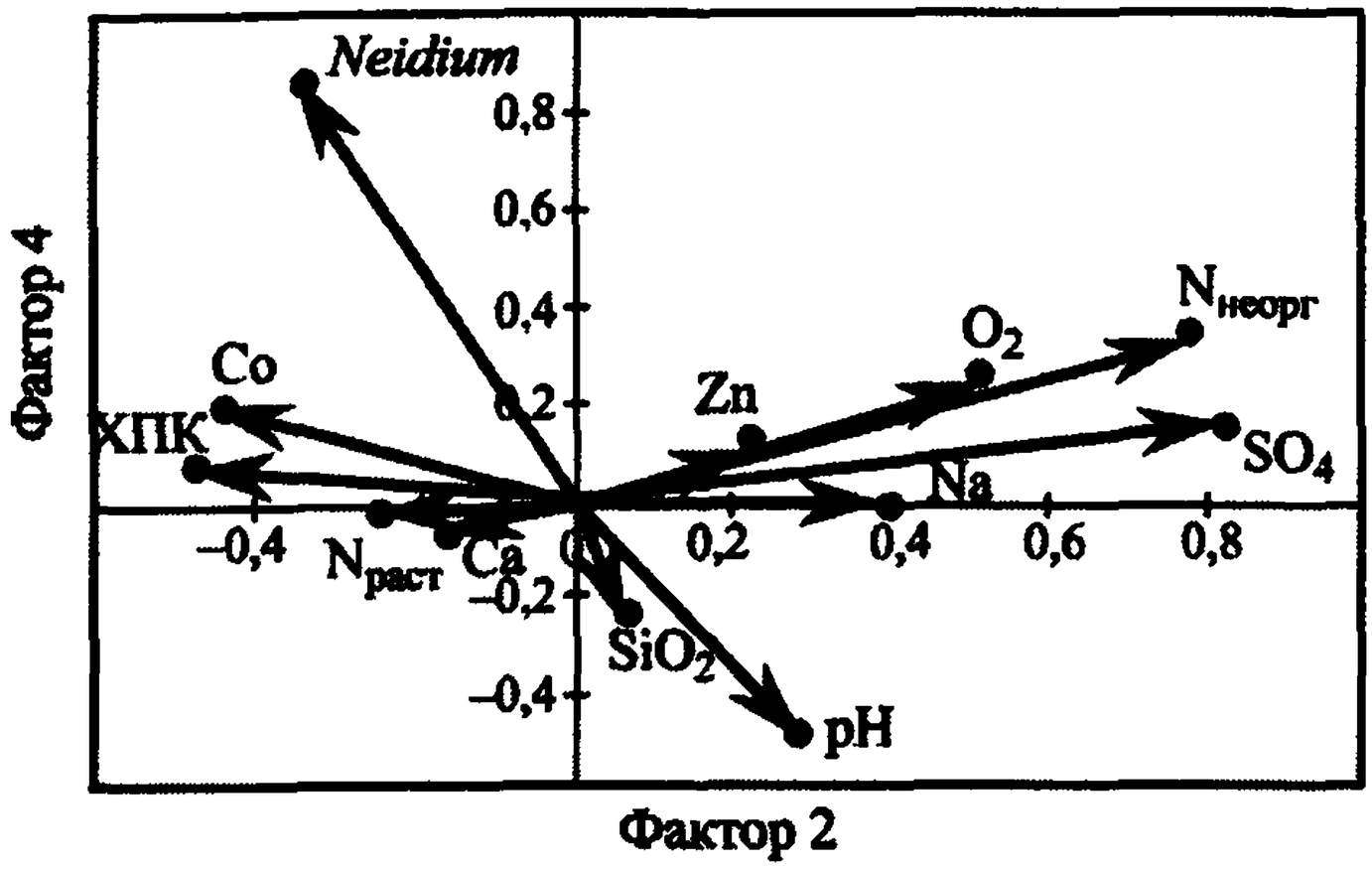


Рис. 11. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с родом *Neidium* Pfitz. по результатам факторного анализа.

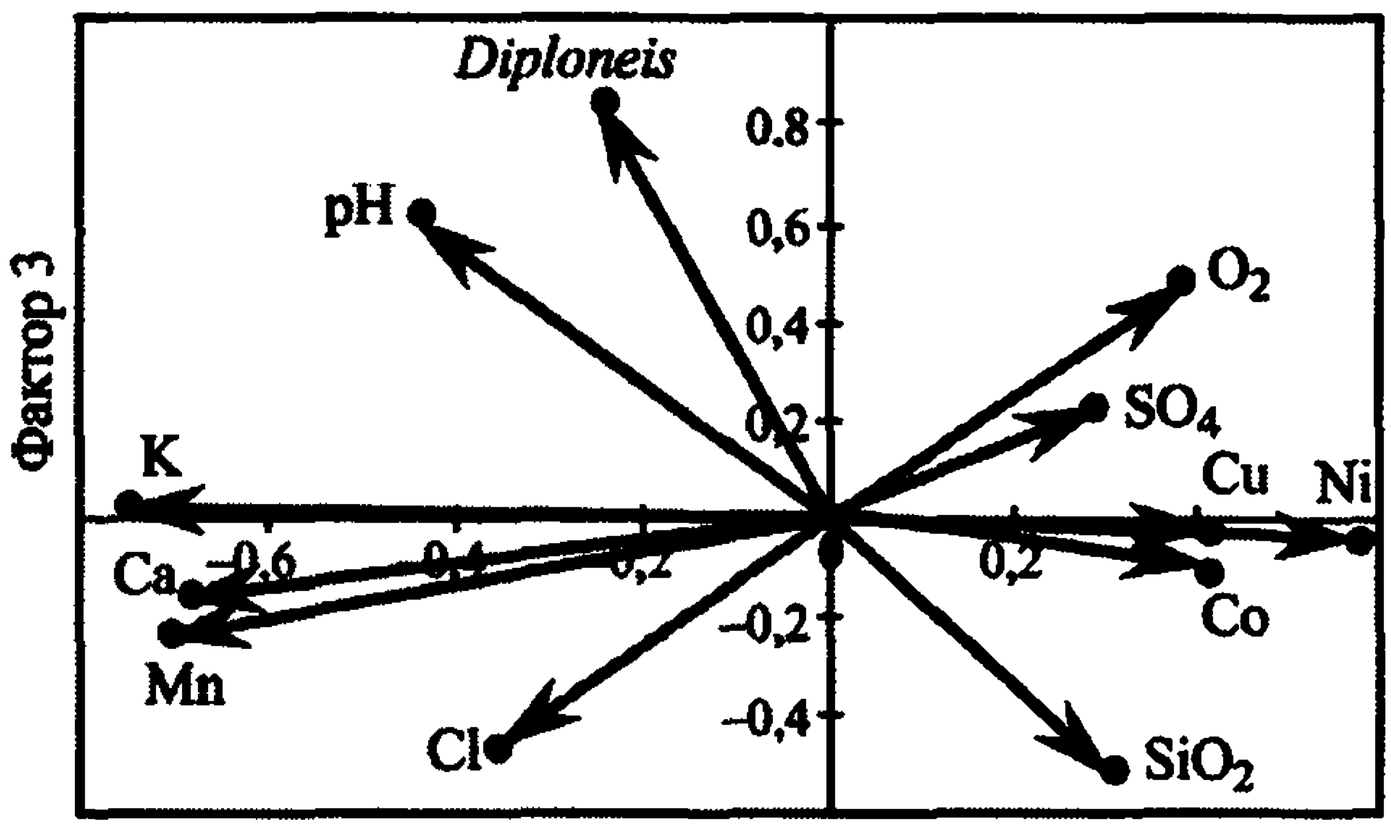


Рис. 12. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с родом *Diploneis* Ehr. по результатам факторного анализа.

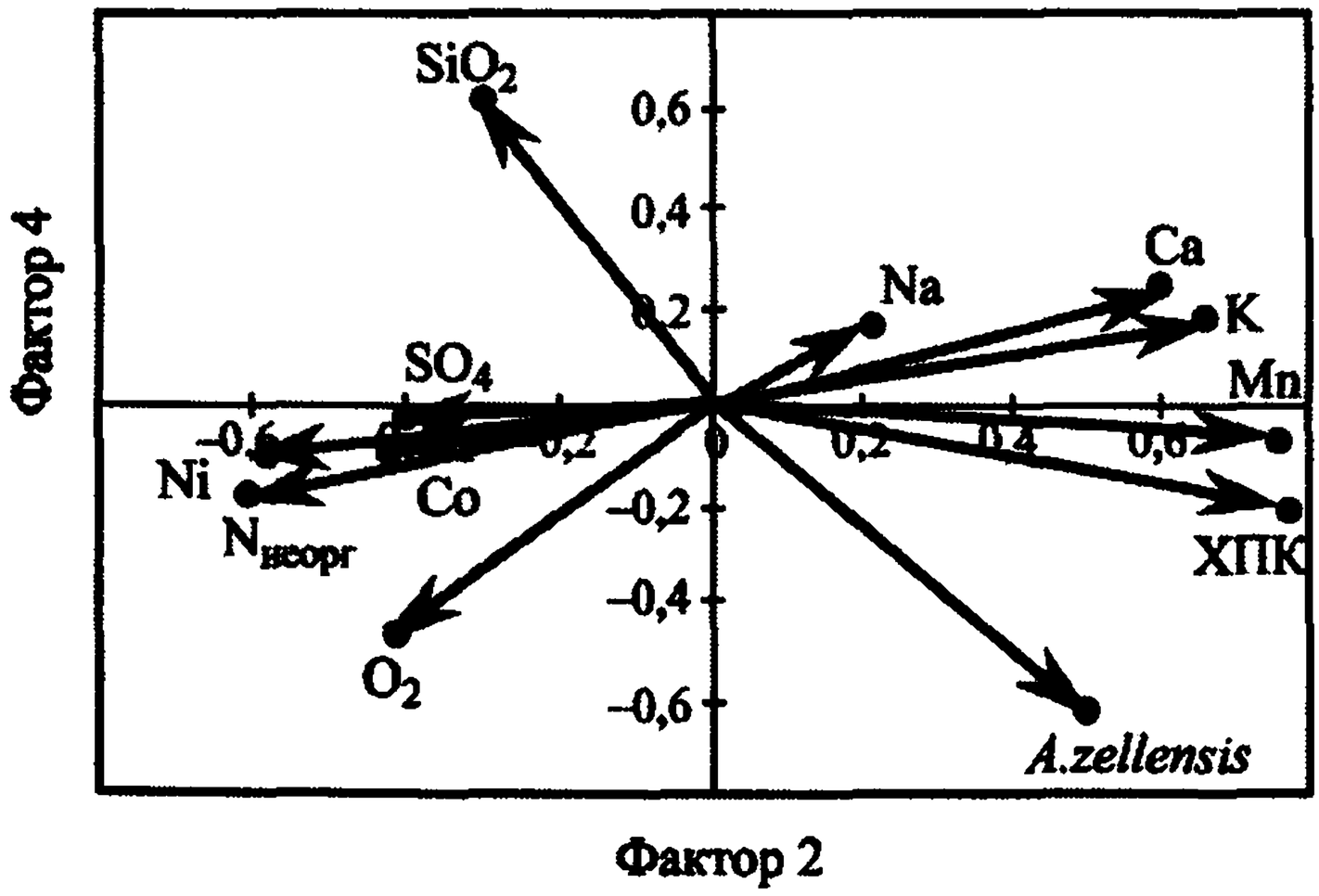


Рис. 13. График взаимосвязи компонентов и параметров химического состава озерных вод с видом *Anomoeoneis zellensis* (Grun.) Cl. по результатам факторного анализа.

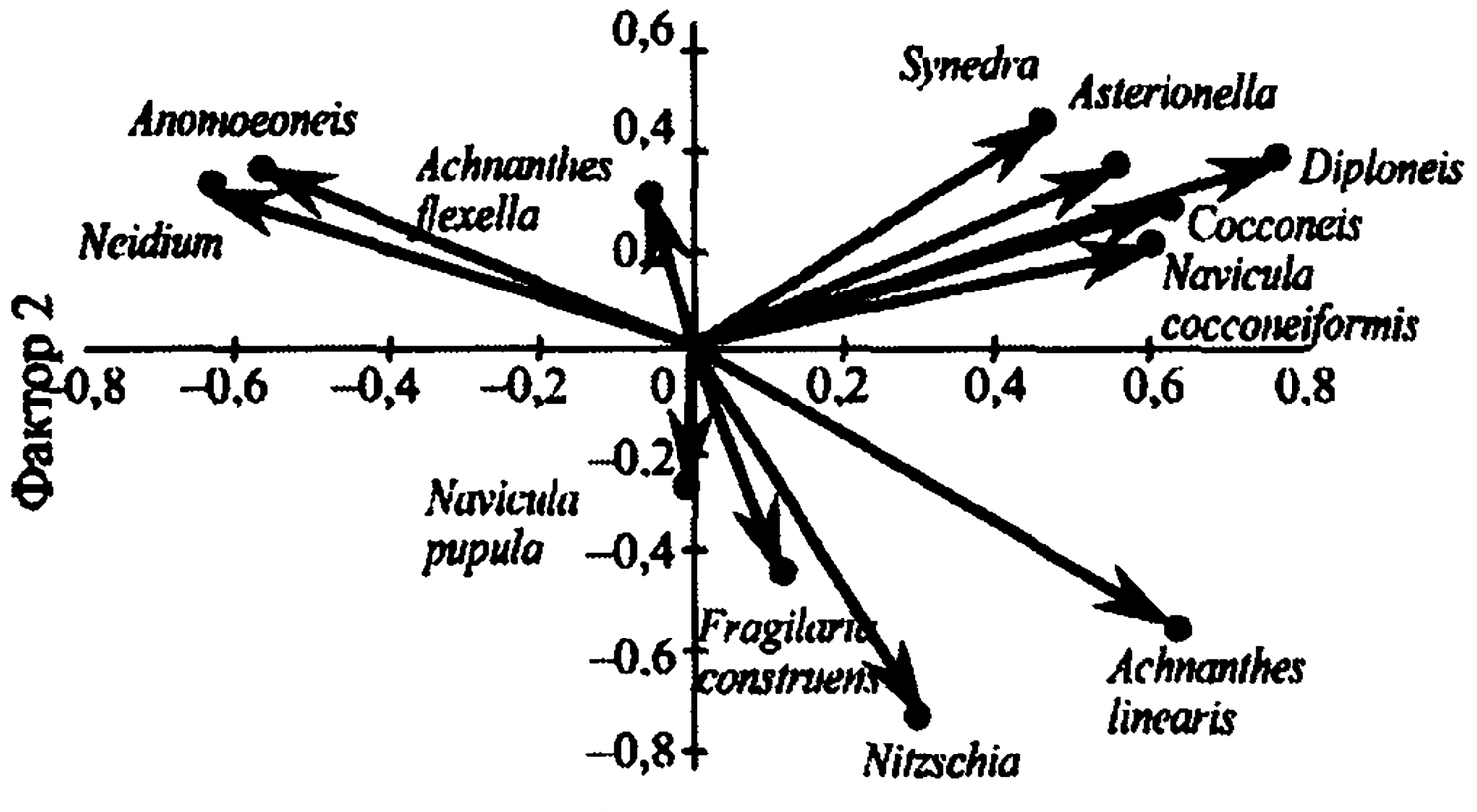


Рис. 14. График взаиморасположения пяти родов и семи видов диатомовых водорослей в едином факторном пространстве.

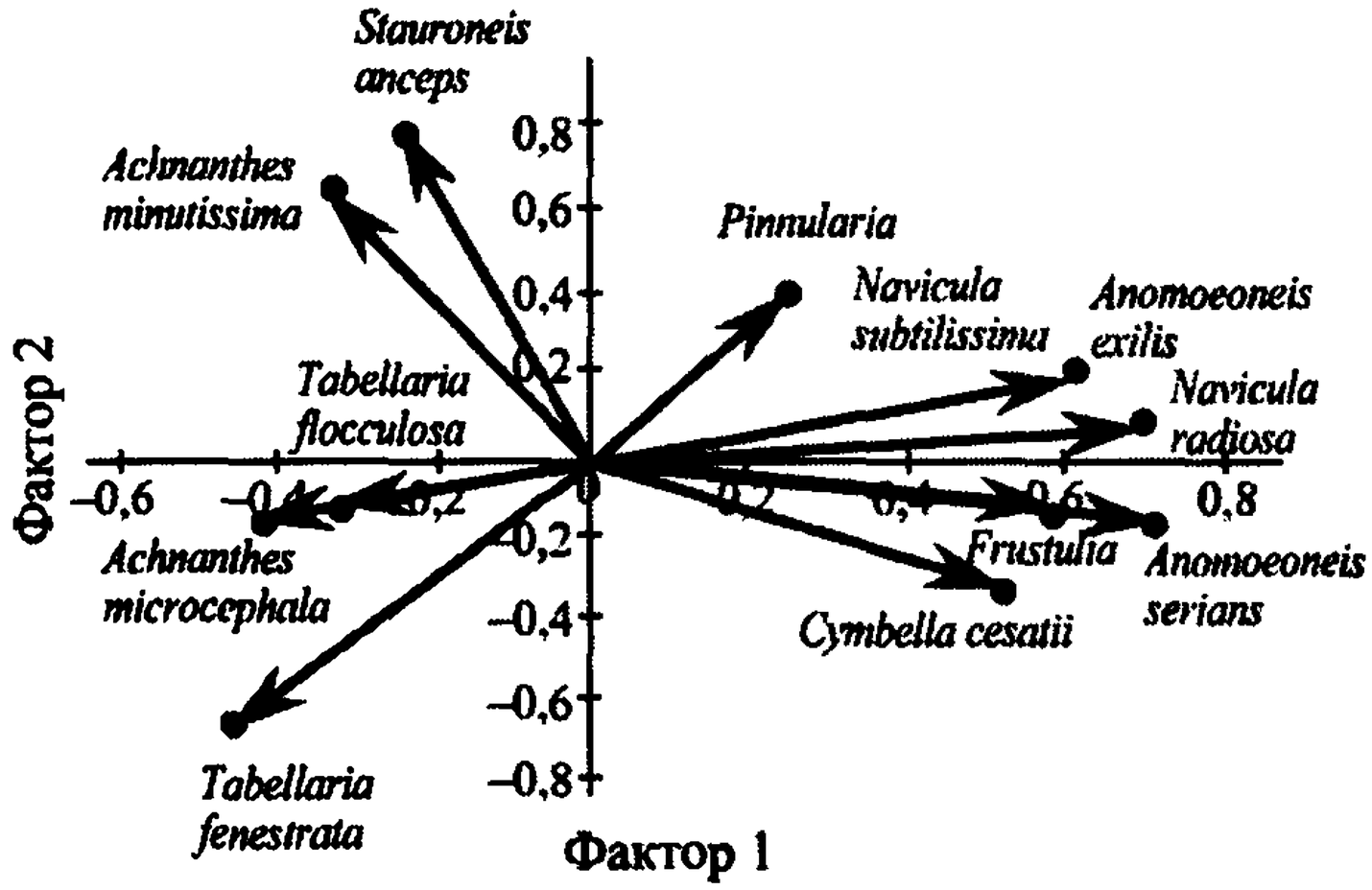


Рис. 15. График взаиморасположения 11 видов и одного рода диатомовых водорослей в едином факторном пространстве.

В результате анализируемые озера „не распались" (достоверно) по типологическому набору таксонов, хотя часть из них и образовала подобие групп в едином (в данном случае таксономическом) пространстве (рис.16).

Проведенный факторный анализ с использованием *Q*-метода подтвердил заключения, полученные на основе *R*-метода факторного анализа, о том, что распространение видов диатомовых водорослей лимитируется только внешними факторами среды и устойчивых (достоверных) сообществ они не образуют. Их разделение на несколько групп в едином биологическом пространстве определяется воздействием на каждого представителя группы сходным набором химических факторов среды, а не взаимовлиянием диатомей.

Полученные результаты были подтверждены дисперсионным анализом видового состава диатомовых флор из всех 25 озер. Суть дисперсионного анализа состоит в оценке расстояний между наблюдаемыми объекта-

ми. В данном случае в качестве объектов выступали многомерные векторы, характеризующие видовой состав диатомовых водорослей каждого из анализируемых озер. Таким образом, сходство (или различие) объектов выражается через обобщенное расстояние в многомерном эвклидовом пространстве. Дисперсионный анализ проводился на основе уже полученных факторных значений (*Q*-анализ) в целях усиления различий и сходств между флористическим набором диатомей в озерах.

Проанализированные виды диатомовых водорослей еще более достоверно, чем при использовании *Q*-метода, „распались" на четыре группы по признаку встречаемости (рис. 17). Озера не были классифицированы по видовому составу обитающих в них диатомей, так как типологический набор последних для всех озер единый. Разнятся только процентные пропорции видов внутри каждого комплекса (набора). Вероятностные расстояния

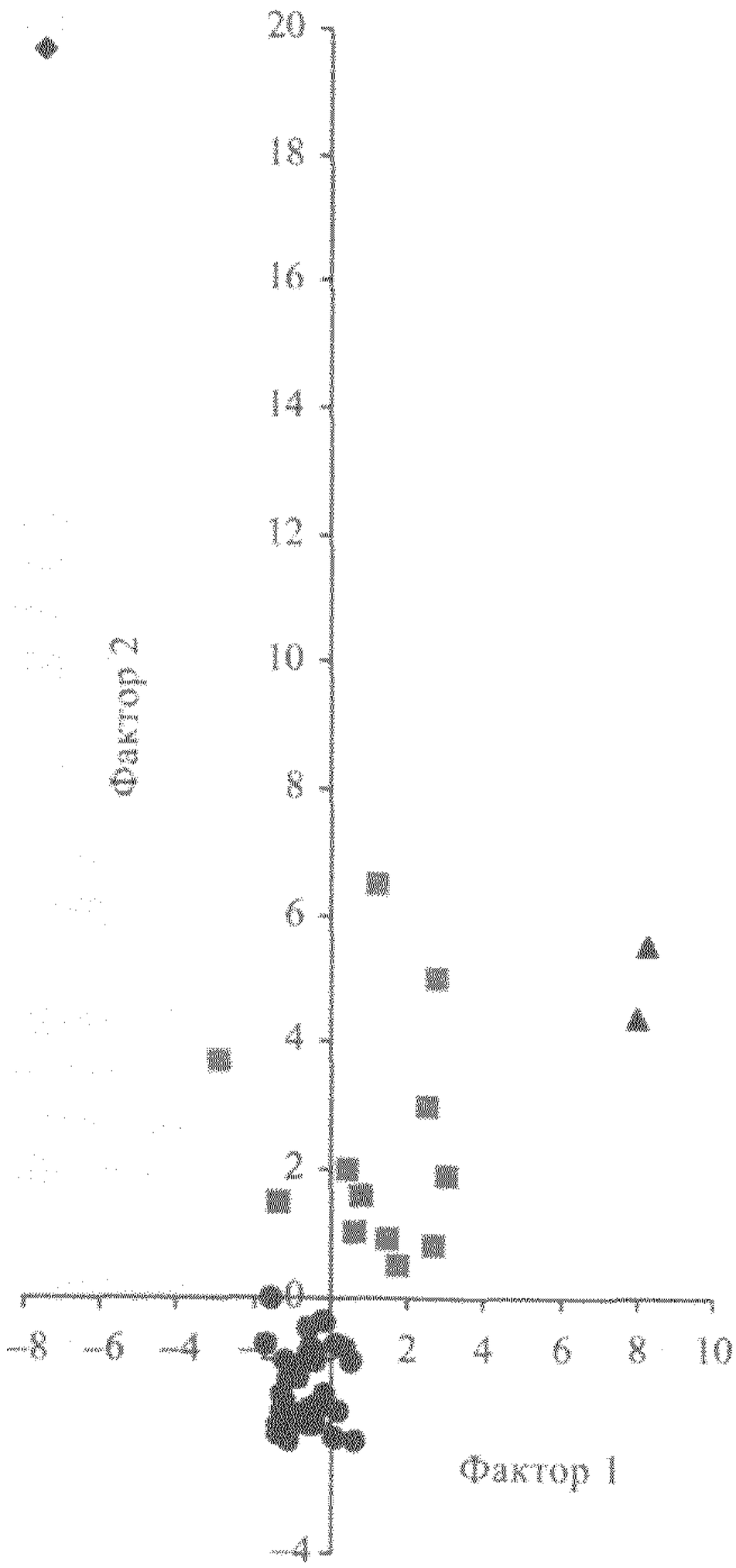
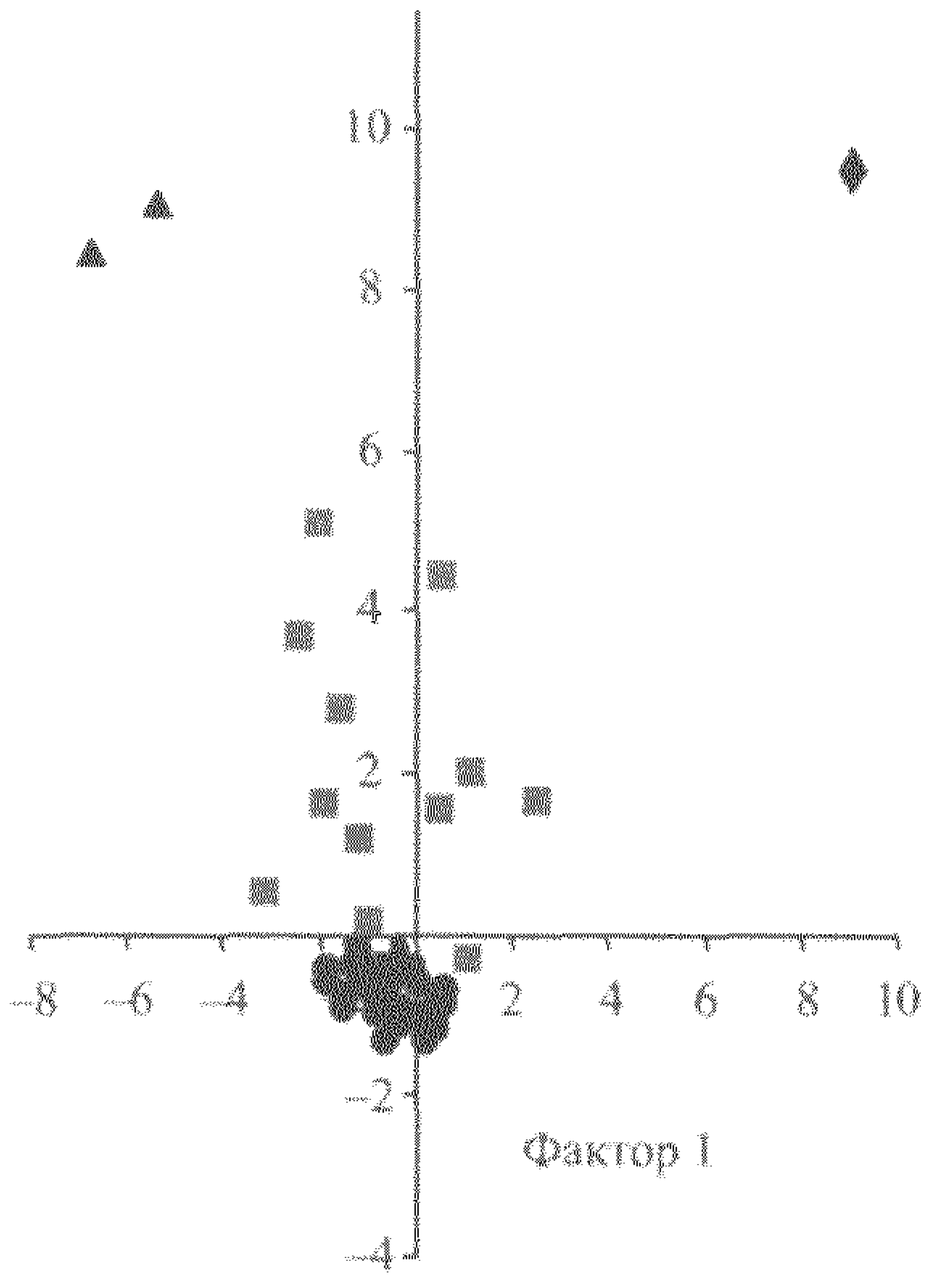


Рис. 16. Вероятностные расстояния частоты совместной встречаемости массовых видов диатомовых водорослей из озер Кольского п-ова, *Q*-метод факторного анализа.

Рис. 17. Вероятностные расстояния частоты совместной встречаемости массовых видов диатомовых водорослей из озер Кольского п-ова, дисперсионный анализ.



между четырьмя группами видов показывают только возможность (математическую) встречи в этом озере одного из анализируемых видов, если другой вид уже отмечен в пробе (и не более). Если бы озера различались по составу обитающих в них видов, то последние сгруппировались бы в подмножества с вероятностными расстояниями одинаковой плотности. Однако этого не произошло. Каждая из четырех групп имела свою плотность вероятностных расстояний по их убыванию.

Результаты факторного и дисперсионного анализов позволили выяснить степень воздействия (по возрастанию) каждого химического агента на спектр анализируемых видов. Это стало возможным по двум причинам.

1. Не было выявлено устойчивых связей между видами диатомовых водорослей, обитающих в исследованных озерах.

2. Анализ комплексного воздействия химических параметров гидросреды выявил те из них, сила воздействия которых на отдельные виды диатомей имеет наиболее неоднородный характер.

Таким образом, систематические списки диатомей являются своеобразной „знаковой системой" записи с помощью таксономических обозначений, которые характеризуют конкретный уровень загрязнения по отдельным компонентам.

Для получения списков видов-индикаторов по конкретным группам загрязнения из исходных 54 массовых таксонов были отобраны 32 (четыре рода, 26 видов и два вариетета), которые были разделены на четыре группы (табл. 1). Таксоны в группах подбирались по степени систематической близости и по сходным экологическим особенностям (планктон, активный бентос, эпифиты и т.д.). В анализируемую группу химических агентов были включены металлы: Co, Ni, Cu, Mn и Zn.

Для каждой из четырех групп был проведен факторный анализ (*R*-метод), который позволил оценить степень воздействия конкретного химического агента на отдельные таксоны. С этой целью в качестве девятого фактора в группу включался интересующий нас химический агент (Co, Cu, Ni и т. д.).

В любой группе из девяти анализируемых факторов степенью взаимовлияния, существующей между восьмью из них, можно было пренебречь (поскольку это были таксоны диатомей). Поэтому сила взаимосвязи девятого фактора (загрязнителя) с любым из этих восьми факторов указывала на индикаторные возможности данного таксона (фактора) по отношению к конкретному виду загрязнения (фактору). Кроме того, основное внимание уделялось направлению вектора, характеризующего конкретный вид загрязнения (Co, Ni, Zn и т. д.), так как реальная сила этих факторов была уже оценена при анализе в едином химическом пространстве. В связи с этим степень негативного или позитивного воздействия определялась в зависимости от сонаправленности векторов, характеризующих конкретный вид диатомей и конкретный химический агент.

Таблица 1

Систематический список массовых видов-индикаторов из донных комплексов

Номер группы	Латинское название	Буквенное обозначение
1	*Navicula subtilissima* Cl.	A
	Navicula cocconeiformis Greg.	B
	Navicula radiosa (Kütz.)	C
	Pinnularia viridis (Nitzsch.) Ehr.	D
	Pinnularia gibba Ehr.	E
	Synedra ulna (Nitzsch.) Ehr.	F
	Tabellaria fenestrata (Lungb.) Kütz.	G
	Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	H
2	*Anomoeoneis exilis* (Kütz.) Cl.	I
	Anomoeoneis serians (Breb.) Cl.	J
	Anomoeoneis zellensis (Grun.) Cl.	K
	Cocconeis disculus (Schum.) Cl.	L
	Cocconeis placentula Ehr.	M
	Diploneis Ehr.	N
	Frustulia rhomboids (Ehr.) D.T.	O
	Neidium Pfitz.	P
3	*Achnanthes affinis* Grun.	Q
	Achnanthes flexella (Kütz.) Grun.	R
	Achnanthes lanceolata (Breb.) Grun.	S
	Achnanthes linearis (W. Sm.) Grun.	T
	Achnanthes microcephala (Kütz.) Grun.	U
	Achnanthes minutissima Kütz.	V
	Nitzschia palea (Kütz.) W. Sm.	W
	Nitzschia Hass.	X
4	*Asterionella* Hass.	Y
	Aulacoseira italica (Ehr.) Simonsen	Z
	Aulacoseira italica v. tenissima (Grun.) O. Müll.	Б
	Aulacoseira islandica (Ehr.) Simonsen	Д
	Aulacoseira islandica s.sp. helvetica O. Müll.	Ж
	Cyclotella kuetzingiana Thwait.	Ф
	Fragilaria construens (Ehr.) Grun.	Ш
	Stephanodiscus astrea (Ehr.) Grun.	Ю

Результаты, полученные для каждого химического агента, анализировались для всех 32 таксонов в целом. Это позволило сформировать сводную биоиндикационную таблицу для группы из пяти металлов: Ni, Co, Cu, Zn и Mn (табл. 2).

Таблица 2

Биоиндикационная таблица уровня техногенных нагрузок (по металлам)

Металл	Концентрации			
	аномально высокие (более 10 ПДК)	высокие (более 3 ПДК)	повышенные (2—3 ПДК)	фоновые и малые (не более 1 ПДК)
Co, Ni	V	U, V	Q, U, V, G, H, B, I	C, D, E, R, S, T, F, Z, D, Q, U, V
Cu	V	V	V, I, G, H, B, Q	G, H, Ш, S, T, C, F, D, E, Ш, R, V, U, G, H
Zn	H	H, V, G	H, V, G, B	B, Q, L, S, C, E, D, O
Mn	R	R, V	Ж, Q, U, J, B, K, R, V	J, H, V, G, B, I, Z, Б, У, Ж, Q, U, J, O, K, R, V

Следует отметить, что данные факторного анализа, послужившие для составления сводной таблицы, подтверждаются имеющимися опубликованными результатами.

Так, выращенная в лабораторных условиях монокультура вида *Achnanthes minutissima* Kütz. продемонстрировала исключительную устойчивость к повышенным концентрациям Cu (Watanabe et al., 1988). При анализе воздействия Cu на другие виды диатомовых водорослей были констатированы, с одной стороны, его негативный характер, а с другой — ослабление токсического воздействия Cu при добавках Mn и Co (Stauber, Florence, 1987).

Анализ рядов предпочтительного накопления металлов водорослями также показал, что он сопоставим со степенью негативного воздействия различных металлов, полученных в результате факторного анализа: Mn → Cu → Zn → Co → Ni (Faied Sami, Abdel-Shafy Hussein, 1986).

Обсуждение

В результате проведенного факторного анализа (в его различных модификациях) было установлено, что виды диатомовых водорослей не связаны между собой устойчивыми симбиотическими связями и их распространение лимитируется только абиотическими параметрами среды (см. рис. 2—13). Поэтому межвидовые взаимоотношения в диатомовых комплексах можно свести только к элементам конкуренции за необходимые ресурсы в рамках единого биотопа.

Иначе говоря, присутствие или отсутствие каждого вида диатомовых водорослей напрямую связано с конкретным набором абиотических параметров среды. Если бы диатомовые водоросли создавали устойчивые межвидовые симбиотические связи, то виды, принадлежащие, например, к чистоводному комплексу, могли бы „удерживаться" в этом биотопе за счет встроенности в сформировавшееся сообщество диатомовых водорослей даже при повышении уровня загрязнения. Однако этого не происходит. При изменении „набора" абиотических параметров в негативную (для конкретного вида) сторону последний практически мгновенно „выпадает" из комплекса, а его место занимают другие виды, для которых подобный „набор" оптимален.

В связи с этим термин „сообщество", который часто применяется при анализе видового состава диатомовой флоры из конкретного биотопа или даже региона, автор считает неудачным и в большинстве случаев неприемлемым. Такое словосочетание, как „биотопический спектр видов", достаточно громоздко, но оно более достоверно и исчерпывающе характеризует объект исследований. В данной работе применяется другой, общепринятый термин — диатомовый комплекс. К сожалению, этот термин используется при описании любого совместно обнаруженного скопления створок диатомовых водорослей, и современных и ископаемых.

Разрабатываемые на основе диатомового анализа биоиндикационные таблицы нового поколения ни в коей мере не подменяют собой физико-химические методы индикации загрязнения. Вместе с тем они имеют существенные отличия от чисто биологических методик. Полученные на их базе результаты позволяют оценить не только степень искажения (если оно есть) анализируемых биоценозов под воздействием антропогенных нагрузок, но и установить, какие из видов загрязнения причиняют сообществам данного биотопа наиболее существенный ущерб. Последний далеко не всегда связан напрямую с увеличением концентрации данного химического вещества, а может быть обусловлен конкретными индивидуальными особенностями данного биотопа, выяснить которые только на базе физико-химических методов далеко не всегда реально.

Следует отметить, что область применения метода факторного анализа (как и любого метода) имеет определенные границы.

Если для концентраций большинства металлов были созданы достаточно удачные корреляционные модели по отношению к массовым видам диатомовых водорослей из донных комплексов, то результаты, полученные для других параметров гидросреды, интерпретируются не столь однозначно.

Кроме того, аналогичные исследования, проведенные автором для планктонных комплексов (факторный анализ для тяжелых металлов), не были столь показательны. Это связано с тем, что воздействие на планктонные комплексы происходит в трехмерном, а не в двумерном пространстве. Иначе говоря, водные массы обладают более высоким (как минимум на порядок) уровнем толерантности по отношению к загрязнению, нежели дно

водоема. Это определяется более низким уровнем концентрации металлов в толще воды, чем на дне водоема. По аналогии с „планктонным дождем", „дождь металлов", попадая из трехмерного пространства (вода) в двумерное (дно), создает более высокие концентрации металлов (Разумовский, 1997; Разумовский и др., 2001).

Существует еще одно, существенное ограничение — факторный анализ моделирует только пространственные, а не пространственно-временные корреляционные связи между параметрами гидросреды и диатомеями. При разовом отборе проб мы часто можем констатировать только силу корреляционных связей, но не их реальную направленность (положительную или отрицательную) и не степень взаимовлияния (взаимоконтроля) двух интересующих нас факторов.

В первую очередь, это касается концентраций фосфора ($P_{раств}$) и азота ($N_{раств}$ и $N_{неорг}$), которые входят в естественные трофометаболические цепи планктонных диатомей. Негативное (см. рис. 11, 13) или индифферентное (см. рис. 4, 10) отношение к повышенному уровню концентрации этих элементов с формальной, „математической" точки зрения может быть вполне логично, но совершенно ошибочно. В этом случае необходимо получить ряд наблюдений за весь сезон вегетации, т. е. провести мониторинг как таковой.

Сходная (хотя и не аналогичная) ситуация может возникнуть при интерпретации корреляционных связей между SiO_2 и некоторыми бентосными диатомеями (например, с представителями рода *Diploneis*). Специалист, владеющий методиками факторного анализа (но не биолог), однозначно бы интерпретировал полученные корреляционные связи как отрицательные (см. рис.12). Однако это неверно, так как отсутствие высоких концентраций SiO_2 напрямую связано с ростом численности клеток представителей данного рода, которые (как и все диатомовые) имеют кремниевый скелет, а для его постройки используют кремний, растворенный в воде. Иначе говоря, диатомовые водоросли контролируют содержание кремния в воде, и пространственно-временной (а не пространственный) анализ выявил бы не отрицательные, а положительные корреляционные связи между данными факторами (Разумовский, 1997).

В качестве третьего примера можно привести такой показатель гидросреды, как pH. Численные значения pH — это итоговый показатель химического баланса других (первичных) факторов, выраженный в сформировавшемся на данный момент катионно-анионном балансе (см. рис. 2, 4, 6, 7). У этого параметра (pH) есть еще один существенный недостаток при его линейном или векторном изображении в заданной системе координат: при последовательном изменении численных значений происходит скачкообразное изменение заложенной в нем основной характеристики (щелочность или кислотность). Поэтому относительные значения вектора pH при факторном анализе указывают только на степень чувствительности данного вида к изменению pH среды, а не на предпочтительность его распространения в кислой или основной среде. Исключение составляют только те виды диатомо-

вых водорослей, которые индифферентны к pH среды (т. е. векторы, характеризующие конкретный вид и pH среды, расположены перпендикулярно).

Факторный анализ (анализ главных компонентов) является по сути одной из форм корреляционно-регрессионного анализа и позволяет в достаточной степени успешно разрешить задачу расчета степени взаимовлияния всех основных параметров гидросреды. Последние подбираются эмпирическим путем (т. е. их выбирает сам исследователь). Правильный подбор факторов (параметров гидросреды) для формирования достоверной модели делается на основе личного выбора исследователя, и никакие из существующих математических методов здесь помочь не могут.

Благодарность

Отбор первичного материала на диатомовый анализ был проведен совместно со старшим научным сотрудником Мурманского морского биологического института, канд. биол. наук С. И. Барданом. Им же была предоставлена первичная база данных по гидрохимии. В процессе статистической обработки первичной базы данных были проведены многочисленные консультации с доцентом кафедры гидрогеологии МГУ им. М. В. Ломоносова, канд. геолого-минералогических наук Р. П. Кочетковой. Автор глубоко признателен им обоим.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Боровиков В. П., Боровиков И. П., 1998. STATISTICA — Статистический анализ и обработка данных в среде Windows. — М.: Инф.-изд. дом „Филинъ". — 608 с.

Диатомовый анализ. Кн. 1, 1949 / Под общей ред. А. Н. Криштофовича. — Л.: Гос. изд-во геолог. лит. — 239 с.

Диатомовые водоросли СССР. Т. 1, 1974. — Л:, Наука. — 403 с.

Моисеенко Т. И., 1997. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок. — Апатиты. — 262 с.

Разумовский Л. В., 1997. Биоиндикация уровня антропогенной нагрузки на тундровые и лесотундровые ландшафты по диатомовым комплексам озер Кольского полуострова. — М.: изд. ИРЦ Газпром. — 92 с.

Разумовский Л. В., Андрианов В. А., Спирин В. П., Зеленевская Н. А., 2001. Разработка нового поколения биоиндикационных шкал для оценки уровня антропогенной нагрузки на речные сообщества в районе Астраханского газоконденсатного месторождения. — М.: изд. ИРЦ Газпром. — 70 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем, 1992 / Под ред. В. А. Абакумова. — СПб.: Гидрометеоиздат. — 320 с.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши, 1977. — Л.: Гидрометеоиздат. — 541 с.

Факторный, дискриминантный и кластерный анализ, 1989 /Пер. с англ. под ред. И. С.Енюкова. — М.: Финансы и статистика. — 215 с.

Faied Sami E., Abdel-Shafy Hussein I., 1986. Accumulation of Cu, Cd and Pb by Algae. — Egypt. J. Microbiol., V. 21, N 2, p. 263.

Stauber J. L., Florence T. M., 1987. Mechanism of toxicity of ionic copper complexes to algae. — Mar. Biol., v. 94, N 4, p. 511—519.

Watanabe Makoto M., Takeuchi Yuchi, Takamura Norico, 1988. Устойчивость к меди бентосной диатомовой водоросли Achnanthes minutissima. — Кокурицу когай кэнсюдзе кэнкю хококу, Res. Rept. Nat. Inst. Environ. Stud. Jap., N 114, p. 233—243.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭПИФИТНЫХ ЛИШАЙНИКОВ ДЛЯ ФОНОВОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА РЕГИОНАЛЬНОГО И КОНТИНЕНТАЛЬНОГО МАСШТАБОВ В РОССИИ

А. В. Пчелкин

РФ, 107258 Москва, Глебовская ул., 20Б, Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, apchelkin@mtu-net.ru

Реферат. В работе приводится первое обобщение результатов обследований состояния сообществ эпифитных лишайников — биологических индикаторов загрязнения воздуха и изменения климата. Обследования проводились в 1978—2001 гг. на сети эталонных территорий в России (пятнадцать заповедников и один заказник) экологической экспедицией Института глобального климата и экологии Росгидромета и РАН. Приведены оценки видового состава, встречаемости и линейного проективного покрытия лишайников-эпифитов на эталонных территориях для основных типов леса. Выполнен также сравнительный анализ состояния сообществ лишайников-эпифитов г. Москвы и соответствующей эталонной территории — Приокско-Террасного государственного заповедника (Московская область).

Ключевые слова. Загрязнение атмосферы, изменение климата, региональные, континентальные, биоиндикация, мониторинг, эпифитные лишайники.

USE OF EPIPHYTIC LICHENS IN BACKGROUND ECOLOGICAL MONITORING AT REGIONAL AND CONTINENTAL SCALE IN RUSSIA

A. V. Pchelkin

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS, 20B, Glebovskaya str., 107258 Moscow, Russia, apchelkin@mtu-net.ru

Abstract. First generalisation of the results of surveys of epiphytic lichen communities, biological indicators of changes in a level of atmospheric pollution and climate, is presented. The surveys have been accomplished in 1978—2001 by ecological expedition of the Institute of Global Climate and Ecology over the network of territories represented standards of natural environmental conditions (fifteen nature reserves and one territory with limited land use). Species composition, occurrence and linear cover of species of epiphytic lichens were assessed for the main types of forest for each territory of the network. A result of comparative analysis of a state of epiphytic lichen communities of Moscow city and anal-

ogous nature standard, namely, Prioksko-Terrasny state reserve (Moscow province) is also presented.

Keywords. Air pollution, climate change, regional, continental, bio-indication, monitoring, epiphytic lichens.

Введение

Лишайники традиционно применяются для оценки уровня загрязнения атмосферы по биологическим показателям. Например, исследуются изменения видового состава, встречаемости и проективного покрытия лишайников на различных (до нескольких километров) расстояниях от источника загрязнения для оконтуривания импактной зоны. Выделяются зоны распространения лишайников в городах и их окрестностях с целью оценки степени антропогенного воздействия (см., например, Голубкова, Малышева, 1978; Горшков, 1984; Малышева, 1998). Проводится трансплантация лишайников из фоновых районов в импактные для оценки степени загрязнения атмосферы. При этом используются шкалы полеотолерантности, различные лихенологические индексы, характеризующие видовой состав и проективное покрытие лишайников (Трасс, 1971; Трасс, 1985). Все эти подходы и методы были созданы и эффективно применялись в локальном пространственном масштабе (до нескольких километров).

Когда в 1970-х годах под руководством академика Ю. А. Израэля началось обоснование системы мониторинга состояния окружающей среды и климата регионального и континентального масштабов (Израэль, 1974; Израэль и др., 1985), то обнаружилось, что „импактная" методология непосредственно в этих условиях неприменима. Производительность традиционных сеточных методов оказалась недостаточной для широкомасштабных измерений и выделения градиентов и иных пространственных особенностей в региональном и континентальном масштабах. Было необходимо:

— создать процедуру полевых лихенологических обследований, отвечающую новым задачам, в частности задаче проведения массовых измерений, и оптимизировать процесс таксономического определения собранных образцов лишайников на базе современных компьютерных средств;

— определить систему районирования территории России, которая составит типологическую основу для проведения лихенологических обследований (ведь повсеместное обследование в таких пространственных масштабах нереально);

— обоснованно выбрать в пределах этих районов эталонные территории, находящиеся в условиях пренебрежимо малого антропогенного воздействия, которые будут служить эталонами для выделения антропогенных аномалий в пределах соответствующих районов;

— провести базовое лихенологическое обследование выбранных эталонных территорий и получить характеристики состояния сообществ лишайников и оценку диапазона их естественной изменчивости.

Эти задачи были решены в 1978—2001 гг. специалистами Института глобального климата и экологии Росгидромета и РАН и биологического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова (Ю. А. Израэль, Л. М. Филиппова, И. Д. Инсарова, Г. Э. Инсаров, А. В. Пчелкин, С. М. Семенов). Данная работа посвящена первому обобщению определенной части этих результатов, а именно результатов базового лихенологического обследования эталонных территорий в России в конце XX века.

Методы

К настоящему времени фундаментальные аспекты систематики и экологии эпифитных лишайников хорошо разработаны, а их высокие индикационные свойства надежно установлены в трудах ряда отечественных и зарубежных исследователей (Н. С. Голубкова, Л. Г. Бязров, В. В. Горшков, Л. А. Жукова, Г. Э. Инсаров, И. Д. Инсарова, М. А. Магомедова, Т. В. Макрый, Е. Э. Мучник, Т. В. Малышева, Ю. Л. Мартин, Л. Н. Мартин, Э. М. Нильсон, М. Г. Нифонтова, А. В. Питеранс, А. В. Пчелкин, Н. В. Седельникова, Ю. Г. Суетина, Т. Ю. Толпышева, Х. Х. Трасс, М. В. Шустов, O. L. Gilbert, D. L. Hawksworth, F. Rose и др.).

Изучение фонового состояния (т. е. при отсутствии антропогенного воздействия или же при его малом уровне) сообществ лишайников-эпифитов в масштабах России возможно лишь на основе использования идей типичности и представительности. Ведь повсеместное их изучение практически неосуществимо. В качестве типологической основы при фоновых лихенологических обследованиях целесообразно использовать флористическое районирование Тахтаджяна (Тахтаджян, 1978; Пчелкин, 1990).

Для каждой из флористических провинций выделяются одна или же несколько эталонных территорий, которые являются представительными для данной провинции. Это означает, что основные типы леса, т. е. основные единицы классификации лесов, объединяющие участки леса, однородные по составу древесных пород, другим ярусам растительности, комплексу лесорастительных условий (климатических, почвенных и гидрологических), взаимоотношениям между растениями и средой, восстановительным процессам и направлению смен в них (Киреев, 1984), встречающиеся в данной провинции, в основном имеются и на эталонных территориях. Для обширных провинций требуется несколько эталонных территорий, поскольку каждая из них является представительной только в том объеме, в каком она представляет основные типы леса. Требуется также, чтобы эталонные территории находились в естественных условиях или же в условиях малого

антропогенного воздействия. Статус эталона, т. е. объекта, который в течение значительного времени будет служить для сравнения на предмет выявления временных трендов в состоянии самого объекта, а также пространственных антропогенных аномалий, требует также наличия определенного природоохранного режима. В России этим требованиям — представительности, естественности условий, сохранности — наилучшим образом соответствуют государственные заповедники, которые и используются в качестве эталонных территорий.

Экспериментальные материалы были получены в 1978—2001 гг. в ходе базового лихенологического обследовании 16 эталонных территорий — это государственные заповедники: Кандалакшский, Печоро-Илычский, Приокско-Террасный, Центрально-Черноземный, Кавказский, Северо-Осетинский, Астраханский, Алтайский, Саяно-Шушенский, Баргузинский, Сохондинский, Олекминский, Кроноцкий, Сихотэ-Алинский, Курильский, а также заказник „Малые Курилы". При этом использовался накопленный лихенологами позитивный опыт региональных лихенологических исследований (Магомедова, 1984; Мучник, 1998). Общее число образцов лишайников, собранных и обработанных в период с 1978 по 2001 г., составило более 150 000.

Полевые лихенологические обследования проводились методом линейных пересечений (Инсаров, Пчелкин, 1983) в основных типах леса на наиболее распространенных породах деревьев. На каждой эталонной территории для каждого обследованного типа леса изучались несколько пробных площадей, выбираемых случайным образом. На каждой пробной площади также случайным образом выбирались несколько деревьев для обследования. При этом не использовались молодые или же перестойные деревья, наклонно растущие деревья, а также деревья с видимыми механическими повреждениями. Выбор осуществлялся без учета предварительной информации об обилии лишайников на стволах деревьев. Талломы лишайников изучались на пересечении с мерной лентой с миллиметровыми делениями, наложенной горизонтально на ствол дерева на определенной высоте (обычно — 1,5 м). Лента накладывалась в направлении по часовой стрелке (если смотреть сверху). Начало ленты (нулевая отметка) ориентировалось на север. Описывался видовой состав эпифитных лишайников, а также оценивались основные количественные лихенологические показатели — встречаемость видов (доля деревьев, на которых встречается данный вид) и их линейное проективное покрытие (сумма длин частей горизонтального сечения боковой поверхности дерева на высоте 1,5 м, принадлежащих талломам лишайников данного вида, деленная на длину всего горизонтального сечения). Эти количественные показатели можно оценивать не только для отдельных видов, но и для определенных их групп, а также для всех видов лишайников вместе. В последнем случае соответствующие показатели называются общей встречаемостью и общим покрытием. Удобнее всего эти величины выражать в процентах.

Определение лишайников в простых случаях проводилось автором непосредственно в полевых условиях. В остальных случаях собранные образцы определялись автором в камеральных условиях.

Работы в заповедниках проводились комплексной экологической экспедицией ЛАМ — Лаборатории мониторинга природной среды и климата Госкомгидромета и АН СССР (в 1991 г. преобразована в ИГКЭ — Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН) под научным руководством Л. М. Филипповой (до 1985 г.) и С. М. Семенова (с 1985 г. по настоящее время). Первичные материалы измерений опубликованы в серии брошюр Г. Э. Инсарова и А. В Пчелкина „Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры ..." (1982—1990).

Эти первичные материалы помещены также в базу данных, созданную и поддерживаемую в ИГКЭ. В создание этой базы данных основной вклад внесли Ф. Н. Семевский (общая идея количественных лихенологических исследований), Г. Э. Инсаров (проектирование базы данных, общее руководство при ее создании, участие в экспедиционных обследованиях), С. А. Зелтынь (создание программы-оболочки для базы данных) и А. В. Пчелкин (составление локальных списков видов лишайников, экспедиционные обследования, таксономическое определение образцов, геоботанические описания пробных площадей)*. Программа-оболочка, производящая выборку данных из базы данных, реализована на PC программистом С. А. Зелтынем на языке CLIPPER-5.0 (Зелтынь, Инсаров, 1993). Программное средство для первичной статистической обработки результатов выборки было создано в 1995 г. С. М. Семеновым в виде программного модуля на языке FORTRAN.

Результаты

Вся территория России входит в Голарктическое флористическое царство, причем большую ее часть охватывает Циркумбореальная область и гораздо меньшую часть — Ирано-Туранская и Восточно-Азиатская области. В данной работе определяются показатели встречаемости и линейного проективного покрытия для некоторых флористических районов следующего, более низкого уровня, а именно провинций всех трех флористических областей для территории России. Они были получены для представительных эталонных территорий, выбранных в каждой из провинций (Инсаров, Пчелкин, 1982, 1983, 1983a, 1983b, 1983c, 1984, 1984a, 1985, 1985a, 1986, 1988, 1989, 1989a; Пчелкин, 1983, 1984, 1987, 2002).

---

* Пользуясь случаем, отметим, что в работе Пчелкина (2002) на с. 277, абзац 4, строки 6-12, 13-21 и 21-23, при описании результатов сотрудников ИГКЭ, в том числе Г. Э. Инсарова и С. А. Зелтыня, относительно базы данных эпифитных лишайников, созданной в ИГКЭ, были использованы дословно три фразы из оригинальной статьи этих авторов (Зелтынь, Инсаров, 1993). Автор приносит С. А. Зелтыню и Г. Э. Инсарову за это извинения.

Ниже приведены оценки (в процентах) встречаемости (В) и линейного проективного покрытия (П) лишайников-эпифитов в различных флористических провинциях для доминирующих видов. Оценки относятся к следующим видам деревьсв-форофитов: дуб монгольский *Quercus mongolica* Fish.ex Turcz., пихта белокорая *Abies nephrolepis* Maxim., пихта Нордмана *Abies nordmanniana* (Stev.) Spach., береза повислая *Betula pendula* Roth., сосна обыкновенная *Pinus silvestris* L., береза каменная *Betula ermani* Cham, лиственница даурская *Larix dahurica* Turcz, кедр сибирский *Pinus sibirica* Du Tour, пихта камчатская *Abies gracilis* Kom., дуб черешчатый *Quercus robur* L., лиственница охотская *Larix ochotensis* B. Kolesn., ива белая *Salix alba* L., сосна Сосновского *Pinus sosnowski* Nakai., пихта сахалинская *Abies sachalinensis* Mast., пихта сибирская *Abies sibirica* Ledeb., лиственница сибирская *Larix sibirica* Ledeb., бук восточный *Fagus orientalis* Lipsky.

ГОЛАРКТИЧЕСКОЕ ЦАРСТВО

Бореальное подцарство

Восточно-Азиатская область

Сахалино-Хоккайдская провинция представлена в наших исследованиях Курильским заповедником и заказником „Малые Курилы". Лихенологическое обследование проводилось на пихте сахалинской и ели Глена. Отмечено 94 вида эпифитных лишайников (Инсаров, Пчелкин, 1988).

Курильский заповедник. Доминируют виды: *Graphis scripta* (L.) Ach. (В = 14,0; П = 3,9), *Menegazzia terebrata* (Hoffm.) Massal. (В = 17,4; П = 1,9), *Parmelia squarrosa* Hall. (В = 34,3; П = 2,9), *Pertusaria multipuncta* (Turn.) Nyl. (В = 27,9; П = 5,9), *Pyrenula japonica* Kurok. (В = 25,2; П = 8,2), *Pyrenula irrubescens* Vain. (В = 13,2; П = 2,8), *Thelotrema foveolare* Muell.Arg. (В = 18,2; П = 2,8).

Заказник „Малые Курилы". Доминируют виды *Megalospora tuberculosa* (Fee) Sipm. (В = 9,0; П = 2,0), *Menegazzia terebrata* (Hoffm.) Massal. (В = 9,0; П = 2,0), *Parmelia laevior* Nyl. (В = 31,3; П = 6,3), *Parmelia squarrosa* Hall. (В = 37,5; П = 2,5), *Pertusaria commutata* Muell.Arg. (В = 43,8; П = 2,8), *Pertusaria pertusa* (L.) Tuck. (В =18,8; П = 2,4), *Pyrenula japonica* Kurok. (В = 37,5; П = 3,8), *Usnea rubicunda* Stirt. (В = 12,5; П = 1,1), *Lecanora chlarotera* Nyl. (В = 31,3; П = 5,0).

Маньчжурская провинция в наших исследованиях представлена ***Сихотэ-Алинским заповедником***. Лихенологическое обследование проводилось в 1982 г. Первичные данные опубликованы в работе Инсарова, Пчелкина (1984).

Лиственница охотская. Доминирующие виды: *Ramalina dilacerata* (Hoffm.) Hoffm. (В = 20,0; П = 0,9), *Lecanora symmicta* (Ach.) Ach. (В = 60,0; П = 0,6).

Пихта белокорая. Доминирующие виды: *Usnea diffracta* Vain. (В = 18,2; П = 2,9), *Menegazzia terebrata* (Hoffm.) Massal. (В = 18,2; П = 1,4), *Parmelia saxatilis* (L.) Ach. (В = 45,5; П = 4,3), *Graphis scripta* (L.) Ach. (В = 54,5; П = 7,9), *Lecanora pachycheila* Hue (В = 27,3; П = 2,0).

Дуб монгольский. Доминирующие виды: *Parmelia aurulenta* Tuck. (В = 57,7; П = 4,3), *Parmelia saxatilis* (В = 32,0; П = 2,5), *Caloplaca gordeijevii* Tomin (В = 42,3; П = 2,2), *Buellia disciformis* (Fr.) Mudd. (В = 37,1; П = 2,0), *Parmelia fertilis* Muell. Arg. (В = 14,4; П = 1,9).

Циркумбореальная область

Охотско-Камчатская провинция представлена в наших исследованиях ***Кроноцким заповедником***. Объект исследований: основные лесообразующие древесные породы заповедника — лиственница, каменная береза и пихта камчатская (Пчелкин, 1984; Инсаров, Пчелкин, 1985).

Пихта камчатская. Доминирующие виды: *Lecidea cadubriae* (Mass.) Th.Fr. (В = 14,3; П = 10,6), *Buellia disciformis* (Fr.) Mudd. (В = 14,3; П = 7,6), *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 14,3; П = 0,7), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 42,9; П = 4,5), *Parmelia sulcata* Tayl. (В = 71,4; П = 12,9), *Pertusaria kamczatica* Savicz (В = 14,3; П = 6,2).

Каменная береза. Доминирующие виды: *Melanelia olivacea* (L.) Essl. (В = 80; П = 6,8), *Parmelia saxatilis* (L.) Ach. (В = 60; П = 16,9), *Parmelia sulcata* Taul.(В = 40; П = 1,7).

Лиственница охотская. Доминирующие виды: *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D.Hawksw. (В = 18,5; П = 0,3), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 4,9; П = 0,1), *Lecidea fuscescens* Sommerf. (В = 6,2; П = 0,1), *Pertusaria kamczatica* Savicz (В = 3,7; П = 0,1).

Восточно-Сибирская провинция представлена в наших исследованиях ***Олекминским заповедником***.

Лиственница даурская. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D. Hawksw. (В = 7,8; П = 0,2), *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D.Hawksw. (В = 17,6; П = 0,3), V*ulpicida pinastri* (Scop.) J.-E. Mattsson & M. J. Lai (В = 13,2; П = 0,1), *Evernia mesomorpha* Nyl. (В = 20,1; П = 0,2), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 2,0; П = 0,1), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 7,8; П = 0,1), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 10,3; П = 0,1).

Сосна обыкновенная. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 13,3; П = 0,3), *Vulpicida pinastri* (Scop.) J.-E. Mattsson & M. J. Lai (В = 36,7; П = 0,4), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 50; П = 0,9).

Забайкальская провинция в наших исследованиях представлена ***Сохондинским заповедником***. Исследования проводились на кедре сибирском и лиственнице даурской (Инсаров, Пчелкин, 1989).

Кедр сибирский. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 20,0; П = 0,2), *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D. Hawksw. (В = 20; П = 0,2), *Evernia mesomorpha* Nyl. (В = 46,7; П = 0,3), *Hypogymnia austerodes* (Nyl.) Raes. (В = 6,7; П = 0,5), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 53,3; П = 0,7), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 20; П = 0,2).

Лиственница даурская. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 13,6; П = 0,2), *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 3,4; П = 0,1), *Bryoria lanestris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 10,2; П = 0,4), *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D.Hawksw. (В = 30,7; П = 1,0), *Evernia mesomorpha* Nyl. (В = 19,3; П = 0,2), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 30,7; П = 0,6), *Lecanora symmicta* (Ach.) Ach. (В = 13,6; П = 0,1), *Usnea glabrescens* (Nyl. ex Vain.) Vain. (В = 3,4; П = 0,1).

Алтае-Саянская провинция в наших исследованиях представлена Саяно-Шушенским и Алтайским заповедниками (Инсаров, Пчелкин, 1983).

Саяно-Шушенский заповедник. Исследования проводились на лиственнице сибирской и кедре сибирском.

Лиственница сибирская. Доминирующие виды: *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D.Hawksw. (В = 8,8; П = 0,1), *Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo et D. Hawksw. (В = 3,8; П = 0,1), *Chaenotheca stemonea* (Ach.) Zw. (В = 6,3; П = 0,1), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 14,3; П = 0,2), *Rinodina sophodes* (Ach.) Massal. (В = 2,5; П = 0,1), *Usnea hirta* (L.) Wigg. (В = 8,8; П = 0,1).

Кедр сибирский. Доминирующие виды: *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 21,9; П = 0,3), *Usnea scabrata* Nyl. (В = 3,1; П = 0,1), *Usnea cavernosa* Tuck. (В = 12,5; П = 0,1).

Алтайский заповедник. Изучение лишайников проводилось на сосне обыкновенной и пихте сибирской.

Сосна обыкновенная. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 80; П = 1,4), *Bryoria nadvornikiana* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 80; П = 2,3), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 80; П = 1,1), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 100; П = 0,9).

Пихта сибирская. Доминирующие виды: *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 11,1; П = 0,5), *Bryoria lanestris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 53,3; П = 3,0), *Calicium viride* Pers. (В = 4,4; П = 0,7), *Graphis scripta* (L.) Ach. (В = 11,1; П = 2,2), *Hypogymnia physodes* (В = 37,8; П = 1,4), *Parmelia sulcata* (В = 42,2; П = 1,6), *Usnea subfloridana* Stirton (В = 26,7; П = 2,4), *Usnea filipendula* Stirt. (В = 37,8; П = 2,0), *Lecanora coilocarpa* (Ach.) Nyl. (В = 20,0; П = 1,7), *Mycoblastus sanguinarius* (L.) Norm. (В = 13,3; П = 0,7).

Среднесибирская провинция в наших исследованиях представлена ***Баргузинским заповедником***. Обследования эпифитных лишайников проводились на сосне обыкновенной, кедре сибирском, пихте сибирской, лис-

твеннице сибирской. Пробные площади расположены как на территории заповедника, так и в его охранной зоне.

Сосна обыкновенная. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 47,2; П = 0,8), *Hypogymnia physodes* (В = 9,4; П = 0,2), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 22,6; П = 0,2), *Usnea hirta* (L.) Wigg. (В = 5,7; П = 0,1).

Пихта сибирская. Доминирующие виды: *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 9,1; П = 0,4), *Bryoria lanestris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 23,6; П = 1,0), *Buellia disciformis* (Fr.) Mudd. (В = 29,1; П = 3,5), *Hypogymnia bitteri* (В = 18,2; П = 0,3), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 36,4; П = 1,1), *Lecanora coilocarpa* (Ach.) Nyl. (В = 7,3; П = 0,3), *Lecanora subintricata* (Nyl.) Th.Fr. (В = 5,5; П = 0,4), *Lecanora symmicta* (Ach.) Ach. (В = 21,8; П = 1,1), *Parmelia sulcata* Tayl. (В = 32,7; П = 1,9), *Parmeliopsis ambigua* (Wulf.) Nyl. (В = 16,4; П = 0,7), *Ramalina thrausta* (Ach.) Nyl. (В = 5,5; П = 0,4), *Rinodina archaea* Arnold (В = 5,5; П = 0,4), *Usnea subfloridana* Stirton (В = 38,2; П = 1,6), *Usnea glabrescens* (Nyl.ex Vain.) Vain. (В = 9,1; П = 0,8), *Graphis scripta* (L.) Ach. (В = 1,8; П = 0,4).

Кедр сибирский. Обнаружено 34 вида лишайников. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 31,9; П = 0,5), *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D.Hawksw. (В = 2,9; П = 0,1), *Chaenotheca chrysocephala* (Turn.ex Ach.) Th.Fr. (В = 14,5; П = 0,1), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 11,6; П = 0,2), *Parmelia sulcata* Tayl. (В = 11,6; П = 0,2), *Usnea subfloridana* Stirton (В = 15,9; П = 0,3).

Лиственница сибирская. Обнаружено 17 видов лишайников. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 31,8; П = 0,8), *Bryoria lanestris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 6,8; П = 0,3), *Bryoria simplicior* (Vain.) Brodo et D.Hawksw. (В = 11,4; П = 1,1), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 4,5; П = 0,1), *Usnea subfloridana* Stirton (В = 4,5; П = 0,1).

Кавказская провинция представлена ***Северо-Осетинским заповедником.***

Сосна Сосновского. Доминирующие виды: *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 12,1; П = 0,3), *Candelariella xanthostigma* (Pers.) Lett. (В = 3,4; П = 0,2), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 44,8; П = 1,9), *Lecanora symmicta* (Ach.) Ach. (В = 12,1; П = 0,4), *Melanelia exasperatula* (Nyl.) Essl. (В = 27,6; П = 0,5), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 10,3; П = 0,3), *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf. (В = 50,0; П = 2,3), *Usnea florida* (L.) Wigg. (В = 19,0; П = 0,4), *Usnea hirta* (L.) Wigg. (В = 20,7; П = 0,7).

Бук восточный. Доминирующие виды: *Buellia disciformis* (Fr.) Mudd. (В = 40,0; П = 4,2), *Lecanora atra* (В = 30,0; П = 4,6), *Melanelia glabra* (Schaer.) Essl. (В = 70,0; П = 8,6), *Physconia distorta* (With.) J. R. Laundon (В = 60; П = 5,7).

Эвксинская провинция в наших исследованиях представлена ***Кавказским заповедником***. Лихенологические обследования проводились на пихте Нордмана. Обнаружено 75 видов эпифитных лишайников. Доминирующие виды: *Chaenotheca trichialis* (Ach.) Th.Fr. (В = 2,3; П = 0,5), *Coniocybe furfuracea* (L.) Ach. (В = 9,1; П = 0,6), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 13,6; П = 0,4), *Lecanora chlarotera* Nyl. (В = 4,5; П = 0,6), *Haematomma elatinum* (Ach.) Massal. (В = 20,5; П = 0,8), *Lecanora coilocarpa* (Ach.) Nyl. (В = 4,5; П = 0,8), *Lecidella euphorea* (Floerke) Hertel (В = 15,9; П = 0,9), *Melanelia elegantula* (Zahlbr.) Essl. (В = 36,4; П = 2,0), *Parmelia saxatilis* (L.) Ach. (В = 15,9; П = 0,7), *Parmelia sulcata* Tayl. (В = 45,5; П = 2,4), *Pertusaria amara* (Ach.) Nyl. (В = 31,8; П = 3,1), *Pertusaria albescens* (Huds.) Choisy et Werner (В = 34,1; П = 1,9), *Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow. (В = 6,8; П = 1,1).

Североевропейская провинция в наших исследованиях представлена ***Кандалакшским заповедником***, точнее его южной частью, охватывающей острова Белого моря и некоторые участки его побережья (Инсаров, Пчелкин, 1985). Лихенологическое обследование проводилось на сосне обыкновенной. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 12,2; П = 0,3), *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 10,7; П = 0,4), *Bryoria lanestris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 8,5; П = 0,5), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 42,4; П = 2,5), *Parmeliopsis ambigua* (Wulf.) Nyl. (В = 69,4; П = 1,2), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 63,5; П = 1,8).

Западносибирская провинция в наших исследованиях представлена ***Печоро-Илычским заповедником***. Исследования проводились на сосне обыкновенной, кедре сибирском, пихте сибирской, лиственнице сибирской.

Сосна обыкновенная. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 56,0; П = 1,0), *Bryoria fremontii* (Tuck.) Brodo et D.Hawksw. (В = 20,0; П = 1,8), *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 52,0; П = 5,7), *Hypogymnia physodes* (В = 44,0; П = 1,8), *Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer (В = 82,0; П = 2,4).

Кедр сибирский. Доминирующие виды: *Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 60,5; П = 1,6), *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 60,5; П = 1,6), *Chaenotheca chrysocephala* (Turn.ex Ach.) Th.Fr. (В = 28,9; П = 0,5), *Tuckermannopsis chlorophylla* (В = 31,6; П = 0,2), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 2,6; П = 0,2), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 63,2; П = 1,4), *Mycoblastus sanguinarius* (L.) Norm. (В = 7,9; П = 0,3), *Parmeliopsis ambigua* (Wulf.) Nyl. (В = 42,1; П = 0,4).

Пихта сибирская. Доминирующие виды: *Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo et D.Hawksw. (В = 56,8; П = 4,0), *Buellia disciformis* (Fr.) Mudd. (В = 31,8; П = 3,8), *Tuckermannopsis chlorophylla* (В = 34,1; П = 0,4), *Hypogymnia*

physodes (L.) Nyl. (В = 72,7; П = 3,5), *Lecanora subfuscata* H.Magn. (В = 27,3; П = 3,0), *Parmeliopsis ambigua* (Wulf.) Nyl. (В = 36,4; П = 1,1), *Lecanora chlarotera* Nyl. (В = 9,1; П = 2,2).

Лиственница сибирская. Доминирующие виды: *Bryoria furcellata* (Fr.) Brodo et D.Hawksw. (В = 37,5; П = 0,7), *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. (В = 12,5; П = 0,2), *Hypogymnia bitteri* (Lynge) Ahti (В = 25,0; П = 0,9), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 12,5; П = 0,2), *Parmeliopsis ambigua* (Wulf.) Nyl. (В = 75,0; П = 0,3).

Восточноевропейская провинция представлена ***Центрально-Черноземным заповедником***. Лихенологическое обследование проводилось на дубе черешчатом. Доминирующие лишайники: *Lecanora saligna* (Schrad.) Zahlbr. (В = 25,7; П = 3,1), *Parmelia sulcata* Tayl. (В = 89,1; П = 10,9), *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (В = 14,9; П = 0,6).

Древнесредиземноморское подцарство

Ирано-Туранская область

Туранская (Арало-Каспийская) провинция в наших исследованиях представлена ***Астраханским заповедником***. Обследование эпифитных лишайников проводилось на иве белой (Инсаров, Пчелкин, 1989). Доминирующие виды: *Lecanora hagenii* (Ach.) Ach. (В = 12,9; П = 0,3), *Lecanora saligna* (Schrad.) Zahlbr. (В = 55,3; П = 2,0), *Phaeophyscia orbicularis* (Neck.) Moberg. (В = 9,4; П = 0,2), *Physcia adscendens* (Fr.) Oliv. (В = 16,5; П = 0,2), *Xanthoria parietina* (L.) Th.Fr. (В = 48,2; П = 2,0).

Для работы с различными выборками из базы данных по эпифитным лишайникам (Зелтынь, Инсаров, 1993) в ИГКЭ были созданы некоторые средства статистической обработки данных. Они были разработаны и реализованы в виде программ на языке FORTRAN С. М. Семеновым. Используя эти программные средства, автор получил оценки общей встречаемости, общего линейного проективного покрытия и его ошибки для лишайников-эпифитов на эталонных территориях. Результаты этих расчетов приведены в табл. 1.

В ходе лихенологических обследований автором были обнаружены и описаны новые таксоны эпифитных лишайников: *Rinodina xanthophaea* (Nyl.) Zahlbr. f. sorediosa Pchelkin и *Rinodina xanthophaea* (Nyl.) Zahlbr. f. isidiosa Oxner et Pchelkin 1984a (Пчелкин, 1987).

Также автором впервые для России найдены следующие виды лишайников-эпифитов: *Oropogon asiaticus* Asah., *Bacidia* (Ropalospora) *chlorantha* (Tuck.) Fink., *Phaeophyscia imbricata* (Vain.) Essl., *Lecanora cinereofusca* H.Magn., *Usnea aciculifera* Vain., *Caloplaca herbidella* (Nyl.) H. Magn. f. Citrinescens H. Magn, *Megalospora atrorubicans* (Nyl.) A. Zahlbr *ssp. sendaiensis* (Raes.) Sipm. (Пчелкин, 1987; Инсаров, Пчелкин, 1988).

Таблица 1

Нижняя B_{min} и верхняя B_{max} границы односторонних доверительных интервалов (уровень достоверности 0,95) для значения общей встречаемости (%) лишайников-эпифитов, оценка общего проективного покрытия лишайников-эпифитов (П) и ее ошибка ($\sigma_П$) для различных эталонных территорий (%) (для справки указано количество обследованных пробных площадей (*M*) и деревьев (*N*))

Вид дерева-форофита	B_{min}	B_{max}	П	$\sigma_П$	*M*	*N*
Курильский заповедник, о. Кунашир, 1985						
Пихта сахалинская	96	100	54,2	3,1	17	101
Ель Глена	6	50	0,6	—	1	13
Заказник „Малые Курилы", 1985						
Пихта сахалинская	82	100	49,1	5,8	3	16
Сихотэ-Алинский заповедник, 1982						
Лиственница охотская	54	100	4,6	—	1	5
Пихта белокорая	76	100	27,7	5,5	2	11
Дуб монгольский	94	100	21,9	2,0	18	97
Кроноцкий заповедник, 1980						
Пихта камчатская	65	100	72,9	—	1	7
Каменная береза	60	100	26,6	6,0	3	10
Лиственница охотская	18	36	0,7	0,3	6	81
Олекминский заповедник, 1990						
Лиственница даурская	46	60	1,3	0,2	22	203
Сосна обыкновенная	40	73	2,0	1,2	3	30
Сохондинский заповедник, 1986						
Кедр сибирский	81	100	2,7	1,2	3	15
Лиственница даурская	65	83	3,0	0,9	13	88
Саяно-Шушенский заповедник, 1981						
Кедр сибирский	31	63	0,7	0,2	5	32
Лиственница даурская	36	57	1,1	0,3	14	80
Алтайский заповедник, 1988						
Сосна обыкновенная	54	100	8,5	—	1	5
Пихта сибирская	93	100	23,5	4,1	9	45
Баргузинский заповедник, 1987						
Сосна обыкновенная	70	85	2,0	0,3	19	106
Пихта сибирская	90	100	15,3	1,9	11	55
Кедр сибирский	69	88	2,1	0,3	14	69
Лиственница сибирская	50	76	2,8	1,4	8	44

Продолжение табл. 1

Вид дерева-форофита	B_{min}	B_{max}	П	$\sigma_{П}$	*M*	*N*
Северо-Осетинский заповедник, 1986						
Сосна Сосновского	80	100	8,5	1,7	4	22
Северо-Осетинский заповедник, 1987						
Сосна Сосновского	75	93	8,9	1,8	11	58
Бук восточный	74	100	32,3	5,0	2	10
Кавказский заповедник, 1982						
Пихта Нордмана	93	100	22,9	4,2	13	44
Кандалакшский заповедник, 1983						
Сосна обыкновенная	91	97	8,6	0,9	35	271
Печоро-Илычский заповедник, 1984						
Сосна обыкновенная	90	100	15,6	3,3	8	50
Кедр сибирский	88	100	8,7	1,1	7	38
Пихта сибирская	93	100	30,7	2,0	8	44
Лиственница сибирская	68	100	3,2	—	1	8
Центрально-Черноземный заповедник, 1981						
Дуб черешчатый	95	100	17,4	2,4	32	101
Астраханский заповедник, 1988						
Ива белая	81	94	5,9	1,0	15	85

Обсуждение

На видовой состав и количественные характеристики сообществ стволовых эпифитных лишайников влияют такие естественные факторы, как влажность воздуха, освещенность, высота над уровнем моря, экспозиция и угол склона (на котором растет дерево-форофит), сторона света (к которой обращен таллом лишайника), высота места его расположения на стволе, природа и буферная способность субстрата (т. е. коры) и др. (Инсаров, Инсарова, 1986; Макрый, 1990; Магомедова, 1996; De Wit, 1958; Johnsen, Sochting, 1976). Они чувствительны к изменению химического состава атмосферного воздуха и осадков, а также к изменению климата (Инсаров, Инсарова, 2000; Adams, 1971; Halonen et al., 1991) и ряду других факторов (Нифонтова, 1984). Эпифитные лишайники особенно чувствительны к изменению содержания в воздухе ряда химических веществ, входящих в состав выбросов в атмосферу промышленных производств, таких как диоксид серы, оксиды азота, тяжелые металлы, фториды (см., например, Мартин и др. (1976); Мартин (1982); Нильсон, Мартин (1984); Трасс (1971);

Трасс (1985); Barkman (1958); Gilbert (1973); Hawksworth, Rose (1970)), в значительной степени формирующих загрязнение атмосферы в региональном и континентальном масштабах, а также к изменению температуры воздуха в приземном слое атмосферы и осадков (см., например, Инсаров, Инсарова (2000); Nash, Olafsen (1995); Sonesson (1989)) — климатических переменных, в наибольшей степени подверженных антропогенному воздействию. Именно это обстоятельство позволяет использовать эпифитные лишайники для мониторинга регионального и континентального масштабов, поскольку антропогенные изменения таких масштабов находятся в умеренном диапазоне и для их выявления (особенно для раннего обнаружения) требуются чувствительные биологические объекты. Для демонстрации чувствительности лишайников к антропогенному изменению состояния окружающей среды и для сравнительной оценки состояния лишайниковых сообществ в лесах одинакового типа, но находящихся в условиях различной антропогенной нагрузки рассмотрим различия в состоянии сообществ лишайников в Москве и на соответствующей эталонной территории, а именно в Приокско-Террасном заповеднике (ПТЗ).

Типичные для Москвы условия обитания лишайников-эпифитов имеются в основном на территории городских парков (так называемые локальные фоновые условия). Высокая фильтрующая способность лесонасаждений приводит к тому, что даже в Москве, где промышленность, транспорт и коммунальное хозяйство существенно изменили химический состав атмосферного воздуха и климат, в пределах городских парков лихенофлора достаточно богата. Если при лихенологических обследованиях исключить опушки парков, в особенности примыкающие к автомагистралям, то видовой состав и обилие лишайников-эпифитов будут в достаточной мере определенными и типичными. Нами было проведено сравнение состояния сообществ лишайников-эпифитов урбанизированной и естественной территорий на примере Москвы и ПТЗ, который по своим климатическим и экологическим характеристикам может считаться аналогом для экосистем лесопарковых территорий Москвы.

Одни из наиболее ранних сообщений о лишайниках Москвы содержатся в работе Гейдена (1900) и Еленкина (1911). В целом лихенофлору Москвы можно считать хорошо изученной (Буткевич, 1985; Бязров, 1996; Бязров, 1998, 2002; Пчелкин, 1998, 1998а, 1999, 2001а).

В Москве мы исследовали видовой состав лишайников на различном древесном, каменистом (включая бетон и др.) субстрате, почве по всей территории Москвы, отдавая предпочтения лесным массивам, паркам. Помимо сборов видового состава, нами были проведены количественные лихенологические исследования, такие как мелкомасштабное картирование (Пчелкин, 1988), трансектное исследование (Пчелкин, 1999). Кроме того, методом линейных пересечений мы провели лихенометрическую съемку в Серебряном бору и на Лосином острове для сравнения с лесотипологическими аналогами на эталонной территории.

В настоящее время для территории Москвы, по нашим исследованиям и литературным данным, известно 130 видов лишайников всех экологических групп (Пчелкин, 1998, 1998а), абсолютное большинство которых составляют эпифитные виды. В последние годы различными авторами на территории Москвы наблюдалось 102 вида. Из них на различных породах деревьев отмечено 78 видов лишайников. В это число вошли и эвритопные виды, и некоторые виды рода *Cladonia*, в условиях города произрастающие преимущественно на стволах деревьев, как лиственных, так и хвойных. На различном каменистом субстрате наблюдалось десять видов лишайников, на деревянных конструкциях — пять видов, на почве — десять видов.

Москва — это мегаполис с большой площадью, разнообразными микроклиматическими зонами и широким субстратным спектром, что обусловливает, несмотря на существенный уровень загрязнения, довольно обильную флору лишайников. Значительному видовому разнообразию лишайников в большой степени способствует разнообразие субстратов как естественного, так и искусственного происхождения. Характерная черта флоры лишайников Москвы — ярко выраженная монодоминантность, черта, присущая районам с экстремальными условиями, как климатическими, так и по загрязнению атмосферы. Преимущественное распространение в Москве получили эвритопные виды, способные произрастать на различных субстратах. Большинство видов лишайников, встречающихся на территории Москвы, составляют виды, устойчивые к загрязнению. Интересно обнаружение нами на территории Москвы крупнолистоватых эпигейных видов (*Peltigera rufescens* (Weiss.) Humb., *P. canina* (L.) Willd), цетрарии исландской (*Cetraria islandica* (L.) Ach.), кустистых эпифитных лишайников (*Usnea hirta* (L.) Wigg, *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw, *Ramalina farinacea* (L.) Ach., видов рода Evernia).

До наших исследований для территории ПТЗ было известно 45 видов лишайников (Мартин и др., 1978). С учетом результатов наших исследований в 1994—1997 гг. для заповедника в настоящее время известно 108 видов. На территории заповедника обнаружено 83 вида эпифитных лишайников на различных породах деревьев. В это число также включен вид *Arthonia* sp., определенный только до рода. Доминируют там семейства *Lecanoraceae*, *Lecideaceae*, *Teloschistaceae*, *Physciaceae*, *Parmeliaceae*, *Cladoniacea*. Наиболее массовыми видами на территории ПТЗ являются *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Physcia stellaris* (L.) Nyl., *Hypocenomyce scalaris*, *Physconia grisea* (Lam.) Poelt, *Lecanora allophana* (Ach.) Roehl., *Scoliciosporum schlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vezda, *Vulpicida pinastri* (Scop.) J.-E. Mattsson & M. J. Lai, виды рода *Cladonia*, а наиболее редкими — *Platismatia glauca* (L.) C.Culb.et W.Culb., *Ramalina farinacea* (L.) Ach., *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw.

Большая часть видов, наблюдающихся на территории ПТЗ, обнаружена и на территории Москвы. Общее число обнаруженных видов сопоставимо: в целом 102 вида для Москвы и 108 для ПТЗ, а эпифитных видов 78 для Москвы и 83 для ПТЗ.

Однако в состоянии сообществ лишайников Москвы и ПТЗ есть и существенное различие: некоторые виды, широко распространенные по территории Москвы, довольно редки для заповедника. Это касается, в первую очередь, нитрофильных видов: *Phaeophyscia nigricans* (Floerke) Moberg и *Phaeophyscia orbicularis* (Neck.) Moberg, единично обнаруженных в заповеднике на участках непосредственного антропогенного воздействия. Семейство *Caliciaceae*, богато представленное в ПТЗ, в Москве представлено лишь двумя видами. Как на территории Москвы, так и в заповеднике широко встречаются *Parmelia sulcata* Taylor, *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Physcia stellaris* (L.) Nyl. Эпигейные виды (*Cetraria islandica* (L.) Ach., *Cladonia arbuscula* (Walllr.) Flot., *Cladonia cariosa* (Ach.) Spreng., *Cladonia botrytes* (K. G. Hagen) Willd, *Cladonia macilenta* Hoffm. и др.), крайне редкие для Москвы, обычны для заповедника. Кустистые эпифитные лишайники, отмеченные в Москве, — те же, что и в ПТЗ, только в заповеднике они гораздо обильнее и лучше развиты. Интересна находка нами лишайника *Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo et D.Hawksw. в ПТЗ, который первоначально был обнаружен в Москве.

Как уже отмечалось, общее число обнаруженных в Москве и ПТЗ видов эпифитных лишайников сопоставимо — 78 и 83 соответственно (данные по видовому составу). Однако если сравнивать (используя трехсигмовый интервал) лихенологические показатели, полученные методом линейных пересечений на пробных площадях в одинаковых растительных ассоциациях в Москве (Серебряный бор, сосняк разнотравный, 100 деревьев, общая встречаемость 1 %, линейное проективное покрытие не более 0,016 %, один вид — *Hypogymnia physodes*) и в ПТЗ (сосняк разнотравный, 50 деревьев, общая встречаемость 90 %, линейное проективное покрытие не менее 6,9 %, семь видов — *Hypogymnia physodes*, *Hypocenomyce scalaris*, *Parmeliopsis ambigua*, *Lepraria incana*, *Lecanora piniperda*, *Chaenotheca ferruginea*, *Scoliciosporum chlorococcum*), то становится очевидным существенное различие в состояниях их сообществ. Следует сказать, что для ПТЗ, в отличие от остальных заповедников, мы не вычисляли интегральную оценку встречаемости и проективного покрытия.

Благодарности

Автор благодарит Н. С. Голубкову, И. И. Макарову, Л. И. Бредкину, А. Н. Титова и М. П. Журбенко за ценные советы, помощь в определении образцов и любезно предоставленную возможность работы в гербарии Ботанического института им. В.Л. Комарова.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Буткевич Н. А., 1985. Эпифитная флора в районе опытной станции лесоводства Московской сельскохозяйственной академии. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 8. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 72—73.

Бязров Л. Г., 1996. Видовое разнообразие лишайников Москвы. — Бюлл. МООИП, отд. биол., вып. 3, с. 68—77.

Бязров Л. Г., 1998. Оценка качества воздуха г. Москвы по распространению лишайников. — В сб.: Современные проблемы микологии, альгологии и фитопатологии. — М., с. 368—369.

Бязров Л. Г., 2002. Лишайники в экологическом мониторинге. — М.: Научный мир. — 336 с.

Гейден К. Л., 1900. Список растений, собранных в Московской губернии на экскурсиях с 1896 по 1899 г. — М.: Фармацевт, № 3, с. 70.

Голубкова Н. С., Малышева Н. В., 1978. Влияние роста города на лишайники и лихеноиндикация атмосферных загрязнений г. Казани. — Ботанический журнал, т. 63, № 8, с. 1145—1154.

Горшков В. В., 1984. Влияние атмосферного загрязнения на эпифитную лишайниковую растительность стволов сосны в сосняках брусничнo-лишайниковых. — В кн.: Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. — Пущино, изд. АН СССР, с. 47—48.

Еленкин А. А., 1911. Флора лишайников России. Ч. 1—4. — Юрьев, 1906—1911.

Зелтынь С. А., Инсаров Г. Э., 1993. База данных фонового мониторинга эпифитных лишайников. —В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 15. — СПб.: Гидрометеоиздат, с. 247—263.

Израэль Ю. А., 1974. Глобальная система наблюдений. Прогноз и оценка изменений состояния окружающей среды. Основы мониторинга. — Метеорология и гидрология, № 7, с. 3—8.

Израэль Ю. А. , Филиппова Л. М., Инсаров Г. Э., Семевский Ф. Н., Семенов С. М., 1985. К проблеме оценки и прогноза изменений состояния экосистем. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 7. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 9—26.

Инсаров Г. Э., Инсарова И. Д., 1986. Лишайники в условиях фонового загрязнения атмосферы двуокисью серы . — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 9. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 242—258.

Инсаров Г. Э., Инсарова И. Д., 2000. Оценка чувствительности лишайников к изменению климата. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 17. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 106—121.

Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В., 1982. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Березинского заповедника. — Обнинск, ВНИИГМИ—МЦД. — 31 с.

Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В., 1983. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Саяно-Шушенского заповедника. — М. — 30 с.

Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В., 1983а. Сравнение различных методов учета лишайников-эпифитов. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 6. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 90—101.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1983б. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Центрально-Черноземного заповедника им. В. В. Алехина. — М. — 56 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1983с. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Сихотэ-Алиньского заповедника. — М. — 70 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1984. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры. Сихотэ-Алиньский заповедник. Вып.2. — М. — 70 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1984а. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Кавказского заповедника. — М. — 63 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1985. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Кандалакшского заповедника. — М. — 175 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1985а. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Кроноцкого заповедника. — М. — 19 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1986. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Печоро-Илычского заповедника. — М. — 231 с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1988. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Курильского заповедника. — М. — 174с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1989. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Астраханского заповедника. — М. — 18с.

Инсаров Г.Э., Пчелкин А.В., 1989а. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Сохондинского заповедника. — Обнинск. — 30 с.

Киреев Д. М., 1984. Эколого-географические термины в лесоведении. — Новосибирск: Наука. —181 с.

Магомедова М. А., 1984. Возможности лихеноиндикации в высокогорьях. — В сб.: VII Конференция по споровым растениям Средней Азии и Казахстана. — Алма-Ата, с. 343 344.

Магомедова М. А., 1996. Лишайники как компонент северных экосистем и объект мониторинга. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 16. — СПб.: Гидрометеоиздат, с. 105—120.

Макрый Т. В., 1990. Лишайники Байкальского хребта. — Новосибирск: Наука. —199 с.

Малышева Н. В., 1998. Лишайники окрестностей Санкт-Петербурга. 3. Особенности распространения лишайников в Екатерининском парке Царского Села. — В сб.: Новости систематики низших растений. — СПб.: Наука, с. 58—63.

Мартин Л., Каннукене Л., Костенчук Н. А., 1978. Лишайники и мхи как показатели состояния окружающей среды Приокско-Террасного заповедника. — Лихеноиндикация состояния окружающей среды. — Таллин, с. 49—56.

Мартин Ю. Л., 1982. Лихеноиндикация состояния окружающей среды. — В кн.: Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Ч. 1. — Таллин, с. 27—47.

Мучник Е. Э., 1998. Лихенологические исследования на территории Центрального Черноземья России. — В сб.: Новости систематики низших растений. — СПб.: Наука, с. 64—71.

Нильсон Э. М., Мартин Л. Н., 1984. Эпифитные лишайники как индикаторы кислого и щелочного загрязнения. - В кн.: Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. — Каунас: изд. АН Лит ССР, с. 31—33.

Нифонтова М. Г., 1984. Накопление симбионтами лишайников радионуклидов из экспериментальных растворов. — В сб.: VII Конференция по споровым растениям Средней Азии и Казахстана. — Алма-Ата, с. 346.

Пчелкин А.В., 1983. Эпифитные лишайники Центрально-Черноземного заповедника. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 6. — Л.: Гидрометеоиздат. с. 130—137.

Пчелкин А.В., 1984. Лихенометрические исследования в Кроноцком заповеднике. В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 7. — Л.: Гидрометеоиздат.

Пчелкин А.В., 1987. Новые и интресные таксоны лишайников-эпифитов Дальнего Востока. — Нов. сист. низш. раст., т. 24, с. 166—168.

Пчелкин А.В., 1990. Использование принципа сопряженности флор сосудистых растений и лишайников для флористического районирования. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 13. —Л.: Гидрометеоиздат, с. 176—188.

Пчелкин А. В., 1998. Лихеноиндикационное картирование территории парка „Сокольники". — Современные проблемы микологии, альгологии и фитопатологии. — М., с. 379—380.

Пчелкин А. В., 1998а. Распространение лишайников в Москве. – Деп. в ВИНИТИ 5.10.1998, № 2910-В 98. — М. — 21 с.

Пчелкин А. В., 1999. Фильтрующая роль лесонасаждений на примере МКАД и Национального парка „Лосиный Остров". — Проблемы управления качеством окружающей среды. – М., с. 225—232.

Пчелкин А. В., 2002. Использование лишайников для мониторинга изменений состояния природной среды. — В кн.: Научные аспекты экологических проблем России. Труды Всероссийской конференции. Т. 1. Москва, 13-16 июня 2001. — М.: Наука, с. 275—280.

Пчелкин А. В., 2001а. Лишайники. — В кн.: Красная Книга Москвы. — М.: из-во ABF.

Слука З. А., Арбрамова Л. И., 1984. Мхи и лишайники лесопарка „Лосиный Остров". — Вестн. МГУ, сер. 1 б. Биология, № 2, с. 11—19.

Суетина Ю. Г., 1998. Устойчивость эпифитных лишайников в условиях города Йошкар-Олы // Тез. докладов 4-й Международной и 7-й Всероссийской конференции „Экология и охрана окружающей среды". — Рязань, с. 205—206.

Тахтаджян А. Л., 1978. Флористические области Земли. — Л.: Наука. — 278 с.

Трасс Х. Х., 1971. Полеотолерантность лишайников. – В кн.: Материалы 7-го Симпозиума микологов и лихенологов Прибалтийских республик. — Рига, с. 66—70.

Трасс Х. Х., 1985. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 7. — Л.: Гидрометеоиздат, с. 122—137.

Шустов М. В., Шустов В. С., 1994. Лихеноиндикация экологических условий в борах Приволжской возвышенности. — В сб.: Биоиндикация: теория, методы, приложения / Под ред. Г. С. Розенберга. — Тольятти: ИЭВБ РАН, с. 107—113.

Adams M. S., 1971. Temperature response on carbon dioxide exchange of *Cladonia rangiferina* from the Winsconsin pine barres, and comparison with an alpine population. – Amer. Midland Natur., 86, p. 224—227.

Barkman J. J., 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. — Assen: van Gorcum & Comp. – 628 p.

De Wit T., 1982. Lichens as indicators for air quality. – Environ. Monit. Assessment, vol. 3, N 3/4, p. 273—282.

Gilbert O. L., 1973. Lichens and air pollution. — In: The Lichens. — New York — London: Acad. Press, p. 443—472.

Halonen P., Hivarinen M., Kaupi M., 1991. The epiphytic lichen flora on coniferous in relation to climate in the Finnish middle boreal subzone. — Lichenologist, 23, p. 61—72.

Hawksworth D. L., Rose F., 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. – Nature, vol. 227, N 5254, p. 145—148.

Johnsen J., Sochting U., 1976. Distribution of cryptogamic epiphytes in a Danish city in relation to air pollution and bark properties. — Biologist, vol. 79, N 1, p. 86—92.

Nash T. H.III, Olafsen A. G., 1995. Climate change and the ecophysiological response of Arctic lichens. — Lichenologist, 27, p. 559—565.

Sonesson M., 1989. Water, light ant temperature relations of the epiphytic lichens Parmelia olivacea and Parmeliopsis ambigua in northern Swedish Lapland. — Oikos, 56, p. 402 —415.

РЕГИОНАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ИНДИКАЦИОННЫХ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ЭПИФИТОВ ПРИ ОСУЩЕСТВЛЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

В. С. Аржанова*, В. П. Елпатьевская, П. В. Елпатьевский

* РФ, 690041 Владивосток, ул. Радио, 7, Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, E-mail: elp@tig.dvo.ru

Реферат. Рассмотрены эпифитные лишайники Дальнего Востока России, Сейшельских островов и Северной Америки, а также *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae). Установлены особенности формирования элементного состава их талломов в условиях регионального фона и в импактных условиях. Показана роль факторов окружающей среды (атмосферная циркуляция, горный рельеф, микро- и макроклиматические условия) в накоплении элементов. В условиях загрязнения окружающей среды оксидами серы и тяжелыми металлами (Pb, Zn, Cd, Cu, Fe) показаны: высокие концентрации тяжелых металлов в талломах, ингибирование накопления биофильных элементов (K, Mg, P, Mn), диспропорция токсичных и биофильных элементов, морфологические изменения лишайников.

Ключевые слова. Эпифитные лишайники, *Usnea*, *Ramalina*, *Letharia*, *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae), тяжелые металлы, оксиды серы, биофильные элементы.

REGIONAL ASPECTS OF THE INDICATION CAPACITY OF THE EPIPHYTS IN THE IMPLEMENTATION OF ECOLOGICAL MONITORING

V. S. Arzhanova*, V. P. Elpatyevskaya, P. V. Elpatyevskii

* Pacific Institute of Geography, Far-East Branch of the Russian Academy of Sciences, 7, Radio str., 690041 Vladivostok, Russia, E-mail: elp@tig.dvo.ru

Abstract. Epiphytic lichens of the Far East of Russia, Seychellois Islands, and North America, as well as *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae) were considered. Peculiarities in the formation of the elemental composition of their thalli under regional background and impact conditions were found out. A role of environmental factors (atmospheric circulation, mountain relief, climatic conditions) in accumulation of the elements was shown. High concentrations of Pb, Zn, Cd, Cu, and Fe in lichen thalli, inhibition of accumulation of biogenic elements (K, Mg, P, Mn), disproportion of biogenic and toxic elements, as well as morphological changes in the lichens were observed under pollution of the environment with sulphur oxides and heavy metals.

Keywords. Epiphytic lichens, *Usnea*, *Ramalina*, *Letharia*, *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae), heavy metals, sulphur oxides, biogenic elements.

Введение

Специфика лишайников как компонента биоты с особым типом метаболизма состоит в том, что это мутуалистический симбиоз двух организмов — автотрофной водоросли (фотобионт) и гетеротрофного гриба (микобионт). Минеральное питание лишайников определяется поступлением вещества из различных компонентов ландшафта — с атмосферными осадками и пылью, с подкроновыми водами, в результате ассимиляции элементов в процессе фотосинтеза и ферментосинтеза и др. (Голубкова, Трасс, 1977). В результате сочетания активных и пассивных процессов поглощения (катионо-обменные реакции, образование органо-минеральных соединений, аккумуляция аэрального пылевого материала и др.) для них характерна высокая степень накопления различных элементов (Вайнштейн, 1982), включая поллютанты — тяжелые металлы (ТМ): Pb, Zn, Cd, Cu, Fe и др. Это обусловливает использование лишайников в качестве биоиндикаторов состояния окружающей среды и дает потенциальную возможность получения данных об интегральных потоках элементов за достаточно длительный период времени.

Сложность интерпретации получаемых данных состоит, во-первых, в том, что многие металлы являются биологически необходимыми элементами (Fe и Mn — процессы фотосинтеза, Cu и Zn — процессы ферментосинтеза) и в то же время могут быть поллютантами. Во-вторых, существует ряд сравнительно мало изученных аспектов, таких как влияние рельефа, климатических условий и других факторов географической среды на элементный состав и состояние лишайников. Основная цель нашей публикации — анализ элементного состава эпифитов (лишайники рода *Usnea*, *Letharia*, *Ramalina* и высшее цветковое растение *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae)) и некоторых методических аспектов их индикационных возможностей в условиях гумидного климата для различных регионов, включающих области высоких и умеренных широт (Дальний Восток России, Северная Америка), а также субтропические и тропические области (полуостров Флорида — Северная Америка, Сейшельские острова — Индийский океан).

Объекты и методы

Выбор эпифитных кустистых лишайников в качестве объекта для целей экологического мониторинга обусловлен широкими ареалами их распространения и высокой степенью накопления ряда тяжелых металлов. Представители рода *Usnea* имеют широкие бореальные и неморальные

ареалы в лесной зоне Голарктики, хотя центр видового разнообразия рода расположен в тропических областях земного шара (Голубкова, Трасс, 1977). Для Российского Дальнего Востока (РДВ) рассматриваются два вида — *Usnea diffracta* Vain и *Usnea longissima* (Ach.), наиболее характерные для горных хвойно-широколиственных и темнохвойных лесов региона. Ареал *Usnea diffracta* охватывает притихоокеанские районы Азии (Япония, Корея, Китай, Тайвань), включая и дальневосточную часть России (Приморский и Хабаровский края, Амурская область, Еврейская АО, остров Сахалин, Курильские острова) (Голубкова, 1994; Скирина, 1995). Отбор проб лишайников выполнен в горных лесах хребта Сихотэ-Алинь (Приморский и Хабаровский края — 43—47 и 47—53° с. ш. соответственно) и охватывает промышленно освоенные и регионально-фоновые территории, включая заповедники.

Для Северной Америки рассматриваются виды *Usnea longissima* (Ach.), *Usnea lapponica* Ras., *Usnea fillipendula* Stirt., *Letharia vulpina* (L.) Hue, имеющие широкие ареалы в хвойных лесах северной части США и Канады, на тихоокеанском и атлантическом побережьях региона (Brodo et al., 2001). В России эти виды *Usnea* как бореальный элемент биоценоза встречаются достаточно широко в лесной зоне, особенно в европейской части. Вид *Letharia vulpina* типичен для горных лесов Крыма и Кавказа. Отбор проб лишайников выполнялся в горных лесах западной части региона (хребет Скалистые горы, провинция Британская Колумбия, 54—58° с. ш.) и на Аляске (Аляскинский хребет, 63—65° с. ш.). *Tillandsia usneoides* (семейство *Bromeliaceae*) относится к высшим цветковым растениям, но является эпифитом и по жизненной форме, морфологии и процессам метаболизма близок к кустистым лишайникам рода *Usnea*. Ареал *Tillandsia usneoides* приурочен, главным образом, к тропическим областям, но в Северной Америке этот вид дальше всех из бромелиевых продвигается на север, в теплую умеренную гумидную зону (по атлантическому побережью до 38° с. ш.), при этом в горных районах *Tillandsia usneoides* поднимается до 1500—2000 м абсолютной высоты (Тахтаджян, 1982; Коровин, Чеканова, 1984), как и рассматриваемые виды лишайников. Отбор проб *Tillandsia usneoides* выполнен на полуострове Флорида (влажная субтропическая область, 25—30° с. ш.).

Для Сейшельских островов (влажная тропическая область Индийского океана, 3—10° ю. ш.) рассматриваются типичные виды *Usnea longissima* (Ach.) (о. Фелиситэ), *Ramalina tropica* N.Stevens (о. Силуэт), *Ramalina subfraxinea* Nyl. (о. Фелиситэ), *Ramalina celastri* (Spreng.) Krog et Swenson (о. Коэтиви), широко распространенные на Сейшельских островах.

Рассматриваемые кустистые лишайники и *Tillandsia usneoides* по типу жизненных форм относятся к так называемым повисающим и образуют в кронах деревьев свисающие с ветвей „бороды", длина которых для лишайников составляет 15—70 см (Голубкова, Трасс, 1977), а для *Tillandsia usneoides* может достигать нескольких метров (Тахтаджян, 1982; Коровин,

Чеканова, 1984). Отбор проб лишайников проводился в летние месяцы 1996—1999 гг. в массивах коренных горных лесов (РДВ и Северная Америка), не подверженных вырубкам, на значительном расстоянии от магистральных федеральных дорог и практически закрытых серией горных хребтов от непосредственного воздействия океана. Значительное влияние океанических воздушных масс характерно только для равнинного полуострова Флорида (абсолютные высоты не более 100—200 м), вдающегося в Атлантический океан на 500 км, и для Сейшельских островов (Индийский океан) в силу их географического положения.

Поскольку рассматриваемые эпифиты наиболее широко представлены в хвойно-широколиственных и темнохвойных лесах, постольку отбор проб проводился в кронах основных лесообразующих пород хвойных деревьев: Российский Дальний Восток — ель аянская (*Picea ajanensis*), пихта белокорая (*Abies nephrolepis*); Северная Америка — ель канадская (*Picea glauca* (Moench) Voss. или *Picea canadensis*), ель черная (*Picea mariana* (Miller) BSP. или *Picea nigra*), пихты (*Abies grandis*, *Abies balsamea*); полуостров Флорида — сосна болотная (*Pinus palustris* Miller). На Сейшельских островах хвойные породы деревьев отсутствуют, и пробы эпифитов отобраны с типичных лиственных пород. Пробы лишайников и *Tillandsia usneoides* отбирались в нижней части кроны хвойных деревьев, в основном на высоте 3—4 м от земной поверхности, доступной для непосредственного отбора, и, как правило, составлены из 3—5 экземпляров проб, отобранных с нескольких деревьев в пределах пробной площадки. Подобные условия отбора позволяют сказать, что в данных случаях одним из общих реальных факторов формирования элементного состава эпифитов являются подкроновые воды хвойных деревьев.

Препаративная и аналитическая обработка всех проб выполнялась по однотипной методике и включала: высушивание при комнатной температуре, затем при 60 °С, сухое озоление при 450 °С, определение зольности и макроэлементного состава (Ca, Mg, K, Na, P, Si, Al) стандартными методами зольного анализа (Поповцева, 1974), а также микроэлементов (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Mn) атомно-абсорбционным методом на приборе „Hitachi-180-70". Общее число проб эпифитов — 182. Статистическая обработка данных и определение параметров (число проб конкретной выборки (n), среднее значение, стандартное отклонение, коэффициент вариации и др.) проводились по стандартным методам математической статистики (Урбах, 1964).

Результаты и дискуссия

Регионально-фоновые характеристики элементного состава лишайников рода *Usnea* установлены по данным проб, отобранных на потенциально „чистых", фоновых территориях (Средний Сихотэ-Алинь и Сихотэ-Алинский биосферный заповедник), не испытывающих импактного аэротехно-

Таблица 1

Содержание микроэлементов (мкг/г сухого вещества) и зольность (%) в эпифитах рода *Usnea*

Район отбора	*n*	Зольность	Cu	Pb	Zn	Cd	Fe	Mn	Fe/M
				Usnea diffracta					
Региональный фон для РДВ	10	2,75 ± 0,09	1,5 ± 0,16	6,2 ± 1,2	25,0 ± 4,0	0,40 ± 0,05	110 ± 25	150 ± 25	0,7
				Заповедники Приморского края					
Кедровая падь	3	3,64 ± 0,60	2,2 ± 0,25	15,3 ± 4,5	29,7 ± 5,0	0,62 ± 0,15	158 ± 40	71 ± 30	2,2
Уссурийский	5	5,01 ± 0,70	2,8 ± 0,35	15,7 ± 4,7	28,7 ± 5,0	0,55 ± 0,12	224 ± 50	74 ± 32	3,0
Сихотэ-Алинский, восточный макросклон Сихотэ-Алиня	7	2,74 ± 0,20	1,6 ± 0,20	13,3 ± 4,0	36,6 ± 6,0	0,65 ± 0,17	152 ± 26	198 ± 40	0,8
				Приморский край					
Южная часть Приморского края	20	4,02 ± 0,78	2,6 ± 0,30	19,0 ± 6,2	33,6 ± 6,2	0,88 ± 0,25	215 ± 53	95 ± 44	2,3
Северная часть Приморского края	16	4,08 ± 1,27	2,2 ± 0,49	13,8 ± 4,4	29,0 ± 6,4	0,81 ± 0,25	147 ± 27	131 ± 54	1,1
				Хабаровский край					
Северный Сихотэ-Алинь, западный макросклон	9	4,53 ± 1,20	3,2 ± 0,70	10,1 ± 3,2	40,8 ± 7,7	0,66 ± 0,19	380 ± 140	226 ± 59	1,7

Usnea longissima

Приморский край

Региональный фон для РДВ	8	2,01 ± 0,15	1,5 ± 0,15	4,0 ± 0,7	25,0 ± 4,8	0,30 ± 0,05	150 ± 30	240 ± 40	0,6
Сихотэ-Алинский заповедник, восточный макросклон Сихотэ-Алиня	12	2,43 ± 0,45	2,4 ± 0,55	7,5 ± 1,5	32,0 ± 6,9	0,40 ± 0,08	217 ± 40	194 ± 73	1,1
Северная часть Приморского края	11	2,02 ± 0,26	1,8 ± 0,25	4,7 ± 1,3	32,0 ± 5,3	0,26 ± 0,12	163 ± 54	249 ± 65	0,65

Хабаровский край

Северный Сихотэ-Алинь, западный макросклон	11	3,05 ± 0,77	2,9 ± 1,11	10,2 ± 4,8	37,9 ± 9,2	0,37 ± 0,16	253 ± 101	313 ± 128	0,8
Пос. Аян, побережье Охотского моря	3	1,81 ± 0,25	0,42 ± 0,08	1,1 ± 0,20	6,3 ± 1,2	0,03 ± 0,01	21 ± 5,1	48 ± 10	0,4

Примечание. В столбцах 2—8 (зольность, Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Mn) приводится среднее значение ± стандартное отклонение, в последнем столбце (Fe/Mn) — отношение средних значений для Fe и Mn.

генного воздействия и достаточно хорошо закрытых серией горных хребтов (абсолютные высоты до 900—1600 м), эффективно ограничивающих дальний аэральный перенос поллютантов. Аэральный поток вещества на данных территориях характеризуется низкими концентрациями пылевого материала, а также макро- и микроэлементов (Качур и др., 2001; Кондратьев, 2002). Соответственно для эпифитов характерны наиболее низкие содержания элементов, и полученные характеристики рассматриваются как регионально-фоновые для исследуемого региона РДВ (Приморский и Хабаровский края).

Регионально-фоновые характеристики элементного состава лишайников рода *Usnea* показали, что видовые различия в накоплении металлов невелики и связаны, очевидно, с биологическими особенностями. Для вида *Usnea longissima* по сравнению с видом *Usnea diffracta* характерны более низкие зольность и содержание токсичных металлов (Pb, Cd), однотипное содержание Zn и Cu и более высокое — Fe и Mn (табл. 1). Коэффициенты вариации (для каждого вида *Usnea*) минимальны для зольности (3,3— 7,5 %), лежат в диапазоне 10—19 % для Cu, Zn, Mn и 12,5—22 % для Cd, Pb, Fe.

В пределах Приморского края по элементному составу лишайников рода *Usnea* достаточно четко выделяются южная часть края (включая Южный Сихотэ-Алинь до долины реки Рудной и заповедники Кедровая падь и Уссурийский) и северная часть (Средний Сихотэ-Алинь, включая Сихотэ-Алинский биосферный заповедник). Для лишайников южной части Приморского края характерны высокая зольность (в 1,2—2,8 раза выше фоновой) и значительное накопление поллютантов — содержание Pb в 2—5 раз выше регионально-фоновых значений, Cd в 1,5—3,5 раза выше (см. табл. 1); при этом коэффициенты вариации достаточно высоки и составляют 28,4—32,6 %. Степень накопления Cu и Zn заметно ниже, их концентрации выше регионально-фонового уровня не более чем в 1,1—1,8 раза, коэффициенты вариации находятся в диапазоне 11,5—18,5 %.

Установленные тенденции связаны, прежде всего, со сравнительно высоким промышленным потенциалом юга Приморского края (крупные агломерации Владивостока, Уссурийска, Артема, открытые разработки угля и другие объекты). Пылегазовые выбросы предприятий, ТЭЦ, автотранспорта обусловливают значительную запыленность приземной части атмосферы и высокие концентрации поллютантов (оксиды серы, ТМ и др.).

Реальным источником поступления аэрального вещества, в том числе поллютантов, на территорию юга РДВ, является также региональный западный перенос из сопредельных территорий (Китай, Центральная Азия, Японские острова), поскольку в силу географического положения региона для него характерна контрастная сезонная смена циркуляции атмосферы с преобладанием континентальных воздушных масс в зимне-весенний период и морских — в летний. При этом аэральный перенос пыли и ТМ (Cu, Zn, Pb, Cd, Fe и др.) в составе атмосферных осадков и аэрозолей возможен на сотни и даже тысячи километров (Елпатьевский, Нестеров, 1983; Tnoue and

Naruse, 1987; Schneiler et al., 1990; Качур и др., 2001; Кондратьев, 2002). Сочетание локальных и региональных факторов обусловливает специфику формирования состава приземного слоя атмосферы, что и фиксируется более высоким уровнем накопления ТМ в лишайниках южной части Приморского края по сравнению с регионально-фоновым уровнем.

Не исключено, что именно с этим фактором связан более высокий уровень накопления ТМ в лишайниках на высотах более 800—1000 м по сравнению с низкогорными позициями. Средне- и высокогорные массивы Сихотэ-Алиня не испытывают непосредственного импактного воздействия, но с возрастанием абсолютной высоты концентрации ТМ в эпифитных лишайниках не снижаются (как можно было бы ожидать), но заметно возрастают, причем наиболее четко эта тенденция проявляется для поллютантов. Практически на всех горных массивах Южного и Среднего Сихотэ-Алиня на высотах более 800—1000 м содержание поллютантов (Pb, Cd) в пробах *Usnea diffracta* в 3,5—5 раз выше регионально-фоновых значений, тогда как в низкогорных позициях не более чем в 2—3 раза. Высотный тренд накопления биометаллов (Zn, Cu) проявляется менее контрастно. Для *Usnea longissima* характерны аналогичные тенденции накопления ТМ, хотя их содержание в целом ниже, чем для *Usnea diffracta*, так же как и в регионально-фоновых местообитаниях.

Носителями микроэлементов в атмосфере являются аэрозольные частицы различного происхождения и дисперсности. Анализ аэрозолей импакторных сборов показал явную тенденцию сепарации металлов по различным фракциям: петрогенные элементы (Si, Al, Fe) приурочены к крупным частицам, тяжелые металлы (Pb, Zn, Cd, Cu) — к наиболее тонким, субмикронным частицам, что обусловливает значительную дальность переноса ТМ (Goldberg, 1972, цит. по Chester, Stoner, 1973, и Zoller et al., 1974). Вероятно, дисперсность аэрозольных частиц, наряду с процессами метаболизма, может обусловить и различную степень накопления ТМ и петрогенных элементов в лишайниках. Помимо методов непосредственного сравнения концентрации элементов в лишайниках с фоновыми значениями, что вполне правомерно и очень важно, существуют различные методы использования сравнительного анализа отношений содержания элементов и какого-нибудь опорного элемента, не участвующего в процессах метаболизма. В частности, И. В. Казачевский с соавторами (1987) использовали отношение концентраций металлов к концентрации скандия для выяснения характера поглощения (захвата) элементов различными растениями, включая лишайники, и степени участия элементов в биохимических обменных процессах.

Мы использовали для этих целей фактор обогащения (ФО), предложенный в 1972 г. Е. Голдбергом (Goldberg, 1972, цит. по Chester, Stoner, 1973, и Zoller et al., 1974) для оценки приуроченности ТМ к тонкодисперсным фракциям (или парогазовой фазе) и возможности оценки генезиса различных элементов в атмосферной составляющей. ФО — это отношение кон-

центраций двух элементов в аэрозолях, деленное на отношение этих же элементов в земной коре (или для локальных условий, в конкретных горных породах, почвах). В качестве элемента-свидетеля, как правило, избирается элемент с высоким кларком концентрации — Fe или Al. Аналогичным образом были рассчитаны значения ФО для лишайников: $C_{мет}$ (лишайник)/C_{Al} (лишайник) : $C_{мет}$ (кларк земной коры)/C_{Al} (кларк земной коры); при расчетах использовались значения кларков концентраций для земной коры по А. П. Виноградову (1972). Соответственно для *Tillandsia usneoides* в левой части формулы приводится содержание элементов в этом растении.

Значения фактора обогащения в лишайниках *Usnea* средне- и высокогорных массивов Сихотэ-Алиня наиболее высоки для поллютантов (Pb, Cd) и на один-два порядка меньше для Cu и Zn, причем с высотой эти значения однозначно возрастают (табл. 2, Южный и Средний Сихотэ-Алинь). Для петрогенных элементов (Si, Fe) значения ФО близки к 1—2 и практически мало изменяются с увеличением абсолютной высоты, что указывает на приуроченность этих элементов к более крупным пылевым частицам аэрозолей, состав которых аналогичен среднему составу земной коры. Это свидетельствует о преимущественном накоплении ТМ в эпифитных лишайниках по сравнению с терригенным пылевым материалом. В целом же эти результаты — более высокие концентрации ТМ и значения ФО в лишайниках высокогорных позиций — могут рассматриваться как результат и подтверждение влияния именно дальнего, регионального переноса поллютантов в составе субмикронных частиц аэрозоля (или парогазовой фазе).

Значения ФО, полученные для лишайников *Usnea* на территории РДВ, в сущности однотипны с данными, приводимыми для атмосферных аэрозолей Южного полюса (табл. 2, Zoller et al., 1974), что достаточно явно иллюстрирует значительную роль сепарации металлов по различным фракциям аэрозольного материала в процессах глобального и регионального переноса поллютантов и формировании элементного состава эпифитов. В сущности средне- и высокогорные массивы Сихотэ-Алиня эффективно выполняют роль высотного физико-географического барьера на пути регионального западного и юго-западного переноса поллютантов. Однако не исключено, что подобная тенденция характерна не только для региона РДВ, но является спецификой формирования элементного состава эпифитов именно в горных условиях в силу биохимических процессов.

Долина реки Рудной (восточный макросклон Среднего Сихотэ-Алиня) представляет собой район интенсивного горнопромышленного освоения и пример локального импактного воздействия на состояние окружающей среды. Специфика аэротехногенного воздействия состоит в том, что в атмосферу поступает значительное количество оксидов серы и ТМ (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe и др.) в составе пылегазовых выбросов предприятий по добыче, обогащению и пирометаллургической переработке полиметаллических сульфидных руд.

Высокоградиентное поле рассеяния техногенного вещества в атмосфере и его последующее поступление на земную поверхность обусловливают формирование полиэлементных аномалий практически во всех компонентах ландшафта (атмосферные осадки, почвы, растительность, природные воды) (Аржанова, 1996). В этих условиях для *Usnea diffracta* характерны высокая зольность (в 2,5—6 раз выше регионального фона) и аномально высокие содержания токсичных металлов: Pb в 7—30 раз выше регионально-фонового уровня, Cd — в 7—11 раз выше (табл. 3). Концентрации Cu и Zn заметно меньше, что связано, главным образом, с различиями в содержании данных элементов в аэральном потоке вещества.

Реальные возможности дальнего аэрального переноса техногенного вещества от импактного локального источника ограничены условиями горно-долинного рельефа и ветрового режима, а также процессами локализации техногенного вещества вследствие инверсионных явлений, закрепления пыли на листовом покрове и хвое, „работающей" практически весь год как накопитель пыли, и т. п. (Аржанова, 1996). Достаточно эффективно проявляется роль высотного физико-географического барьера в ограничении аэрального переноса поллютантов, что находит свое отражение в значительных содержаниях металлов и высоких значениях коэффициента ФО для *Usnea diffracta* не только в низкогорных позициях долины реки Рудной, но и на высотах более 800—1000 м (см. табл. 2).

В северной части Приморского края (Средний Сихотэ-Алинь, включая Сихотэ-Алинский биосферный заповедник) содержание ТМ в рассматриваемых лишайниках *Usnea* гораздо ниже, чем в южной, и его отношение к регионально-фоновому уровню лежит в диапазоне 0,8—3,0, т. е. содержание ТМ не выходит за пределы фона или превышает его незначительно, в частности, для Pb, Zn, Cd (см. табл.1). Значения ФО для ТМ также значительно ниже, чем в импактных условиях и южной части Приморского края (см. табл. 2). Это в целом соответствует представлениям об эпизодическом привносе поллютантов за счет местного и регионального переноса аэротехногенного вещества и сравнительно небольшой степени загрязнения атмосферной составляющей в северной части Приморского края по сравнению с южной (Елпатьевский, Нестеров, 1983; Кондратьев, 2002).

Исследования, выполненные в Хабаровском крае (западный макросклон Северного Сихотэ-Алиня), позволили установить, что для *Usnea diffracta* и *Usnea longissima* характерны высокая зольность и повышенное содержание рассматриваемых металлов — в 1,2—2 раза выше фонового (см. табл. 1), что связано, вероятно, с переносом поллютантов от Хабаровска и угольных разработок в бассейне реки Мухен. Аналогичная ситуация характерна и для Комсомольского рудного района. Влияние горнообогатительного комбината четко прослеживается по достаточно высокому содержанию Cu, Zn, Pb, Cd в *Usnea longissima* (см. табл. 3, хребет Мяо-Чан), причем в отдельных пробах содержание данных металлов аномально высокое (Cu в семь раз выше регионального фона, Pb почти в 17 раз) и сопоставимо

Таблица 2

Фактор обогащения (по Goldberg, 1972, цит. по Chester, Stoner, 1973, и Zoller et al., 1974):
для лишайников $C_{мет}/C_{Al}$ (лишайник) : $C_{мет}/C_{Al}$ (земная кора);
для эпифита *Tillandsia usneoides* $C_{мет}/C_{Al}$ (*Tillandsia usneoides*) : $C_{мет}/C_{Al}$ (земная кора)

Абс. высота, м	Материал, район отбора	Cu	Pb	Zn	Cd	Fe	Mn	Si
	Станция Южный полюс — атмосферные аэрозоли *	93	2500	69	Нет данных	2,1	1,4	Нет данных
	Приморский край, *Usnea diffracta*							
600	Южный Сихотэ-Алинь, $n = 8$	9,3	369	120	647	0,91	116	0,63
800	То же	15,6	687	113	2996	1,4	19	0,95
1000	»	18,5	1991	180	4421	1,8	48	0,80
500	Средний Сихотэ-Алинь, $n = 12$	10,0	570	170	1100	1,3	67	0,60
900	То же	15,0	586	180	1298	2,6	172	0,62
1250	»	15,0	1207	219	2655	1,1	57	0,55
1500	»	20,2	1279	288	4404	2,1	121	0,96
600	Уссурийский заповедник	11,5	483	89	800	1,5	23	1,20
700	Сихотэ-Алинский заповедник	7,5	185	91	460	1,0	55	1,0
300—500	Южный Сихотэ-Алинь	15,0	784	143	1719	1,4	40	1,2

1300	Долина р. Рудной	6,1	3540	110	4242	1,4	20	1,2
700	Средний Сихотэ-Алинь	6,1	213	84	923	0,8	215	0,9
1100	г. Медвежья (рудоносная зона)	82	1810	159	2234	1,0	80	0,9
	Эпифитные лишайники Северной Америки и *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae)							
500	*Usnea lapponica*, Аляска	13,8	256	106	н.об.	2,2	28	0,90
500	*Usnea lapponica*, Аляска	14,1	430	94	196	2,6	16	0,95
800	*Usnea longissima*, Канада	7,6	67	110	н.об.	0,9	101	0,39
1000	*Usnea fillipendula*, Канада	8,0	150	147	966	1,1	20	1,40
200	*Letharia vulpina*, Аляска	5,9	35	38	н.об.	1,1	2,6	0,37
150	*Tillandsia usneoides*, Флорида	7,8	41	23	98	1,3	4,8	1,12

* Данные Zoller et al. (1974).

Примечание. н.об. — не обнаружено.

Таблица 3

Содержание микроэлементов (мкг/г сухого вещества) и зольность (%) в лишайниках *Usnea* на территории аэротехногенных и рудоносных объектов

Район отбора	*n*	Зольность	Cu	Pb	Zn	Cd	Fe	Mn	Fe/Mn
		Usnea diffracta							
		Приморский край							
		Аэротехногенное воздействие — пылегазовые выбросы, сернистые газы, ТМ: Pb, Zn, Cd, Cu и другие							
Долина р. Рудной, восточный макросклон Среднего Сихотэ-Алиня	9	9,28 ± 3,0	2,4 ± 0,39	115 ± 48	44,5 ± 18,3	3,17 ± 0,81	211 ± 93	63 ± 34	3,3
		Рудоносные зоны — без добычи руды в настоящее время							
Гора Эльдорадо, восточный макросклон Среднего Сихотэ-Алиня	3	4,72 ± 0,80	24,3±5,0	103 ± 32	63,2 ± 19,0	1,98 ± 0,58	715 ± 150	202 ± 65	3,5
Гора Медвежья, восточный макросклон Среднего Сихотэ-Алиня	3	4,72 ± 0,75	30,3 ± 5,5	92,2 ± 34,0	78,5 ± 26,0	2,41 ± 0,73	468 ± 147	402 ± 110	1,2

		Usnea longissima							
		Приморский край							
		Рудоносные зоны — без добычи руды в настоящее время							
Гора Медвежья, восточный макросклон Среднего Сихотэ-Алиня	3	5,30 ± 0,76	7,0 ± 1,45	132 ± 40,0	78,1 ± 24,0	2,32 ± 0,70	1382 ± 205	262 ± 78	5,3
		Хабаровский край							
		Аэротехногенное воздействие — металлосодержащая пыль, ТМ: Pb, Zn, Cd, Cu и другие							
Хребет Мяо-Чан, Комсомольский рудный район	5	2,96 ± 0,30	4,6 ± 1,0	22,7 ± 11,2	56,2 ± 10,6	0,44 ± 0,09	300 ± 110	77 ± 20	3,9
		Рудоносные зоны — без добычи руды в настоящее время							
Река Амут, Комсомольский рудный район	3	2,25 ± 0,35	8,4 ± 2,1	70,6 ± 35,0	57,1 ± 19,0	0,54 ± 0,26	371 ± 110	69 ± 35	5,4

Примечание. В столбцах 2—8 (зольность, Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Mn) приводится среднее значение ± стандартное отклонение, в последнем столбце (Fe/Mn) — отношение средних значений для Fe и Mn.

с концентрациями, установленными для *Usnea diffracta* в импактных условиях долины реки Рудной.

В элементном составе лишайников *Usnea* достаточно четко фиксируются эколого-геохимические изменения окружающей среды в районах рудопроявлений. В качестве примера рассматриваются три рудопроявления касситерит-сульфидного типа, для которых характерно высокое содержание не только олова, но и большой группы халькофильных металлов (Cu, Zn, Pb, Cd и др.): гора Эльдорадо и гора Медвежья (Средний Сихотэ-Алинь), Комсомольский рудный район (река Амут). Хотя здесь не проводятся горные разработки, т. е. отсутствует прямое поступление металлов в окружающую среду с пылегазовыми выбросами или рудничной пылью, для лишайников *Usnea* характерны аномально высокие концентрации рудогенных металлов (Cu, Pb, Zn, Cd), в 5—20 раз превышающие региональ-но-фоновый уровень (см. табл. 3), и высокие значения коэффициента ФО (см. табл. 2).

В данном случае основным фактором накопления ТМ в лишайниках является, очевидно, повышенное содержание металлов в среде обитания, связанное с возможным увеличением содержания ТМ в газопаровой оболочке над поверхностью земли в результате транспирационной деятельности растений ((Колотов, Рубейкин, 1987), а также с формированием вторичных ореолов рассеяния элементов в различных компонентах ландшафта (почвы, растительность, природные воды). В подобных ситуациях более высокие по сравнению с фоном поступление и накопление ТМ в лишайниках могут быть связаны с атмосферными осадками за счет промывания приземной части атмосферы на локальных участках рудопроявлений и с подкроновыми водами.

Таким образом, микроэлементный состав лишайников рода *Usnea* достаточно четко отражает специфику изменения окружающей среды, так или иначе связанного с изменением атмосферной составляющей. Анализ полученных данных позволяет выявить основные тенденции и различия в накоплении металлов этими лишайниками. Для поллютантов (Pb, Cd) характерны широкий диапазон концентраций, высокие по сравнению с фоном коэффициенты вариации (19—42 %) и тенденция уменьшения содержания в северной части региона по сравнению с южной, т. е. прямая и явно выраженная зависимость степени накопления металлов от уровня загрязнения атмосферы. Для биометаллов (Zn, Cu) характерны достаточно узкий интервал концентраций и сравнительно низкие коэффициенты вариации (11—22 %). Очевидно, их накопление определяется преимущественно степенью участия в процессах метаболизма, и только в импактных условиях (добыча и переработка полиметаллических руд, рудоносные территории) степень накопления Zn и Cu в лишайниках *Usnea* оказывается выше биологически необходимого уровня.

Своеобразно и контрастно по тренду происходит накопление Fe и Mn — биометаллов, участвующих в процессах фотосинтеза. Для Fe харак-

терны достаточно узкий интервал концентраций, сравнительно низкие коэффициенты вариации (18—33 %) и слабо выраженная тенденция накопления в лишайниках *Usnea* южной части региона. Наиболее значительное накопление Fe в рассматриваемых лишайниках отмечается в основном на территориях рудоносных полей, что может быть связано со спецификой вторичных ореолов рассеяния рудогенных металлов. Для Mn четко выражены тенденция снижения и абсолютных, и средних концентраций по мере увеличения аэротехногенного воздействия и более высокие коэффициенты вариации (26—53 %). Аналогичное явление „обратного" влияния источника загрязнения на содержание Mn и в меньшей степени на содержание Zn и Cd установлено в Южном Прибайкалье для группы эпифитных кустистых лишайников — *Usnea subfloridana* Stirt., *Evernia mesomorpha* Nyl., *Bryoria fuscescens* (Gyeln.) Brodo et D. Hawksw., *Hypogymnia physodes* (L.)Nyl. (Казачевский и др., 1987). Авторы связывают это явлсние с участием данных элементов в обменных биохимических процессах и отмечают, что феномен „обратного влияния" источника загрязнения на содержание ряда ТМ требует дальнейшего изучения.

Подобная тенденция является, очевидно, свидетельством нарушения процессов метаболизма в лишайниках при загрязнении среды обитания. Ингибирование накопления биофильного Mn и диспропорция биофильных и токсичных элементов при значительном аэральном поступлении оксидов серы и ТМ установлены для высших древесных растений и рассматриваются как результат нарушения процессов метаболизма в импактных условиях (Аржанова, Елпатьевский, 1996). Эпифитные лишайники как биотический компонент с присущими ему процессами фотосинтеза в этом отношении также не являются исключением. В экспериментальных работах и при натурных исследованиях установлено, что в результате токсического действия Pb, Cd и оксидов серы у многих листоватых и кустистых лишайников (в том числе род *Usnea* и близкие ему роды *Alectoria*, *Evernia*, *Pseudoevernia*) происходит нарушение важнейших метаболических процессов — дыхания, фотосинтеза, различных ферментных систем, а также разрушение хлорофилла (Batic, Martincic, 1981; Deruelle, Petit, 1983; Wirth, Türk, 1975), причем именно Mn-содержащая часть фотосистемы является достаточно чувствительной к действию ТМ, особенно кадмия (Beckett, Brown, 1984).

В наших исследованиях нарушение процессов метаболизма, в том числе и фотосинтеза, четко фиксируется в форме ингибирования накопления Mn и диспропорции биофильных и токсичных элементов в зависимости от степени загрязнения окружающей среды. Характер данных изменений однотипен для рассматриваемых видов *Usnea*: регионально-фоновое содержание Mn 150—240 мкг/г сухого вещества, отношение Fe/Mn в диапазоне 0,6—0,7; южная часть Приморского края, включая заповедники Уссурийский и Кедровая падь (умеренная степень загрязнения), — концентрации

Mn в *Usnea diffracta* (по данным ряда проб, а не только средних значений) в диапазоне от 30—70 до 90—110 мкг/г сухого вещества, отношение Fe/Mn возрастает до 2,5—5,0; долина реки Рудной (высокая степень загрязнения) — концентрации Mn в *Usnea diffracta* в ряде проб понижаются до 30—50 мкг/г, среднее содержание Mn составляет 63 мкг/г сухого вещества, отношение Fe/Mn достигает 3,5—11 (в ряде случаев). Для *Usnea longissima* (северная часть Приморского края, включая Сихотэ-Алинский заповедник, Северный Сихотэ-Алинь) содержание Mn в диапазоне 190—310 мкг/г сухого вещества, отношение Fe/Mn 0,6—1,1. Отношение Pb/Mn минимально в Северном и Среднем Сихотэ-Алине (0,01—0,1), увеличивается до 0,2—0,4, реже до 0,8—0,9, в южной части Приморского края и максимально в импактных условиях долины реки Рудной (1,5—5).

Наряду с изменением микроэлементного состава наблюдаются морфологические изменения лишайников *Usnea*, причем наиболее негативным является синергическое действие сернистых газов и ТМ. В регионально-фоновых условиях, включая Сихотэ-Алинский заповедник, *Usnea diffracta* имеет таллом с гладким блестящим коровым слоем, диаметр основных веточек до 1,5 мм, веточки ясно сегментированы, практически постоянно присутствуют апотеции. В южной части Приморского края, включая заповедники Уссурийский и Кедровая падь, часть лишайников *Usnea diffracta* сохраняет неизмененный внешний вид, но в ряде случаев имеются разрушения корового слоя на значительных участках таллома, некрозы слоевища, отсутствие апотеций. В горных позициях Южного Сихотэ-Алиня (на высотах более 800—1000 м), близких к промышленным агломерациям, *Usnea diffracta* имеет крупное слоевище, но в ряде случаев установлено разрушение корового слоя и отсутствие апотеций. В горных лесах, достаточно удаленных от промышленных объектов, внешних морфологических изменений в состоянии *Usnea diffracta* не наблюдается, хотя накопление Pb и Cd может быть в несколько раз выше регионально-фонового. Аналогичная ситуация наблюдается и на территории рудоносных полей, где для лишайников рода *Usnea* характерно значительное накопление ТМ. В импактных условиях (долина реки Рудной) морфологические изменения лишайников *Usnea* максимальны.

Вид *Usnea longissima* наиболее широко распространен в Среднем и Северном Сихотэ-Алине и не имеет видимых морфологических изменений, поскольку данный регион испытывает сравнительно небольшое аэротехногенное воздействие. В южной части Приморья *Usnea longissima* встречается крайне редко, и в единичных случаях для нее отмечены небольшие морфологические изменения в виде пятнистого покраснения слоевища. Следует отметить, что отсутствие вида или его редкая встречаемость могут быть результатом общей реакции эпифитных лишайников на изменение окружающей среды (изменение структуры лесов, микроклиматических условий и т. п.) (Gams, 1961; Wirth, 1974), а не только специфической реакцией на загрязнение ТМ и сернистыми газами.

В отношении макроэлементного состава лишайников рода *Usnea* также прослеживаются как видовые, так и региональные различия. Наиболее значимы различия концентрации Ca, которая в *Usnea diffracta* в южной части Приморского края почти вдвое выше, чем в северной (табл. 4); при этом коэффициенты вариации Ca уменьшаются от 34 до 11 % соответственно. Изменения содержания K, Mg, P менее контрастны, их коэффициенты вариации находятся в диапазоне 12—25%. Содержание Ca, Mg, K, P в *Usnea diffracta* на территории рудоносных полей и их коэффициенты вариации сопоставимы с таковыми для южной части Приморского края. Для вида *Usnea longissima* характерно более низкое содержание Ca и Mg по сравнению с *Usnea diffracta*, но более высокое содержание K и P, что связано, вероятно, с видовыми различиями в накоплении элементов. Коэффициент вариации составляет 37 % для Ca и 15—23 % — для K, Mg, P.

В условиях импактного локального загрязнения среды обитания (долина реки Рудной) для вида *Usnea diffracta* характерно наиболее высокое содержание Ca, но концентрации K, Mg, P уменьшаются почти вдвое по сравнению с лишайниками остальной территории Приморского края, т. е. с возрастанием аэротехногенного загрязнения среды прослеживается достаточно четкая тенденция увеличения количества Ca в составе эпифитов, но ингибирование накопления других биофильных макроэлементов (K, Mg, P), что было установлено и для биофильного Mn. Поскольку формирование элементного состава лишайников определяется конкурирующим влиянием катионов на поглощение ТМ (Beckett, Brown, 1984) и сложным сочетанием активных и пассивных механизмов поглощения и накопления элементов (Вайнштейн, 1982), подобное соотношение биофильных элементов, возможно, представляет собой своеобразный механизм адаптации рассматриваемых лишайников в условиях загрязнения среды обитания сернистыми газами и токсичными элементами.

Для Si характерна достаточно четкая тенденция увеличения его концентрации в *Usnea diffracta* по мере возрастания аэротехногенного влияния: от 0,4 мг/г сухого вещества в северной части Приморского края до 0,6 мг/г сухого вещества в его южной части и 1,1 мг/г сухого вещества в долине реки Рудной (см. табл. 4), что, вероятно, отражает различную степень запыления атмосферной составляющей. Для *Usnea longissima* содержание Si составляет 0,8—1 мг/г сухого вещества.

Принципиально важное значение для формирования элементного состава эпифитных лишайников имеют региональные различия макроклиматических условий и физико-географической обстановки в целом. Для Охотоморского побережья характерны более суровые климатические условия, чем для юга региона РДВ. В этой ситуации для *Usnea longissima* (пос. Аян, 56—57° с. ш.) типичны очень низкие концентрации и поллютантов (см. табл. 1), и биофильных элементов, которые в 3—5 раз ниже регионально-фонового уровня, установленного для региона РДВ. Минимальные концентрации поллютантов свидетельствуют, очевидно, о незначительном за-

Таблица 4

Содержание макроэлементов (мг/г сухого вещества) в эпифитных лишайниках и эпифите *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae)

Материал, район отбора	*n*	Ca	Mg	K	Na	P	Si
		Приморский край					
		Usnea diffracta					
Южная часть Приморского края	13	17,00 ± 5,7	0,77 ± 0,18	1,60 ± 0,29	0,18 ± 0,03	0,51 ± 0,10	0,65 ± 0,15
Долина р. Рудной (аэротехногенное воздействие)	5	25,80 ± 6,7	0,55 ± 0,15	0,81 ± 0,16	0,15 ± 0,02	0,30 ± 0,05	1,13 ± 0,26
Северная часть Приморского края	6	9,80 ± 1,1	0,94 ± 0,24	1,40 ± 0,17	0,12 ± 0,03	0,51 ± 0,08	0,41 ± 0,06
Гора Эльдорадо (рудоносная зона)	3	16,91 ± 4,5	0,64 ± 0,17	1,88 ± 0,36	0,31 ± 0,05	0,69 ± 0,12	н.оп.
Гора Медвежья (рудоносная зона)	3	12,85 ± 4,1	1,08 ± 0,26	1,50 ± 0,20	0,16 ± 0,04	0,50 ± 0,10	0,99 ± 0,14
		Usnea longissima					
Северная часть Приморского края	13	4,91 ± 1,8	0,51 ± 0,11	2,40 ± 0,54	0,20 ± 0,03	0,77 ± 0,19	0,84 ± 0,10
Гора Медвежья (рудоносная зона)	3	10,06 ± 3,5	0,73 ± 0,16	2,06 ± 0,30	0,41 ± 0,07	0,52 ± 0,11	0,99 ± 0,15

		Эпифитные лишайники и *Tillandsia usneoides*, Северная Америка					
Thillandsia usneoides, Флорида		5,03*	3,49*	3,51*	3,27*	0,38*	2,13*
Usnea lapponica Ras., Аляска		3,24*	1,44*	2,99*	0,12*	1,07*	1,09*
Usnea longissima Ach. Британская Колумбия		3,95*	1,08*	2,12*	0,16*	1,32*	0,34*
Usnea fillipendula Stirt., Британская Колумбия		9,80*	2,14*	2,11*	0,07*	0,97*	0,42*
Letharia vulpina (L.) Hue., Аляска		1,37*	0,70*	2,40*	0,16*	1,71*	0,81*
Средние значения для эпифитных лишайников Северной Америки	15	2,81 ± 0,78	1,26 ± 0,43	2,44 ± 0,25	0,12 ± 0,02	1,26 ± 0,21	0,70 ± 0,25

Примечания: 1. н.оп. — не определялось. 2. Для Ca, Mg, K, Na, P, Si приводится среднее значение ± стандартное отклонение; звездочкой указаны случаи, когда стандартное отклонение не определялось.

грязнении атмосферной составляющей. Невысокое содержание биофильных элементов может быть, вероятно, результатом более низкой интенсивности процессов метаболизма в связи с коротким безморозным периодом.

Темнохвойные леса региона западной части Северной Америки продвигаются на север вплоть до Аляски, что связано с влиянием теплого Аляскинского течения в восточной части Тихого океана (продолжение Северо-Тихоокеанского течения). Лишайники рода *Usnea* как бореальный элемент биоценоза широко представлены в регионе. Такие характеристики, как зольность и уровень концентрации микроэлементов, для вида *Usnea longissima* в Британской Колумбии практически совпадают с аналогичными характеристиками, полученными для Среднего Сихотэ-Алиня, причем содержание поллютантов (Pb, Cd) ниже, чем установлено для регионального фона по РДВ (табл. 1, 5). Зольность и содержание микроэлементов, включая поллютанты, в лишайнике вида *Usnea fillipendula* близки к регионально-фоновым характеристикам *Usnea diffracta* для РДВ (см. табл.1), но первый вид отличается более высоким уровнем накопления Fe и сравнительно низким — Mn.

Для лишайников *Usnea lapponica* (Аляскинский хребет) характерны небольшая зольность, но более высокое содержание Pb и Fe, что, вероятно, связано с локальным воздействием агломераций городов Фэрбэнкс и Анкоридж. Вид *Letharia vulpina* — самый низкозольный и характеризуется наиболее низким содержанием биофильного Mn и высоким — Fe, что может быть связано с видовыми различиями в накоплении элементов. Характеристики макроэлементного состава также близки и сопоставимы с данными для эпифитных лишайников региона РДВ (см. табл. 4), хотя необходимо отметить более высокое содержание фосфора, связанное, возможно, с видовыми особенностями.

Значения фактора обогащения (ФО) для поллютантов в рассматриваемых лишайниках в Северной Америке заметно меньше, чем в южной части Приморского края (Южный Сихотэ-Алинь), и сопоставимы с данными для северной его части (Средний Сихотэ-Алинь) (см. табл. 2); для петрогенных элементов (Si, Fe) значения ФО близки к единице, и увеличение значений ФО по Fe отмечено только для вида *Usnea lapponica*. В целом же достаточно низкие концентрации поллютантов в эпифитных лишайниках и значения ФО для них свидетельствуют о сравнительно небольшой степени загрязнения атмосферной составляющей для рассматриваемого региона (Скалистые горы и Аляскинский хребет), которая в сущности сопоставима с состоянием приземного слоя атмосферы в северной части Приморского края и Сихотэ-Алинском биосферном заповеднике. Одним из важных факторов в этом отношении является использование бензина без свинца в США и Канаде в течение последних десятилетий.

Эпифитное цветковое растение *Tillandsia usneoides* (семейство Bromeliaceae), или так называемый испанский мох, представляет собой яр-

кий пример конвергентности свойств и признаков с эпифитными лишайниками рода *Usnea* как по внешнему облику, так и по процессам метаболизма ((Тахтаджян, 1982; Коровин, Чеканова, 1984). Это бескорневой эпифит (у взрослых особей корни полностью атрофируются и утрачивают даже „якорную" функцию), образующий на хвойных и лиственных деревьях многометровые свисающие гирлянды серого или серебристо-белого цвета, который обусловлен небольшим количеством хлорофилла. Для *Tillandsia usneoides*, как и для лишайников, характерны медленный рост, ксероморфный облик, преимущественно вегетативное размножение (хотя это цветковое растение, образующее семена), полностью атмосферное питание, поступающее в основном с атмосферной влагой и подкроновыми водами.

Для эпифита *Tillandsia usneoides* во Флориде характерны более высокая зольность по сравнению с лишайниками *Usnea* на Аляске и в Британской Колумбии, однотипное с ними содержание Ca и K, но низкое — P и Mn (что соответствует невысокому содержанию хлорофилла), а также почти вдвое большее содержание кремния (см. табл. 4); значение ФО для Si близко к единице (см. табл. 2). Следует отметить более высокие концентрации Mg и Na, что связано со значительным влиянием океанических воздушных масс и поступлением морских солей на территорию Флориды. Степень накопления микроэлементов, включая поллютанты (Pb, Cd), для *Tillandsia usneoides* в сущности аналогична степени накопления металлов в лишайниках *Usnea* (см. табл. 5) и характеризуется однотипными с ними значениями ФО (см. табл. 2). Таким образом, макро- и микроэлементный состав эпифитного вида *Tillandsia usneoides*, как и эпифитных лишайников рода *Usnea*, достаточно явно отражает особенности состава атмосферной составляющей и небольшую степень ее загрязнения поллютантами.

Контрастным вариантом иной физико-географической обстановки по отношению к регионам РДВ и Северной Америки являются тропические Сейшельские острова, для которых характерны высокие положительные температуры и преимущественно морские воздушные массы в течение всего года. В этих условиях для *Usnea longissima* и кустистых эпифитных лишайников рода *Ramalina* типично низкое содержание рассматриваемых ТМ, как и для лишайников Охотоморского побережья и западной части Северной Америки (см. табл. 1, 5). Это свидетельствует, прежде всего, о незначительном аэральном поступлении ТМ, в том числе и поллютантов (Pb, Cd), и сравнительно чистой атмосферной составляющей на Сейшельских островах. Однако отличительной чертой тропических лишайников является крайне низкое содержание биофильного Mn, тогда как концентрации Fe сопоставимы с таковыми для РДВ. В связи с этим соотношение Fe/Mn изменяется в более широком диапазоне, чем для лишайников *Usnea* на Дальнем Востоке. Вероятно, такое соотношение биофильных микроэлементов является результатом особенностей фотосинтеза и других метаболических процессов лишайников в условиях физико-географической обстановки тропических островов. Значительны различия и в макросоставе, поскольку

Таблица 5

Микроэлементный состав (мкг/г сухого вещества) и зольность (%) эпифитных лишайников и эпифита *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae)

Материал, район отбора	Зольность	Cu	Pb	Zn	Cd	Fe	Mn	Fe/Mn
	Эпифитные лишайники и *Tillandsia usneoides*, Северная Америка							
Tillandsia usneoides, Флорида	4,84	4,8	3,5	19,1	0,18	706	40,5	17,4
Usnea lapponica Ras., Аляска	3,27	5,2	22,0	46,5	0,21	844	83,5	10,1
Usnea longissima Ach., Британская Колумбия	2,10	2,2	2,7	42,8	н.об.	222	404	0,55
Usnea fillipendula Stirt., Британская Колумбия	3,54	1,6	4,2	39,6	0,57	194	57	3,4
Letharia vulpina (L.) Hue., Аляска	2,06	4,1	3,4	36,2	н.об.	687	25,4	27,0
Эпифитные лишайники рода *Usnea* и *Letharia*, Северная Америка*, $n = 15$ (12)	2,71 ± 0,56	3,5 ± 1,2	5,2 ± 2,7	41,7 ± 3,1	0,13 ± 0,04	507 ± 240	71 ± 30	7,1

	Эпифитные лишайники, Сейшельские острова							
Usnea longissima, о. Фелиситэ	1,69	0,76	1,84	5,6	0,16	162	6,5	24,9
Ramalina subfraxinea, о. Фелиситэ	2,17	1,46	1,24	7,9	0,12	312	6,2	50,3
Ramalina tropica, о. Силуэт	1,17	1,89	1,59	12,6	н.об.	74	65,1	1,1
Ramalina tropica, о. Силуэт	1,78	1,80	1,44	11,2	0,22	90	20,9	4,3
Ramalina celastri, о. Коэтиви	2,81	1,66	2,46	24,7	0,46	76	4,2	18,2
Эпифитные лишайники рода *Ramalina*, Сейшельские острова*, $n = 12$ (9)	2,0 ± 0,51	1,70 ± 0,14	1,7 ± 0,4	14,1 ± 5,3	0,22 ± 0,11	80 ± 6,7	10,4 ± 8,4	8,0

* Среднее значение ± стандартное отклонение

для тропических лишайников, как и для *Tillandsia usneoides* (Флорида), характерны очень высокие концентрации Na и в ряде случаев Mg, но более низкие Ca и K (см. табл. 4), что связано с преимущественно морской составляющей атмосферных осадков и аэрозольного материала и, следовательно, значительным поступлением морских солей в ландшафты островов.

Заключение

- Проведенные исследования показали, что эпифитные лишайники рода *Usnea* и эпифитное высшее растение *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae) в условиях гумидного климата достаточно информативны для эколого-геохимической оценки состояния окружающей среды: регион юга Российского Дальнего Востока (Южный Сихотэ-Алинь) испытываст значительное воздействие локального и регионального переноса поллютантов, что приводит к изменению состава атмосферы и соответственно элементного состава эпифитов; сравнительно чистыми в этом отношении являются северные территории региона РДВ, регион западной части Северной Америки (Скалистые горы и Аляскинский хребет) и область Сейшельских островов.
- Аэротехногенное воздействие на приземный слой атмосферы, связанное с поступлением оксидов серы и тяжелых металлов в составе пылегазовых выбросов, достаточно четко фиксируется различными изменениями в элементном составе и состоянии эпифитов. Установлено, что с возрастанием аэротехногенного влияния происходят: а) увеличение концентраций поллютантов (Pb, Cd, Zn, Cu, Fe) в лишайниках и значений фактора обогащения (ФО); б) увеличение содержания Ca, но ингибирование поглощения и накопления биофильных элементов (K, Mg, P, Mn) как результат нарушения процессов метаболизма и, возможно, своеобразный механизм адаптации лишайников; в) диспропорция биофильных и токсичных элементов; г) морфологические изменения лишайников (разрушение корового слоя, некрозы слоевища, отсутствие апотеций). Наиболее негативным для эпифитных лишайников является синергическое действие сернистых газов и ТМ.
- Для корректной интерпретации данных необходимо рассматривать не только специфику реакции лишайников на увеличение содержания поллютантов в среде обитания, но и ряд факторов географической среды (атмосферная циркуляция, горный рельеф, микро- и макроклиматические условия, рудоносность территории и др.). Накопление Pb, Cd, Zn в эпифитах на высотах более 800—1000 м связано в основном не с локальными источниками аэротехногенных поллютантов, а с процессами регионального переноса вещества, сепарации металлов по различным фракциям аэрозоля и приуроченностью ряда ТМ к наиболее

тонким субмикронным частицам. Средне- и высокогорные массивы Сихотэ-Алиня эффективно выполняют роль высотного физико-географического барьера на пути регионального переноса поллютантов из сопредельных территорий и обусловливают специфику формирования элементного состава эпифитов в горных условиях. На территориях с прсобладанием морских воздушных масс в течение всего года для эпифитов характерны более высокие концентрации Na и Mg и более низкие — Ca и K, что связано со значительным поступлением морских солей в составе атмосферных осадков и аэрозолей по сравнению с регионами, для которых типична контрастная сезонная смена циркуляции воздушных масс.

- Основными факторами накопления металлов в лишайниках на территориях рудопроявлений (без горных разработок) являются не техногенные, а естественные природные процессы — формирование вторичных ореолов рассеяния рудогенных элементов в различных компонентах ландшафта, включая растительность и газопаровую оболочку над земной поверхностью, и последующее поступление металлов в лишайники с атмосферными осадками и подкроновыми водами. В подобных эколого-геохимических ситуациях морфологические изменения лишайников практически отсутствуют или единичны.
- Эти аспекты важны и на локальном, и на региональном уровне исследований, поскольку формирование элементного состава эпифитов обусловлено и процессами метаболизма, и многими факторами среды их обитания, природными и антропогенными.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аржанова В. С., 1996. Геохимические методы при экологической оценке состояния окружающей среды (методические аспекты, результаты, обсуждение). — География и природные ресурсы, № 2, с. 133—140.

Аржанова В. С., Елпатьевский П. В., 1996. Аэротехногенное воздействие на элементный состав и состояние древесной растительности. - В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. XVI. — СПб.: Гидрометеоиздат, с. 23—36.

Вайнштейн Е. А., 1982. Некоторые вопросы физиологии лишайников. III. Минеральное питание. — Бот. журнал, т. 67, № 5, с. 561—571.

Виноградов А. П., 1962. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры. - - Геохимия, № 7. с. 555- -571.

Голубкова Н. С., 1994. Океанические виды рода *Usnea* (*Usneaceae*) в лихенофлоре Дальнего Востока (Россия). — Бот. журнал, т. 79, № 3, с. 64—69.

Голубкова Н. С., Трасс Х. Х., 1977. Лишайники. — В кн.: Жизнь растений. Т. 3. — М.: Просвещение, с. 379—470.

Елпатьевский П. В., Нестеров В. Н., 1983. Химический состав атмосферных осадков Сихотэ-Алинского биосферного заповедника как показатель фоновых характеристик атмосферы. — В кн.: Прикладные аспекты программы „Человек и биосфера". Труды III Совещания по координации деятельности национальных комитетов соц. стран по программе ЮНЕСКО „Человек и биосфера" (МАБ). — М., с. 196—212.

Казачевский И. В., Ветров В. А., Трасс Х. Х., 1987. Нейтронно-активационный анализ лишайников, хвои кедра и пихты для контроля загрязнения атмосферного воздуха в Южном Прибайкалье. — В кн.: Ядерно-физические методы анализа в контроле окружающей среды. Труды 3-го Всес. совещания, Томск, 21—23 мая 1985. — Л., с. 91—102.

Качур А. Н., Кондратьев И. И., Перепелятников Л. В., 2001. Эколого-геохимические проблемы сухопутных и прибрежно-морских ландшафтов береговой зоны российской части бассейна Японского моря. — Вестник ДВО РАН, № 5, с. 53—71.

Колотов Б. А., Рубейкин В. З., 1987. Геохимические аспекты влияния локальных объектов на биогеоценозы. — В кн.: Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. — М.: Наука, с. 82—87.

Кондратьев И. И., 2002. Элементный состав и сезонная изменчивость концентрации аэрозоля в атмосфере Сихотэ-Алинского биосферного заповедника. — Метеорология и гидрология, № 2, с. 31—42.

Коровин С. Е., Чеканова В. Н., 1984. Бромелии в природе и культуре. — М.: Наука. — 168 с.

Поповцева А. А., 1974. Методическое руководство по ускоренному анализу золы растений. — Сыктывкар, Коми филиал АН СССР, Ин-т биологии. — 82 с.

Скирина И. Ф., 1995. Лишайники Сихотэ-Алинского биосферного района. — Владивосток. — 130 с.

Тахтаджян А. Л., 1982. Семейство Бромелиевые (*Bromeliaceae*). — В кн.: Жизнь растений. Т. 6. — М.: Просвещение, с. 275—286.

Урбах В. Ю., 1964. Биометрические методы. — М.: Наука. — 415 с.

Batic F., Mattincic A., 1981. Vpliv onesnazenega zraka na propadanje xlorofila v nekaterih vrstah presajenih lisajev. — Bioloski vestnik, t. 29, N 2, p. 1—22.

Beckett R. P., Brown D. H., 1984. The Control of Cadmium Uptake in the Lichen Genus *Peltigera*. — J. Exper. Botany, B. 35, N 156, p. 1071—1082.

Brodo J. M., Sharnoff S. D., Sharnoff S., 2001. Lichens of North America. — Yall University Press / New Haven and London. — 828 p.

Chester R., Stoner J. H., 1973. Average trace element composition of low level marine atmospheric particulates. — Nature, v. 246, N 5429, p. 138—139.

Deruelle S., Petit P. J. X., 1983. Preliminary studies on the net photosynthesis and respiration responses of some lichens to automobile pollution. — Cryptoganie Biologie Diabenologie France, t. 4, N 3, p. 269—278.

Gams H., 1961. *Usnea longissima* Ach. als kontinentale Nebelflechte. — Ber. Geobot. Inst. Rubel, 32, s. 167—176.

Goldberg Edward D., 1972. Baseline studies of pollutants in the marine Environment and Research Recommendation: The IDOE Baseline Conference (E. D. Goldberg ed.). — New York.

Schneiler B.,Tindale N. W., Duce R. A., 1990. Dry deposition of Asian mineral dust over the North Pacific. — J. Geophys. Res., v. 19, p. 9873—9878.

Tnoue K., Naruse T., 1987. Physical, chemical and mineralogical characteristics of modern colian cluster in Japan and rate of dust deposition. — Soil Sci.Plant Nutrition, v. 33, p. 327—345.

Wirth V., 1974. Die Flechten des Sudschwarzwaldes. — Ein okologisch orientierter Florenkatalog. Teil 3. — Beitr. Naturk. Forsch. Sud-West Dtschl., 33, s. 81—101.

Wirth V., Türk R., 1975. Zur SO_2-Resistenz von Flechten verschidener Wuchsform. — Flora, bd. 104, s. 133—143.

Zoller W. H., Gladney E. S., Duce R. A., 1974. Atmospheric concentration and sources of trace metals at the South Pole. — Science, v. 183, N 4121, p. 198—200.

ЭКОТРОН — ФИЗИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ЭКОСИСТЕМЫ

А. С. Керженцев[1*], Т. В. Алексеева[2], А. О. Алексеев[2], С. В. Губин[2], С. А. Олейник[2], Н. Н. Зеленская[1], Д. В. Демин[1]

[1] РФ, 142290 г. Пущино Московской обл., ул. Институтская, 2, Институт фундаментальных проблем биологии РАН, kerzhent@ibbp.psn.ru

[2] РФ, 142290 г. Пущино Московской обл., ул. Институтская, 2, Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, aleks@issp.serpukhov.ru

Реферат. Представлены результаты годового эксперимента на установке „Экотрон", имитирующей функцию метаболизма экосистемы. Показаны варианты регулирования газовой, жидкой и твердой фаз экосистемы путем направленного изменения гидротермических условий. Описан механизм функционирования экосистемы. Приведена технологическая схема экспериментальной установки „Экотрон". Показана возможность использования установки для экологического нормирования воздействия различных факторов внешней среды, в том числе конкретных загрязняющих веществ, на экосистемы.

Ключевые слова. Экосистема, физическая модель, мониторинг, механизм функционирования, экологическое нормирование.

ECOTRON: A PHYSICAL ANALOGUE OF AN ECOSYSTEM

A. S. Kerzhentsev[1*], T. V. Alekseeva[2], A. O. Alekseev[2], S. V. Gubin[2], S. A. Oleynic[2], N. N. Zelenskaya[1], D. V. Demin[1]

[1] Institute of Basic Biological Problems of RAS, 2, Institutskaya str., 142290 Pushchino, Moscow region, Russia, kerzhent@ibbp.psn.ru

[2] Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science of RAS, 2, Institutskaya str., 142290 Pushchino, Moscow region, Russia, alekseev@issp.serpukhov.ru

Abstract. Results of yearly experiment with the "Ecotron" plant simulating metabolic functions of an ecosystem are presented. Options for regulation of gaseous, liquid and solid phases of an ecosystem through certain alterations of hydrothermal conditions are demonstrated, and a mechanism of the ecosystem functioning is described. A technological scheme of the "Ecotron" is given. An opportunity to employ the "Ecotron" in ecological standard setting for various environmental factors, in particular, for pollutants is shown.

Keywords. Ecosystem, physical analogue, ecological monitoring, mechanism of functioning, environment standard setting.

Введение

Экологический мониторинг (ЭМ) представляет собой комплексную систему наблюдений, оценки и прогноза изменений природной среды под влиянием естественных и антропогенных факторов (Израэль, 1986). ЭМ является информационной основой обеспечения рационального природопользования, охраны окружающей среды и экологической безопасности. Информация ЭМ (базовая, оперативная и сигнальная) должна быть пригодной для принятия управленческих решений (стратегических, тактических и чрезвычайных) по рациональному природопользованию, охране окружающей среды и экологической безопасности. Одним из наиболее сложных и ответственных элементов этой системы является экологическое нормирование, на основе которого интерпретируются данные наблюдательной сети ЭМ в форме оценок состояния природной среды конкретной территории и прогнозов его возможных изменений в ближайшей и отдаленной перспективе.

Система санитарно-гигиенических нормативов в виде ПДК, основанных на принципе ЛД-50, для региональных и тем более глобальных оценок не пригодна. Во-первых, это связано с тем, что экосистемы сравнительно легко переносят краткосрочные воздействия большой интенсивности с помощью буферных механизмов, зато длительные воздействия умеренных доз могут привести к их гибели. Во-вторых, реакции организма и экосистемы на внешние воздействия имеют принципиальные различия. Организм в ответ на изменения факторов среды изменяет функцию, сохраняя структуру, а экосистема, наоборот, изменяет структуру, сохраняя функцию. При изменении факторов среды в экосистеме меняется видовой состав автотрофной и гетеротрофной биоты. Виды, для которых новые условия оказались неблагоприятными, уступают место видам, более приспособленным к изменившимся условиям. Изменчивость экосистем во времени может быть трех видов: флуктуации, метаморфозы и эволюции. Флуктуации — количественные изменения в пределах диагностического диапазона данного таксона классификации. Эти изменения происходят постоянно вслед за периодическими колебаниями факторов среды. Метаморфозы — качественные изменения диагностических признаков экосистемы, которые переводят экосистему в другой таксон классификации. Эти изменения также обратимы, и после восстановления прежних условий экосистема может вернуться в прежний таксон. Эволюции — качественные и необратимые изменения, связанные с появлением новых видов биоты, новых биогеохимических тенденций. Это последовательные этапы саморазвития экосистем.

Для того чтобы оценить степень изменчивости экосистемы под влиянием конкретного воздействия, необходимо иметь эталон — аналог экосистемы, не подверженной данному воздействию. В этом отношении исключительно полезны данные фоновых станций экологического мониторинга,

размещенные в биосферных заповедниках. Однако и здесь нужны информативные во времени параметры функционирования экосистем, которые позволят обнаружить негативную реакцию задолго до появления морфологических нарушений. Необходим тест-объект, имитирующий функции экосистемы и адекватно реагирующий на изменения факторов среды. Правильно подобранный тест-объект должен адекватно реагировать на внешние воздействия, и реакция его должна легко измеряться в количественных единицах. Удобным тест-объектом может стать искусственная автономная экосистема, параметры функционирования которой будут контролироваться в непрерывном режиме. Это позволит реально оценивать воздействия любого внешнего фактора и определять критические реакции экосистемы на стрессы.

В некоторых странах уже ведутся активные теоретические и практические работы по созданию автономных систем жизнеобеспечения человека в условиях длительного космического полета и космического поселения на Луне и Марсе. На практике реализованы отдельные проекты автономного жизнеобеспечения: орбитальная станция „Мир", наземные экспериментальные системы БИОС в ИБФ СО РАН, „Биосфера-2" в Аризоне (США), фрагменты Лунного города в Японии.

Сравнительно недавно Европейское космическое агентство инициировало интересный и оригинальный проект MELISSA (Microbial-Ecological Life Support Alternative) — Эколого-микробиологическая альтернатива поддержания жизни. Основу проекта составляет водная экосистема озерного типа, где организмы различных трофических уровней разведены в пространстве по градиентам освещенности и содержания кислорода. В круговороте вещества участвуют донные отложения как накопитель и источник химических элементов отмирающей массы гидробионтов.

На наш взгляд, эта система ближе других подошла к естественному механизму функционирования природных экосистем. В ходе эксперимента через некоторое время водоем зарастет и трансформируется в наземную экосистему со всеми присущими ей атрибутами. Тогда и начнутся эксперименты по оценке реакции экосистемы на внешние воздействия.

В естественных экосистемах происходит постоянное взаимодействие фитоценоза и педоценоза (автотрофного и гетеротрофного биологических комплексов). Педоценоз (почва) „согласует" с фитоценозом ассортимент и объемы поставки минеральных элементов, в том числе CO_2 и NO_x, на основе адекватной реакции автотрофных и гетеротрофных организмов на изменения гидротермических условий. В идеале естественный фитоценоз на любой стадии развития должен получать столько и таких минеральных элементов, сколько и каких ему требуется. В действительности он получает либо больше, либо меньше, чем требуется. Это происходит, во-первых, потому, что почва более инертна и гораздо медленнее реагирует на изменение гидротермических условий, чем фитоценоз, и, во-вторых, фитоценоз автономно реагирует на свет, а почва — на аэрацию. Поэтому дисбаланс эле-

ментов регулируют буферные механизмы экосистемы. В случае избыточного высвобождения почвой минеральных элементов происходит процесс гумификации — взаимодействие свободных оснований со свободными органическими радикалами, при котором образуются гумусовые вещества почвы. При возникновении дефицита минеральных элементов в почве сами растения провоцируют их высвобождение из почвы. Они выбрасывают корневые выделения в ризосферу почвы, провоцируют бурный рост прикорневой микрофлоры и взрывную минерализацию гумуса, компенсируя дефицит питательных элементов. Почва в данном случае выполняет роль естественного *дозатора*, регулирующего экономную поставку минеральных элементов фитоценозу.

Рыхление почвы при вспашке повышает ее аэрацию и стимулирует процесс катаболизма. В результате происходит резкий „выброс" из почвы минеральных элементов в форме газов и солей (ионов). Если в свободной атмосфере избыток газов быстро рассеивается, то в закрытой системе он нарушает естественный баланс. Чтобы поддерживать баланс, необходимо либо сдерживать „выброс" газовой фазы, либо ввести дополнительный (естественный или искусственный) аспиратор для поглощения избыточных газов. С ионами водного раствора почва справляется сама. Свободные ионы и минеральные соли, не востребованные фитоценозом, взаимодействуют между собой и с органическими радикалами, образуя почвенный гумус или минеральные коллоиды. Гумус в данном случае служит *хранителем* минеральных элементов „золотого запаса" экосистемы. Минеральные коллоиды образуют кутаны, вторичные, а возможно, и первичные минералы и пополняют массу материнской породы.

Общеизвестна реакция лесной экосистемы на пожар, когда термическое воздействие провоцирует мгновенную минерализацию большого количества органического вещества и „золотой запас" экосистемы оказывается беззащитным. Спасают положение „сорные растения", способные при отсутствии конкурентов и избытке питательных элементов увеличивать собственную массу в сотни раз. Они, как биологические насосы, буквально всасывают свободные минеральные элементы и отправляют их по завершении онтогенеза в естественное хранилище — в почву.

Методы и материалы

Сотрудники ряда институтов Пущинского научного центра РАН несколько лет назад предприняли попытку изучить в условиях эксперимента влияние направленного воздействия факторов среды на процесс функционирования экосистемы, чтобы понять механизм устойчивости и оценить возможности его регулирования в реальных экосистемах, подверженных естественным и антропогенным стрессам. Под устойчивостью экосистемы мы понимаем ее способность сохранять естественное состояние, диагностические признаки и свойства при воздействии внешних факторов.

Для достижения поставленной цели нами была разработана концепция экосистемы как информационно-управляющей системы, выполняющей функцию метаболизма в регулярно меняющихся условиях внешней среды. Был описан механизм функционирования экосистемы в форме математической модели метаболизма экосистемы. И наконец, была создана экспериментальная установка „Экотрон", имитирующая процесс функционирования экосистемы в контролируемых и регулируемых условиях внешней среды.

В эксперименте „Экотрон" мы в течение года имитировали функции анаболизма и катаболизма экосистемы раздельно, замкнув их по газовой фазе. Почва высвобождала CO_2, который поглощала хлорелла, а хлорелла выделяла O_2, который использовался почвенной биотой для деструкции органического опада.

Лизиметрические воды после промывки „почвы" подвергались полному гидрохимическому анализу и выбрасывались. По завершении эксперимента и вскрытия „почвенного профиля" был проведен мезо- и микроморфологический, минералогический, физико-химический анализ его отдельных горизонтов.

Концепция экосистемы как информационно-управляющей системы была разработана при непосредственном участии В. А. Ковды (1990) и апробирована в ходе международного эксперимента „Убсу-Нур" под руководством В. В. Бугровского (1995). Этот этап работы занял очень много времени (1980—1995 гг.) — так трудно было отрешиться от привычных представлений естественных наук и усвоить методологию и терминологию наук технического профиля. Это был переход от изучения структуры экосистем к изучению их функций, равный по значимости переходу от анатомии к физиологии организма (Керженцев, 1992, 1995).

Главная сложность перехода заключалась в том, что традиционно все компоненты экосистемы и все факторы внешней среды изучались раздельно, как бы независимо друг от друга, самостоятельными научными дисциплинами (ботаника, зоология, микробиология, почвоведение, геология, метеорология, гидрология). Поэтому параметры каждого компонента считались уникальными и измерялись разными методами в разных единицах, оценивались по разным критериям. Это оказалось серьезным препятствием при интегрировании отдельных компонентов в единую и целостную экосистему. Пришлось искать такую позицию, такую точку видения объекта, из которой все компоненты представляли бы собой функциональное единство, а их уникальность проявлялась бы в той роли, которую они выполняют в едином процессе метаболизма экосистемы, в ее главной функции. В данной работе кратко изложены некоторые результаты многолетних исследований.

Схема, представленная на рис. 1, отражает наше представление о структуре экосистемы, механизме ее функционирования и взаимоотношениях с факторами внешней среды. Многие процессы, термины и механиз-

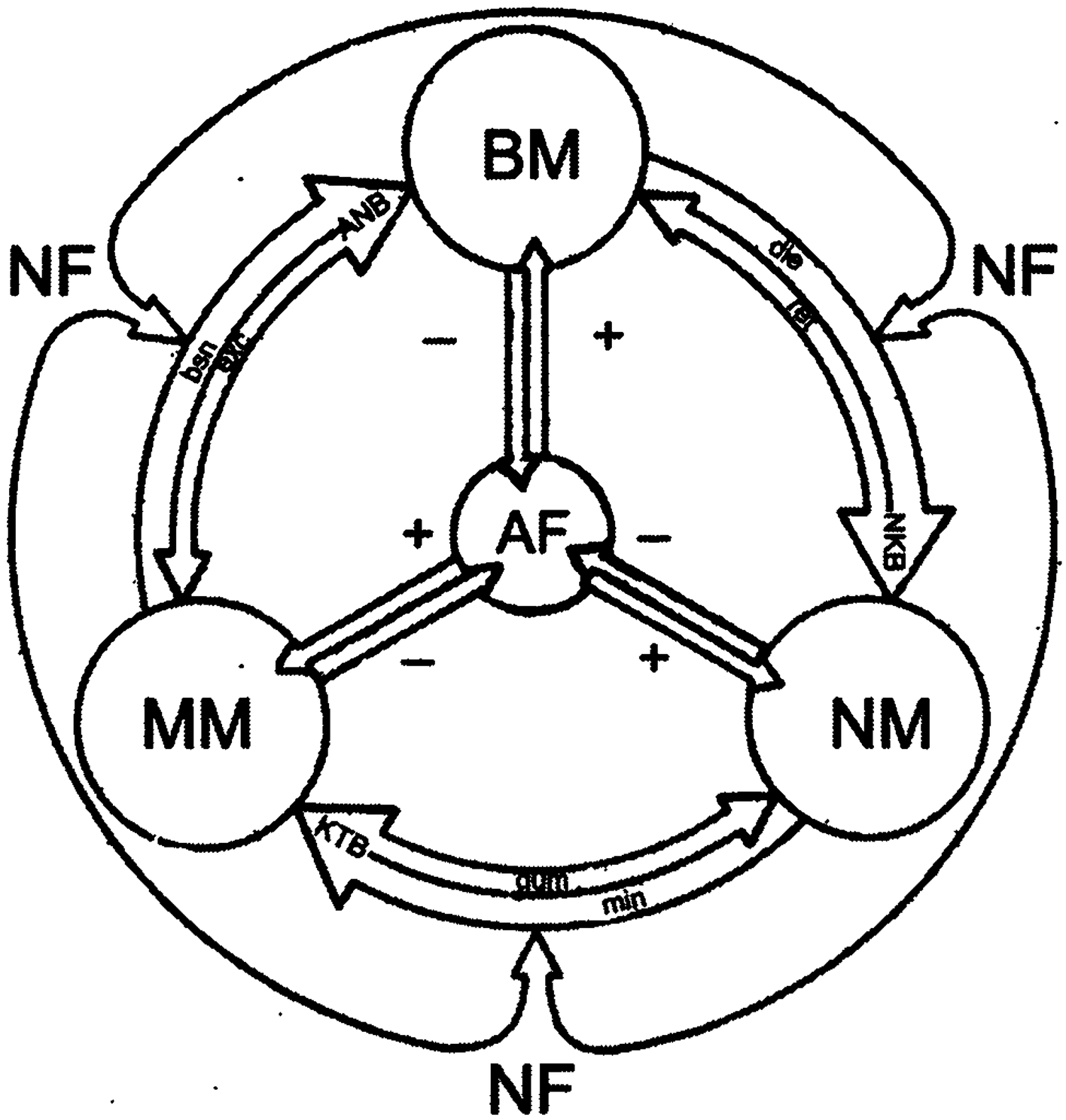


Рис. 1. Структурно-функциональная схема экосистемы.

BM — биомасса, NM — некромасса, MM — минеральная масса, NF — естественные факторы, AF — антропогенные факторы, ANB — анаболизм, NKB — некроболизм, KTB — катаболизм, bsn — биосинтез, exc — экскреции, die — отмирание, ret — возврат ассимилятов, min — минерализация, gum — гумификация.

мы давно известны в общей и молекулярной биологии, широко используются на уровне клетки и организма. Наша задача состояла в том, чтобы перенести их на уровень экосистемы. При этом мы учитывали принципиальную разницу между уровнями организации экосистемы и организма. Главное различие заключается в том, что при изменении внешних условий организм стремится сохранить структуру путем изменения функций, а экосистема, наоборот, стремится сохранить функции путем изменения структуры.

Согласно концепции экосистемы как информационно-управляющей системы (см. рис. 1), структура экосистемы представлена общей массой ее элементов — экомассой, которая состоит из трех компонентов: биомассы, некромассы и минеральной массы. Биомасса, в свою очередь, состоит из фитомассы, зоомассы и микробиомассы, некромасса — из опада, подстилки и гумуса, а минеральная масса представлена массой газов, солей и коллоидов.

Главной функцией экосистемы является процесс обмена вещества и энергии, который в биологии называется метаболизмом и трактуется как способ обновления и поддержания массы живого вещества путем взаимодействия двух противоположных процессов: анаболизма и катаболизма. Функцию анаболизма (ассимиляции простых минеральных веществ в сложные органические) в экосистеме выполняет фитоценоз — сообщество автотрофных организмов. Функцию катаболизма (диссимиляции сложных органических веществ в простые минеральные) выполняет почва или педоценоз — сообщество гетеротрофных организмов.

Следует иметь в виду, что анаболизм нельзя прямо отождествлять с процессом синтеза, поскольку он складывается из взаимодействия двух противоположных процессов: фотосинтеза и дыхания. Катаболизм не следует отождествлять с процессом распада органического вещества, поскольку он также складывается из двух противоположных процессов: деструкции (минерализации) и вторичного синтеза почвенного гумуса (гумификации).

Кроме названных процессов, в функционировании экосистемы участвует еще один важный процесс, который мы обозначили термином „некроболизм". Некроболизм — это естественный генетически запрограммированный процесс завершения жизненного цикла всех живых организмов, который в общей и молекулярной биологии именуется „апоптоз". Этот процесс начинается после выполнения организмом его генеративной функции, когда значительная часть физиологических процессов направляется на поддержание новой жизни, а не только на собственное жизнеобеспечение. Задолго до отмирания органов растения жизненно важные ассимиляты перемещаются в органы и ткани, продолжающие функционировать. У растений формируются семена и споры, у животных в этой фазе формируется и рождается плод, а приобретенные в течение жизни навыки, жилище и запасы пищи передаются потомству.

В экосистеме некроболизм выполняет важную буферную функцию, которая позволяет процессам анаболизма и катаболизма гармонично взаимодействовать между собой при флуктуациях внешних условий. Некроболизм, как и упомянутые выше анаболизм и катаболизм, также нельзя отождествлять только с процессом отмирания, поскольку он складывается из двух противоположных процессов: отмирания (некроза) и возврата полезных для потомства ресурсов в запасные органы и ткани (транслокации).

Процесс функционирования экосистемы в самом общем виде представляет собой последовательное превращение биомассы в некромассу, некромассы в минеральную массу, минеральной массы в биомассу с помощью процессов анаболизма, некроболизма и катаболизма. Разнообразие организмов с разной ритмикой и продолжительностью жизни (от нескольких дней до нескольких столетий) создает многослойную цикличную и однонаправленную систему непрерывного необратимого процесса метаболизма экосистемы — ее главной функции.

Масса экосистемы и любого ее структурно-функционального блока зависит от интенсивности метаболизма и соотношения скоростей элементарных процессов функционирования. Например, величина биомассы представляет собой разницу между результативностью процессов анаболизма и некроболизма; некромасса является результатом преобладания результативности процесса некроболизма над результативностью катаболизма. Величина минеральной массы находится в прямой зависимости от соотношения результатов катаболизма и анаболизма. Интенсивность всех трех процессов составляет режим функционирования экосистемы первого уровня, который формирует и регулирует общую структуру экосистемы, величину и состав экомассы, поддерживает ее морфологические признаки, позволяющие идентифицировать данную экосистему, отличить ее от других подобных.

Второй уровень функционирования составляют более частные процессы. Эффективность анаболизма, например, определяется соотношением интенсивности биосинтеза (фотосинтеза) и выделения (дыхания); эффективность некроболизма зависит от соотношения скорости отмирания и возврата ассимилятов из отмирающих органов и организмов в функционирующие; эффективность катаболизма определяется соотношением скорости деструкции (минерализации) некромассы и вторичного синтеза почвенного гумуса, или интенсивности процесса гумификации.

Регуляторами всех частных процессов функционирования и общего метаболизма экосистемы являются факторы внешней среды, которые принято разделять на естественные, антропогенные и смешанные. Важнейшими естественными факторами являются свет, тепло и влага. Главными антропогенными факторами можно считать изъятие, привнос и трансформацию массы вещества каждого структурного блока экосистемы. К смешанным факторам следует относить искусственное изменение света, тепла и увлажнения, а также естественное изъятие, привнос и трансформацию массы вещества в результате естественных трофических связей, а также стихийных катастроф и других нестандартных явлений.

Воздействие естественных, антропогенных и смешанных факторов имеет принципиально разные последствия для экосистем. Естественные факторы оказывают непосредственное влияние на процессы функционирования, стимулируя или сдерживая их интенсивность, а через них, опосредованно, влияют на величину массы экосистемы и ее структурных блоков. Антропогенные факторы оказывают прямое воздействие на величину массы экосистемы и ее структурных блоков, не затрагивая интенсивность процессов или оказывая на них опосредованное влияние через функционирование измененной массы (вырубка леса, сбор урожая, внесение органических и минеральных удобрений, выпас скота).

Иногда и естественные процессы оказывают прямое воздействие на массу экосистемы (пожары, инвазии энтомовредителей, наводнения, обвалы, оползни и другие стихийные бедствия). Некоторые антропогенные

факторы оказывают прямое воздействие на интенсивность процессов функционирования экосистем (распашка земель, орошение, осушение, мульчирование и другие технологические приемы, стимулирующие или сдерживающие активность метаболизма экосистемы), а изменение скорости процессов может, в свою очередь, привести к изменению массы вещества того или иного структурного блока экосистемы. Именно таким сложным способом происходит изменение во времени урожайности сельскохозяйственных культур, увеличение или уменьшение запаса гумуса в почве.

Из сказанного выше следует, что колебания естественных факторов, даже экстремальные, не способны резко изменить структуру экосистемы, поскольку для этого надо изменить соотношение скоростей противоположных процессов и поддерживать эти изменения в течение длительного времени. Изменившиеся условия сначала изменяют функции, а затем измененные функции меняют прежнюю структуру на новую, более адаптированную к изменившимся условиям. Новая структура позволяет экосистеме успешно функционировать в изменившихся условиях внешней среды. Для восстановления прежнего состояния экосистемы после возврата прежних условий бывает достаточно короткопериодных сукцессий, иногда даже без существенной смены видового состава путем перераспределения пространства между видами.

Антропогенные факторы способны резко изменить структуру экосистемы, поскольку оказывают прямое воздействие на ее массу (привнос, вынос, трансформация). Поэтому влияние антропогенных факторов можно сопоставить со стихийными бедствиями, компенсировать последствия которых может только длительная сукцессия со сложной многократной и длительной сменой видового состава. Примером может служить зарастание вырубок, гарей и залежей.

Смешанные факторы могут оказывать прямое воздействие как на функции, так и на структуру экосистемы. Культура закрытого грунта базируется на искусственном регулировании всего набора естественных факторов среды: свет, тепло, влага. Целью таких воздействий является получение максимальной биомассы или наиболее полезной для человека ее части. Примером противоположного воздействия является уничтожение фитомассы в результате инвазии энтомовредителей: саранчи или сибирского шелкопряда. Вспышки численности этих насекомых обычно сопровождаются сменой микроклимата и соответствующими изменениями функций экосистемы.

Детальное изучение структурно-функциональных связей между компонентами экосистемы и их реакций на изменения сочетаний факторов внешней среды необходимо для того, чтобы адекватно моделировать процесс функционирования природных и аграрных экосистем, прогнозировать их возможные изменения при различных воздействиях. Однако важнее всего то, что на основе таких знаний можно создать теорию управления механизмом функционирования природных и аграрных экосистем, выя-

вить условия, при которых экосистема будет обладать максимальной продуктивностью и устойчивостью к негативным воздействиям.

Для изучения механизма функционирования экосистем необходима экспериментальная база, позволяющая изучать все блоки этого механизма в динамике и контролировать результаты математического моделирования экосистемы как единого целого. Полевые исследования реальных экосистем связаны с большими материальными затратами. Кроме того, неразрывная связь компонентов экосистемы не позволяет изучать, контролировать и регулировать их по отдельности, оценивать роль каждого в общем процессе метаболизма.

Результаты

Настоящая работа представляет собой первый опыт создания лабораторной экспериментальной установки „Экотрон", имитирующей функции экосистемы и ее компонентов, как инструмента для изучения механизма функционирования, выявления информативных во времени параметров экосистемы и поиска возможностей управления механизмом функционирования экосистемы для повышения ее устойчивости к естественным и антропогенным стрессам.

Технологическая схема (см. рис. 2) экспериментальной установки строилась таким образом, чтобы она позволяла обеспечить:

1) создание условий для наиболее естественного функционирования всей экосистемы и каждого ее компонента в отдельности;

2) возможность вносить изменения в каждый компонент экосистемы и получать информацию о реакции исследуемого компонента и всей экосистемы на эти изменения.

В процессе функционирования экосистемы осуществляется контроль параметров:

— непрерывный контроль углекислоты в газовой фазе с помощью проточного инфракрасного анализатора CO_2 (*11*, см. рис. 2);

— измерение pH и Eh электродами в верхних горизонтах почвы (*10*, см. рис. 2);

— определение состава лизиметрических вод;

— измерение общего давления в установке с помощью водяного манометра (на схеме не показан);

— периодический контроль общего состава газовой фазы.

По завершении эксперимента проводилось вскрытие и детальный анализ твердой фазы „Педотрона" с помощью методов микроморфологии, мезоморфологии, физико-химии, минералогии.

Одна из задач эксперимента заключается в количественной оценке с помощью „Экотрона" степени воздействия естественных и антропогенных факторов на механизм функционирования экосистемы. К естественным

факторам воздействия относятся свет, тепло и влага, а к антропогенным — химические вещества, дополнительно вносимые в почву, воду и воздух экосистемы в форме фитомассы, удобрений или поллютантов.

Известно, что природные экосистемы существенно различаются между собой по емкости и интенсивности биологического круговорота веществ (метаболизма), а также по устойчивости метаболизма (гомеостазу) к воздействию естественных и антропогенных факторов. Поэтому экспериментальная установка должна обладать возможностями для проведения экспериментов с экосистемами, различающимися по составу структурных элементов, и обеспечивать функционирование в широком диапазоне гидротермических условий. Это достигается разнообразием исходных вариантов „Педотрона" и гидротермических режимов функционирования.

На рис. 2 приведена технологическая схема установки „Экотрон", имитирующей метаболизм экосистемы и его основные функциональные процессы: анаболизм и катаболизм. Процесс анаболизма имитирует функциональный блок „Фитотрон", а процесс катаболизма — „Педотрон". Взаимодействие между функциональными блоками осуществляется через газовую фазу, имитирующую атмосферу экосистемы. „Фитотрон" в процессе анаболизма поглощает CO_2 и выделяет O_2, а „Педотрон", наоборот, поглощает O_2 и выделяет CO_2. Раздельное функционирование блоков экосистемы позволяет изучать механизм регулирования кислородно-углекислотного режима. Объем газового пространства установки, определенный введением метки (50 мл криптона), оказался равным 30 л.

„Фитотрон" представляет собой сосуд (20 л) с водной культурой зеленых водорослей хлореллы (Chlorella sp.K IPPAS C-1 из коллекции ИФР РАН). Регулирование интенсивности процесса анаболизма осуществляется путем увеличения или уменьшения числа сосудов с хлореллой, а также изменением интенсивности и длительности освещения (*5*, см. рис. 2) этих сосудов.

„Педотрон" представляет собой стеклянный сосуд диаметром 25 см высотой 50 см с насыпным почвенным профилем общей мощностью 35 см без участия высших растений. Исходными горизонтами „почвы" являются: гор. A_o — опад/подстилка мощностью 10 см; гор. А — смесь опада (гор. A_o) с суглинком (гор. С) в соотношении 1 : 1 по объему; гор. С — материнская порода, покровный суглинок.

Для активизации биологических процессов, осуществляющих процесс катаболизма, на поверхность „Педотрона" были внесены „болтушка" естественной серой лесной почвы и культура дождевых червей. Регулирование интенсивности катаболизма осуществлялось путем изменения гидротермических условий. Влажность поддерживалась на уровне НВ, а температура менялась по определенной программе и поддерживалась на протяжении 1—2 недель на уровнях 15, 25, 35 °С.

Вся установка герметично изолирована от внешней среды и помещена в термостатируемую климатокамеру. Изменяемыми параметрами внешней

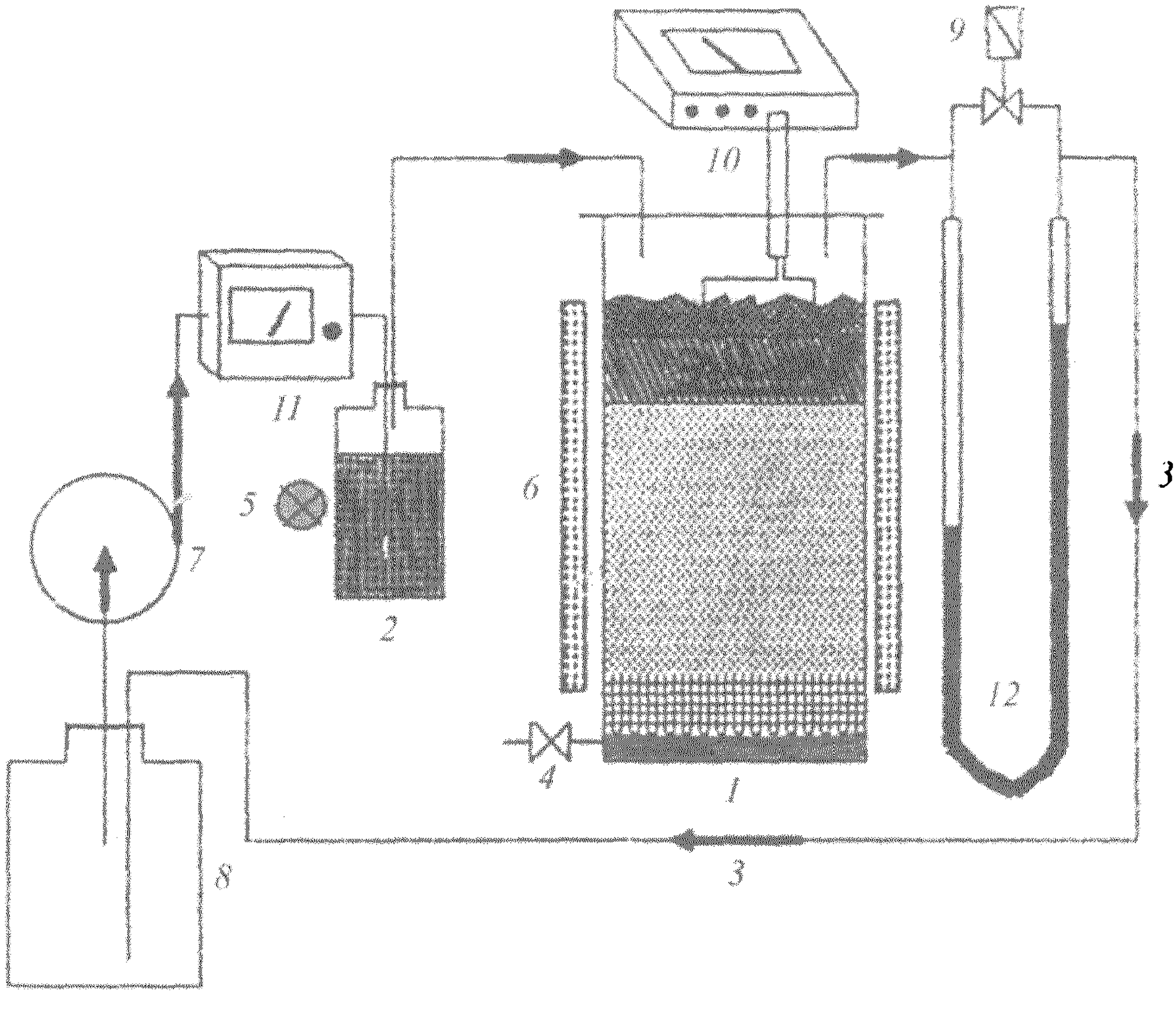


Рис. 2. Принципиальная схема экспериментальной установки „Экотрон".

1 – „Педотрон", *2* – „Фитотрон", *3* — направление воздушного потока, *4* — штуцер отбора лизиметрических вод, *5* — осветитель, *6* — терморегулирующий контур, *7* — воздушный компрессор, *8* — буферная емкость, *9* — электромагнитный клапан, *10* — pH-метр, *11* — инфракрасный анализатор CO_2, *12* — манометр.

среды являлись температура, освещенность, количество поступающего опада. Для блока „почва" имеется независимый от общей температуры в климатокамере терморегулирующий контур (*6*), позволяющий понижать температуру почвы до 10 °С.

Газовый поток (30 л/мин), создаваемый компрессором (*7*), проходит через постоянно перемешиваемую емкость с хлореллой („Фитотрон", *2*) и попадает в почву („Педотрон", *1*). В почвенном блоке для предотвращения образования застойных зон с анаэробными условиями применен принцип объемного вентилирования. Для этого каждые 20 мин закрывается электромагнитный клапан (*9*) и в емкости с почвой создается избыточное давление (20—25 мм Hg), контролируемое водяным манометром (*12*). После открывания клапана (*9*) газовый поток через буферную емкость (*8*) поступает на вход компрессора.

В табл. 1 приведены данные об исходном составе почвы.

Таблица 1

Состав экспериментального профиля почвы „Педотрон"

Горизонт	Масса, г	Мощность горизонта, см
Опад	280	11
Опад + суглинок (1 : 1 по объему)	1960	5
Суглинок	11965	16,5
Песок	2170	2,5

Исходный химический состав материнской породы и растительного опада определен заранее, до начала эксперимента, как точка отсчета. После засыпки почвенного профиля он был полностью залит дистиллированной водой, т. е. увлажнен до полной влагоемкости. Затем с помощью дренажного крана (*4*) гравитационная влага была спущена и подвергнута гидрохимическому анализу на содержание анионов и катионов. Такая операция осуществлялась после каждого гидротермического цикла (смена температурных режимов).

В результате жизнедеятельности почвенной микрофлоры и фауны в „Педотроне" осуществляется процесс катаболизма. При этом часть органической массы минерализуется до простых солей, поступающих в жидкую и твердую фазы, и газов, в основном CO_2, поступающих в газовую фазу. В газовую фазу также переходит часть HCO_3, содержащегося в материнской породе. Большая же часть „опада" подвергается деструкции и трансформации и формирует ее гумусовый горизонт.

Результаты проведенных экспериментов представлены в соответствии с фазовым составом вещества, участвующего в метаболизме экосистемы: газовая фаза, жидкая фаза, твердая фаза.

Газовая фаза

Регулирование состава газовой фазы осуществлялось путем добавления сосудов с хлореллой, изменением освещенности „Фитотрона", нагреванием или охлаждением „Педотрона".

При добавлении в систему двух литров хлореллы скорость возрастания концентрации CO_2 снизилась от 4,0 до 2,7 % в сутки, а скорость убыли кислорода от 4,4 до 3,1 % в сутки. Подсоединение дополнительно четырех однолитровых емкостей с хлореллой вызвало еще большее уменьшение рассматриваемых скоростей (до 1,96 % в сутки для CO_2 и до 2,53 % в сутки для O_2).

Во всех опытах, в которых проводились параллельные измерения концентраций углекислоты и кислорода, скорость уменьшения концентрации кислорода несколько превышала скорость образования CO_2. Этот феномен можно объяснить тем, что кислород расходовался не только на микробное

дыхание, а часть CO_2, возможно, переходила в почвенные карбонаты и бикарбонаты. Однако последнее косвенно указывает на увеличение вдвое общей щелочности (сумма HCO_3 и CO_3) в верхней части суглинка. В дальнейшем, когда объем хлореллы уменьшился до 4,5 л, скорость образования углекислоты изменялась в пределах 1,4—2,1 % в сутки.

Охлаждение „Педотрона" до 10 °С при объеме хлореллы 9 л приводило к устойчивому (1 % в сутки) уменьшению концентрации CO_2, от 12,5 до 2 % и соответственно увеличению содержания кислорода (до 31 %). Обычно при аэробном микробном окислении травянистого опада происходит уменьшение концентрации кислорода и увеличение концентрации углекислоты в газовой фазе. Молярное отношение количества образовавшегося CO_2 к количеству потребленного кислорода выступает в качестве параметра, характеризующего почвенную экосистему (дыхательный коэффициент почвы, *RQ*). В случае окисления целлюлозы (как наиболее легко разлагающейся части растительной массы) до CO_2 величина *RQ* равна единице. В том случае, когда часть кислорода расходуется на гидролиз органических продуктов или их окисление до органических кислот и образование микробной биомассы, $RQ < 1$. В табл. 2 приведены результаты измерения *RQ* в зависимости от потребления кислорода в „Экотроне" с различным гидротермическим режимом (см. рис. 2). При высоких концентрациях кислорода в газовой фазе (28—20 %) величина *RQ* находилась в пределах 0,14—0,4, но при снижении содержания O_2 до менее чем 9 % величина *RQ* возрастала и достигала 0,6—0,7.

Причиной увеличения *RQ* при низких концентрациях кислорода в газовой фазе может быть образование частично окисленных продуктов, например органических кислот, поступление которых в почву приводит к уменьшению величины pH среды и способствует выделению CO_2 за счет трансформации карбонат-бикарбонатного почвенного пула.

Этот процесс может иметь принципиально важное значение в регуляции углеродного цикла в замкнутой системе, где, кроме гетеротрофных потребителей органического вещества, присутствуют фототрофные системы, продуцирующие кислород в результате утилизации CO_2.

В модельной установке вторым функциональным элементом является биологический генератор кислорода „Фитотрон". В результате фотосинтетического потребления CO_2 из газовой фазы культурой зеленых водорослей (хлореллы) в атмосферу установки поступает кислород, количество и скорость выделения которого могут регулироваться объемом культуры водорослей, освещенностью, объемом питательной среды и т. п.

Известно, что в процессе фотосинтеза при потреблении 1 моля CO_2 образуется 1 моль O_2. Поэтому при низком *RQ* биологическая работа почвенной системы будет затухать или переходить в анаэробиоз вследствие более активного потребления кислорода гетеротрофами по сравнению с генерацией кислорода фототрофами.

Таблица 2

Изменение величины *RQ* в зависимости от температуры почвы и потребления кислорода почвенной микрофлорой.

T °C	N_2 %	O_2 %	Ar %	CO_2 %	*RQ*
15	78,8	17,7	1,2	2,3	0,7
25	81,7	15,6	1,1	1,6	0,27
	82,4	14,4	1,2	2,0	0,28
	83,0	12,6	1,2	3,2	0,35
	83,3	3,3	1,07	12,3	0,65
	77,6	1,6	1,02	19,8	1,03
35	82,2	15,3	1,09	1,3	0,14
	82,9	14,7	1,11	1,2	0,2
	83,4	9,4	1,1	6,1	0,47
	82,0	9,1	1,1	7,8	0,62
	89,5	6,2	1,16	3,14	0,21

Для оценки результатов функционирования экосистемы важно иметь информацию о природе углекислоты и кислорода в газовой фазе. Использование изотопных характеристик углерода и кислорода позволило решить эту задачу.

Изотопный состав углерода ($\delta^{13}C$) карбонатных новообразований составил в органо-минеральном горизонте *B* —15 ‰ и в нижнем минеральном горизонте *C* (порода) — 10,4—9,9 ‰, в некромассе травянистого „опада" горизонта A_o — 27,9 ‰, в гумифицированном горизонте *A* — 26,8 ‰, в углекислоте газовой фазы (в момент активного окисления „опада") — 30 ‰, в биомассе водорослей — 38,9 ‰. Эти данные показывают, что в анализируемых условиях (эксперимент „Экотрон") метаболическая углекислота образовалась в основном в результате микробного окисления некромассы „опада" и что углерод новообразованных карбонатов имеет почвенное, а не геологическое происхождение. Вклад углекислоты, образовавшейся в результате деградации почвенных карбонатов, незначителен.

Измерения изотопного состава кислорода ($\delta^{15}O$) газовой фазы „Экотрона" показали, что он обеднен относительно атмосферного кислорода на 70 ‰. При интерпретации полученного значения изотопного состава кислорода учитывалось, что изотопный состав кислорода воды как источника кислорода, используемого фототрофными организмами, составляет 24 ‰. Ожидаемый кинетический изотопный эффект на стадии включения воды в реакцию фотолиза оценивается величиной 54 ‰. Следовательно, максимальное обеднение фотосинтетического кислорода относительно кислорода атмосферы оценивается величиной 78 ‰. Тот факт, что в опытах реальное содержание O^{15} в кислороде составляло 70 ‰, указывает на частичное

потребление генерируемого кислорода гетеротрофами, которое может приводить к обогащению O^{15} оставшейся части кислорода (кинетический изотопный эффект).

Жидкая фаза

Контроль изменения состава лизиметрических вод (табл. 3) как реакции системы на изменение внешних факторов (температуры, влажности) осуществлялся по следующей схеме. После каждого цикла смены режимов производился отбор накопившихся лизиметрических вод (пробы N-I) и последующая промывка всего профиля дистиллированной водой с отбором вод через 1 ч после промывки (пробы N-II). Через сутки после отбора пробы N-II отбиралась проба N-III. После этого добавлялась порция опада (до восстановления начальной мощности этого горизонта), и начинался новый цикл.

Таблицы 3 и 4 иллюстрируют изменения состава водорастворимых ионов в промывочных водах на разных этапах эксперимента, который продолжался ровно год при смене температурного режима. Оценку изменений можно проводить по сравнению с результатами первой промывки через месяц после начала эксперимента. Наиболее существенные отклонения отмечены в лизиметрических водах, отобранных в октябре 1995 г. Общая минерализация вод изменилась от 0,05 до 0,95 г/л, что означает переход от пресных вод к засоленным. Особенно сильно увеличилась концентрация гидрокарбонатов (0,2—12,1 мг-экв/л).

Таблица 3

Изменение состава лизиметрических вод на разных этапах эксперимента „Педотрон" (19.05.1995 г.— 20.05.1996 г.)

Дата	pH	Сухой остаток, г/л	Содержание ионов в промывочных водах, мг-экв/л								
			HCO_3	Cl	SO_4	Ca	Mg	K	Na	Кат.	Ан.
06.95	6,30	0,05	0,28	0,10	0,10	0,3	0,2	0,02	0,08	0,6	0,4
10.95	7,85	0,95	12,10	4,10	0,75	15,4	2,2	0,12	1,34	19,1	17,0
01.96	7,80	0,32	1,65	1,93	0,28	4,2	0,9	0,02	0,28	5,4	3,9
03.96	7,45	0,87	0,40	4,32	1,37	8,2	2,0	0,22	0,49	10,9	6,1
05.96	7,70	0,33	1,44	1,56	0,56	3,6	0,4	0,06	0,24	4,3	3,6

В течение года произошло увеличение концентрации всех ионов водной вытяжки из искусственной почвы (лизиметрических вод) после промывки дистиллированной водой.

Таблица 4

Изменение состава лизиметрических вод на разных этапах эксперимента „Экотрон" (04—07.02— 30.10.1997 г.)

Дата	Проба	pH	Сухой остаток, г/л	Содержание ионов в промывочных водах, мг-экв/л								
				HCO_3	Cl	SO_4	Ca	Mg	K	Na	Кат.	Ан.
04.02	6-I	5,50	7,59	54,0	5,0	1,27	62,0	13,0	0,11	1,17	76,28	60,27
05.02	6-II	5,30	2,26	16,0	1,2	0,39	9,0	9,0	1,41	0,23	19,64	17,59
07.02	6-III	5,50	5,00	34,0	1,8	0,66	36,0	10,0	2,88	9,41	49,29	36,46
20.02	7-I	5,90	9,76	55,0	3,4	1,03	96,0	8,0	0,70	1,19	105,89	59,70
20.02	7-II	5,70	1,47	4,9	3,0	0,18	9,4	2,7	1,38	0,10	13,48	8,13
20.02	7-III	6,95	6,57	42,0	3,2	1,08	59,0	11,0	1,12	0,64	71,76	46,28
20.03	8-I	7,70	8,24	58,0	2,8	0,13	88,0	7,0	0,43	0,64	96,27	60,93
27.03	8-II	6,65	1,98	10,0	2,0	0,26	14,7	3,1	1,42	0,23	19,45	12,26
16.05	9-I	8,35	0,92	6,60	3,4	0,11	2,2	8,2	0,33	0,60	11,33	10,51
16.05	9-II	7,10	0,35	1,32	0,8	0,03	1,5	0,6	0,26	0,04	2,46	2,15
16.05	9-III	7,90	1,17	7,48	2,5	0,04	7,9	2,3	0,41	0,17	10,74	10,04
30.10	10-1	8,00	0,62	2,95	3,9	0,93	5,7	1,7	0.11	0,40	7,91	7,73
30.10	10-II	7,90	0,12	3,90	1,5	0,24	5,1	0,5	0,10	0,15	5,80	5,60

Из табл. 3 и 4 видно, что состав лизиметрических вод на протяжении годовой экспозиции „Экотрона" многократно изменялся. При этом наиболее существенные изменения происходили в первые два месяца функционирования „Экотрона". За это время общая реакция вод изменилась от слабо кислой до щелочной (pH = 5,5...8,4), концентрации анионов гидрокарбоната варьировали в пределах 54—58 мг-экв/л, а катионов кальция — в пределах 62—96 мг-экв/л, а затем они резко понизились на порядок. Высокие концентрации ионов в лизиметрических водах отмечены преимущественно в пробах N-I после длительного накопления в поддоне гравитационной влаги. Несколько меньшей минерализацией отличались воды N-III, собранные через сутки после промывки профиля „Педотрона". Минимальное количество минеральных элементов содержалось в водах N-II, отобранных сразу после промывки профиля. Здесь общая минерализация в 2—4 раза меньше, чем в пробах N-I, концентрация HCO_3, Ca и Na меньше в 5—10 раз, а K, наоборот, в 2—4 раза больше.

В естественных экосистемах минеральные элементы, освобождающиеся в процессе деструкции некромассы, почти полностью утилизируются внутри экосистемы. Часть минеральных веществ поглощается растительным сообществом и участвует в фотосинтезе фитомассы. Другая часть свя-

зывает свободные радикалы, образующиеся в процессе деструкции некромассы, и таким образом участвует в процессе вторичного синтеза почвенного гумуса. И только третья, незначительная часть минеральных элементов, не востребованных растениями и не участвующих в синтезе гумуса, и вторичных минералов почвы может вымываться из почвенного профиля.

Таким образом, предложенная схема установки „Экотрон", моделирующей микробное окисление фитомассы, позволяет решать ряд теоретических, методических и практических задач, связанных с функционированием природных экосистем, контролировать и регулировать процесс метаболизма и его составляющих — анаболизма и катаболизма — на всех этапах развития в широком диапазоне флуктуаций факторов среды. Для полномасштабной экспериментальной установки необходимо замкнуть цикл водной миграции вещества, который в данном случае разомкнут. Однако для этого придется заменить хлореллу многовидовым автотрофным сообществом (фитоценозом) на гидропонике лизиметрических вод „Педотрона".

Твердая фаза

Местный покровный суглинок отличается высоким содержанием смектитов, что дает возможность проследить влияние факторов внешней среды (тепла и влаги) на „почву". Для оценки реакции почвы на внешние воздействия предполагалось использовать следующие свойства: пул элементов почвенного поглощающего комплекса, его высокую реакционную способность, относительную неустойчивость монтмориллонита в условиях почвообразования, позволяющую оценить тип трансформации и скорость разрушения кристаллической решетки глинных минералов в почве.

Режим функционирования „Педотрона" соответствовал условиям субтропического или влажного степного климата. В подобных природных условиях отмечается повышенное содержание в верхних горизонтах гидрослюд и илистой фракции вследствие остаточного накопления гидрослюд и физического дробления их более крупных, особенно пылеватых, частиц. Возможен процесс разрушения монтмориллонита до простых окислов.

Минералогический состав суглинка, взятого в качестве „почвообразующей породы" (валовой минералогический состав и состав илистой фракции), изучен методом рентгеновской дифрактометрии на установке ДРОН-3 (CuK-излучение, Ni-фильтр) в режиме сканирования с шагом 0,1° и временем сканирования 5 с. Илистая фракция (< 2 мкм) для анализа была получена отмучиванием после предварительного диспергирования размиванием резиновым пестиком в состоянии влажной пасты. Препараты для съемки получали осаждением водной суспензии на стекло размером 25 × 25 мм. Осуществляли съемку образцов в Mg- и K-форме, насыщенных этиленгликолем и прокаленных до 350 и 550 °C. Определение местоположения преимущественного отрицательного заряда в решетке смектита для отнесения его к монтмориллониту или бейделлиту проводили, используя

тест Грин-Келли (Li-тест). Количественную оценку соотношения основных групп глинистых минералов осуществляли по методике Бискайя (Biscaye, 1965).

В составе суглинка (валовой состав) диагностируются, помимо кварца, два вида полевых шпатов (анортит и микроклин) и слюда. В состав илистой фракции входят диоктаэдрическая слюда (45 %), смектит (40 %), каолинит (15 %), в следовых количествах — хлорит, кварц, анортит и микроклин. Смектитовая фаза представлена смесью высокозарядного бейделлита и низкозарядного монтмориллонита с преобладанием последнего.

Есть данные об активном процессе разрушения и трансформации смектитов в условиях степного почвообразования (Алексеева, 1992), которые показывают, что по всей глубине профиля степных почв имеет место процесс деградационной трансформации, в то время как аградация охватывает, главным образом, верхний горизонт. Соотношение этих процессов наряду с разрушением и механической миграцией определяют характер распределения минеральных компонентов по профилю почвы.

Учитывая использованные режимы функционирования экспериментальной установки (наличие этапов периодического увлажнения—иссушения, высокие температуры) и особенности минералогического состава суглинка (наличие высокозарядного смектита и К-содержащих слюд и микроклина), можно предположить, что аградационная трансформация смектита (иллитизация) будет иметь место. Дополнительная информация, необходимая для подтверждения этого предположения, а также установления направленности преобразования других минералогических фаз и оценки скоростей возможных процессов, будет получена после вскрытия „Педотрона".

Почвенные минеральные компоненты являются консервативной частью почв. Это память почвы, отражающая этапы ее развития при изменяющихся условиях окружающей среды. Состояние минеральной массы почв является фундаментальным свойством, обусловливающим генезис почв и других компонентов экосистемы, физико-химические свойства и плодородие почв. Однако механизмы этой обусловленности, так же как и процессы формирования, природной эволюции и антропогенного изменения самих минеральных компонентов, изучены недостаточно для того, чтобы в полной мере представить себе результаты эволюции (природной и антропогенной) почв и экосистемы в целом. Это объясняется, с одной стороны, особенностями самого явления — процессы трансформации характеризуются длительностью и малыми скоростями, а с другой стороны, недостаточностью существующих методических подходов для анализа процессных явлений, изучения их механизмов. Для анализа и изучения минеральных соединений использован комплекс инструментальных методов: рентгенодифрактометрический анализ, мессбауэровская спектроскопия, магнитные измерения (каппаметрия, термомагнитные исследования).

Способность железа менять валентность, растворимость в зависимости от физико-химических условий вызывает повышенный интерес к нему как диагностическому элементу многих почвенных процессов. Накоплен обширный литературный материал, позволяющий представить основные тенденции в поведении соединений железа в породах и почвах различных почвенно-климатических зон (Водяницкий, 1989; Зонн, 1982; Перельман, 1975, 1989; Fitzpatrick et al., 1988; Schwertmann et al., 1989; Алексеев, 1992, 1996). В частности, показано, что состояние соединений железа сингенетично процессам почвообразования. Fe играет активную роль в почвенно-геохимических процессах, что позволяет использовать его состояние в качестве информативного показателя направленности почвенно-геохимических процессов при действии природных и антропогенных факторов (Алексеев 1992, 1996). Соотношение Fe^{2+}/Fe^{3+} в почвах отражаст интенсивность процессов выветривания в почвах в зависимости от положения в ландшафте и определяется не столько актуальным состоянием среды, сколько длительностью воздействия всех факторов и процессов выветривания.

Первые эксперименты с установкой „Педотрон" показали увеличение доли Fe^{2+} (от валового) в структуре силикатов: 7,5 % в исходном суглинке и 9,3—10,6 % после нахождения суглинка в установке. Отмечены некоторое увеличение содержания валового железа и как следствие увеличение магнитной восприимчивости.

За время эксперимента в исследуемой толще произошли существенные изменения морфологического строения. Микроморфологические исследования шлифов „почвы" свидетельствуют, что отмеченные изменения структурной организации носят микрозональный характер. В отдельных случаях прослеживается тенденция объединения подобных зон в прослои, что можно считать признаком начального этапа профильной дифференциации насыпного материала. Морфологически проявляется присутствие белых мучнистых конкреций в пределах всей исследуемой модельной толщи. Рентгенодифрактометрический анализ этих образований показал, что основной составляющей их минеральной фазой является кальцит.

Микроморфологически отмечается наличие различных форм новообразований карбонатов и железистых новообразований: пленок на стенках пор, пятен, конкреций. Карбонатные пленки отмечаются в пределах всей исследованной модельной толщи, пятна — в средней и нижней частях „профиля", конкреции — только в средней части. Начиная с глубины 4 см от поверхности, отмечается совместное выделение карбонатов и соединений железа.

Широкий набор различных форм карбонатных новообразований, а также новообразований окислов железа (пятен, нодулей, глобул) указывает на высокие скорости их формирования (за один год эксперимента) и возможности образования в пределах ограниченных микрозон в режиме функцио-

нирования экспериментальной экосистемы. При этом следует подчеркнуть, что в исходном субстрате указанных новообразований не наблюдалось.

По истечении эксперимента отмечена заметная „профильная" дифференциация железа: наблюдаются горизонты с ярко выраженными железистыми примазками и конкрециями, отмечается аккумуляция железа в подошве „профиля" на границе с подстилающим суглинок кварцевым песком. Отмечается дифференциация в содержании Fe^{2+} в пределах 6—9 % валового содержания железа в илистой фракции, отражающая интенсивность преобразования исходного суглинка в отдельных „горизонтах". За год сформировался характерный для автоморфных почв профиль распределения магнитной восприимчивости с максимальными значениями в верхних горизонтах и уменьшением вниз по профилю колонки.

В средней части профиля отмечены выделения карбонатов в форме шариков диаметром 1,0—1,5 мм, рассеянных равномерно по массе горизонта, вскипающих от соляной кислоты. Изотопный анализ однозначно показал биологическое происхождение карбонатов. Видимо, они образовались в процессе минерализации органического вещества опада.

За время экспозиции произошли изменения в составе органического вещества „опада" как на поверхности „Педотрона", так и на глубине в смеси с суглинком. Вся масса приобрела темную углеподобную окраску, уменьшилась в объеме, уплотнилась. Под микроскопом бóльшая часть растительных остатков сохранила исходную структуру, но сильно почернела, как бы обуглилась. В слое перемешивания опада и суглинка сохранность структуры фитомассы незначительная. Обуглившиеся обломки фитомассы рассредоточены в массе суглинка без признаков взаимодействия с ним. Встречаются отдельные участки коричневатой однородной массы, напоминающие по консистенции кутаны естественного почвенного профиля. Отмечено несколько участков скопления окислов железа на поверхности минеральных частиц. Столь подробное описание изменений почвенного профиля сделано потому, что результаты эксперимента в какой-то степени противоречат общепринятым представлениям о скорости формирования почвенных новообразований. В почвоведении принято считать, что карбонатные и железистые конкреции являются результатом тысячелетних процессов геологического масштаба. Наш эксперимент показал, что они могут сформироваться в течение одного года.

Результаты эксперимента позволяют утверждать, что в почве можно наблюдать и измерять процессы с короткими характерными временами, сопоставимыми с суточными, декадными, сезонными и годовыми циклами развития фитоценоза и соответствующими флуктуациями гидротермических условий. Параметры функционирования почвы в экосистеме можно использовать для экотестирования воздействий различных поллютантов и экологического нормирования.

Заключение

Проведенную работу можно считать подготовительным этапом создания экспериментальной базы фундаментальных исследований механизма функционирования природных экосистем, его реакций на внешние воздействия и способности противостоять естественным и антропогенным стрессам. Знания „физиологии экосистем" необходимы для решения актуальных задач охраны окружающей среды и рационального природопользования. На их основе можно создать более информативную систему экологического мониторинга, экологического нормирования, более эффективную систему реабилитации нарушенных экосистем и профилактики возможных экологических нарушений. Кроме того, механизм функционирования экосистемы может стать теоретической базой для создания автономной системы жизнеобеспечения человека в условиях длительного космического полета и космического поселения.

Эксперимент показал перспективность раздельного изучения главных функций экосистемы: анаболизма и катаболизма. Однако замкнутость системы только по газовой фазе явно недостаточна. Необходимо замкнуть систему по жидкой фазе. Но для этого нужно найти способ промежуточной нейтрализации высоких концентраций ионов, выделяемых в процессе катаболизма экосистемы, до их непосредственного контакта с растениями (фитоценозом). Только после этого можно заменить в фитоценозе хлореллу травянистыми растениями. Кроме того, необходимо разработать методы щадящего контроля состояния твердой фазы почвы в ходе эксперимента, а не в самом его конце после вскрытия. Ввод органического вещества „опада" в дополнение к естественному опаду автотрофов „Фитотрона" необходимо сохранить в качестве активного регулятора состава газовой и жидкой фаз экосистемы, а также функциональных процессов экосистемы с короткими характерными временами, удобных для эксперимента. В дальнейшем „Экотрон" может стать экспериментальной базой экологического нормирования, где критерием критического воздействия будет степень нарушения функций экспериментальной экосистемы.

Благодарность

Настоящая работа выполнялась при поддержке РФФИ, грант 04-01-48131. При создании „Экотрона" большую консультативную и методическую помощь авторам оказали сотрудники Института биохимии и физиологии микроорганизмов Пущинского научного центра РАН д-р биол. наук А. М. Зякун и его сотрудники В. Н. Захарченко и В. Д. Романов. В проведении эксперимента принимал участие канд. с.-х. наук М. П. Волокитин. Авторы приносят искреннюю благодарность коллегам за помощь в работе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексеев А. О., 1992. Состояние соединений железа в почвах степных ландшафтов. — Автореф. дис. ... канд. наук. — МГУ.

Алексеев А. О., Алексеева Т. В., Моргун Е. Г., Самойлова Е. М., 1996. Формы железа в почвах сопряженных ландшафтов Центрального Предкавказья. — Литология и полезные ископаемые, № 1, с. 12—22.

Алексеева Т. В., 1992. Геохимические закономерности формирования состояния илистого компонента почв степных ландшафтов. — Автореф. дис. ... канд. наук. — МГУ.

Бугровский В. В. и др., 1995. Эксперимент „Убсу-Нур". — М.: Интеллект, 1995.

Водяницкий Ю. Н., 1989. Оксиды железа и их роль в плодородии почв. — М.: Наука. — 160 с.

Зонн С. В., 1982. Железо в почвах. — М.: Наука. — 207 с

Израэль Ю. А., 1984. Экология и контроль состояния природной среды. — М.: Гидрометеоиздат. — 560 с.

Керженцев А. С., 1992. Изменчивость почвы в пространстве и во времени. — М.: Наука. — 110 с.

Керженцев А. С., 1995. О разработке экологической концепции в почвоведении. — Почвоведение, № 7, с. 811—816.

Ковда В. А., Бугровский В. В., Керженцев А. С., Зеленская Н. Н., 1990. Модель трансформации органического вещества в почве для количественного изучения функций почвы в экосистемах. — Докл. АН СССР, т. 312, № 3, с. 759—762.

Перельман А. И., 1975. Геохимия ландшафта. — М.: Высшая школа. — 341 с.

Перельман А. И., 1989. Геохимия. — М.: Высшая школа. — 528 с.

Региональный экологический мониторинг, 1983 / Под ред. В. А. Ковды и А. С. Керженцева. — М.: Наука. — 264 с.

Biscaye P. E., 1965. Mineralogy and sedimentation of recent deepsea clay in the Atlantic Ocean and Adjacent Seas and Oceans. — Geolog. Soc. Amer. Bull., v. 76, p. 803.

Byed. Stucki, J .W., B. A. Goodman, U. Schwertmann,1988. Iron in soils and clay minerals. — NATO ASI Ser., Ser. C. V. 217. — D.Reidel, Dordrecht, Neth., p. 893.

Fitzpatrick R. W., Le Roux J., 1988. Iron compounds as indicators of pedogenic processes: examples from the southern / hemisphere // Iron in soils and clay minerals. — NATO ASI Ser., Ser. C., v. 217.

Schwertmann U., Taylor R. M., 1989. Iron Oxides. — In: Minerals in Soil Environments. — Publ. by SSSA, Madison, Wisconsin, USA, p. 416—418.

ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОГО АЗОТА НА ПРОДУКТИВНОСТЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ

Е. Н. Попова, С. М. Семенов

РФ, 107258 Москва, ул. Глебовская, 20Б, Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН

Реферат. Внесение как нитратных, так и аммонийных форм азотных удобрений в почву может давать значительную прибавку урожая и продукции вегетативной биомассы растений. Однако существует и негативный эффект повышенных концентраций, который для нитратной формы значительнее, чем для аммонийной. Преимущественное использование растениями аммонийного или нитратного азота зависит от биологических особенностей культуры, обеспеченности ее углеводами, реакции среды, наличия кальция, калия и других элементов минерального питания, а также микроэлементов. Из двух основных последствий антропогенного повышения концентрации NO_x — увеличения уровня содержания озона в нижней атмосфере и потока соединений азота из атмосферы на почву — отрицательное воздействие озона на растения превосходит положительный эффект атмосферной азотной „подкормки". На удобряемых азотными соединениями сельскохозяйственных землях, в отличие от азотдефицитных лесопокрытых земель, роль атмосферной подкормки является и вовсе несущественной.

Ключевые слова. Азотные удобрения, ионы аммония, нитрат-ионы, сельскохозяйственные растения, продуктивность, антропогенный азот, атмосферная подкормка.

THE INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC NITROGEN ON THE PRODUCTIVITY OF AGRICULTURAL PLANTS

E. N. Popova, S. M. Semenov

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS, 20B, Glebovskaya str., 107258 Moscow, Russia

Abstract. Applying both nitrate and ammonium forms of nitrogen fertilizers may give a considerable increase of yield and vegetative biomass production in plants. However a negative effect of enhanced concentrations also exists, and such effect of the nitrate form exceeds that of the ammonium one. The preferences in use of ammonium or nitrate forms of nitrogen by plants depend on their biological features, availability of carbohydrates, pH reaction of soil, availability of calcium, potassium and other nutrients, as well as microelements. Among two

major consequences of anthropogenic enhancement of NO_x levels in the atmosphere, namely, an enrichment of surface layer of the atmosphere with ozone and an increase of nitrogen atmospheric deposition on the Earth's surface, a negative effect of ozone on plants exceeds positive effect of atmospheric nitrogen „fertilization". In contrast to the forested lands typically having a certain deficit of nitrogen, the role of such nitrogen fertilization for the agricultural lands routinely fertilized with nitrogen compounds appears insignificant at all.

Keywords. Nitrogen fertilizers, ammonium ions, nitrate ions, agricultural plants, productivity, anthropogenic nitrogen, atmospheric fertilization.

Введение

Азот относится к группе элементов, необходимых для жизни растений. Он непосредственно вовлекается в метаболизм, входит в состав белков, являющихся главной составной частью цитоплазмы и ядра клеток, в состав нуклеиновых кислот, хлорофилла, фосфатидов, фосфолипидов, коэнзимов, большинства витаминов, фитогормонов (ауксина, цитокинина) и других органических соединений азота, которые играют важную роль в процессах обмена веществ в растениях (Полевой, 1989). Азот существенно влияет на рост и развитие всех растений. При достаточном снабжении растений азотом в них усиливается синтез органических азотсодержащих веществ. Образуются мощные листья и стебли с интенсивной зеленой окраской, растения хорошо растут и кустятся, улучшается формирование и развитие органов плодоношения. В результате значительно повышается урожай и содержание в нем белка (Darwinkel, 1983; Сапожников, Корнилов, 1997; Смирнов, Муравин, 1991; Завалин, Новоселов, 1999; Алмстов, 1996, 1997).

Обычно для растений азот является дефицитным элементом. При недостатке азота в среде обитания тормозится рост растения, ослабляется образование боковых побегов и кущение у злаков, наблюдается мелколистность, стебли становятся тонкими, ухудшается формирование и развитие репродуктивных органов, налив зерна, сильно снижается урожай и содержание в нем белка. Одновременно уменьшается ветвление корней. Однако при этом соотношение массы корней и надземной части может увеличиваться. Азотное голодание приводит к сокращению периода вегетативного роста и более раннему созреванию семян (Полевой, 1989; Смирнов, Муравин, 1991). Достаточная обеспеченность растений азотом способствует лучшей сохранности растений за осенне-зимний период (Завалин, Новоселов, 1999). Усиление азотного питания приводит к увеличению всех азотсодержащих фракций. При этом особенно сильно возрастает количество растворимых аминосоединений, тогда как содержание белка повышается только до определенной величины (Полевой, 1989).

В то же время при несбалансированном избытке азота задерживается созревание растений, они образуют большую вегетативную массу, но мало

зерна или клубней в случае корнеплодов. У зерновых и льна такой избыток азота вызывает полегание (Смирнов, Муравин, 1991; Завалин, Новоселов, 1999). Избыточное несбалансированное азотное питание ухудшает и качество продукции. Например, в сахарной свекле снижается концентрация сахара и возрастает содержание небелкового азота, вредного для процесса сахароварения. В картофеле снижается содержание крахмала, в овощах, бахчевых культурах и кормах накапливается потенциально опасное для человека и животных количество нитратов (Смирнов, Муравин, 1991).

Естественное количество азота в почве существенно зависит от содержания в ней гумуса и составляет примерно 1/20 часть последнего. Общий запас азота в пахотном слое разных почв колеблется от 1500 до 15 000 кг/га (Смирнов, Муравин, 1991). Основная часть азотного фонда почв представлена органическими соединениями, не доступными для питания растений (белковыми и гумусовыми веществами). Содержание доступных растениям водорастворимых форм азота (нитратных и аммиачных), являющихся основными источниками азота для растений в естественных условиях, непостоянно. Оно зависит от морфологических свойств почвы, от происходящих в ней микробиологических и физико-химических процессов, играющих главную роль в трансформации соединений азота в почве (Руделев, Кореньков, 1989). Содержание минеральных соединений азота в почвах сильно колеблется — от следов до 2—3 % общего его содержания. Разложение органических азотистых веществ в почве в общем виде можно представить следующей схемой: [гуминовые вещества и белки] → [аминокислоты и амиды] → аммиак → нитриты → нитраты → молекулярный азот. Разложение органических азотсодержащих веществ почвы до аммиака — аммонификация — осуществляется разнообразными аэробными и анаэробными почвенными микроорганизмами. Аммиак взаимодействует с угольной кислотой почвенного раствора, образуя карбонат аммония, а NH_4^+ поглощается почвой (Смирнов, Муравин, 1991).

Аммонийный азот в почве подвергается нитрификации — окислению до азотной кислоты HNO_3, которая вместе с находящимися в почве катионами дает соли азотной кислоты — нитраты. Нитрификация происходит в результате деятельности группы специфических аэробных бактерий, для которых процесс окисления аммиака служит источником энергии. Интенсивность нитрификации — один из признаков культурного состояния почв (Alexander et al., 1960; Belser, 1979).

Основным источником азота для растений в естественных условиях служат соли азотной кислоты (нитраты) и аммония, поглощение идет в виде анионов NO_3^- и катионов NH_4^+ (Завалин, Новоселов, 1999). Анион NO_3^- подвергается активному поглощению растением из почвы с затратами энергии, т. е. транспортируется из внешнего раствора через ткани корня к ксилеме против градиента электрохимического потенциала. Катионы, в

том числе NH_4^+, передвигаются в соответствии с градиентом электрохимического потенциала (Bowling, 1976). Было обнаружено, что клетка корней растения способна накапливать нитратный ион в вакуолярном соке в концентрациях, в пять раз превышающих таковую в наружном растворе (Хогланд, Бройер, 1936, цит. по Маркаровой, 1989). Нитраты, поступившие в растения, восстанавливаются с участием металлсодержащих ферментов через нитриты до аммиака, который вовлекается в синтез органических азотистых соединений. Растения способны усваивать и амидный азот мочевины, поступивший через корни или листья, после ферментативного гидролиза мочевины до аммиака или путем непосредственного включения амидного азота в состав органических соединений (Смирнов, Муравин, 1991).

Минеральные соединения азота не накапливаются в почве в больших количествах, так как потребляются растениями, используются микроорганизмами и частично снова превращаются в органическую форму (Doran, 1980; Rice, Smith, 1984; Maag, Vinther, 1996; Jansson, Persson, 1982). Часть азота, присутствующего в почве и поступающего с удобрениями, может быть утеряна в результате денитрификации в виде летучих форм, таких как аммиак (NH_3), молекулярный азот (N_2), различные оксиды азота (NO, NO_2, N_2O) и амины (Harper et al., 1987; Dabney, Bouldin, 1985).

Огромное значение для пополнения запаса азота в почве и, следовательно, питания растений имеет фиксация азота, входящего в состав воздуха, азотфиксирующими микроорганизмами, свободно живущими в почве (*Azotobacter*, *Clostridium* и др.), и клубеньковыми бактериями, живущими в симбиозе с бобовыми растениями — это симбиотическая азотфиксация. В ней участвуют, прежде всего, бактерии рода *Rhizobium*, а также некоторые цианобактерии и актиномицеты (Sprent, Sprent, 1990; Mylona et al., 1995). В последнее время появились работы, доказывающие наличие симбионтов-азотфиксаторов и у некоторых злаковых растений (James, 2000).

На сельскохозяйственных землях для повышения урожаев всех культур и улучшения их качества большое значение имеет внесение в почву органических и минеральных азотных удобрений (Завалин, Новоселов, 1999; Смирнов, Муравин, 1991). Различные растения обладают индивидуальной потребностью в азотных удобрениях. Так, для озимой ржи наиболее эффективная доза азота на фоне внесения фосфорных и калийных удобрений с содержанием фосфора P 60—90 кг/га и калия K 60—70 кг/га составляет 90—120 кг N / га (Копцева, 1996; Алметов, 1997). По некоторым данным, для обеспечения максимальных урожаев зерна пшеницы требуется наличие 250—260 кг N / га в доступной растениям форме (Darwinkel, 1983). Для получения максимального урожая зерна кукурузы необходимо 300—350 кг N / га (Liang, MacKenzie, 1994).

Естественным абиотическим источником восстановления почвенных запасов азота является азот атмосферы. Так, аммиак, поступающий в поч-

ву, воду и растения из атмосферы, по своему содержанию в тропосфере занимает третье место после N_2 и N_2O среди соединений азота (Harper et al., 1983; Levine et al., 1980). Небольшое количество связанного азота (до 3—5 кг/га) образуется в самой атмосфере при грозовых разрядах и поступает в почву с осадками в виде NH_3, HNO_2 и HNO_3 (Смирнов, Муравин, 1991). В различных районах земного шара количество связанного азота, попадающего при этом в почву, колеблется от 1 до 30 кг/га в год (Полевой, 1989), что существенно меньше потребности сельскохозяйственных растений в минеральном азоте.

Значительная часть азотных соединений в атмосфере имеет антропогенное происхождение. Антропогенная эмиссия оксидов азота (оксида азота NO и диоксида азота NO_2, так называемых NO_x) в атмосферу связана в основном с процессами горения. Главными источниками NO_x являются: теплоэнергетика, промышленное производство и предприятия коммунального хозяйства, использующие уголь и газ; сжигание ископаемого органического топлива, в том числе автомобильного; лесные пожары; использование дров в качестве топлива; сжигание отходов. Основную часть антропогенного выброса NO_x составляет оксид азота NO. Таким образом, повышение уровня содержания оксидов азота в атмосфере — следствие хозяйственного развития. Как стало ясно в конце XX века на примере Западной и Центральной Европы, а также Северной Америки, явление это имеет континентальный масштаб. Таблицы 1 и 2 дают представление о степени антропогенного вмешательства в глобальный цикл азота. Из таблиц видно, что суммарные выбросы NO_x в атмосферу в некоторых странах сравнимы с эмиссиями целых природных зон, а плотность эмиссии намного выше.

Таблица 1

Оценки естественной глобальной терригенной эмиссии NO и N_2O в атмосферу по Potter et al. (1996)

Биом	Поток NO в год		Поток N_2O в год	
	Сумма, Тг*N	В среднем, мг $N/м^2$	Сумма, Тг N	В среднем, мг $N/м^2$
Тундра	0,13	10,5	0,04	2,7
Лесотундра	0,29	36,2	0,10	10,9
Северный лес	0,79	48,0	0,30	17,6
Культивируемые земли**	2,00	150,2	1,10	81,4
Суммарно по этим и прочим источникам эмиссии	9,69	—	6,12	—

* Тг $= 10^{12}$ г.

** Увеличение потока N в атмосферу за счет внесения азотных удобрений не учитывается.

Таблица 2

Оценки антропогенной эмиссии NO_x в атмосферу

Страна	Эмиссия NO_x в год	
	Сумма, Тг N	В среднем, мг N/м^2
Австрия*	0,064	762
Нидерланды*	0,168	4940
Территория СССР**	3,8	168
Европа*	6,568	566

* По Simpson (1995); данные оригинала приведены к Тг N, затем проведена оценка удельного значения эмиссии.

** По Ryaboshapko et al. (1997); значение в левом столбце получено осреднением данных, приведенных в указанной работе в табл. 5.2.

В сравнении с Западной Европой плотность эмиссии NO_x на территории России и сопредельных стран пока умеренная. Однако с учетом благоприятных перспектив экономического развития проблема антропогенных эмиссий NO_x может стать актуальной и для России.

Большая часть (95 %) оксидов азота выделяется антропогенными источниками в виде NO (Pressman et al., 1991). Оказавшись в атмосфере, NO постепенно окисляется до диоксида азота NO_2. При этом оба газа участвуют во множестве химических и физических трансформаций в атмосфере. В ходе процессов сухого и влажного осаждения оба вещества, а также некоторые их производные, в том числе нитриты и нитраты, выводятся из атмосферы на подстилающую поверхность. Такое выведение может осуществляться в газообразной, аэрозольной и жидкой фазах. Скорость выведения NO_2 существенно больше, чем NO.

Повышение концентрации NO в приземном слое атмосферы активизирует два основных процесса, результаты которых имеют прямое отношение к состоянию наземных растений. Во-первых, в ходе фотохимических реакций в приземном слое атмосферы могут формироваться повышенные уровни содержания озона. Озон отрицательно влияет на процесс роста и продуктивность наземных растений. Во-вторых, увеличение объема выпадений упомянутых выше соединений, содержащих азот, на подстилающую поверхность, приводит, в свою очередь, к двум различным последствиям. С одной стороны, это сопряжено с закислением осадков и почвы, что в ряде случаев отрицательно сказывается на корневом питании растений. Выпадение с осадками ионов NO_2^-, токсичных для растений, также является неблагоприятным фактором (Phipps, Comforth, 1970). С другой стороны, имеется и положительный эффект, о котором мы уже упоминали выше, — как

бы атмосферная азотная „подкормка" наземных растений. Это связано с тем, что оксиды азота или же продукты их окисления выводятся из атмосферы на подстилающую поверхность в виде нитратов, а возросший поток сосдинений азота из атмосферы на подстилающую поверхность может стимулировать рост и продуктивность растений. По оценкам А. Г. Рябошапко (Ryaboshapko et al., 1996), азотные выпадения для территории России составляют 40—400 мг N/м^2 (т. е. 0,4—4 кг N/га) в год. Нижнюю границу этого диапазона можно принять за фоновые значения для Евразии. В Западной Европе эти значения существенно выше. Они достигают максимума, по-видимому, на территории Нидерландов — 1500 мг N/м^2 (15 кг N/га) в год (Budget matrices..., 1993).

В атмосфере оксиды азота участвуют в химических и фотохимических реакциях вместе с озоном, летучими органическими соединениями и некоторыми другими веществами. Вследствие этих реакций выбросы дополнительного количества оксидов азота в атмосферу — антропогенные выбросы — могут при определенных условиях приводить к обогащению приповерхностного слоя атмосферы озоном (Семенов и др., 1999).

Средние фоновые концентрации приземного озона, измеренные на континентальных станциях мониторинга в 1973—1992 гг. в Центральной и Западной Европе, составили примерно 50 мкг/м^3, а среднегодовые значения менялись от 25,5 до 84,7 мкг/м^3 (Семенов и др., 1999) . В 1990-х годах средние за вегетационный период концентрации приземного озона в некоторых районах Западной и Центральной Европы достигали 90 мкг/м^3, что говорит о серьезном антропогенном компоненте в общем содержании приземного озона.

Проникая в фотосинтезирующие органы растений, озон причиняет заметный экологический, да и экономический ущерб, если иметь в виду, в частности, сокращение продуктивности зерновых культур до 20 % в некоторых районах в Европе. Вызванное антропогенным озоном снижение годичного прироста биомассы лиственных пород деревьев на 10 % и более в 1990-х годах имело место в Австрии, Великобритании, Венгрии, Германии, Греции, Нидерландах, Польше, Румынии, Словакии, Франции, Чехии, Словении, Швейцарии. В 1990-х годах ежегодный экономический ущерб в Европе от антропогенного повышения концентрации приземного озона превышал 2 млрд. долларов США (Семенов и др., 1999).

Несмотря на большое число работ, посвященных изучению влияния отдельных соединений азота антропогенного происхождения и их производных на высшие растения, в публикациях практически отсутствует комплексная оценка их роли в жизнедеятельности растений. Цель нашей работы состояла в том, чтобы на основе имеющихся в литературе данных выполнить сравнительную оценку эффектов антропогенного азота различных форм и этиологии (атмосферного азота и различных форм азотных удобрений) на сельскохозяйственные растения.

Методы и материалы

Для сравнительной оценки влияния различных форм азота на сельскохозяйственные растения было проанализировано около ста работ преимущественно зарубежных авторов, в которых описаны экспериментальные данные, полученные в результате проведения полевых или лабораторных опытов с теми или иными сельскохозяйственными культурами.

Методы экспериментального изучения влияния азота на рост растений

Лабораторные методы

Изучение влияния какого-либо фактора на рост, физиологическое состояние и продуктивность сельскохозяйственных растений является довольно сложной задачей в естественных условиях, где проявляется совокупное воздействие многочисленных факторов окружающей среды. Для четкого разграничения их влияния в агрохимической практике используют лабораторные или вегетационные методы, в которых возможно исключение или контролирование большинства факторов.

В рассмотренных работах методический подход к изучению влияния азотных удобрений на рост сельскохозяйственных растений в лабораторных или тепличных условиях состоял в следующем. В отдельные горшочки или контейнеры, заполненные различным почвенным субстратом (песчаным, торфяным, смешанным) с известным исходным содержанием минеральных элементов, высаживали растительный материал (как правило, проращенные семена или рассаду). В дальнейшем эти растения с различной периодичностью обрабатывали тем или иным питательным раствором на протяжении всего эксперимента. Наиболее часто использовали так называемый питательный раствор Хогланда (Hoagland, Arnon, 1950) или различные его модификации (Downs, Hellmers, 1975; Raper, Johnson, 1971; Steer, 1982). Помимо азотных компонентов, он содержит следующие ионы: K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, а также возможно присутствие Fe и микроэлементов: BO_3^{3-}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Mo^{2+}. Азотные соединения в классическом растворе представлены ионами NH_4^+ и NO_3^-, но при его модификациях возможны как изменения соотношений и концентраций этих двух ионов, так и удаление одного из них из раствора. Нитратные удобрения были представлены калиевой или реже натриевой селитрой (KNO_3 и $NaNO_3$ соответственно), а аммонийные — сульфатом аммония ($(NH_4)_2SO_4$). В ряде работ использовалась аммиачная селитра (NH_4NO_3), состоящая из аммонийного и нитратного ионов (Sagi et al., 1997).

В отдельных работах использовался питательный раствор Long Ashton (Hewitt, 1966), который также содержит основные элементы питания растений, а азот в него входил в зависимости от условий эксперимента в виде

либо нитратных, либо аммонийных ионов (Khan et al., 1994; Mitchell et al., 1993). Иногда применяли другие сходные питательные смеси (Bell et al., 1992; McClure, Israel, 1979).

Лишь в редких случаях авторы ставили своей задачей изучение влияния различных органических удобрений (навоза, компостов, растительных остатков) на растения (Herrero et al., 1998). Азот этих удобрений в зависимости от их типа переходил либо в аммонийные, либо в нитратные формы. В качестве контрольного брали питательный раствор без азотсодержащих ионов (в большинстве случаев) или чистую воду (Kleemola et al., 1994; Herrero et al., 1998). При проведении всех лабораторных или вегетационных экспериментов поддерживали постоянный температурный, водный и световой режимы, индивидуальные в каждом отдельном опыте. В ряде случаев добавляли дополнительные изменения условий: концентрации атмосферного CO_2 (в этом случае эксперименты проводили в закрытых камерах), солевого режима и некоторых других.

Через определенные временные интервалы и/или в конце эксперимента измеряли биологические показатели роста и состояния растений: биомассу, высоту, урожайность, площадь листьев (сочетание этих показателей было индивидуально в каждом опыте).

Полевые методы

Обладая несомненным преимуществом контролирования условий эксперимента, лабораторные методы, тем не менее, не позволяют моделировать все встречающиеся в природе факторы, влияющие на растение. Возникает необходимость в полевых экспериментальных методах, которые дают возможность оценить воздействие изучаемого фактора, в данном случае азота, на растения в тех или иных реальных условиях. Именно эти методы использовались в большинстве рассмотренных нами работ.

Для проведения полевых экспериментов изучаемые сельскохозяйственные растения высаживались или высевались на определенные участки земли фиксируемой площади с пригодной для земледелия почвой. Количество высаживаемых или высеваемых растений также, как правило, было фиксированным. Если эксперимент проводили на поле большой площади, то для измерений выбирали его отдельные участки ограниченных размеров.

Из сельскохозяйственных растений для опытов чаще всего использовалась пшеница *Triticum aestivum* L., как яровая, так и озимая. Также использовались различные кормовые травы, кукуруза, реже сорго, рис, рожь или овощные культуры (свекла, капуста, лук). Норма посева варьировала для кормовых трав от 7 до 15 кг/га, для пшеницы от 100 до 400 кг/га; для других видов норма посева /посадки составляла от десятков до сотен тысяч растений на 1 га.

Азотные удобрения вносили в основном во время посева или посадки или же перед ними. В случае озимых культур азотные удобрения вносили

или ранней весной в начале вегетации, или и во время посева (осенью), и в начале вегетации. Кроме основного внесения удобрений в начале вегетации или до/во время посева (посадки), в отдельных экспериментах были проведены дополнительные подкормки на отдельных стадиях развития растений (как правило, не больше одной).

Следует отметить, что влияние дробного внесения удобрений на растения оценивается неоднозначно. Потребности растения в минеральных элементах изменяются на различных стадиях роста (King, Stimart, 1990). Для достижения наилучших результатов требуется вносить азот в несколько приемов: основное внесение перед посевом и в виде одной или нескольких подкормок на протяжении вегетации (Семененко, Цибулька, 1995; Пасынков, Ладонин, 1996). Однако в ряде исследований отмечено, что дробное внесение азота не имеет преимуществ перед разовым внесением (Бердникова, 1981; Прудников, 1982).

В отдельных экспериментах наряду с применением азотных удобрений исследовали также влияние разных доз фосфорных или калийных удобрений (Loeppky et al., 1999) и различных систем обработки почвы (Meisinger et al., 1985), что несколько затрудняло изучение непосредственного влияния азотных удобрений на растения.

В качестве источника азота в большинстве случаев использовали аммиачную селитру (NH_4NO_3), содержащую и ионы аммония, и нитрат-ионы. Лишь в отдельных работах ставилась задача сравнения влияния этих двух форм минерального азота или же воздействие одной из них. Из удобрений, включающих в себя аммиачный азот, применяли сульфат аммония $(NH_4)_2SO_4$, дигидрофосфат аммония $NH_4H_2PO_4$ или мочевину $CO(NH_2)_2$, амидный азот которой трансформируется растением в аммиак (см. введение), а из нитратных удобрений — кальциевую селитру $Ca(NO_3)_2$.

Оценка изменения состояния растений под влиянием различных доз азотных удобрений проводилась преимущественно в конце эксперимента путем измерения полученного урожая (иногда урожай снимали и измеряли дважды). Однако в ряде опытов также оценивали биомассу растения или отдельных его частей и (редко) высоту и площадь листовой поверхности. Подобные измерения могли выполняться несколько раз на протяжении периода вегетации растений.

Методика выполнения расчетных оценок

Помимо описания и некоторого обобщения имеющихся в литературе сведений по азотному питанию растений нами была также проведена простейшая статистическая обработка результатов ограниченного числа экспериментов воздействие—отклик для оценки ответной реакции наземных растений на увеличение потока соединений азота из атмосферы на подстилающую поверхность

Результаты таких экспериментов количественно описывают увеличение урожая или прироста биомассы растения в ответ на заданное увеличе-

ние количества вносимого в почву азотного удобрения. В данной работе для первой, приблизительной оценки эффекта мы использовали небольшой объем экспериментальных данных. А именно, использовались результаты по пшенице *Triticum aestivum* L. (Hargrove et al., 1983), ячменю *Hordeum vulgare* L. (Moorby, Besford, 1983), кукурузе *Zea mays* L. (Meisinger et al., 1985) и пырею гребенчатому *Agropyron cristatum* L. (Loeppky et al., 1999). Во всех перечисленных выше работах были использованы полевые методы исследования. При обработке данных в среднем в первом приближении предполагалось, что эффект не зависит от формы вносимого в почву доступного растениям азота.

В каждом из описанных выше экспериментов при возрастании количества азота, вносимого в расчете на единицу площади, стимуляция урожая или же прироста биомассы растения проявлялась все меньше при расчете на единицу массы вносимого вещества. Это хорошо известное явление насыщения, которое всегда сильно осложняет проведение количественных оценок. Однако во всех приведенных выше работах при расходах удобрения, не превышающих 50 кг N /га, насыщение еще не проявляется. Поэтому при обобщении результатов этих работ мы предполагали, что в диапазоне 0—50 кг N/га эффект линеен в логарифмическом масштабе. Это означает, что при внесении заданного количества азота в расчете на единицу площади за вегетационный период урожай (или продукция биомассы) на этой единице площади увеличивается в определенное число раз (E).

Для каждого из упомянутых выше растений по результатам опыта, где было внесено F кг N/га за вегетационный период ($0 \le F \le 50$), значение параметра $b = \ln E$ оценивалось следующим образом:

$$b = (\ln (P/P_0))/F,$$

где P и P_0 — значение урожая или прироста биомассы за вегетационный период в опыте и в контроле соответственно. Оценка параметра b для данного вида растения вычислялась как среднее по всем опытам.

Результаты и их обсуждение

В данном параграфе обобщаются результаты, полученные различными авторами и изложенные ими в публикациях, а также результаты наших модельных оценок эффектов соединений азота на сельскохозяйственные растения, полученные в ходе обработки литературных данных.

Результаты экспериментов с азотными удобрениями

Эффекты нитратной формы

Увеличение содержания в почве нитратных форм азота в условиях полевых и лабораторных опытов приводило к значительному увеличению скорости роста, биомассы и урожайности сельскохозяйственных растений,

как овощных, так и зерновых культур (Hocking, Meyer, 1985; Visser, 1998). Нитратный азот стимулировал прирост биомассы листьев и корней не только сельскохозяйственных, но и дикорастущих видов (тундровые осоки — *Carex bigelowii* Torr.) (Oberbauer et al., 1986). Однако в отдельных экспериментах при повышенных дозах нитратных удобрений стимулирующий эффект снижался или сменялся негативным, т. е. наблюдалось уменьшение биомассы и скорости роста растений (Hocking, Meyer, 1985; Visser, 1998). При повышенных концентрациях нитратного азота наблюдалось уменьшение скорости роста и биомассы растений табака на ранних стадиях прорастания, хотя позже при этих же дозах взрослые растения достигали более высоких значений показателей скорости роста и биомассы (Thomas et al., 1975).

Влияние нитратных форм азотных удобрений на биомассу, площадь листовой поверхности, урожайность и высоту сельскохозяйственных растений было положительным как при обычном, так и при повышенном содержании CO_2 в атмосфере, причем в последнем случае часто наблюдался двойной стимулирующий эффект (Patterson, Flint, 1982; Hocking, Meyer, 1985; Demmers-Derks et al., 1998; Cure et al., 1988). При этом воздействие азота на прирост биомассы и урожайность растений было более значительным и устойчивым, чем эффект CO_2 (Patterson, Flint, 1982; Mitchell et al., 1993). Вызванная повышенным содержанием CO_2 стимуляция раннего роста может снижать запасы доступного для зерновых азота, и в таких условиях ограниченного доступа азота иногда наблюдается снижение урожая сельскохозяйственных растений (Mitchell et al., 1993).

На эффективность нитратной формы азота оказывает влияние содержание других ионов. Так, недостаток молибдена тормозит восстановление нитратов и ограничивает ассимиляцию нитратного азота растениями (Смирнов, Муравин, 1991). Искусственное ингибирование процессов нитрификации увеличивает эффективность использования растениями нитратов (Camberato, Bock, 1990a, b).

Увеличение содержания нитратного азота на фоне высокой температуры воздуха постоянно увеличивает концентрацию азота альфа-аминов в корнях растений (Demmers-Derks et al., 1998).

Эффекты аммонийной формы

Как и в случае нитратных удобрений, увеличение содержания в почве аммонийных форм азота приводило к увеличению биомассы и урожайности сельскохозяйственных растений. Однако при слишком высоких концентрациях наблюдалась тенденция к снижению этих показателей, хотя они все же оставались выше, чем в контроле и при малых дозах внесения азотных аммонийных удобрений (Herrero et al., 1998).

Внесение мочевины ($CO(NH_2)_2$) во второй половине вегетационного периода после применения аммиачной селитры (NH_4NO_3) — нитратно-ам-

монийного удобрения — увеличивало как урожайность озимой пшеницы так и содержание белка в зерне (Pushman, Bingham, 1976).

При изучении влияния иона аммония, входящего в состав минерального удобрения сульфата аммония ($(NH_4)_2SO_4$), и аммиачной селитры на произрастание и продуктивность кукурузы (*Zea mays* L.) выяснилось, что последнее удобрение обеспечивало более высокий прирост верхней части стеблей на стадии молочной спелости. Однако прибавка урожая зерна была ниже, чем при внесении $(NH_4)_2SO_4$, при одинаковом количестве вносимого азота (Meisinger et al., 1985).

В случае применения различных систем земледелия стабильное линейное увеличение урожайности и биомассы верхней части растений кукурузы с повышением дозы сульфата аммония наблюдалось при использовании систем минимальной обработки почвы. При отвальной плужной обработке почвы повышенные дозы аммонийных удобрений замедляли или несколько снижали прибавку урожая и биомассы кукурузы. Использование слишком высоких доз аммиачной селитры (NH_4NO_3), содержащей и аммонийную, и нитратную формы азота, оказывало негативное действие на урожай растений на фоне применения обеих систем обработки почвы, что указывает на преимущество внесения в данном случае чисто аммонийных форм азота (сульфата аммония) (Meisinger et al., 1985).

Внесение органических аммонийных азотных удобрений — птичьего помета (азот представлен преимущественно мочевиной $CO(NH_2)_2$) — также увеличивало урожайность и биомассу злаков, но этот эффект был ниже, чем при внесении аммиачной селитры. Слишком высокие дозы обеих форм используемых удобрений в отдельных случаях приводили к снижению урожайности (Kee et al., 1990).

Влияние внесения аммонийных удобрений по-разному проявляется у различных растительных культур. Так, использование мочевины повышало урожайность злаковых кормовых трав, но не оказывало подобного воздействия на люцерну (*Medicago media* Pers.), относящуюся к бобовым кормовым травам (Loeppky et al., 1999). Здесь, очевидно, сказывается наличие у бобовых растений симбиоза с азотфиксирующими бактериями рода *Rhizobium*, которые способны усваивать и переводить в доступные для растений формы атмосферный молекулярный азот N_2 (Sprent, Sprent, 1990; Mylona et al., 1995).

Высокие дозы вносимых аммонийных удобрений, в том числе мочевины, на щелочных почвах приводят к аккумуляции ионов NO_2^- (Magalhaes et al., 1987; Yadvinder-Singh, Beauchamp, 1986). Это происходит в результате снижения нитрификационной активности из-за повышенного содержания ионов NH_4^+ (Monaghan, Barraclough, 1992). Известно, что ион NO_2^- токсичен для растений и оказывает отрицательное влияние на их развитие и рост (Phipps, Cornforth, 1970). Степень токсичности NO_2^- зависит от pH среды (Goyal, Huffaker, 1984).

Некоторые исследователи отмечают, что ответ растений на повышенное аммонийное питание зависит от концентрации ионов Ca, Mg, K или Cl (Fenn et al., 1995; Koenig & Pan, 1996).

При недостатке углеводов (особенно при прорастании семян, имеющих малый запас углеводов, например сахарной свеклы) избыточное поступление аммонийного азота в растения может оказать отрицательное воздействие. В этом случае аммонийный азот не успевает использоваться на синтез аминокислот и накапливается в тканях, вызывая „аммиачное отравление" растений. Те растения, в посевном материале которых содержится много углеводов (например, крахмала у картофеля), быстро усваивают поступающий аммонийный азот и хорошо отзываются на внесение аммонийных удобрений (Смирнов, Муравин, 1991).

Сравнение эффективности нитратной и аммонийной форм

Внесение как нитратных, так и аммонийных форм азотных удобрений в не слишком высоких концентрациях дает значительную прибавку урожая и вегетативной биомассы различных растений. При изучении различий влияния этих форм на растительные культуры в отдельных лабораторных экспериментах было установлено, что стимулирующий эффект нитратных удобрений более выражен по отношению к сухой биомассе побегов и корней и к длине корней, тогда как количество корневых волосков в большей степени увеличивалось под влиянием аммонийных азотных удобрений (Khan et al., 1994; Sagi et al., 1997). Однако при одинаково высоких концентрациях аммонийного или нитратного ионов в питательных растворах растения, получающие аммонийный азот, имели большую биомассу корней и побегов, чем получающие нитратный азот (Sagi et al., 1997), т. е. негативный эффект избыточных концентраций нитратного иона оказался значительнее, чем аммонийного.

По результатам полевых экспериментов с различными формами азота с помощью корреляционного анализа установлено, что побегообразование более чувствительно к общему запасу минерального азота и практически не реагирует на соотношение ионов NH_4^+ и NO_3^- в верхнем слое почвы. Вегетативный рост и потребление азота были, главным образом, ниже у растений, выращиваемых с использованием кальциевой селитры ($Ca(NO_3)_2$), чем у тех, которые росли на аммонийных удобрениях (мочевина, мочевина-дициандиамид). Урожай зерна повышался с увеличением азотных удобрений, но при этом не наблюдалось значительного различия в зависимости от источника азота (Goos et al., 1999).

При исследовании влияния различных форм азота на урожайность озимой ржи на дерново-подзолистых суглинистых почвах коэффициенты корреляционной зависимости урожайности с нитратным азотом были наибольшими и достигали 0,74—0,98, тогда как с аммиачным азотом почвы они составляли 0,52—0,81.

Растения могут использовать в качестве источника азота и нитратные, и аммонийные формы, но способность различных сельскохозяйственных культур расти на субстрате, содержащем нитраты или аммоний, специфична (Hageman, 1984; Bock et al., 1991). В частности, на преимущественное использование растениями аммонийного или нитратного азота влияет обеспеченность сельскохозяйственной культуры углеводами, о чем уже упоминалось выше (Смирнов, Муравин, 1991).

Очень важным фактором, регулирующим поглощение NO_3^-, является pH среды. Так, увеличение pH от 6 до 7,5 снижало поглощение нитратов на 50 % (Sutcliffe, 1964). В целом растения, предпочитающие в природе кислые почвы, где происходит слабая нитрификация, используют преимущественно аммонийные формы азота, а растения, произрастающие на почвах с широким диапазоном pH, предпочитают нитратные формы (Haynes, Goh, 1978). Однако при нейтральной реакции среды аммонийный азот усваивается растениями лучше, а при кислой — хуже, чем нитратный (Смирнов, Муравин, 1991).

Повышенное содержание в почве кальция, магния и калия создает более благоприятные условия для усвоения аммонийного азота, а при нитратном питании большое значение имеет достаточная обеспеченность фосфором и молибденом (Fenn et al., 1995; Koenig, Pan, 1996; Camberato, Bock, 1990a, b).

Изучение влияния на растения обеих форм азотных удобрений на фоне различной степени засоления почвенного субстрата показало, что нитратный азот в большей степени, чем аммонийный, уменьшает отрицательное воздействие засоления (Khan et al., 1994), хотя эта закономерность проявлялась не всегда (Sagi et al., 1997).

Растения, произрастающие на нитратной почве, имели более высокую концентрацию неорганических катионов, чем растения, потребляющие аммонийный азот. На содержание неорганических анионов в растениях источник азота влиял незначительно (Sagi et al., 1997). При низкой концентрации нитратного азота в почве азот в ксилемном соке растений представлен в основном ионами NO_3^-, тогда как при повышенном содержании в почве нитратов он присутствует в соке ксилемы в виде анионов NH_4^+ (Hocking, Meyer, 1985).

Результаты расчетных оценок

Результаты наших вычислений значения модельного параметра *b* (см. п. *Методика выполнения расчетных оценок*) приведены в табл. 3.

Значения, приведенные в табл. 3, фактически являются оценками увеличения продуктивности растений (в процентах) в ответ на внесение 1 кг N/га за вегетационный период в диапазоне 0 — 50 кг N /га. Из табл. 3 следует, что продуктивность сельскохозяйственных растений возрастает в

среднем приблизительно на 1 % в ответ на внесение 1 кг N /га за вегетационный период в диапазоне 0—50 кг N/га.

Таблица 3

Оценки значений параметра *b* для некоторых видов растений

Вид растения	$b \cdot 100$ % (кг N/га)$^{-1}$
Agropyron cristatum	0,69
Hordeum vulgare	0,70
Triticum aestivum	1,30
Zea mays	1,13
Среднее	0,96

Окисленный азот (нитриты, нитраты, азотная кислота), поступающий из атмосферы на подстилающую поверхность вне вегетационного периода, практически не доступен наземным растениям. Нитратная форма весьма подвижна и легко мигрирует в подземные воды или в водоемы в том случае, если не потребляется растениями. Значительная часть соединений азота, аккумулированных за зимний период в снежном покрове, неизбежно уходит с талыми водами в водоемы (Maag, Vinther, 1996). Часть нитратного азота теряется из почвы в результате денитрификации — процесса диссимиляционного восстановления нитратного азота до газообразных форм (Harper et al., 1987; Dabney, Bouldin, 1985). Вследствие этого наземные растения в Европе и Северной Америке (где и возникли проблемы с повышенным содержанием NO_x в атмосфере) могут утилизировать, по-видимому, не более трети общего количества окисленного азота, поступающего из атмосферы на подстилающую поверхность в течение календарного года.

Применяя полученное выше значение коэффициента 1 % (кг N/га)$^{-1}$, связывающего количество азота, вносимое на единицу площади, и относительное увеличение продуктивности наземных растений, можно вычислить прибавку в продуктивности, обусловленную реальными азотными выпадениями. Для территории Западной Европы, где азотные выпадения максимальны, например для некоторых районов Нидерландов (15 кг N/га в год), это приращение продукции увеличивается до 5 %. В России, где максимальные значения выпадений окисленного азота не превосходят 4 кг N/га в год, максимальное значение приращения продукции составляет 1,3 %. Заметим, что ущерб продуктивности растений, соответствующий реальному антропогенному превышению естественного уровня приземного озона, составляет для Нидерландов 10—15 %, а для европейской части России 4—10 % (Семенов и др., 1999). Таким образом, отрицательные последствия антропогенного увеличения содержания приземного озона вследствие антропогенных выбросов NO_x (химических предшественников озона) в атмосферу для сельскохозяйственных растений лишь отчасти смягчаются положительными последствиями увеличения потока азотных

атмосферных выпадений. Эти оценки относятся лишь к тем территориям, где не производится обычная подкормка азотными удобрениями. Ведь там, где она производится, например в агроэкосистемах, обычный расход удобрения составляет 100—200 кг N/га. Роль дополнительного потока азота из атмосферы, даже такого, как в Нидерландах, будет пренебрежимо мала из-за явления насыщения, о котором мы говорили выше.

Благодарность

Авторы благодарны И. М. Куниной за многочисленные полезные обсуждения исследуемой проблемы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алметов Н. С., 1996. Эффективность минеральных удобрений на посевах озимой ржи в условиях республики Марий Эл. — Зерновые культуры, № 2, с. 14.

Алметов Н. С., 1997. Применение средств химизации на дерновослабоподзолистых почвах республики Марий Эл. — Йошкар-Ола, изд. МарГУ. — 88 с.

Бердникова А. М., 1981. Влияние азотных удобрений при разных сроках внесения на урожай и качество зерна. — Агрохимия, № 9, с. 19—22.

Завалин А. А., Новоселов С. И., 1999. Биологические основы оптимизации азотного питания растений. — М. — 96 с.

Копцева Р. Д., 1996. Дробное внесение азотных удобрений под озимую рожь. — Агрохимия, № 3, с. 56—61.

Маркарова Е. Н., 1989. Физиология корневого питания растений. — М., изд. МГУ. — 104 с.

Пасынков А. В., Ладонин В. Ф., 1996. Эффективность средств химизации и энергетическая оценка их применения при возделывании озимой ржи. — Агрохимия, № 6, с. 63—70.

Полевой В. В., 1989. Физиология растений. — М.: Высшая школа. — 464 с.

Прудников В. А., 1982. Влияние сроков внесения и норм азотного удобрения на урожай и качество озимой ржи. — Агрохимия, № 6, с. 20—26.

Руделев Е. Г., Кореньков К. И., 1989. Трансформация азота почвы и удобрений. — Агрохимия, № 4, с. 20—23.

Сапожников Н. А., Корнилов М. Ф., 1997. Научные основы системы удобрений в Нечерноземной зоне. — Л.: Колос. — 296 с.

Семененко Н. И., Цыбулька Н. Н., 1995. Потребление озимой рожью азота почвы и удобрений. — Агрохимия, № 8, с. 18—22.

Семенов С. М., Кунина И. М., Кухта Б. А., 1999. Тропосферный озон и рост растений в Европе. — М.: Изд. центр „Метеорология и гидрология". — 208 с.

Смирнов П. М., Муравин Э. А., 1991. Агрохимия. — М.: Агропромиздат. — 288 с.

Alexander M., Marshall K. C., Hirsch P., 1960. Autotrophy and heterotrophy in nitrification. — In: Transactions 7th International Congress of Soil Science. — Madoson, p. 586—591.

Bell C. I., Jones J., Milford G. F. J., Leigh R. A., 1992. The effects of crop nutrition on sugar beet quality. — Aspects of Applied Biology, v. 32, p. 19—26.

Belser L. W., 1979. Population ecology of nitrifying bacteria. — Ann. Rev. Microbiology, N 33, p. 309—333.

Bock B. R., Camberato J. J., Below F. E., Pan W. L., Koenig R. T., 1991. Wheat responses to enhanced ammonium nutrition. — In: J.R. Huffman (ed.). Effects of enhanced ammonium diets on growth and yield of wheat and corn. Foundation for Agronomic Research. — Atlanta, GA, p. 93—106.

Bowling D. J. F., 1976. Uptake of ions by plant roots. — N.J.

Budget matrices and maps of SO_x , NO_x , NH_x deposition and O_3 concentrations for 1992 (provisional evaluation), 1993. — Appendix to the Annual Report of MSC-E (September 1992—August 1993). MSC-E. — 44 p.

Camberato J. J., Bock B. R., 1990a. Spring wheat response to enhanced ammonium supply: I. Dry matter and nitrogen content. — Agronomy J., v. 82, p. 463—467.

Camberato J. J., Bock B. R., 1990b. Spring wheat response to enhanced ammonium supply: II. Tillering. — Agronomy J., v. 82, p. 467—473.

Cure J. D., Israel D. W., Rufty T. W. Jr., 1988. Nitrogen stress effects on growth and seed yield of nonnodulated soybean exposed to elevated carbon dioxide. — Crop Sci. 28 (4), p. 671—677.

Dabney S. M., Bouldin D. R., 1985. Fluxes of ammonia over an alfalfa field. — Agronomy, v. 77, p. 572—578.

Darwinkel A., 1983. Ear formation and grain yield of winter as affected by time of nitrogen supply. — Neth. J. Agric. Sci., v. 31, N 3, p. 211—225.

Demmers-Derks H., Mitchell R. A. C., Mitchell V. J., Lawlor D. W., 1998. Response of sugar beet (Beta vulgaris L.) yield and biochemical composition to elevated CO_2 and temperature at two nitrogen applications. — Plant, Cell and Environment, v. 21, N 8, p. 829—836.

Doran J. W., 1980. Soil microbial changes associated with reduced tillage. — Soil Sci. Soc. Am. J., v. 44, p. 765—771.

Downs R. J., Hellmers H., 1975. Environment and the experimental control of plant growth. — Academic Press, N.Y., p. 107.

Fenn L. B., Hasanein B., Burks C. M., 1995. Calcium-ammonium effects on growth and yield of small grain. — Agron. J., v. 87, p. 1041—1046.

Goos R. J., Schimelfenig J. A., Bock B. R., Johnson B. E., 1999. Response of spring wheat to nitrogen fertilizers of different nutrification rates. — Agron. J., v. 91, p. 287—293.

Goyal S. S., Huffaker R. C., 1984. Nitrogen toxicity in plants. — In: Hauck R.D. (ed.). Nitrogen in crop production. Proceeding of a symposium, 25-27 May 1982, Sheffield, Ala., p. 97 118.

Hageman R. H., 1984. Ammonium versus nitrate nutrition of higher plants. — In: R.D. Hauck (ed.). Nitrogen in crop production. — ASA. CSSA. And SSSA, Madison, WI., p. 67—85.

Hargrove W. L., Touchton J. T., Johnson J. V., 1983. Previous crop influence on fertilizer nitrogen requirements for double-cropped wheat. — Agron. J., v. 75, N 6, p. 855—859.

Harper L. A., Catchpoole V. R., Davis R., Weir K. L., 1983. Ammonia volatilization: soil, plant, and microclimate effects on diurnal and seasonal fluctuations. — Agron. J., v. 75, N 2, p. 212—218.

Harper L. A., Sharpe R. R., Langdale G. W., Giddens J. E., 1987. Nitrogen cycling in wheat crop: soil, plant, and aerial nitrogen transport. — Agron. J., v. 79, N 6, p. 965—973.

Haynes R. J., Goh K. M., 1978. Ammonium and nitrate nutrition of plants. — Biol. Rev., v. 53, p. 465—510.

Herrero O., Canet R., Albiach R., Pomares F., 1998. Enzymatical activities and content of mineral nitrogen in soil after the application of two rates of different organic products. — Agrochimica, v. 42, N 6, p. 296—303.

Hewitt E. J., 1966. Sand and water methods used in the study of plant nutrition. Technical communication N 22 (revised). — Commonwealth Bureaux of Agriculture and Plantation Crops, East Mailing, Commonwealth Agriculture Bureaux, Farnhem Royal, England.

Hoaglan D. R., Arnon D. I., 1950.The water culture for growing plants without soil.- California Agricultural Experiment Station Circular 347.

Hocking P. J., Meyer C. P., 1985. Responses of Noogora burr (*Xanthiium occidentale* Bertol.) to nitrogen supply and carbon dioxide enrichment. — Annals of Botany. v. 55, N 6, p. 835 844.

James E. K., 2000. Nitrogen fixation in endophytic and associative symbiosis. — Field Crops Research, v. 65, N 2-3, p., 197—209.

Jansson S.L., Persson J., 1982. Mineralization and immobilization. — In: F. J. Stevenson et al. (ed.). Nitrogen in agricultural soils. — Agronomy, v. 22, p. 229—252.

Kee D. D., Bransby D. I., Eason J. T., Webster W. B., 1990. Yield response of tall fescue to broiler litter and nitrogen fertilization on two soil types in Alabama. — In: Forage — sustaining food production and environmental quality. — Proc. Anonymous. Anonymous (06.06.1990-06.09.1990). Blacksburg, Va, Belleville, p. 305—309.

Khan M. G., Silberbush M., Lips S. H., 1994. Physiological studies on salinity and nitrogen interaction in alafalfa. I. Biomass production and root development. — J. Plant Nutrition, v. 17, N 4, p. 657—668.

King J., Stimart D., 1990. Quantities and forms of N uptake throughout development in chrysanthemum. — Hort Science, v. 25, N 9, p. 1170.

Kleemola J., Peltonen J., Peltonen-Sainio P., 1994. Apical development and growth of barley under different CO_2 and nitrogen regimes. — J. Agron. & Crop Sci., v. 173, p. 79—92.

Koenig R. T., Pan W. L., 1996. Chloride enhancement of wheat responses to ammonium nutrition. — Soil Sci. Soc. Am. J., v. 60, p. 498—505.

Levine J. S., Augustsson T. R., Howell J. M., 1980. The vertical distribution of the tropospheric ammonia. — Geoph. Res. Lett., v. 7, p. 317—320.

Liang B. C., MacKenzie A. F., 1994. Corn yield, nitrogen uptake and nitrogen use efficiency as influenced by nitrogen fertilization. — Can. J. Soil Sci., v. 74, p. 235—240.

Loeppky H. A., Horton P. R., Bittman S., Townly-Smith L., Wright T., Nutall W. F., 1999. Forage seed yield response to N and P fertilizers and soil nutrients in northeastern Saskatchewan. — Can. J. Soil. Sci., v. 79, p. 265—271.

Maag M., Vinther F. P., 1996 Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. — Appl. soil ecology, N 4, p. 5—14.

McClure P. R., Israel D. W., 1979. Transport of nitrogen in xylem of soybean plants. — Plant Physiology, v. 64, p. 411—416.

Magalhaes A. M. T., Nelson D. W., Chalk P. M., 1987. Nitrogen transformation during hydrolysis and nitrification of urea. 1. Effect of soil properties and fertilizer placement. — Fertil Res., v. 11, p. 161—172.

Meisinger J. J., Bandel V. A., Stanford G., Legg J. O., 1985. Nitrogen utilization of corn under minimal tillage and moldboard plow tillage. I. Four year results using labeled N fertilizer on an Atlantic Coastal Plain Soil. — Agron. J., v. 77, July—August, p. 602—611.

Mitchell R. A., Mitchell V. J., Driscoll S. P., Franklin J., Lawlor D. W., 1993. Effects of increased CO_2 concentration and temperature on growth and yield of winter wheat at two levels of nitrogen application. — Plant, Cell and Environment, v. 16, p. 521—529.

Monaghan R. M., Barraclough D., 1992. Some chemical and physical factors affecting the rate and dynamics of nitrification in urine-affected soil. — Plant Soil, v. 143, p. 11—18.

Moorby J., Besford R. T., 1983. Mineral nutrition and growth. — In: Encyclopedia of Plant Physiology. New Series, v. 15B, Inorganic Plant Nutrition /A. Läuchli, R. L. Bieleski (ed.). — Springer-Ferlag, p. 481—527.

Mylona P., Pawlowski K., Bisseling T., 1995. Symbiotic nitrogen fixation. — Plant Cell, v. 7, p. 869—885.

Oberbauer S. F., Sionit N., Hastings S. J., Oechen W. C., 1986. Effects of CO_2 enrichment and nutrition on growth, photosynthesis and nutrient concentration of Alaskan tundra plant species. — Can. J. Botany, v. 64, N 12, p. 2993—2998.

Patterson D. T., Flint E. P., 1982. Interacting effects of CO_2 and nitrient concentration. — Weed Sci., v. 30, N 4, p. 389—394.

Phipps R. H., Cornforth I. S., 1970. Factors affecting the toxicity of nitrite nitrogen to tomatoes. — Plant Soil, v. 33, p. 457—466.

Potter C. S., Matson P. A., Vitousek P. M., Davidson E. A., 1996. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide. — J. Geoph. Res., 101(D1), p. 1361—1379.

Pressman A. Ya., Galperin M. V., Popov V. A., Afinogenova O. G., Subbotin S. R., Grigorian S. A., Dedkova I. S., 1991. A routine model of chemical transformations and transport of nitrogen compounds, ozone and PAN within a regional scale. — Atm. Environ., v. 25A, N 9, p. 1851—1862.

Pushman F. M., Bingham J., 1976. The effects of a granular nitrogen fertilizer and foliar spray of urea on the yield and bread-making quality of ten winter wheats. — J. Agric. Sci.,Camb. v. 87, N 2, p. 281—292.

Raper C. D. Jr., Johnson W. H., 1971. Factors affecting the development of flue-cured tobacco grown in artificial environment. II. Residual effects of light duration, temperature and nutrition during growth on curing characteristics and leaf properties. — Tobacco Sci., v. 15, p. 75—79.

Rice C. W., Smith M. S., 1984. Short-term immobilization of fertilizer nitrogen at the surface of no-till and plowed soils. — Soil Sci. Soc. Am., v. 48, p. 295—297.

Ryaboshapko et al., 1997. Study of sulfur and nitrogen compound balances in the atmosphere over the former Soviet Union. INTAS-94, Project 3736.

Sagi M., Dovrat A., Kipnis T., Lips H., 1997. Ionic balance, biomass production, and organic nitrogen as affected by salinity and nitrogen source in annual ryegrass. — J. Plant Nutrition, v. 20, N 10, p. 1291—1316.

Simpson D., 1995. Biogenic emissions in Europe. 1. Estimates and uncertainties. — J. Geoph. Res., v. 100, N D11, November 20.

Sprent J. I., Spent P. (Eds.), 1990. Nitrogen fixing organisms. — Chapman & Hall, London.

Steer B.T., 1982. Nitrogen and nitrate accumulation in species having different relationships between nitrate uptake and reduction . — Annals of Botany, v. 49, p. 191—198.

Sutcliffe J. F., 1964. The absorption of inorganic nutrients by plants. Paper read at a Fertiliser society in London on 26th Nov. (London, 1964). — 34 p.

Thomas J. F., Raper C. D. Jr., Anderson C. E., Downs R. J., 1975. Growth of young tobacco plants as affected by carbon dioxide and nutrient variables. — Agron. J., v. 67, N 5, p. 685—689.

De Visser C. L. M., 1998. Effects of split application of nitrogen on yield and nitrogen recovery of spring-sown onions and on residual nitrogen. — J. Horticultural Sci. & Biotechnology, v. 73, N 3, p. 403—411.

Yadvinder-Singh, Beauchamp E. G., 1986. Nitrogen mineralization and denitrifier activity in limed and urea treated soils. — Commun. Soil Plant Anal., v. 17, p. 1369—1381.

РЕКОНСТРУКЦИЯ ТЕРМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК СЕЗОНА РОСТА ПО КЛЕТОЧНЫМ ИЗМЕРЕНИЯМ ГОДИЧНЫХ КОЛЕЦ С ПОМОЩЬЮ МЕТОДОВ ТЕОРИИ КЛАССИФИКАЦИИ

В. В. Шишов, А. В. Кирдянов

РФ, 660036 Красноярск, Академгородок, Институт леса им. В. Н. Сукачева СО РАН
shishov@forest.akadem.ru

Реферат. Анализируется связь между климатическими характеристиками вегетационного периода и параметрами структуры годичных колец лиственницы на севере Якутии. Для анализа совокупности многомерных данных и реконструкции используется метод главных компонентов, дисперсионный анализ и дискриминантный анализ. Из 16 полученных климатических характеристик сезонов роста выделено шесть наиболее информативных с точки зрения корреляционной структуры многомерной выборки. На основе использования двух из этих характеристик (дата перехода „сглаженной" температуры через 0 °С в начале сезона роста и сумма положительных температур до 22 июня) выделены три класса сезонов роста (лет), которые могут быть интерпретированы как благоприятные, умеренные и неблагоприятные для роста годичных колец деревьев. Из 44 исходных клеточных характеристик выделено 14 наиболее информативных для задачи классификации сезонов роста (лет). Предложено правило идентификации сезонов роста на основе линейных дискриминантных функций по клеточным характеристикам годичного кольца древесных растений. Проведена реконструкция условий начала сезонов роста за период с 1438 по 1989 г. Предложенный подход позволяет с высоким уровнем достоверности идентифицировать годы с экстремальными условиями.

Ключевые слова. Климатические характеристики, годичные кольца деревьев, клеточная структура, условия сезона роста, классификация, реконструкция.

THE RECONCTRUCTION OF GROWTH SEASON TEMPERATURE CHARACTERISTICS WITH TREE-RING CELL MEASUREMENTS BASED ON THE METHODS OF CLASSIFICATION THEORY

V.V. Shishov, A.V. Kirdiyanov

Sukachev Forest Institute, Akademgorodok, 660036 Krasnoyarsk, Russia,
shishov@forest.akadem.ru

Abstract. A relation between climatic characteristics of a vegetative season and parameters of tree ring structure in larch in the North of Yakutia was analysed. The following results regarding the multidimensional data were obtained with the principal component method, ANOVA and the discriminant analysis.

Six climatic characteristics the most informative with regard to correlation structure were chosen from the sixteen ones. Three groups of growth season conditions (favourable, moderate, and unfavourable) for tree ring growth were defined with use of two characteristics, namely, a date when smoothed temperature exceeds 0 °C at the beginning of vegetative season and total sum of positive temperatures by 22 June. Fourteen parameters of a cell structure the most informative for such classification of growing seasons (years) were selected from initial set of 44 ones. A rule for identifying the growth seasons with linear discriminant functions of tree ring cell parameters was suggested. The reconstruction of conditions at the beginning of growth seasons has been carried out for 1438—1989. The proposed method for reconstructions allows to identify the extreme years with high level of confidence.

Keywords. Climatic characteristics, annual tree rings, cell structure, growth season conditions, classification, reconstruction.

Введение

Изменение климата Земли вследствие антропогенного увеличения концентрации парниковых газов в атмосфере является одной из наиболее обсуждаемых в настоящее время проблем (Bradley, Jones, 1993; Кондратьев, 2002). Дендроклиматические реконструкции дают возможность оценить величину и темпы текущих климатических изменений и сравнить их с масштабами подобных процессов в прошлом (Briffa et al., 2001). Поскольку в изменчивости прироста и структуры годичных колец деревьев, произрастающих в экстремальных условиях, наилучшим образом отражается изменчивость основного внешнего фактора, лимитирующего рост, то наиболее пригодным материалом для исследования изменчивости температуры в прошлом являются годичные кольца деревьев северных и высокогорных районов (Fritts, 1976; Шиятов, 1986; Ваганов и др., 1996). Так, до 70 % изменчивости прироста лиственницы на северном пределе роста объясняется именно изменчивостью летней температуры (Ваганов и др., 1996).

В последние годы опубликовано несколько реконструкций летней температуры воздуха для отдельных районов земного шара и всего северного полушария в целом (Kelly et al., 1982; Jones, Briffa, 1992; Hughes, 1995; Mann et al., 1998; Briffa et al., 2001). Большинство дендроклиматических реконструкций основаны на таких интегральных характеристиках, как ширина и максимальная плотность поздней зоны годичных колец древесины. Соответственно была проведена реконструкция суммарной температуры за достаточно продолжительные промежутки года (май—август (Jacoby, D'Arrigo, 1995; Кирдянов, 1999), май—сентябрь (Briffa et al., 1998) и среднегодовой температуры (Jacoby, D'Arrigo 1989; D'Arrigo, Jacoby, 1992; Naurzbaev, Vaganov, 2000)). Однако в годы с одинаковой суммарной летней температурой ее динамика во время вегетационного периода может существенно различаться. В связи с этим актуальным становится вопрос о ре-

конструкции климата с более высоким, чем сезон, временным разрешением, что позволило бы выявить и проанализировать климатические изменения, характерные для более коротких периодов года (декада, месяц) оказывающих наибольшее влияние на растительность того или иного района. Проведение подобного анализа необходимо также для выяснения причин увеличения продолжительности вегетационного периода в высоких широтах, видимого по данным спутниковых наблюдений (Keeling et al., 1996; Myneni et al.,1997; Zhou et al., 2001).

В ряде работ была показана возможность использования характеристик структуры годичных колец в анализе особенностей сезона роста на севере. Ваганов и др. (1999), Ваганов, Шашкин (2000) выявили высокую положительную связь размеров клеток, толщины клеточной стенки и плотности древесины лиственницы на севере Евразии с температурой разных промежутков вегетационного периода, и прежде всего его начала. Анализ связи параметров профиля плотности колец с климатическими переменными показал, что максимальная и средняя плотность поздней древесины на севере Сибири интегрируют условия за продолжительный период сезона роста и года (Schweingruber, 1996; Briffa et al., 1995; D'Arrigo, Jacoby, 1992; Vaganov et al., 1999), а минимальная и средняя плотность ранней древесины отражают условия лишь нескольких декад (Кирдянов, 1999).

Связь параметров структуры годичных колец хвойных с климатом анализировалась для различных регионов земного шара (Терсков и др., 1981; Шишов, 2000; Ваганов и др., 2000; Yasue et al., 1996, 2000). На основе анализа так называемых ложных и морозобойных колец, идентифицируемых на основе клеточного анализа, были выявлены соответственно годы с малым количеством осадков в начале сезона роста на востоке австрийских Алыі (Wimmer et al., 2000) и проведена реконструкция условий в годы с заморозками в различные периоды вегетационного периода на Полярном Урале и на севере Западной Сибири (Гурская, 2002).

В данной работе предложен новый подход к реконструкции погодных условий произрастания лиственницы на северной границе леса на основе данных по клеточной структуре годичных колец.

Материалы и методы

В работе анализировалась связь между климатическими характеристиками вегетационного периода и параметрами структуры годичных колец лиственницы на севере Якутии. Были использованы ежедневные климатические данные по температуре и осадкам с метеостанции Чокурдах (70° 62′с . ш.; 147° 88′ в.д). Длительность наблюдений составила 45 лет (с 1945 по 1989 г.).

Исходные температурные данные сглаживались при помощи метода скользящих средних с окном в 43 дня. Подобного рода сглаживание проводилось с целью избавления от „случайных" температурных флуктуаций.

При дальнейшем увеличении окна внутренняя корреляционная структура полученных характеристик по годам не меняется.

Для каждого года было рассчитано 16 климатических характеристик (табл. 1), что позволило охарактеризовать каждый сезон роста 16-мерным вектором.

Таблица 1

Климатические характеристики, рассчитанные по ежедневным данным о температуре и осадках с метеостанции в районе нижнего течения реки Индигирки

№ п/п	Характеристика	Обозначение
1	Дата перехода через 0 °С в начале сезона роста	STDAT0
2	Дата перехода через 5 °С	STDAT5
3	Дата перехода через 5 °С в конце сезона	FDAT0
4	Дата перехода через 0 °С в конце сезона	FDAT5
5	Длительность сезона от 0 до 0 °С	INTER0
6	Длительность сезона от 5 до 5 °С	INTER5
7	Максимум температуры	MAXT
8	Дата достижения максимума температуры	MDAT
9	Сумма температур выше 0 °С	SUMT0
10	Сумма температур выше 5 °С	SUMT5
11	Сумма температур выше 0 °С до 22 июня	T220
12	Сумма температур выше 5 °С до 22 июня	T225
13	Сумма температур с 22 июня до перехода через 0 °С в конце сезона	FT220
14	Сумма температур с 22 июня до перехода через 5 °С в конце сезона	FT225
15	Скорость подъема температуры	SPEEDT
16	Сумма осадков в течение сезона роста	SUMPREC

Климатические параметры сопоставлялись с данными по клеточной структуре годичных колец лиственницы (*Larix cajanderi*, Mayr.), произрастающей в районе нижнего течения реки Индигирки (69° 27′—70° 30′ с. ш., 148° 07′—150° 27′ в. д.). Сбор образцов древесины (диски и керны) проводился на четырех участках, два из которых находятся на северной границе леса, а два других — на верхней границе распространения древесной растительности.

Измерение параметров структуры колец было выполнено на специализированной установке анализа изображений (Image-System) по методике, описанной ранее (Munro et al., 1996). Для каждого абсолютно датированного годичного кольца у клеток пяти случайно выбранных радиальных рядов измерялись величина внутриклеточного просвета L и толщина двойной

клеточной стенки $2W$ (рис. 1). Эти данные использовались для расчета радиального размера S и толщины клеточной стенки W каждой трахеиды. Данные были получены по пяти деревьям для каждого года за период с 1437 по 1993 г.

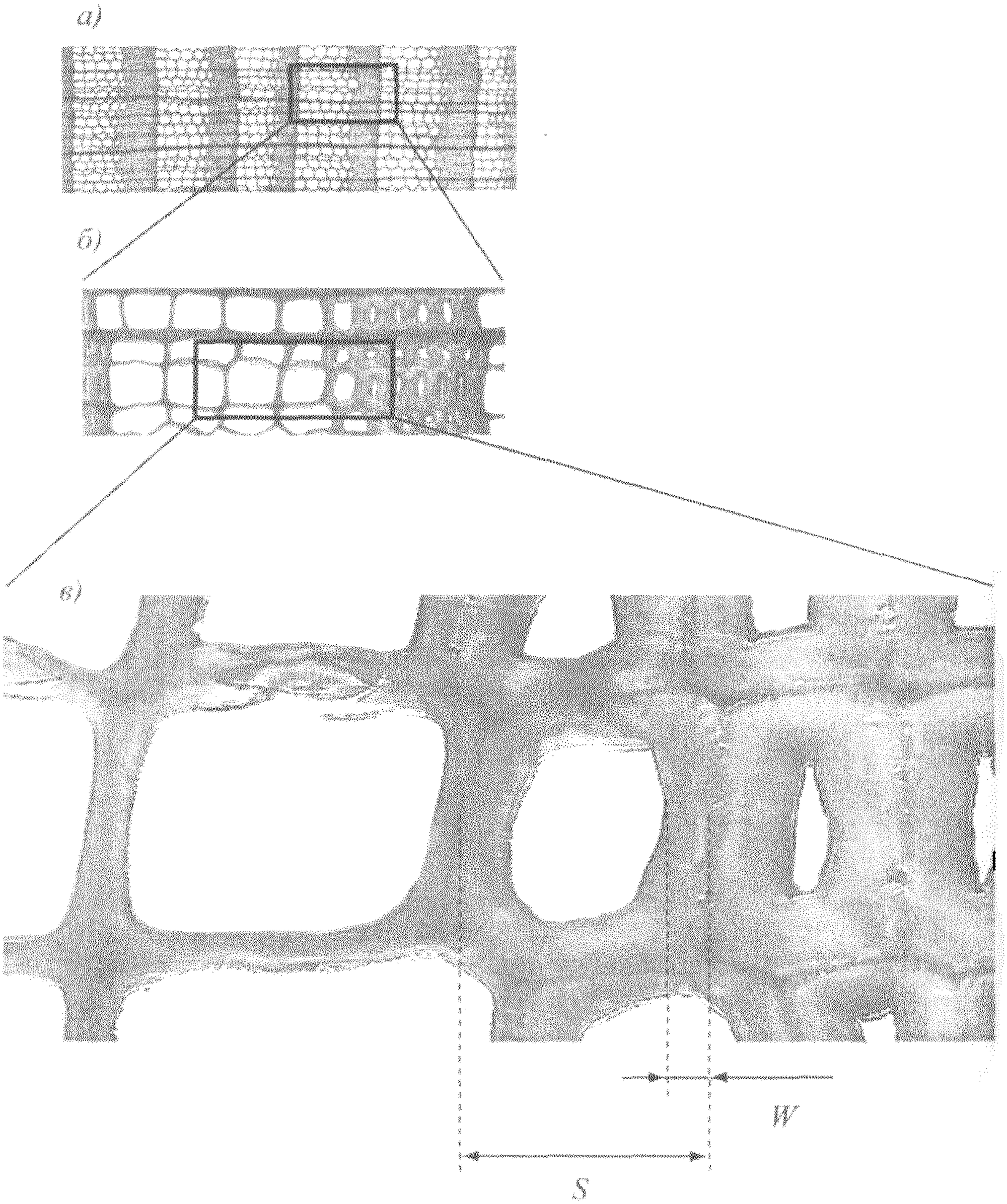


Рис. 1. Микрофотография образца древесины.

а — структура годичных колец; *б* — увеличенное изображение одного годичного кольца; *в* — S и W — характеристики, используемые при работе.

Количество клеток в годичных кольцах, сформировавшихся у одного дерева в разные годы и у разных деревьев в один и тот же год, может существенно различаться. При этом форма трахеидограмм (зависимость размера трахеиды от положения этой трахеиды в радиальном ряду годичного кольца), полученных для годичных колец одного года формирования, но для разных деревьев, одинаковая (Ваганов и др., 1985). Поэтому для сравнения особенностей анатомической структуры древесных колец использовалась процедура нормировки числа клеток в каждом измеренном ряду к некоторому стандартному числу (Vaganov, 1990). Нормировка „сжимает" или „растягивает" исходную трахеидограмму по числу клеток, оставляя без изменения размеры клеток. В нашем случае нормировка проводилась к 11 клеткам — среднему числу трахеид, сформированных разными деревьями в разные периоды с 1945 по 1989 г. (период, обеспеченный инструментальными наблюдениями).

Поскольку каждая клетка нормированной трахеидограммы характеризовалась двумя параметрами, то в результате усреднения данных по радиальным сериям и модельным деревьям было получено 22 временных ряда, характеризующие погодичное изменение структуры колец: 11 хронологий по радиальным размерам трахеид ($S1$, $S2$,..., $S11$) и 11 хронологий по толщине клеточной стенки ($W1$, $W2$,..., $W11$). Для учета влияния погодных условий нынешнего года на рост и структуру кольца в следующем году в анализ были включены параметры клеточной структуры колец, сформированных в следующем году ($S1$, $S21$,..., $S111$, $W11$, $W21$,..., $W111$). В итоге было получено 44 признака, которые позволили охарактеризовать условия каждого сезона роста за период измерений.

Для анализа совокупности многомерных данных и реконструкции были использованы метод главных компонентов (Айвазян и др., 1989), дисперсионный анализ и линейная модификация псевдостатистического метода Байеса — дискриминантный анализ (Фор, 1989).

Результаты

Анализ временных рядов климатических характеристик

Корреляционный анализ полученных 16 климатических характеристик на основе метода главных компонентов позволил визуализировать 16-мерную выборку в пространстве первых трех главных компонентов. На первые два главных компонента приходится 72,21 % объясненной дисперсии, а на первые три — 81,27 % (табл. 2). Таким образом, исходная многомерная выборка может быть адекватно отображена в пространстве двух или трех главных компонентов (рис. 2).

На основе корреляционных связей климатических параметров из шестнадцати исходных характеристик были выделены шесть наиболее информативных:

1) STDAT0 (коэффициент корреляции с STDAT5 — 0,81);

2) SUMT0 (коэффициент корреляции с SUMT5 — 0,99, INTER0 — 0,69, INTER5 — 0,89);

3) MAXT;

4) MDAT;

5) T220 (коэффициент корреляции с T225 — 0,99);

6) SUMPREC.

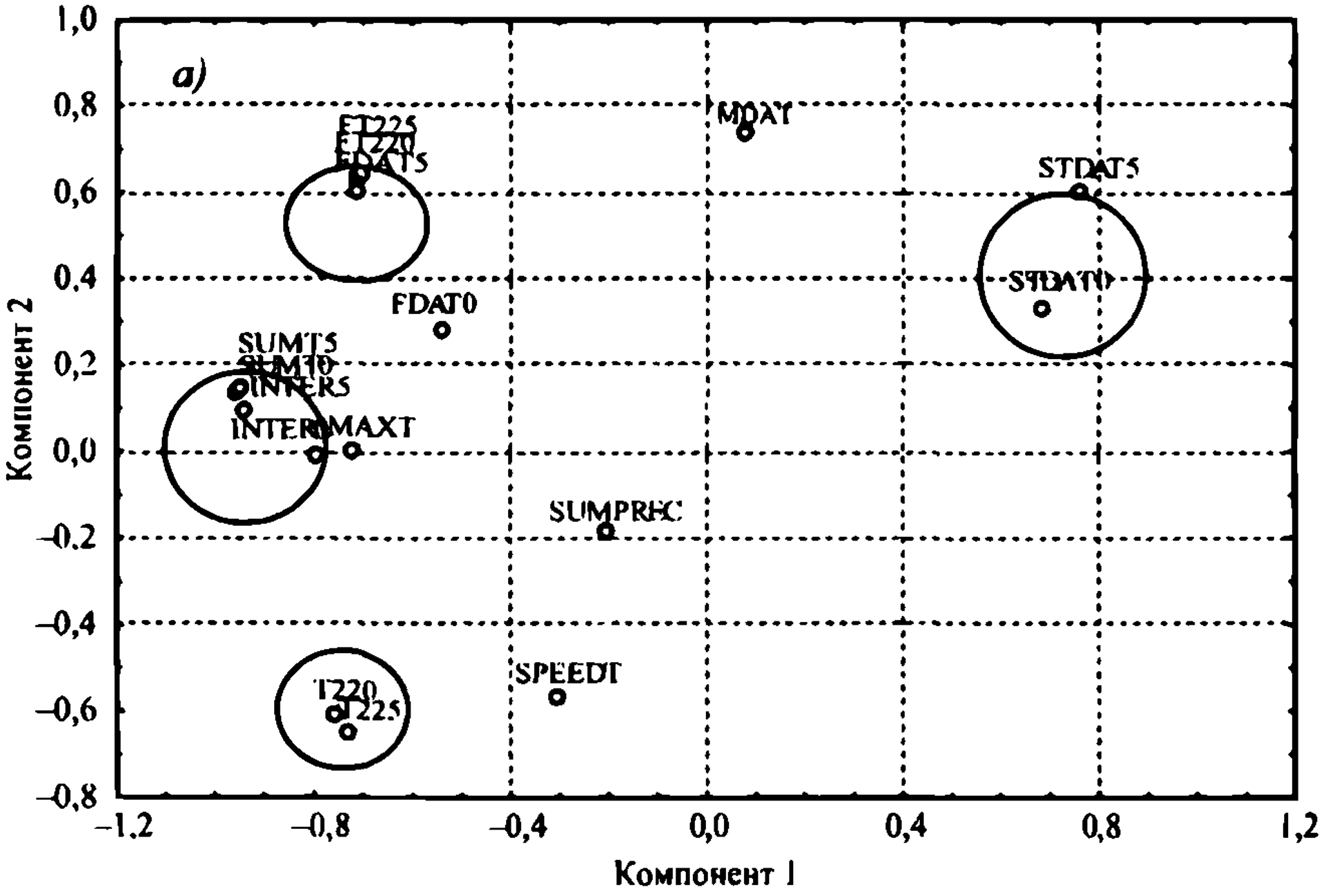


Рис. 2. Расположение исходных шестнадцати признаков в плоскости первых двух главных компонентов (*а*) и расположение исходных признаков в плоскости первых трех главных компонентов (*б*).

Таблица 2

Собственные значения и доля (%) объясненной дисперсии для первых пяти главных компонентов

Номер компонента	Собственные значения	Доля объясненной дисперсии, %	Накопленные собственные значения	Накопленный процент объясненной дисперсии
1	8,05	50,29	8,05	50,29
2	3,51	21,92	11,55	72,21
3	1,45	9,06	13,00	81,27
4	1,36	8,49	14,36	89,76
5	0,64	3,99	15,00	93,75

Анализ расположения этих признаков в плоскости первых двух главных компонентов (см. рис.2) указывает на их „независимость" и „информативность".

Относительный вклад каждой из шести выбранных климатических характеристик в изменчивость первых двух главных компонентов позволяет интерпретировать их следующим образом:

1) увеличение значений первого главного компонента свидетельствует о более низкой накопленной за вегетационный период температуре для дней с температурой выше 0 °С, более низкой максимальной температуре, более низкой суммарной температуре, накопленной до 22 июня (дня летнего солнцестояния);

2) более высокие значения второго главного компонента являются показателем более поздней даты наступления летней максимальной температуры, более низкой скорости повышения температуры сезона роста и более высокой накопленной температуры после 22 июня.

Алгоритм идентификации сезонов роста древесных растений

Рассмотрим пример идентификации сезонов роста на основе двух климатических характеристик: даты перехода температуры через 0 °С (STDAT0) и накопленной температуры для дней с $T > 0$ °С до 22 июня (T220). Эти характеристики вносят большой вклад в суммарную дисперсию климатических переменных: для первого главного компонента весовые коэффициенты для STDAT0 и T220 равны 0,63 и –0,78 соответственно, для второго — 0,15 и 0,48, для третьего — 0,63 и 0,37. Эти характеристики сильно отрицательно коррелируют между собой ($R = –0,82$). Кроме того, рассматриваемые показатели полностью определяют начало сезона роста: STDAT0 напрямую связан с датой начала камбиальной активности, а T220 является интегральной характеристикой хода положительных температур до дня летнего солнцестояния (т. е. сезона с максимальной освещенностью и повышением температуры).

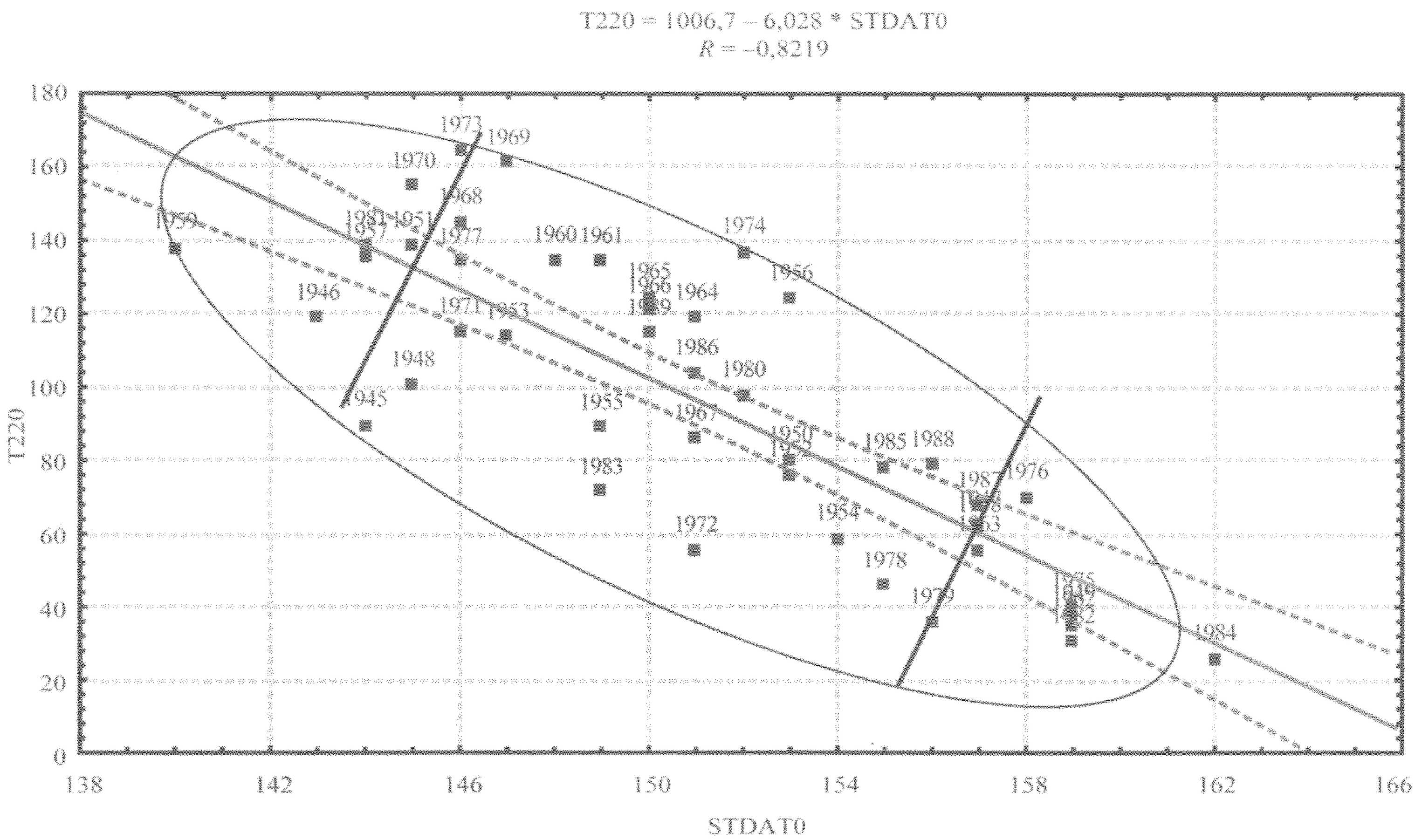


Рис. 3. Классификация 45 объектов (лет) в фазовой плоскости (0 *STDAT T220*).

Введем следующую классификацию сезонов роста. Рассмотрим эллипс рассеяния объектов (сезонов роста) в двумерном фазовом пространстве (ось абсцисс — STDAT0, ось ординат — T220) (рис. 3): класс 1 — 7 (или 16 %) лет в верхней части эллипса (раннее начало сезона роста, высокая накопленная температура); класс 2 — 30 (или 66 %) лет в средней части эллипса (умеренное начало сезона роста, умеренная накопленная температура), класс 3 — 8 (или 18 %) лет в нижней части эллипса (позднее начало сезона роста, низкая накопленная температура).

Можно отметить значительную разницу в динамике температур выделенных классов в начале и середине вегетационного периода (середина мая, июнь, июль) (рис. 4). В то же время наблюдается сходная динамика в августе — начале сентября. Тем не менее различия между классами значимы (критерий Фишера при проведении однофакторного дисперсионного анализа равен 3,23 ($p < 0,05$)), что подтверждает корректность введенной классификации.

Оценим качество проведенного разбиения объектов (сезоны роста) на выделенные классы, охарактеризовав сезоны уже различными измерениями клеточной структуры годичных колец древесных растений. Для этого объекты (сезоны роста) охарактеризуем наиболее информативными из рассматриваемых 44 клеточных признаков при помощи пошагового дискриминантного анализа с включением.

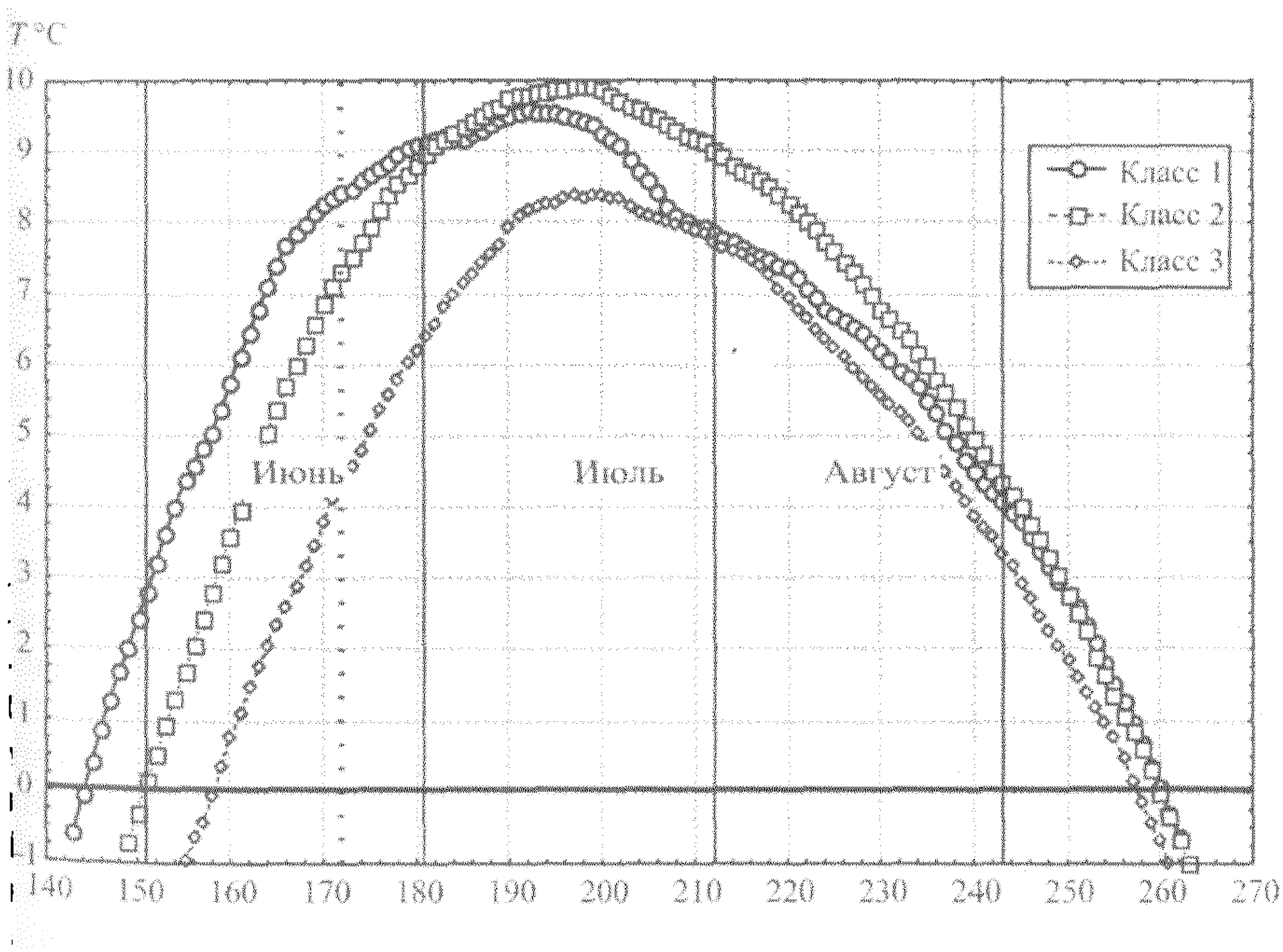


Рис. 4. Динамика средних сглаженных температурных кривых для классов 1, 2 и 3.

В результате было отобрано 14 наиболее информативных характеристик клеточной структуры: *S*1, *S*2, *S*9, *S*10, *S*11, *S*111, *W*2, *W*3, *W*7, *W*8, *W*9, *W*10, *W*101, *W*111. Таким образом, для того чтобы правильно распознавать объекты в предложенной классификации, достаточно охарактеризовать их 14-мерными векторами.

Качество идентификации объектов (сезонов роста) было оценено при помощи классификационной матрицы — матрицы ошибок (табл. 3). Среднее качество правильной идентификации составляет на обучающей выборке 96 %. О хорошем качестве идентификации говорят и следующие расчетные и значимые ($p < 0{,}001$) значения: $\lambda_W = 0{,}17$, $F = 2{,}8$.

Таблица 3

Классификационная таблица, оценивающая качество идентификации объектов обучающей выборки

Исходная классификация	Процент корректной идентификации	Предсказанная классификация		
		Класс 1, $p = 0{,}16$	Класс 2, $p = 0{,}66$	Класс 3, $p = 0{,}18$
Класс 1	100	7	0	0
Класс 2	100	0	30	0
Класс 3	75	0	2	6
Итого	96	7	32	6

Рассмотрим канонические корреляции и канонические корни для рассматриваемой классификации (рис. 5). Корень 1 в основном дискриминирует между классом 2 и объединением классов 1 и 3, тогда как корень 2 разделяет классы 1 и 3. Расположение объектов по классам свидетельствует о том, что разбиение исходной совокупности лет по клеточным измерениям является достаточно хорошим (см. рис. 5).

На основании полученных трех решающих (классификационных) функций, которые представляют собой линейную комбинацию произведений исходных признаков на соответствующие коэффициенты (табл. 4), была проведена реконструкция условий сезонов роста по классам за период с 1437 по 1993 г. (рис. 6 *а*). На основе анализа 21-летних скользящих частот появления классов можно сделать вывод о том, что за последние 600 лет наиболее неординарным был 50-летний период с 1700 по 1750 г. Этот временной интервал характеризуется максимальной частотой появления самых неблагоприятных сезонов роста (с поздним началом и минимальной накопленной температурой до 22 июня). В целом динамика появления классов сезонов роста совпадает с известными периодами похолоданий и потеплений на анализируемом 600-летнем временном интервале.

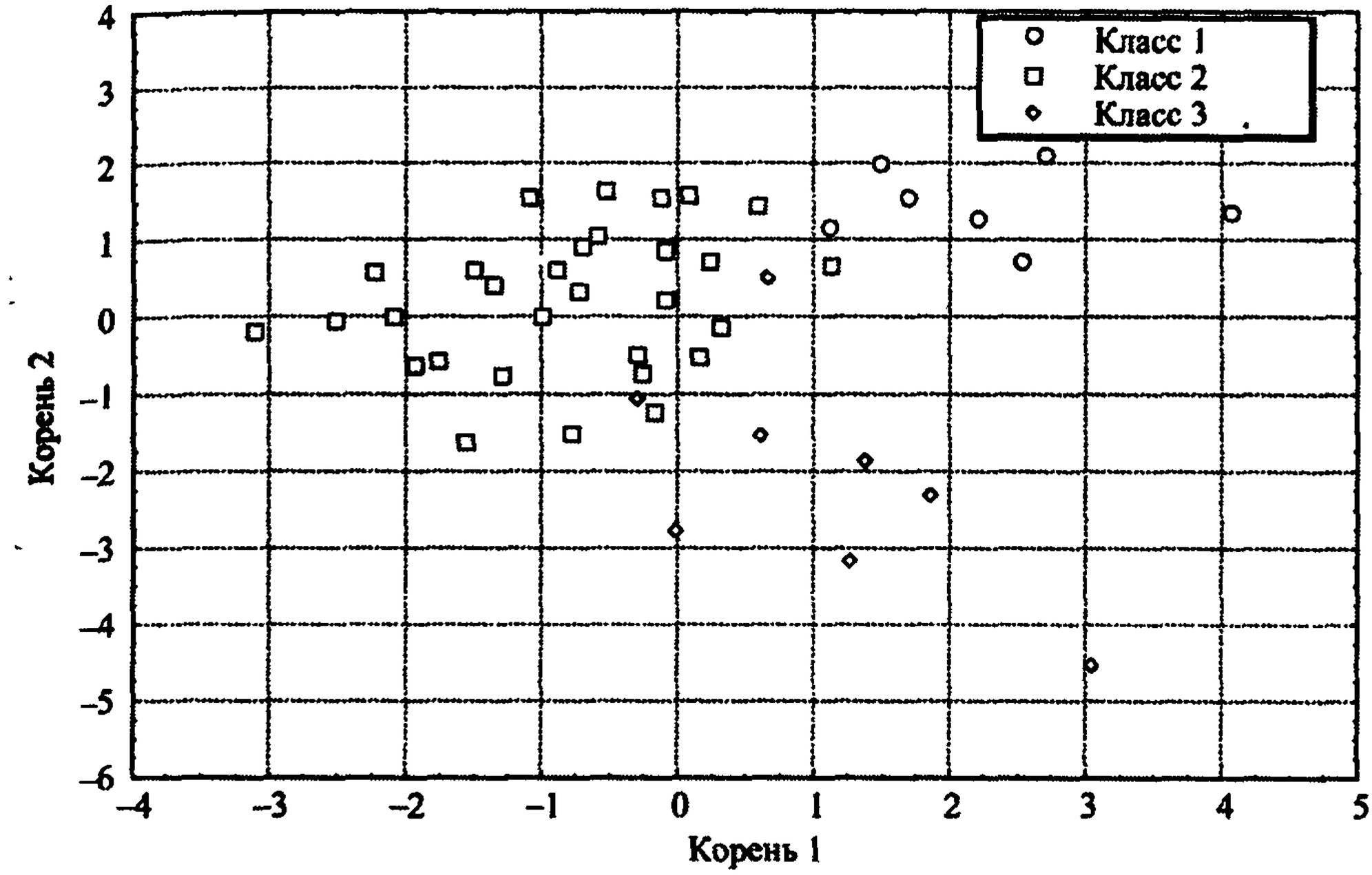


Рис. 5. Расположение объектов в плоскости первых двух канонических корней.

Таблица 4

Коэффициенты для рассчитанных классификационных функций

Признаки	Класс 1, $p = 0{,}16$	Класс 2, $p = 0{,}66$	Класс 3, $p = 0{,}18$
*W*8	–224,17	–190,20	–406,55
*S*11	213,27	268,62	283,60
*W*7	178,32	182,20	302,95
*S*9	28,30	54,06	50,18
*S*2	150,22	180,83	158,36
*S*1	–104,05	–136,53	–115,54
*W*2	970,28	773,28	738,18
*W*9	–134,15	–268,73	–119,21
*W*3	–112,32	146,18	120,58
*S*11	–325,36	–420,59	–416,44
*S*10	582,04	655,74	676,63
*W*10	–48,02	8,57	–65,03
*W*101	477,49	505,15	422,59
*W*111	–494,40	–554,94	–484,97
Constant	–490,81	–532,53	–511,59

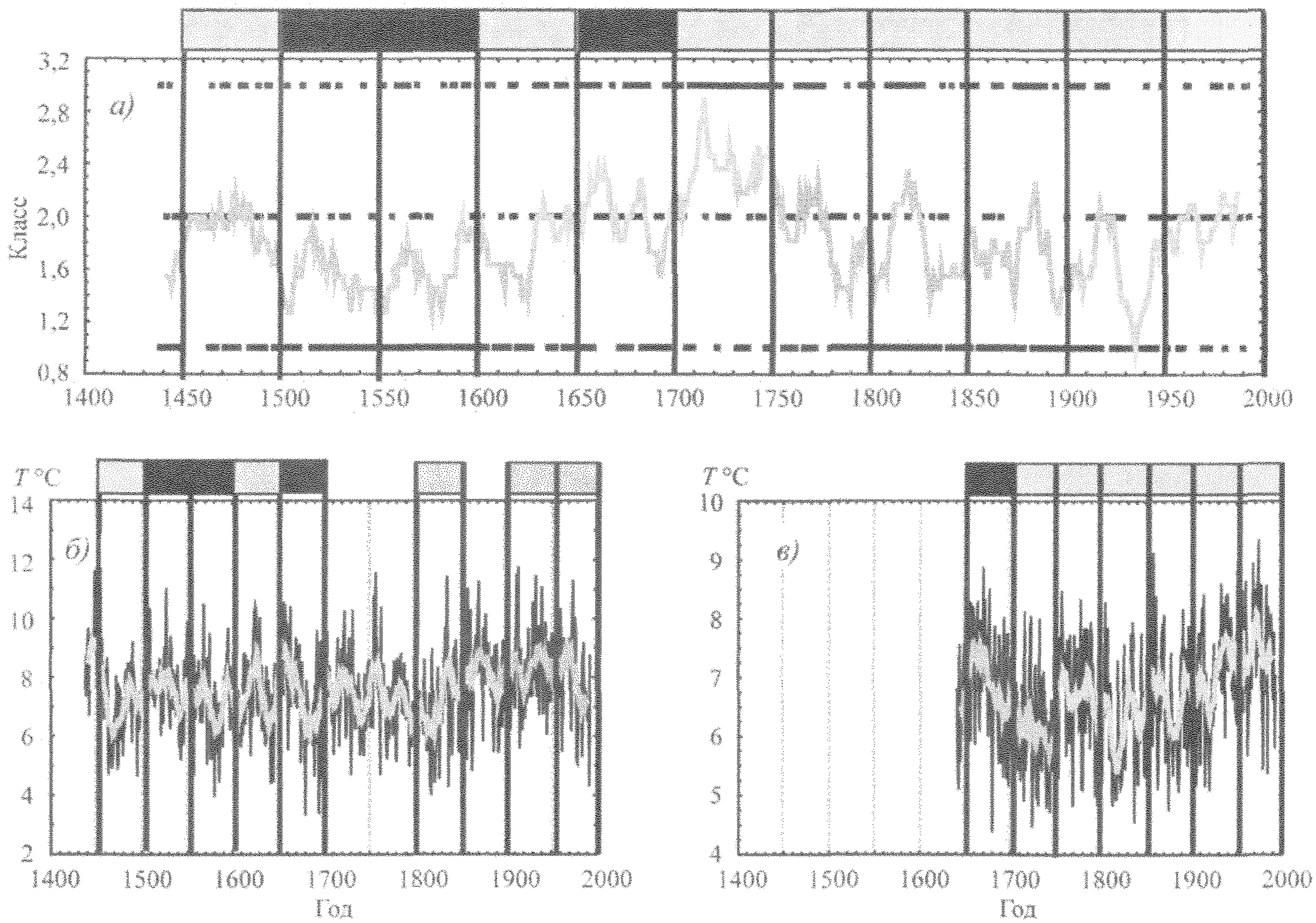


Рис. 6. Климатические реконструкции, полученные по клеточным данным.
***а* — реконструкция классов сезонов роста; *б* — раннелетняя температура; *в* — летняя температура.**

Обсуждение

В разделе „Алгоритм идентификации сезонов роста древесных растений" был предложен подход к идентификации условий сезона роста по данным клеточных измерений и приведена реконструкция наиболее информативных климатических переменных начала вегетационного периода. Ваганов и др. (Vaganov et al., 1999) показали, что дата начала вегетационного периода и раннелетняя температура являются климатическими параметрами, в наибольшей степени определяющими прирост и структуру годичных колец лиственницы на севере Евразии. На основе дискриминантного анализа были выделены характеристики клеточной структуры колец, которые являются наиболее чувствительными к тому, когда начинается сезон роста и как быстро повышается температура в его начале.

Эти данные хорошо согласуются с ранее полученными результатами других авторов. Так, радиальные параметры первых трахеид в кольце зависят от даты схода снежного покрова и соответственно даты начала вегетационного периода. Также в изменчивости размеров клеток отражаются термические условия самого начала сезона роста (Ваганов и др., 1999). Размеры клеток и толщина клеточных стенок поздней древесины, определяющие максимальную плотность колец, являются интегральными характеристиками и аккумулируют информацию об изменчивости температуры за наиболее продолжительный промежуток вегетационного периода, в том числе и его начало (Yasue et al., 1996; Ваганов и др., 1999). Необходимо отметить также, что погодные условия текущего года оказывают влияние на структуру кольца, формирующегося на следующий год.

Поскольку класс 1 соответствует наиболее благоприятным условиям роста (раннему началу сезона роста и максимальной раннелетней температуре), а класс 3 — позднему началу и минимальной накопленной температуре, то проведенная реконструкция отрицательно коррелирует с реконструкциями летней и раннелетней температуры, полученных при помощи традиционного множественного регрессионного анализа (Hughes et al., 1999; Панюшкина, Наурзбаев, 2000). Наиболее высокая корреляционная связь (от –0,30 до –0,87 ($p < 0,05$)) на 50-летних интервалах отмечается для среднелетней температуры за последние 300 лет (с 1700 по 1996 г.) (см. рис. 6). Для реконструкции раннелетней температуры значимые корреляции выявляются на меньшем числе интервалов: 1800—1850 гг. ($R_{р/л}$ = = –0,74 ($p < 0,01$)), 1900—1950 гг. ($R_{р/л} = -0,82$ ($p < 0,01$)) и 1950—1996 гг. ($R_{р/л} = -0,69$ ($p < 0,01$)). Это позволяет сделать вывод о том, что реконструированные классы условий роста более тесно связаны с интегральными летними температурными характеристиками.

Обратная связь в анализируемых реконструкциях отмечается для XVII века. Так, на интервале с 1650 по 1700 г. корреляция между реконструкцией сезонов роста и реконструируемыми температурными характеристиками становится положительной ($R_{лето} = 0,47$; $R_{р/л} = 0,47$, $p < 0,01$).

Таким образом, годы с высокой раннелетней температурой в реконструкции Hughes et al. (1999) попадают в третий, самый неблагоприятный для роста годичных колец, класс по нашей классификации. Такая связь между реконструированными рядами может быть обусловлена смещением времени перехода температуры через 0 °С (соответственно начала сезона роста) на более поздние даты и/или медленным повышением температуры в период до 22 июня. Подобная динамика температуры может быть обусловлена неординарными климатическими условиями, вызванными вековыми экстремумами солнечной активности (Шпорера и Маундера).

Проведенное сравнение реконструкции с данными других авторов показывает правомерность нового подхода к восстановлению условий в прошлом. Подобным образом могут быть реконструированы условия для любых комбинаций информативных климатических переменных, т.е. становится возможным получить более полную и подробную информацию о климатических изменениях. Предложенный подход позволяет с высоким уровнем достоверности идентифицировать годы с экстремальными условиями.

Благодарность

Авторами выражается благодарность академику Е. А. Ваганову за идейное руководство, научному сотруднику П. П. Силкину за графический материал и И. П. Панюшкиной за предоставленный материал.

Работа выполнена при финансовой поддержке интеграционных проектов СО РАН № 56 и № 95 (гранты 02-04-49938, 03-05-0650 мас).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Айвазян С. А., Бухштайер В. М., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д., 1989. Прикладная статистика. Классификация и снижение размерности. — М.: Финансы и статистика. — 607 с.

Ваганов Е. А., Шашкин А. В., Свидерская И. В., Высоцкая Л. Г., 1985. Гистометрический анализ роста древесных растений. — Новосибирск: Наука. — 102 с.

Ваганов Е. А., 1996. Механизмы и имитационная модель формирования структуры годичных колец у хвойных. — Лесоведение, № 1, с. 3—15.

Ваганов Е. А., Шиятов С. Г., Мазепа В. С., 1996. Дендроклиматические исследования в Урало-Сибирской Субарктике. — Новосибирск: Наука. — 246 с.

Ваганов Е. А., Кирдянов А. В., Силкин П. П., 1999. Значение раннелетней температуры и сроков схода снежного покрова для роста деревьев в субарктической зоне Сибири. — Лесоведение, № 6, с. 3—14.

Ваганов Е. А., Шашкин А. В., 2000. Рост и структура годичных колец хвойных. — Новосибирск: Наука. — 232 с.

Ваганов Е. А., Бриффа К. А., Наурзбаев М. М., Швейнгрубер Ф. Г., Шиятов С. Г., Шишов В. В., 2000. Длительные климатические изменения в арктической области северного полушария. — ДАН, т. 375-1, с. 103—106.

Гурская М. А., 2002. Морозобойные повреждения ксилемы хвойных деревьев в лесотундре Западной Сибири и Полярного Урала // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. — Екатеринбург. — 24 с.

Кирдянов А. В., 1999. Сравнительный анализ роста и структуры годичных колец хвойных в лесотундре в северной и средней тайге Средней Сибири. — Автореф. дисс. ... канд. биол. наук — Красноярск, Ин-т леса СО РАН. — 23 с.

Панюшкина И. В., Наурзбаев М. М., 2000. Климатическая информативность радиальных размеров трахеид в годичных кольцах лиственницы. — В кн.: Проблемы реконструкции климата и природной среды голоцена и плейстоцена Сибири. Вып. 2. — Новосибирск: Изд-во Ин-та археологии и этнографии СО РАН, с. 420—428.

Терсков И. А., Ваганов Е. А., Свидерская И. В., 1981. К методике реконструкции погодных условий по динамике роста и структуре годичных колец древесных растений. — В кн.: Пространственно-временная структура лесных биогеоценозов. — Новосибирск: Наука, с. 13—26.

Фор А., 1989. Восприятие и распознавание образов. — М.: Машиностроение. -- 276 с.

Шишов В. В., 2000. Статистическая связь между проявлениями Эль Ниньо и летней температурой в Субарктике Сибири. — ДАН, т. 375-5, с. 676—679.

Шиятов С. Г., 1986. Дендрохронология верхней границы леса на Урале. — М.: Наука. - - 136 с.

Bradley R. S., Jones P. D., 1993. "Little Ice Age" summer temperature variations:their nature and relevance to recent global warming trends. — Holocene, N 3, p. 367—376.

Briffa K. R., Jones P. D., Schweingruber F. H., Shiyatov S. G., Cook E. R., 1995. Unusual twentieth-century summer warmth in a 1,000-year temperature record from Siberia. — Nature, v. 376, p. 156—159.

Briffa K. R., Schweingruber F. H., Jones P. D., Osborn T. J., Harris I. C., Shiyatov S. G., Vaganov E. A., Grudd H., 1998. Trees tell of past climates: but are they speaking less clearly today? Phil. Trans. R. Soc. Lond., v. 353, p. 65—73.

Briffa K. R., Osborn T. J., Schweingruber F. H., Harris I. C., Jones P. D., Shiyatov S. G., Vaganov E. A., 2001. Low frequency temperature variations from a northern tree-ring density network. — J. Geoph. Res., v. 106, p. 2929—2941.

D'Arrigo R. D., Jacoby G. C., 1992. Dendroclimatic evidence from northern North America. — In: Climate since A.D. 1500. — London, Routledge, p. 296—311.

Fritts H. C., 1976. Tree-rings and climate. — London, New York, San Francisco: Acad. Press. — 576 p.

Jacoby G. C., D'Arrigo R. D., 1989. Reconstructed Northern Hemisphere annual temperature science 1671 based on high-latitude tree-ring data from North America. — Climatic Change, v. 14, p. 39—59.

Jacoby G. C., D'Arrigo R. D., 1995. Tree ring width and density evidence of climatic and potential forest change in Alaska. — Global Biochemical Cycles, v. 9, N 2, p. 227—234.

Jones P. D., Briffa K. R., 1992. Global surface air temperature variations during the twentieth centure: Pt 1. Spatial, temporal and seasonal details. — The Holocene, v. 2, p. 174—188.

Hughes M. K., 1995. Tree-rings and the challenge of global change research. — In: Tree-Rings. From the Past to the Future: Proc. Intern. Workshop on Asian and Pacific Dendrochronology. — Tsucuba, Forestry and Forest Prod. Res. Publ., p. 1—7.

Hughes M. K., Vaganov E. A., Shiyatov S., Touchan R., Funkhouser G., 1999. Twentieth-century summer warmth in northern Yakutia in a 600-year context. — The Holocene, v. 9, N 5, p. 629—634.

Keeling C. D., Chin J. F. S., Whorf T. P., 1996. Increased activity of northern vegetation inferred from atmospheric CO_2 measurements. — Nature, v. 382, p. 146—149.

Kelly P. M., Jones P. D., Sear S. B., Cherry B. S. G., Tavakol R. K., 1982. Variations in surface air temperature: Part 2. Arctic regions, 1881—1980. — Month. Wea. Rev, v. 110, p. 71—83.

Mann M. E., Bradley R. S., Hughes M. K., 1998. Global scale temperature patterns and climate forcing over the past six centures. — Nature, v. 392, p. 779—788.

Munro M. A. R., Brown P. M., Hughes M. K., Garsia E. M. R., 1996. Image analysis of tracheid dimensions for dendrochronological use. In: Tree rings, environment and humanity / J. S. Dean, D. Meko and T. Swetnam Eds. — Dep. of Geosciences, Univ. of Arizona Tucson, Ariz. Radiocarbon (Spec. Issue), p. 843—851.

Myneni R. B., Keeling C.D., Tucker J., Asrar G., Nemani R. R., 1997. Increase plant growth in the northern high latitudes from 1981—1991. — Nature, v. 386, p. 698—702.

Naurzbaev M. M., Vaganov E. A., 2000. Variation of early summer and annual temperature in the East of Taymir and Putoran (Siberia) over the last two millenia inferred from tree-rings. — J. Geoph. Res., v. 105, N 6, p. 7317—7327.

Schweingruber F. H., 1996. Tree Rings and Environment. Dendroecology. Birmensdorf Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. — Berne, Stuttgart, Vienna Haupt. — 609 p.

Vaganov E. A., 1990. The tracheidogramm method in tree-ring analysis and its application / Methods of Dendrochronology / E. Cook, L. Kairiukstis Eds. — Dordrecht: Cluwer Acad. Publ. p. 63 —75.

Vaganov E. A., Hughes M. K., Kirdyanov A. V., Schweingruber F. H. Silkin P. P., 1999. Influence of snowfall and melt timing on tree growth in subarctic Eurasia. — Nature, v. 400, N 6740, p. 149—151.

Wimmer R., Strumia G., Holawe F., 2000. Use of false rings in Austrian pine to reconstruct early growing season precipitation. — Can. J. For. Res., N 30, p. 1691—1697.

Yasue K., Funada R., Fukazawa K., Ohtani J., 1996. The effect of climate on the variation in maximum density of *Picea glehnii* Mast. and associated changes in tracheid dimensions. — Dendrochronologia, N 14, p. 89—97.

Yasue K., Funada R., Kobayashi O., Ohtani J., 2000. The effect of tracheid dimensions on variations in maximum density of *Picea glehnii* and relationships to climatic factors. -- Trees, N 14, p. 223—229.

Zhou L., Tucker C. J., Kaufmann R. K., Stayback D., Shabanov N. V. Myneni R. B., 2001. -- J. Geoph. Res., v. 106, N D17, p. 20 069—20 083.

ПОТЕНЦИАЛЬНЫЙ АРЕАЛ МАЛЯРИИ НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ, ОПРЕДЕЛЯЕМЫЙ ФАКТОРОМ ТЕМПЕРАТУРЫ: СОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ

В. В. Ясюкевич, Е. С. Гельвер

РФ, 107258 Москва, ул. Глебовская, д. 20Б, Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, Victor_PEMME@comcor.ru

Реферат. На основании анализа суточных данных о приповерхностной температуре воздуха в XX веке выявлено изменение потенциальных ареалов, определяемых фактором температуры, для возбудителей двух видов малярии, *P. vivax* и *P. falciparum*, на территории России за период 1966—1995 гг. в сравнении с периодом 1936—1965 гг. Рассмотрен также сценарий таких изменений в 1996—2025 гг. Показано, что некоторое сокращение потенциальных ареалов наблюдается в основном в европейской части России, а расширение — в азиатской части. Это будет характерно и для начала XXI века при сохранении современных тенденций в изменении климата. Сопоставление указанных изменений с данными о плотности населения России позволяет сделать вывод о том, что потепление климата не обязательно приводит к ухудшению эпидемиологической ситуации в отношении рассматриваемых видов малярии.

Ключевые слова. Малярия, температурные условия, потенциальный ареал, климатогенные изменения, территория России.

TEMPERATURE-DETERMINED POTENTIAL RANGE OF MALARIA IN RUSSIA: CURRENT TENDENCIES

V. V. Yasukevich, E. S. Gelver

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS, 20B, Glebovskaya str., 107258, Moscow, Russia, Victor_PEMME@comcor.ru

Abstract. A change in temperature-determined potential range of two species of malaria, *P. vivax* and *P. falciparum*, over Russia territory in 1966—1995 vs., 1936—1965 was detected through analysing daily data on surface air temperature in XX century. A scenario for 1996—2025 was also developed. It was shown that certain reduction of potential range occurred in the european part of Russia, while an extension was found in the asian part. The similar situation will take place in the beginning of XXI century under business-as-usual assumption with regard to climatic tendencies. Analysis of these tendencies along with data on human population density in Russia showed that warming does not necessarily leads to worsening of epidemiological situation with respect to the malaria species mentioned above.

Keywords. Malaria, temperature conditions, potential range, climate-driven changes, Russia territory.

Введение

Глобальные изменения климата и их социально-экономические, экологические и медико-биологические последствия находятся сейчас в центре внимания многих национальных и международных групп исследователей (Climate Change 2001, 2001a,b). Изменение температуры воздуха на территории России в течение XX века недавно выявлено методами статистической климатологии Г. В. Грузой и Э. Я. Раньковой (Груза, Ранькова, 2001; Груза и др., 2001). Долговременные тенденции изменения температуры оказались неодинаковыми не только в различных регионах, но и в различные сезоны в пределах одного региона.

Многое из происходящего в животном и растительном мире зависит от климатических параметров приземного слоя атмосферы, в первую очередь от температуры. В качестве примеров можно привести фенологические явления, развитие и распространение различных сельскохозяйственных вредителей, возбудителей болезней человека и животных и их переносчиков. Данная работа посвящена оценке влияния изменения климата (как наблюдавшегося в XX веке, так и прогнозируемого для XXI века) на распространение малярии в России.

Малярия является одной из самых распространенных инфекций на земном шаре. В мире ежегодно возникает от 300 до 500 млн. клинических случаев малярии, и 80 % из них приходится на Африку. Около миллиона людей каждый год умирает от малярии. Наиболее велика смертность детей в странах Африки. В современной России малярия не относится к острым проблемам здравоохранения. Однако некогда и в России малярия была самым обычным заболеванием. С 1900 по 1914 г. в Российской Империи ежегодно регистрировалось от 3 до 3,5 млн. больных (Лейзерман, 1943). В 20—30-е годы XX века заболеваемость в РСФСР также была очень высокой. Так, в 1923 г. показатель заболеваемости (число больных на 10 000 человек) составил 442,5, а в 1924 г. — 446,4. К концу десятилетия заболеваемость снизилась, в 1929 г. показатель заболеваемости составил 166,8. В 30-е годы отмечался существенный рост заболеваемости малярией, который достиг пика в 1934—1935 гг. Показатель заболеваемости составил 457,8 и 453,7 соответственно, или в абсолютных цифрах 5319 018 и 5371 743 больных. Всего же в СССР в 1934 и 1935 гг. было зарегистрировано 9477 007 и 9023 909 больных малярией. В дальнейшем в результате реализации программы борьбы с малярией появилась устойчивая тенденция к снижению заболеваемости. В 1940 г. в РСФСР было зарегистрировано уже только 1912 386 больных. В послевоенные годы искоренение малярии в СССР продолжалось, показатель заболеваемости в 1950 г. составил 43,7, а

в 1951 и 1952 гг. снизился до 19,2 и 9,9 соответственно (Васильев, 2000). В начале 60-х годов было объявлено, что проблема малярии в СССР решена и это заболевание ликвидировано.

В настоящее время в России ежегодно регистрируется от нескольких сотен до тысячи случаев заболевания малярией, в подавляющем большинстве завозные. Местные случаи заболевания единичны (Баранова, 2000; Баранова, Сергиев, 2000; Баранова и др., 2001). Однако большое число видов переносчиков (на территории России зарегистрировано 12 видов переносчиков, однако, разумеется, роль различных видов в эпидемическом процессе неодинакова), местами значительная их численность и подходящие для развития возбудителя в переносчике климатические условия на существенной части территории России (Шипицына, 1964; Артемьев и др., 2000) позволяют охарактеризовать эпидемиологическую ситуацию по малярии как потенциально опасную. Опасность еще более усугубляется в связи с повышением миграционной активности населения и социальным неблагополучием некоторой его части при настоящем состоянии российской экономики. В ряде стран ближайшего географического окружения России эпидемиологическая ситуация может быть охарактеризована как неблагополучная. Эти страны являются источником для завоза малярии на территорию России (Ясюкевич, 2002).

Для эпидемического процесса трансмиссивных заболеваний, к которым относится и малярия, характерно наличие так называемой эпидемиологической триады: возбудителя (для малярии — гемоспоридии из рода *Plasmodium*), позвоночного хозяина (в данном случае человек) и членистоногого переносчика (для малярии человека — комары рода *Anopheles*). Часть цикла развития возбудителя малярии проходит в позвоночном хозяине, а часть — в переносчике (подробное описание жизненного цикла *Plasmodium* см.: Лобан, Полозок, 1983; Лысенко, 1986). Строго говоря, с точки зрения классической паразитологии хозяином возбудителя малярии является комар, так как именно в его организме происходит половой процесс паразита, а переносчиком — человек, в организме которого встречаются только бесполые формы *Plasmodium*. Медицинская же паразитология ставит во главу угла человека, страдающего от малярии, а комар выступает в роли агента, переносящего заразное начало от больного человека к здоровому.

Возбудитель малярии на протяжении своего жизненного цикла попеременно обитает во внутренней среде двух организмов — позвоночного хозяина (человека) и членистоногого переносчика (комара). С внешней средой возбудитель малярии не контактирует, он не способен в ней выживать. Поэтому любое климатическое воздействие на возбудителя осуществляется не прямо, а опосредованно, через изменения параметров внутренней среды соответствующих организмов. Влияние климатических факторов на возбудитель, обитающий в организме человека, сказывается лишь постольку, поскольку климат сказывается на хозяйственной деятельности человека,

плотности населения и других социально-экономических факторах (напомним, что человек относится к теплокровным организмам, постоянство параметров внутренней среды которых (гомеостаз) поддерживается с высокой точностью).

Возбудитель в той части цикла развития, которая проходит в переносчике, в значительной степени зависит от климата. Как переносчики, так и возбудители болезней имеют свои специфические пределы по различным факторам (пределы выживаемости, пределы развития, зону оптимума), которые ограничивают их распространение. Различие между возбудителем и переносчиком состоит в том, что для возбудителя ведущим климатическим фактором является температура. Переносчики — пойкилотермные животные, и изменения температуры внешней среды тут же сказываются на изменении температуры внутренней среды организма переносчика, где и обитает возбудитель, хотя указанные температуры могут быть не вполне тождественны. Известно, что при небольшой влажности температура тела переваривающей кровь самки понижается по отношению к окружающей температуре на 1—3 °С, а при высокой влажности и температуре ниже 25 °С повышение температуры тела комара может достигать 1 °С. Даже небольшие отклонения температуры тела комара могут сказываться на развитии возбудителя малярии, а также на процессе переваривания крови и развитии яичников. Это особенно важно на северной границе ареала, в условиях, близких к нижнему температурному порогу развития (Виноградская, 1969). Другие факторы, например освещенность, влажность, осадки, действуют на возбудителя малярии опосредованно, через параметры внутренней среды переносчика. Экспериментально показано, что заражаемость комаров *An. sacharovi* возбудителем малярии кур *Plasmodium gallinaceum* зависит от состояния репродуктивной системы: возбудитель обнаруживается только у тех самок, у которых после питания кровью развились яйца. Вероятно, это связано с балансом основных гормонов насекомых — экдизона и ювемона, тем более, что у самок, получавших с углеводной подкормкой трихопол (производное имидазола — эта группа веществ блокирует синтез экдизона), указанная выше закономерность не соблюдается (Расницын и др., 1993; Званцов, Ясюкевич, 1994; Ясюкевич, Званцов, 1999). Изменение длины светового дня индуцирует диапаузу у комаров и соответствующее изменение гормонального статуса, а это может сказаться и на восприимчивости переносчика к возбудителю малярии, как в приведенном выше примере.

Известно четыре вида возбудителей малярии человека: *P. vivax*, *P. falciparum*, *P. malariae* и *P. ovale*. Наибольшую опасность для условий России представляет первый вид. Возбудитель трехдневной малярии *P. vivax* характеризуется наиболее широким мировым ареалом и самым низким температурным порогом развития. К нему восприимчивы почти все виды малярийных комаров *Anopheles*, в том числе и характерные для фауны России. Он обладает полиморфизмом по признаку длительности эк-

зоэритроцитарной шизогонии, что объясняется наличием двух типов спорозоитов: тахиспорозоитов, дающих короткую инкубацию (6—8 дней), и брадиспорозоитов, дающих длительную инкубацию (до 6—14 месяцев). Биологический смысл этого явления состоит в том, что возбудитель у человека, заразившегося в начале осени, не проявляет себя в течение холодного периода года, а клинические проявления малярии развиваются на следующую весну, когда комары вылетают с зимовки и хватает тепла для развития возбудителя в переносчике. Таким образом достигается адаптация к переживанию возбудителем холодного периода года, когда невозможна передача его через комаров (Лобан, Полозок, 1983; Лысенко, 1986).

Тропическая малярия, вызываемая *P. falciparum*, отличается самым тяжелым течением, большим количеством осложнений и наибольшей летальностью. Несмотря на меньший по сравнению с *P. vivax* и *P. malariae* ареал, *P. falciparum* обусловливает 50 % заболеваемости малярией в мире и 98 % всех летальных исходов (Morton, 1951, цит. по: Лобан, Полозок, 1983). Ситуацию с завозом и возможностью укоренения тропической малярии на территории России трудно охарактеризовать столь же однозначно, как аналогичную ситуацию с трехдневной малярией. С одной стороны, завоз возбудителя этого вида можно считать менее опасным для России, чем завоз *P. vivax*. Это связано с отсутствием рецидивов и практической невосприимчивостью комаров, распространенных в Европе и России, к тропическим штаммам *P. falciparum* (Бибикова и др., 1977; Дашкова, 1977; James, 1931; Shute, Maryon, 1951, 1954, цит. по: Лобан, Полозок, 1983). Тропическая малярия в первой трети XX века на территории России и СССР отмечалась в южных районах, особенно в Средней Азии (Лобан, Полозок, 1983; Лысенко, 1986). Можно предположить, что меры по ликвидации малярии, предпринятые в Советском Союзе в 30—40-х годах XX века, позволили полностью уничтожить штаммы *P. falciparum*, адаптированные к климатическим условиям России и местным переносчикам. С другой стороны, эндемические очаги тропической малярии существуют и поныне в южной части Таджикистана, в Афганистане, Иране (Алиев, 2000; Алиев, Сапарова, 2001; Мустафа, 2000; Дост, Муслим, 2001; Арши и др., 2000). В любом случае тяжесть течения этого заболевания требует уделять ему пристальное внимание.

Четырехдневная малярия (возбудитель *P. malariae*) в первой половине XX века отмечалась в южных районах СССР, но после проведения кампании по ликвидации малярии местные случаи давно не регистрируются, а завозных очень мало по сравнению со случаями завоза *P. vivax* и *P. falciparum*. Четвертый возбудитель малярии человека — *P. ovale* — на территории России и Советского Союза в виде эндемичных случаев никогда не встречался (Лобан, Полозок, 1983; Лысенко, 1986).

В силу этих соображений в настоящей работе мы решили ограничиться рассмотрением последствий изменения климата только для двух видов возбудителей малярии человека — *P. vivax* и *P. falciparum*.

Процесс формирования ареалов живых организмов очень сложен и зависит от большого числа факторов. В частности, для формирования реального ареала малярии необходимы не только благоприятные для развития возбудителя и переносчика климатические условия, но и наличие подходящих мест для выплода и зимовки переносчиков, определенное сочетание социально-экономических условий обитания человеческих популяций. Последний фактор для формирования ареалов заболеваний человека часто бывает наиболее весомым. Тем не менее для первичной оценки значимости проблемы, вынесенной в заголовок статьи, мы решили ограничиться анализом влияния только одного климатического фактора — температуры, оставив пока за рамками данной работы все остальные факторы, значимостью которых мы вовсе не пренебрегаем.

Методы и материалы

Известно, что приемлемость температурного режима данного года для развития возбудителей малярии в переносчике описывается пороговой моделью (Мошковский, Рашина, 1951; Detinova et al., 1962):

$$\sum_{d} \max\{(T_d - T_*), 0\} > C. \qquad (1)$$

Здесь T_d — среднесуточная температура воздуха (°C) в окружающей среде в день d в данном году, T_* — пороговое для развития возбудителя в переносчике значение температуры (°C), C — константа. При выполнении этого неравенства процесс спорогонии успевает осуществиться в течение данного года как минимум один раз. Значения параметров T_* и C для рассматриваемых двух видов возбудителей — *P. vivax* и *P. falciparum* — заметно различаются. Для трехдневной малярии они равны 14,5 °C и 105 градусо-дней соответственно, а для тропической — 16 °C и 111 градусо-дней. Таким образом, возбудитель тропической малярии более требователен к теплу (Мошковский, Рашина, 1951; Detinova et al., 1962).

В качестве исходной информации о среднесуточном значении температуры использовались ряды данных метеонаблюдений с 223 метеорологических станций международного обмена, расположенных на территории России и соседних стран (территория бывшего СССР). Такие ряды для всего периода наблюдений до 1995 г. включительно были депонированы Всероссийским институтом гидрометеорологической информации — Мировым центром данных (ВНИИГМИ—МЦД Росгидромета) в сети INTERNET для свободного использования (http://www.meteo.ru/). Отсутствующие данные или же данные, имеющие не наивысший флаг качества, были заменены интерполированными данными в соответствии с алгоритмом, изложенным в работе Семенова, Гельвер (2001). Их количество было в целом незначительно. Годовой ход среднесуточной температуры выделялся в соответствии с этим же алгоритмом.

Для каждой из метеостанций определялась доля лет P_v и P_f (нижний индекс повторяет первую букву видового названия), пригодных для успешного развития каждого из рассматриваемых возбудителей малярии в переносчике, за определенные периоды времени, а именно за 1936—1965 и 1966—1995 гг. Далее эти значения интерполировались на всю территорию России с пространственным разрешением 1° × 1° геоинформационными средствами — с помощью детерминистического интерполятора (Арский и др., 1999; Гельвер, 2002).

Мера благоприятствования климатических (многолетних) условий температурного режима данной географической точки для возникновения малярии как заболевания моделировалась бинарным индексом S, который был равен нулю, если $P < 0{,}9$, и единице, если $P \geq 0{,}9$. Этот индекс вычислялся для каждого квадрата одноградусной сетки для обоих тридцатилетних периодов и для каждого из видов возбудителя малярии (S_v и S_f). На конечном этапе при построении картосхем значений этих индексов, а также изменений их значений за период 1966—1995 гг. по сравнению с периодом 1936—1965 гг. использовался геоинформационный пакет MAPINFO. Такие картосхемы описывают потенциальный ареал малярии человека, определяемый лишь температурными условиями, и его изменения.

В ходе работы над сценарием распространения малярии на территории России за период 1996—2025 гг. нами были рассмотрены несколько вариантов изменения климата. В конечном счете мы остановились на таком варианте, в котором выявленные для XX века тенденции изменения климата (Груза, Ранькова, 2001; Груза и др., 2001; Семенов, Гельвер, 2002а, б) сохранятся и в первой четверти XXI века. В остальном методика расчета и критерии оценки идентичны описанным выше.

Результаты

XX столетие характеризуется повышением глобальной среднегодовой температуры (Climate Change 2001, 2001a). Как показали наши исследования (Семенов, Гельвер, 2002а, б), в среднем по территории бывшего СССР в 1966—1995 гг. по сравнению с 1936—1965 гг. повышение среднегодовой температуры составило 0,3 °С. Региональные особенности этого процесса для территории России представлены на рис. 1. Однако изменения температурного режима коснулись не только средних значений. Изменился годовой ход среднесуточной температуры. По нашим оценкам, амплитуда годового хода среднесуточной температуры в среднем по территории бывшего СССР в 1966—1995 гг. уменьшилась по сравнению с 1936—1965 гг. на 0,4 °С. На рис. 2 показаны особенности изменения среднеквадратического отклонения годового хода среднесуточной температуры от средней для территории России. Поскольку годовой ход среднесуточной температуры имеет форму, весьма близкую к синусоидальной, то совместный эф-

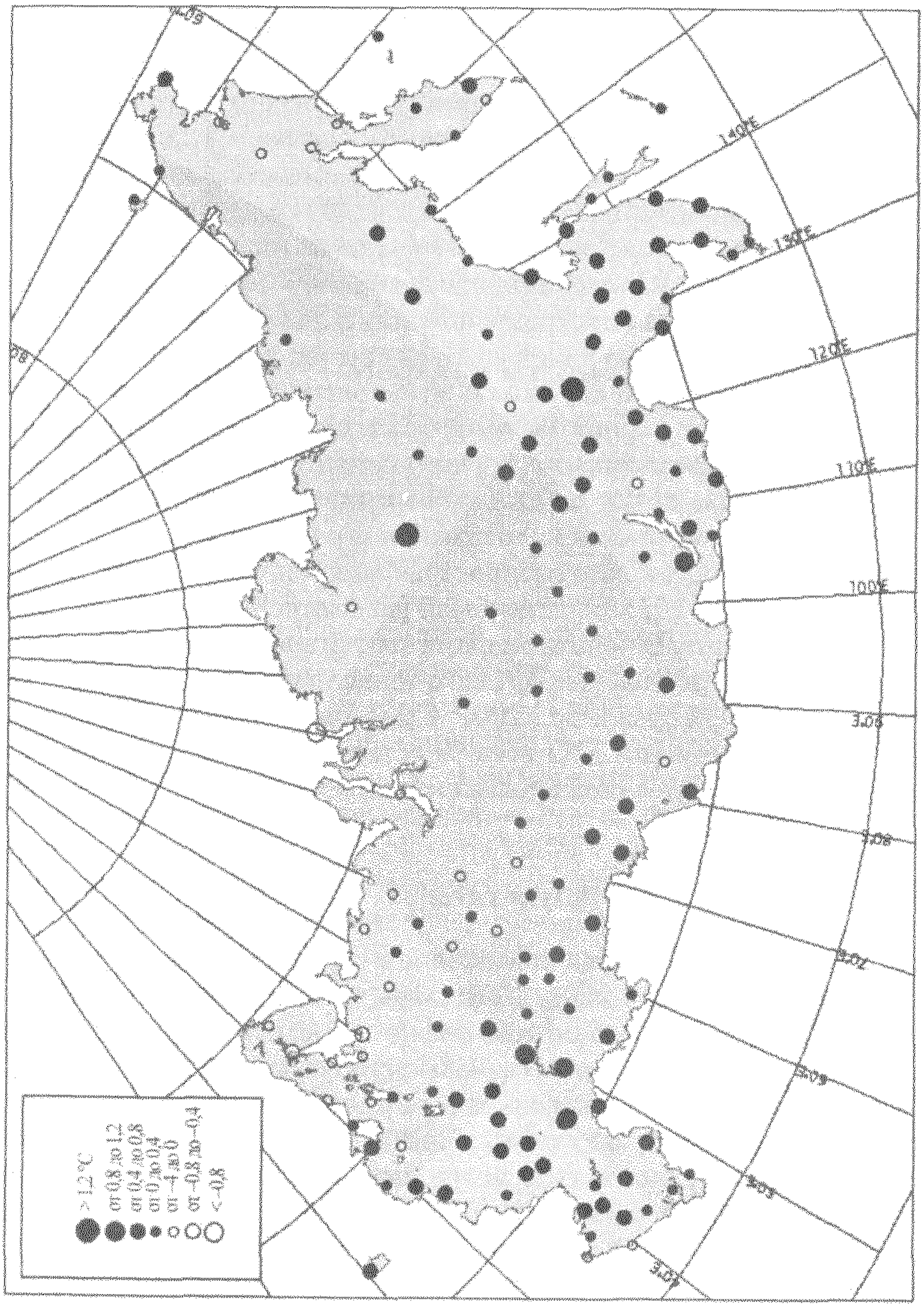


Рис. 1. Изменение средней температуры (°C) в период 1966—1995 гг. по сравнению с периодом 1936—1965 гг.

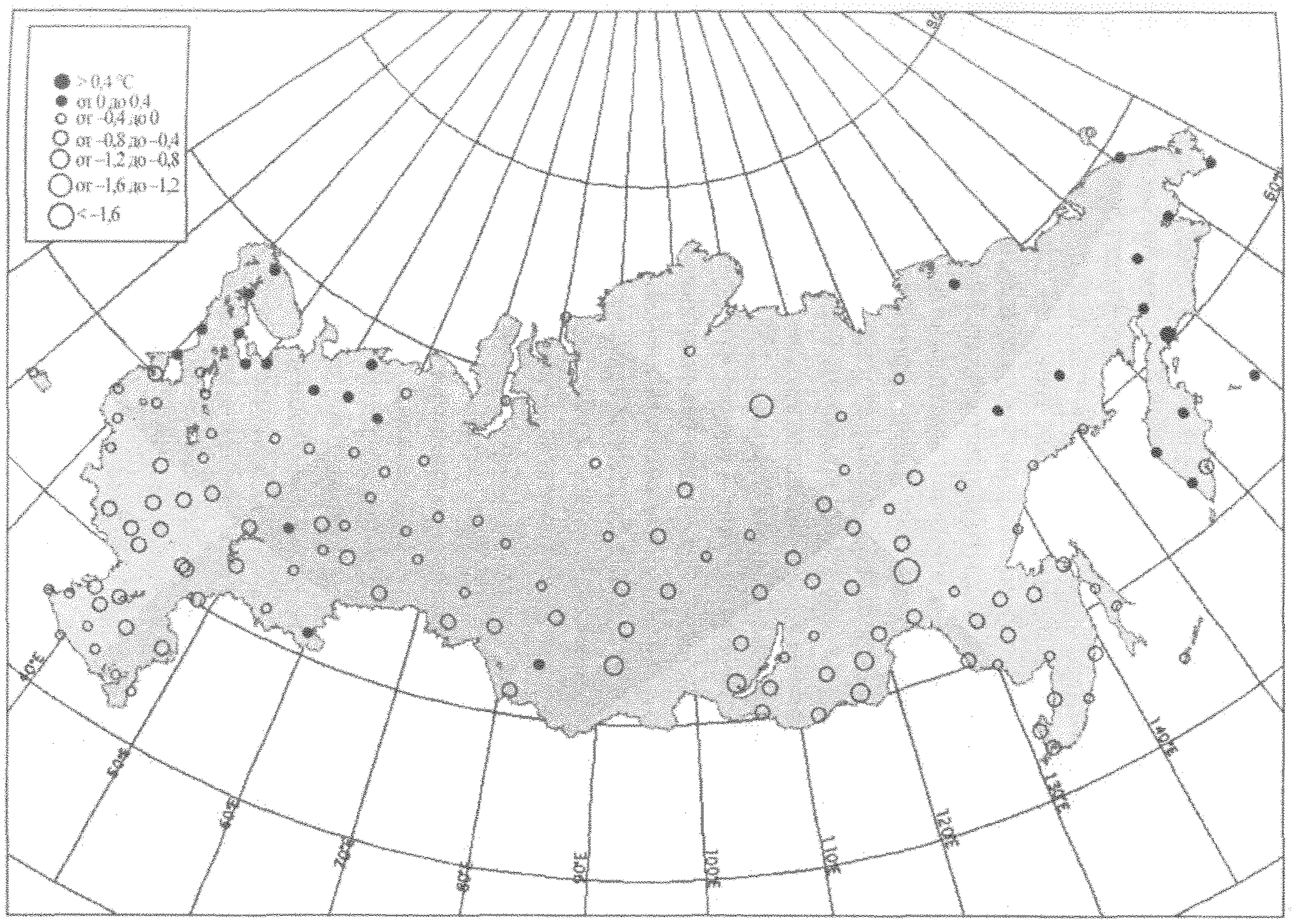


Рис. 2. Изменение среднеквадратического отклонения (°С) годового хода среднесуточной температуры от средней в период 1966—1995 гг. по сравнению с периодом 1936—1965 гг.

фект двух описанных изменений на большей части территории России приводит к заметному потеплению лишь в холодное время года. В теплое время года возможно даже некоторое похолодание. Это не противоречит результатам, полученным Г. В. Грузой с соавторами (2001).

Изменения климата не могут не сказываться на распространении малярии и других трансмиссивных заболеваний. Однако вследствие того, что важнейшая климатозависимая часть цикла развития возбудителей малярии — развитие в переносчике — происходит в теплое время года, увеличение среднегодовой температуры не обязательно является стимулирующим фактором для этого процесса. Здесь начинают играть значительную роль сезонные особенности температурных трендов. Как показано выше, сезонные особенности изменения температуры в приземном слое атмосферы на территории России таковы, что существенных изменений благоприятствования температурного режима для развития возбудителей малярии в переносчике может и не возникнуть. Это подтвердили наши прямые расчеты, выполненные с использованием критерия (1).

На рис. 3 представлены зоны на территории России с благоприятным ($S_v = 1$) и неблагоприятным ($S_v = 0$) температурным режимом для передачи трехдневной малярии и их изменения в период 1966—1995 гг. по сравнению с периодом 1936—1965 гг. Из рис. 3 видно, что за последние три десятилетия произошло некоторое увеличение благоприятной зоны, заметное на территории южной части Эвенкийского автономного округа, в некоторых районах Красноярского края и Якутии, а также в Приморье. Однако в некоторых районах Иркутской и Амурской областей, Хабаровского края и южной части Якутии, а также Вологодской, Архангельской, Пермской областей, Республики Коми, Коми-Пермяцкого и Ханты-Мансийского автономных округов произошло, наоборот, сокращение благоприятной зоны.

На рис. 4 представлены данные по тропической малярии. Благоприятная для *P. falciparum* зона ($S_f = 1$) существенно меньше, чем для *P. vivax*. Это связано, в частности, с более высоким температурным порогом развития возбудителя тропической малярии в переносчике. Изменения благоприятной ($S_f = 1$) и неблагоприятной ($S_f = 0$) зон в период 1966—1995 гг. по сравнению с периодом 1936—1965 гг. в качественном отношении те же, что и для *P. vivax*. Наблюдается небольшое увеличение благоприятной зоны на территории некоторых районов Томской области и Красноярского края и гораздо более существенное ее сокращение в европейской части России (на территориях, прилегающих к параллели 56° с. ш. и ограниченных Владимирской областью на западе и Курганской областью на востоке), в Предбайкалье и Забайкалье по южной границе России (в Республике Тува и Бурятии, в Читинской области), а также в некоторых районах Дальнего Востока (в Амурской области, в Хабаровском и Приморском крае) и Якутии.

Масштабы этих изменений можно в целом оценить как весьма умеренные.

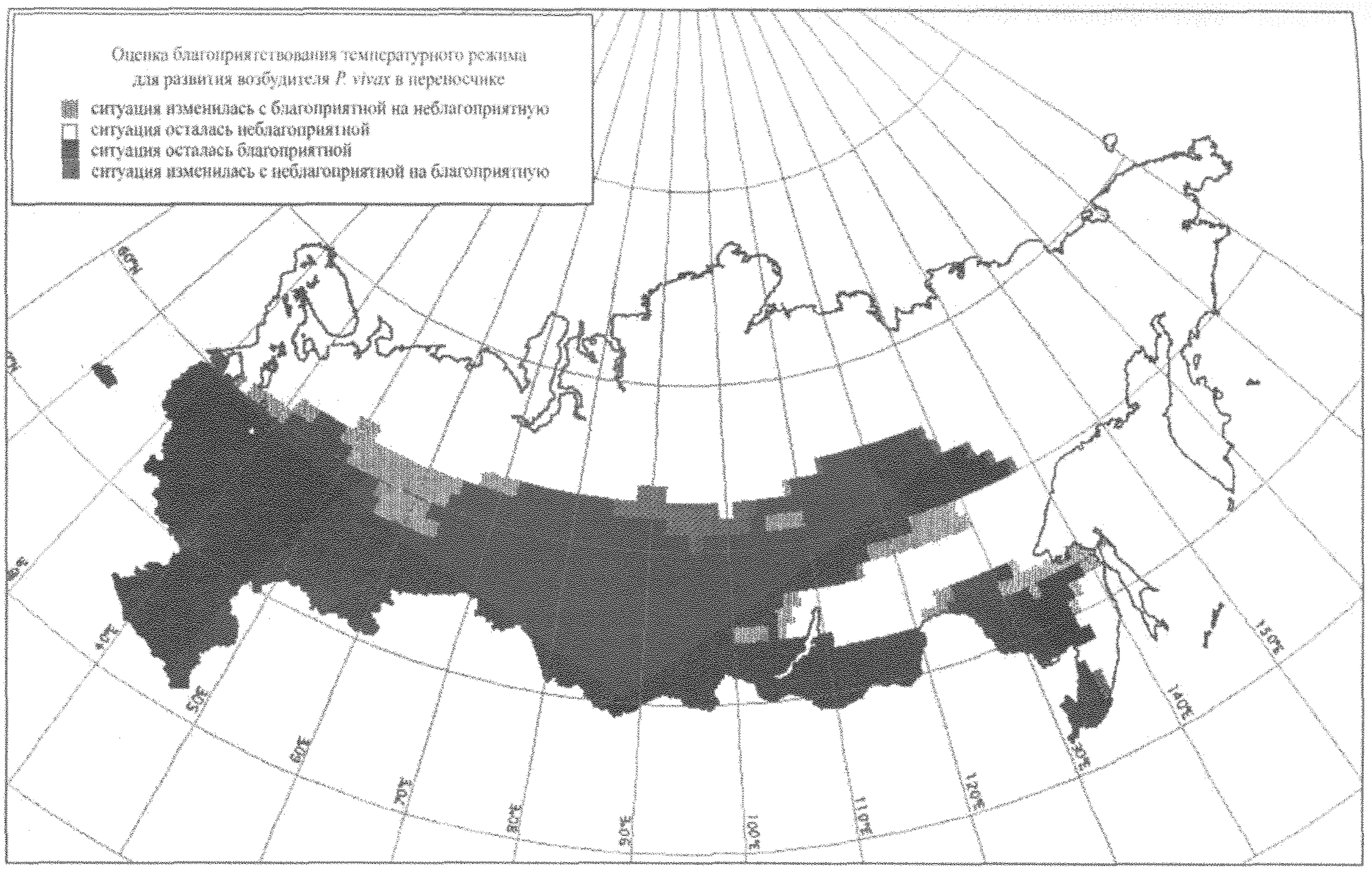


Рис. 3. Потенциальный ареал *P. vivax* на территории России в 1936—1965 гг. и его изменение в 1966—1995 гг.

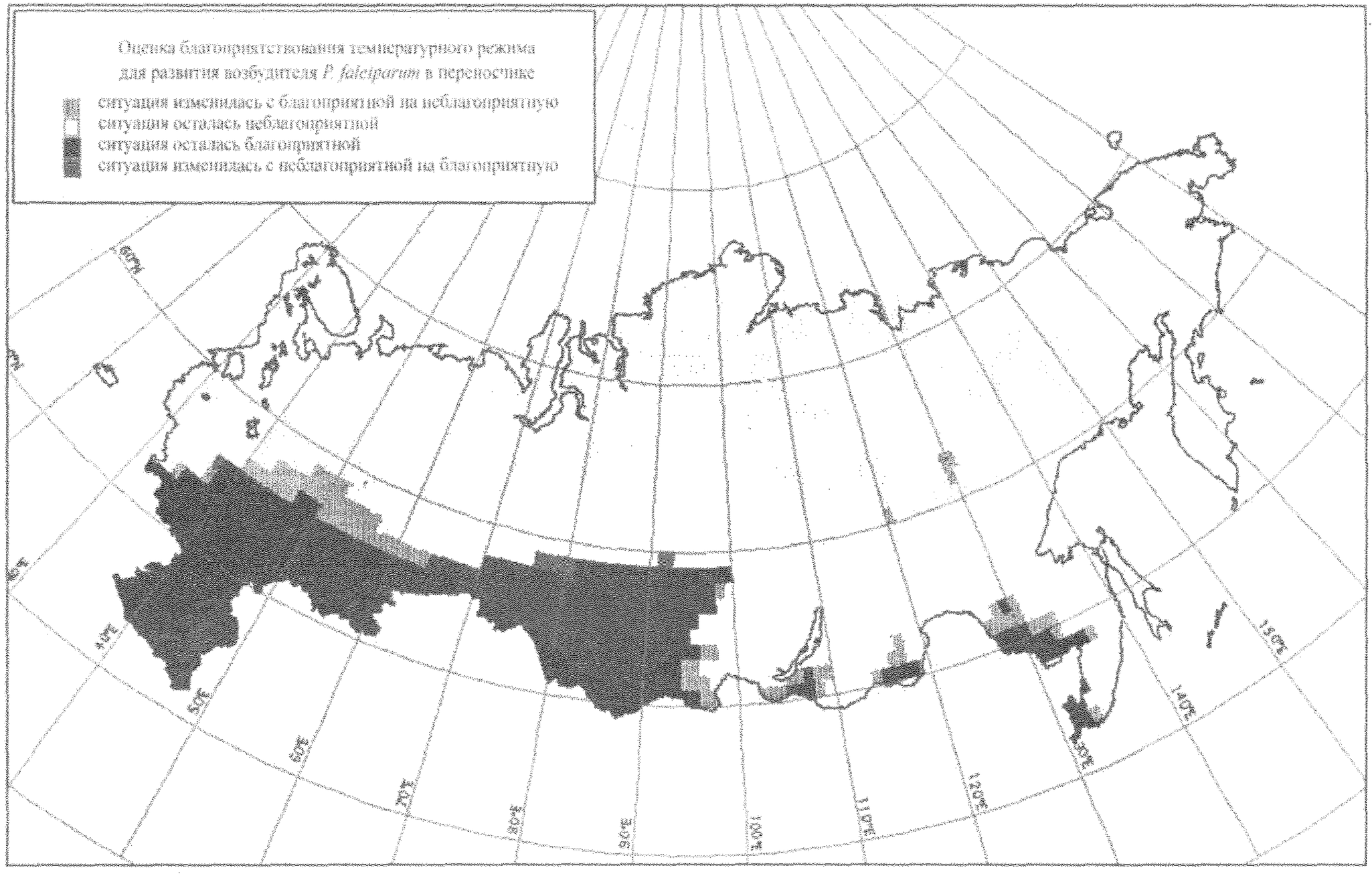


Рис. 4. Потенциальный ареал *P. falciparum* на территории России в 1936—1965 гг. и его изменение в 1966—1995 гг.

Если принять, что тенденции изменения климата на территории России, выявленные в течение XX века (Груза, Ранькова, 2001; Груза и др., 2001; Семенов, Гельвер, 2002а, б), сохранятся и в XXI веке, к 2025 г. можно ожидать следующих изменений потенциального ареала возбудителей малярии.

Из рис. 5 видно, что самое значительное увеличение потенциального ареала трехдневной малярии будет наблюдаться в северных районах Красноярского края, в восточных районах Ямало-Ненецкого АО и на западе Эвенкийского АО. Незначительные увеличения ареала будут наблюдаться также в Республике Саха и в Приморском крае. Сокращение ареала произойдет в европейской части России (небольшие территории, расположенные между 40° в. д. и 70° в. д. и ограниченные 57° с. ш. на юге и 62° с. ш. на севере), в Иркутской области, на востоке Эвенкийского АО и в Республике Саха, а также в Амурской области и Хабаровском крае.

На рис. 6 показан аналогичный сценарий распространения тропической малярии. Качественно изменения те же, что и для *P. vivax*, с той лишь разницей, что потенциальная область распространения *P. falciparum* существенно меньше. Расширение ареала произойдет в центральных областях Красноярского края, на севере Томской области, также на небольших территориях на востоке Ханты-Мансийского АО, Тюменской области и в Приморском крае. Сокращение ареала будет иметь место в европейской части России в областях, прилегающих к параллели 55° с. ш., а именно в Московской, Нижегородской, Рязанской, Владимирской, Тульской, в некоторых районах Калужской и Орловской областей, а также на значительных территориях Республики Мордовия, Чувашской Республики и Республики Марий Эл, в северных районах Республики Башкортостан и Челябинской области, а также на востоке Республики Татарстан и в Курганской области. В азиатской части России за пределами потенциального ареала тропической малярии окажутся небольшие участки на юго-востоке Красноярского края, в Республике Тува, в южных районах Республики Бурятия, Читинской и Амурской областей, а также Хабаровского края и Еврейской АО.

Из представленных на рис. 5 и 6 картосхем видно, что расширение ареалов обоих рассматриваемых видов малярии человека будет происходить несколько более масштабно, чем их сокращение. Казалось бы, это должно означать ухудшение эпидемиологической ситуации по малярии в России. Однако расширение ареалов происходит в азиатской части страны, где плотность населения невелика (рис. 7) (Численность населения…, 2001), а сокращение, наоборот, имеет место в густо населенной европейской части России. Конечно, сравнение данных сценарного прогноза распространения малярии к 2025 г. и данных по плотности населения для 2001 г. не является абсолютно строгим, но у нас нет оснований полагать, что распределение населения по территории Российской Федерации изменится за ближайшие 25 лет кардинальным образом.

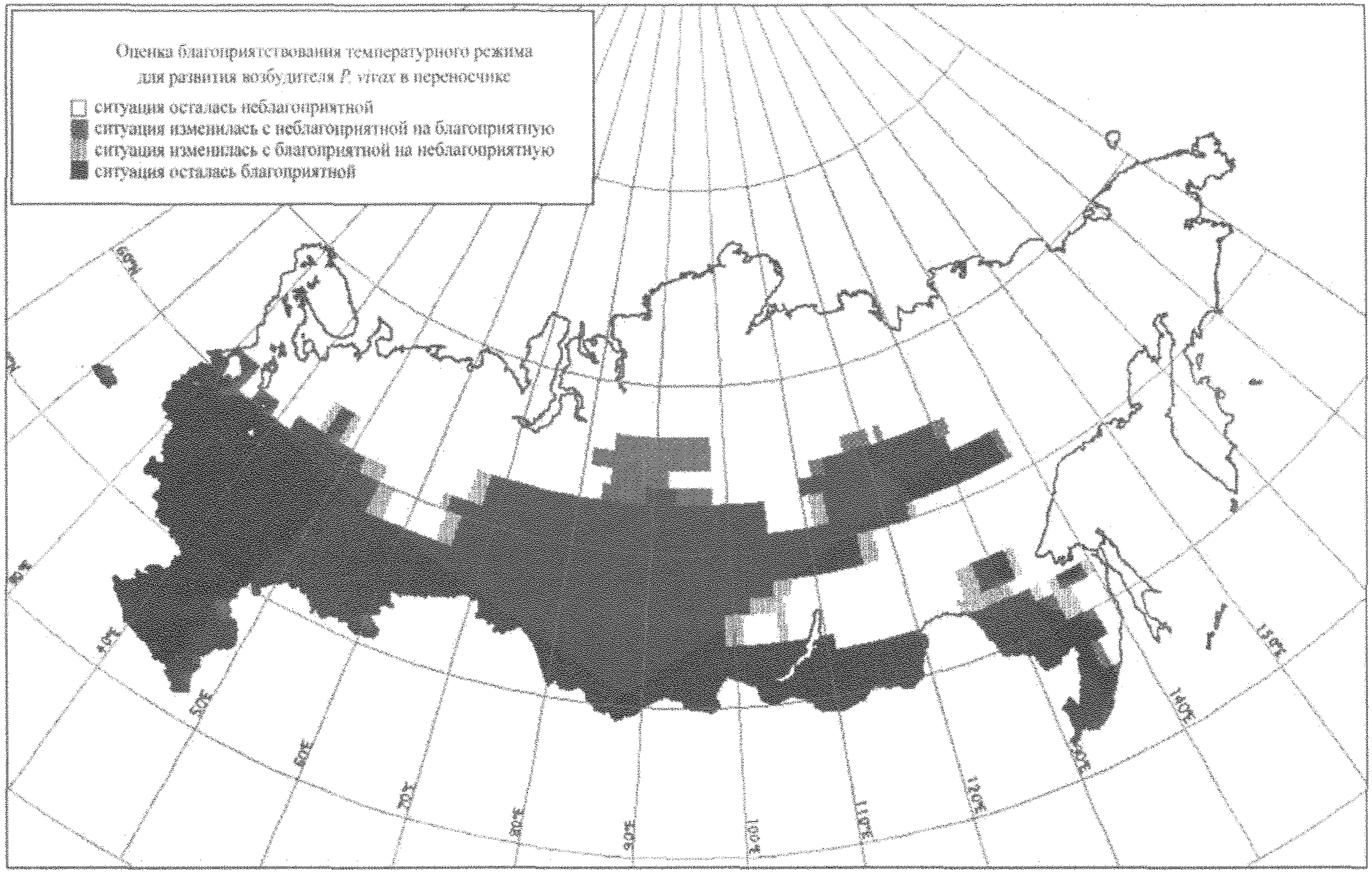


Рис. 5. Прогноз изменения потенциального ареала *P. vivax* на территории Российской Федерации для периода 1996—2025 гг. по сравнению с периодом 1966—1995 гг.

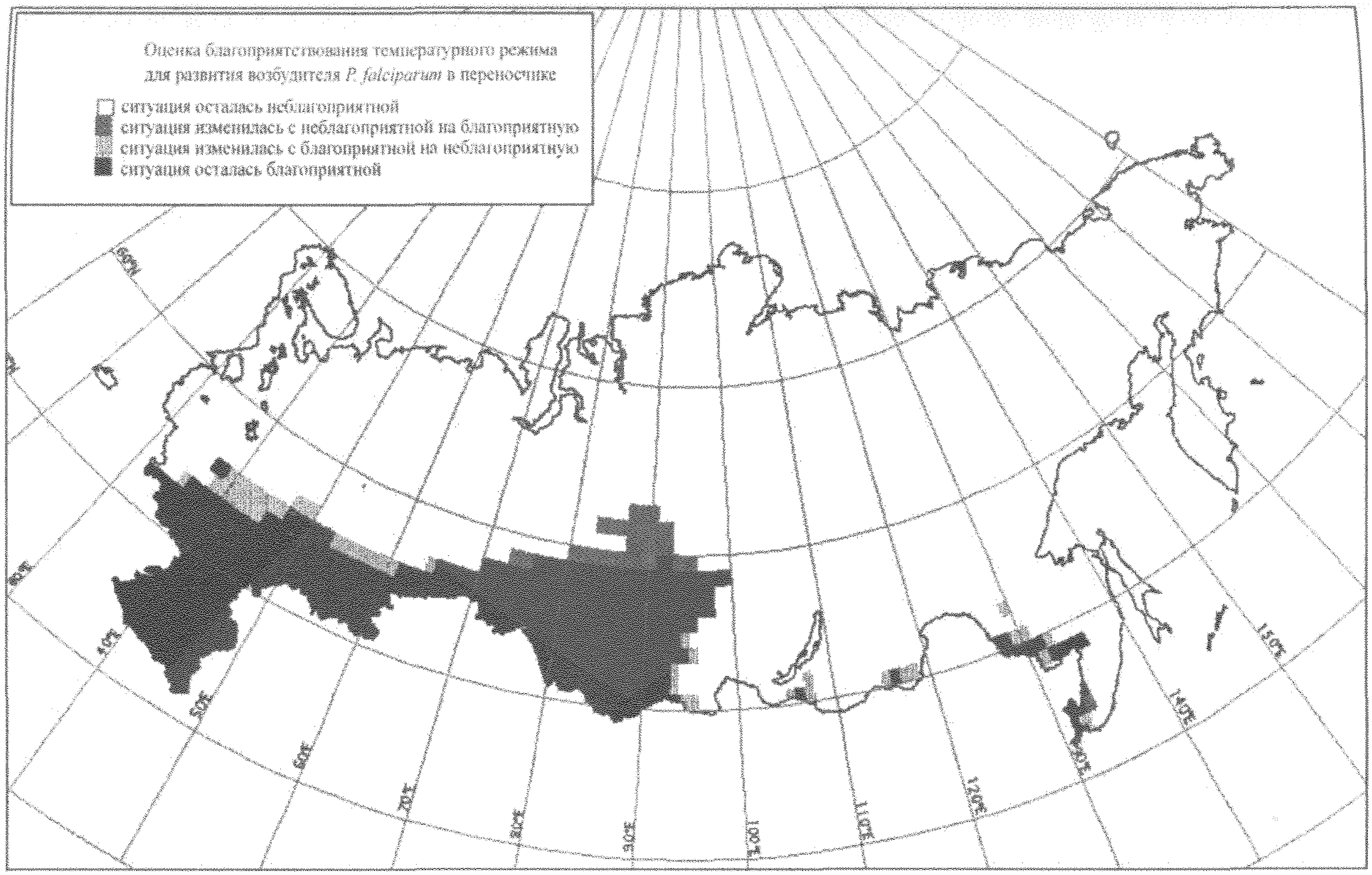


Рис. 6. Прогноз изменения потенциального ареала *P. falciparum* на территории Российской Федерации для периода 1996—2025 гг. по сравнению с периодом 1966—1995 гг.

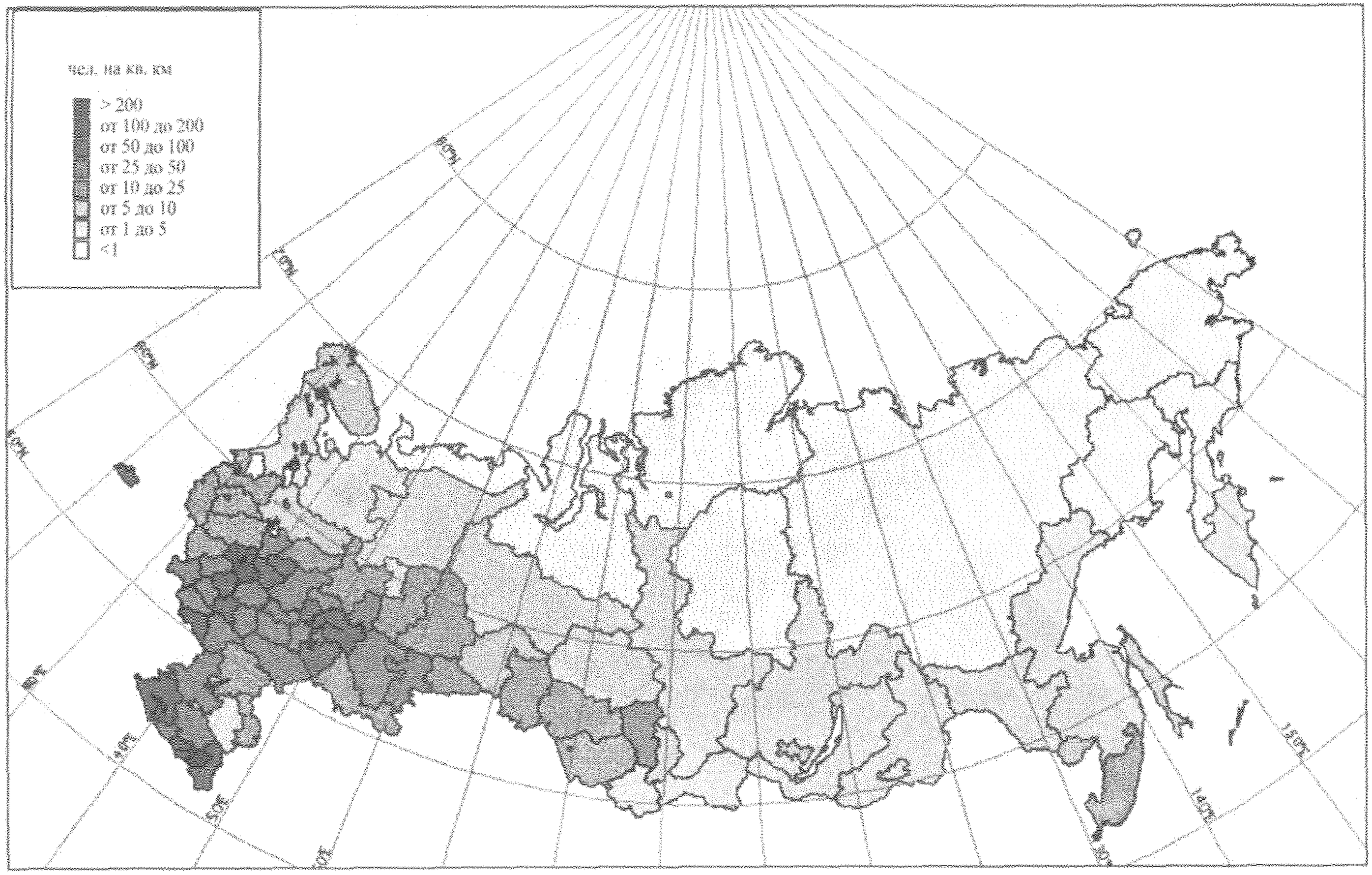


Рис. 7. Плотность населения Российской Федерации по состоянию на 1 января 2001 г.

Обсуждение

На значительной части территории России существуют благоприятные температурные условия для развития возбудителя малярии в переносчике. В сочетании с большим количеством видов и широким распространением в России комаров рода *Anopheles* — специфических переносчиков малярии человека — это создает предпосылки для возникновения эпидемического процесса, реализация которых возможна при ослаблении санитарно-эпидемиологического контроля. В современной России местные случаи заболевания малярией единичны и только изредка приобретают характер локальных эпидемических вспышек, которые оперативно ликвидируются службой Госсанэпиднадзора. Большую опасность представляет завоз малярии, масштабы которого за последнее десятилетие XX века увеличились (Баранова, 2000; Баранова, Сергиев, 2000; Баранова и др., 2001).

Проведенный нами анализ показал, что, несмотря на увеличение среднегодовых значений температуры в период 1966—1995 гг. по сравнению с периодом 1936—1965 гг., соответствующего расширения потенциального ареала двух исследованных видов возбудителей малярии на территории России в континентальном масштабе не произошло. Обнаружены лишь региональные изменения — как незначительное расширение потенциального ареала в азиатской части страны, так и несколько большее его сокращение в европейской ее части (см. рис. 3 и 4). Полученные нами расчетные данные не противоречат осуществленному ранее районированию территории России по потенциальному риску передачи малярии (Шипицына, 1964; Артемьев и др., 2000). На территории России по температурному фактору, являющемуся в данном случае ведущим, было выделено четыре малярио-генные зоны: зона 1 неустойчивого риска передачи малярии (риск местной передачи малярии очень мал); зона 2 низкого риска передачи (возможность местной передачи мала); зона 3 умеренного риска передачи (возможность передачи малярии умеренная); зона 4 устойчивого риска передачи (вероятность возникновения эпидемических вспышек высокая). Фактически на территории России существует и нулевая, немаляриогенная, зона (риск заражения отсутствует). Цель нашего исследования состояла не в том, чтобы оценить эпидемиологический риск заражения малярией в том или ином месте, а в том, чтобы оценить возможные изменения ареала этой инфекции в связи с изменением климата. Сопоставление данных позволяет сделать важный в практическом отношении вывод: границы маляриогенных зон не являются раз и навсегда определенными, а способны флуктуировать в довольно широких пределах в зависимости от трендов изменения температуры.

Согласно прогнозам Межправительственной группы экспертов по изменению климата (Climate Change 2001, 2001a), к 2100 г. увеличение глобальной средней температуры поверхности Земли составит по сравнению с 1990 г. от 1,4 до 5,8 °С. Повышение уровня Мирового океана за тот же пери-

од составит от 9 до 88 см. Повсеместно уменьшатся суточные колебания температуры. Общее потепление приведет к увеличению повторяемости очснь жарких дней и к уменьшению повторяемости очень холодных дней. Возрастет средняя интенсивность осадков, хотя и не во всех регионах земного шара. Количество осадков, выпадающих с наиболее обильными дождями, также увеличится. В высоких широтах возрастет количество осадков, выпадающих зимой, а также увеличится влажность почвы. В Арктике и Антарктиде максимальное потепление ожидается зимой, а повышение температуры летом будет незначительным. Зимняя снеговая линия в северном полушарии сдвинется на север на 5—10°, снеговой сезон будет короче не менее чем на 1 месяц. Снеговая линия в горах умеренной зоны будет сдвигаться вверх на 140—170 м при повышении температуры на 1 °С. Горные ледники и материковые льды Гренландии уменьшатся в размерах. В результате этого будут освобождаться участки земли, ранее покрытые льдом. Ожидается, что от 30 до 50 % массы горных ледников исчезнет к 2100 г. Общая площадь областей, занятых вечной мерзлотой, будет уменьшаться. В северном полушарии это уменьшение составит 16 %.

Процессы, связанные с потеплением климата, могут привести к расширению зоны, благоприятной для распространения малярии, как за счет повышения температуры воздуха, так и за счет увеличения числа мест выплода переносчиков, а также изменения характера водной растительности и уменьшения солености водоемов, что сделает их более приемлемыми для развития личинок *Anopheles*. Изменится характер хозяйственной деятельности людей, будут заселяться территории, считающиеся ныне экстремальными по условиям обитания человека. Потенциальный ареал малярии при потеплении климата расширится в основном к северу, причем значительно увеличится число людей, проживающих в зонах с большим риском заражения малярией (Martens et al., 1999; Climate Change 2001, 2001b). Однако наше исследование показало, что при выполнении подобных сценарных оценок необходим очень аккуратный анализ сезонных изменений температуры, а также учет особенностей региональных трендов. Это сделает прогноз более достоверным и биологически обоснованным.

Прямое моделирование расширения потенциального ареала малярии на территории России подтвердило эту точку зрения и показало, что грядущее изменение климата, основной чертой которого является повышение среднегодовых температур, не означает равномерного расширения ареалов паразитарных инфекций. Особенности региональных и сезонных трендов изменения температуры на территории России (как отмеченные для XX века, так и прогнозируемые для начала XXI века) приведут как к расширению ареала в одной ее части, так и к сокращению в другой. В целом изменения потенциального ареала малярии человека на территории России в первой четверти XXI века, обусловленные климатическими факторами, по нашему мнению, не повлекут за собой резкого ухудшения эпидемиологической ситуации.

Хотелось бы подчеркнуть, что наши оценки касаются лишь потенциальных ареалов возбудителей малярии человека, которые оконтуриваются с помощью модельного, сценарного критерия $S = 1$. Такие потенциальные ареалы хорошо согласуются с ареалами, определяемыми на основе экспертных медико-биологических оценок. Однако реальный эпидемический процесс на территории России отсутствует: усилиями органов здравоохранения малярия в СССР была ликвидирована как эпидемическое заболевание уже к началу 1960-х годов. В то же время масштабы уже произошедших и ожидаемых в дальнейшем, в XXI веке, изменений климата таковы, что контроль над трансмиссивными климатозависимыми болезнями человека требует постоянного внимания и методического совершенствования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алиев С. П., 2000. Малярия в Республике Таджикистан. — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 2, с. 27—29.

Алиев С., Сапарова Н., 2001. Современная ситуация по малярии и борьба с ней в Таджикистане. — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 2, с. 35—37.

Арский Ю. М. и др. (ред.)., 1999. Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Обзорная информация, № 11. — М.: ВИНИТИ. — 136 с.

Арши С., Барух М. Р. А., Зарех М., 2000. Малярийная ситуация в Исламской Республике Иран. — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 2, с. 21.

Баранова А. М., 2000. Малярия в России (1995 — 1999 гг.) и предупреждение ее распространения в условиях массовых миграций населения. — РЭТ-инфо, № 4, с. 21—22.

Баранова А. М., Сергиев В. П., 2000. Ситуация по малярии в Российской Федерации (1997—1999 годы). — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 2, с. 22—25.

Баранова А. М., Сергиев В. П., Сыскова Т. Г., 2001. Ситуация по малярии в Российской Федерации в 1999 году, актуальные проблемы эпидемиологического надзора. — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 1, с. 14—17.

Виноградская О. Н., 1969. Географическое распространение комаров — переносчиков инфекций. — М.: Медицина. — 164 с.

Гельвер Е. С., 2003. Об одном методе геоэкологически ориентированного картирования климата. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Т. 18. — СПб.: Гидрометеоиздат.

Груза Г. В., Ранькова Э. Я., 2001. Изменение климатических условий европейской части России во второй половине XX века. — В сб.: Влияние изменений климата на экосистемы. Серия публ. Департамента природоохранной политики и экспертизы Всемирного фонда дикой природы, вып. 4. — М.: Русский университет, с. I-9—I-16.

Груза Г. В. и др., 2001. Об изменении температуры воздуха и атмосферных осадков на территории России в XX веке. — В кн.: Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата / Под. ред. Ю. А. Израэля. — М.: Наука, с. 18—39.

Дост А. Г., Муслим М., 2001. Малярия в Афганистане. —Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 1, с. 42—43.

Званцов А. Б., Ясюкевич В. В., 1994. Влияние ювемона на оогенез самок комаров *Anopheles sacharovi* Favre и их заражаемость возбудителем малярии *Plasmodium gallinaceum* Brumpt. — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 4, с. 32—36.

Лобан К. М., Полозок Е. С., 1983. Малярия. — М.: Медицина. — 224 с.

Лысенко А. Я., 1986. Этапы изучения, эволюция, филогения, таксономия и география малярийных плазмодиев млекопитающих. — В кн.: Малярийные паразиты млекопитающих. Л.: Наука, с. 5– 28.

Мошковский Ш. Д., Рашина М. Г., 1951. Эпидемиология и медицинская паразитология для энтомологов. — М.: Медгиз. — 455 с.

Мустафа К. С., 2000. Малярийная ситуация в Афганистане. — Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 2, с. 17—19.

Расницын С. П., Званцов А. Б., Ясюкевич В. В., 1993. Влияние состояния репродуктивной системы самок комаров на их заражаемость возбудителем малярии. — Паразитология, т. 27, № 4, с. 280—288.

Семенов С. М., Гельвер Е. С., 2001. Проблема пропусков в данных при мониторинге состояния окружающей среды. — В сб.: Труды международной конференции „Математические и физические методы в экологии и мониторинге природной среды". — М.: изд-во Московского государственного университета леса, с. 199—204.

Семенов С. М., Гельвер Е. С., 2002а. Изменение годового хода среднесуточной температуры воздуха на территории России в XX веке. — ДАН, т. 386, № 3, с. 389—394.

Семенов С. М., Гельвер Е. С., 2002б. Синусоидальная аппроксимация годового хода среднесуточной температуры воздуха на территории России в XX веке. — Метеорология и гидрология, № 11, с. 25—30.

Численность населения Российской Федерации по городам, поселкам городского типа и районам на 1 января 2001 г., 2001. — М.: Госкомстат России. — 193 с.

Шипицына Н. И., 1964. Сезон передачи малярии и малярийные зоны Советского Союза. — В кн.: Проблемы медицинской паразитологии и профилактики инфекций. — М., с. 258—277.

Ясюкевич В. В., Званцов А.Б., 1999. Влияние антигормонов на восприимчивость комаров *Anopheles sacharovi* Favre к возбудителю малярии *Plasmodium gallinaceum* Brumpt. - Мед. паразитол. и паразитарн. болезни, № 2, с. 46—48.

Ясюкевич В. В., 2003. Малярия в России и ее ближайшем географическом окружении: анализ ситуации в связи с предполагаемым изменением климата. — В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Т. 18. — СПб.: Гидрометеоиздат, с. 142 157.

Detinova T. S., Beklemishev V. N., Bertram D. S., 1962. Age Grouping Method in Diptera of Medical Importans (WHO Monogr. 47). — Geneva: WHO.

Climate Change 2001, 2001a. The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. (J. T. Houghton et al., eds.). — Cambridge University Press, Wrong year for SAR WG2. — 881 p.

Climate Change 2001, 2001b. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. (J. J. McCarthy et al., eds.). — Cambridge University Press. — 1032 p.

Martens P. et al., 1999. Climate change and future populations at risk of malaria. — Global Environmental Change 9, p. 89—107.

ФОРМИРОВАНИЕ ТЕОРИИ АНТРОПОЭКОСИСТЕМ

Б. Б. Прохоров

РФ, 111250 Москва, Красноказарменная ул., д. 14, Международный независимый эколого-политологический университет, prokhor@mail.ecfor.rssi.ru

Реферат. Рассматривается появление и трансформация понятия „антропоэкосистема" в биологии, географии и экологии человека, обозначающего системно-территориальное образование. Большое внимание уделяется информационному полю антропоэкосистемы, территориальным границам и времени существования. Обсуждаются цели изучения различных антропоэкосистем, их структура и свойства, а также прогнозирование их поведения и пути управления отдельными их блоками.

Ключевые слова. Экология человека, биогеоценоз, экосистемы, антропоэкосистема, прогнозирование, управление.

TOWARDS A THEORY OF THE ANTHROPOECOSYSTEMS

B. B. Prokhorov

International Independent University of Ecology & Politology, 14, Krasnokazarmennaya str., 111250, Moscow, Russia, prokhor@mail.ecfor.rssi.ru

Abstract. Emerging and transforming of a system-territorial concept of „anthropoecosystem" in biology, geography and ecology of human are considered. An issues of its information field, space bounds and life time are analysed. The goals of studying of the anthropoecosystems, their structure and features as well as prediction of their behavior and issues of management of their elements are discussed.

Keywords. Ecology of humans, biogeocenosis, ecosystem, anthropoecosystem, prediction, management.

Введение

В работах по экологии человека широко используется понятие *антропоэкосистема*, но ему предшествовало появление других терминов и понятий, которые были близки ему по смыслу. Представляется, что рассмотрение эволюции системно-территориальных образований в биологии, географии и экологии человека может быть интересно различным специалистам, так или иначе связанным с изучением системы *окружающая среда → популяция (группа популяций)*.

Пространственные системы в биологии и географии

Проблема выделения внутренне однородных по тем или иным признакам пространственных систем интересовала представителей многих наук. По понятным причинам территориальные аспекты этой проблемы в наибольшей степени были разработаны в географии с ее мощным картографическим методом. Начало изучению структуры таких пространственных систем было положено биологами. В определенной степени пространственные системы стали фокусом, точкой пересечения интересов географии и биологии, или, более точно, физической географии (ландшафтоведения) и экологии.

Академик В. Б. Сочава (1970) подчеркивал, что сближению географической и экологической точек зрения способствует трактовка географической среды с позиции теории систем. В этом направлении приоритет за экологами. А. Тенсли (Tansley, 1935) положил начало учению об *экосистемах*. Последнее понятие долгое время воспринималось многими как термин, обозначающий интеграцию живого с факторами, определяющими его существование. Однако сам Тенсли имел в виду определенную организацию и функциональную связь компонентов экосистем, которые он считал возможным рассматривать как квазиорганизмы. В дальнейшем эта трактовка развивалась многими американскими и английскими экологами.

Важным вкладом в развитие представлений о строении пространственных биогеографических систем внес академик В. Н. Сукачев (1964), сформулировав представление о *биогеоценозе* как о совокупности на известном протяжении земной поверхности однородных природных явлений (атмосферы, горной породы, растительности, животного мира и мира микроорганизмов, почвы и гидрологических условий), имеющей свою особую специфику взаимодействий этих слагающих ее компонентов и определенные типы обмена веществом и энергией их между собой и с другими явлениями природы и представляющей собой внутренне противоречивое диалектическое единство, находящееся в постоянном движении, развитии. Н. Ф. Реймерс (1990) расширил представление о биогеоценозе: биогеоценоз представляет собой эволюционно сложившуюся, относительно пространственно ограниченную, внутренне однородную *природную систему* функционально взаимосвязанных живых организмов и окружающей их абиотической среды, характеризующуюся определенным энергетическим состоянием, типом и скоростью обмена веществом и *информацией*. В экосистемно-таксономическом смысле при таком понимании биогеоценоз — элементарная экосистема и геосистема.

В очень большой степени повлияло на дальнейшее развитие географии и экологии человека учение о геосистемах, созданное В. Б. Сочавой (1978). *Геосистема* — особого рода материальная система, состоящая из взаимообусловленных природных компонентов, взаимосвязанных в своем размещении и развивающихся во времени как части целого. Практически любые

структурные физико-географические образования — от *фации* до *географической (ландшафтной) оболочки Земли* — являются геосистемами.

Системные концепции биологов и географов оказали заметное влияние на формирование теории медицинской географии. При изучении природно-очаговых инфекций появилось понятие *нозоэкосистема*, которое трактуется как экосистема с циркулирующими в ней возбудителями нескольких болезней (одномоментно существуют несколько паразитарных систем). Это целостная саморегулирующаяся система, составляющая часть (территориальный блок) нозоэкосистемы более высокого ранга. Каждая нозоэкосистема характеризуется однородностью сочетания природных предпосылок инфекций и инвазий, а также специфическим типом циркуляции и сохранения их возбудителей (однородным видовым составом позвоночных животных, экто- и эндопаразитов, членистоногих кровососов, однотипностью ландшафтных условий, общностью хозяйственного использования территории), что обусловливает определенную величину и особенности эпидемического потенциала нозоэкосистемы. Изучение динамических процессов, происходящих в нозоэкосистемах, позволяет прогнозировать уровень и специфику эпидемического потенциала (Прохоров, Конева, 1973).

Медицинская география не ограничивается изучением распространения отдельных заболеваний и их групп, но уделяет основное внимание характеристике совокупности показателей здоровья населения в конкретных условиях реальных регионов. В этой связи можно вспомнить работы медикогеографов XIX века. Так, П. И. Грязнов (1880) для изучения условий крестьянского быта в Череповецком уезде предложил разделить уезд на *природно-экономические участки*, которые были показаны на карте и каждый из которых получил характеристику гигиенических условий быта крестьян. В. И. Долженков (1894) обосновал необходимость выделять топографические районы при изучении заболеваемости.

Развитие идей о медико-топографических или медико-географических районах привело к выделению на местности и показу на карте саноэкосистем. *Саноэкосистема* — это пространственное подразделение окружающей среды с однохарактерным уровнем здоровья однотипных групп населения и специфической краевой патологией (специфическим набором болезней и их количественным соотношением), обусловленных внутренней однородностью природных, хозяйственных и социально-бытовых условий жизни населения в пределах каждой саноэкосистемы. Более кратко можно сказать, что это экосистема, в пределах которой формируется относительно однородное общественное здоровье (Прохоров, 1974).

Саноэкосистема представляет собой большую систему со всеми присущими такой системе признаками: наличием набора определенных *элементов* (компонентов), взаимодействующих между собой; присущей каждой саноэкосистеме *структурой*, которая характеризуется последовательно сменяющимся *набором состояний* (ситуаций); типичным для нее *поведе-*

нием и некоторой *динамикой*. Связи, существующие между элементами саноэкосистемы, несут определенную *информацию*.

Практически одновременно с понятием саноэкосистемы появилось несколько терминов, которые относились к территориальным системам жизнедеятельности людей. Термины эти возникли независимо друг от друга в различных областях науки, но у специалистов, проявлявших большой интерес к экологии человека. Академик В. П. Казначеев в работе „Биосистема и адаптация" (1973) предложил использовать термин *антропобиогеоценоз*. Это системное образование, которое можно обозначить формулой: *популяция людей → производство → среда*. Все взаимосвязи и взаимоотношения рассматриваются через призму производства, которое выполняет роль системообразующего фактора. Так, естественные ландшафты, или биогеоценозы, испытывая давление со стороны производственной деятельности популяции людей, трансформируются определенным образом и превращаются в среду жизни данной популяции. Поэтому конкретное состояние среды является функцией двух переменных — состояния биогеоценоза, его способности к саморегуляции как биологической системы и его устойчивости к тем или иным техногенным нагрузкам, исходящим от производственной деятельности данной популяции. В свою очередь, популяция связана с окружающей средой через производство. Ее состояние зависит от исходного, феногенетического фона самой популяции, а также от действия механизмов социального иммунитета (включая относящиеся к сфере производства), защищающих популяцию от вредных воздействий окружающей среды.

Антропобиогеоценозы можно рассматривать и описывать как системные образования с помощью следующих понятий: пространство, его надежность, здоровье, болезнь (острая, хроническая); популяция, ее надежность, здоровье и болезнь; роль производства в состоянии надежности и здоровья как пространства, так и популяции. Такие понятия, как „здоровье пространства" и „болезнь пространства", относятся непосредственно к пространству и могут не зависеть от здоровья или болезни популяции. Последнее бывает тогда, когда состояние ландшафта или биогеоценоза определяется исключительно мерой его устойчивости, надежности по отношению к внешним возмущениям (травмам). В этом варианте, если устойчивость ландшафта, биогеоценоза существенно понижена, в механизмах и уровнях его саморегуляции появляются дефекты, пространство признается больным. Причем последнее отнюдь не исключает возможности того, что для популяции людей, ее здоровья, это пространство окажется благоприятным, комфортным и, следовательно, с точки зрения популяции здоровым. Антропобиогеоценозы как системы обладают собственным конкретным пространством и временем.

Академик В. П. Алексеев (1974), детализируя представление о хозяйственно-культурном типе, сформулировал представление об *антропогеоценозе*. Он характеризовал его как реально существующее явление в соста-

ве хозяйственно-культурного типа. Хозяйственный коллектив, его производственная деятельность и эксплуатируемая им географическая среда составляют структурные компоненты антропогеоценоза, объединяемые функциональными связями — информационным полем, энергетическими импульсами, пищевыми и призводственно-хозяйственными цепями. Преобладание роли географической среды создает антропогеоценозы первой ступени, преобладающая роль направленной человеческой деятельности, преобразующей среду, — антропогеоценозы второй ступени. Эволюция антропогеоценозов первой ступени часто заканчивается тупиками. Магистральная же линия эволюционной динамики антропогеоценозов состоит в переходе от антропогеоценозов первой ступени к антропогеоценозам второй ступени.

Еще одно понятие в ряду выделения пространственных систем — *антропосистема*. Автор этого термина Н.Ф. Реймерс (1974) рассматривал антропосистему как сложное образование, состоящее из человечества как развивающегося целого, включающего человека как биологический вид, его материальную и духовную культуру, производительные силы и производственные отношения общества. Между антропосистемой и природными комплексами от самых мелких (биогеоценоз (фация)) до глобального (биосфера Земли) существуют прямые и обратные связи. В процессе приспособления антропосистем к природной среде возникают урбанопромышленные структуры и инфраструктуры. Сочетание особенностей антропосистем, природных систем и урбанопромышленных структур составляет *окружающую человека среду*. Реймерс справедливо подчеркивал: „При очень большой широте объекта и предмета экологии человека она имеет свой особый „угол зрения", не позволяющий включить ее ни в одно из существующих подразделений научного знания. Этот „угол зрения" — взаимоотношение системных совокупностей человечества и экосферы Земли, рассматриваемое с позиций человека, его интересов и потребностей".

На короткое время появился очень удачный, но в силу ряда объективных и субъективных причин пока не вошедший в арсенал понятийной базы антропоэкологии термин *демоэкосистема* (Е. И. Игнатьев, выступление на дискуссии в Институте географии по проблемам медицинской географии и экологии человека) как производное от *демоэкологии* — синонима экологии человека (Прохоров, 1973, 1975, 1991). Вариант этого термина находим в работе В. С. Преображенского и Т. Д. Александровой (1977): *демоэкологическая геосистема*. Почти одновременно появился довольно громоздкий термин *территориальная антропоэкосистема* (Преображенский и Райх, 1974). Достаточно быстро термин стал более простым, сократившись до *антропоэкосистемы*. Хронология формирования этого термина подробно описана в монографии Е. Л. Райх (1984).

После появления понятия *антропоэкосистема* началась его теоретическая разработка, использование этого понятия в конкретных исследованиях, проведение антропоэкологического районирования различных тер-

риторий. В настоящее время сложились вполне определенные теоретические положения, позволяющие выделять антропоэкосистемы на местности и отображать их на картах, создавать их графические модели и насыщать эти модели реальным содержанием.

Антропоэкосистема и ее структура

Антропоэкосистема — пространственное подразделение среды обитания человека, во всех своих частях обладающее сходством природных, социально-экономических, производственных, эколого-гигиенических, культурно-бытовых условий жизнедеятельности населения, которые формируют мировосприятие и экологическое сознание, уровень здоровья, демографическое поведение, физический облик, трудовые навыки, образ жизни, обряды и обычаи, выбор религии, профессиональные предпочтения и пр. Каждая антропоэкосистема характеризуется определенной внутренней однородностью (гомогенностью) и заметной разнородностью (гетерогенностью) с соседними антропоэкосистемами (Прохоров, 2000).

Антропоэкосистема состоит из совокупности компонентов и связывающих их процессов, происходящих в определенном пространстве в конкретное время. Центральным блоком антропоэкосистемы является *общность людей*. Она взаимодействует с *природой*, *хозяйством*, *населением*, частью которого является (население города — часть населения региона, население региона — часть населения страны, трудящиеся — часть всего населения и т. д.), с *социально-экономическими условиями*. Определенное влияние на человека оказывает *загрязнение окружающей среды*. При этом все элементы внешнего для человеческой общности окружения, в свою очередь, взаимодействуют между собой, составляя бóльшую систему. Воздействие отдельных элементов и всей совокупности факторов внешней среды на общность людей приводит к тому, что постепенно меняются основные характеристики этой общности — *демографическое поведение, экологическое сознание, уровень здоровья, профессиональные предпочтения, уровень культуры и уровень образования*. Изменения эти могут быть как положительными, так и отрицательными. Рассмотрим каждый блок антропоэкосистемы более подробно.

Общность людей. Основной смысл антропоэкологических исследований сосредоточен на изучении условий, в которых протекает жизнедеятельность общности людей, и тех процессов, которые происходят внутри нее. Человеческая общность представляет собой объединение людей, в котором создана и сохраняется хотя бы в течение короткого периода определенная социальная связь. В зависимости от целей исследования может быть выбрана любая общность людей: профессиональная (например, шахтеры среди всего населения Кузбасса), территориальная (население Москвы), этническая (ханты среди всего населения Ханты-Мансийского автономного округа), возрастная (пожилые жители Нечерноземья) и т. д. Любая

человеческая общность взаимодействует с остальным населением, участвует в той или иной степени в хозяйственной деятельности всего региона и зависит от него, а также находится в сложных и противоречивых отношениях со своим природным окружением.

Изучение жизнедеятельности населения (труд, быт, отдых, семейно-брачные отношения, образование, культура, общественная жизнь, национальные отношения) и влияющих на нее факторов среды обитания связано с проблемами образа жизни. Образ жизни охватывает совокупность типичных видов жизнедеятельности социальной группы, которая рассматривается в единстве с условиями жизни, определяющими ее. При изучении образа жизни выявляются ценностные ориентации людей и причины их поведения, обусловленные укладом, уровнем и качеством жизни.

Природа определяет наиболее важные параметры хозяйства и условия жизни населения, но одновременно сама находится под ощутимым прессингом хозяйственной деятельности людей. На жизнедеятельность населения (в том числе на его здоровье и демографическое поведение) непосредственно и опосредованно через социально-экономические условия влияют как отдельные компоненты природной среды, так и их совокупность. Среди них наиболее существенными являются: приземный слой атмосферы со всеми происходящими в нем процессами и явлениями, природные воды, почвенный покров, геологическое строение территории. Для некоторых регионов, где хозяйство тесно связано с эксплуатацией биологических ресурсов (охотничий промысел, заготовка ценных сортов древесины и т. д.), важную роль в жизни людей играют растительность и дикие животные. Биологические компоненты ландшафта помимо промыслового значения могут стать источниками тяжелых отравлений после контакта с ядовитыми растениями и животными, а также опасных для жизни инфекционных заболеваний, возбудители которых сохраняются в природе и переносятся животными.

Во многих районах нашей планеты огромную опасность для жизни и здоровья людей представляют стихийные явления — землетрясения, извержения вулканов, селевые потоки, паводки, цунами, ураганы, оползни, лавины. У населения, живущего в зонах, подверженных действию стихийных бедствий, вырабатывается особый стереотип поведения, влияющий на их жизнь. В качестве примера можно привести японцев с их многовековой традицией строительства „бумажных домов" — легких конструкций, наименее травмоопасных во время частых землетрясений. В районах, для которых в течение длительного периода года характерны очень низкие температуры воздуха, формируются своеобразные ритм и стиль жизни, нарушение которых чревато для людей тяжелыми последствиями.

Влияние природных условий отражается не только на уровне популяционного здоровья, но и на демографическом поведении населения. Несомненно наличие тесной взаимосвязи между состоянием здоровья людей,

обусловленным внешними факторами, и их демографическим поведением, а также происходящими в популяции демографическими процессами.

Примеров, показывающих, как природные факторы способствуют возникновению болезней, многие из которых „выводят" заболевших из брачного круга, приводят их к ранней смерти и т. д., можно привести сколь угодно много. Помимо непосредственного влияния на здоровье, природные факторы воздействуют и на социально-бытовую инфраструктуру, которая должна обеспечивать населению жизненный комфорт.

Население. Жизнедеятельность любой общности людей самым тесным образом связана с жизнедеятельностью остального населения, частью которого она является. Эти связи носят преимущественно положительный характер, но могут иметь и отрицательные последствия. Хозяйственные навыки, культурные традиции, религия, система воспитания, экономические процессы, торговля, осуществление крупнейших строительных проектов, защита от внешнего врага — все это и многое другое объединяет конкретные общности с остальными людьми, живущими с ними в едином хозяйственном, социальном, политическом пространстве, дслает возможным их существование.

В то же время отдельные человеческие общности могут пострадать от ненамеренного или намеренного вмешательства в их жизнедеятельность других людей. Из истории хорошо известно о болезнях и даже гибели коренных жителей островов, не имевших иммунитета к инфекционным болезням, когда они соприкасались с европейскими мореплавателями, среди которых были носители возбудителей такого рода заболеваний. Распространение инфекционных заболеваний из одних регионов в другие, из одного города в другой, от одной группы людей к другой и т. д. и в наши дни продолжает оставаться волнующей проблемой. Достаточно вспомнить об эпидемии СПИДа, вырвавшейся с Африканского континента и охватившей весь мир, или о пандемиях различных форм гриппа, возникающих то в одном, то в другом регионе планеты и подобно степному пожару проносящихся по всем странам. Не только случайный занос инфекционных болезней угрожает тем или иным человеческим общностям при взаимодействии с остальным населением. Даже в наш, казалось бы, цивилизованный век происходят кровавые конфликты и войны на этнической и религиозной почве. Яркий тому пример — многолетнее противостояние протестантов и католиков в Северной Ирландии. Столкновения на бытовой почве между разными группами населения наблюдаются сегодня, к сожалению, и в нашей стране.

Таким образом, проблемы взаимоотношений отдельных общностей людей и остального населения — важная часть исследований по экологии человека. Эти исследования тесно соприкасаются с такими дисциплинами, как политология, социальная психология, этнография, эпидемиология. От уровня развития *хозяйства* в рамках существующей социальной системы

зависит качество жизни населения. В наиболее обобщенной форме хозяйство трактуется как процесс взаимоотношений между человеческим обществом и природой, в результате которого люди посредством своего труда, используя исторически определенные орудия производства, в условиях конкретных производственных отношений добывают себе необходимые средства существования и развития.

Хозяйство всегда связано с характером культуры, носителями которой являются представители той или иной общности. В отечественной этнографической литературе сформулировано представление о хозяйственно-культурных типах (Левин и Чебоксаров, 1955), т. е. об определенных комплексах хозяйства и культуры, которые складываются у народов в определенных социально-исторических и естественно-географических условиях. Эти типы всегда связаны со способом производства каждого конкретного общества, так как именно он определяет в конечном счете характер взаимодействия людей с окружающей природой в разные исторические эпохи.

При антропоэкологических исследованиях современных сообществ людей, живущих преимущественно на высокоурбанизированных территориях и так или иначе связанных с индустриальным производством, обычно рассматриваются две стороны единой проблемы:

1) хозяйство как источник материальных благ и жизненного комфорта;

2) хозяйство как источник деградации окружающей среды, производственного травматизма, психологической усталости, стрессов и пр.

Совершенно очевидно, что любое общество должно стремиться к максимальному усилению производящей функции хозяйства и минимизации его отрицательных свойств. Проблема эта весьма непростая и требует глубокого изучения. Приведем один весьма типичный пример. Население небольшого города обслуживает единственное в городе предприятие. Предприятие это интенсивно загрязняет окружающую среду. В данный конкретный момент средств на модернизацию предприятия нет, и принимается решение, согласно которому, в целях защиты населения от вредных выбросов, предприятие следует закрыть. В результате экологически совершенно верного решения население города остается без средств к существованию. Поэтому именно специалисты по экологии человека, которые рассматривают проблему системно, должны осуществлять ее всесторонний анализ, прежде чем предлагать те или иные управленческие решения.

Блок *социально-экономические условия* объединяет большое число показателей. Специалисты по экологии человека используют в своих исследованиях официальные материалы, характеризующие социально-экономические условия жизни населения, в том числе: размер жилой площади на одного человека, наличие центрального отопления, характер водоснабжения, городской транспорт, медицинское обслуживание населения, органи-

зация досуга, уровень оплаты труда, безработица, состав пищевых рационов и их стоимость и др.

На условия жизни людей заметное негативное воздействие оказывает *загрязнение окружающей среды*, возникающее в результате технологической деятельности людей. Существует весьма обширная и все время пополняющаяся литература, посвященная воздействию техногенных факторов на окружающую среду и население. Госкомстат России ежегодно публикует материалы, посвященные природным ресурсам и охране окружающей среды. Хорошо известно, что загрязнение окружающей среды приводит к ухудшению состояния здоровья населения, изменениям в демографическом поведении, а также к порче и гибели рекреационных ресурсов (усыхание лесов, загрязнение водоемов и пляжей и т. д.), снижению урожайности и ухудшению качества пищевых и технических культур, снижению продуктивности лесных насаждений, к невосполнимому урону, наносимому святыням национальной и мировой культуры и истории. Существуют и другие многочисленные последствия, связанные с разрушением жилого фонда, транспортных коммуникаций и т. д.

Важная характеристика общности людей — *демографическое поведение.* Оно представляет собой систему взаимосвязанных действий или поступков, направленных на изменение или сохранение демографического состояния общности людей. Демографическое поведение включает действия, связанные с воспроизводством населения (брачное и репродуктивное поведение), миграцией населения (миграционное поведение), отношением к своему здоровью (самосохранительное поведение). Собственно говоря, именно демографическое поведение, результаты которого проявляются через демографические процессы, представляет наибольший интерес при проведении региональных антропоэкологических исследований. Среди базовых понятий демографии, имеющих ключевое значение для экологии человека, — рождаемость, смертность, естественное движение населения, продолжительность жизни, жизненный потенциал населения, миграция населения. Демографическое поведение населения, как и любые проявления его жизнедеятельности, очень сильно зависит от внешних факторов. Например, интенсивное загрязнение окружающей среды может существенно повлиять на репродуктивное поведение населения. Так, техногенные воздействия приводят не только к бесплодию и ранней смертности, но и к тому, что в сильно загрязненных районах некоторые люди опасаются заводить детей из-за страха рождения ребенка с врожденными дефектами.

Экологическое сознание (иногда его называют созологическим, т. е. природоохранным, сознанием) — это способность понимания неразрывной связи человеческого сообщества с природой, зависимости благополучия людей от целостности и сравнительной неизменности природной среды и использования этого понимания в практической деятельности.

Широкое распространение в тех или иных группах людей высокого уровня экологического сознания чаще всего связано с пережитыми ими какими-либо экологическими катаклизмами, которые заставляют задуматься о последствиях хозяйственной деятельности для природного окружения. В первую очередь, это связано с истощением или гибелью жизненно важного природного ресурса: с эрозией сельскохозяйственных земель в результате неправильной агротехники, пастбищной дигрессией от перевыпаса скота, сокращением численности или полным исчезновением промысловых животных или промысловых рыб, резким уменьшением запасов дикорастущих пищевых, лекарственных, витаминоносных растений и т.д. Иногда экологическое сознание появляется слишком поздно, когда уже ничего изменить нельзя, а иногда — в тот момент, когда целенаправленные действия всей общности позволяют изменить ситуацию в благоприятную сторону.

Видимо, именно такие события были причиной сохранения в общественном сознании определенных созологических правил, или созологического этикета, запрещавших членам сообщества те или иные действия, которые рассматривались как преступление против общины. Для коренного сибиряка, например, срубить или повредить кедр, чтобы собрать с него урожай орехов, представляется тяжким грехом.

Уровень общественного здоровья можно оценить или „измерить" с помощью медико-демографических коэффициентов: ожидаемой продолжительности жизни, заболеваемости, временной нетрудоспособности, инвалидности, смертности и т.д. Уровень здоровья — показатель адаптированности конкретной общности людей к определенным условиям жизни. Он зависит от природных, социальных, эколого-гигиенических условий и отражает, насколько данные условия комфортны (пригодны) для нормальной жизнедеятельности этой общности людей.

Воздействие факторов природы на здоровье может приводить к метеострессам, обострению сердечно-сосудистых заболеваний, возникновению некоторых форм онкологической патологии (например, рак кожи в районах с интенсивной инсоляцией), развитию эндемических заболеваний (кариес зубов, эндемический зоб), заражению природно-очаговыми инфекциями, травматизму при стихийных бедствиях и т. д.

Влияние техногенных факторов на здоровье населения вызывает следующие последствия:

1) снижение работоспособности и социальной активности у условно здоровых людей;

2) появление генетических нарушений, приводящих к возникновению наследственных болезней (генотоксический эффект) и угрожающих не только ныне живущим людям, но и будущим поколениям;

3) возникновение онкологических заболеваний (их число во всем мире постоянно нарастает);

4) ухудшение здоровья детей, живущих в загрязненных районах;

5) увеличение числа острых и хронических заболеваний у трудоспособного населения и повышение в этой связи числа случаев невыхода на работу по болезни;

6) сокращение продолжительности жизни людей на территориях с высоким уровнем загрязнения среды обитания.

Профессиональные предпочтения. Условия жизни существенно влияют на выбор профессий внутри реальных общностей людей. При этом определяющая роль принадлежит как природным, так и социально-экономическим условиям. Понятно, что житель тундры не может стать земледельцем, а житель пустыни — лесорубом. Природные ресурсы в ареале проживания человеческой общности в значительной мере определяют род занятий людей. Исчезновение ресурса ведет к перестройке профессиональной структуры общности. Обмеление Аральского моря привело к исчезновению исконных для этой территории занятий — рыболовства, судовождения, ремонта судов, переработки рыбы и т. д. Множество людей вынуждено было переменить профессию или покинуть побережье Арала. За сравнительно короткий промежуток времени общность людей резко изменилась.

В далеком и не очень далеком прошлом возможности выбора профессиональной деятельности были весьма ограничены. В общине скотоводов-кочевников практически любой человек мог стать только скотоводом, в то время как в общине земледельцев можно было заниматься только земледелием. Появление городов привело к увеличению числа профессий, но цеховой принцип достаточно жестко ограничивал возможности: родившись в семье гончаров, человек становился гончаром, а сын сапожника чаще всего становился сапожником.

Социальная структура общества также резко сокращала варианты выбора рода занятий. Ребенок феодала мог выбирать, чем ему заняться, а у крепостного крестьянина такой возможности практически не было. Хотя, конечно, нет правил без исключения.

Современная жизнь породила десятки тысяч профессий, и в демократических странах любому человеку открыт доступ к любому занятию. Тем не менее по-прежнему остаются (правда, уже не в столь явном виде) препятствия для выбора той или иной профессиональной карьеры. Существуют национальные, общинные, семейные традиции, разделяющие занятия на престижные и непрестижные, почетные и унизительные.

Важную роль в жизни многих людей в разных странах мира играет *религия*, которая предписывает верующим нормы поведения. По своему социальному значению религиозная принадлежность долгое время (в странах Европы особенно в средние века с их религиозными войнами, а в ряде стран Азии до сих пор) оттесняла на задний план этническую принадлежность, оказывая сильное влияние на процесс формирования государств и наций. До сих пор исповедание разными частями нации различных религий обычно ослабляет ее этническую целостность.

Религии принадлежит заметная роль в просвещении населения. В России деревенские дьячки и батюшки учили детей грамоте, церковно-приходские школы давали начальное образование. В монастырях собирались, переписывались, накапливались и сохранялись исторические хроники, летописи, травники, медицинские наставления; при монастырях существовали больницы, госпитали. Особенно больших успехов в лечении больных достигли ламаистские монахи, накопившие огромный опыт в использовании лекарственных растений и составлении из них сложных лекарственных средств.

Уровень культуры. Культура — социальная система видов человеческой деятельности, которые сформировались на основе функционально полезных для общества норм и ценностей и закрепились в общественной практике и сознании общества. Культура в повседневной жизни представлена материальными предметами, социальными установлениями (институтами, традициями), духовными ценностями. Формируется культура путем обобщения опыта многих поколений, в результате материальной и духовной деятельности всех классов, групп и личностей, составляющих общество. Совершенно очевидно, что культура любой человеческой общности формируется под воздействием всех элементов антропоэкосистемы и, в свою очередь, влияет на жизнедеятельность людей, на хозяйство и социально-экономические условия, на отношение людей к природе, к другим людям, к культурному наследию и к другим культурам, к проблемам войны и мира. Люди с подлинно высоким уровнем культуры заботятся не только о своем благополучии — их волнуют судьбы всего человечества, так как они понимают свою сопричастность к мировым проблемам, свою зависимость от их решения.

Образование применительно к анализу структуры антропоэкосистемы рассматривается как социальный институт, который выполняет в обществе несколько крайне важных функций: экономическую, социальную и культурную. Экономическая функция образования состоит в создании и поддержании профессиональной структуры общества. Образование формирует работников, владеющих необходимыми знаниями и навыками для выполнения важной для общества деятельности. Социальная функция образования — участие наряду с семьей и другими общественными институтами в социализации личности, т. е. в процессе становления каждого человека, усвоения им духовных и культурных ценностей, норм, установок, образцов поведения, которые присущи данному обществу, социальной общности или группе людей.

Культурная функция образования заключается в том, чтобы использовать ранее накопленную культуру в целях просвещения и воспитания людей, формирования их творческих способностей. Поэтому вполне закономерно, что образование выступает важным фактором, влияющим на поведение людей. Один из важных разделов современного образования — его экологическая составляющая.

Между средним уровнем образования общности людей и внешним миром существует отчетливая обратная связь. Высокий уровень образования позволяет наиболее эффективно работать, извлекая максимум разумно возможного из оборудования и природных ресурсов, в минимальной степени нарушая при этом окружающую среду. В то же время высокий уровень образования возможен только в обществе с достаточно хорошими социально-экономическими условиями, при которых человек не должен с самых ранних лет думать о куске хлеба. Но помимо возможности получения образования, должен быть и стимул для этого. Вероятно, таким стимулом служит отношение близких людей, непосредственного окружения к возможности и желательности получения хорошего образования.

Информационное поле антропоэкосистемы, ее территориальные границы и время существования

Проблема информационного поля представляется одной из важнейших при рассмотрении структуры и динамики антропоэкосистем. Потоки информации, вещества и энергии объединяют блоки любых территориальных систем, но совершенно особую роль они играют в антропоэкосистеме с ее центральным звеном — общностью людей.

А. А. Ляпунов (1970) писал, что сложным случаем возникновения надорганизменного яруса управления является формирование человеческого общества из первобытных предков человека. Информационные процессы здесь играли огромную роль. Они были необходимы для организации совместной трудовой деятельности и связанного с ней разделения труда. Вероятно, еще большее значение при формировании человеческого общества имела возможность коллективного хранения, использования и накопления информации. Вначале это выражалось в том, что возникла человеческая речь, которая дала возможность людям передавать друг другу сложные сообщения. Эти потоки информации позволили лучше организовать совместные действия членов коллектива, а далее стали возникать разного рода внеорганизменные хранилища информации с коллективным доступом к ней. Во всяком случае можно думать, что происхождение человека и образование первичных социальных структур — это процессы, которые протекали параллельно и в которых информационная составляющая была очень существенна.

В. П. Алексеев (1975) по этому поводу совершенно справедливо отмечал, что информационные потоки формируют информационное поле антропоэкосистемы. Информация, циркулирующая внутри антропоэкосистемы (Алексеев называл эту систему антропогеоценозом), может быть разложена на несколько уровней. Первый из них — этнический уровень, т. е. тот

запас культурных ценностей, религиозно-магических представлений, которые входят в этническое самосознание общности и предопределяют включение ее в состав именно этого народа и никакого другого. Второй уровень, видимо, составляют те знания и представления, которые связаны с отношениями данной системы с другими антропоэкосистемами сходного или, наоборот, противоположного типа, иными словами, все то, что входит в сферу обмена и контактов. Наконец, в качестве третьего уровня можно выделить те конкретные знания, которые накоплены в коллективе и которые составляют его узко локальную специфику: определенные агротехнические навыки и наблюдения, полученные в процессе ведения земледельческого хозяйства на данных почвах, навыки пастьбы животных и выбора лучших пастбищ в условиях именно этого ландшафта, знакомство с охотничьими угодьями и т. д., т. е. по возможности полное представление о районе своего проживания.

Информационное поле живет своей самостоятельной жизнью (законы которой входят в компетенцию социальной психологии). При этом если хозяйственная деятельность коллектива может быть охарактеризована числом его трудоспособных членов лишь с небольшими модификациями, относящимися к уровню их хозяйственной квалификации, то объем информационного поля никак не сводится к этой величине и запас традиционного производственного опыта в нем является гораздо более важным при прочих равных условиях, чем то число людей, которое им владеет. При равной квалификации большее число людей всегда произведет больший объем работ, если количественная разница будет достаточно значительной, тогда как большой объем информационного поля даже у малочисленного коллектива будет способствовать его хозяйственному процветанию, обеспечивая высокую производительность труда и более эффективное использование эксплуатируемой территории. В то же время объем информационного поля чутко реагирует на информационное поле соседних коллективов и обмен производственным опытом между ними.

Любая антропоэкосистема занимает определенное пространство, существует на конкретной территории. Если изменяется ее площадь, то меняется и сама система. Трансформация одной системы в другую может происходить эволюционным путем, постепенно, без каких-либо экстремальных катаклизмов. Изменение территории антропоэкосистемы чаще всего происходит на протяжении достаточно длительных периодов и связано с ее саморазвитием, т. е. речь идет о пространственно-временной динамике. На раннем этапе своего существования Москва как город располагалась на территории, примерно соответствующей современному Кремлю (только Кремль этот был деревянный). Потом она расширилась до пределов Китай-города, затем заняла площадь внутри Бульварного кольца, далее внутри Садового кольца, внутри Московской кольцевой автодороги, потом „выплеснулась" за ее границы. Конечно, каждый раз формировалась иная

антропоэкосистема, что было связано не только и даже не столько с изменением занимаемой площади, сколько с историческими переменами в экономике, культуре, численности и структуре населения.

Но иногда происходит очень быстрое увеличение или уменьшение площади изучаемой антропоэкосистемы, которое также приводит к изменению ее характеристик и, следовательно, к появлению новой антропоэкосистемы на месте исчезнувшей. Изменения такого рода обычно связаны с какими-то интенсивными внешними или внутренними процессами, что приводит преимущественно к нежелательным, а часто и тяжелым для человеческих общностей явлениям.

Причиной изменения границ антропоэкосистем может быть экономическое освоение новых районов. Так, к примеру, освоение месторождений углеводородного сырья в северных регионах Западной Сибири привело к изменению границы территорий традиционного природопользования коренного населения — сократились площади оленьих пастбищ, охотничьих и рыболовных угодий, мест сбора ягод, лекарственных растений. В результате появились новые антропоэкосистемы, и жизнь коренного населения изменилась, причем не всегда к лучшему.

Срок существования каждой антропоэкосистемы ограничен и связан с социальными и хозяйственными преобразованиями. Существенные изменения любого из основных элементов антропоэкосистемы (природы, хозяйства, общности людей) приводят к тому, что на ее месте появляется другая антропоэкосистема.

Для рассмотрения хронологической трансформации антропоэкосистемы можно снова обратиться к примеру Москвы. На месте современной Москвы в прошедшие времена одна антропоэкосистема последовательно сменяла другую, сохраняя прежнее название. Но каждая „новая" Москва имела другую территорию, принципиально иное население (по его возрастной, половой, профессиональной структуре и численности), непохожее хозяйство. Можно сказать, что в данном случае наблюдается континуально-дискретный процесс. С одной стороны, процесс развития Москвы как хозяйственно-торгово-административного центра протекал во времени практически без перерыва — континуально, но с другой стороны, рассматривая Москву в разные исторические эпохи, можно убедиться, что перед нами дискретные, неповторимые во времени системы.

Свойства антропоэкосистемы

Каждая антропоэкосистема как единый организм обладает определенной прочностью, устойчивостью к внешним и внутренним нагрузкам. Следует, видимо, говорить об устойчивости природной подсистемы антропоэкосистемы и об устойчивости ее социально-экономической и демографической подсистем. Гипертрофированный рост численности населения

может привести к внутреннему „взрыву" антропоэкосистемы. Возникновение разного рода гетто или бидонвилей в больших городах, кровавые конфликты из-за земельных наделов в перенаселенной сельской местности — последствия естественного или механического увеличения числа жителей. Распад социальной подсистемы в результате экономических, военных, революционных потрясений приводит к появлению и нарастанию „социального зла" — насилия, воровства, алкоголизма, наркомании. „Социальное зло" — категория не только этическая, она имеет и медико-демографические последствия — болезни, инвалидность в молодом возрасте, ранняя смерть, распад семей и т. д.

Антропоэкосистемы — не застывшие образования, они либо развиваются, либо деградируют. Постепенно количество переходит в качество, и на месте данной антропоэкосистемы появляется принципиально иная антропоэкосистема. Так, в Приобье после открытия нефтяных месторождений на месте поселка Сургут с населением несколько тысяч жителей за полтора десятилетия возник город Сургут, население которого составляет двести тысяч жителей. Иными словами, появилось принципиально новое образование. Другой пример: десятки поселков, возникших в зоне Байкало-Амурской железнодорожной магистрали в период ее строительства, опустели и постепенно разрушаются после окончания „стройки века".

Некоторые итоги

Антропоэкосистема имеет ключевое значение в экологии человека, поскольку антропоэкологические исследования в практическом смысле сводятся к изучению различных антропоэкосистем — городских, сельских, арктических, тропических, лесных, степных, современных, первобытных, прошедших эпох, а при прогнозировании даже возможных антропоэкосистем близкого или отдаленного будущего. Изучение антропоэкосистем преследует определенные цели, которые на основе теории систем можно сформулировать следующим образом:

1) выделение конкретной системы из множества других объектов,
2) изучение структуры системы,
3) изучение поведения системы,
4) прогнозирование поведения системы,
5) управление системой (Геодакян, 1970).

При этом необходимо принимать во внимание, что антропоэкосистемы обладают определенной устойчивостью, которая может быть нарушена неадекватными действиями руководителей, самого населения, внешних сил.

Знания, получаемые об антропоэкосистеме путем анализа и оценки процессов, происходящих во всей антропоэкосистеме и в отдельных ее блоках, позволяют достичь большинства поставленных целей. По крайней мере, они делают реальным прогноз поведения системы. Прогноз, в свою

очередь, намечает пути управления если не всей системой, то отдельными ее блоками, что приводит к частичной (а иногда и к тотальной) оптимизации всей системы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексеев В. П., 1974. География человеческих рас. — М.: Мысль, 1974. — 352 с.

Алексеев В. П., 1975. Антропогеоценозы — сущность, типология, динамика. — Природа. № 7, с. 18—23.

Геодакян В. А., 1970. Организация систем — живых и неживых. — Системные исследования. Ежегодник. — М.: Наука, с. 49—64.

Грязнов П. И., 1880. Опыт сравнительного изучения гигиенических условий крестьянского быта и медико-топография Череповецкого уезда. Дисс. ... д-ра мед. наук. — СПб. — 216 с. и 66 с. приложений.

Долженков В. И., 1894. Топографические районы и их значение для заболеваемости. — Труды V Съезда общества русских врачей в память Н.И. Пирогова. Т.2. — СПб., с. 696—701.

Казначеев В. П., 1973. Биосистема и адаптация. — Новосибирск. — 73 с.

Левин М. Г., Чебоксаров Н. Н., 1955. Хозяйственно-культурные типы и историко-этнографические области. — Советская этнография, № 4, с. 3—17.

Ляпунов А. А., 1970. О кибернетических вопросах в биологии. — Проблемы кибернетики, вып. 25, с. 5—39.

Преображенский В. С., Райх Е. Л., 1974. Проблемы экологии человека и география. — В сб.: Теория и методика географических исследований экологии человека. — М., ИГАН, с. 12—22.

Преображенский В. С., Александрова Т. Д., 1977. Географические модели геосистем. — Изв. АН СССР, сер. геогр.

Прохоров Б. Б., 1973. Использование карт при создании медико-географических прогнозов. — V Всесоюзная конференция по тематической картографии. — Тбилиси, с. 195—200.

Прохоров Б. Б., 1974. Территориально-экологический аспект изучения уровней здоровья населения. — Теория и методика географических исследований экологии человека. — М., изд. Ин-та географии АН СССР, с. 112—122.

Прохоров Б. Б., 1974. Некоторые подходы к оценке региональных различий в условиях труда, отдыха и состояния здоровья населения. — Изв. СО АН СССР, серия обществ. наук, № 1, В. 1, с. 35—46.

Прохоров Б. Б., 1991. Демоэкология и саноэкология: проблемы дифференциации и синтеза. — Предмет экологии человека: сборник научных трудов. Ч. 2. — М.: изд. Научного совета АН СССР по проблемам биосферы, с. 5—25.

Прохоров Б. Б., 2000. Экология человека: понятийно-терминологический словарь. — М., изд. МНЭПУ. — 363 с.

Прохоров Б. Б., Конева И. В., 1973. Биогеографические аспекты изучения нозоэкосистем тайги Азиатской России. — В сб.: Изучение таежной биоты: проблемы и перспективы. — Иркутск, с. 51—70.

Райх Е. Л., 1984. Моделирование в медицинской географии. — М.: Наука. — 158 с.

Реймерс Н.Ф., 1974. Экология человека как междисциплинарная научная отрасль. — Теория и методика географических исследований экологии человека. — М., изд. ИГАН, с. 29—37.

Реймерс Н. Ф., 1990. Природопользование. Словарь-справочник. — М.: Мысль. — 639 с.

Сочава В. Б., 1970. География и экология. — Иркутск. — 22 с.

Сочава В. Б., 1978. Введение в учение о геосистемах. — Новосибирск: Наука. — 319 с.

Сукачев В. Н., 1964. Основы лесной биогеоценологии. — М.: Наука. — 574 с.

Tansley A. G., 1935. The use and abuse of vegetation concepts and terms. — Ecology, 16. 3.

КОМПЛЕКСНЫЙ МОНИТОРИНГ АТМОСФЕРНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ СИБИРИ

К. П. Куценогий*, П. К. Куценогий

РФ, Новосибирск ул. Институтская, 3, Институт химической кинетики и горения СО РАН, koutsen@ns.kinetics.nsc.ru

Реферат. Дан обзор результатов десятилетних экспериментальных и теоретических исследований пространственно-временной изменчивости характеристик атмосферных аэрозолей в Сибири на локальном, региональном и глобальном уровнях. Приводятся данные о спектре размеров и химическом составе, концентрации атмосферных аэрозолей в исследуемом регионе, суточной и сезонной изменчивости исследуемых характеристик в различных почвенно-климатических зонах Сибири. Описана методика идентификации источников аэрозолей техногенного и естественного происхождения. Проводится оценка техногенной нагрузки, связанной с аэрозолями, в различных почвенно-климатических районах. Изложены климатические особенности проявления кислотных выпадений в южных и северных районах Сибири. Показано, что северные территории Сибири в большой степени подвержены антропогенному влиянию. Описаны теоретические модели для расчета загрязнения окружающей среды на локальном, региональном и глобальном уровнях, а также для описания субмикронных аэрозолей, связанных с фотохимической конверсией газообразных веществ в аэрозольные частицы. Приведены данные о составе биогенного компонента атмосферных аэрозолей Сибири, а также о газоаэрозольной эмиссии от лесных пожаров.

Ключевые слова. Сибирь, аэрозоли, мониторинг, моделирование, антропогенное воздействие.

INTEGRATED MONITORING OF ATMOSPHERIC AEROSOLS OF SIBERIA

K. P. Koutsenogii, P. K. Koutsenogii

Institute of Chemical Kinetics and Combustion of Siberian Branch of RAS, 3, Institutskaya str., Novosibirsk, Russia, koutsen@ns.kinetics.nsc.ru

Abstract. Results of experimental and theoretical studies of spatial and temporal variability in the characteristics of atmospheric aerosols in Siberia at local, regional and global scales conducted in the last decade are surveyed. Data on size spectrum and chemical composition, concentrations of atmospheric aerosols within the region, as well as on daily and seasonal variability of the characteristics over different soil-climatic zones in Siberia are presented. A methodology for

identifying the technogenic and natural aerosol sources is described. An assessment of aerosol caused technogenic load in different soil-climatic regions is given. The climatic features related to acid deposition in southern and northern regions of Siberia are shown. It was demonstrated that the northern territories in Siberia are more affected by anthropogenic factors. Theoretical models for quantifying environmental pollution at local, regional and global scales are constructed. Such models can also be employed in describing sub-micron aerosols associated with photochemical conversion of gaseous substances into aerosol particles. Data on composition of the biogenic component of atmospheric aerosols as well as on emissions of gases and aerosols from the forest fires in Siberia are given.

Keywords. Siberia, aerosols, monitoring, modelling, anthropogenic impact.

Введение

Атмосферные аэрозоли (АА) играют решающую роль во многих атмосферных процессах (облако- и осадкообразование, радиационный теплообмен, видимость). Они оказывают существенное влияние на качество окружающей среды, климат, химию и физику атмосферы (Seinfeld, Pandis, 1998; Aerosols..., 1996; Carbonaceous..., 1996). Поэтому в последние годы интерес к изучению атмосферных аэрозолей неуклонно возрастает. Свойства атмосферных аэрозолей определяются спектром размеров, концентрацией, химическим составом и структурой частиц. Диапазон размеров атмосферных аэрозолей охватывает пять порядков величины, диапазон концентраций — более 10 порядков. Чрезвычайно сложен химический состав атмосферных аэрозолей. Поэтому проекты по исследованию АА носят с необходимостью комплексный характер и используют специальную аэрозольную аппаратуру и современную аналитическую технику. В последнее десятилетие крупные комплексные международные проекты, связанные с изучением глобальных изменений, как правило, содержат блоки взаимодействия атмосфера — океан — суша, где значительное внимание уделяется изучению свойств атмосферных аэрозолей и их роли в различных биогеохимических циклах биосферы. Примером крупных комплексных международных исследований, проведенных во второй половине 90-х годов прошлого столетия, могут служить проекты ACE 1 (1995) (Weber et al., 1998) и ACE 2 (1997) (Raes et al., 1998), связанные с изучением взаимодействия морских и континентальных аэрозолей в Атлантике. Характерной особенностью этих проектов стало объединение усилий различных стран и использование всего арсенала средств, включающих наземные, надводные, воздушные и космические наблюдения, позволяющие изучать пространственно-временную изменчивость различных характеристик АА локального, регионального и глобального масштабов.

С начала третьего тысячелетия (2001 г.) осуществляется крупный международный проект ACE-Asia, целью которого является изучение образо-

вания континентальных АА и их взаимодействие с морскими АА в азиатских странах Тихоокеанского региона (Symposium..., 2002). Согласно современным представлениям о механизме образования АА, их можно разбить на три класса: морские, континентальные и смешанные. Последние два в настоящее время наименее изучены.

Особо следует обратить внимание на атмосферные аэрозоли Арктического региона. В начале семидесятых годов прошлого столетия начался широкомасштабный комплексный международный проект „Арктическая дымка" (Atmospheric..., 1981; 1985, 1989; 1993), который продолжается и в настоящее время. Он был связан с проблемой дальнего транспорта АА из крупных промышленных центров северного полушария и оценкой техногенной нагрузки таких эмиссий на Арктический бассейн. В настоящее время изучение Арктического бассейна имеет приоритетное значение для международного сообщества (SEARCH..., 2001). Это определяется особым влиянием этого региона на климат Земли, его громадными минеральными и углеводородными ресурсами, слабой изученностью полярной биосферы, усиливающимся загрязнением Арктического бассейна техногенными продуктами.

Особое внимание в этих исследованиях уделяется изучению цикла углерода в арктических морях России (АМР), проводимому в рамках Государственной научно-технической программы России „Глобальные изменения природной среды и климата", Федеральной целевой программы „Мировой океан", а также международных многосторонних и двусторонних соглашений. Параметры цикла углерода в АМР в настоящее время известны плохо. Вместе с тем накопленные в российских и международных экспедициях (особенно, в 1993—2000 гг.) данные комплексного изучения биогеохимических параметров среды показали, что заметную роль в этих процессах играют и дальние переносы органического вещества АА эолового типа (Опыт..., 2001; Романкевич, Ветров, 2001). Сейчас уже накоплена значительная информация о том, что в Арктику переносятся АА как техногенного, так и природного типа. Значительная часть таких аэрозолей образуется в Сибири. Это связано с тем, что Сибирь имеет огромную границу с Арктическим бассейном. В то же время в Сибири очень разнообразные природно-климатические зоны. Здесь интенсивно развивается промышленность и сельское хозяйство. Поэтому Сибирь является источником различных типов АА. В то же время в Сибири имеются территории, удаленные на значительные расстояния от крупных сильно загрязненных индустриальных центров. Эти регионы относят к категории „фоновых", где значительная масса аэрозолей образуется в результате естественных процессов с небольшой примесью загрязняющих веществ. Города и многие регионы юга Сибири сильно загрязнены тяжелыми металлами. Уровень такого загрязнения заметно выше, чем в промышленно развитых странах Европы и Америки. Локальные загрязнения АА могут представлять серьезную опасность для здоровья людей, проживающих в этих районах. С другой

стороны, гигантские точечные источники промышленных выбросов достаточно просты для изучения многих вопросов химии окружающей среды, поэтому здесь можно получить важные научные результаты с минимальными затратами. Многочисленные исследования характеристик АА в различных точках земного шара показывают, что значительную часть атмосферных поллютантов составляют частицы, образующиеся при ветровой эрозии поверхности земли и на поверхности морей и океанов. Это пылевые частицы и частицы, состоящие из морских солей. Содержание других частиц природного и антропогенного происхождения в АА, как правило, заметно меньше (Whitby, 1975, 1978; Аэрозоль..., 1991). Центральная Сибирь удалена на несколько тысяч километров от крупных источников почвенно-эрозионных аэрозолей. В зимний период в Сибири земля покрыта снегом, а водоемы, включая моря и океаны, скованы льдом. Таким образом, этот период крайне благоприятен для изучения дальнего транспорта промышленных выбросов (Куценогий К., Куценогий П., 1997, 2000; Ван Грикен и др., 1999; Куценогий и др., 2002).

Значительная часть территории Сибири покрыта лесом, который является мощным источником биогенных аэрозолей: первичных (например, пыльца растений) (Головко, 2001) и вторичных, образующихся в результате эмиссии реакционно-активных газов, которые в результате химических и фотохимических процессов конвертируются в аэрозольные частицы

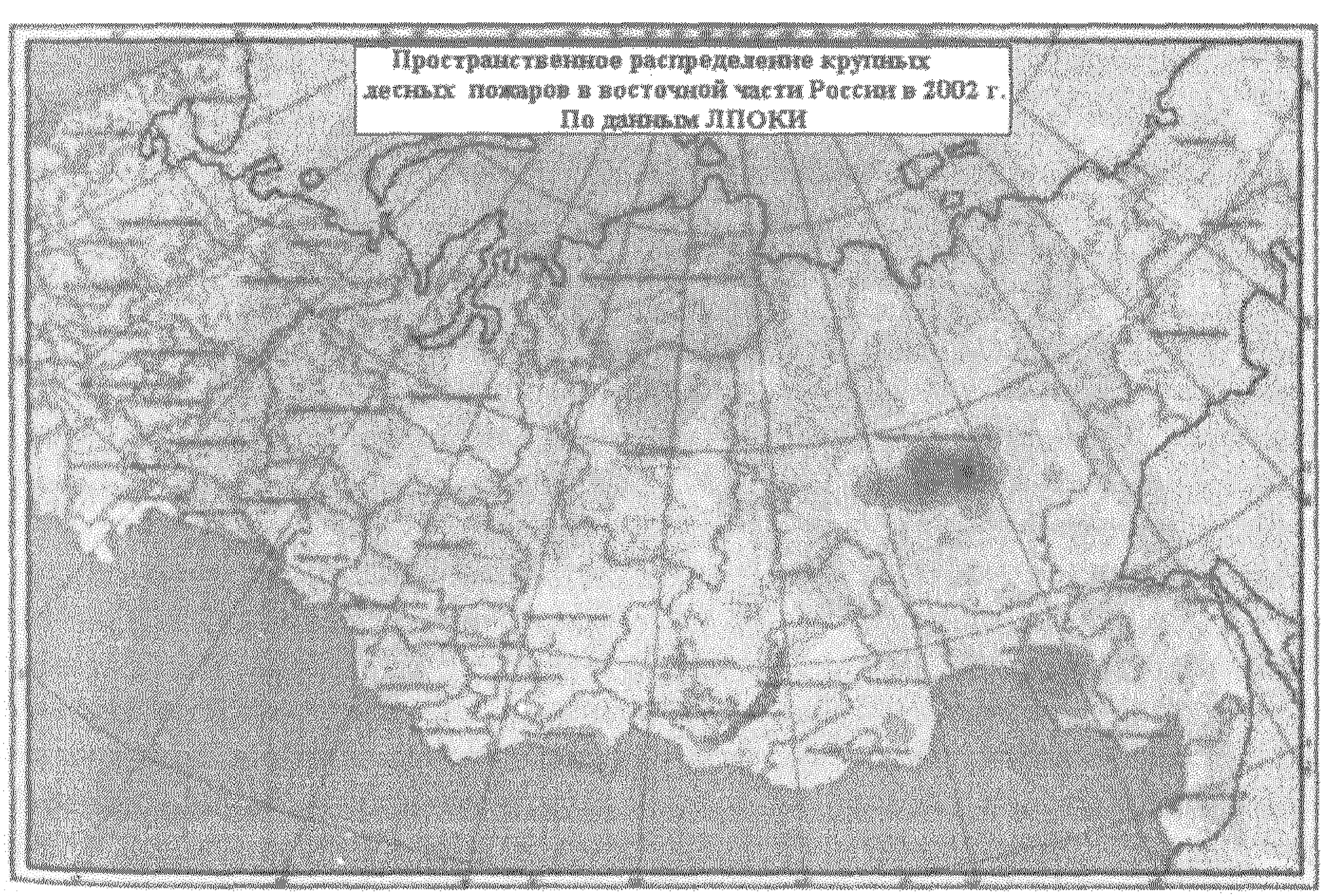


Рис. 1. Пространственное распределение крупных лесных пожаров в восточной части России в 2002 г. по данным ЛПОКИ.

(Koutsenogii, 1992; Куценогий, 2002). Мощным источником атмосферных аэрозолей в Сибири являются лесные пожары (Koutsenogii et al., 2000). Из рис. 1 видно, что на значительной части Сибири, особенно в ее южных районах, в пожароопасный сезон возникают лесные пожары, которые являются мощными источниками газоаэрозольных эмиссий.

Проект „Аэрозоли Сибири"

Поскольку Сибирь представляет собой важный источник материалов для дальнего переноса в Арктику, с начала 90-х годов параллельно международному проекту „Арктическая дымка" ("Arctic Haze") получил свое развитие в основном российский интеграционный проект „Аэрозоли Сибири" ("Siberian Aerosol"). В данный момент термин является устоявшимся и используется в качестве названия одного из интеграционных проектов СО РАН. За время осуществления этого проекта проведено четыре международных рабочих совещания, посвященные данной проблеме.

Проект „Аэрозоли Сибири " преследует следующие цели:

- изучение закономерностей образования, трансформации и переноса аэрозолей в Сибирском регионе на локальном, региональном и глобальном уровнях для выявления их основных источников и стоков;
- оценка влияния атмосферных аэрозолей на качество атмосферного воздуха, уровни загрязнения растительности, почвы и воды, скорости миграции различных веществ и элементов в объектах окружающей среды;
- выяснение воздействия атмосферных аэрозолей различной природы на атмосферные процессы, здоровье людей и животный мир.

Методика и результаты

К моменту начала осуществления проекта „Аэрозоли Сибири" в северном полушарии Международным сообществом была образована развитая система наземного мониторинга аэрозолей, состоящая из 22 пунктов наблюдений. В то же время на территории бывшего СССР не было ни одной наблюдательной точки.

В настоящее время в Сибири организована наземная система мониторинга АА, охватывающая территорию Западной и Восточной Сибири с удалением точек наблюдений до 1500 км (рис. 2). В большинстве случаев для этого используются стационары различных институтов СО РАН, что позволяет проводить исследования круглогодично. Кроме наземных наблюдений, развивается система космического мониторинга. Уже собрана важная информация о масштабах лесных пожаров в бореальных лесах Сибири (рис. 3). На рис. 3 приведены результаты космических наблюдений за лесными пожарами на территории Сибири в летне-осенний период 2002 г. Эти данные позволяют идентифицировать отдельные лесные по-

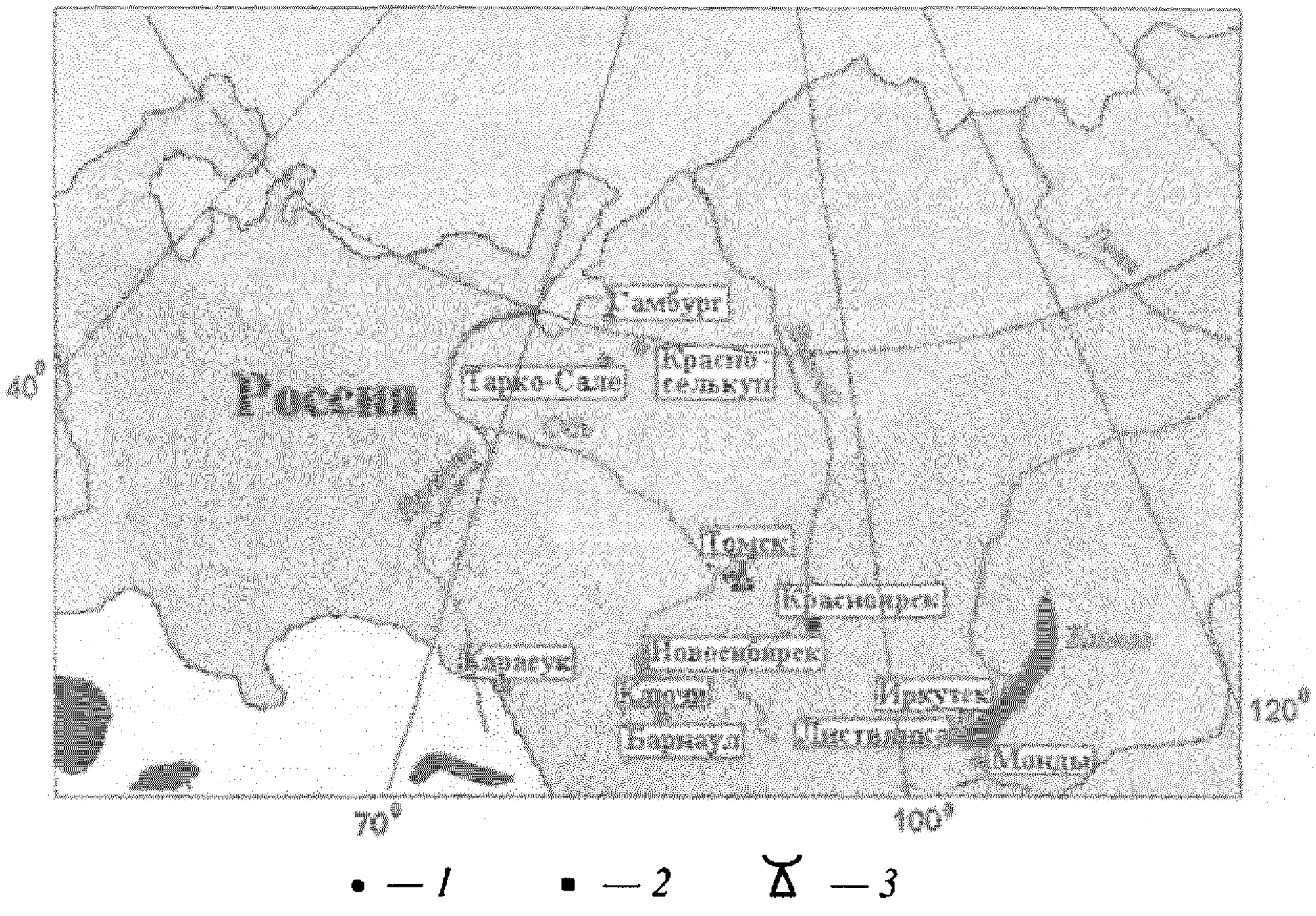


Рис. 2. Расположение пунктов наземного мониторинга атмосферных аэрозолей в Сибири.

1 — наземные станции наблюдения, *2* — космические станции наблюдения, *3* — лидар.

жары и области задымления от них. Видно, что области влияния дымовых шлейфов имеют не только локальные, но и региональные масштабы. Структура источников аэрозольных эмиссий достаточно сложная. Она зависит от пространственного расположения и интенсивности индивидуальных пожаров, типа лесных массивов и метеорологических условий. Данные космического мониторинга обеспечивают только часть необходимой информации для описания экологических последствий лесных пожаров. Для получения недостающих сведений с 2000 г. наблюдения из космоса сопровождаются наземными экспериментами на специальном полигоне, где, в частности, определяется величина газоаэрозольных эмиссий в зависимости от типа лесных горючих материалов и режимов горения (рис. 4). Получены первые экспериментальные данные, позволяющие определить коэффициенты эмиссии основных реакционно-активных газовых и аэрозольных эмиссий по массе сгоревшего лесного горючего материала, а также химический состав образующихся аэрозолей субмикронной и грубодисперсной фракции (Koutsenogii et al., 2002). Эти результаты позволяют оценить влияние газообразных и аэрозольных эмиссий на климатические и экологические последствия лесных пожаров в бореальных лесах Сибири.

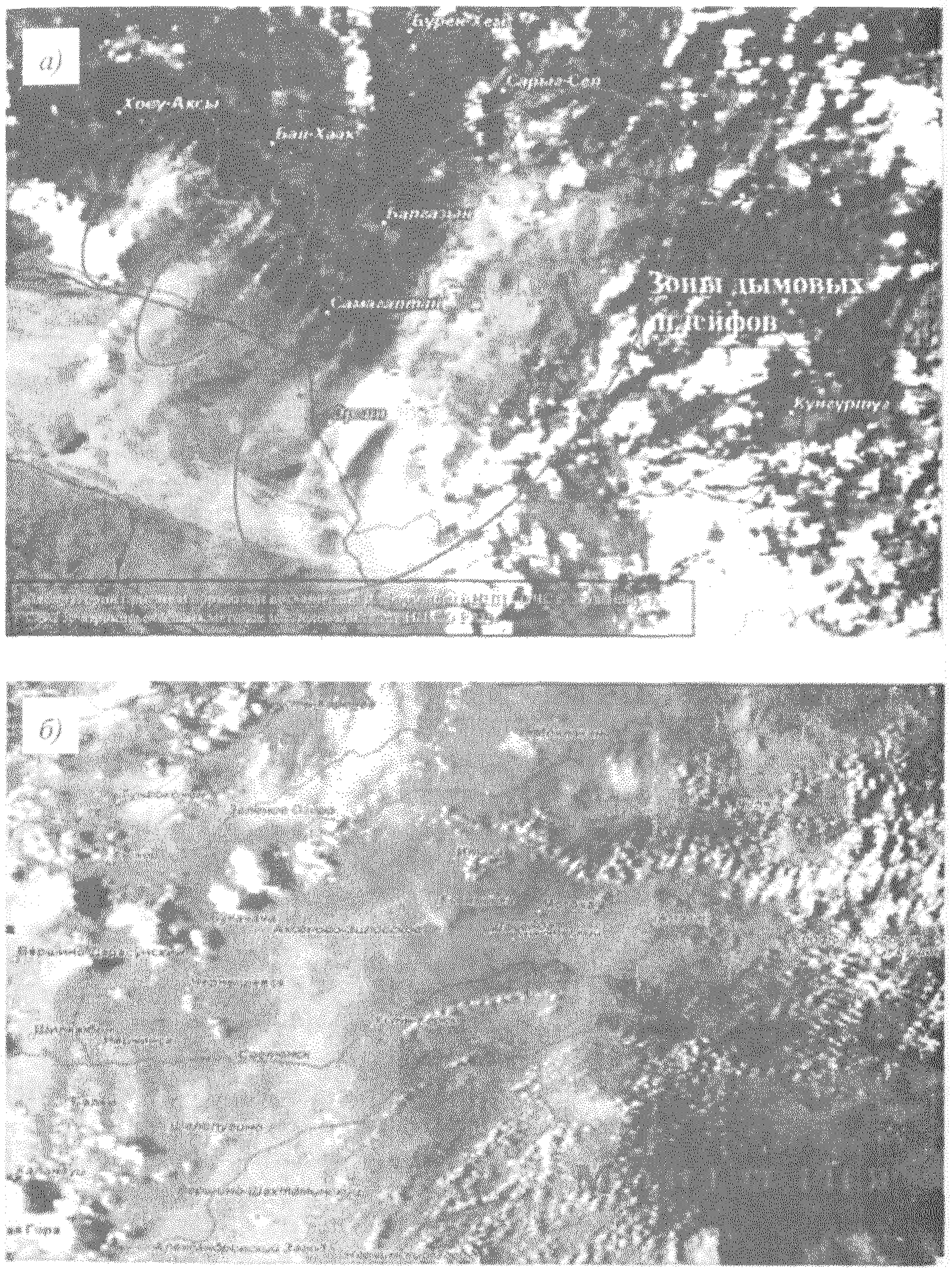


Рис. 3. Пик пожарной активности в различных регионах Сибири в 2002 г.

а – очаги пожаров и эмиссии в Республике Тыва 17 июня 2002 г.; *б* и *в* – задымление в Читинской области и Республике Саха (Якутия) 14 августа 2002 г.; *г* – очаги пожаров с дымами в Иркутской области, Бурятии и Монголии 22 сентября 2002 г.

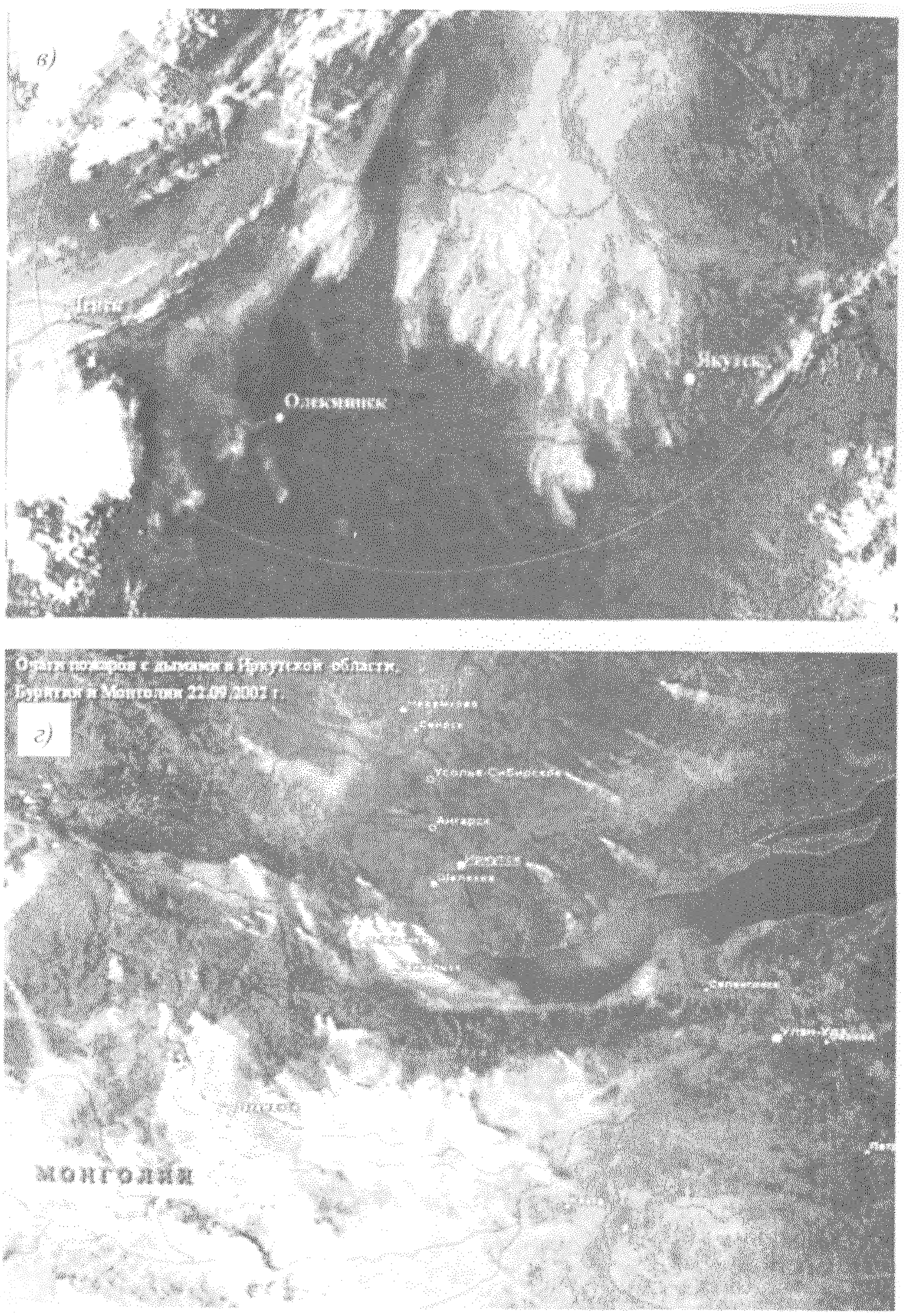


Рис 3.

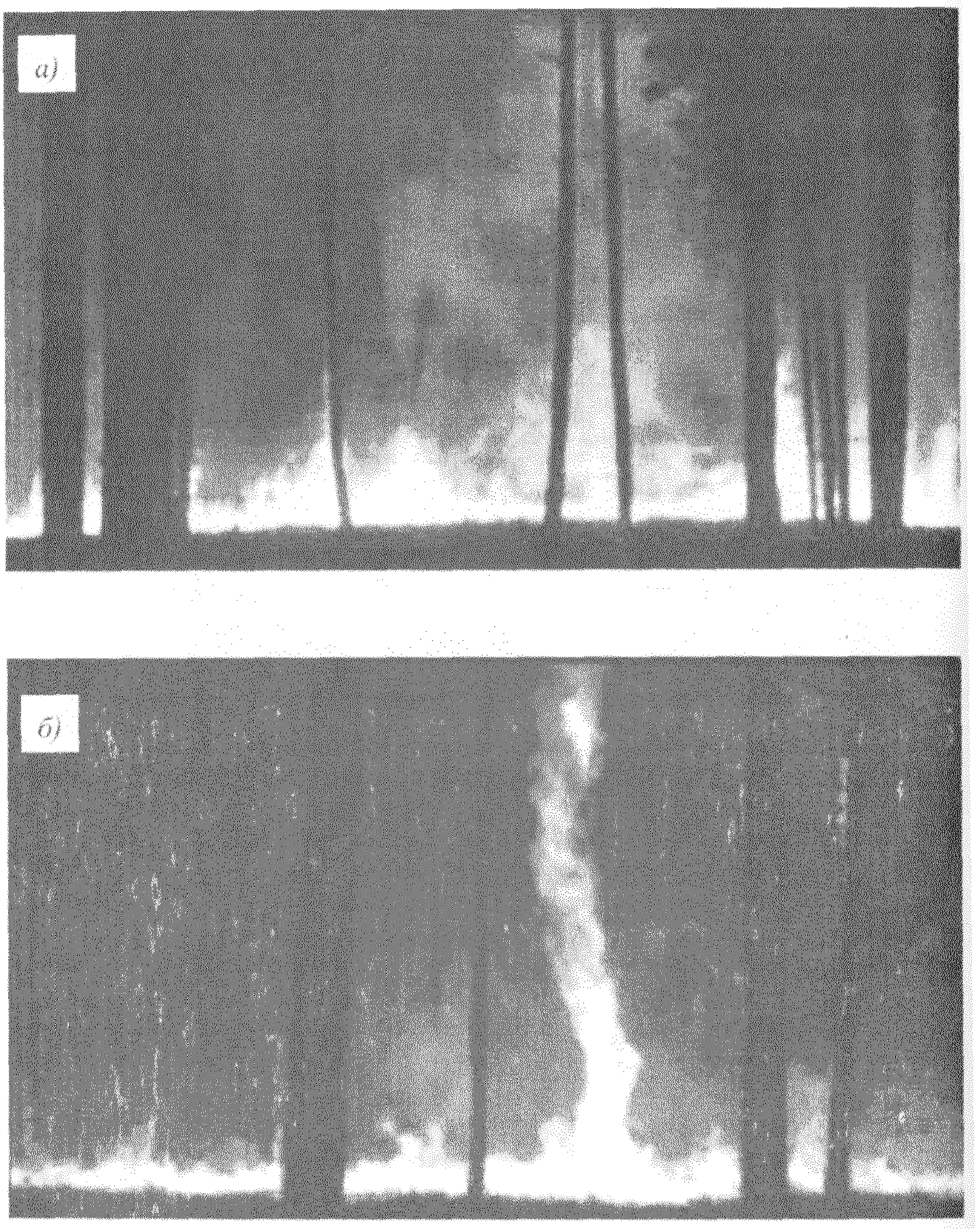
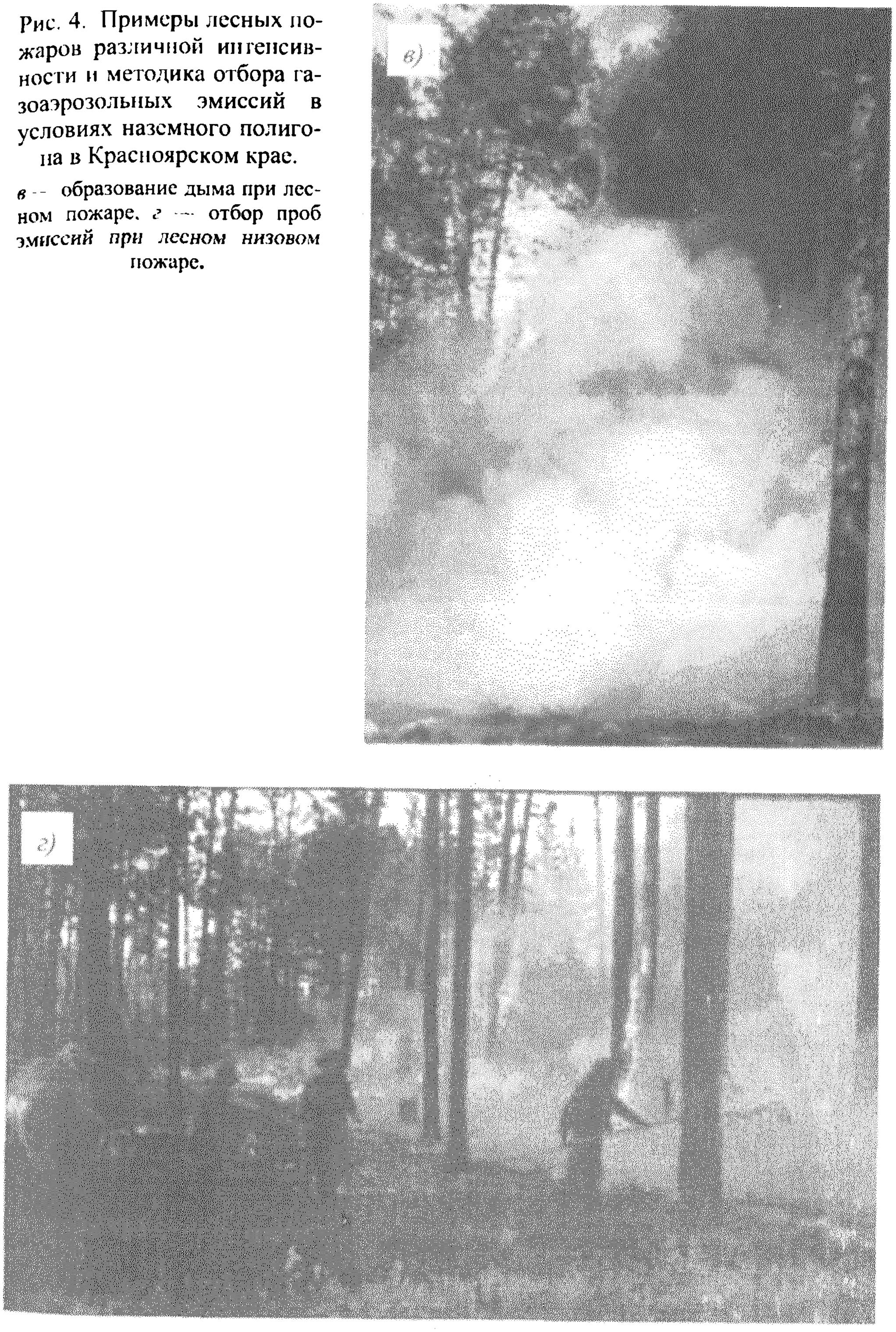


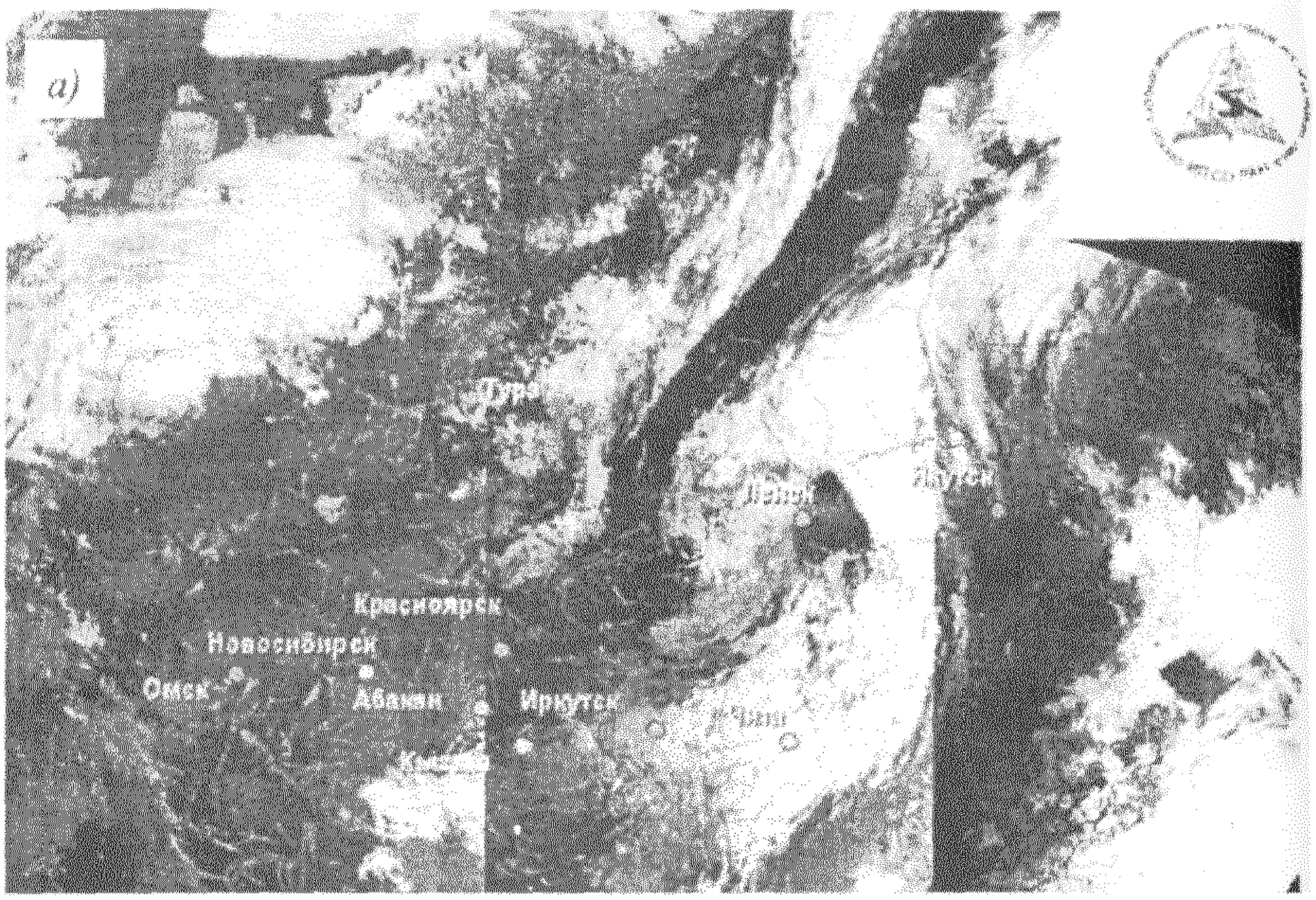
Рис. 4. Примеры лесных пожаров различной интенсивности и методика отбора газоаэрозольных эмиссий в условиях наземного полигона в Красноярском крае.

а — высокоинтенсивный лесной пожар в сосняке лишайниково-зеленомошном, *б* — огневой вихрь при высокоинтенсивном лесном низовом пожаре

Рис. 4. Примеры лесных пожаров различной интенсивности и методика отбора газоаэрозольных эмиссий в условиях наземного полигона в Красноярском крае.

в -- образование дыма при лесном пожаре. *г* --- отбор проб эмиссий *при лесном низовом* пожаре.





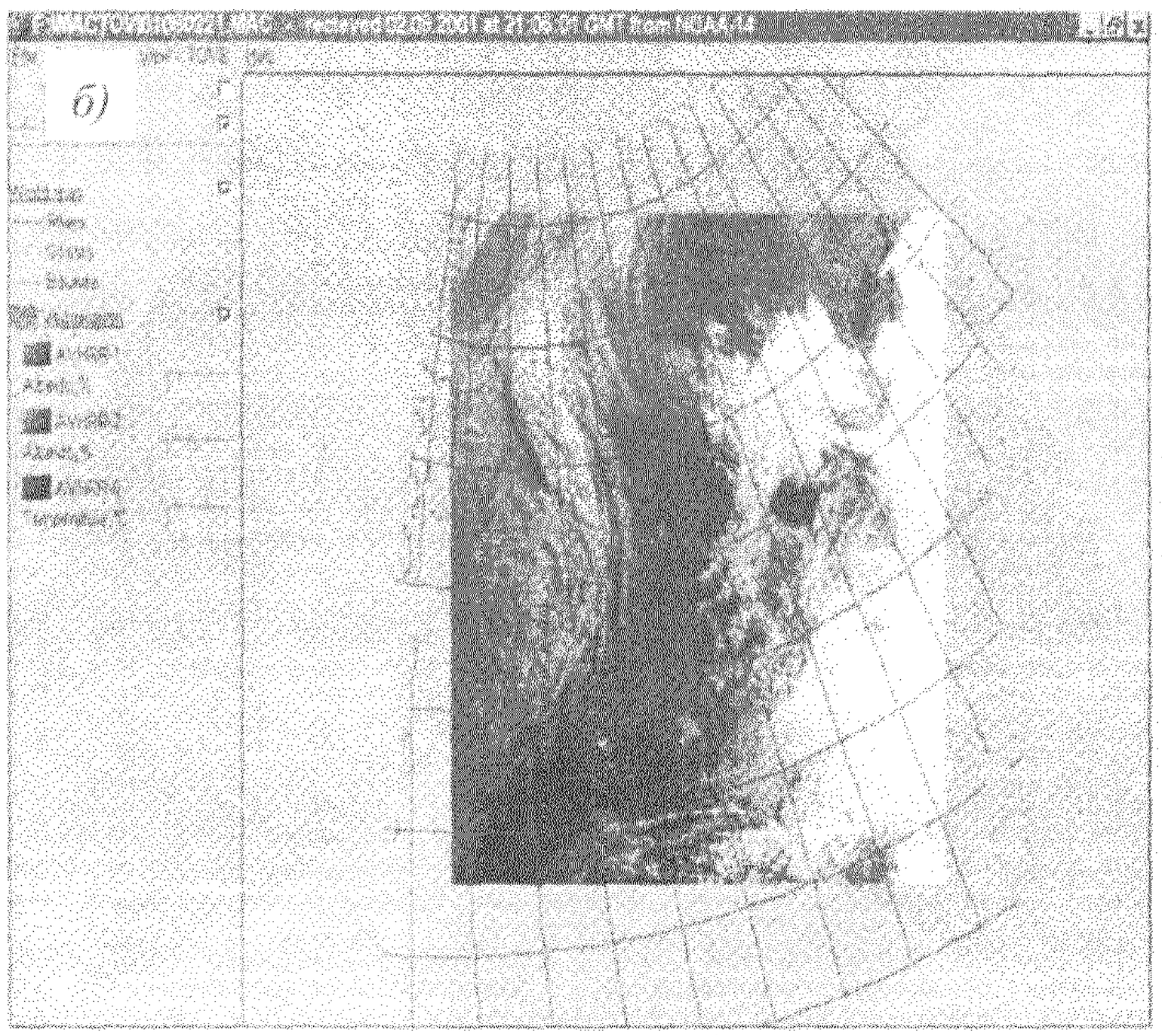


Рис. 5. Пример БД космического мониторинга, получаемых с метеорологического спутника NOAA.

а — система облачного покрова в различных районах Сибири и Дальнего Востока. *б* — информация, получаемая с использованием системы TOVS.

В период выполнения интеграционного проекта „Аэрозоли Сибири" удалось организовать синхронные наблюдения в разные сезоны года в различных почвенно-климатических зонах Западной и Восточной Сибири, сопровождаемые космическими наблюдениями (рис. 5), а также вертикальным зондированием атмосферы на одном из полигонов Западной Сибири (рис. 6). Данные космического мониторинга с помощью метеорологического спутника NOAA позволяют, помимо метеорологической информации, получить сведения о структуре облачности регионального и глобального масштабов (см. рис. 5 *а*). Многоканальная спектральная БД и система TOVS (см. рис. 5 *б*) обеспечивают получение данных об изменении структуры растительного покрова, а также информации о пространственно-временной изменчивости распределения концентрации аккумуляционной фракции АА, влияющего на ослабление солнечного излучения и радиационный теплообмен в атмосфере. Таким образом, реализован комплексный мониторинг характеристик АА в Сибири. Точки наземного мониторинга расположены в крупных промышленных центрах (Новосибирск, Иркутск, Барнаул, Кемерово, Томск), пригородных районах, а также на фоновых территориях. В результате впервые получены экспериментальные данные о пространственно-временной изменчивости характеристик АА локального, регионального и глобального масштабов. Предложены методы для

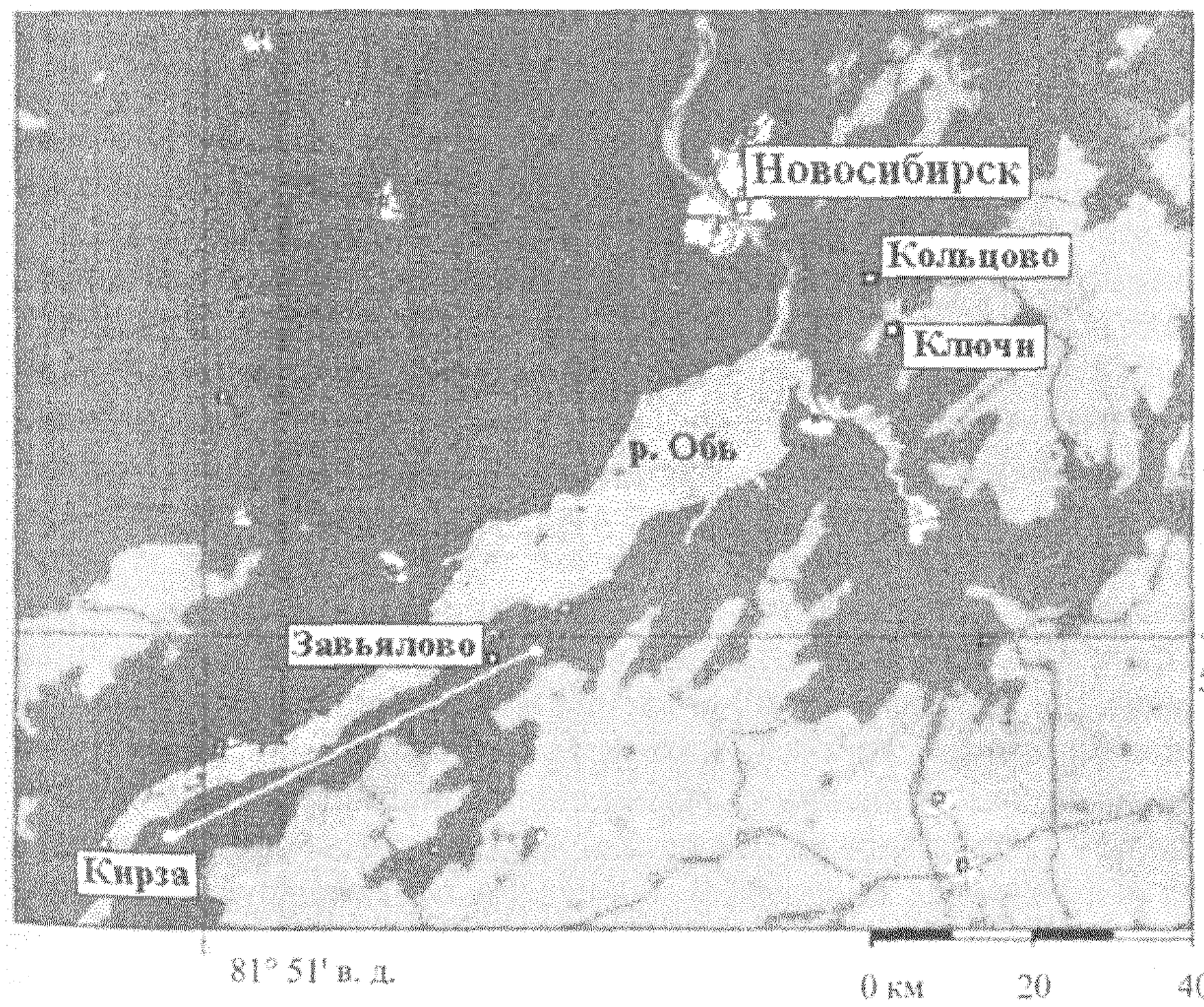


Рис. 6. Трасса полета самолета на юге Западной Сибири во время отбора аэрозольных проб.

определения основных характеристик АА (массовой концентрации, дисперсного и химического состава, морфологии аэрозольных частиц). Создан комплекс методик для определения химического состава аэрозольных частиц и их поверхностного слоя (Иванов и др., 2002).

По результатам наземного и самолетного мониторинга в период с 2000 по 2002 г. впервые получены данные о составе биокомпонента АА Сибири и его пространственно-временной изменчивости (Андреева и др., 2002). Для пыльцевого компонента АА Западной Сибири выявлены закономерности суточной и сезонной изменчивости массовой и счетной концентрации, а также видового состава (Головко, 2001). Пример данных по счетной концентрации биологического компонента АА приведен на рис. 7.

Комплексный мониторинг позволил получить следующее.

А. По данным многоэлементного состава АА в зависимости от размера частиц

- Были выявлены три класса частиц: почвенно-эрозионные, характеризующиеся элементами, у которых 98 % массы находится в грубодисперсной фракции ($d > 1$ мкм); техногенные аэрозоли, характеризующиеся элементами, у которых 64 % массы находится в субмикронной фракции ($d < 1$ мкм); аэрозоли смешанного типа, характеризующиеся элементами, массовые доли которых примерно поровну распределены между грубодисперсной и субмикронной фракциями (Koutsenogii et al., 2002).

На рис. 8 *а* приведены экспериментальные данные по относительной среднемесячной концентрации (X_{Fe}) многоэлементного состава атмосферных аэрозолей (отношение концентрации каждого из элементов, указанных на горизонтальной оси, к значению концентрации Fe) в зимний период в двух пунктах наблюдений на севере Западной Сибири. Удаление пунктов наблюдения друг от друга составило около 250 км. Жирной линией показаны кларки указанных элементов (относительное содержание элементов в почве), соответствующие коэффициенту обогащения EF_c, равному единице. Считается, что значения $EF_c < 10$ указывают на элементы, источником которых является почвенно-ветровая эрозия. Те элементы, для которых $EF_c > 10$, связывают с антропогенными источниками. Тонкая кривая соответствует значению $EF_c = 10$, поэтому ниже нее располагаются элементы от источников почвенно-эрозионной природы, а элементы выше этой линии обусловлены антропогенными источниками. Аналогичные зависимости для двух точек наблюдения на юге Западной Сибири (удаление друг от друга около 450 км) приведены на рис. 8 *б*. Видно, что на обоих графиках квадратики и кружки для каждого из определенных элементов расположены достаточно близко друг к другу. Это означает, что многоэлементный состав в каждой из почвенно-климатических зон примерно одинаков. Поскольку расстояние между точками наблюдения превышает 100 км, это указывает на постоянство многоэлементного состава АА в региональном

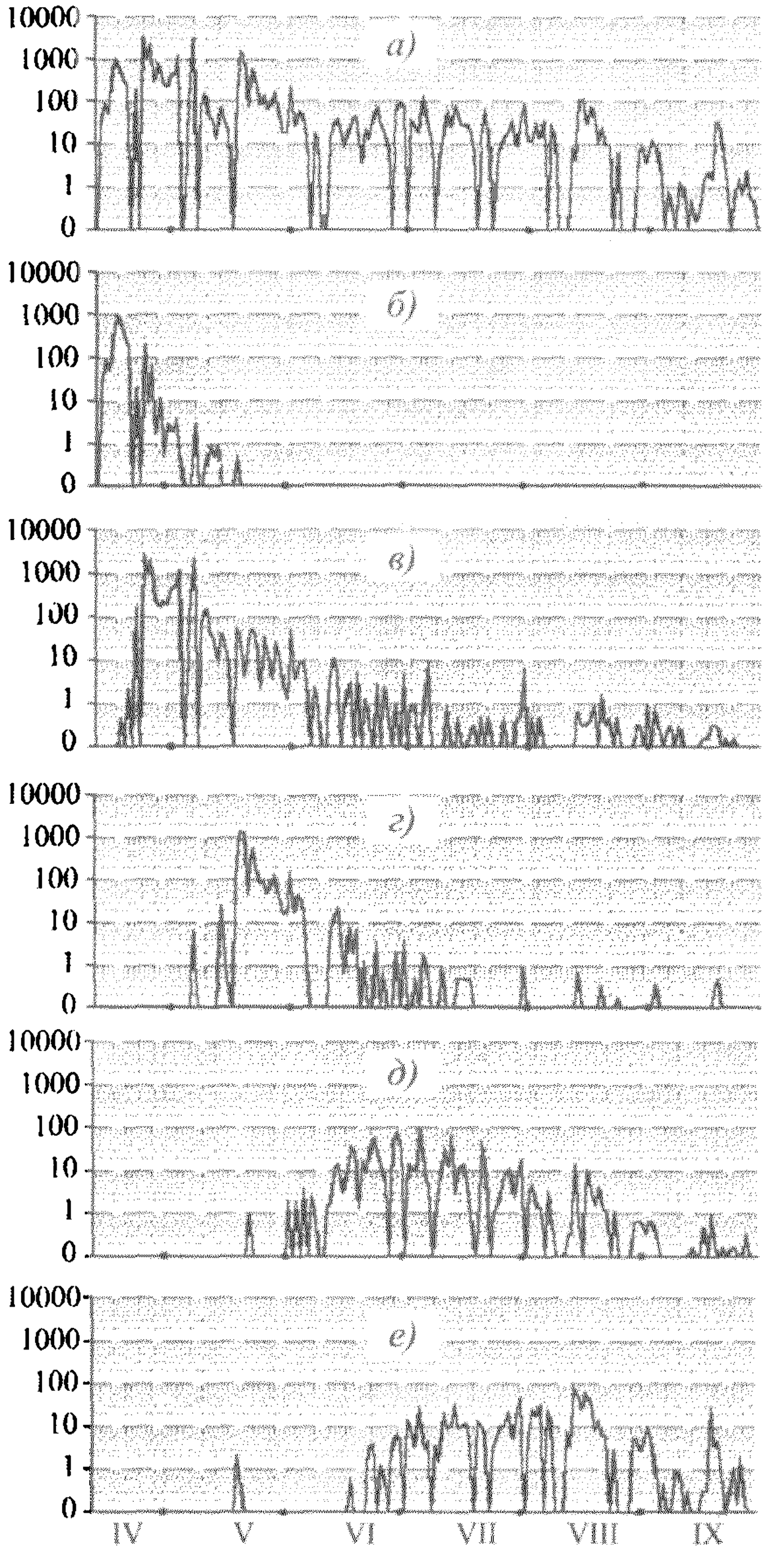


Рис. 7. Сезонная динамика изменения счетной концентрации и видового состава пыльцевого компонента атмосферного аэрозоля в Новосибирской области.

а суммарная счетная концентрация пыльцевых зерен в 1 м^3; *б*—*е* — изменение видового состава пыльцевого компонента по сезонам для тополя (*б*), березы (*в*), сосны (*г*), злаков (*д*), разнотравья (*е*).

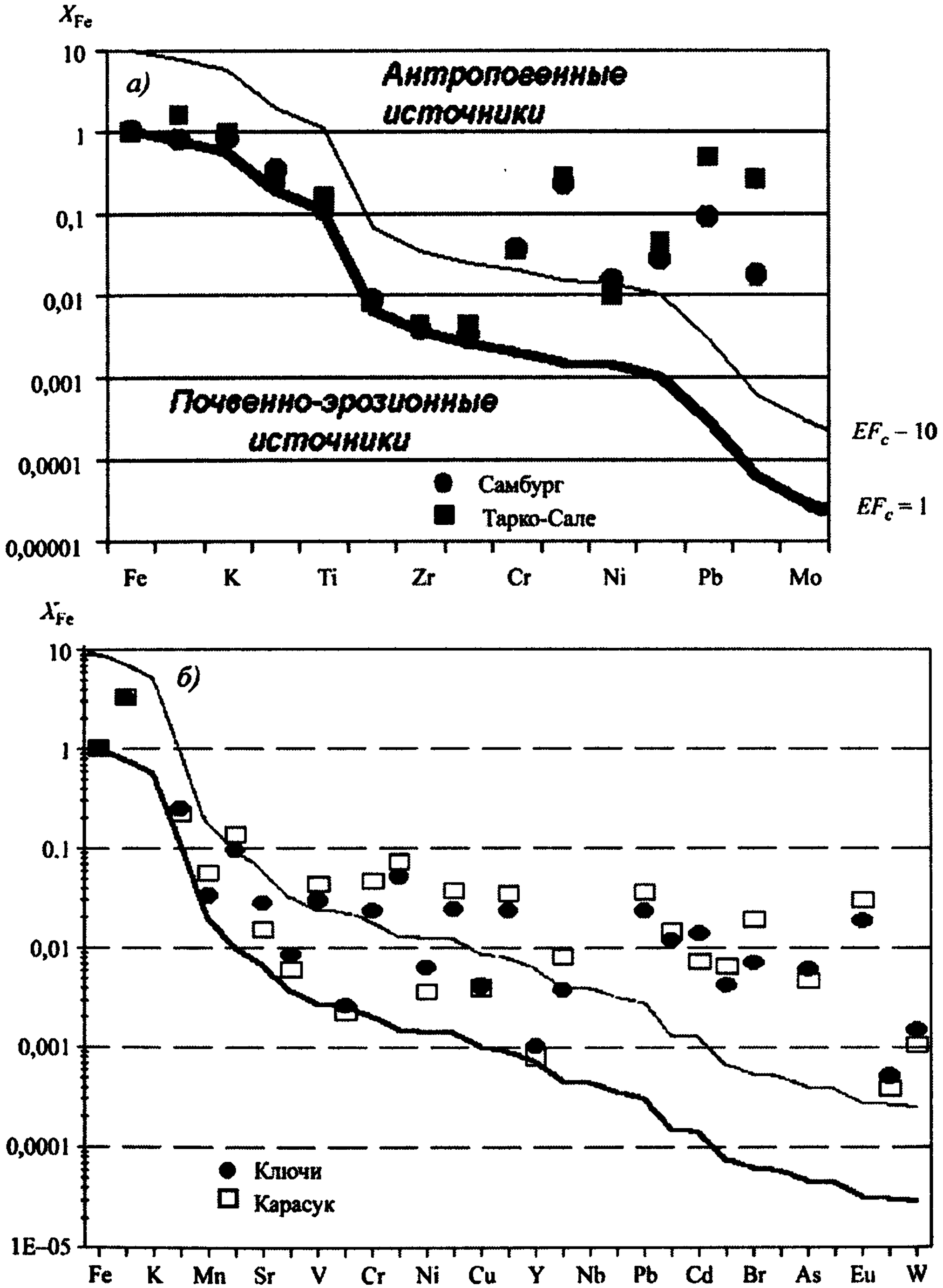


Рис. 8. Влияние техногенной нагрузки на пространственно-временную изменчивость многоэлементного состава атмосферных аэрозолей в зимний период на севере (*а*) и юге (*б*) Западной Сибири. Метод относительных концентраций.

масштабе. Такая методика позволяет разделить все элементы на два класса. Если теперь проанализировать изменения массовой концентрации в зимний сезон на севере и на юге Западной Сибири (табл. 1), то выясняется следующая картина.

Таблица 1

Массовая концентрация различных элементов атмосферных аэрозолей на севере и юге Западной Сибири

Регион	Место отбора проб	Антропогенные элементы, нг/м^3							
		V	Zn	Ni	Cu	Pb	As	Ge	
Север	Тарко-Сале	16	18	5	9	40	6	1	
	Самбург	13	27	4	7	9	1	0,3	
Юг	Ключи	21	38	2	7	15	1	0,7	
		Почвенно-эрозионные элементы, нг/м^3							
		Ca	Ti	Mn	Sr	Zr	Rb	Y	Fe
Север	Тарко-Сале	38	17	8	0,7	0,2	0,7	0,2	190
	Самбург	12	18	6	1,2	0,8	0,3	0,2	130
Юг	Ключи	24	30	90	21	12	6	1,2	1800

Для элементов от антропогенных источников массовые концентрации на юге и на севере близки друг к другу. Это означает, что загрязнение от этих источников носит глобальный характер. Для элементов почвенно-эрозионной природы массовая концентрация на севере в 6—60 раз ниже, чем на юге. Поэтому загрязнение от почвенно-эрозионных источников АА носит региональный характер. Отношение числа элементов от антропогенных и почвенно-эрозионных источников может служить мерой антропогенной нагрузки. Это отношение для разных сезонов года приведено в табл. 2.

Из табл. 2 видно, что для северных районов, удаленных от крупных промышленных центров, относительная доля элементов антропогенного происхождения выше, чем доля элементов почвенно-эрозионной природы. Поэтому техногенная нагрузка на удаленных („фоновых") территориях сильнее, чем на юге, где сосредоточены крупные промышленные центры. Более детальные сведения о типе источников можно получить с использованием факторного анализа временной изменчивости среднесуточных значений массовой концентрации различных элементов. Пример такого анализа приведен в табл. 3.

Таблица 2

Использование метода относительных концентраций для оценки техногенной нагрузки на северные и южные регионы Западной Сибири

Место отбора	Число элементов		N_2/N_1
	почвенно-эрозионных N_1	техногенных N_2	
	Зима		
Север	9	8	0,9
Юг	15	6	0,4
	Весна		
Север	10	7	0,7
Юг	18	3	0,2
	Лето		
Север	10	6	0,6
Юг	20	1	0,05
	Осень		
Север	10	7	0,7
Юг	18	4	0,2

Таблица 3

Идентификация источников загрязнения по результатам факторного и корреляционного анализа временной изменчивости многоэлементного состава атмосферных аэрозолей

Фактор	Элементы (коэф. корр. R)	Фактор нагрузки	Источник	Коэффициент обогащения EF_c
1	Ca : |Ti, Mn, Fe, Rb, Sr, Y, Zr, Gd| ($0,89 \le R \le 0,98$)	0,64	Почвенно-эрозионный	≤ 10
2	Pb, Br ($R = 0,93$)	0,14	Автотранспорт	> 10
3	Ni, Cu ($R = 0,84$)	0,13	Цветная металлургия	> 10

Во втором столбце указан коэффициент корреляции между элементами каждого из трех выделенных факторов. Для первого фактора, состоящего из девяти элементов, коэффициент корреляции по отношению к Са указан в скобках. Для двух других факторов приведены значения коэффициента взаимной корреляции. Тип идентифицированного источника, соответствующий каждому из выявленных факторов, приведен в четвертом столбце.

Б. По данным ионного состава АА

- Сопоставление ионного состава водорастворимой части аэрозолей (ICAA) и мокрых выпадений (ICAP) позволяет выяснить вклады газофазных и почвенно-эрозионных составляющих в процессах их формирования с учетом соотношения ионов атмофильных и литофильных элементов. Эти данные имеют самостоятельное значение в связи с проблемой „кислотных дождей", причиной которых является дефицит катионов, нейтрализующих анионы, генерируемые в атмосфере из газовой фазы или поступающие с летучими кислотами. Газофазные процессы генерации ICAA дополняются реакциями нейтрализации с катионами солей из наземных источников и морских солей, что приводит к отсутствию кислотных выпадений на юге Западной Сибири (Смоляков, 2002). На рис. 9 представлены данные по ионному составу как аэрозолей, так и осадков на юге Западной Сибири, а также изменение содержания ионов в аэрозольных частицах в зависимости от времени и места проведения измерений.
- Временное изменение соотношения нитратов и сульфатов позволяет выделить периоды существенного влияния на состав АА эмиссии наземных лесных пожаров (Koutsenogii et al., 2000; Смоляков и др., 1999). На рис. 9 *а* приведен пример изменения ионного состава (катионов и анионов) в зимний период на юге Западной Сибири для атмосферных аэрозолей и мокрых выпадений (снег). Видно, что катионный состав АА в основном определяется NH_4^+ (газофазного происхождения), Ca^{2+}+ Mg^{2+} (почвенно-эрозионный источник) и Na^+ (морской источник). Анионный компонент определяется газофазными продуктами SO_4^{2-}, NO_3^- (летучие кислоты), Cl^- (морской источник), HCO_3^- (адсорбция CO_2 в жидкую фазу АА). Из приведенного рисунка видно, что, кроме временной изменчивости ионного состава АА, он существенно

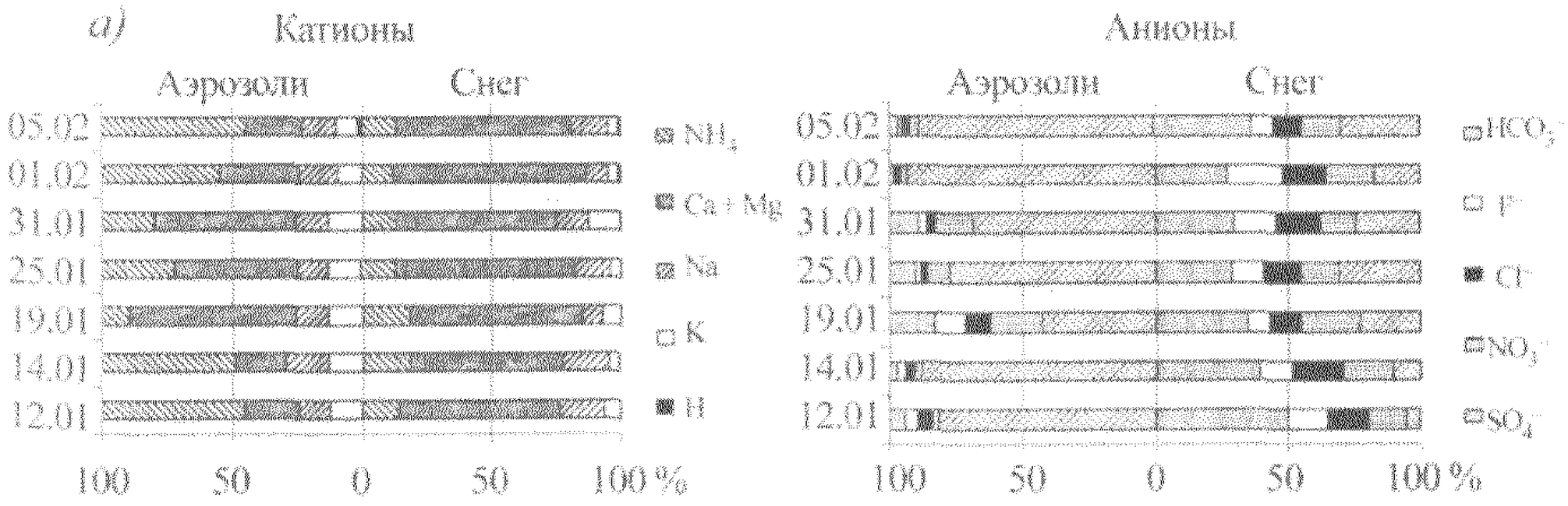


Рис. 9. Ионный состав атмосферных аэрозолей, осадков и поверхностных вод. Проблема кислотных осадков.

а **— изменения ионного состава (катионов и анионов) в зимний период на юге Западной Сибири для атмосферных аэрозолей и мокрых выпадений (снег).**

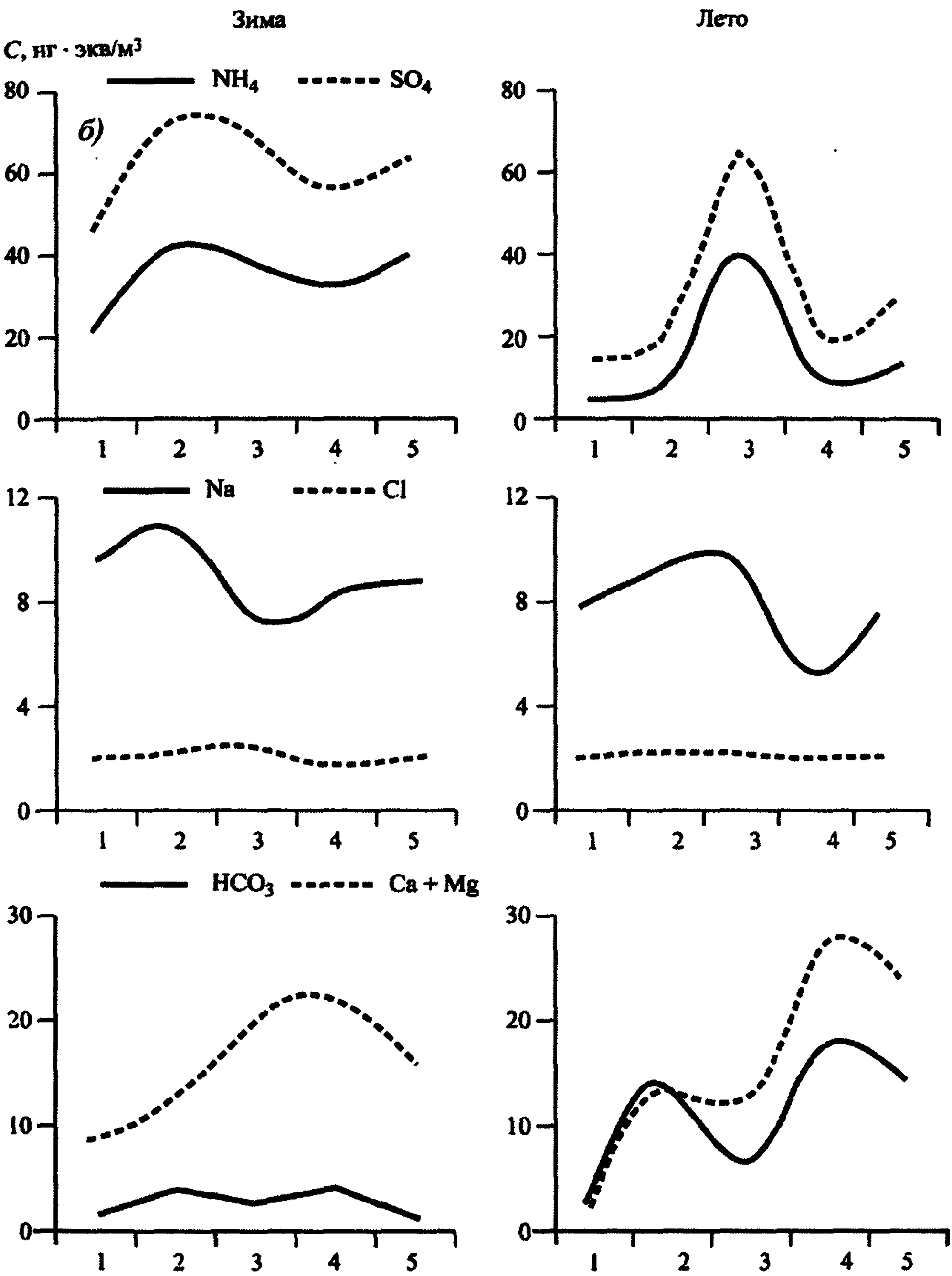
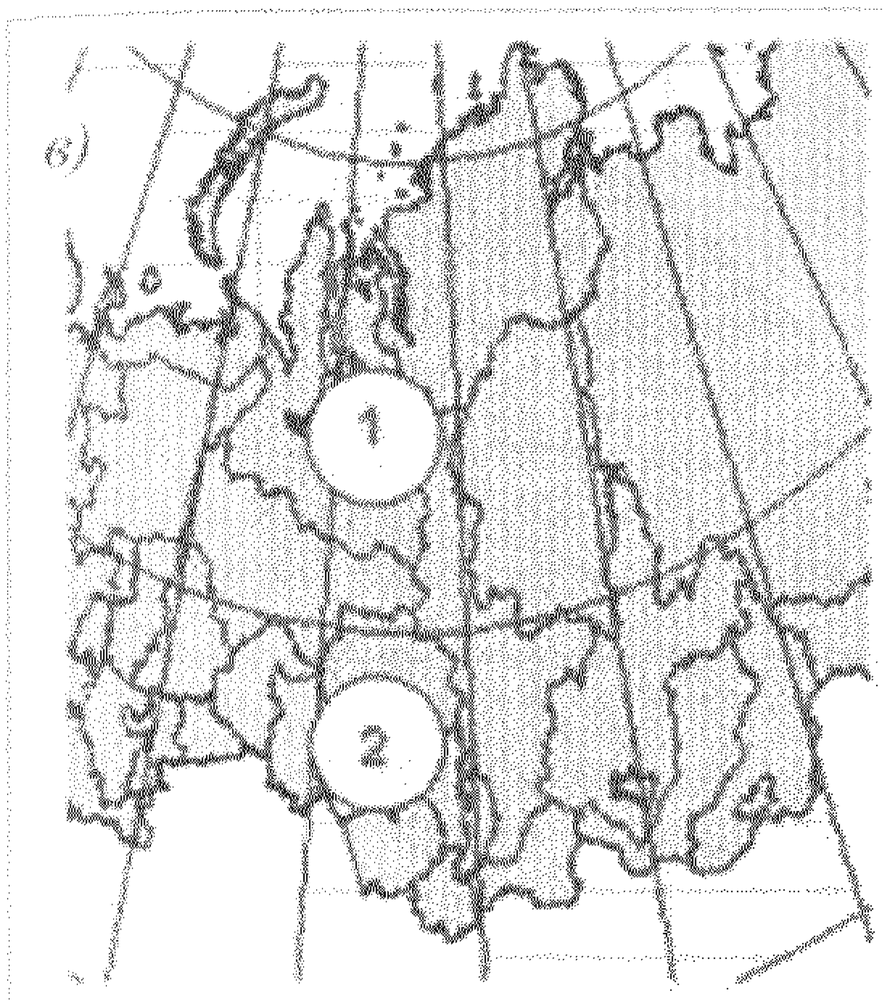


Рис. 9. Ионный состав атмосферных аэрозолей, осадков и поверхностных вод. Проблема кислотных осадков.

б — пространственная изменчивость ионного состава АА в зимний и летний периоды в различных почвенно-климатических зонах Западной Сибири.

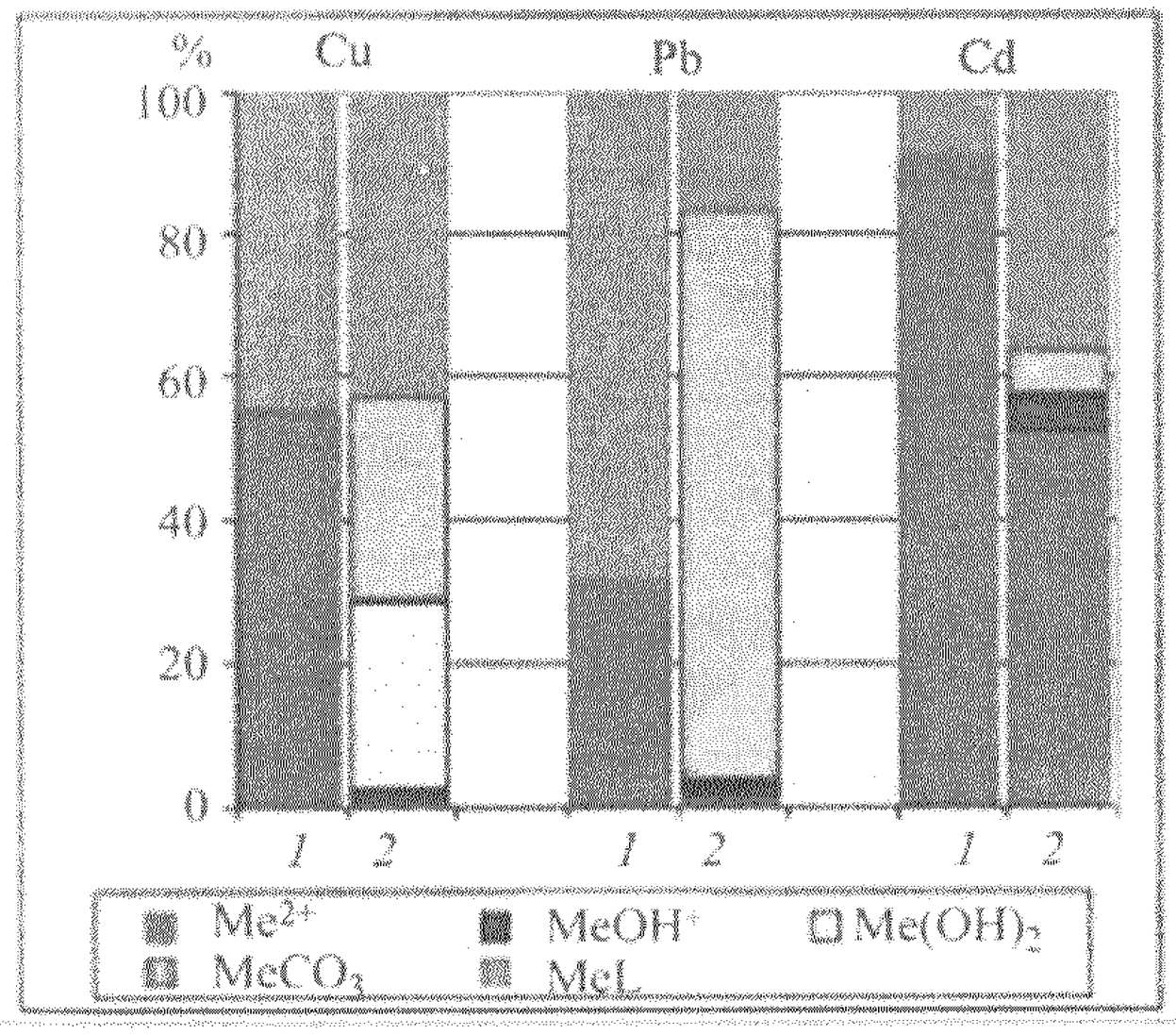
отличается от ионного состава мокрых выпадений. Это говорит о более сложном механизме формирования ионного состава мокрых выпадений, нежели захват АА. Пространственная изменчивость ионного состава АА в зимний и летний периоды в различных почвенно-климатических зонах Западной Сибири приведена на рис. 9 *б*. Из рисунка видно, что в ионном составе газофазных продуктов (SO_4^{2-}, NH_4^+) и зимой,



pH и минерализация *U* (мг/л) осадков и поверхностных вод

	1	2
pH осадков	4,5—5,5	4,5—6,5
pH водоемов	5,3—5,8	7—9
U осадков	2—6	6—12
U водоемов	2—30	120—350

Формы металлов в поверхностиых водах Западной Сибири



	1	2
Cu	1,3—13	2—6
Pb	2,1—8,7	2,5—5
Cd	0,03—0,7	0,1—0,5
Hg	0,1—1,2	0,04—0,27

Рис. 9. Ионный состав атмосферных аэрозолей, осадков и поверхностных вод. Проблема кислотных осадков.

б — экспериментальные данные по определению минерализации (*U*) и кислотности (pH) поверхностных вод и осадков на севере (регион 1) и юге (регион 2) Западной Сибири.

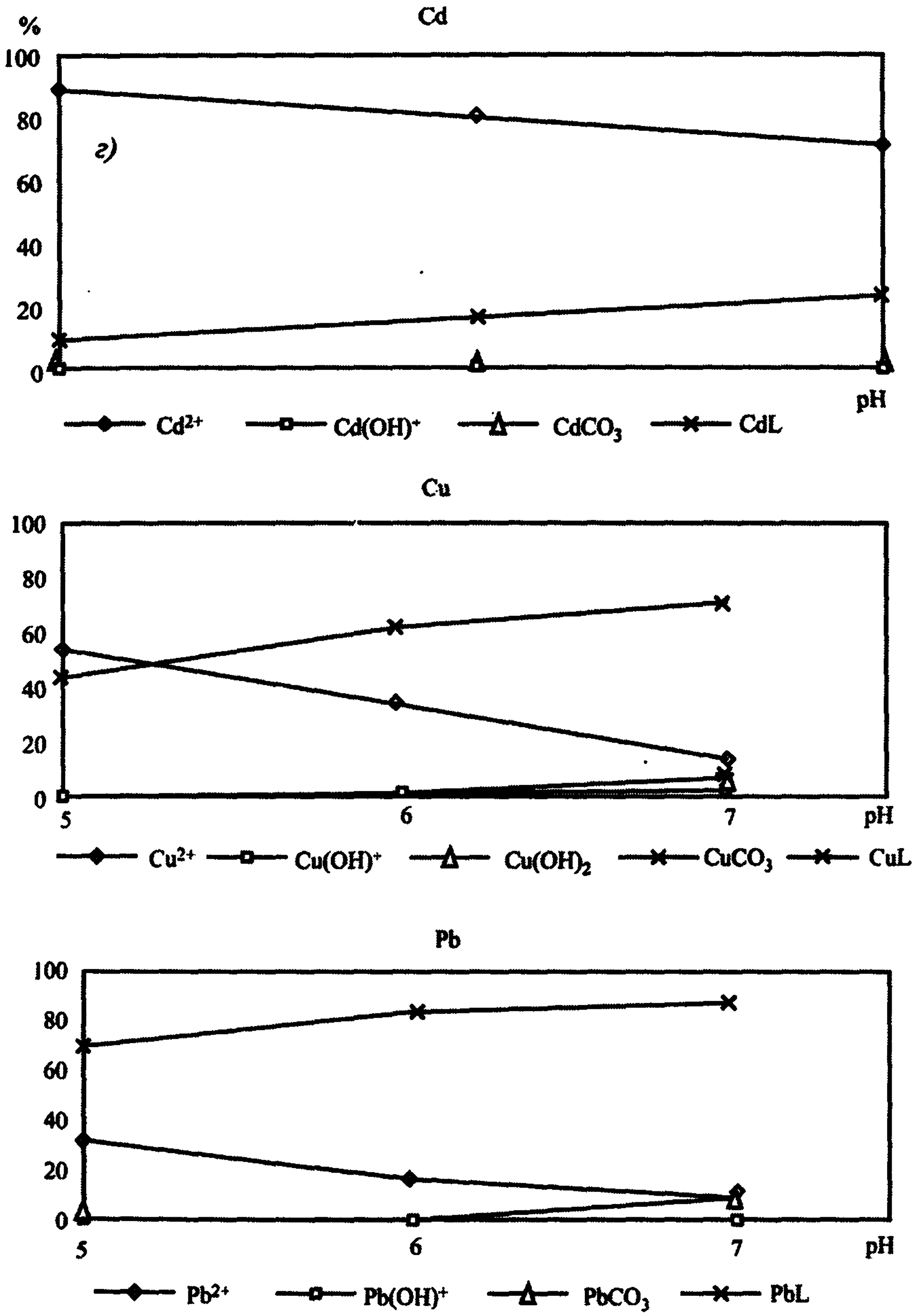


Рис. 9. Ионный состав атмосферных аэрозолей, осадков и поверхностных вод. Проблема кислотных осадков.

г — **зависимость изменения относительной концентрации % различных форм Cd, Cu, Pb от pH.**

и летом молярная концентрация аниона SO_4^{2-} превышает молярную концентрацию катиона газофазного продукта NH_4^+. Для нейтрализации избыточной кислотности необходимы катионы почвенно-эрозионных и морских источников. Их изменчивость приведена на двух нижних графиках. Видно, что в различных почвенно-климатических зонах зимой и летом соотношения ионов разного типа изменяются по-разному. Эти результаты позволяют выделить относительные вклады различных источников и оценить влияние тех или иных процессов на формирование ионного состава поверхностных вод за счет выпадения АА с мокрыми и сухими осадками.

На рис. 9 *в* приведены экспериментальные данные по определению минерализации (*U*) и кислотности (pH) поверхностных вод и осадков на севере и на юге Западной Сибири. Эти данные отчетливо показывают, что кислотность и осадков, и поверхностных вод на севере выше, чем в южных районах. В то же время их минерализация на юге выше, чем на севере. Это указывает на то, что процесс закисления водоемов, помимо выпадения сухих и мокрых осадков, в значительной степени определяется взаимодействием с почвой. В итоге концентрация тяжелых металлов в поверхностных водах на севере Западной Сибири выше, чем в промышленных районах юга. Помимо повышения суммарной концентрации тяжелых металлов, существенно увеличивается доля их наиболее токсичных форм (см. рис. 9 *в*). Зависимость изменения относительной концентрации различных форм Cd, Cu, Pb от pH приведена на рис. 9 *г*.

- Факторный и корреляционный анализ пространственно-временного изменения химического состава АА от источников со специфическими признаками (химический состав, морфология, локализация) позволяет оценить их вклад в загрязнения локального и регионального масштабов (Смоляков и др., 1999; Рапута, Коковкин, 2002; Рапута и др., 2002а, 2002б). Для пыльцевого компонента АА Западной Сибири составлен календарь видового состава, тесно связанный с локальными климатическими условиями (Головко, 2001). Это позволяет расширить представления для других почвенно-климатических зон Сибири.

Данные о химическом составе поверхностного слоя АА показали, что частицы почвенно-эрозионной природы состоят из алюмосиликатов с примесью железа, щелочных и щелочноземельных металлов, которые могут служить фотокатализаторами разложения адсорбированных на поверхности частиц фтор- и хлорсодержащих углеводородов (Иванов и др., 2002).

Лабораторно-стендовые исследования подтверждают возможность каталитической фотодеструкции ряда фреонов, в состав которых входят атомы водорода (Захаренко, Пармон, 2002).

Предложена оригинальная методика изучения сенсибилизированного фотолиза ряда пестицидов в аэрозолях микронного и субмикронного размера (Samsonov, Pokrovskii, 2001).

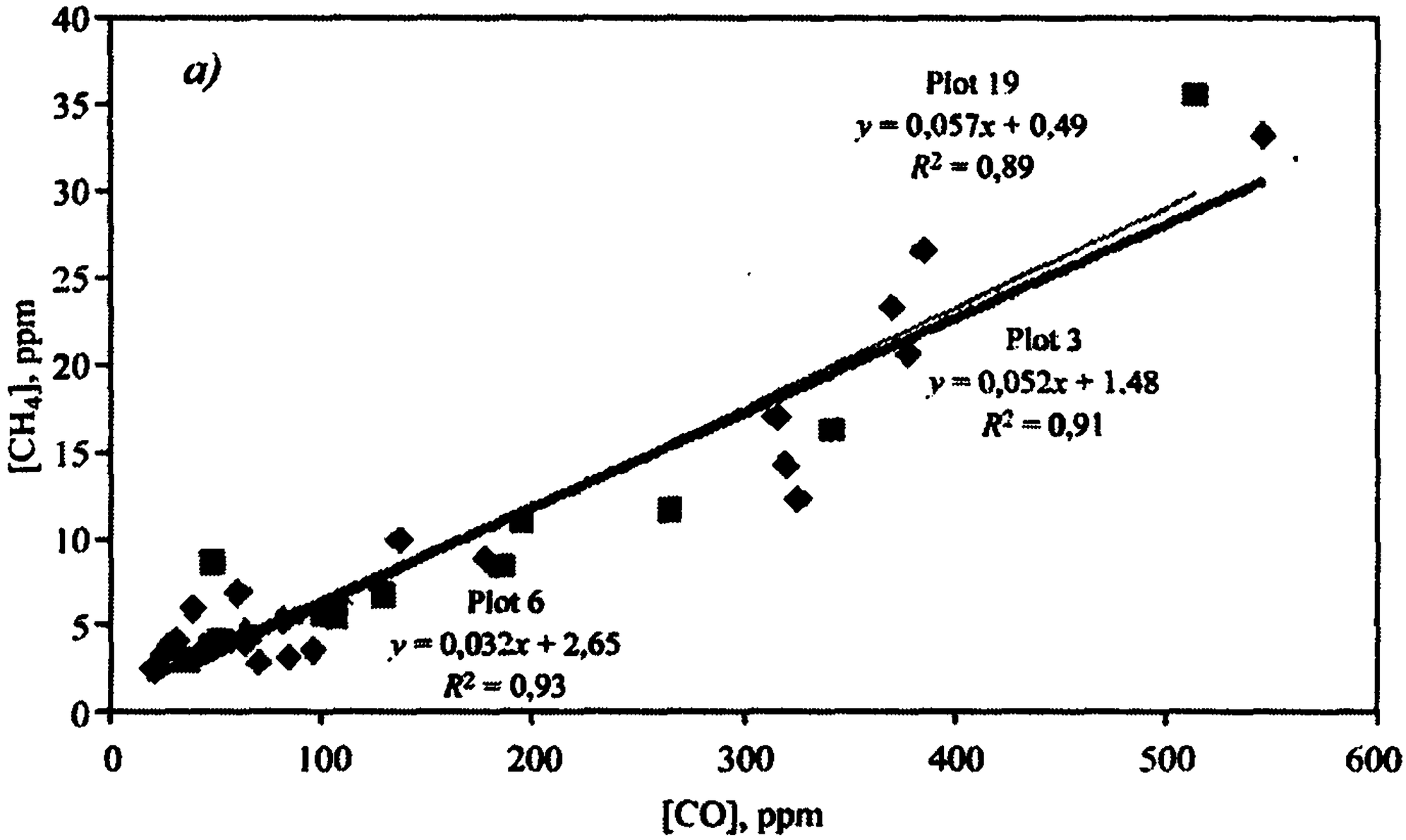
На специальном полигоне в бореальных лесах Сибири получены экспериментальные данные о коэффициентах газоаэрозольной эмиссии при лесных пожарах в зависимости от сгоревшей массы лесных горючих материалов и режима горения. Определен химический состав ряда газообразных продуктов и аэрозольных частиц (Koutsenogii et al., 2002) (рис. 10). При полном сгорании различных лесных горючих материалов основным продуктом является двуокись углерода (CO_2), концентрацию которой можно рассчитать, используя термохимические соотношения. В зависимости от режима горения меняется соотношение содержания CO_2 и CO. Это соотношение характеризует тип режима горения.

Экспериментальные данные о связи концентраций CO и CO_2 для двух различных площадок экспериментального полигона в экспедиции 2001 г. представлены на рис. 10 *б*. Площадки различаются по виду лесных горючих материалов, их запасам, а также по режиму горения. Изменения концентрации над лесным пожаром по отношению к концентрации в атмосфере для CO_2 существенно меньше, чем для CO. Поэтому CO оказался более удобным трасером для количественной характеристики эмиссии других газообразных продуктов горения. На рис. 10 *а* в качестве примера приведена зависимость концентрации метана (CH_4) от концентрации окиси углерода (CO) в наземных пробах, отобранных вблизи зоны горения. Газообразные продукты горения наряду с окисью углерода оказывают существенное влияние на химические процессы в атмосфере. Конечные продукты этих химических реакций в ряде случаев приводят к образованию аэрозольных частиц. В табл. 4 приведены экспериментальные данные по эмиссии газообразных продуктов горения в пробах, отобранных на экспериментальном полигоне на земле и с вертолета.

Таблица 4

Состав и мощность газообразных продуктов при лесных пожарах в бореальных лесах Сибири

Название	Формула	Отношение C_i/C_{CO}, %
	Наземные эмиссии	
Метан	CH_4	3,2—5,7
Этилен	C_2H_4	0,73—0,87
Ацетилен	C_2H_2	0,09—0,16
Этан	C_2H_8	0,33—0,38
Пропилен	C_3H_6	0,08—0,18
Пропан	C_3H_8	0,07—0,12
	Отбор с вертолета	
Водород	H_2	9,7—14
Бензол	C_6H_6	0,011
Метан	CH_4	2,4—5,1



Площадка 3а $y = 0{,}27x - 40$ $R^2 = 0{,}96$

Площадка 6 $y = 0{,}44x - 72$ $R^2 = 0{,}91$

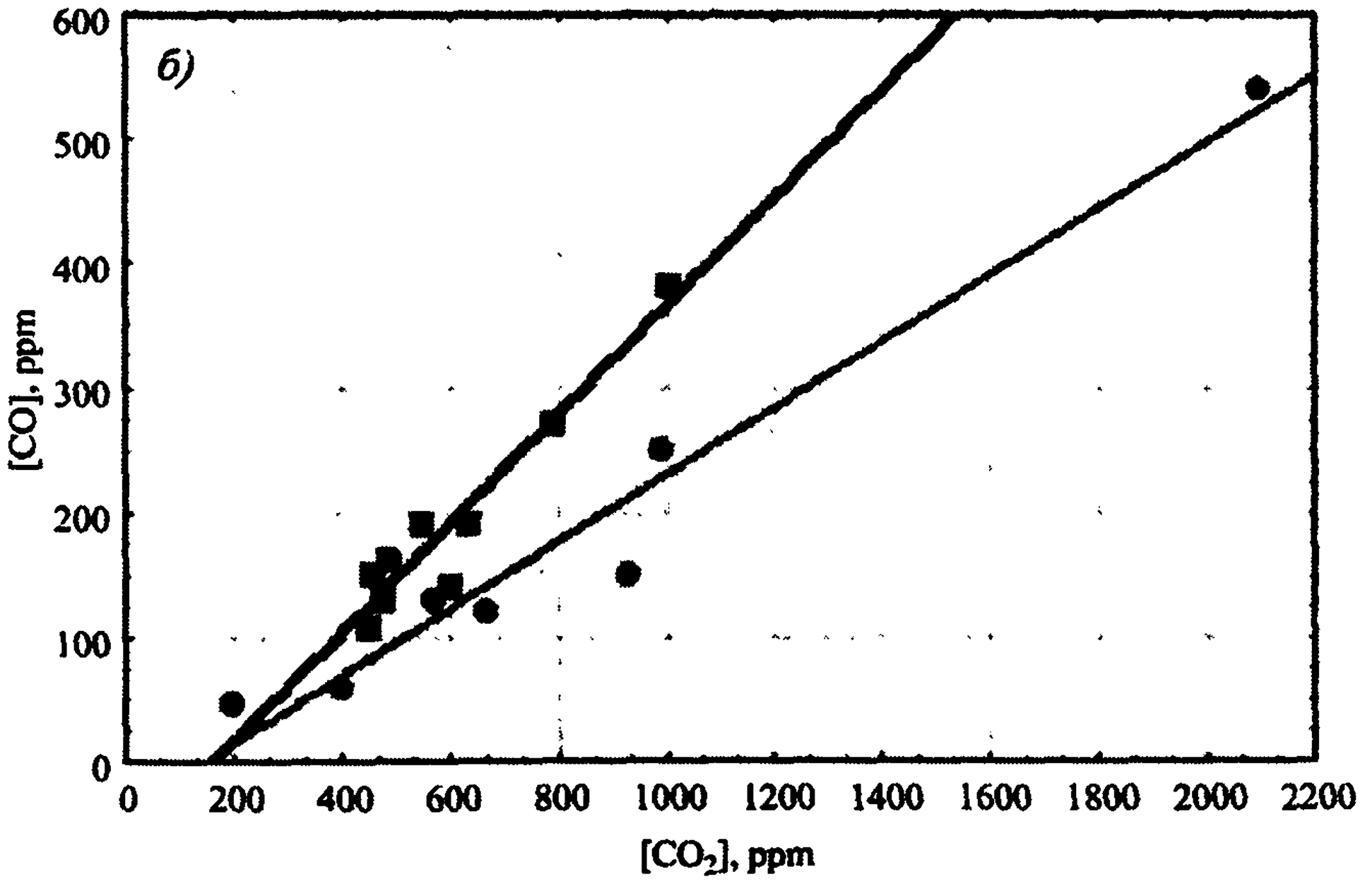


Рис. 10. Газоаэрозольные эмиссии при пожарах в бореальных лесах Сибири.

а — зависимость концентрации метана [CH_4] от концентрации окиси углерода [CO] в наземных пробах, отобранных вблизи зоны горения; *б* — экспериментальные данные о связи концентраций CO и CO_2 для двух различных площадок экспериментального полигона в экспедиции 2001 г.

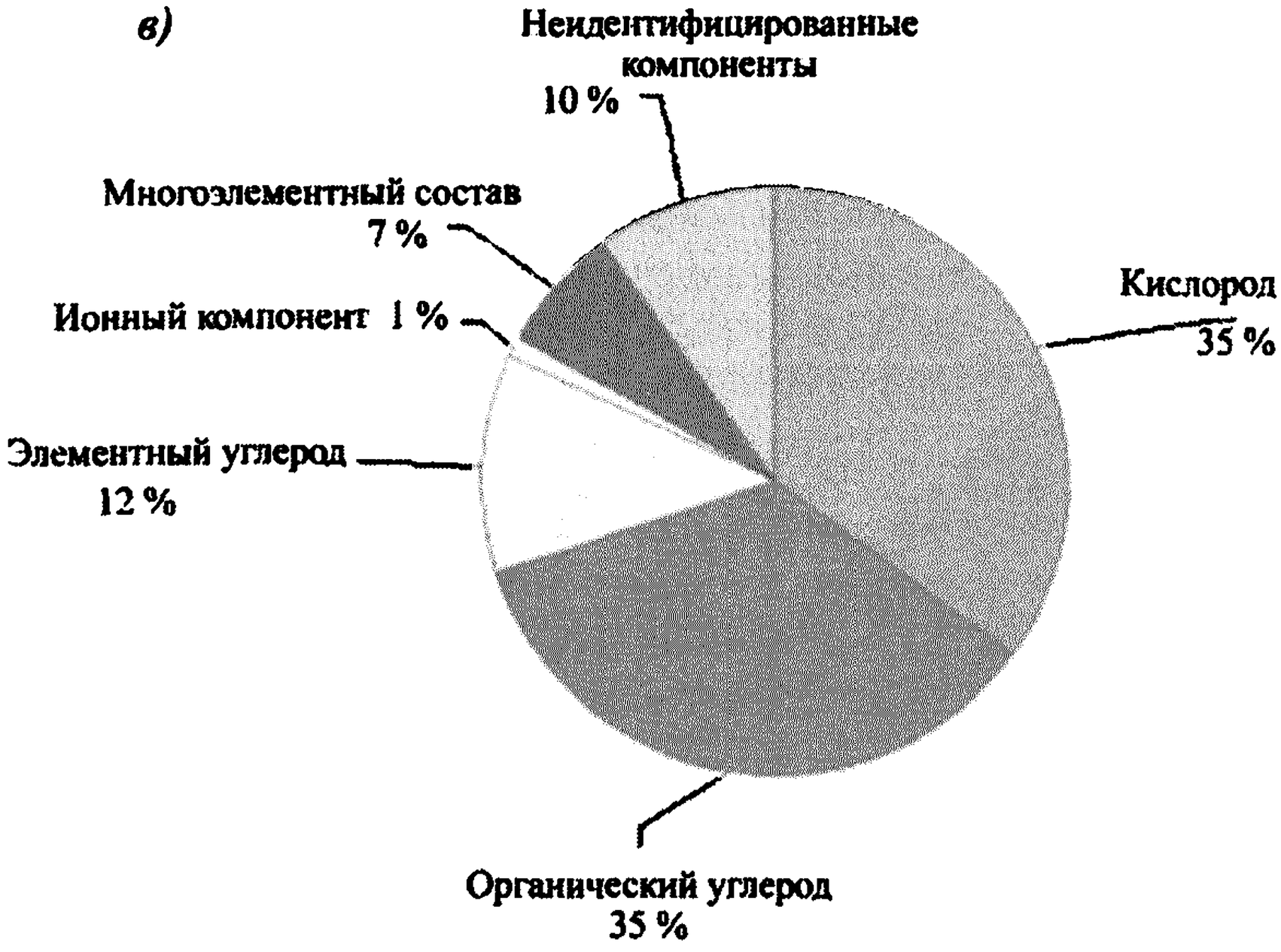


Рис. 10. Газоаэрозольные эмиссии при пожарах в бореальных лесах Сибири.

в **— химический состав эмиссии аэрозолей в этой же экспедиции.**

Видно, что химический состав продуктов в пробах, отобранных на разном удалении от зоны горения, примерно одинаков. Поскольку концентрация газообразных и аэрозольных эмиссий более высокая при приближении к зоне горения, отбор проб вблизи зоны горения обеспечивает более точные измерения. Химический состав эмиссии аэрозолей в этой же экспедиции показан на рис. 10 *в*. Отношение массовых концентраций газообразных и аэрозольных эмиссий к концентрации CO позволяет достаточно надежно определять мощность газоаэрозольной эмиссии при различных режимах горения. Совместно с данными космического мониторинга эти данные позволяют получить информацию о пространственной и временной изменчивости выбросов в атмосферу, обусловленных лесными пожарами, на локальном, региональном и глобальном уровнях. Эти результаты важны для оценки экологических и климатических последствий лесных пожаров в бореальных лесах Сибири. Такие данные получены впервые. Созданы стенды для определения скорости седиментации частиц неправильной формы (пыльцы и ее агломератов, порошкообразных материалов) (Истомин, Куценогий, 1998, 2001) и изучения образования газоаэрозольных выбросов в топках энергетических установок (рис. 11). Эти данные необходимы для численного моделирования закономерностей распространения таких частиц в атмосфере.

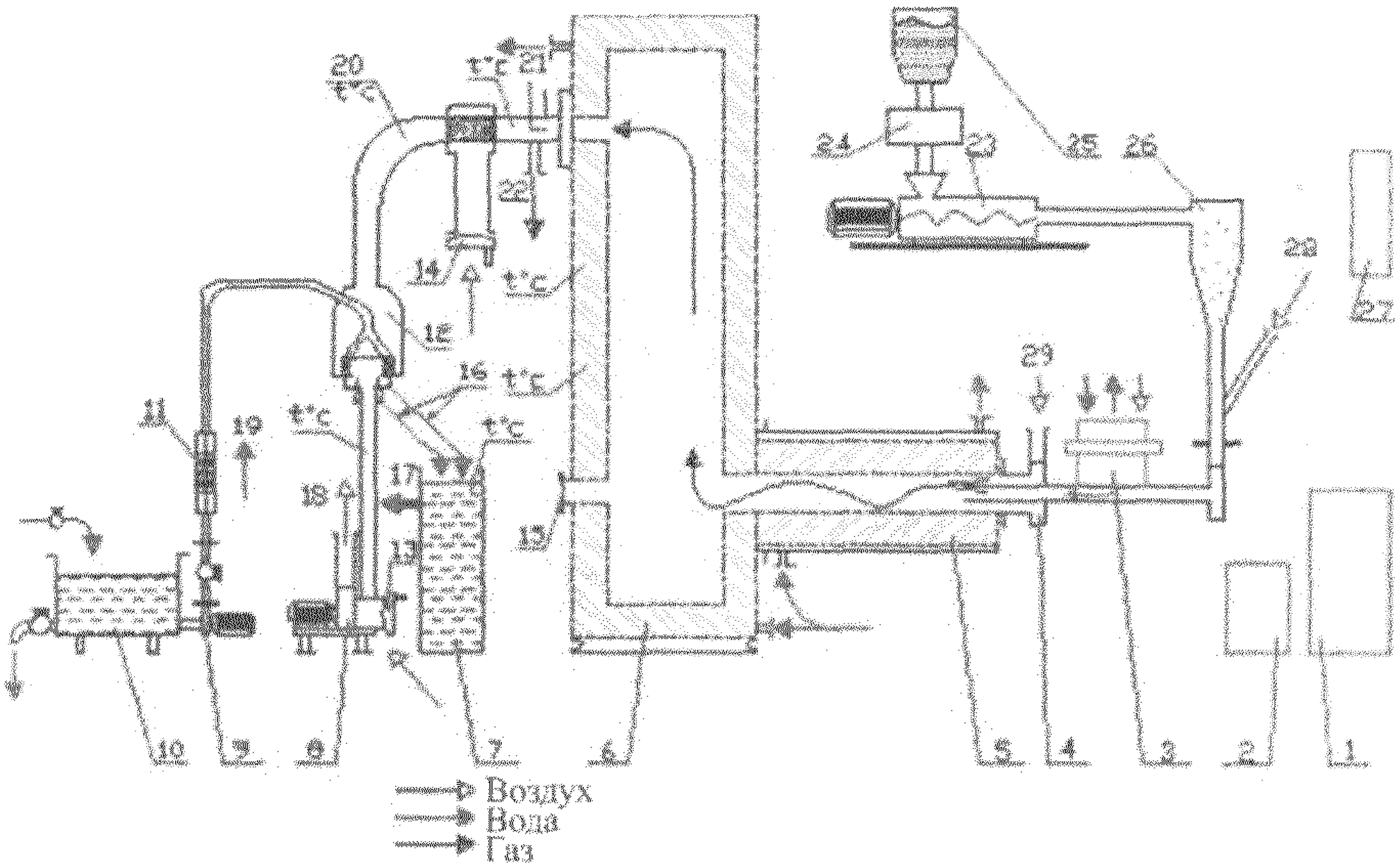


Рис. 11. Теплоэнергетический стенд.

1 **— тиристорный выпрямитель,** ***2*** **— пульт управления плазмотроном,** ***3*** **— плазмотрон,** ***4*** **— вихревая горелка,** ***5*** **— предтопок,** ***6*** **— печь,** ***7*** **— бак,** ***8*** **— вентилятор,** ***9*** **— насос для подачи воды,** ***10*** **— бак орошения,** ***11*** **— ротометр,** ***12*** **— скруббер,** ***13*** **— шибер для установки расхода воздуха,** ***14*** **— шибер разбавителя воздуха,** ***15*** **— взрывной клапан,** ***16*** **— слив воды (основной и от каплеуловителей),** ***17*** **— слив воды из отстойника в бак,** ***18*** **— выход очищенного и охлажденного воздуха из вентилятора,** ***19*** **— подача воды в скруббер,** ***20*** **(*t* °C) — датчики температуры,** ***21*** **— трубка Пито,** ***22*** **— место подсоединения анализатора газа,** ***23*** **— мельница,** ***24*** **— питатель,** ***25*** **— бункер,** ***26*** **— дозатор,** ***27*** **— система подачи воздуха в горелку,** ***28*** **— первичный воздух,** ***29*** **— вторичный воздух,** ***30*** **— вход и выход охлаждающей жидкости,** ***31*** **— загрязненный воздух,** ***32*** **— очищенный воздух.**

Разработана методика цифровой стереофотограмметрии эквивалентного диаметра, поверхности и объема частиц неправильной формы, а также геометрических размеров аэрозольного облака при распространении в условиях термической и динамической неоднородности подстилающей поверхности (Головко и др., 2002; Куценогий и др., 2001; Голобоков и др., 2002). На рис. 12 *а*, *б* приведены изображения искусственного аэрозольного облака, создаваемого генератором регулируемой дисперсности (ГРД), полученные с помощью аэрофотосъемки с использованием цифровых камер. Левый снимок относится к облаку грубодисперсных аэрозолей ($d \approx 20$ мкм), правый — к аэрозольному облаку, образованному субмикронными частицами ($d \approx 0{,}5$ мкм). Пример цифровой стереофотосъемки в наземных условиях иллюстрирует фотография на рис. 12 *в*. Компьютерная модель этого облака, полученная методом цифровой стереофотограмметрии с использованием ГИС-технологий, приведена на рис. 12 *г*. Эта методика позволяет моделировать в реальных условиях неоднородной подсти-

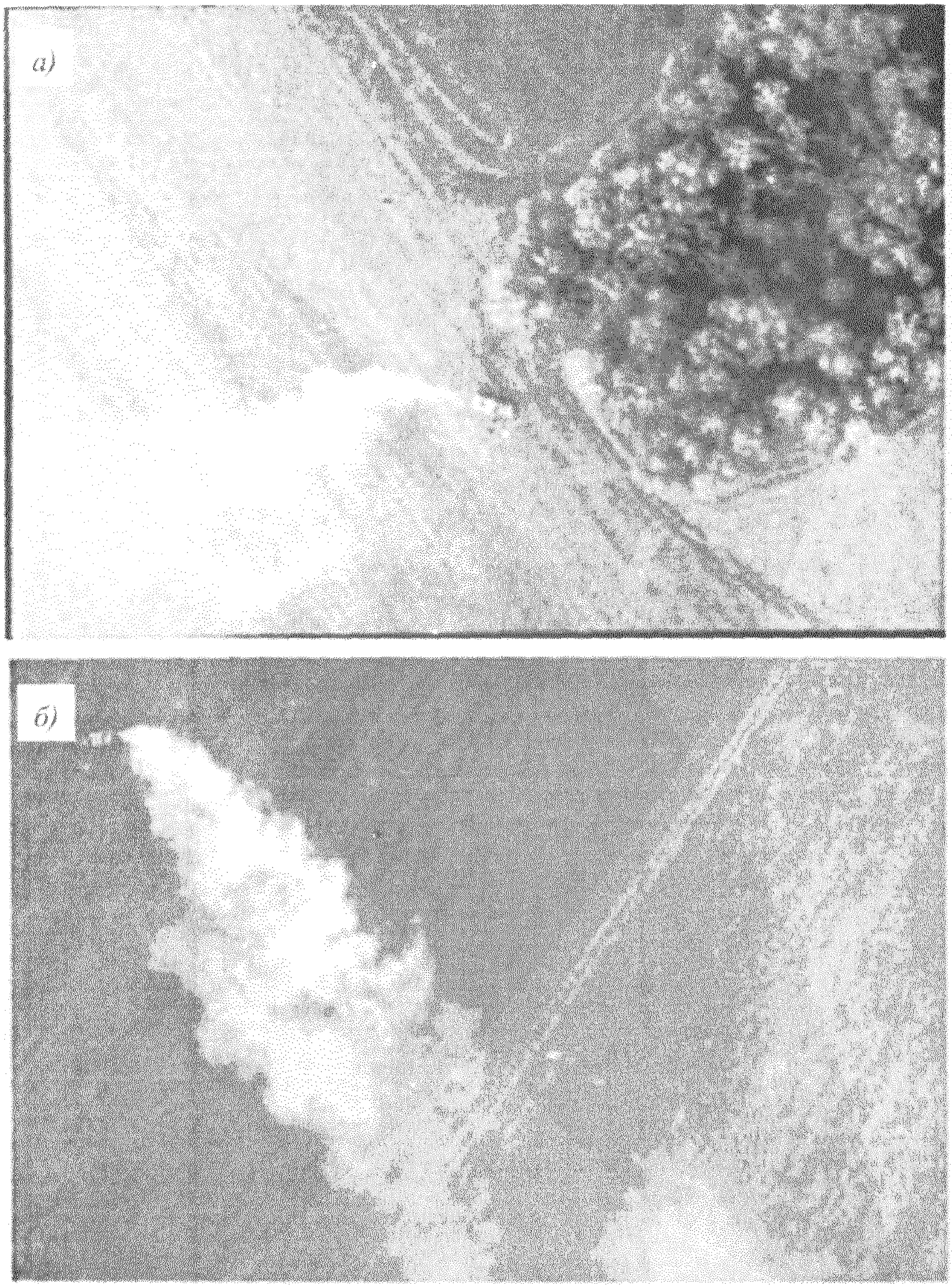


Рис. 12. Цифровые аэро- и наземные стереофотографии аэрозольного облака и компьютерная трехмерная модель аэрозольного облака.

а — цифровая аэростереофотография аэрозольного облака грубодисперсных аэрозолей ($d \approx 20$ мкм) и неоднородной подстилающей поверхности, *б* — цифровая аэростереофотография облака субмикронных частиц ($d \approx 0{,}5$ мкм) и подстилающей поверхности

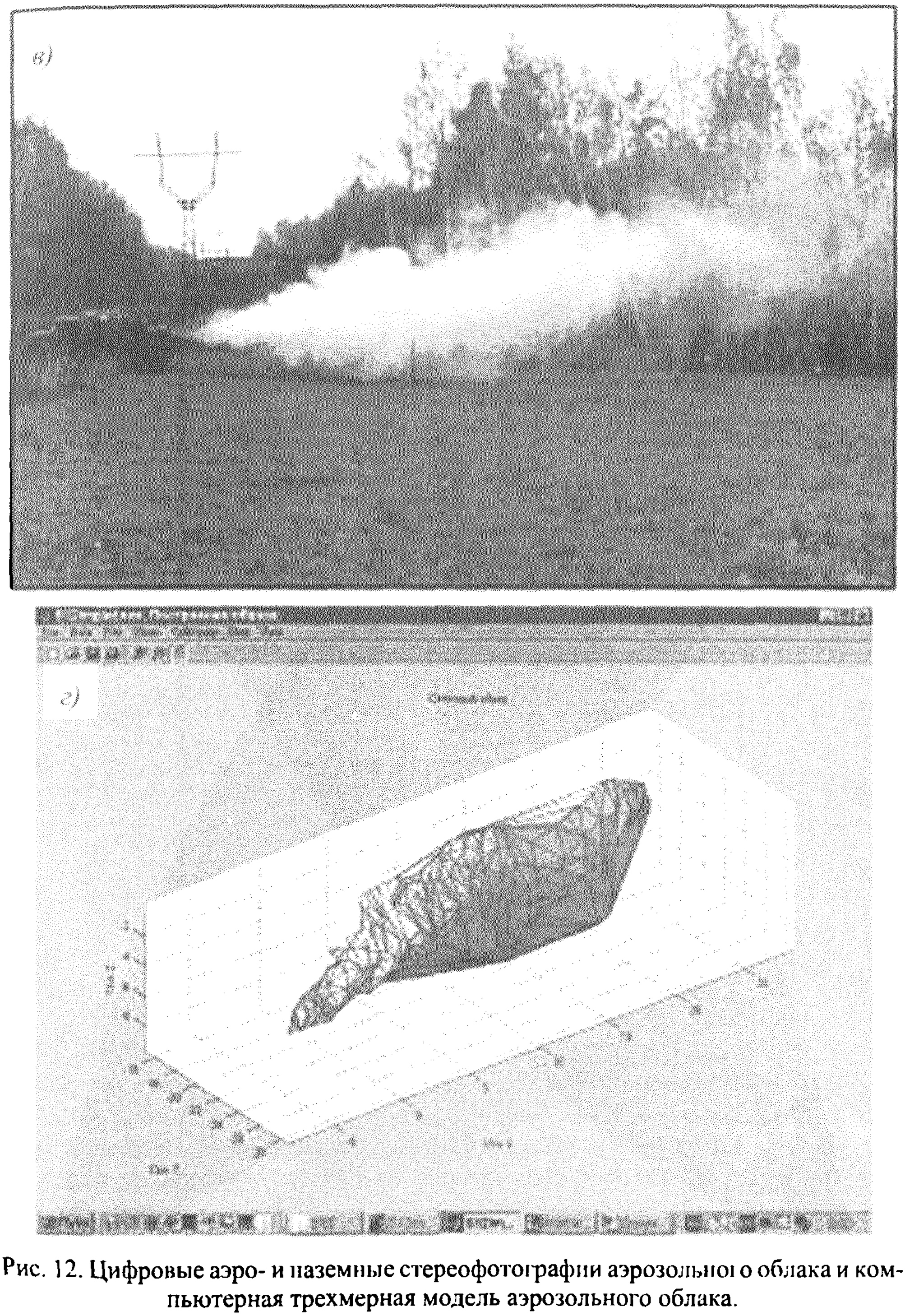


Рис. 12. Цифровые аэро- и наземные стереофотографии аэрозольного облака и компьютерная трехмерная модель аэрозольного облака.

в наземная цифровая стереосъемка аэрозольного облака, *г* - - компьютерная модель этого облака.

лающей поверхности закономерности поведения аэрозольного облака от различных типов источников с известной мощностью и спектром размеров аэрозольных частиц. Такая информация необходима для тестирования существующих и разрабатываемых математических моделей распространения аэрозолей в реальной атмосфере в условиях неоднородной подстилающей поверхности.

- Разработан комплекс математических моделей для решения следующих задач:
- реконструкции зон загрязнения по данным измерения загрязнения воздуха, почвы, растительности, снежного покрова от точечных и линейных источников локального масштаба (Рапута, Коковкин, 2002; Рапута и др., 2002а, 2002б);
- оценки мощности выбросов и зон загрязнения от источников регионального и глобального масштабов с использованием мировых метеорологических баз данных (Куценогий и др., 2002);
- оценки зон загрязнения от распределенных локальных источников по нормативной базе данных о промышленных источниках и климатической информации (Быков и др., 2002) (рис. 13);

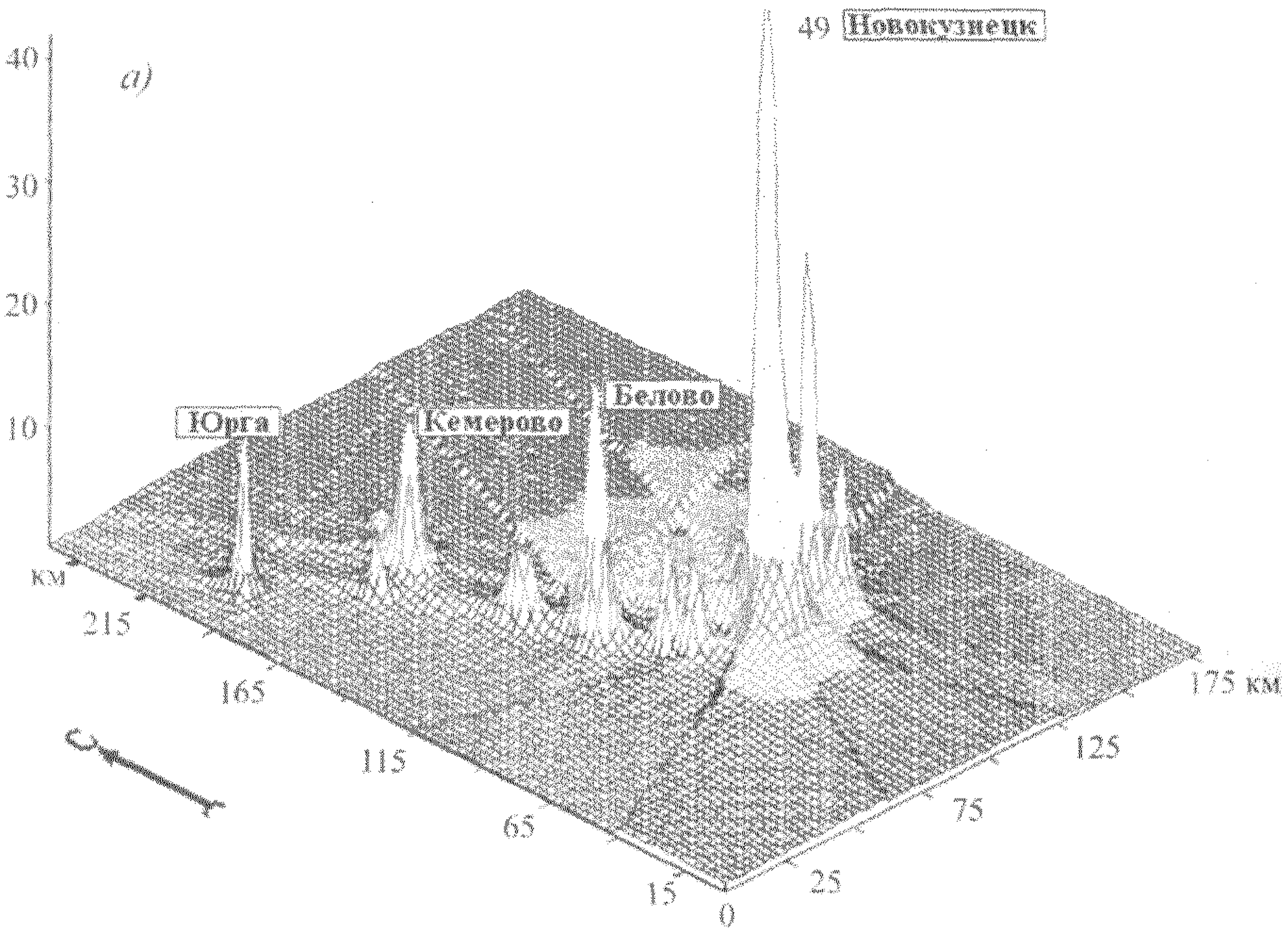


Рис. 13. Пространственное распределение мощности эмиссии промышленных предприятий Кемеровской области (*а*).

По оси ординат — мощность эмиссии в относительных единицах, по горизонтальным осям — расстояние в километрах

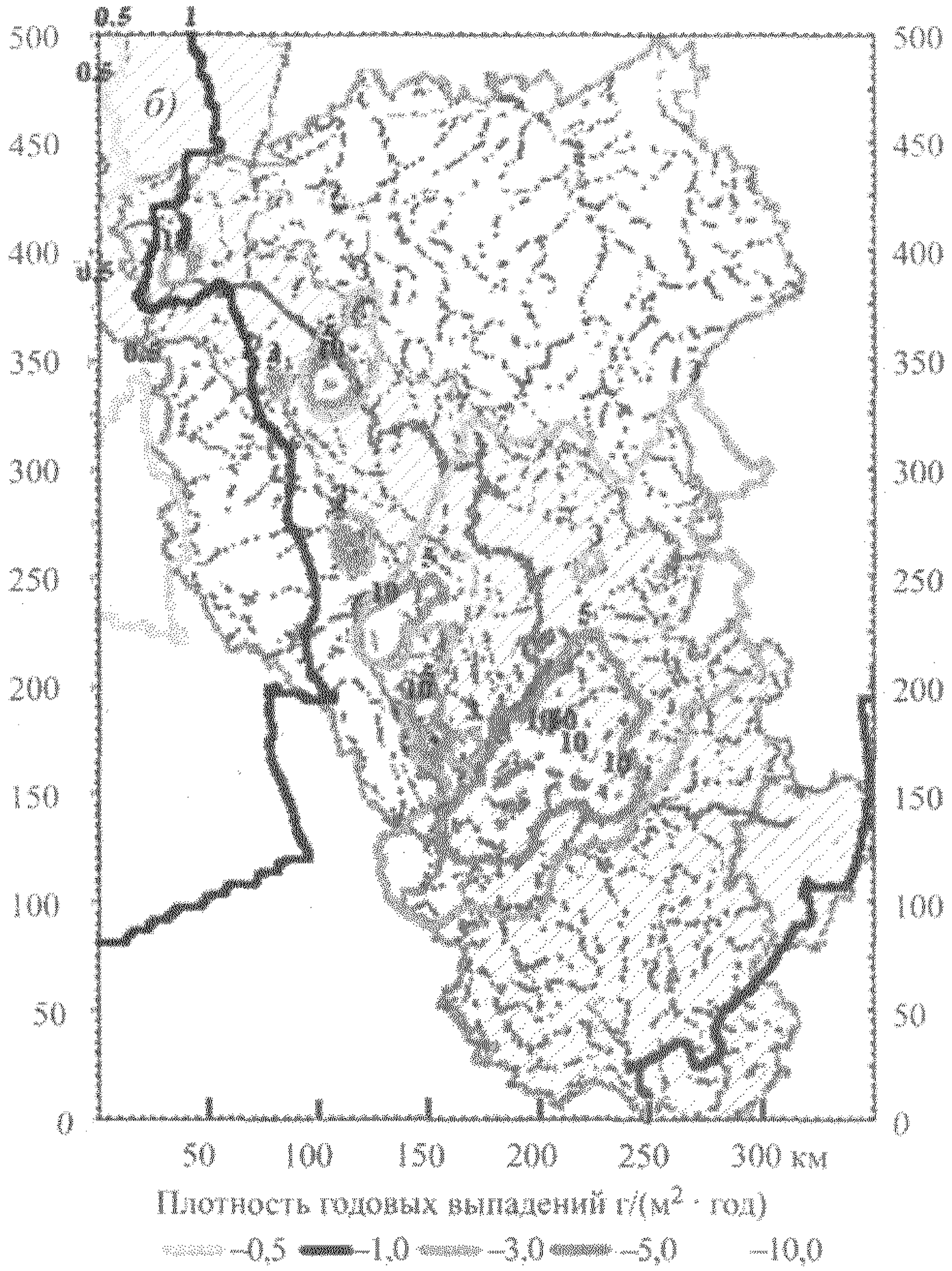


Рис. 13. Изолинии загрязнения снежного покрова выбросами промышленных предприятий Кемеровской области (*б*).

- описания переноса аэрозолей и механизма процессов облако- и осадкообразования в условиях конвективной неустойчивости атмосферы (Мальбахов, Шлычков, 2002);
- расчета размера и химического состава обводненных частиц АА и капель тумана и облаков (Кучменко и др., 2002);
- численного моделирования формирования спектра размеров и временного изменения счетной и массовой концентрации субмикронной фракции аэрозолей, образующихся при химической конверсии газ—аэрозольные частицы (Koutsenogii, 1992; Куценогий, 2002).

Результаты экспериментальных и теоретических исследований суточной и сезонной изменчивости счетной и массовой концентрации, а также дисперсного состава субмикронной фракции атмосферных аэрозолей представлены на рис. 14. На рис. 14 *а* показаны результаты эксперимен-

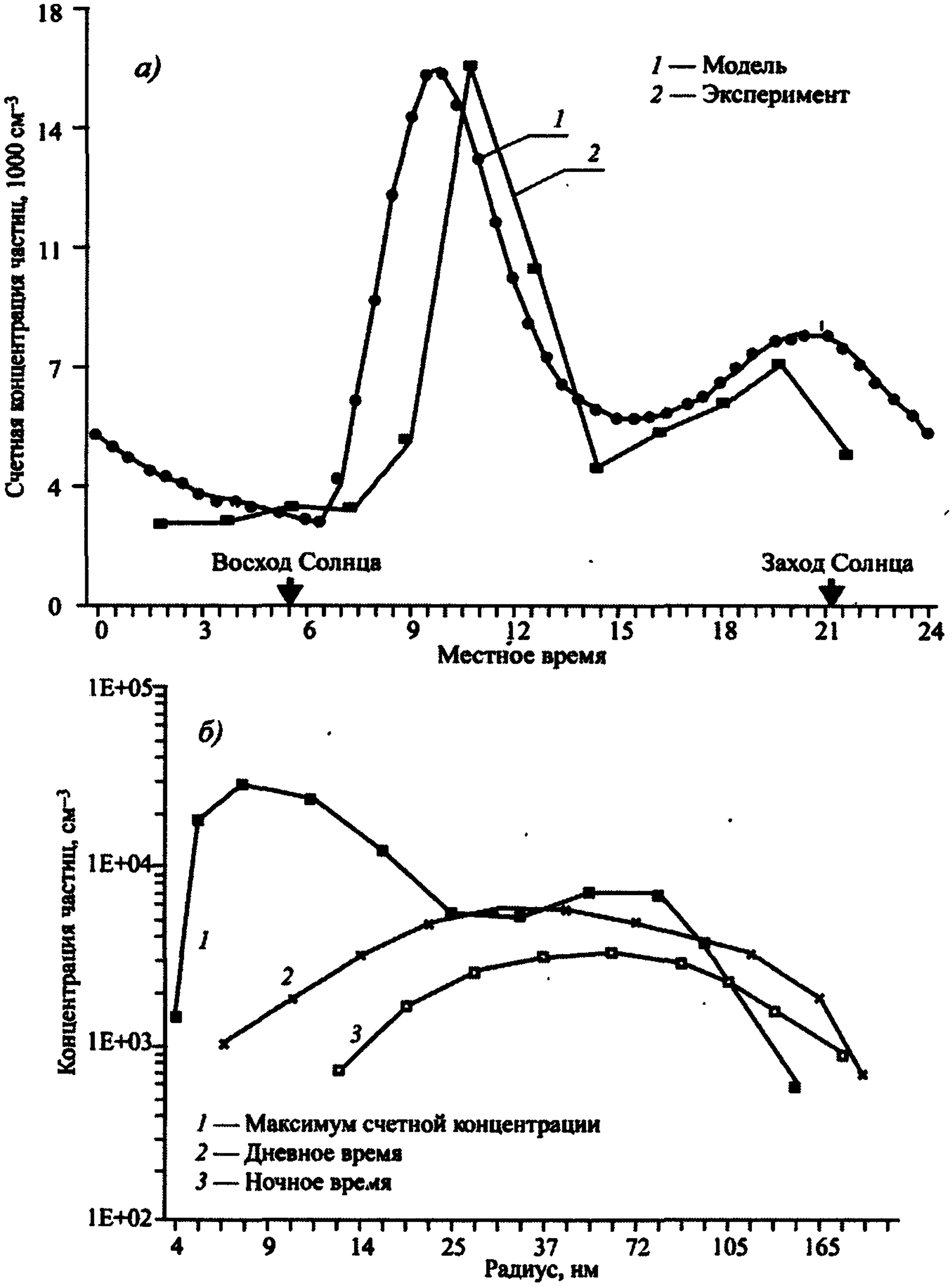


Рис. 14. Суточная и сезонная изменчивость дисперсного состава, счетной и массовой концентрации субмикронной фракции атмосферного аэрозоля.

а — суточная изменчивость счетной концентрации субмикронной фракции ($d < 1$мкм) атмосферного аэрозоля; *б* — суточная изменчивость спектра размеров субмикронной фракции атмосферных аэрозолей.

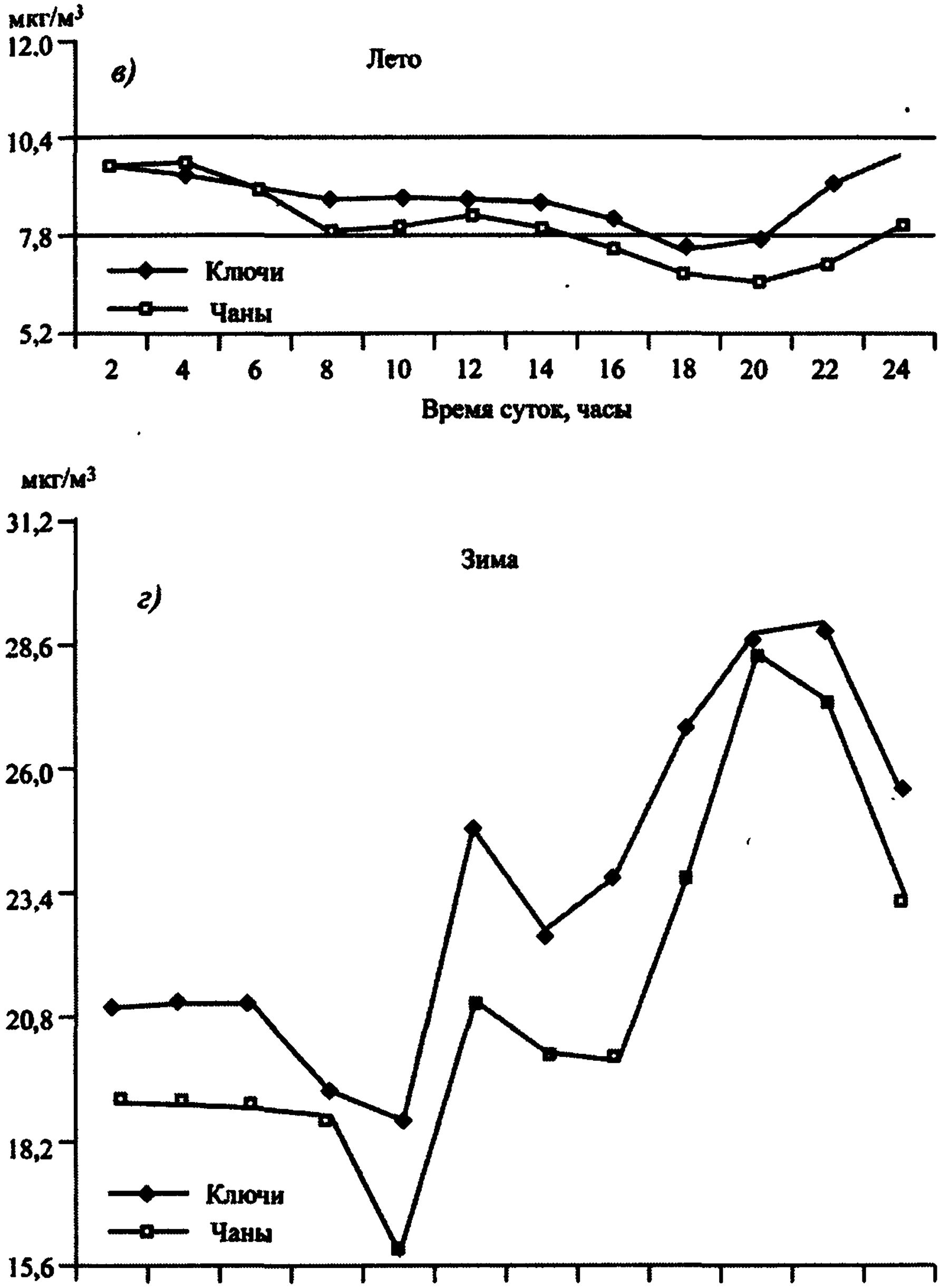


Рис. 14. Суточная и сезонная изменчивость дисперсного состава, счетной и массовой концентрации субмикронной фракции атмосферного аэрозоля.

в и *г* — суточное изменение массовой концентрации (мкг/м^3) субмикронной фракции атмосферных аэрозолей в летний (*в*) и зимний (*г*) период в Новосибирской области.

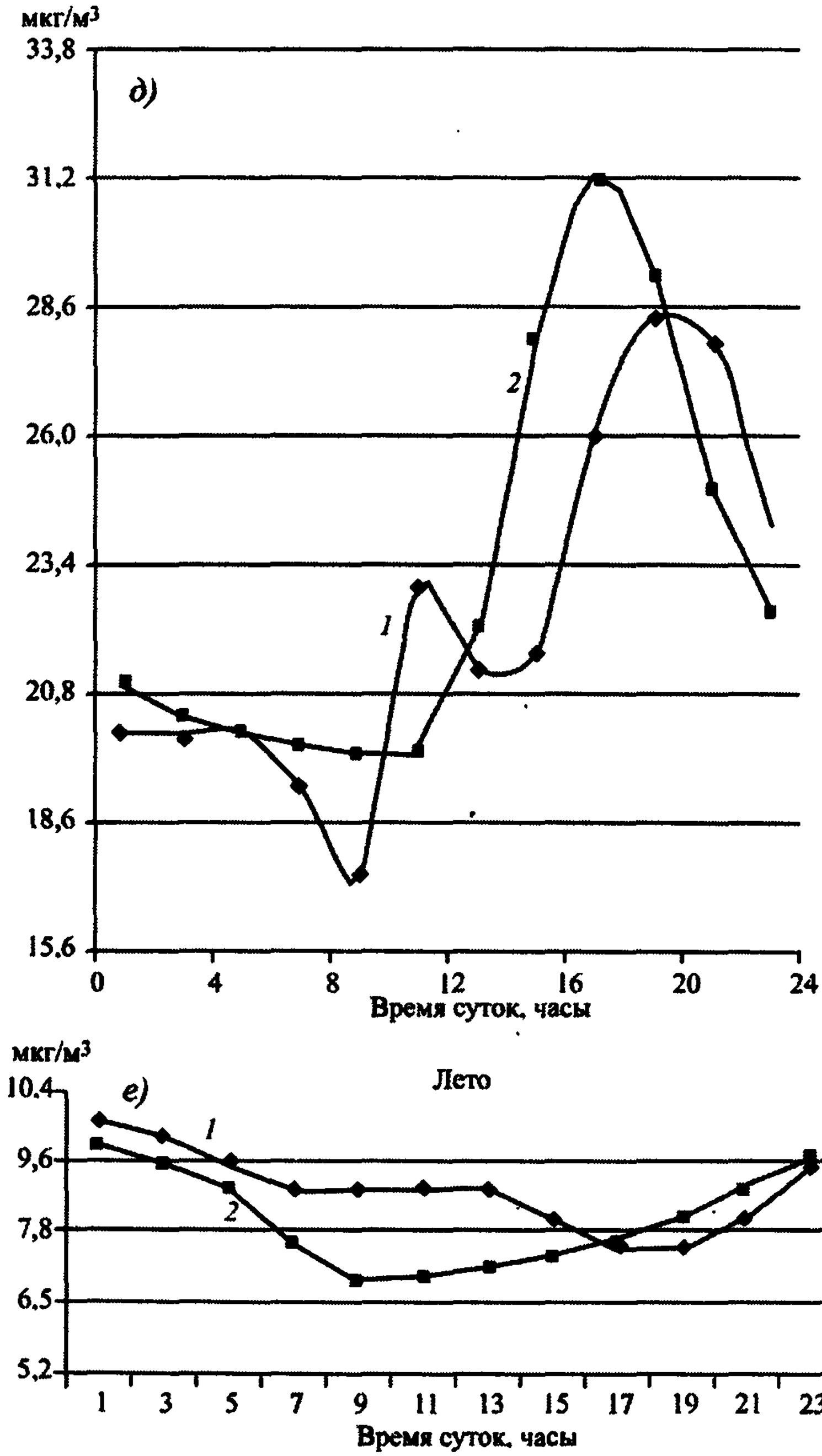


Рис. 14. Суточная и сезонная изменчивость дисперсного состава, счетной и массовой концентрации субмикронной фракции атмосферного аэрозоля.

д* и *е — динамика суточной изменчивости массовой концентрации (мкг/м^3) субмикронной фракции атмосферного аэрозоля: сравнение экспериментальных данных (*1*) с результатами расчетов по теоретической модели (*2*).

тального определения суточной динамики изменения счетной концентрации субмикронной фракции АА в Сибири в летний период (кривая *2*). Кривая *1* описывает результаты модельных расчетов, учитывающих суточную изменчивость скорости фотохимической конверсии газ — аэрозольная частица, высоты пограничного слоя атмосферы, процесса коагуляции образовавшихся частиц. На рис. 14 *б* приведены экспериментальные данные по суточной изменчивости спектра размеров аэрозольных частиц, которые хорошо согласуются с физическими представлениями, лежащими в основе теоретической модели. На рис. 14 *в*, *г* представлены экспериментальные данные о сезонной изменчивости массовой концентрации субмикронной фракции АА в двух пунктах наблюдения, удаленных друг от друга на расстояние около 450 км. На рис. 14 *д*, *е* проводится сопоставление экспериментальных данных и результатов расчетов по теоретической модели, в которой наряду с ранее указанными физическими процессами учитывается и влияние суточной изменчивости относительной влажности. Видно хорошее согласие экспериментальных данных и результатов расчетов по теоретической модели.

- оценки загрязнения атмосферы крупных промышленных центров Сибири (Новосибирская, Томская, Кемеровская, Иркутская области, Алтайский край, северная территория Ямало-Ненецкого автономного округа).

  Модели локального и регионального масштабов апробированы при оценке зон загрязнения от крупных промышленных предприятий Сибирского региона (Новосибирский электродный завод, оловокомбинат, автомагистраль и т. д; региональные выносы загрязнений от Иркутска, Томска, Норильска, Урала).

Началось формирование компьютерной базы данных по характеристикам атмосферных аэрозолей и ряда газообразных примесей в различных регионах Сибири (Новосибирская, Томская, Иркутская, Кемеровская области, Алтайский и Красноярский край, Пуровский и Красноселькупский районы ЯНАО) (Смирнова, Куценогий, 2002).

Более подробная информация о результатах, полученных в рамках проекта „Аэрозоли Сибири", приведена в тематических выпусках журнала „Оптика атмосферы и океана" (1994, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002).

Обсуждение

Результаты десятилетних исследований показали, что атмосферные аэрозоли Сибирского региона — сложная динамическая система, свойства которой определяются взаимодействием различных физических, химических и биологических процессов, происходящих в биосфере. Накопленный к настоящему времени экспериментальный материал и его анализ позволи-

ли выделить ряд общих закономерностей и построить в первом приближении ряд параметризованных моделей для описания основных характеристик изучаемой системы.

Дисперсный состав атмосферных аэрозолей Сибири можно аппроксимировать трехмодовым нормально-логарифмическим распределением. Согласно существующей классификации атмосферные аэрозоли Сибири наиболее близко соответствуют континентальным атмосферным аэрозолям удаленных территорий. Определены параметры этого распределения. Предложена динамическая модель суточной и сезонной изменчивости дисперсного состава, счетной и массовой концентраций субмикронной фракции атмосферных аэрозолей, учитывающая процессы фотохимической конверсии, коагуляцию образующихся частиц, суточную изменчивость высоты пограничного слоя атмосферы и влажность атмосферы. Предложенная модель позволяет оценить возможную изменчивость характеристик этой фракции в разных почвенно-климатических зонах, с учетом химического состава этой фракции выяснить ее влияние на процессы образования туманов и облаков, изменение видимости и радиационный теплообмен.

Данные о химическом составе атмосферных аэрозолей Сибири и его изменчивости в зависимости от размера частиц, времени года в различных почвенно-климатических зонах позволили предложить критерии разделения вклада антропогенных и естественных источников газоаэрозольных эмиссий. Пространственно-временная изменчивость химического состава атмосферных аэрозолей, учет динамики атмосферной циркуляции позволяют выделить вклад различных типов источников локального, регионального и глобального масштабов (кислотные осадки, лесные пожары, крупные промышленные центры, промышленные предприятия различного типа, автотранспорт, почвенная и водная эрозия).

Совместное определение ионного состава атмосферных аэрозолей, мокрых выпадений и поверхностных вод позволило выяснить роль взаимодействия в системе атмосфера — гидросфера — литосфера для определения экологической опасности появления феномена „кислотных дождей" в зависимости от специфических особенностей почвенно-климатических зон. Изучение сезонной и суточной динамики морфологического состава пыльцевого компонента атмосферных аэрозолей позволило выяснить его конкретные источники, оценить важность вклада этого компонента в массовую концентрацию грубодисперсной фракции атмосферных аэрозолей Сибири, составить сезонный календарь изменчивости этого компонента для юга Западной Сибири, а также предложить метод прогноза выявленных закономерностей для других районов Сибири.

Предложена математическая модель образования грубодисперсной фракции атмосферных аэрозолей при конвективной стратификации атмосферы. Для оценки длительного влияния на загрязнение подстилающей поверхности (почвы, снежного покрова) предложены полуэмпирические

модели локального и регионального масштабов, хорошо описывающие экспериментальные данные. Для выяснения детальных механизмов элементарных стадий физических и химических процессов образования, трансформации и переноса атмосферных аэрозолей от естественных и антропогенных источников созданы лабораторно-стендовые установки. Предложена методика цифровой стереофотограмметрии с использованием ГИС-технологии для получения геопространственных данных при оценке состояния экосистем. Совокупность получаемых экспериментальных данных и теоретического обобщения этой информации с использованием полуэмпирических моделей – необходимый этап для корректной интерпретации методов дистанционного зондирования.

Результаты таких комплексных исследований позволили получить достаточно полную картину пространственно-временной изменчивости атмосферных аэрозолей на территории Сибири. Итогом этого стало существенное заполнение пробела в наших знаниях о характеристиках атмосферных аэрозолей Сибири — одного из крупнейших регионов континентальных территорий северного полушария. Это крайне важно при построении глобальной модели атмосферных аэрозолей.

Итоги первого этапа исследований являются исходными для разработки оптимальной программы будущих исследований и в Сибирском регионе, и в будущих всероссийских и международных программах по экологии и глобальным изменениям.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Андреева И. С. и др., 2002. Биогенная компонента атмосферного аэрозоля на юге Западной Сибири. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 547—561.

Аэрозоль и климат, 1991 / Под ред. К. Я Кондратьева. — Л.: Гидрометеоиздат. — 541 с.

Быков А. А., Счастливцев Е. Л., Пушкин С. Г., Климович М. Ю., 2002. Разработка и апробация локальной модели выпадения загрязняющих веществ промышленного происхождения из атмосферы на подстилающую поверхность. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 563—573.

Ван Грикен Р. и др., 1999. Атмосферные аэрозоли в Азиатской части бывшего Советского Союза. — В кн.: Байкал как участок мирового природного наследия: результаты и перспективы международного сотрудничества / Под ред. Н. Л. Добрецова. — Новосибирск: изд-во СО РАН, с. 209—219.

Голобоков М. В. и др., 2002. Определение геометрии дымового шлейфа от аэрозольного генератора методом цифровой стереофотограмметрии. Аэрозоли Сибири. IX Рабочая группа. Тезисы докладов. — Томск, ИОА СО РАН, с. 44.

Головко В. В., 2001. Исследование пыльцевой компоненты атмосферного аэрозоля юга Западной Сибири. — Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. — Новосибирск. — 16 с.

Головко В. В. и др., 2000. Использование фотограмметрии для определения характеристик пыльцы. — Оптика атмосферы и океана, т. 13, № 9, с. 882—885.

Захаренко В. С., Пармон В. Н., 2002. Деструктивная фотосорбция галогенсодержащих углеводородов в условиях тропосферы компонентами твердого атмосферного аэрозоля. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 585—92.

Иванов В. П. и др., 2002. Анализ поверхностных слоев частиц атмосферных аэрозолей Восточной Сибири методом вторичной ионной масс-спектрометрии. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 593—600.

Истомин В. Л., Куценогий К. П., 2001. Определение скорости седиментации спор плауна и их агломератов. — Теплофизика и аэромеханика, т. 8, № 2 , с. 295—300.

Истомин В. Л., Куценогий К. П., 1998. Получение аэрозолей из порошкообразных материалов методом импульсного воздействия газом. — Теплофизика и аэромеханика, т. 5, № 1, с. 75—79.

Куценогий К. П., Куценогий П. К., 2000. Аэрозоли Сибири. Итоги семилетних исследований. — Сибирский экологический журнал, т. VII, № 1, с. 11—20.

Куценогий К. П., Куценогий П. К., 1997. Мониторинг химического и дисперсного состава атмосферных аэрозолей Сибири. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 5, с. 457—471.

Куценогий К. П. и др., 2001. Экспериментальное исследование поведения аэрозольного облака в условиях динамической и термической неоднородности. — Труды международной конференции RDAMM-2001, т. 6, ч. 2, спецвыпуск, с. 255—260.

Куценогий К. П., Смирнова А. И., Смоляков Б. С., Чуркина Т. В., 2002. Методика оценки мощности выбросов от удаленных промышленных источников. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 615—625.

Куценогий П. К., 2002. Сезонная изменчивость суточного цикла массовой концентрации субмикронной фракции континентального атмосферного аэрозоля удаленных территорий. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 627—635.

Кучменко Е. В., Кейко А. В., Зароднюк М. С., 2002. Термодинамическое моделирование обводнения аэрозолей в атмосфере. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 637—641.

Мальбахов В. М., Шлычков В. А., 2002. Влияние конвекции на обмен газоаэрозольных эмиссий между подстилающей поверхностью и атмосферой. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 651—657.

Опыт системных океанологических исследований в Арктике, 2001 / Под ред. Л. П. Лисицина, М. Е. Виноградова, Е. А. Романкевича. — М.: Научный мир. — 643 с.

Рапута В. Ф., Коковкин В. В., 2002. Методы интерпретации данных мониторинга загрязнения снежного покрова. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 669—682.

Рапута В.Ф. и др., 2002а. Контроль выбросов в окрестности автотрасс. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 683—689.

Рапута В. Ф. и др., 2002б. Анализ загрязнения в районе Новосибирского оловокомбината. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 691—697.

Романкевич Е. А., Ветров А. А., 2001. Цикл углерода в арктических морях России. М.: Наука. — 301 с.

Смирнова А. И., Куценогий К. П., 2000. База данных „Аэрозоли Сибири". — Оптика атмосферы и океана, т. 13, № 6—7, с. 687—689.

Смоляков Б. С., 2002. Проблема кислотных выпадений в Западной Сибири. — Химия в интересах устойчивого развития, т. 10, № 5, с. 521—545.

Смоляков Б. С. и др., 1999. Влияние лесных пожаров на химический состав аэрозоля. — Оптика атмосферы и океана, т. 12, № 6, с. 523—527.

Оптика атмосферы и океана. Тематические выпуски. Аэрозоли Сибири / Под ред. М. В. Панченко 1994, т. 7, № 8, с. 1011—1182; 1996, т. 9, № 6, с. 701—892; 1997, т. 10, № 6, с. 571—699; 1998, т. 11, № 6, с. 553—668; 1999, т. 12, № 6, с. 479—570; 2000, т. 13, № 6—7, с. 97 —706; 2001, т. 14, № 6—7, с. 473—640; 2002, т. 15, № 5—7, с. 405—558.

Aerosols and Atmospheric Optics, 1996. — J. Geoph. Res., v. 101, N D14, p. 19185—19369.

Atmospheric Environment, 1993. — Special Issue of Atmospheric Environment on Arctic Air, Snow and Ice Chemistry, v. 27A, N 27/28, p. 2695—3038.

Atmospheric Environment, 1981. — Special Issue on Arctic Air Chemistry, v. 15, p. 1345—1516.

Atmospheric Environment, 1985. — Special Issue on Arctic Chemistry, v. 19, p. 1987—2208.

Atmospheric Environment, 1989. — Special Issue on Arctic Chemistry, v. 23, p. 2345—2638.

Carbonaceous Partocles in the Atmosphere. JGR, Special Section, 1996. v. 101, N 104, p. 19371—19627.

Global Atmospheric Change and its Impacts on Regional Air Quality, 2002./ Ed. I. Barnes. — NATO Science Series.IV. Earth and Environmental Sciences, v. 16.

Koutsenogii K. et al., 2002. Ecological consequence wildland fire in Siberian boreal forest. Macro and trace elements. — Workshop, October, 18th and 19th, 2002. Main Building of the Friedrich Schiller University. Jena, p. 364—370.

Koutsenogii K.P. et al., 2000. The chemical composition of the aerosol particle produced by the forest fires in Siberia. — Proceeding from: The Joint Fire Science Conference and Workshop, Grove Hotel, Boise, Idaho, June 15—17, 1999. „Crossing the Millennium: Integrating Spatial Technologies and Ecological Principles for a New Age in Fire Management", v. II, p. 219—222.

Koutsenogii P., 1992. Measurements of remote continental aerosol in Siberia. Ph.D. Dissertation, Johannes—Gutenberg University in Mainz, p. 106.

Koutsenogii P. K., Boufetov N. S., Smirnova A. I., Koutsenogii K. P., 1998. Elemental composition of atmospheric aerosols in Siberia. — Nuclear Instr. Method. Phys. Res., A405, p. 546—549.

Land-Shelf Interactions: A Scientific Initiative in Arctic Near-shore. Draft Science Plan: 25 October, 2002. — 28 p.

Raes F., Bates T., McGovern F. M., Liederkerke M., 2000. The Second Aerosol Characterization Experiment (ACE-2): General overview and main results. — Tellus B52, p. 111.

Samsonov Yu. N., Pokrovskii L. M., 2001. Sensitized photodecomposition of high disperse pesticide chemicals exposed to sunlight and irradiation from halogen or mercury lamp. — Atm. Envir., v. 35, p. 2133—2141.

SEARCH. Study of Environmental Arctic Change. Science Plan 2001, Polar Science Center, Applied Physics Laboratory, University of Washington, Seattle. — 91 p.

Seinfeld J. H., Pandis S. H., 1998. Atmospheric chemistry and physics. From Air Pollution to Climate Change. — John Wiley & Sons Inc., 1326 p.

Symposium on Asian Dust Storm and Its Impact on Climate: ACE-Asia. Sixth International Aerosol Conference September 9-12,2002, Taipei.

Weber R. I. et al., 1998. A study of new particle formation and growth involving biogenic trace gas species measured during ACE-1. — J. Geoph. Res., v. 103, p. 16 385—16 396.

Whitby K. T., 1978. The physical characteristics of sulfur aerosols. — Atm. Envir., v. 12, p. 135—159.

Whitby K. T., 1975. Modeling of atmospheric aerosol size distribution. A progress Report on EPA Research Grant No R800971: sampling and analysis of atmospheric aerosols. — 35 p.

Сканирование: Андрей Лаппалайнен

Обработка сканов: Игорь Попов

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ

Том XIX

Редактор *О. В. Лапина*. Художественный редактор *Л. А. Унрод*.
Технический редактор *Н. Ф. Грачева*. Корректор *Г. Н. Римант*.
Компьютерная верстка *М. В. Дукальская*.

ЛР № 020228 от 10.11.96 г.

Подписано в печать 20.12.03. Формат 60 × 90 1/16. Бумага офсетная. Печать офсетная.
Печ. л. 18,5. Уч.-изд. л. 18,72. Тираж 600 экз. Индекс 274/03.
Гидрометеоиздат. 199397. Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38.
Заказ № 99
Отпечатано в типографии «САВОЖ»
192012, Санкт-Петербург, пр.Обуховской обороны, 120.

„ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ” (ПЭММЭ)

Общие сведения об издании

Издается с 1978 г. Является продолжающимся изданием Института глобального климата и экологии (ИГКЭ) Росгидромета и РАН (http://www.igce.comcor.ru).

В издании публикуются работы о явлениях и процессах регионального и глобального масштабов, связанных с антропогенным влиянием на климат и континентальные экосистемы, о методах его изучения с помощью мониторинга и моделирования.

Представленные в ПЭММЭ статьи рецензируются. При необходимости Редколлегия приглашает авторов выступить с сообщением по теме статьи на научном семинаре в ИГКЭ. Редколлегия просит авторов не представлять в ПЭММЭ статьи, напечатанные или же проходящие рецензирование в других изданиях. Представляемые тексты должны соответствовать тематике издания, быть написаны удовлетворительно с литературной точки зрения и оформлены в соответствии с правилами. Редколлегия принимает окончательное решение по поводу публикации статьи с учетом результатов рецензирования, а также учитывая качество литературной и технической подготовки текста. С правилами подготовки рукописей можно ознакомиться в ИНТЕРНЕТе на странице http://www.igce.comcor.ru в разделе „Объявления”. Их можно также запросить по адресу Редколлегии у ответственного секретаря.

ПЭММЭ включен ВАК в перечень научных изданий и журналов, выпускаемых в Российской Федерации, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени доктора наук.