КОМИТЕТ ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ
И МОНИТОРИНГУ ОКРУЖАЮЩЕЙ
СРЕДЫ МИНИСТЕРСТВА ЭКОЛОГИИ
И ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

РОССИЙСКАЯ
АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ ГЛОБАЛЬНОГО КЛИМАТА И ЭКОЛОГИИ

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ

Том XV

САНКТ-ПЕТЕРБУРГ ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1993

COMMITTEE FOR
HYDROMETEOROLOGY AND NATURAL
ENVIRONMENT MONITORING OF
MINISTRY ON ECOLOGY AND
NATURAL RESOURCES
OF RUSSIAN FEDERATION

RUSSIAN
ACADEMY OF SCIENCES

INSTITUTE OF GLOBAL CLIMATE AND ECOLOGY

PROBLEMS OF ECOLOGICAL MONITORING AND ECOSYSTEM MODELLING

Volume XV

ST.PETERSBURG GIDROMETEOIZDAT 1993

УДК 551.510.42

Редколлегия: чл.-корр. РАН Ю. А. Израэль (председатель), д-р физ.-мат. наук С. М. Семенов, д-р биол. наук В. А. Абакумов, канд. биол. наук Г. Э. Инсаров, Т. А. Головина (секретарь).

Editorial Board: Corresponding Member of the Russian Academy of Sciences, Prof. Yu. A. Izrael (Chairman), Prof. S. M. Semenov, Prof. V. A. Abakumov, Dr. G. E. Insarov, Mrs. T. A. Golovina (Secretary).

Представлены работы по оценке и прогнозу влияния факторов среды, включая климатические факторы и загрязнение, на структурные и функциональные характеристики экосистем суши. Рассматриваются результаты полевых и лабораторных исследований, а также математические модели этих процессов.

Для климатологов, биологов и экологов широкого профиля.

The actual problems of ecological and bioclimatological monitoring, concept and gained experience of its practical implementation are considered. Ecological effects of environment pollution, climate change and other large-scale anthropogenic impacts are investigated.

The book is of interest for biologists, geophysicists, specialists in the sphere of ecological and bioclimatological monitoring.

Труды совещания

Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем

Том XV

Редактор О. Д. Рейнгеверц. Художественный редактор Б. А. Бураков. Технический редактор Н. Ф. Грачева. Корректор О. В. Андреева.

Н/К

Сдано в набор 22.01.93. Подписано в печать 08.06.93. Формат 60 × 90¹/₁₆. Бумага тип № 1. Гарнитура литературная. Печать высокая. Печ. л. 18,5. Кр.-отт. 18,5. Уч.-изд. л. 21,45. Тираж 500 экз. Индекс МОЛ-69. Заказ № 21. Заказное

Гидрометеоиздат. 199397. Санкт-Петербург, ул. Беринга, 38.

Ордена Трудового Красного Знамени ГП «Техническая книга» типография № 8 Миниформпечати РФ. 190000, г. Санкт-Петербург, Прачечный пер., д. 6.

П $\frac{1805040400\text{-}030}{069(02)\text{-}93}$ 11-92

ISBN 5—286—00856—9

© Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН, 1993

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие 7

НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ
И ОПЫТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Ю. А. Израэль, С. М. Семенов, М. А. Хачатуров. Биоклиматологические аспекты комплексного глобального мониторинга 8
В. А. Абакумов. К вопросу об особенности термодинамики биосферы 21
В. А. Абакумов, В. Н. Тальских. Экологические модификации перифитона в разнотипных водотоках Чехословакии 37
О. Г. Баркалова, И. Я. Николишин, Б. Н. Фомин, Т. С. Папина. Исследование элементного состава компонентов хвойнолесных экосистем бассейна Катуни 63
И. М. Брускина, Р. Т. Карабань, Т. И. Сисигина. Кислотность и содержание загрязняющих веществ в дождевых осадках в окрестностях двух никелевых комбинатов 73
М. С. Галина. Рыбы как объект мониторинга закисления пресноводных экосистем 88
Ю. В. Гелетин, Л. М. Будаева. Структурные особенности литореофильных биоценозов высокогорных потоков Центрального Кавказа и их мониторинг 96
Е. Д. Иголкина. Некоторые аспекты экологического нормирования закисления природных вод 108
Р. Т. Карабань, Т. И. Сисигина, Т. Н. Моршина. Содержание растворимых форм фтора в двухлетней хвое сосны как показатель загрязнения атмосферного воздуха 122
И. М. Кравкина. Реакция клеток мезофилла хвои сосны на воздействие загрязняющих атмосферу веществ 128
И. М. Кунина. Прямые эффекты CO_2 на рост и продуктивность высших растений 138
А. А. Минин, А. А. Лисеев. Пространственно-временная изменчивость месячных сумм испарения с суши на Русской равнине 151
Л. П. Рысин. Эколого-лесоводственный мониторинг лесов рекреационного назначения 170
Н. А. Соловьева. Применение методики биотестирования для мониторинга пресноводных экосистем 180
Т. Ю. Толпышева. Изменение лихенофлоры окрестностей Чашниково (1951—1988 гг.) 193

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОСИСТЕМ

М. Я. Антоновский, В. М. Бухштабер, Л. С. Векслер. Применение многомерного статистического анализа для обнаружения структурных изменений во временны́х рядах данных экологических наблюдений 214
Д. Г. Замолодчиков. Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы 234
Д. Г. Замолодчиков, А. П. Левич, С. Ю. Рыбакова. Исследование адекватности теоретико-категорной модели фитопланктонных сообществ 247
С. А. Зелтынь, Г. Э. Инсаров. База данных фонового мониторинга эпифитных лишайников 264
С. А. Зелтынь, А. В. Пчелкин. Использование компьютерного определителя лишайников в системе фонового экологического мониторинга 274
М. Д. Корзухин. Компьютерная реализация gap-модели FORCOM 283
С. М. Семенов, И. М. Кунина. Опыт моделирования влияния озона на высшие растения в онтогенезе . . . . . .

CONTENTS

Foreword 7

SCIENTIFIC SUBSTANTIATION AND EXPERIENCE OF ECOLOGICAL MONITORING

Yu. A. Izrael, S. M. Semenov, M. A. Khachaturov. Bioclimatological Aspects of Integrated Global Monitoring 20

V. A. Abakumov. On the Peculiarities of Biosphere Thermodynamics 36

V. A. Abakumov, V. N. Talskikh. Ecological Modifications of Periphyton in Czecho-Slovakian Streams of Different Types 62

O. G. Barkalova, I. Ya. Nikolishin, B. N. Fomin, T. S. Papina. Studies of the Elemental Composition of the Components of Coniferous Forest Ecosystems in the Katun Basin 72

I. M. Bruskina, R. T. Karaban, T. I. Sisigina. Precipitation Acidity and Pollutant Levels Around Two Nickel Complexes 87

M. S. Galina. Fish as an Object of Monitoring Freshwater Ecosystem Acidification 95

Yu. V. Geletin, L. M. Budaeva. Structural Peculiarities of Lithorheophilous Biocenoses of Alpine Streams in the Central Caucasus and Their Monitoring 107

Ye. D. Igolkina. Some Aspects of Ecological Standardization for Natural Water Acidification 121

R. T. Karaban, T. I. Sisigina, T. N. Morshina. Dissolved Fluorine Species in Two-Year-Old Pine Needles as an Indicator of Ambient Air Pollution 127

I. M. Kravkina. Response of Pine Needle Mesophyll Cells to Atmospheric Pollutant Impact 137

I. M. Kunina. Direct Carbon Dioxide Effects on Higher Plant Growth and Productivity 150

A. A. Minin, A. A. Liseev. Spatiotemporal Variability of Monthly Terrestrial Evaporation in the Russian Plain 160

L. P. Rysin. Ecological and Forestry Monitoring of Recreational Forests 169

N. A. Solovyova. Biological Assay Procedure for Freshwater Ecosystem Monitoring 179

T. Yu. Tolpysheva. Changes in Lichenoflora in the Vicinity of Chashnikovo (1951—1988) 192

NUMERICAL MODELLING OF ECOSYSTEMS

M. Ya. Antonovsky, V. M. Bukhshtaber, L. S. Veksler. The Use of Multivariate Statistical Analysis for Detecting Structural Changes in the Time Series of Ecological Observations 212

D. G. Zamolodchikov. The Estimation of Ecological Permissible Levels of Anthropogenic Pressure 233

D. G. Zamolodchikov, A. P. Levich, S. Yu. Rybakova. The Study of Adequacy of the Theoretical Model for Phytoplankton Communities 246

S. A. Zeltyn. G. E. Insarov. A Database of Epiphytic Lichen Background Monitoring 263

S. A. Zeltyn, A. V. Pchelkin. Application of a Computerized Lichen Identifier in Background Ecological Monitoring System 273

M. D. Korzukhin. Computer-Based Realization of the FORCOM Gap Model 282

S. M. Semenov, I. M. Kunina. Model Exercise on Ozone Effects on Higher Plants Ontogenesis 289

ПРЕДИСЛОВИЕ

В последние 20 лет проблемы охраны окружающей среды весьма часто оказываются основными не только при попытках обеспечения стабильного и благополучного развития человечества и биосферы, но и на самом острие политической конъюнктуры как у нас в стране, так и в других государствах и в сфере международных отношений. Это имеет как положительные, так и отрицательные последствия. К позитивным моментам следует, безусловно, отнести мобилизацию материальных и финансовых ресурсов на изучение определенных проблем окружающей среды, на выработку рекомендаций и их решение (хотя бы частичное). К негативным моментам, к сожалению, имеющим место, следует отнести стремление к удовлетворению чисто политических интересов, часто преобладающее в общественных дискуссиях, переговорных процессах, отдельных решениях над интересами научной истины. Это сказывается, например, на оценке приоритетности и масштаба проблем, направленности предпринимаемых действий.

Последнее приводит еще и к феномену „монопроблемности“: в каждый данный момент времени мировое сообщество занято в основном одной, „главной“ проблемой охраны окружающей среды. Роль этой главной проблемы уже играли, в частности, глобальное загрязнение, уменьшение озонового слоя и возрастание ультрафиолетового излучения, глобальное потепление вследствие парникового эффекта. Такие же „болезни“ характерны и для отдельных стран и регионов.

К сожалению, еще в недостаточной степени осознаны принципиально многофакторный характер реальной среды и синтетический характер ответной реакции биологических систем всех уровней организации. Такое осознание совершенно необходимо как научным работникам — энвайронменталистам, — так и политикам, лицам, принимающим решения и в силу этого специализирующимся в той или иной степени на вопросах стратегии управления природными ресурсами и состоянием окружающей среды. Лишь при этом условии возможны разработка и реализация рациональных программ, включающих наблюдения, оценку и прогноз состояния биосферы, с одной стороны, и принимаемые решения, в конечном счете управление состоянием окружающей среды — с другой.

Именно такой подход развивался в ходе работы семинара „Мониторинг состояния биосферы и математические методы в экологии“, который продолжался в 1991—1992 гг. в Институте глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН. Настоящая книга подготовлена по материалам работы этого семинара и является продолжением одноименных публикаций 1978—1992 гг.

БИОКЛИМАТОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ КОМПЛЕКСНОГО ГЛОБАЛЬНОГО МОНИТОРИНГА

Ю. А. Израэль, С. М. Семенов, М. А. Хачатуров

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Для экосистем суши (не расположенных в прибрежной части) наиболее серьезные проблемы, связанные с глобальным изменением климата, обусловлены возможным сдвигом современных границ растительных зон. Следовательно, соответствующие глобальные сети экологического мониторинга обязательно должны осуществлять наблюдения за такими сдвигами. Однако фактические сдвиги границ растительных зон могут существенно запаздывать по отношению к изменению собственно климатических условий. Поэтому постепенные фитоценотические изменения на обширных территориях могут произойти раньше видимых сдвигов упомянутых границ. Для мониторинга последних весьма перспективны дистанционные методы, а для первых пригодна традиционная методология полевых исследований.

В качестве перспективных объектов биоклиматологического мониторинга (т. е. биологического мониторинга, ориентированного на установление биологического отклика на климатические изменения) может быть предложено следующее:

— для дистанционного наблюдения собственно границ растительных зон;
— для наземных наблюдений на станциях мониторинга: виды-индикаторы, виды-эдификаторы, ключевые процессы в экосистемах.

Программные разработки и методические обзоры показывают, что существующая база достаточна для начала наблюдений по минимальной программе. Однако некоторые методологические проблемы остаются, и дополнительные исследования необходимы.

Станции глобального комплексного мониторинга (ГКМ), где предполагаются одновременные измерения загрязнения, климатических параметров и соответствующих биологических откликов, составляют достаточный базис для необходимой глобальной сети наблюдений. Некоторые станции, входящие в существующие сети, уже в достаточной мере соответствуют требованиям, однако во многих случаях неоходимы расширение программы, установление дополнительного оборудования и повышение квалификации персонала станций.

Новые задачи и расширение концепции глобального комплексного мониторинга

Загрязнение окружающей среды стало главной проблемой охраны окружающей среды со времен Международной конференции по окружающей среде (Стокгольм, 1972). Широкомасштабный (даже глобальный) характер загрязнения (в особенности, атмосферного) до сих пор имеет место и требует соответствующей деятельности в области мониторинга и контроля.

Много важных шагов было предпринято в этой области в последние два десятилетия:

— создана концепция глобального комплексного (многосредового) мониторинга [6, 15, 23—25, 32, 33, 36, 38, 40, 43, 52];
— разработана методология комплексного мониторинга для физических, химических и, частично, биологических наблюдений [12, 20, 27, 31, 39, 41, 45];
— начали осуществляться регулярные наблюдения в рамках глобальных сетей мониторинга на станциях Глобальной службы атмосферы под эгидой Всемирной метеорологической организации (ГСА/ВМО), на станциях Глобальной системы мониторинга окружающей среды под эгидой Программы ООН по окружающей среде (ГСМОС/ЮНЕП), на станциях мониторинга под эгидой Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния и на некоторых других; ряд существенных обзоров и оценок состояния окружающей среды были подготовлены по этим данным [16—19, 26, 28, 37, 44, 46, 49—51];
— в некоторых случаях были организованы обратные связи от результатов мониторинга к ограничению выбросов загрязняющих веществ (например, Европейской экономической комиссии ООН в рамках упомянутой выше Конвенции).

Международная конференция ЮНЕП/ВМО/МСНС по оценке роли диоксида углерода и других парниковых газов в изменении климата (Филлах, Австрия, 9—15 октября 1985 г.) открыла новую страницу в энвайронменталистике. Проблема глобального потепления вследствие антропогенного увеличения эмиссии парниковых газов стала играть главную роль и привлекать внимание общественности, ученых и политиков.

Основные проблемы для наземных экосистем, которые могут возникнуть при возможном глобальном изменении климата, были описаны в докладе, представленном Рабочей группой II Межправительственной группы экспертов по изменению климата [35]. Однако еще остается значительная неопределенность в оценке экологических последствий прогнозируемого изменения климата. Эта неопределенность вызвана неразработанностью соответствующих теоретических концепций, с одной стороны, и недостатком надежных полевых и экспериментальных данных — с другой. Последнее означает, что необходима соответствующая программа

глобальных наблюдений для мониторинга климатических изменений и их экологических последствий. Разумеется, нет необходимости в организации совершенно новой наблюдательной сети. Классическая концепция комплексного мониторинга должна быть расширена и дополнена климатологическими и биоклиматологическими элементами; программа комплексного глобального мониторинга должна быть дополнена соответствующими новыми элементами, а существующие сети комплексного глобального мониторинга могут служить базой для слежения за изменениями климата и их экологическими последствиями.

Серьезная необходимость в комплексных наблюдениях, включая биологические, климатические и наблюдения за уровнем загрязнения атмосферы, может быть обоснована следующими соображениями:

— атмосферные процессы не являются независимыми; например, загрязнение атмосферы парниковыми газами вызывает изменения климата — температуры и осадков, а последние влияют на скорость выведения загрязняющих веществ из атмосферы и меняют уровни загрязнения;

— упомянутые выше атмосферные процессы действуют на экосистемы суши комплексно; существует известное взаимодействие факторов (включая синергидный и антагонистический эффекты); таким образом, прямые наблюдения за ключевыми экосистемными процессами в условиях реального многофакторного воздействия являются весьма полезными для всестороннего анализа возникающих эффектов;

— экосистемы также оказывают влияние на абиотические, в том числе атмосферные, процессы; таким образом, данные о состоянии биоты могут быть исключительно полезны для оценки такого рода обратных связей;

— по оценкам специалистов, многие биологические индикаторы, используемые для обнаружения эффектов загрязнения атмосферы, пригодны также и для обнаружения экологических последствий изменения климата.

Объекты мониторинга

Как уже упоминалось в начале статьи, наиболее серьезные проблемы для наземных (неприбрежных) экосистем могут быть связаны с возможным сдвигом границ растительных зон к полюсам на большие расстояния (100 км и более за ближайшие 50 лет); главная причина этих сдвигов — повышение глобальной среднегодовой температуры, а также изменение количества осадков [35].

Однако фактические сдвиги растительных зон будут значительно запаздывать по отношению к изменениям климатических условий. Причиной этого является ограниченность скорости распространения семян древесных пород (примерно 1 км в год) [4].

Это означает, что границы территорий, климат которых пригоден для данного типа растительности, могут сдвинуться на сотни километров за 50 лет, а фактические границы данного типа растительности могут сдвигаться за то же самое время только на несколько десятков километров, т. с. в 10 раз медленнее.

Таким образом, процессы постепенной трансформации фитоценозов могут происходить раньше и охватывать более обширную территорию, чем та, где будет наблюдаться видимый сдвиг границ растительных зон.

Приведенные выше краткие оценки указывают на необходимость гибкого подхода к организации БИОКЛИМАТОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА, т. е. БИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА, ориентированного на определение ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА.

Для определения видимых сдвигов границ растительных зон чрезвычайно полезным является дистанционный мониторинг; методология традиционных полевых наблюдений, однако, остается наилучшей для мониторинга постепенной трансформации фитоценозов (включая экзогенные сукцессии).

В то время как совершенно ясно, что собственно границы растительных зон должны быть объектом дистанционного мониторинга, ситуация с наземными наблюдениями еще не до конца прояснилась. Однако можно полагать, что приоритетным направлением для такого рода мониторинга должно быть использование видов-индикаторов (для раннего обнаружения изменений), видов-эдификаторов, которые непосредственно определяют лицо экосистемы, а также ключевых динамических процессов экосистемного уровня, определяющих устойчивость экосистем.

С учетом высказанных соображений, в качестве конкретных объектов полевых биоклиматологических наблюдений можно предложить следующие параметры.

А) для индикаторов (т. е. таксономических групп, наиболее чувствительных к климатическим условиям):
   — видовой состав,
   — встречаемость/обилие;

Б) для эдификаторов (т. е. группы основных видов высших растений):
   — фенология,
   — заболеваемость и обилие насекомых вредителей,
   — показатели роста,
   — репродукция;

В) для ключевых процессов в экосистеме:
   — первичная продукция,
   — скорость разложения отмершего органического вещества,
   — эвапотранспирация,
   — процесс экзогенной сукцессии, который, в частности, приводит к сдвигу границ растительных зон.

Требования к размещению станций наблюдения

Логически фитоценотические изменения, подлежащие выявлению, ожидаются в первую очередь вблизи современных границ растительных зон. Таким образом, одним из первоначальных методологических требований к размещению станций биоклиматологического мониторинга должно быть следующее. Станции должны размещаться вблизи и по обеим сторонам от современных границ растительных зон (но, во избежание маргинальных эффектов, не на самих границах).

Это необходимо для осуществления мониторинга возможных сдвигов границ к северу или к югу. Необходимость такого дублирования пунктов наблюдений вызвана остающейся неопределенностью прогнозов возможных направлений сдвига. Конечно, многие практические обстоятельства (например, необходимость использования существующих сетей) могут помешать выполнению этого требования; но в любом случае на каждую растительную зону необходима хотя бы одна станция.

Поскольку сеть планируется для мониторинга ГЛОБАЛЬНОГО изменения климата и его широкомасштабных экологических последствий, необходимо также выполнение следующих требований:

— каждая станция должна располагаться в отдаленном районе (на расстоянии 50 км или более от крупных городов и промышленных центров) во избежание возможного влияния локальных факторов;

— характер землепользования в районе станции должен оставаться неизменным в течение всего планируемого периода наблюдений; кроме того, должна быть обеспечена возможность проведения непрерывных наблюдений;

— расстояние до ближайшей метеорологической станции должно быть достаточно мало́ (для обеспечения репрезентативности метеорологических данных для данной биоклиматологической станции).

Известно, что биотические параметры гораздо более изменчивы в пространстве, чем абиотические.

Для обеспечения пространственной репрезентативности биологических измерений целесообразно, чтобы биоклиматологическая станция имела наблюдательный полигон площадью не менее 1 га, который находился бы в пределах более обширной территории (примерно 1 км^2 или более), достаточно однородной в отношении растительного покрова и характерной для данной растительной зоны.

Программа биоклиматологического мониторинга и методические аспекты

Наблюдения вышеописанных типов еще не в полной мере обеспечены апробированными методами. Поэтому целесообразно составление некой программы-минимум, которую можно было бы

Таблица 1

Программа-минимум биоклиматологических наблюдений

№ пп	Предмет наблюдений, показатели	Единица измерения	Частота измерения	Методологические замечания
1.	Эпифитная лихенофлора			Изучается на стволах деревьев на пересечении с мерной лентой, наложенной на ствол на стандартной высоте. Методика разработана и апробирована [8—10]; чувствительность лишайников к воздействиям климата описана в [12]
1.1.	Видовой состав	—	Один раз в 10 лет	
1.2.	Встречаемость	Безразмерная величина	То же	
1.3.	Линейное покрытие	% от окружности ствола дерева	»	
2.	Высшие растения основного яруса фитоценоза			Применимы традиционные методы таксационных, геоботанических и фенологических исследований
2.1.	Видовой состав	—	Один раз в 10 лет	
2.2.	Численность по классам возраста * (для деревьев)	экз/га	То же	Методы качественной оценки степени дефолиации для хвойных пород (2.7) разработаны и апробированы [1], однако нуждаются в повышении точности. Методы измерения радиального прироста деревьев (2.8) известны и апробированы [2, 3, 13], однако необходимо постепенное внедрение автоматических датчиков вместо традиционного отбора кернов древесины
2.3.	Высота (для деревьев)	м	»	
2.4.	Диаметр (для деревьев)	см	Один раз в 10 лет	
2.5.	Проективное покрытие (для трав и эпигейных мхов/лишайников)	%	То же	
2.6.	Фенология (начало/конец вегетативного роста, цветения)	год, мес/день	Ежегодно	
2.7.	Степень дефолиации (для деревьев хвойных пород)	баллы	То же	

№ пп	Предмет наблюдений, показатели	Единица измерения	Частота измерения	Методологические замечания
2.8.	Радиальный прирост деревьев	мм/год	Ежегодно	
3.	Ключевые процессы экосистемного уровня			Методика оценки чистой первичной продукции (3.1) известна [1] и апробирована, но в отношении лесов она чрезвычайно трудоемка и нуждается в усовершенствовании
3.1.	Чистая первичная продукция	т/га год	То же	
3.2.	Скорость разложения отмершего органического вещества	1/год	»	

* Измерения численности по классам возраста необходимы, в частности, для оценки возобновления.

начать осуществлять немедленно или в разумно короткое время (табл. 1). Краткий обзор методического обеспечения (см. табл. 1) показывает, что в целом существует удовлетворительная методическая база, позволяющая начать биоклиматологические наблюдения. Что касается дальнейшего развития методологии, то до того, как будет начата полномасштабная программа, необходимо прояснить некоторые важные моменты:

— на настоящий момент нет общепризнанного универсального метода для оценки уровня поражения листвы (например, вследствие загрязнения воздуха, климатического стресса и т. д.);

— хотя и существуют традиционные классические методы исследования заболеваемости растений и динамики вспышек массового размножения вредителей [5, 11, 14], универсальной и общепризнанной системы оценки (в баллах или классах), которую можно было бы использовать при проведении ежегодных наблюдений, пока нет;

— традиционные полевые методы измерения первичной продукции чрезвычайно трудоемки, и возможность их массового применения (особенно для лесных экосистем) весьма проблематична. Имеются и некоторые другие методические неясности и недостатки.

Таким образом, совершенно ясно, что необходимы дополнительные исследования, разработка методов и их апробация в полевых условиях для того, чтобы иметь возможность проводить соответствующие наблюдения в качестве режимных в рамках программы мониторинга.

Перед началом выполнения программы-минимум на национальном и международном уровнях необходимо предпринять также некоторые практические шаги организационного характера, в частности:

— выбрать станции для биоклиматологических наблюдений, отвечающие основным сформулированным выше требованиям;

— составить их подробное географическое, экологическое и ландшафтное описание;

— выбрать региональные (кустовые) программные центры (РПЦ), включая научное учреждение, которое возьмет на себя заботу о данной станции (нескольких станциях), банке данных, архиве, а также определить конкретных лиц для поддержания координационных контактов;

— окончательно уточнить со специалистами конкретные процедуры измерений; составить инструкцию по проведению полевых и лабораторных работ и руководство по вводу данных в банк данных;

— распространить методические материалы (включая последние инструкции и руководства) по станциям наблюдений и региональным (кустовым) центрам программ.

Хранение и обработка данных

„Сырые“ данные наблюдений представляются в региональные (кустовые) программные центры и хранятся только в банках и архивах этих центров; конечно, в случае необходимости возможна

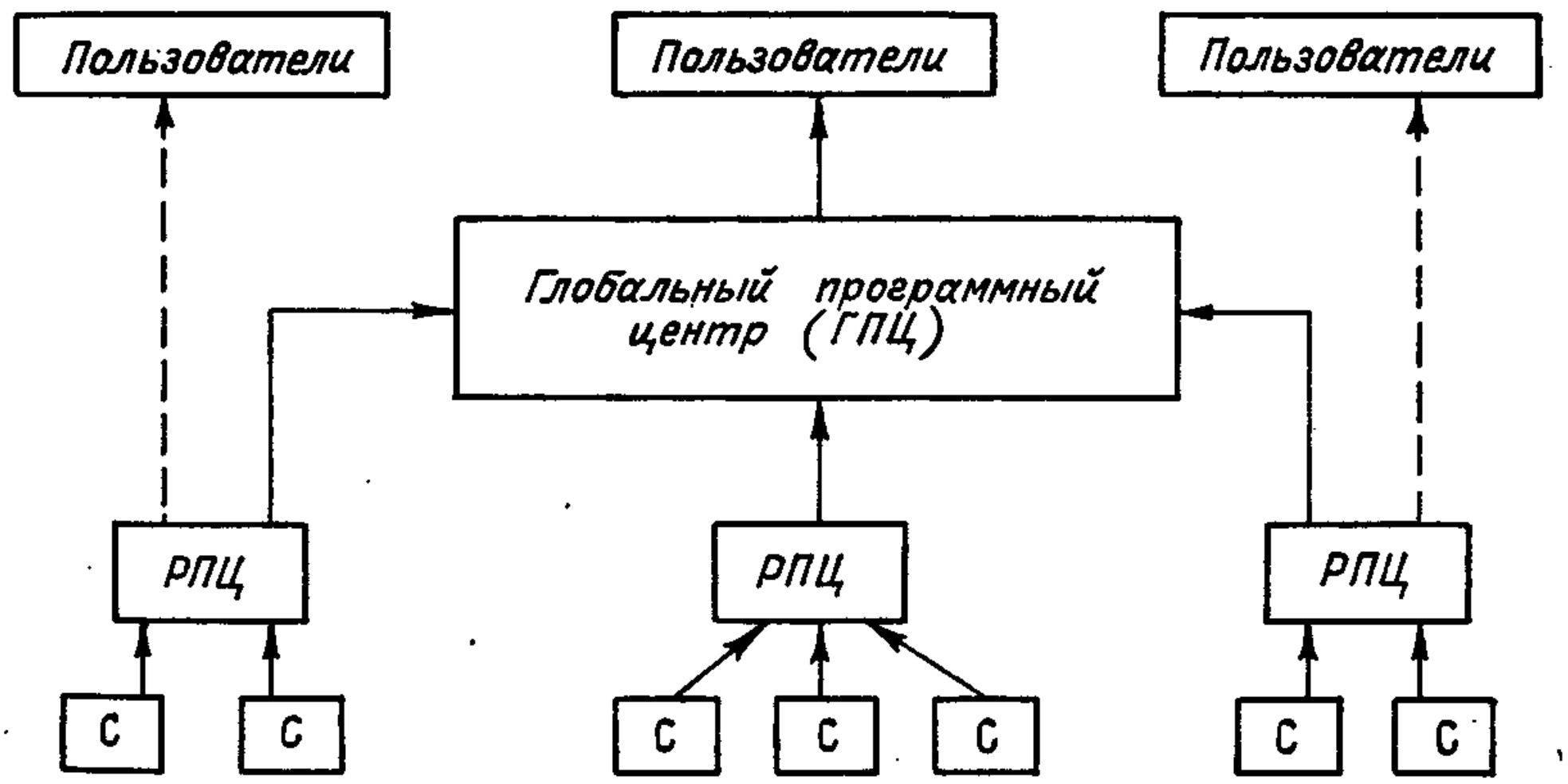


Рис. 1. Иерархическая структура глобального комплексного мониторинга и потоки информации по окружающей среде (С — станции).

кооперация, например использование общего банка данных (архива) группой центров. Эти биологические данные должны там же и обрабатываться (так же как и абиотические данные) и могут быть в дальнейшем использованы для многих местных и региональных целей, в том числе таких, как:

— статистический и модельный анализ рядов данных, включая региональное усреднение и оценку варьирования;

— оценка качества данных и их достаточности с региональных позиций;

— оценка состояния окружающей среды региона;

— прогнозирование состояния окружающей среды и оценка состояния региональных экосистем и трендов;

— моделирование по различным региональным сценариям.

Усредненная экологическая информация должна представляться (по запросу) в Глобальный программный центр (ГПЦ), в основные функции которого должно входить следующее:

— осуществление описанной выше работы (и/или обобщение данных региональных (кустовых) программных центров) на широкомасштабной (глобальной) основе;

— обеспечение развития методологии мониторинга;

— содействие преобразованию исходной информации об окружающей среде („сырых" данных) в более совершенные формы, в конечном итоге в пакеты возможностей для использования лицами, принимающими решения.

Принципиальная схема информационных потоков в обсуждаемой системе мониторинга представлена на рис. 1.

Заключение

Поскольку возможный сдвиг границ растительных зон вследствие глобального потепления признан в настоящее время в качестве одной из основных глобальных опасностей, должна быть начата реализация соответствующей программы мониторинга экологических последствий глобальных климатических изменений.

Для наблюдений за видимыми сдвигами границ растительных зон необходимо использовать методы дистанционного мониторинга (спутниковые, самолетные съемки). При этом станции наземных наблюдений желательно располагать по обе стороны от современных границ растительных зон (по крайней мере, одна станция в каждой растительной зоне совершенно необходима) для наблюдения за процессами постепенных внутриэкосистемных изменений.

Для наземных наблюдений перспективны станции глобального комплексного мониторинга, где климатические явления и загрязнение наблюдаются в комплексе с биологическими явлениями и процессами. Некоторые из существующих сетей мониторинга уже в значительной мере отвечают требованиям, например:

— сеть станций Глобальной службы атмосферы, работающая под эгидой Всемирной метеорологической организации (ВМО) при поддержке Программы ООН по окружающей среде (ЮНЕП);

— сеть станций Пилотной программы комплексного мониторинга загрязнения воздуха и его воздействий на экосистемы (под эгидой Конвенции по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния);

— сеть станций фонового комплексного мониторинга в Восточной Европе, работающая в рамках Глобальной системы мониторинга окружающей среды (ГСМОС/ЮНЕП). Многие из этих станций расположены в биосферных заповедниках, входящих в сеть ЮНЕСКО.

Существующие сети и методологическая база достаточны для начала программы-минимум биоклиматологических наблюдений на станциях глобального комплексного мониторинга уже с 1993 г., но реализация полной программы потребует дополнительных исследований, установки нового оборудования на станциях и географического расширения наблюдательской сети.

Данная деятельность находится в сфере ответственности таких международных агентств ООН, как Всемирная метеорологическая организация (ВМО), Продовольственная и сельскохозяйственная Организация (ФАО), Программа ООН по окружающей среде (ЮНЕП), Организация ООН по образованию, науке и культуре (ЮНЕСКО). Координация этой деятельности должна происходить в тесном взаимодействии с такими международными научными программами и экспертными группами, как Межправительственная группа экспертов по изменению климата (МГЭИК), работающей под эгидой ВМО, Международная геосферно-биосферная программа (МГБП), инициированная Международным советом научных союзов (МСНС).

Авторы выражают признательность проф. Г. Б. Виерсме за плодотворное обсуждение проблемы, а также Л. Джексон и Т. И. Пантелеймоновой за помощь в подготовке рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Базилевич Н. И. и др. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. — М.: Мысль, 1978. — 183 с.

2. Битвинскас Т. Т. Дендроклиматохронологические исследования. — СПб.: Гидрометеоиздат, 1974. — 172 с.

3. Битвинскас Т. Т. Разработка основ дендроклиматохронологических исследований в ЛитССР. — В кн.: Временные и пространственные изменения климата и годичные кольца деревьев. Каунас, 1984, с. 4—48.

4. Величко А. А., Борисова О. К., Зеликсон Э. М. Растительность в изменяющемся климате. — Вестник АН СССР, 1991, № 3, с. 82—94.

5. Воронцов А. И. Патология леса. — М.: Лесная промышленность, 1978. — 266 с.

6. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. — М.: Гидрометеоиздат, 1984. — 375 с.

7. Израэль Ю. А., Семенов С. М., Хачатуров М. А. Биоклиматология и актуальные проблемы оценки последствий глобального изменения климата для экосистем суши. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб: Гидрометеоиздат, 1992, т. 14, с. 8—21.

8. Инсаров Г. Э. Об учете лишайников-эпифитов на стволах деревьев.— В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб: Гидрометеоиздат, 1982, т. 5, с. 25—32.

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

10. Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В. Сравнение различных методов учета лишайников-эпифитов. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб: Гидрометеоиздат, 1983, т. 6, с. 90—101.

11. Мозолевская Е. Г., Катаев О. А., Соколова Э. С. Методы лесопатологического обследования очагов стволовых вредителей и болезней леса. — М., Лесная промышленность, 1981. — 311 с.

12. Разработка научных основ и методических аспектов мониторинга наземных экосистем по приоритетным биологическим показателям и оценка экологических последствий загрязнения воздуха на региональном и глобальном уровнях. Заключительный отчет. — М., 1990. — 207 с.
13. Семенов С. М., Хачатуров М. А. Анализ взаимосвязи прироста деревьев и климатических факторов по данным дендроклиматохронологических наблюдений. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб: Гидрометеоиздат, 1992, т. 14, с. 238—250.
14. Соколова Э. С., Семенкова И. Г. Лесная патология. — М.: Лесная промышленность, 1981. — 311 с.
15. A global network for environmental monitoring. A report to the Executive Committee U. S. National Committee for the International Biological Program. Prepared by the Ad Hoc Task Force on GNEM, September 1970.
16. Annual synoptic report 1990 (Pilot Programme on Integrated Monitoring/ Convention on Long-range Transboundary Air Pollution/UN ECE). — Helsinki, Environment Data Centre/National Board of Waters and the Environment, 1990.— 88 p.
17. Annual Synoptic Report 1991 (Pilot Programme on Integrated Monitoring and Air Pollution Effects on Ecosystems/Convention on Long-range Transboundary Air Pollution/UN ECE). — Helsinki, Environment Data Centre/National Board of Waters and the Environment. 1991. — 200 p.
18. Assessment of long-range transboundary air pollution. (Part one: The Fourth Phase of EMEP: 1987—1989). — UN ECE, Air Pollution Studies, N 7, p. 3—15.
19. Assessment of long-range transboundary air pollution. (Part two: The 1989 Forest Damage Survey in Europe). — UN ECE, Air Pollution Studies, N 7, p. 37—42.
20. Biological variables for monitoring the effects of pollution in small catchment areas. — Sweden, University of Lund, Department of Ecology, The Working Group for Environmental Monitoring, January 1990. — 56 p.
21. Breymeyer A. Analysis of the trophic structure of some grassland ecosystems. — Polish Ecological Studies, 1978, vol. 4, N 2, p. 55—128.
22. Breymeyer A. Ecological monitoring as a method of land evaluation. — Geogr. Pol., 1984, vol. 50, p. 371—384.
23. Bruns D. A., Wiersma G. B.. Rykiel E. J. Ecosystem monitoring at global baseline sites. — Environmental Monitoring and Assessment, 1991, N 17, p. 3—31,
24. Design philosophy for the global environment monitoring system (GEMS). Prepared by Task Force II-Committee on International Environmental Affairs. Draft. — January, 7, 1976.
25. Draft proposal for a long-term monitoring system of coastal and nearshore phenomena related to global climate changes. — United Nation Environment Programme, Intergovernmental Oceanographic Commission (of Unesco), World Meteorological Organization, 1991. — 36 p.
6. Environmental data report. — United Nations Environment Programme, 1989. — 547 p.
27. Field and laboratory manual (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Integrated Monitoring). — Helsinki, National Board of Waters and Environment, 1989.
28. Forest damage and air pollution. Report of the 1987 Forest Damage Survey in Europe. — UN ECE, 1988. — 6 p.
29. Fritts H. C. Tree-ring analysis. — Trans. Amer. Geophys. Union, 1969, vol. 50.
30. Fritts H. C. Tree rings and climate. — London, New York, San Francisco Acad. Press, 1976. — 567 p.
31. Global atmosphere watch guide (Draft, October 1991, 42 p.). — WMO, 1992.
32. Global Biology Research Program. Program Plan. — USA, NASA Technical Memorandum 85629, January 1983. — 105 p.
33. Global Change and Terrestrial Ecosystems (GCTE). An Established Core Project. — In: IGBP: A Study of Global Change. — 1991.

34. Insarova I., Insarov G., Hultengren S., Martinssson P.-O., Semenov S. Epiphytic lichen toxiphobity to anthropogenic air pollution. — Sweden, 1992.

35. IPCC. Potential impact on climate change. — WMO. 1990. — 200 p.

36. Izrael Yu. A., Rovinsky F. Ya. Integrated background monitoring of environmental pollution in mid-latitude Eurasia. — World Meteorological Organization, Global Atmosphere Watch (a system for environmental pollution monitoring and research), No. 72, WMO/TD No. 434, 1991. — 104 p.

37. Kohler A. A new assessment of some BAPMoN data for the period 1972—1988 with emphasis on precipitation chemistry. — Draft, March 1991. — 42 p.

38. Long-term ecological research. An international perspective. SCOPE 47 (Paul G. Risser, ed.). — Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John willey & sons, 1991. — 294 p.

39. Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, and analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. — International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests/Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 1989.— 89 p.

40. Munn R. E. Global Environment Monitoring System (GEMS). Action Plan for Phase I. — SCOPE Report 3. Toronto Canada, 1973. — 129 p.

41. Manual for input to the ECE/IM data bank (International Cooperative Programme on Integrated Monitoring/Convention on Longrange Transboundary Air Pollution). — Finland. National Board of Waters and Environment, 1990. — 97 p.

42. Newbald P. Methods for estimation of forest primary production (Handbook IBP N 2). — Novosibirsk, 1971 (in Russian).

43. Pernetta J. C. Climate change and the coastal zone Justification for a long-term monitoring system. — UNEP — IOC — WMO/GCNSMS — 1/Inf. 1, July 9th 1990. — 25 p.

44. Parry M. Climate Change and World Agriculture. — London, Earthscan Publications Limited in Association with International Institute of Applied System Analysis, 1990. — 157 p.

45. Rovinsky F. Ya., Wiersma G. B. Procedures and methods for Integrated Global Background Monitoring of Environmental Pollution. — WMO Environmental Pollution Monitoring and research Programme No. 47/Global Environmental Monitoring System, WMO Technical Document No. 178, GEMS Information Series No. 5, August 1987. — 137 p.

46. Programme on Man and the Biosphere (MAB). Task Force and Guidelines for the Choice and Establishment of Biosphere Reserves/UNESCO & UNEP. Final Report. — Paris, UNESCO, 20—24 May 1974. — 54 p.

47. Selected works on integrated monitoring. Nairobi, CEMS/PAC Information Series, No. 2, 1980.

48. The seven step to the vulnerability assessment of coastal areas to sea level rise. Guidelines for case studies. — Intergovernmental Panel on Climate Change/Response Strategies Working Group/Steering Committee for IPCC Sea Level Rise Vulnerability Assessment-Coastal Zone Manegment, 18 July 1991. — 23 p.

49. The state of transboundary air pollution. 1989 Update. New York, United Nations, 1990. — 86 p.

50. Wiersma G. B. Evaluation (working paper). Report of Working Group Meeting on Integrated Monitoring of Terrestrial Ecosystems. — Nairobi, Global Integrated Monitoring System — Programme Activity Centre/United Nations Environment Programme, 8—10 October 1991. — 24 p.

51. World Resources 1988—89. — New York, Basic Books Inc., Copyright, 1988.

52. United Nations Environment Programme. GEMS: Global Environment Monitoring System. — Nairoba, UNEP, 1990. — 32 p.

BIOCLIMATOLOGICAL ASPECTS OF INTEGRATED GLOBAL MONITORING

Yu. A. Izrael, S. M. Semenov, M. A. Khachaturov

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The paper considers methodological aspects of the organization of systematic observations at a global integrated monitoring (GIM) network for natural terrestrial ecosystems. A number of specific objects for bioclimatological field observations is proposed.

Basic requirements are formulated for the location of the research at the bioclimatological stations, and recommendations are given for accumulated data storage and processing.

A flow-chart of a data flux within the monitoring system under consideration is presented.

К ВОПРОСУ ОБ ОСОБЕННОСТИ ТЕРМОДИНАМИКИ БИОСФЕРЫ

В. А. Абакумов

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

В связи с ожидаемым антропогенным изменением глобального климата в сторону потепления существенно возрос интерес к энергетическим процессам в биосфере. При этом некоторые авторы указывают на недостаточность известных законов термодинамики для описания происходящих в биосфере превращений энергии [58, 65] или используют в своих анализах в качестве четвертого начала термодинамики так называемый закон биологической адаптации. Так, Кабаллеро пишет: „Выше мы рассмотрели биосферные эффекты потепления климата с позиций первого и второго законов термодинамики. Теперь переходим к наиболее значимым, к эффектам, обусловленным четвертым законом термодинамики — законом биологической адаптации“ [51, с. 71].

Поскольку и раньше неоднократно отмечалась недостаточность существующих законов термодинамики для описания биоэнергетических процессов и указывалось на противоречие термодинамического принципа существования живой материи второму началу термодинамики, представляется необходимым хотя бы кратко рассмотреть историю этой проблемы.

Присутствие в биосфере „живого вещества“ придает энергетическим явлениям особенные черты. Эти особенные черты издавна привлекали внимание многих исследователей. Н. А. Умов, заложивший основы учения о движении энергии и унаследовавший от своего отца — военного врача — интерес к биологии, предлагал ввести специальный закон термодинамики для выражения специфических функций живой материи. Выступая на XI съезде русских естествоиспытателей и врачей с докладом на тему „Физико-механическая модель живой материи“, он говорил об отсутствии в современной ему физике законов или понятий, которые отображали бы особенности термодинамики живой природы: „Отбор есть орудие борьбы с нестройностью, с ростом энтропии: это — сортирующий демон Максвелла, наблюдающий и отбирающий молекулы по своему усмотрению... Существование в природе приспособлений отбора, восстанавливающих стройность и включающих в себя живое, должно, по-видимому, составить содержание... третьего закона [1]“ [43, с. 12].

Три четверти века спустя после выступления Н. А. Умова на съезде русских естествоиспытателей и врачей, в 1975 г. М. Шидловски [47] на семинаре по новейшим исследованиям ранней

[1] В 1901 г., когда проходил XI съезд русских естествоиспытателей и врачей, были известны только два начала термодинамики. Третье начало термодинамики (теорема Нернста), установленное через пять лет после съезда, не аналогично «третьему закону», о котором говорил Н. А. Умов.

истории Земли, возвращаясь к обсуждению роли „демона Максвелла“, „который заставляет эволюцию идти по направлению повышения упорядоченности (или дифференциации) и уменьшения энтропии“, отождествил эту роль с использованием окислительного пути метаболизма, что, естественно, не исчерпывает проблемы, поставленной Н. А. Умовым. Метастабильными „демонами Максвелла“, уменьшающими в биологических системах энтропию, называл ферменты с термодинамической точки зрения и Винер [10].

Шрёдингер в книге „Что такое жизнь с точки зрения физика?“ [48], значение которой сравнивали со значением трудов Гиббса, заложивших основы термодинамики статистической механики, стремился показать, что нельзя свести к обычным законам физики деятельность „живого вещества“, обладающего удивительной способностью концентрировать на себе „поток порядка“, „пить упорядоченность“ из окружающей среды.

Автор зонной теории твердых тел, крупный специалист в области квантовой механики и теории информации Бриллюэн, у которого поэзия научных построений не всегда оставалась только внутренним переживанием, предшествовавшим логическим обобщениям, но и находила часто свое выражение на страницах его научных сочинений, поэтически обобщая особенности термодинамики живой природы, писал: „Принцип Карно есть смертный приговор; он грубо и безжалостно применяется в неживом мире, в мире, который уже заранее мертв. Жизнь на время отменяет этот приговор. Она использует то обстоятельство, что смертный приговор объявлен без указания срока исполнения“. Бриллюэн поставил вопрос: „Что за странный механизм так отодвигает эту смерть?“ [50, с. 59]. Вопрос этот Шамбадаль назвал основным вопросом термодинамики живой природы. Он писал: „...недостаточно знать, что мы живем за счет отрицательной энтропии, которую черпаем в окружающей среде, важно, что это поглощение отрицательной энтропии, по крайней мере внешне, противоречит второму принципу“ [46, с. 264—265].

Если Шамбадаль говорит только о внешнем противоречии, то К. С. Тринчер [41] настаивает на принципиальном противоречии термодинамического принципа существования живой материи второму началу термодинамики и формулирует „закон биологической адаптации“, который в случае его правильности мог бы быть принят в качестве четвертого начала термодинамики, справедливого для живой материи. Однако прежде чем говорить о „четвертом начале“, следует остановиться на началах термодинамики, которые действительно имеют фундаментальное значение для понимания физической сущности биосферы, подсистем и элементов всех структурных уровней ее организации.

Понятие энергии как общей количественной меры различных форм движения материи связывает воедино все явления в биосфере благодаря закону сохранения и превращения энергии, согласно которому энергия в природе не возникает из ничего и

не исчезает, но может переходить из одной формы в другую. Поэтому представляется не случайным, что постановка проблемы перехода энергии из одной формы в другую во многом была подготовлена к середине прошлого столетия успешным развитием науки о живой природе, а, следовательно, не случайно и то, что закон сохранения энергии для немеханических явлений был установлен не профессионалами-физиками, а врачами-физиологами: Р. Майером и Г. Гельмгольцем, первые работы которых физиками были отвергнуты.

Во время плавания в Батавию в должности судового врача Майер заметил изменение цвета венозной крови у своих пациентов и на основании этих наблюдений пришел к выводу о существовании связи между образованием тепла в живом организме и потреблением пищи. По возвращении из плавания в 1841 г. он написал статью „О количественном и качественном определении сил“, в которой изложил положения, близкие по смыслу к закону сохранения энергии, и направил ее в журнал “Annalen der Physik”. Однако она была забракована физиками и не увидела свет. До известной степени та же история повторилась и с работой 1845 г. „Органическое движение в его связи с обменом веществ“, в которой содержалась уже четкая формулировка закона.

Термин „энергия“, впервые появившийся в 1785 г. в знаменитой энциклопедии д'Аламбера и достаточно полно для того времени определенный Т. Юнгом в 1808 г. в его “Lectures on natural philosophy”, еще не получил широкого распространения в сороковые годы прошлого столетия, и Майер писал о превращающихся друг в друга в равных количественных соотношениях качественно различных форм „сил“. Этот закон Майер распространил и на процессы, протекающие в живых организмах. Он особенно настойчиво подчеркивал, что единственной „силой“, обеспечивающей существование жизни на Земле во всем ее многообразии, следует считать „силу“, получаемую в виде света от Солнца и единственным ее аккумулятором необходимо признать растения[1], тогда как в других организмах имеют место только превращения „сил“, но не их создание. В конечном итоге эта „сила“ позволяет человеку двигаться и мыслить [18]. Солнечная энергия, принадлежащая прошлым геологическим эпохам, утверждал Майер, заключена в потенциальной форме в каменном угле, и человек, сжигая каменный уголь, вновь использует эту ископаемую энергию Солнца [20].

Столь необычные для того времени представления и травля в связи с оспариванием приоритета в открытии закона сохранения энергии оказались для Майера трагическими. Он предпринял

---

[1] О попытках изучения в начале XVIII в. проблемы аккумуляции солнечных лучей зелеными растениями сейчас мы можем лишь догадываться по знаменитому памфлету английского писателя Дж. Свифта. Первый ученый, которого посетил Гулливер в Великой Академии в Лагадо и который в течение восьми лет разрабатывал проект обратного извлечения солнечных лучей, аккумулированных в огурце, по-видимому, имел реального прототипа.

попытку самоубийства и был помещен в клинику для душевнобольных, где в течение почти десяти лет его лечили от „сумасшедших идей“. А спустя полвека, в 1903 г. в Лондоне К. А. Тимирязев в Крунианской лекции „О космической роли растений“, восторженно встреченной как сенсация, говорил: „Зерно хлорофилла — тот фокус, та точка в мировом пространстве, в которой живая сила солнечного луча, превращаясь в химическое напряжение, слагается, накапливается для того, чтобы впоследствии исподволь освобождаться в таких разнообразных проявлениях движения, которые нам представляют организмы как растительные, так и животные. Таким образом, зерно хлорофилла — исходная точка всякого органического движения, всего того, что мы разумеем под словом жизнь“ [27, с. 442].

К идеям, высказанным Майером и ставшим с тех пор само собою разумеющимися, неоднократно возвращался В. И. Вернадский, анализируя особенности энергетики биосферы. В „Очерках геохимии“ он писал: „Мы теперь должны обобщить идею Р. Майера. Солнечная энергия, через посредство живого вещества, пребывает в потенциальном состоянии не только в каменном угле, происходящем прямо из земных растений, но и во всех вадозных минералах углерода, в углекислом кальции и в других биогенных минералах, в большинстве вадозных минералов и, думаю, в известной мере во всех“ [8, с. 203].

Весьма примечательно, что именно исследования обмена веществ и теплообмена в мышцах привели Гельмгольца независимо от Майера к мысли о законе превращения и сохранения энергии в неорганическом и органическом мире. Глубокий термодинамический анализ процессов, происходящих в живой природе мы находим в его знаменитой работе 1847 г. „О сохранении силы“, в которой впервые было дано математическое обоснование закона сохранения энергии, проанализирована возможность применения его ко многим физическим явлениям и обоснована всеобщность этого закона. Гельмгольц убедительно показал, в частности, что процессы, происходящие в живой природе, также подчиняются закону сохранения энергии. И эта работа, как и первые работы Майера, не была принята к печати в физическом журнале, однако она получила широкую поддержку со стороны биологов, в числе которых были Э. Дюбуа-Реймон и Э. Брюкке. Позднее справедливость закона сохранения энергии в живых организмах была убедительно подтверждена немецким физиологом Р. Гейденгайном и строго доказана в экспериментах его соотечественника М. Рубнера, определившего количественные показатели процессов обмена веществ в живом организме и сформулировавшего закон изодинамии пищевых веществ.

Закон сохранения энергии в применении к термодинамическим процессам носит название первого начала термодинамики. Согласно ему, изменение энергии биосферы вследствие внешних воздействий численно равно и противоположно по знаку алгебраической сумме изменений энергии всех внешних полей, взаимо-

действующих с биосферой. Следует отметить, что содержание закона сохранения энергии существенно углублено в теории относительности, устанавливающей неразрывную связь между массой и энергией.

В связи с этим нельзя не упомянуть общий закон сохранения, названный С. И. Вавиловым [7] законом Ломоносова: „Все перемены, в Натуре случающиеся, такого суть состояния, что сколько чего у одного тепла отнимется, столько присовокупится к другому. Так, ежели где убудет материи, то умножится в другом месте... Сей всеобщий естественный закон простирается и в самые правила движения: ибо тело, движущее своею силой другое, столь же оные у себя теряет, сколько сообщит другому...“ [1].

Значение и особенность начала, провозглашенного Ломоносовым, как справедливо указывал С. И. Вавилов, состояли не только в том, что этим началом постулировались законы сохранения материи, движения и силы в отдельности. Некоторые из этих истин угадывались передовыми умами еще в глубокой древности [2]. В отличие от своих предшественников Ломоносов говорил о любых случающихся в Натуре переменах, постулировал их общее сохранение, и только в качестве отдельных примеров он назвал сохранение материи, сохранение силы, сохранение времени.

Поглощение внешней энергии системами неорганической природы обычно приводит их в состояние, характеризующееся меньшей степенью упорядоченности, что является следствием атомно-молекулярной природы вещества и хаотического, беспорядочного теплового движения частиц. Такие процессы происходят самопроизвольно и их называют естественными или необратимыми. Универсальный характер таких явлений отражается вторым началом термодинамики, определяющим направленность естественных процессов и налагающим ограничения на возможные направления энергетических превращений в макроскопических системах. Его простейшая формулировка гласит, что теплота не может сама по себе перейти от более холодного тела к более теплому. Эта формулировка принадлежит Клаузиусу и датирована 1850 г. К тому времени достаточно прочно была забыта аналогичная мысль, высказанная столетием ранее М. В. Ломоносовым в докладе Петербургской академии наук „Физические размышления о причинах теплоты и холода“ [17].

В 1851 г. У. Томсон, в последующем удостоенный за научные заслуги титула Лорда Кельвина, высказал этот же принцип в несколько иной форме: невозможно построить периодически действующую машину, вся деятельность которой сводилась бы к поднятию некоторого груза (совершению механической работы) и

---

[1] Фрагмент из письма М. В. Ломоносова Л. Эйлеру цитирован по [7].

[2] Вспомним хотя бы идеи Демокрита о сохранении силы и материи и высказывания автора первого философского сочинения на греческом языке «О природе» Анаксимандра, предвосхитившие, до известной степени, упомянутые идеи Демокрита (подробнее см. [19]).

соответствующему охлаждению теплового резервуара. Введя понятие рассеяния энергии, знаменитый потомок ирландских фермеров предложил еще одну формулировку второго начала, согласно которой теплота нагретых тел рассеивается в мировом пространстве и не может существовать процессов, в результате которых она может снова сосредоточиться и начать вновь активно функционировать. Таким образом, второе начало термодинамики дает необходимый и достаточный критерий, чтобы решать, обратим ли некоторый процесс, совершаемый в природе. М. Планк [23] именно в этом видел основное значение второго начала.

Второе начало термодинамики указывает на принципиальное различие двух форм передачи энергии — теплоты и работы. Тогда как упорядоченное движение может переходить в неупорядоченное без каких-либо компенсирущих процессов, переход неупорядоченного движения в упорядоченное, или, образно говоря, переход теплоты в работу, всегда должен сопровождаться каким-либо компенсирующим процессом.

Анализируя геоэнергетику биосферы, А. Е. Ферсман полагал, что в ее основе лежит „постоянное задержание и накопление химической и лучистой энергии, замедленное превращение полезной энергии в теплоту, препятствующее рассеянию последней в мировом пространстве“ [44, с. 505].

В отличие от систем неорганической природы, биосфера как планетарная биологическая система обладает способностью использовать внешнюю энергию для поддержания собственной структурной организации. Способность создавать и поддерживать характерную для нее сложную структуру организации путем извлечения из окружающей среды и преобразования энергии является фундаментальным свойством биосферы. Однако биосфера не свободна от общих законов термодинамики и в этом отношении не представляет какого бы то ни было исключения. Биосфера создает и поддерживает присущую ей упорядоченность за счет своей внешней среды, степень упорядоченности которой в результате этого уменьшается. При определенных температурных условиях (в относительно узком диапазоне температур) биосфера захватывает из окружающей среды световую энергию, подвергает ее каскаду преобразований и возвращает в окружающую среду эквивалентное количество тепловой энергии, что приводит к уменьшению степени упорядоченности среды — к повышению энтропии (S).

Понятие энтропии (однозначной функции состояния термодинамической системы) было введено в 1865 г. Клаузиусом. „Я специально так подобрал слово *энтропия*,— писал он,— чтобы оно было созвучно со словом „энергия“, так как эти две величины настолько сходны по своему физическому значению, что созвучие их названий кажется мне полезным“, [52, с. 19].

Появление понятия энтропии вызвало оживление дискуссии, чему в немалой степени способствовала знаменитая фраза, завершавшая исследование Клаузиуса: „Энтропия Вселенной всегда

возрастает". Понятие энтропии сразу привлекло к себе внимание многих ученых, и не только специалистов в области термодинамики, но и тех, чьи интересы распространялись на далекие, казалось бы, от термодинамики области знания. Среди последних оказались и биологи. По-видимому, трудно назвать другую физическую величину, которой придавалось бы столько не всегда оправданных значений, как энтропии. Пример этому был подан никем иным, как самим Клаузиусом, который видел в законе возрастания энтропии свойство, присущее всей Вселенной, взятой в целом. Обратимые адиабатические процессы идут при постоянной энтропии и называются изэнтропическими. Неравновесные процессы в изолированной системе сопровождаются ростом энтропии, они приближают систему к состоянию равновесия, в котором энтропия максимальна. В отличие от таких физических величин, как давление или температура, энтропия не поддается непосредственному восприятию.

Спустя четверть столетия после определения второго начала термодинамики как закона невозможности вечного двигателя второго рода и закона рассеяния энергии, предложенных автором самой пессимистической гипотезы за всю историю науки — гипотезы „тепловой смерти" Вселенной, появились работы Л. Больцмана, содержавшие статическое обоснование второго начала термодинамики. Больцман ввел функцию, характеризующую состояние замкнутой макроскопической системы, так называемую H-функцию, и доказал теорему (H-теорема), по которой эта функция не может возрастать с течением времени. Он связал энтропию S с термодинамической вероятностью W, отождествив H-функцию с энтропией $S = R \ln W$, где R — постоянная Больцмана. Это соотношение, выгравированное на памятнике Больцману в Вене, явилось основой статистической физики.

Макроскопическое состояние системы определяется термодинамическими параметрами системы. Одно и то же макроскопическое состояние может быть реализовано определенным числом комплексий. Комплексия обозначает некоторое распределение, где каждая различимая молекула имеет определенную кинетическую энергию. Все комплексии гипотетически равновероятны. Из двух заданных состояний системы то, которое может быть реализовано с помощью бóльшего числа комплексий, имеет бóльшую вероятность.

Число комплексий, позволяющих реализовать данное макросостояние, называется статистическим весом макросостояния, или термодинамической вероятностью. В отличие от математической вероятности, представляющей собой числовую характеристику степени возможности появления какого-либо определенного события в тех или иных определенных, могущих повторяться неограниченное число раз условиях и имеющей всегда значение правильной дроби, термодинамическая вероятность выражается целым, обычно очень большим числом. В результате самопроизвольного процесса термодинамическая вероятность состояния системы

растет. Именно с этой точки зрения и была дана формулировка второго начала термодинамики: природные процессы стремятся перевести термодинамическую систему из состояний менее вероятных в состояние более вероятные, т. е. привести систему в равновесное состояние, для которого значение термодинамической вероятности и энтропии максимальны.

Различия между термодинамической и математической вероятностями послужили основанием для критики формулы Больцмана со стороны ряда физиков уже в новейшее время. При этом указывается, что классическая статистическая механика использует „искательное" выражение вероятности — вероятности, редуцированной до числа благоприятных случаев. Указывается также, что классическая статистическая механика знает только независимую вероятность, поскольку пренебрегает конечностью размеров молекул, обусловливающей зависимость вероятности идеального газа. Здесь мы не можем подробно остановиться на анализе подобной критики статистической механики, так как он потребовал бы рассмотрения вопросов далеко выходящих за пределы рассматриваемой в этой статье проблемы. Однако отметим, что даже в случае принятия перечисленных возражений в качестве бесспорных следует признать правильными результаты, к которым пришли создатели классической статистической механики, ибо „опущение знаменателя вероятности количественно компенсировало забвение зависимости" [46].

На значение второго начала термодинамики для интерпретации биологических процессов указал, по-видимому, одним из первых, Больцман в яркой речи, произнесенной в Вене в 1886 г. на заседании Академии наук. Он говорил: „Всеобщая борьба за существование — это не борьба за пространство, которое повсюду находятся в избытке в воздухе, воде и земле; то также не есть борьба за вещество: химические элементы органического вещества находятся в избытке в воздухе, воде и земле; то также не есть борьба за энергию — она, к сожалению, в непревратимой форме, в форме теплоты, щедро рассеяна во всех телах; это борьба за энтропию, становящуюся доступной при переходе энергии от пылающего солнца к холодной земле" (цит. по [27], с. 442). Идеи Больцмана, как некогда и идеи Майера, подвергались резкой критике. Противники Больцмана вели с ними ожесточенную борьбу. Подавленный и больной, он покончил жизнь самоубийством. Поистине есть что-то трагически общее в судьбах этих двух пионеров термодинамического анализа явлений жизни. Несмотря на это, можно сказать, что биологической термодинамике повезло: эстафета термодинамического анализа явлений живой природы передавалась от одного блистательного ума к другому. Следующим в этом замечательном ряду был создатель волновой механики Шрёдингер. Он ввел понятие „отрицательной энтропии", которая служит как бы „питанием" для всех биологических систем. В книге, одинаково глубоко взволновавшей как биологов, так и физиков, Шрёдингер указывал, что живые организмы постоянно и неотвратимо увеличивают свою энтропию и тем самым

приближаются к критическому состоянию максимальной энтропии, которая представляет собой смерть. Единственный способ не допускать этого состояния заключается в постоянном извлечении из окружающей среды отрицательной энтропии. „Отрицательная энтропия — вот то, чем организм питается,— писал Шрёдингер.— Или, чтобы выразить это менее парадоксально, существенно в метаболизме то, что организму удается освобождать себя от всей той энтропии, которую он вынужден производить, пока он жив“. И далее: „...Для растений собственным мощным источником „отрицательной энтропии“ служит, конечно, солнечный свет“ [48, с. 106].

На протяжении 60 лет, отделяющих книгу Шрёдингера от цитированной выше речи Больцмана, было достаточно много попыток термодинамического анализа процессов, протекающих в живой природе. Мы не имеем здесь возможности подробно останавливаться на них. Упомянем лишь Ауэрбаха [3, 49] и Гирта [55], которые наряду с понятием „энтропия“ широко оперировали прямо противоположным ему понятием „эктропия“. Последнее они связывали с особенностями термодинамики живой природы. В наше время эти работы представляют лишь исторический интерес, но в начале столетия они глубоко волновали биологов. Книга Ауэрбаха „Царица мира и ее тень. Энергия и энтропия“ в русском переводе Гильома [2] выдержала шесть изданий с 1905 по 1913 г., а в 1919 г. была издана в переводе А. П. Афанасьева [4].

Известный английский астрофизик Джинс в книге „Вселенная вокруг нас“, рассматривая вопрос связи жизни и Вселенной в свете второго начала термодинамики, пришел к представлениям о жизни как результате болезни“, которой начинает страдать материя „на старости лет“, когда она теряет высокую температуру и способность к генерации того высокочастотного излучения, которым более молодая материя могла бы сразу уничтожить жизнь“ [14, с. 19]. Этой точки зрения противостоит концепция, развитая В. И. Вернадским. Согласно этой концепции, жизнь не является пассивным и случайным явлением, возникшим в остывших частях Вселенной. Жизнь возникает в относительно холодных областях Космоса, однако пронизанных интенсивным излучением горячих тел Вселенной. „Энергия, придающая биосфере ее обычный облик, имеет космическое происхождение,— писал В. И. Вернадский.— Она исходит от Солнца в форме лучистой энергии. Но именно живые организмы, совокупность жизни, превращают эту космическую энергию в земную, химическую и создают бесконечное разнообразие нашего мира“ [9, с. 97]. По Вернадскому, именно присутствие живого вещества в биосфере придает своеобразный облик энергетическим процессам на поверхности Земли.

Определение абсолютного значения энтропии вещества только на основании первого и второго начал термодинамики невозможно, поскольку основное уравнение для определения энтропии является дифференциальным и, следовательно, в выражение эн-

тропии входит постоянная интегрирования. Открытие третьего начала термодинамики сделало возможным определение абсолютного значения энтропии системы в произвольном равновесном состоянии. На основании обобщения экспериментальных исследований свойств различных веществ при сверхнизких температурах Нернст установил, что в любом изотермическом процессе, проведенном при абсолютном нуле температуры, изменение энтропии системы равно нулю независимо от изменения любых других параметров состояния. Иначе говоря, при абсолютном нуле температуры изотермический процесс является также и изоэнтропийным.

Значение теоремы Нернста возросло после того, как она была дополнена Планком. В теореме Нернста оставался открытым вопрос о входящей в определение энтропии аддитивной постоянной. Планк фиксировал значение этой постоянной, предположив, что при абсолютном нуле температуры энтропия системы равна нулю. Развитая Планком теорема Нернста явилась третьим началом термодинамики. Наряду с теоретическим значением третье начало термодинамики приобрело колоссальное практическое значение в области исследований физико-химических превращений.

Таковы общие начала термодинамики, коим в полной мере подчиняется и планетарная биологическая система, важнейшей термодинамической характеристикой которой является способность создавать и поддерживать чрезвычайно высокий уровень внутренней упорядоченности, создавать и поддерживать состояние с низкой энтропией. Однако попытки на основании этой особенности живого постулировать законы типа „четвертого начала термодинамики“ в настоящее время оказываются по меньшей мере неудачными. Примером тому могут служить представления, последовательно развиваемые К. С. Тринчером [28, 30, 32—35, 37—40, 42].

Согласно этому автору, основная функция живой системы представляет собой своеобразный, характерный только для живой материи рабочий процесс, который в корне противоречит второму началу термодинамики. Вместо второго начала термодинамики К. С. Тринчер сформулировал четыре уравнения, выражающие, по его мнению, основные закономерности биологической термодинамики — термодинамическую теорему биологической эволюции и закон биологической адаптации, термодинамическое уравнение обмена веществ и закон накопления информации. „Закон биологической адаптации“, например, гласит: существует логарифмическая зависимость между упорядоченной, термодинамически неравновесной структурой живой системы, которая определяется функцией $S_{\text{нег}}(t)$ и информационным содержанием $J(t)$, которое приобретается организмом в течение адаптационного периода t [31].

Развивая указанные представления, Тринчер [29] приходил к выводу, что мир живой материи и мир неживой материи в таком виде, как они известны в настоящее время, имеют примерно одинаковый возраст: в то время, когда Вселенная вступила в фазу

расширения, из некой проматерии (A) возникли примерно в одно и то же время две материальные сущности — живая (B) и неживая (C),— и каждая из них развивается по своим физическим законам.

Книга Тринчера [36, 61, 62] за короткий срок выдержала ряд изданий как у нас, так и за рубежом. Сходные представления с настойчивостью, заслуживающей лучшего применения, уже неоднократно высказывались в прошлом. Некоторые из них содержатся, например, в книге Эльзассера [59]. Мы не могли здесь не остановиться на этих представлениях именно из-за их настойчивой повторяемости и в современных научных публикациях [51, 58, 65] и их известной популярности (цитируются в обобщающих сводках и учебной литературе [22]), хотя многие из них ошибочны и подвергнуты в свое время хорошо аргументированной критике [4, 5, 11—13, 15, 21, 26].

При выводе термодинамического уравнения биологической эволюции некорректно была использована для открытых систем формула Больцмана, связующая энтропию с термодинамической вероятностью состояния, тогда как она неприменима к открытым системам. При выводе закона биологической адаптации, призванного заменить для живых систем второе начало термодинамики, была введена лишенная физического смысла величина $A_{мин}$ — минимальная внутренняя (антифлуктационная) работа живой системы, якобы обеспечивающая ее термодинамическую устойчивость при температуре жизнедеятельности организма, и т. п.

Кроме деградации энергии всеобщее значение имеет явление деградации организационной структуры матриальных систем. Суть этого явления, по определению Г. Ф. Хильми, заключается в следующем: если уровень организации индивидуальной, отдельно взятой системы, превосходит организационный уровень среды, то происходящие в системе превращения энергии постепенно разрушают структуру системы и в конце концов наступает распад системы: „индивидуальная система, работающая в хаотической среде или в среде с уровнем организации более низким, чем уровень самой системы, обречена: постепенно теряя свою структуру, система через некоторое время растворится в окружающей более хаотической среде“ [45, с. 272]. С этих позиций Хильми рассматривает смерть организма как неизбежное следствие его жизнедеятельности, поскольку потери организма, обусловленные разрушением его структуры внешне хаотической средой, в отличие от потерь, детерминированных деградацией энергии, невозместимы из внешней среды, откуда можно извлечь только необходимые компоненты для создания новых структурных образований. Однако, если „для индивидуального, отдельно взятого организма преодоление организационной деградации представляет собой неустранимое препятствие“ [45], то биосферой это „препятствие“ успешно преодолевается на всем протяжении ее непрерывного существования, от момента возникновения до ее нынешнего состояния.

В окружающем нас мире повсеместно происходит возникновение систем с организационным уровнем, превышающим организационный уровень среды (формирование кристаллов, образование сложных молекул и т. п.) и общее явление выравнивания их организационного уровня. Н. А. Умов [43] отмечал, что эволюция живой материи в общих чертах увеличивает количество и повышает качество стройности в природе.

Закон термодинамической эволюции, применимый только к изолированным системам, неприменим к биосфере, неравновесно открытой системе, которая постоянно извлекает из внешней среды свободную энергию и как бы откачивает из себя во внешнюю среду неупорядоченность. Благодаря этому биосфера в целом и все элементы различных структурных уровней ее организации характеризуются состояниями, которые с точки зрения классической термодинамики не являются вероятными. Это дало повод Сент-Дьердьи определить различие между физикой и биологией как различие между науками о вероятном и „невероятном". В книге „Введение в субмолекулярную биологию" он писал: „Между физикой и биологией есть существенное различие. Физика — это наука о вероятностях. Если какой-либо процесс 999 раз происходит одним путем и только 1 раз другим, то физик, не колеблясь, скажет, что первый путь и есть истинный. Биология — это наука о невероятном, и я думаю, что в принципе для организма существенны только статистически невероятные реакции. Если бы метаболизм осуществлялся в результате ряда вероятных и термодинамически спонтанных реакций, то мы сгорели бы...". И далее: „Реакции контролируются тем, что они статистически невероятны и могут происходить только благодаря специфическим механизмам, способным обеспечить их регулирование. Таким образом, в живом организме становятся возможными реакции, которые кажутся физику невозможными или, во всяком случае, невероятными" [25, с. 31]. Подобные высказывания показывают важность правильной интерпретации статистических закономерностей, имеющих место в биосфере [1].

Внимание многих исследователей и интерпретаторов особенно привлекают оценки вероятности возникновения жизни в результате случайной комбинации молекул. Характерным примером таких оценок могут служить расчеты, выполненные Кастлером. Он получил диапазон величин от 10^{14} до 10^{46}, характеризующих общее число случаев, которые могли бы привести к возникновению жизни [16].

Сужение такого большого интервала, превосходящего 30 порядков, не вызывает затруднений, однако, как будет видно из последующих рассуждений, даже такая величина интервала не имеет принципиального значения. Действительно, если явно завышенная оценка числа случаев, при которых органические молекулы могли бы соединиться и образовать элементарную живую биологическую структуру, равна 10^{46}, то явно заниженная оценка объема существенной информации в простейшем живом организме

(рассматриваемым как упорядоченная система тех же „строительных блоков“) составляет 1000 бит, что соответствует вероятности равной 10^{-301}. Отсюда вероятность возникновения элементарной живой биологической структуры в результате случайного наступления какого-либо одного из этих 10^{46} событий приблизительно равна 10^{-255}. Предположение о том, что живая биологическая структура могла бы возникнуть вследствие случайного соединения молекул, Кастлер отвергает, поскольку полагает, что из вышеприведенных расчетов „вытекает фактическая невозможность появления жизни в результате случайного соединения молекул“ [16, с. 38].

Г. Лившиц [59] рассчитал изменения энтропии, происходящие при превращении простых предшественников в органические молекулы, слагающие бактерию. Переведя энтропию в вероятность, а вероятность — в эквивалентное число двоичных выборов, Лившиц получил значение объема информации, равное 10^{13} бит. Объем информации, равный 10^{13} бит, соответствует 10^{13} последовательно произведенных двоичных выборов или одному выбору из $2^{10^{13}}$ возможностей. Вероятность сделать такой выбор случайно равна $10^{-3 \cdot 10^{12}}$. Величины сходного порядка были получены также Х. Равеном [24] и Г. Моровицем [60]. Последний произвел оценку объема информации, руководствуясь структурными соображениями, принимая, что информация, необходимая для нормальной биологической активности клетки, должна полностью определяться ее структурой. Подсчет вероятности образования биологически „осмысленной“ молекулы ДНК в результате случайной комбинации нуклеотидов, выполненный Л. А. Блюменфельдом, привел к величине 10^{-800}. Ги [56] подсчитал, что для реализации возможности случайного возникновения белковой молекулы потребовалось бы время примерно в 10^{243} млрд. лет и объем сферы с радиусом 10^{82} световых лет, что абсолютно несоизмеримо со Вселенной Эйнштейна. Опираясь на эти расчеты, Леконт дю Нюи [57] утверждает, что в настоящее время невозможно объяснить появление жизни, исходя из чистого случая, т. е. на основе современной науки.

Оставляя в стороне исходные посылки вышеприведенных расчетов, подчеркнем лишь, что даже чрезвычайно маловероятное событие может произойти однажды, но в этом случае единственная известная нам планетарная экологическая система должна рассматриваться как абсолютно уникальное явление. Поэтому более привлекательными представляются поиски таких механизмов, которые не опирались бы на чрезвычайно маловероятные события.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. Иерархичность организации биосферы. — В кн.: Методологические аспекты исследования биосферы. М.: Наука, 1975, с. 159—169.

2. Ауэрбах Ф. Царица мира и ее тень/Перевод Ш. Э. Гильома. - Одесса, 1905. — 55 с.

3. Ауэрбах Ф. Эктропизм или физическая теория жизни. — СПб: 1911. — 114 с.
4. Ауэрбах Ф. Царица Мира и ее тень. Энергия и энтропия/Перевод А. П. Афанасьева. — Петербург, 1919. — 76 с.
5. Беркинблит М. Б. О применимости теоремы Пригожина к процессу эмбриогенеза и к эволюции. — Биофизика, 1965, т. 10, вып. 6, с. 1103—1105.
6. Быховский А. И. Еще к вопросу о применимости теоремы Пригожина в биологии (о повышенном термогенезе на начальных стадиях развития живых организмов). — Биофизика, 1965, т. 10, вып. 6, с. 1105—1108.
7. Вавилов С. И. Закон Ломоносова. — Правда, 1949, 5 января.
8. Вернадский В. И. Избранные сочинения. Т. 1. — М.: АН СССР, 1964. — 696 с.
9. Вернадский В. И. Избранные сочинения. Т. 5. — М.: АН СССР, 1960. — 422 с.
10. Винер Н. Кибернетика или управление и связь в животном и машине. — М.: Советское радио, 1968. — 326 с.
11. Волькенштейн М. В. Четвертое начало термодинамики и биология. О книге К. С. Тренчера «Биология и информация» (Элементы биологической термодинамики). — Цитология, 1966, т. 8, № 3, с. 449—451.
12. Волькенштейн М. В., Сырников Ю. П. Еще раз об «Элементах биологической термодинамики». — Биофизика, 1966, т. 9, вып. 2, с. 379—380.
13. Гурфинкель В. С., Достова И. В., Шаталов А. Т. Математическое моделирование жизненных процессов. — Вопросы философии, 1966, № 11, с. 148—150.
14. Джинс Дж. Вселенная вокруг нас. — М.: Гостехиздат, 1932. — 401 с.
15. Зотин А. Я. Изменение скорости продукции энтропии во время эмбрионального развития и роста. — Биофизика, 1966, т. 11, вып. 3, с. 554—557.
16. Кастлер Г. Жизнь не может быть случайностью. — В кн.: Населенный космос. М.: Наука, 1972, с. 34—39.
17. Ломоносов М. В. Избранные произведения. — М. — Л., 1965, с. 579.
18. Майер Р. Закон сохранения и превращения энергии. — М.: Государственное технико-теоретическое изд-во, 1933. — 310 с.
19. Маковельский А. Досократики. — Казань, 1914, ч. 1. — 211 с.
20. Максимов А. А. Роберт Майер и закон сохранения и превращения энергии.— М. — Л.: Государственное технико-теоретическое изд-во. 1933, с. 9—57.
21. Николаев А. Я. Термодинамики живых систем. — Биофизика, 1966, т. 11, вып. 3, с. 551—553.
22. Основы общей биологии/Э. Понтер, Л. Кемпфе, Э. Либберт, Х. Мюллер, Х. Пенцлин. — М.: Мир, 1982. — 437 с.
23. Планк М. Термодинамика. — М. — Л.: Госиздат, 1925. — 310 с.
24. Равен Х. Овогенез. Накопление морфогенетической информации. — М.: Мир, 1964. — 306 с.
25. Сент-Дьердьи А. Введение в субмолекулярную биологию. — М.: Наука, 1964. — 139 с.
26. Сырников Ю. П. О применимости второго начал термодинамики к живой материи. — Биофизика, 1965, т. 10, вып. 6, с. 1102—1103.
27. Тимирязев К. А. Сочинения. Т. 1. — М., 1937. — 499 с.
28. Тринчер К. С. К вопросу о применимости теоремы Пригожина в биологии. — Биофизика, 1961, т. 4, с. 750.
29. Тринчер К. С. Существование и эволюция живых систем и второй закон термодинамики. — Вопросы философии, 1962, № 6, с. 154.
30. Тринчер К. С. Термодинамическая теорема биологической эволюции. — Биофизика, 1962, т. 6, с. 747.
31. Тренчер К. С. Закон биологической адаптации. — ДАН СССР, 1963, т. 149, № 3, с. 717.
32. Тренчер К. С. К термодинамике биологических процессов. — Журн. физ. химии, 1963, т. 37, № 5, с. 1043.
33. Тринчер К. С. Об отрицательной энтропии внутриклеточной воды в эритроците. — Биофизика, 1964, т. 9, вып. 5, с. 633.

34. Тринчер К. С. О границе применимости физики неживого в биологии. — В кн.: О сущности жизни. М.: Наука, 1964, с. 156—167.

35. Тринчер К. С. О моделировании функций живых систем. — В кн.: Кибернетика, мышление, жизнь. М.: Мысль, 1964, с. 206—220.

36. Тринчер К. С. Биология и информация. Элементы биологической термодинамики. 2-е изд. — М.: Наука, 1965. — 119 с.

37. Тринчер К. С. Можно ли искусственно создать живое? — Вопросы философии, 1965, № 9, с. 124.

38. Тринчер К. С. По поводу ст. Ю. П. Сырникова «О применимости второго начала термодинамики к живой материи». — Биофизика, 1965, т. 11, с. 1109.

39. Тринчер К. С. По поводу рецензии и дискуссионных статей касающихся и элементов биологической термодинамики. — Биофизика, 1966, т. 2, вып. 6, с. 1098.

40. Тринчер К. С. По поводу ст. М. В. Волькенштейна «Четвертое начало термодинамики и биология». О книге К. С. Тринчера «Биология и информация». — Цитология, 1967, т. 9, № 4, с. 470.

41. Тринчер К. С. Биологическая термодинамика. — М.: АН СССР, 1968. — 39 с.

42. Тринчер К. С. По поводу обзора «Математическое моделирование жизненных процессов». — Вопросы философии, 1968, № 1, с. 174.

43. Умов Н. А. Физико-механическая модель живой материи. — СПб., 1902. — 12 с.

44. Ферсман А. Е. Избранные труды. Т. 4. — М.: АН СССР, 1958. — 588 с.

45. Хильми Г. Ф. Основы физики биосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1966. — 300 с.

46. Шамбадаль П. Развитие и приложение понятия энтропии. — М.: Наука, 1967. — 278 с.

47. Шидловски М. Атмосфера архея и эволюция кислородного запаса Земли. — В кн.: Ранняя история Земли. М.: Мир, 1980, с. 523—534.

48. Шредингер Э. Что такое жизнь с точки зрения физики? — М.: Госиздат, 1947. — 128 с.

49. Auerbach F. Die welthherrin und ihr Schatten. — Jena, 1902. — 56 S.

50. Brillouin L. Vie, matiere et observation. — Paris, 1959.

51. Caballero C. Bioesfera y elevacion de temperatura — Barcelona. 1990.

52. Clausius R. Theorie mecanique de la chaleur. — Paris, 1950.

53. Dancoff S. M., Quastler H. The information contact and error rate of living things. — In: Essays on the Univ. of Illinois Press, Urbana, 1953.

54. Elsasser W. M. The physical foundation of biology. — London, Pergamon press, 1958, № 9.

55. Girt G. Die entropie der Keimsystem. — Munchen. 1909.

56. Guy Ch. E. L'evolution physico-chemique; Les frontieres de la physique et de la biologie. — Paris, 1946.

57. Lecomte du Noiiy. L'homme et sa destinee. — Paris, 1947.

58. Leviticus A. Biologjsch warmteller. — Groningen-Djacarte, 1991.

59. Linschits H. The informational content of a bacterial cell. — In: Essays on the Use of Information Theoryn in Biology. Univ. of Illinois, Urbana, 1953.

60. Morovitz H. J. Some disorder-order considaration in living systems.— The Bulletin of Mathematical Biophysics, 1955, v. 17, N 1.

61. Trincher K. S. Biology and information. Elements of biological thermodynamics. — New York, 1965.

62. Trincher K. S. Biologye und information. Eine Diskussion uber Probleme der biologishen Thermodynamik. — Leipzig, 1967.

63. Wehrle Ph. L'univers aleatoire. — Paris. 1956.

64. Wharton J. F. The Saturday review of literature, New York, 1946, № 6.

65. Zingarelli A. Clima. Aumento di temperature. — Verona, 1991.

ON THE PECULIARITIES OF BIOSPHERE THERMODYNAMICS

V. A. Abakumov

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The author considers the historical formation of the biosphere thermodynamics concepts. He gives a critical analysis of the concepts of a contradiction between the thermodynamic principle of biological system existence and the second principle of thermodynamics.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ МОДИФИКАЦИИ ПЕРИФИТОНА В РАЗНОТИПНЫХ ВОДОТОКАХ ЧЕХОСЛОВАКИИ

В. А. Абакумов

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

В. Н. Тальских

Главгидромет Узбекистана

Материалом для настоящего сообщения послужили сборы перифитона во время экспедиционного гидробиологического обследования водотоков Чехословакии, проведенного с 18 по 25 сентября 1990 г. в рамках двустороннего научно-технического сотрудничества с целью апробации гидробиологических методов, принятых в системе гидрометслужбы СНГ.

На территории Словакии обследованы разнотипные фоновые горные водотоки Деменовского ущелья в Низких Татрах; различные по высотному положению, мощности и уровню трофности ручьи, горные потоки и речки. На территории Чехии в пределах Чешско-Моравской возвышенности были обследованы ручьи на территории станции фонового мониторинга Кошетице и различные по мощности и уровню загрязнения реки антропогенной зоны в бассейне р. Желивки, а также р. Бероунки (левый крупный приток р. Влтавы), берущей начало в горных массивах Шумавы и Чешского леса. Для удобства и краткости названия водных объектов и станций отбора проб закодированы: буквы обозначают сокращенное название водного объекта, цифры — номер станции на нем.

Отбор и анализ проб перифитона проводили по общепринятой в системе гидрометслужбы методике [3]. В качестве интегральных проб перифитона использовались соскобы и смывы с камней и выжимки из дерновин водяного мха. Обилие организмов оценивали в баллах с помощью частоты встречаемости *h*.

Сапробность рассчитывали с помощью индекса сапробности (ИС) Пантле и Букка в модификации Сладечека [7].

Структуру биоценозов перифитона оценивали по биотическому перифитонному индексу (БПИ), разработанному на материале среднеазиатских рек с горным типом питания [4]. Значения БПИ изменяются от 9—10 баллов в очень чистых олиготрофных „фоновых“ водотоках до 7—8 баллов в водотоках с повышенной природной трофностью и до 1—2 баллов в очень грязных водотоках антропогенной зоны.

На основании этих формальных показателей, а также данных о видовом составе доминантных комплексов организмов и изменений таксономической структуры сообществ делалось заключение о качестве воды и изменениях экологического состояния обследованных водотоков на различных участках (станциях).

В качестве интегрального критерия для каждой из станций наряду с классами качества воды приводятся сокращенные закодированные инвариантные состояния перифитонных сообществ, которые, согласно концепции экологических модификаций [1], отражают основные направления изменения природных биоценозов как в естественных условиях, так и под влиянием антропогенного пресса.

Фоновое экологическое состояние обозначено нами как АБ(Ф). Оно характеризуется состоянием метаболического (А) и экологического (Б) прогресса, а также специфичным видовым составом организмов перифитона, отражающим характерное для данного региона фоновое (Ф) ненарушенное состояние генофонда с преобладанием стенобионтных североальпийских и горных форм водорослей или форм, характерных для контрольных незагрязненных станций водосборного бассейна определенного ландшафтного комплекса.

Удовлетворительное экологическое состояние обозначено как АБ. В этом случае биоценозы перифитона находятся в состоянии антропогенного возбуждения; умеренное антропогенное загрязнение стимулирует обильное развитие водной биоты, различных типов обрастаний и сопровождается заметным изменением их генофонда за счет более обильного и разнообразного развития эврибионтных видов организмов с широкой экологической валентностью.

Переходное (неустойчивое) экологическое состояние обозначено нами как АБ—Аб. Его можно интерпретировать как состояние экологического напряжения с элементами экологического регресса (б).

Неудовлетворительное экологическое состояние мы обозначили как Аб — состояние метаболического прогресса и экологического регресса биоценозов перифитона, при котором существенно изменяется характер метаболизма сообщества (заметно активизируются гетеротрофные процессы), выпадают крупные таксоны и массовые виды, характерные для контрольных станций. Индикаторы чистых вод практически не встречаются, ярко выражена деградация исходного генофонда.

Фоновые водотоки бассейна р. Деменовки

Бассейн р. Деменовки находится в одноименном горном ущелье на северных склонах Низких Татр. Господствующие высоты в районе отбора проб: г. Хопок — 2024 м и г. Сина — 1560 м над уровнем моря.

Пробы перифитона были отобраны в четырех водотоках на семи станциях (рис. 1), приуроченных к различным высотным поясам и типам ландшафта в диапазоне высотных отметок 1800—1000 м.

Станция ОТ-1 расположена в истоках р. Отупянки в субальпийском поясе у вершины горы Хопок. Исток реки представляет

собой высокогорный ультраолиготрофный ручей шириной 1,0—1,5 м и глубиной 0,05—0,20 м с прозрачной и холодной (4 °С) водой без цвета и запаха, с чистым каменисто-галечниковым дном и отдельными скоплениями крупнозернистого песка. Русло ручья мозаично заросло дерновинами водяного мха (20—60 % площади проективного покрытия). Обрастания визуально развиты умеренно. В выжимках из мха и соскобов с камней обнаружено 15 видов водорослей, относящихся к 9 родам.

Характерными типами обростов являются тонкие плотные корочки черного цвета (20—30 % поверхности камней), образованные горными криофильными видами сине-зеленых водорослей из рода *Chamaesiphon: Ch. polonicus* (Rostaf.) Hansg. *Ch. regularis* F. F. Fritsch. emend Geitl., *Ch. incrustans* Grun., бурые слизистые и студенистые налеты (30—50 % поверхности камней), образованные криофильной золотистой водорослью *Celloniella palensis* Pasch. и североальпийскими видами диатомовых водорослей, в которых доминируют *Diatoma hiemale* var. *mesodon* (Ehr.) Grun., *Cymbella hebridica* (Greg.) Grun., *SynedraVaucheria* var. *capitellata* Grun. Формальные индексы (ИС — 0,58; БПИ — 10 баллов) указывают на высокое качество воды, соответствующее I классу — очень чистые воды.

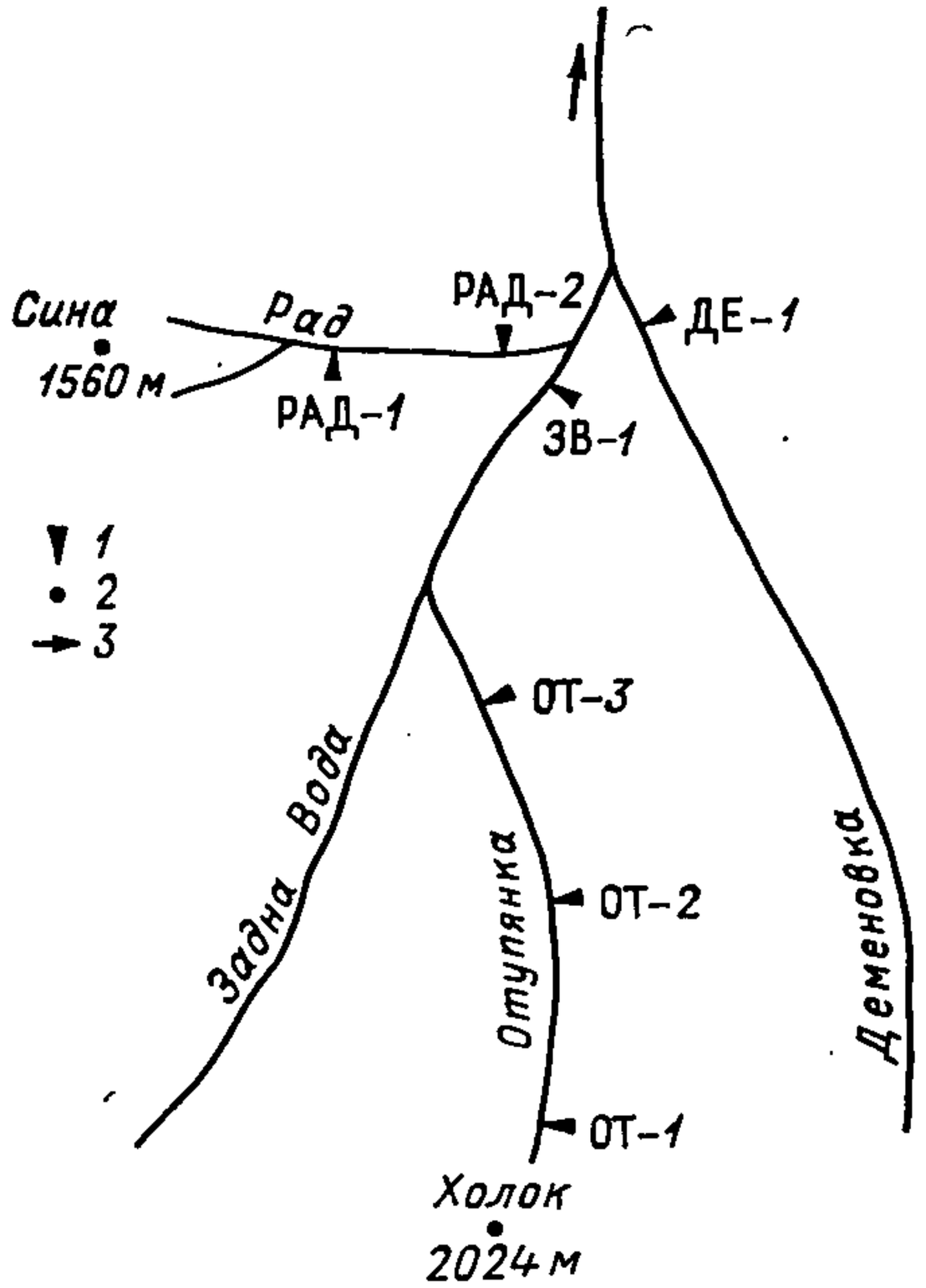


Рис. 1. Схема станций отбора проб перифитона в бассейне р. Деменовки.

1 — станция отбора проб, *2* — высота над уровнем моря, *3* — направление течения.

Станция ОТ-2 расположена приблизительно на расстоянии 2 км ниже по течению от станции ОТ-1 в верхней границе пояса хвойного леса. На этом участке р. Отупянка представляет собой олиготрофный горный ручей шириной 2—3 м и глубиной 0,1—0,3 м с прозрачной холодной (4,1 °С) водой и протекает в густом ельнике. Дерновины водяного мха местами образуют сплошной покров или мозаично покрывают 70—80 % дна. Визуально обрастания развиты слабо, что, очевидно, объясняется сильной затененностью русла. В смывах с камней и выжимках из мха обнаружено 46 видов водорослей из 19 родов. Здесь, как и на предыдущей станции, заметно развиваются черные корочки сине-зеле-

ных водорослей рода *Chamaesiphon*, а также *Pleurocapsa minor* Hansg. emend. Geitl., покрывающие в совокупности до 30 % поверхности подводных камней. Кроме упомянутых для верхней станции характерных видов диатомовых водорослей заметно развиваются североальпийские и криофильные ксено-, ксено-олиго-, олигосапробные виды: *Diatoma hiemale* (Lyngb.) Heib., *Ceratoneis arcus* (Ehr.) Kütz., *C. arcus* var. *linearis* Holmboe, *Eunotia monodon* Ehr., *Gomphonema longiceps* var. *montanum* (Schum.) Cl., *Achnanthes lanceolata* (Breb.) Grun., горные широкораспространенные олиго-, олиго-бетамезосапробные виды *Achnanthes minutissima* Kütz., *A. minutissima* var. *cryptocephala* Grun., *A. affinis* Grun. *Fragilaria capucina* var. *lanceolata* Grun., *Cymbella turgida* (Greg.) Cl., *C. ventricosa* Kütz. В составе доминантов и субдоминантов в выжимках из мха обнаружены такие широкораспространенные бетамезосапробные диатомеи, как *Navicula pupula* var. *elliptica* Hust., *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehr.) Cl.

Значения индексов (ИС — 0,97 и БПИ — 10 баллов) указывают на высокое качество воды, соответствующее I классу.

Станция ОТ-3 расположена ниже лыжной трассы около автомобильного шоссе в густом ельнике. В верхнем участке р. Отупянка принимает несколько небольших притоков (ручьев), становится более многоводной и на участке расположения станции ОТ-3 представляет собой стремительный горный поток шириной около 2 м и глубиной 0,2—0,4 м с большим уклоном русла, чередующимися каменистыми перекатами, водопадиками и заводями. В заводях наносы крупнозернистого песка и местами скопления растительного детрита. Дерновины водяного мха покрывают 30—50 % площади русла. Визуальное развитие обрастаний, как и в случае со станцией ОТ-2, слабое. Температура воды — 5,3 °С. В смывах с камней и выжимках из мха обнаружено в общей сложности 67 видов водорослей из 26 родов. Общими с верхними станциями доминантными и субдоминантными видами являются *Diatoma hiemale* var. *mesodon, C. arcus, C. arcus* var. *linearis, S. Vaucheriae* var. *capitellata, E. monodon, A. minutissima* var. *cryptocephala, A. lanceolata, C. turgida, C. hebridica, G. longiceps* var. *montanum*. Столь характерные для верхнего течения черные корочки обрастаний, образованные сине-зелеными водорослями из рода *Chamaesiphon*, здесь не встречаются. Они замещаются широкораспространенными бетамезосапробными нитчатыми сине-зелеными водорослями из родов *Phormidium* и *Lyngbya* — *Ph. ambiguum* Gom., *Ph. favosum* (Bory) Gom., *L. kuetzingii* Schmidle. В составе доминантов и субдоминантов появляются бореальная ксеносапробная водоросль *Fragilaria virescens* Ralfs, пресноводный редкий вид *Synedra utermoehlii* Hust., пресноводно-солоноватоводная водоросль *Navicula salinarum* var. *intermedia* Grun.

Как видно, состав характерных видов перифитона на станции ОТ-3 заметно отличается от вышерасположенных станций ОТ-1 и ОТ-2, что указывает на произошедшие изменения в биотопе нижнего течения р. Отупянки, связанные, скорее, с изменением

общей ландшафтной обстановки на прилегающей к руслу территории и некоторым повышением уровня трофности реки.

Значение ИС — 1,08, возросло почти в два раза по сравнению со значением на станции ОТ-1, значение БПИ понизилось до 9 баллов, но в целом они указывают на высокое качество воды, соответствующее I классу.

В пункте ЗВ-1 р. Задна Вода представляет собой олиготрофный многоводный горный поток, протекающий в зоне смешанного леса по каменисто-галечниковому руслу шириной 5—6 м и глубиной на участках с ламинарным течением и в заводях до 0,3—0,6 м. На каменистых перекатах развиваются дерновины водяного мха (10 % проективного покрытия), в заводях выходы мелкого щебня и крупнозернистый песок. Вода прозрачная, ее температура несколько выше, чем на предыдущих станциях (7,0 °С). Визуально обрастания развиты хорошо. В них обнаружено 60 видов водорослей из 23 родов. В доминантный и субдоминантный комплексы входят североальпийские, горные криофильные, а также широкораспространенные диатомовые водоросли, характерные для вышеописанных станций: *D. hiemale, D. hiemale* var. *mesodon*, *C. arcus*, *C. arcus* var. *amphioxys*, *C. arcus* var. *linearis, S. Utermoehlii, S. Vaucheriae, E. robusta, E. monodon,* виды и разновидности рода *Achnanthes, C. turgida, C. ventricosa.* В заметном количестве обнаружены также горные и широкораспространенные виды диатомей, многие из которых тяготеют к водоемам с повышенной трофностью и не характерны для предыдущих станций: *Fragilaria intermedia* Grun., *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr., *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehr.) Cl., *C. placentula* var. *intermedia* (Herib. et Pereg.) Cl., *Frustulia vulgaris* Thw., *Navicula avenacea* Breb., *Gomphonema intricatum* var. *pumilum* Grun., *G. ventricosum* Greg., *Nitzschia dissipata.* В эту экологическую группировку входят также красная водоросль *Chantransia hermannii* (Roth.) Desv., зеленая нитчатая водоросль *Rhizoclonium hieroglyphicum* (Ag) Kütz, сине-зеленые нитчатые водоросли *Oscillatoria sancta* (Kütz) Gom.· *Ph. favosum.*

Значения формальных индексов (ИС — 1,18 и БПИ — 8—9 баллов) позволяют отнести воды ко II классу — чистые воды.

Река Деменовка является основным собирающим водотоком водосборного бассейна в Деменовском ущелье. В пункте ДЕ-1 она представляет собой стремительную полноводную горную речку шириной 7—8 м, глубиной 0,3—0,6 м с преобладанием ламинарного характера течения. Характер ландшафта, визуальные характеристики водной массы, донных отложений идентичны р. Задна Вода в пункте ЗВ-1. Таксономический состав и структура перифитона также имеют большое сходство. Из таксономических отличий можно отметить более заметное развитие на станции ДЕ-1 бетамезосапробных и широкораспространенных видов родов *Synedra, Nitzschia* и среди них таких видов, как *S. ulna* var. *amphirhynchus* (Ehr.) Grun., *N. linearis* W. Sm. Для обеих станций характерно присутствие в перифитоне, но с невысоким обилием

горных сине-зеленых водорослей из рода *Chamaesiphon*, которые доминировали в перифитоне ультраолиготрофных станций ОТ-1, ОТ-2. Значения ИС — 1,22, БПИ — 8—9 баллов, качество воды соответствует II классу.

Своеобразный комплекс экологических условий сложился в обследованном нами мелководном ручье Рад, левом притоке р. Задна Вода. Ручей протекает в узком, густо заросшем смешанным лесом и кустарником, небольшом каньоне, имеющем крутой уклон и выходы на дневную поверхность горных известковых пород.

Пробы перифитона были отобраны на двух станциях — в верховьях ручья (РАД-1) у верхней границы смешанного леса (восточная экспозиция горы Сина) и в устье ручья (РАД-2) перед впадением в р. Задна Вода. Для русла ручья на всем обследованном участке характерно чередование каменистых перекатов, часто образующих небольшие водопадики, и мелководных заводей с отложениями мелкого щебня, песка, глины. На перекатах и в заводях просматриваются различные по мощности скопления листового опада и грубого растительного детрита. Вода в ручье прозрачная, холодная (7 °С), без цвета и запаха. Дерновины водяного мха на станции РАД-1 покрывают 50—70 % поверхности камней, на устьевой станции РАД-2 — 20—30 % поверхности камней. Некоторые дерновины мха (особенно в устьевом участке ручья) буро-коричневого цвета, который им придают обильно развивающиеся на веточках мха диатомовые водоросли.

В соскобах с камней и выжимках из мха на станции РАД-1 нами обнаружено 74 вида водорослей, относящихся к 29 родам, на станции РАД-2 — 52 вида из 26 родов. Таксономический состав перифитона обеих станций не имеет существенных различий между собой, но заметно отличается от перифитона других обследованных водотоков, особенно от перифитона высокогорных станций р. Отупянки. Общими характерными доминантами и субдоминантами для р. Рад и р. Отупянки являются сине-зеленые водоросли рода *Phormidium*, диатомовые водоросли *D. hiemale* var. *mesodon, Fr. virescens, E. robusta, E. monodon, A. minutissima. A. minutissima* var. *cryptocephala, A. affinis.* Наряду с вышеуказанными видами, как и в реках Задна Вода и Деменовка, встречаются *Fr. intermedia, S. ulna, S. ulna* var. *amphirhynchys, C. placentula* var. *euglypha, N. linearis.* Характерными только для ручья Рад видами являются горные и широкораспространенные виды сине-зеленых водорослей из родов *Schizothrix* (Kütz) Gom., *Plectonema* Thur, *Homoeothrix* (Thur) Kirchn (обычные обитатели ручьев, орошаемых скал и, особенно, озер), диатомовые водоросли *Synedra amphicephala* Kütz., *S. amphicephala* var. *austriaca* Grun., *Cocconeis pediculus* Ehr. *C. placentula* Ehr., *C. diminuta* Pant., *Diploneis ovalis* (Hilse) Cl., *Amphipleura pellucida* Kütz., *Navicula cryptocephala* var. *intermedia* Grun., *Cymbella microcephala* Grun., *C. delicatula* Kütz., *C. delicatula* var. *sibirica* Sheshukova, C. *sinuata* Greg., *C. helvetica, Denticula tenuis* var.

crassula (Näg) Hust., *Epithemia zebra* (Ehr.) Kütz., *E. Muelleri* Fricke, *Nitzschia fonticola* Grun., красная нитчатая водоросль *Batrachospermum moniliforme* Roth. Большинство указанных видов являются типичными литоральными озерными формами или обитателями мелководных эвтрофированных ручьев и заводей, предпочитающие заросли нитчатых водорослей, макрофитов, или участки со скоплениями растительного детрита.

В общей сложности в перифитоне водотоков бассейна р. Деменовки нами обнаружено 167 таксонов водорослей, включая виды, разновидности и формы, относящиеся к 5 типам и 48 родам. Из них на долю диатомовых водорослей приходится 130 таксонов, относящихся к 26 родам.

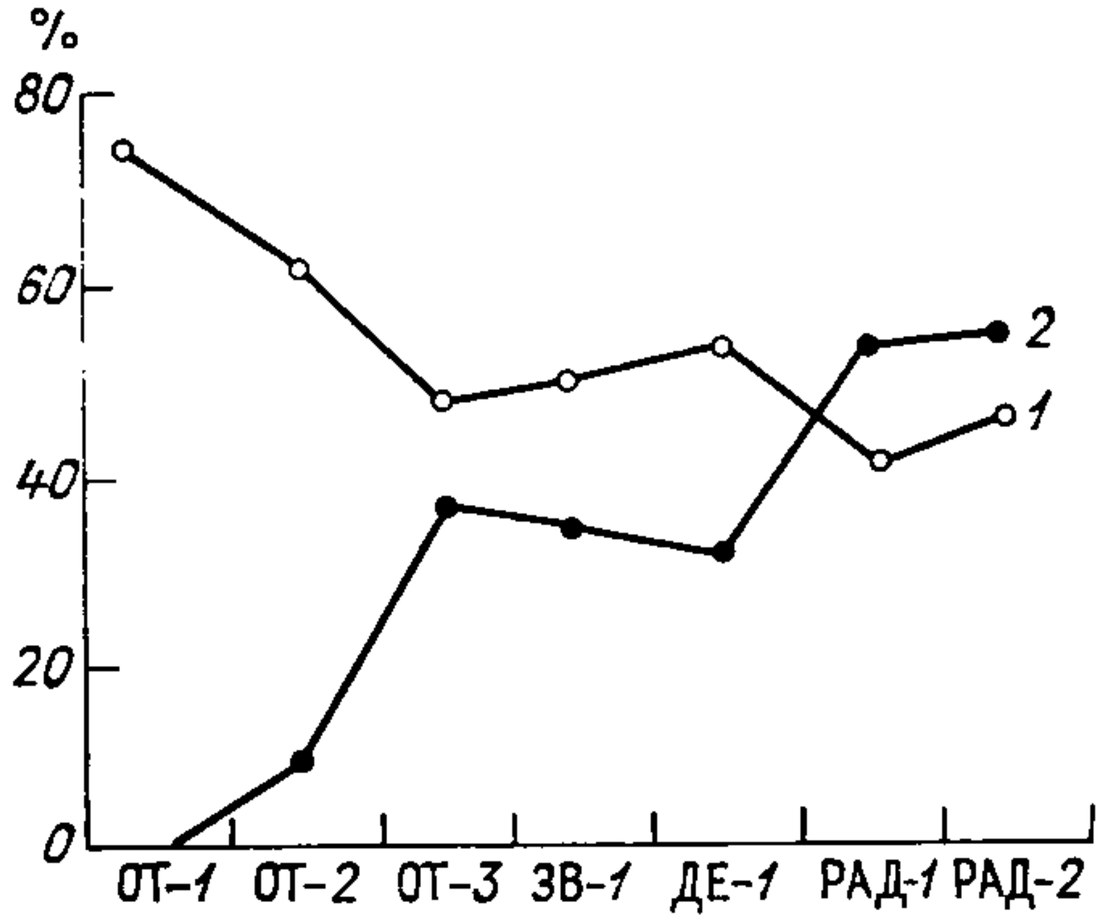


Рис. 2. Изменение относительного числа видов (% от общего числа обнаруженных) из разных эколого-географических групп водорослей перифитона на станциях отбора проб в бассейне р. Деменовки.

1 — североальпийские и горные виды, *2* — широкораспространенные виды, тяготеющие к водоемам с повышенной трофностью.

Установленные различия в составе доминантных и субдоминантных комплексов водорослей перифитона обследованных водотоков и станций подчиняются определенной закономерности, а именно: от пунктов ОТ-1 и ОТ-2 к пунктам ОТ-3, ЗВ-1, ДЕ-1 и далее к РАД-1 и РАД-2 из состава перифитона постепенно выпадают североальпийские криофильные ксено-, ксено-олигосапробные виды водорослей — типичные обитатели ультраолиготрофных и олиготрофных горных потоков. Одновременно среди доминантов и субдоминантов увеличивается разнообразие олиго-бета- и бета-альфамезосапробных и широкораспространенных литоральных форм, тяготеющих к водоемам с повышенной трофностью. Эта тенденция хорошо видна на рис. 2, на котором представлены графики изменения относительного числа видов из разных эколого-географических групп водорослей. Графики однозначно иллюстрируют снижение в указанном ряду станций роли северо-альпийских стенобионтных форм при одновременном возрастании роли широкораспространенных видов, которые в верхнем и устьевом участках ручья Рад занимают ведущее положение. Последнее указывает на самый высокий уровень трофности этого ручья по сравнению с другими обследованными водотоками. В р. Отупянка наиболее эвтрофирована станция ОТ-3, которая по этой характеристике даже превосходит нижерасположенные станции ЗВ-1, ДЕ-1.

Повышение уровня трофности сопровождается увеличением общих показателей обилия и разнообразия перифитонных сообществ и в целом, усложнением их экологической структуры (рис. 3). На этом рисунке помимо графиков изменения общего числа видов ($N_в$) и родов ($N_р$) представлена динамика изменения среднего геометрического от числа обнаруженных видов и их общего обилия в баллах ($\sqrt{N_в \sum h}$), которую мы использовали

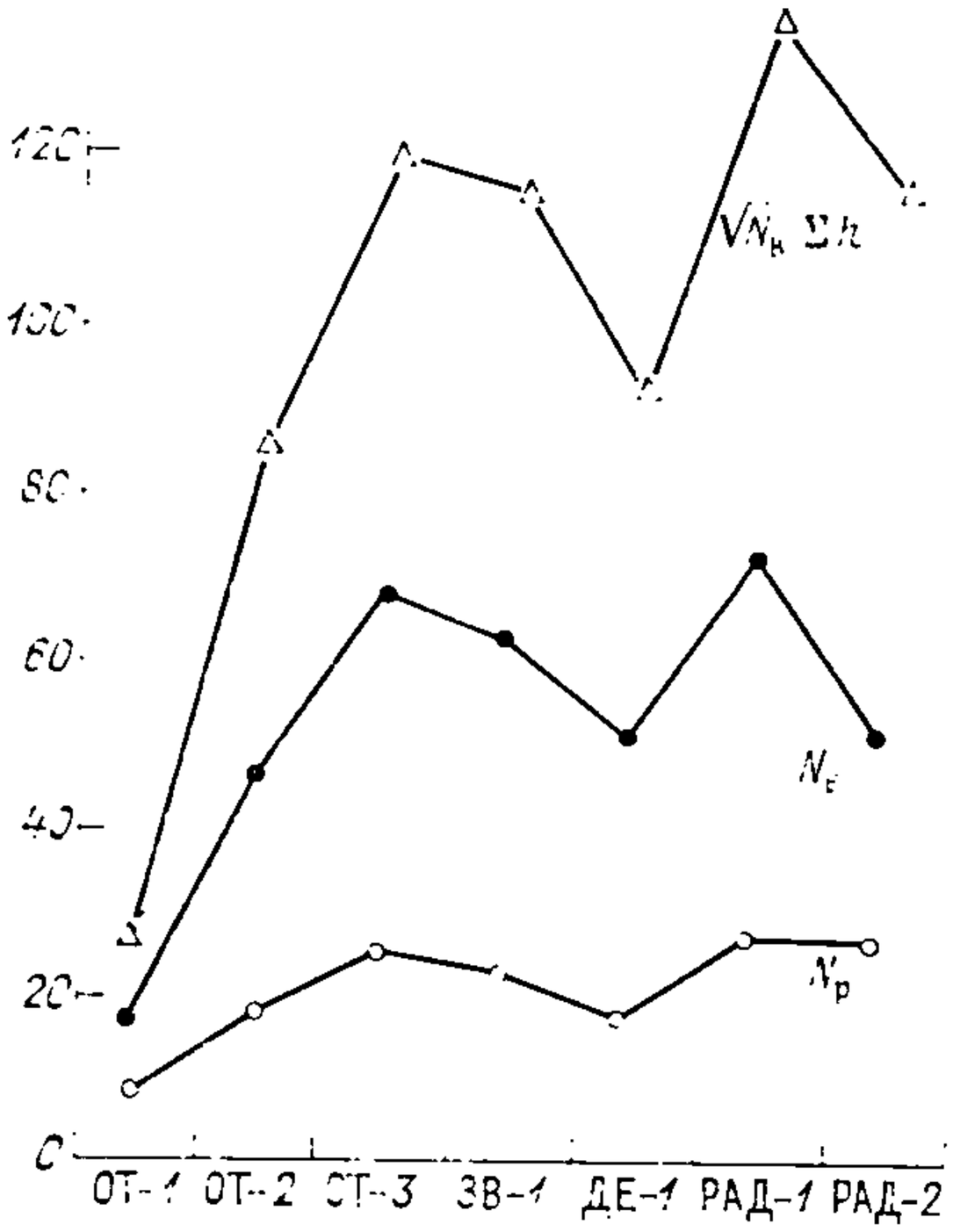


Рис. 3. Изменение биоценотической структуры перифитона на станциях отбора проб в бассейне р. Деменовки.

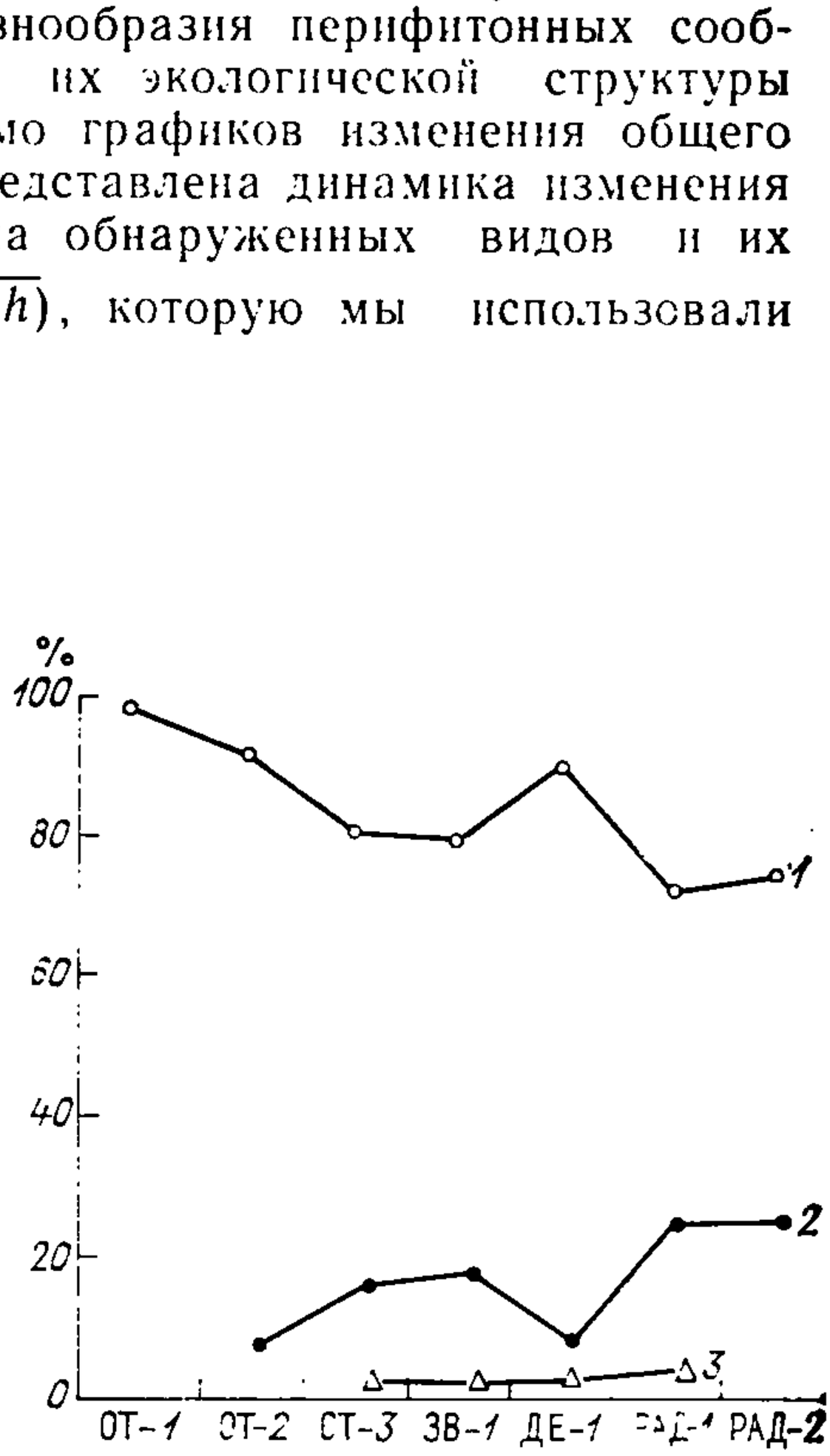


Рис. 4. Изменение относительного числа видов (%) пресноводных и галофильных диатомовых водорослей на станциях отбора проб в бассейне р. Деменовки.

1 — пресноводные виды, *2* — пресноводно-солоноватоводные виды, *3* — солоноватоводно-пресноводные виды.

в качестве интегральной характеристики, отражающей в известной мере „степень благоприятности" суммы жизненных условий для перифитонных сообществ и одновременно степень сложности их экологической структуры. Из рис. 3 следует, что наиболее благоприятные абиотические условия для развития перифитона сложились в ручье Рад, а наиболее неблагоприятные — в верховьях р. Отупянки, что объясняется природной пессимальностью высокогорных пресноводных экосистем.

Во всех обследованных пунктах по разнообразию и, как правило, по обилию преобладают диатомовые водоросли, что является характерной чертой всех горных водотоков [2, 5, 6]. Анализ экологической структуры этой доминирующей группы организмов

по отношению их к солености воды показывает, что в диатомовом комплексе доминируют пресноводные виды (рис. 4), относительное количество которых изменяется от 92—100 % в пунктах ОТ-1, ОТ-2 до 72—75 % в пунктах РАД-1, РАД-2. Это свидетельствует в целом о низкой минерализации водотоков в бассейне р. Деменовки. Несколько более высокие значения этого гидрохимического показателя (если судить по соотношению галофобных и галофильных форм диатомей) характерны для водотоков с более высоким уровнем трофности.

Подавляющее большинство обнаруженных видов диатомей являются алкалифильными формами. Ацидофильные виды встречались единично и с небольшим обилием. Это в основном диатомовые водоросли из родов *Anomoeoneis* и *Eunotia*, которые, как правило, достигают заметного развития в болотных гумифицированных и дистрофных водах или являются, как в нашем примере, ярко выраженными сфагнофилами (обитателями мхов).

Таким образом, водотоки бассейна р. Деменовки характеризуются высоким качеством воды, абсолютным доминированием в перифитонных сообществах североальпийских и горных форм диатомовых водорослей, таксономическая и эколого-географическая структура которых претерпевает определенные закономерные пространственные изменения, зависящие от особенностей ландшафтного положения, гидрологического типа и уровня трофности разных участков водотоков. Биоценозы перифитона в них находятся в состоянии метаболического и экологического прогресса на различных стадиях автотрофной сукцессии, а их таксономический состав свидетельствует о естественном ненарушенном состоянии генофонда и в целом о низкой антропогенной нагрузке на водные экосистемы обследованного водосборного бассейна. Инвариантное экологическое состояние биоценозов перифитона — АБ(Ф).

Водотоки станции фонового мониторинга Кошетице

Станция Кошетице находится в центральной части бассейна р. Желивки на территории Чешско-Моравской возвышенности. Охраняемая территория станции приурочена к бассейну Аненского ручья. Диапазон высот бассейна 464—633 м над ур. м. Этот водоток представляет собой небольшой мелководный родниковый ручеек длиной 415 м с крайне низким расходом воды (1—2 л/с). Исток и устье Аненского ручья находятся соответственно на высотных отметках 565 и 464 м над ур. м. (рис. 5). Станции отбора проб, приуроченные к этим участкам, обозначены нами как А-1 и А-2.

Аненский ручей впадает в Мартиницкий ручей, водосбор которого находится за пределами охраняемой территории и в некоторой степени подвержен прямому антропогенному воздействию. Пробы перифитона в Мартиницком ручье были отобраны на расстоянии 10 м выше устья Аненского ручья (станция М-1).

Во время отбора проб расход воды в Мартиницком ручье был более чем на порядок выше (в пределах 100—120 л/с) по сравнению с расходом воды в Аненском ручье.

Вода в обоих ручьях холодная (8,5—9,5 °С), прозрачная, бесцветная, без визуальных признаков загрязнения. На дне ручьев скопления растительного детрита. В перифитоне обследованных ручьев обнаружено в общей сложности 65 видов, разновидностей и форм водорослей, относящихся к 32 родам и 5 типам. Из них 46 таксонов составляют диатомовые водоросли, относящиеся к 21 роду.

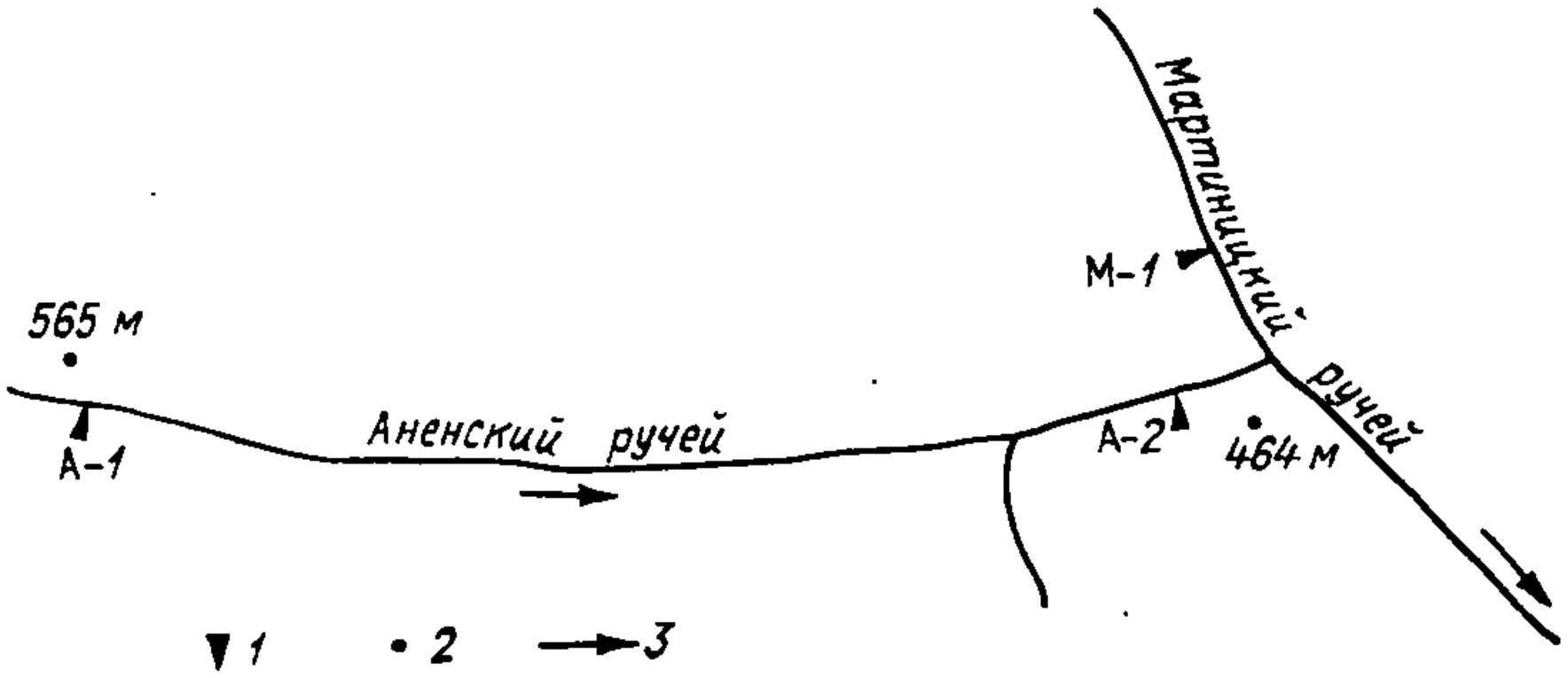


Рис. 5. Схема станций отбора проб перифитона в ручьях заповедника Кошетице.

1 — станции отбора проб, *2* — высота над уровнем моря, *3* — направление течения.

В распределении водорослей прослеживается определенная закономерность, связанная со своеобразием комплекса экологических условий на разных участках обследованных ручьев.

На станции А-1 нами определено 29 видов водорослей из 18 родов. Визуально обрастания развиты слабо. На бетонном сливе на границе вода—воздух обнаружены отдельные небольшие кустики альфамезосапробной зеленой нитчатки *Stigeoclonium tenue* Kütz. и бурые корочки бетамезосапробных сине-зеленых нитчатых водорослей из рода *Phormidium* — *Ph. ambiguum, Ph. autumnale*, Ph. *papillaterminatum* Kissel. В бурых слабых налетах, образованных диатомовыми водорослями, в состав доминантов и субдоминантов входят ксено-олигосапробные горные и бореальные диатомеи *Meridion circulare* Ag.,*Achnanthes lanceolata, Stauroneis smithii* Grun., олигосапроб *Achnanthes affinis,* олиго-бета-мезосапробный родниковый вид *Nitzschia linearis*, бета- и альфамезосапробные широкораспространенные диатомеи *Navicula avenacea, N. cryptocehpala* Kütz., *Gomphonema parvulum* (Kütz) Grun., *G. constrictum* Ehr., *Pinnularia viridis* var. *leptongyla* (Grun.) Cl., *Synedra ulna.* Таким образом, в доминантном и субдоминантном комплексе представлены как индикаторы чистых вод (стенобионтные виды), так и умеренно загрязненных и загрязненных вод (эврибионтные виды). Одновременное развитие в перифитоне контрастных по экологической валентности видов объясняется,

на наш взгляд, сочетанием ряда факторов, формирующих условия развития биоценозов перифитона на станции А-1. К первой группе факторов относятся высокое природное качество воды в ручье и ее низкая температура, которые благоприятны для развития горных и бореальных криофильных видов водорослей. К другой группе факторов следует отнести мелководность ручья и характер зарастания берегов, что определяет тесную зависимость экосистемы ручья от состояния прилегающей территории и развития прибрежной травянистой растительности, которой густо заросла вся береговая линия. В результате в ручей попадает в большом количестве аллохтонное органическое вещество. Последнее стимулирует образование на дне русла скоплений мелкодисперсного детрита и развитие в перифитоне широкораспространенных видов, тяготеющих к эвтрофным условиям. Формальные индексы (ИС — 1,7; БПИ — 7 баллов) позволяют отнести воды к переходным между II и III классом — чистые — умеренно загрязненные воды.

Устьевой участок Аненского ручья (А-2) находится в тенистом хвойном лесу. На берегах сравнительно мало травянистой и кустарниковой растительности, а на глинисто-песчаном дне встречаются выходы щебня и гальки и крупный растительный детрит из веток и коры еловых деревьев. Обрастания развиты крайне слабо и визуально не видны. В смывах со скользких на ощупь камней обнаружено всего 12 видов водорослей, относящихся к 8 родам. Были обнаружены как горные криофильные виды (*Pleurocapsa minor*, *Meridion circulare*, *M. circulare* var. *constrictum* (Ralfs.) V. H., *Achnanthes lanceolata, Cocconeis placentula* var. *intermedia),* так и широкораспространенные бета-, бета-альфамезосапробные виды, тяготеющие к эвтрофным водам (*Cocconeis placentula* var. *euglypta, Rhoicosphaenia curvata* (Kütz.) Grun., *Synedra ulna*)· т. е. прослеживается аналогичная со станцией А-1 зависимость набора экологически различных видов перифитона от сочетания водных и наземных факторов. В данном случае зависимость экосистемы ручья от поступления дополнительной аллохтонной энергии с прибрежных участков менее выражена, если сравнивать с ситуацией на станции А-1. Кроме того, немаловажным экологическим фактором, угнетающим развитие обрастаний в устье ручья, является сильная затененность русла хвойным лесом.

Рассчитанные значения ИС — 1,27 и БПИ — 7 баллов указывают на качество воды этой станции, соответствующее II классу — чистые воды.

В Мартиницком ручье хорошо выражены галечниковые перекаты и мелководные плесы. Русло по берегам заросло кустарником и смешанным лесом. На дне встречаются отдельные небольшие дерновинки водяного мха. В смывах с камней и выжимках из мха обнаружено 45 видов водорослей, относящихся к 27 родам. Визуально перифитон развит слабо. Хорошо были заметны лишь небольшие буро-фиолетовые кустики олигосапробной красной нитчатой водоросли *Batrachospermum moniliforme* — типичного

обитателя холодных чистых вод с повышенным уровнем трофности. Диатомовый комплекс так же, как и в Аненском ручье, представлен экологически разнообразными водорослями с преобладанием широкораспространенных и эврибионтных форм. Наиболее характерными видами диатомей на станции М-1 были *Melosira varians* Ag., *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Fragilaria construens* (Ehr.) Grun., *Fr. construent* var. *venter* (ehr.) Grun., *Fr. intermedia, Synedra ulna, Cocconeis placentula* var. *euglypta, Achnanthes lanceolata, Rhoicosphaenia curvata, Navicula cryptocephala, N. rhynchocephala, N. avenacea, N. gracilis, Nitzschia linearis, N. palea* (Kütz.) W. Sm., *Surirella tenera* var. *nevrosa* A. S. Из сине-зеленых водорослей обнаружены прикрепленные формы *Pleurocapsa minor· Phormidium papullaterminatum* и планктонные формы *Merismopedia tenuissima* Lemn. и *Anabaena* sp. Характерными обитателями обрастаний здесь были различные виды зеленых протококковых и эвгленовых водорослей из родов *Ankistrodesmus, Scenedesmus, Trachelomanas,* которые на станциях А-1, А-2 не обнаружены. Представители этих групп водорослей являются типичными обитателями эвтрофных вод. Значения формальных индексов (ИС — 1,75; БПИ — 6—7 баллов) позволяют отнести воды к III классу — умеренно загрязненные воды.

Мелководность обследованных ручьев определяет повышенную чувствительность и зависимость их экологического состояния не только от общей ландшафтной обстановки на водосборе, но и в еще большей степени — от микроусловий, сложившихся в прибрежной береговой зоне. Наиболее высокое качество воды характерно для Аненского ручья и особенно для его олиготрофного устьевого участка. Исток ручья из-за крайне низкого расхода воды находится под большим влиянием прибрежной травянистой растительности, которая активно поставляет аллохтонное органическое вещество и стимулирует процесс эвтрофикации.

Расход воды в Мартиницком ручье многократно превышает расход Аненского ручья, поэтому снижение качества воды в нем до III класса не может быть объяснено только за счет естественной эвтрофикации, уровень которой заметно выше, чем в фоновом Аненском ручье, а имеет, очевидно, в основном антропогенное происхождение.

Различия в уровне трофности и качестве воды между обследованными станциями, которые в целом характеризуются хорошим экологическим состоянием, хорошо улавливаются при анализе эколого-географической и таксономической структуры биоценозов перифитона, а также при сравнении показателей $N_в$, $N_р$, $\sqrt{N_в \sum h}$, уже использованных нами для сравнительной оценки „сложности“ экологической структуры перифитонных сообществ фоновых водотоков бассейна р. Деменовки (рис. 6). На рис. 6*а* хорошо заметны различия в относительном развитии горных и бореальных видов, с одной стороны, и широкораспространенных видов, тяготеющих к эвтрофным условиям,— с другой. Первые преобладают на станции А-2, вторые — на станциях А-1, М-1.

В олиготрофном устьевом участке Аненского ручья (А-2) обрастания развиты крайне слабо и имеют наиболее простую эколого-биоценотическую структуру (рис. 6 *б*).

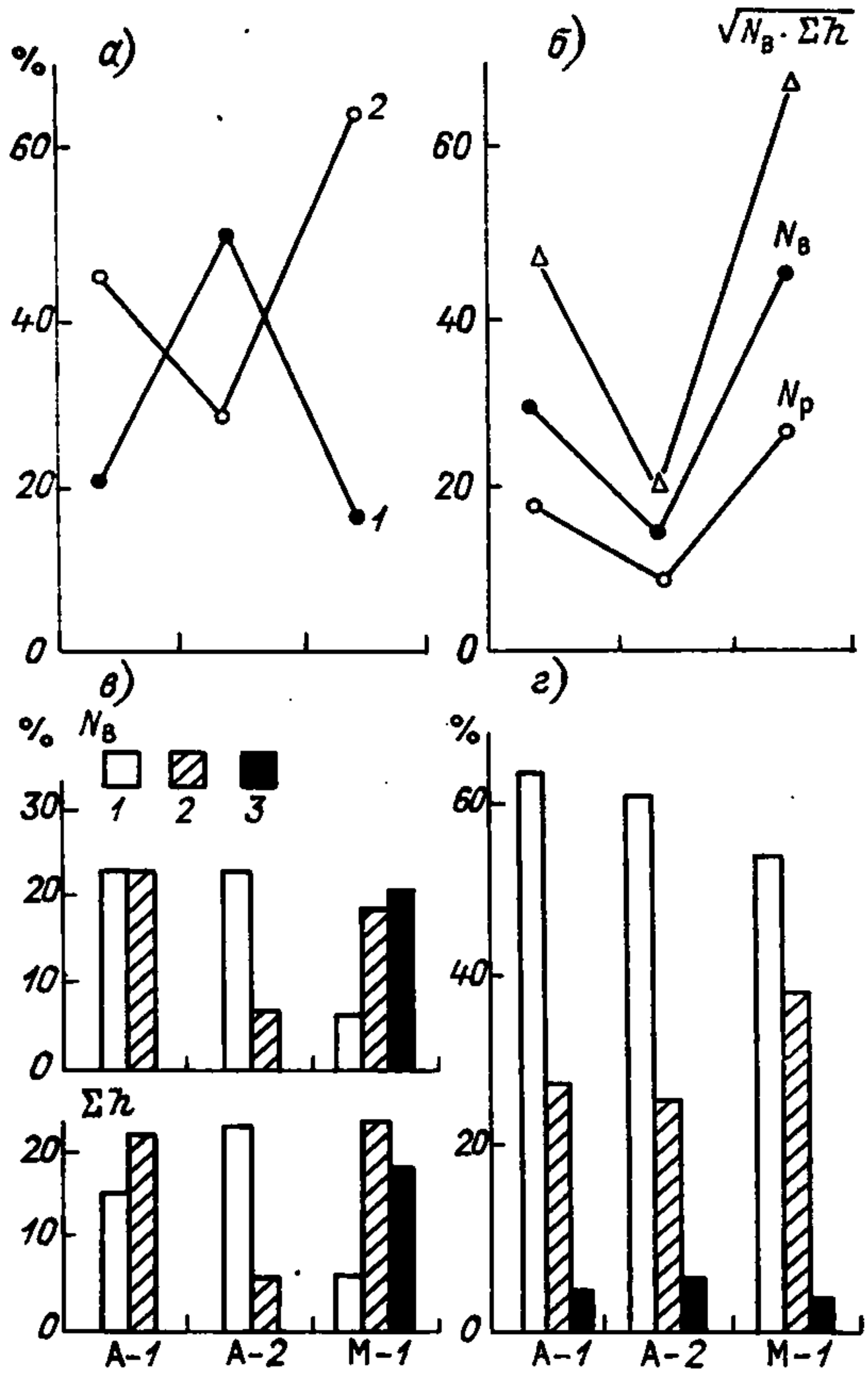


Рис. 6. Изменение эколого-географической (*а*), биоценотической (*б*) и таксономической (*в*, *г*) структуры перифитона на станциях отбора проб в ручьях заповедника Кошетице.

а) *1* — горные и бореальные виды, *2* — широкораспространенные эврибионтные виды; *б*) $N_в$ — общее число обнаруженных видов, $N_р$ — общее число родов, $\sqrt{N_в \Sigma h}$ — показатель биоценотической структуры перифитона; *в*) *1* — рода *Achnanthes*, *Cymbella*; *2* — рода *Navicula*, *Nitzschia*; *3* — протококковые и эвгленовые водоросли; *г*) *1* — пресноводные виды, *2* — пресноводно-солоноватоводные виды, *3* — солоноватоводно-пресноводные виды.

Сравнительный анализ таксономической структуры (рис. 6 *в*) показывает более высокое качественное и количественное относительное развитие в перифитоне устьевого участка Аненского

ручья (А-2) диатомовых водорослей из родов *Achnanthes, Cymbella* по сравнению с родами *Navicula* и *Nitzschia*, что является отличительными характерными признаками большинства фоновых водотоков с низким уровнем трофности. Изменение соотношения в пользу „группы“ *Navicula—Nitzschia* и тем более „группы“ протококковых—эвгленовых водорослей может указывать на естественное или антропогенное эвтрофирование водных экосистем. На станции А-1 относительное развитие первых двух „групп“ диатомовых водорослей выравнивается. На станции М-1 это соотношение заметно сдвигается в пользу второй и третьей индикаторных „групп“ водорослей.

На фоне общего доминирования диатомовых водорослей среди последних на всех обследованных станциях заметно преобладают типично пресноводные виды (рис. 6*г*), что свидетельствует о низком содержании в воде ручьев растворенных солей. Практически все обнаруженные в перифитоне диатомеи являются ярко выраженными алкалифилами. Ацидофильные виды обнаружены единично в Мартиницком ручье в дерновинках мха. Это виды из родов *Tabellaria* и *Eunotia*, которые одновременно являются типичными сфагнофилами.

Таким образом, для обоих ручьев в целом характерно слабое развитие обрастаний, которые находятся в состоянии метаболического и экологического прогресса на начальной стадии автотрофной сукцессии. Природная пессимальность ручьев в отношении перифитонных сообществ объясняется комплексом сложившихся в них экологических факторов, к которым в первую очередь следует отнести холодноводность ручьев, низкое содержание растворенных солей, затененность русел и отсутствие достаточного количества подходящих субстратов. Поскольку выраженные признаки антропогенного воздействия отсутствуют, экологическое состояние Аненского ручья можно предварительно оценить как фоновое для данного ландшафтного комплекса — АБ(Ф). Экологическое состояние Мартиницкого ручья фоновым назвать нельзя, поскольку установленные при анализе таксономической структуры перифитона изменения в генофонде имеют, скорее всего, антропогенную природу, и, следовательно, биоценоз находится в состоянии антропогенного возбуждения — АБ.

Водотоки бассейна р. Желивки (антропогенная зона)

Бассейн р. Желивки является основным источником питьевого водоснабжения Праги. Территория водосбора приурочена к Чешско-Моравской возвышенности с господствующей высотой 836 м над ур. м. и представляет собой холмистый рельеф с массивами хвойного и, реже, смешанного леса. Были обследованы четыре водотока на шести станциях (рис. 7). Река Гейловка обследована в районе г. Чаковице — напротив мельницы (станция ГЕ-1). На р. Бела станция БЕ-1 расположена в центре жилого массива г. Пелгримов. На р. Трнавке были выбраны две станции. Верхняя

станция ТР-1 расположена на расстоянии в 50 м ниже сбросов фабрики бумажных фильтров. В нескольких километрах ниже по течению в районе г. Желив сооружено небольшое водохранилище. Станция ТР-2 расположена на расстоянии приблизительно 500 м ниже плотины этого водохранилища перед слиянием

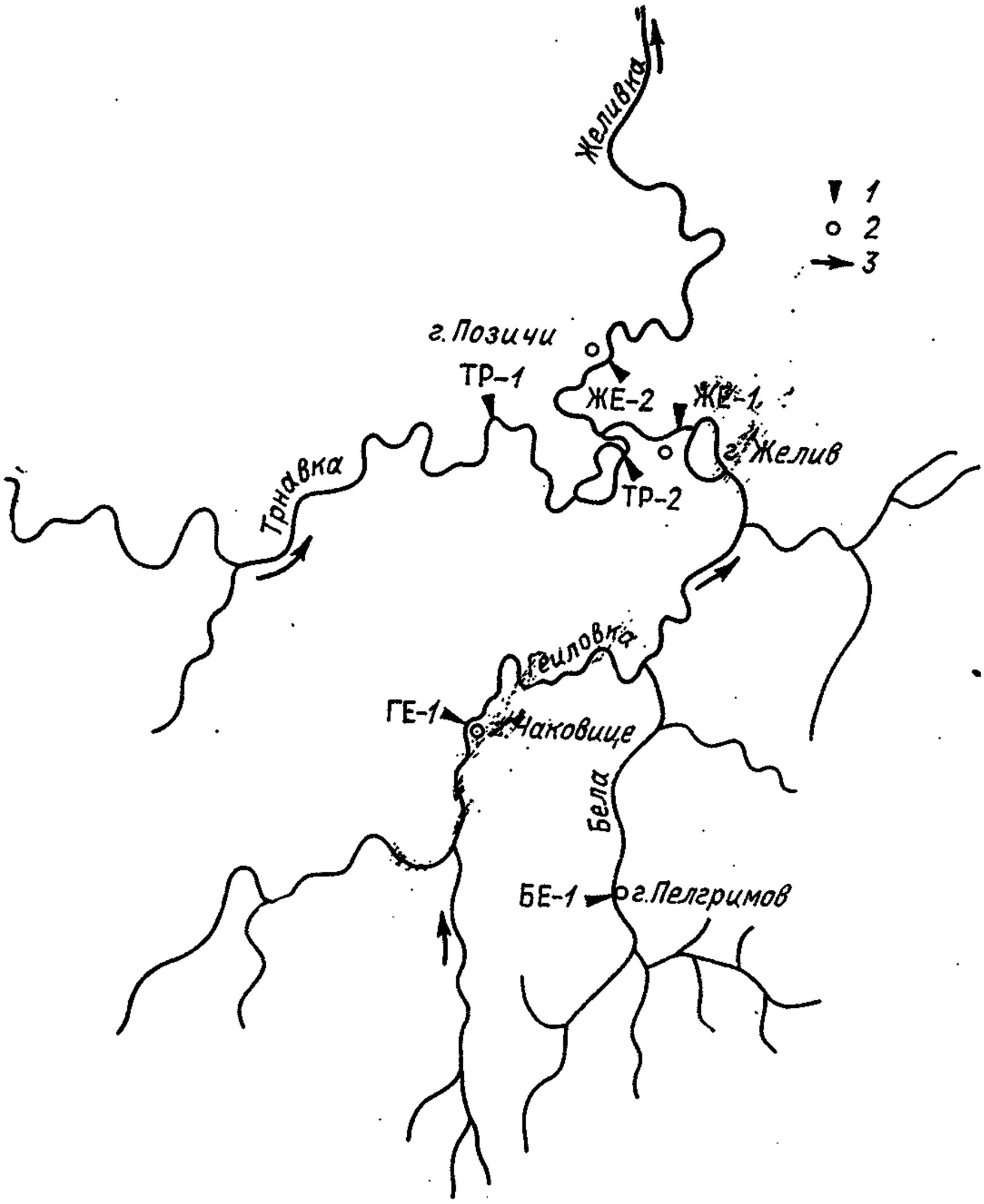


Рис. 7. Схема станций отбора проб перифитона в бассейне р. Желивки.

1 — станции отбора проб, *2* — населенные пункты, *3* — направление течения.

с р. Желивкой. Река Желивка также обследовалась на двух станциях. Верхняя станция ЖЕ-1 территориально расположена недалеко от ТР-2 в районе г. Желив на расстоянии 100 м ниже плотины водохранилища Малое Седлицкое и перед слиянием с р. Трнавкой. Станция ЖЕ-2 расположена в районе г. Позичи, ниже слияния с р. Трнавкой.

Обследованные реки по гидрологическому облику имеют большое сходство. Они протекают по пересеченной местности, имеют

извилистые русла, мелководные каменистые перекаты в них чередуются с участками ламинарного течения, плесами и заводями с глинисто-песчаными наносами. Практически на всех обследованных станциях на участках с замедленным течением на дне обнаруживаются скопления растительного детрита.

На станциях ГЕ-1, БЕ-1, ТР-1, расположенных в верхних незарегулированных участках рек ширина русла в основном 5—7 м, а максимальная глубина (в заводях и суженных участках русла) 0,5—0,6 м. Температура воды на этих станциях во время отбора проб была 8—9 °С. На зарегулированных участках рек, расположенных непосредственно ниже водохранилищ (ТР-2, ЖЕ-1) и на замыкающем створе после слияния рек Трнавка и Желивка (ЖЕ-2) температура воды более высокая (11,5—13,5 °С). Ширина русла на этих станциях возрастает до 15—20 м, а максимальная глубина — до 0,6—1,0 м.

Вода в обследованных водотоках прозрачная или слабо мутная с зеленым болотным оттенком, что, очевидно, связано с дрифтом перифитонных водорослей, вымываемых быстрым течением. Сами обрастания на всех обследованных станциях развиты обильно; в виде различно окрашенных налетов, пленок, корок, а также кустиков и прядей нитчатых водорослей покрывают от 70 до 100 % поверхности подводных камней.

На станциях БЕ-1, ТР-1 вода приобретает серо-зеленый оттенок за счет вымывания иловых частиц с заиленных участков дна. На станции ТР-1 в толще воды просматривается также слизистая бактериальная взвесь белесого цвета (обрывки бактериальных обрастаний), вода имеет слабый запах нефтепродуктов. На этих двух станциях в плесовых участках донные отложения покрыты серым илом.

Таким образом, по данным визуального осмотра наиболее загрязненными во время обследования были станции БЕ-1 и ТР-1. На остальных станциях выраженные визуальные признаки загрязнения водотоков отсутствовали, и внешне они выглядели весьма благополучно.

Мощные ассоциации макрофитов (в основном нитеобразных рдестов) развивались в пунктах БЕ-1, ТР-1, ЖЕ-2, где для них складывались наиболее благоприятные условия: наличие мягких грунтов, мелководных плесов и хорошая освещенность акватории русла. На станции ГЕ-1 макрофиты не развивались, очевидно, из-за сильной затененности русла. На станциях ТР-2, ЖЕ-1 преобладание сплошных каменистых грунтов в сочетании с повышенной скоростью течения также препятствовало развитию высшей водной растительности.

Водяной мох обнаружен только на станциях ГЕ-1, ТР-1, ТР-2, где изобилуют каменистые перекаты и небольшие водопадики; по характеру русла эти водотоки имеют большое внешнее сходство с горными речками.

На всех обследованных станциях на поверхности воды присутствует устойчивая мелкая пена, образующаяся на перекатах и

и косвенно свидетельствующая о повышенном уровне трофности водотоков.

В перифитонных сообществах обследованных рек нами обнаружено в общей сложности 167 таксонов (видов, разновидностей и форм) водорослей, относящихся к 6 типам и 56 родам. Доминировали диатомовые водоросли — 98 таксонов, 22 рода. Качественное разнообразие водорослей на всех станциях высокое, в среднем 50—60 видов. Животные и бактериальные организмы специально не анализировались, однако они в заметном количестве обнаруживались при микроскопировании зафиксированных формалином проб перифитона со станции ВЕ-1 и особенно со станции ТР-1, что подтверждает наши предварительные выводы о повышенном уровне их загрязнения. На станции ТР-1 они входили в доминантный комплекс. Особенно заметно из гетеротрофных организмов здесь развивались нитчатые бактерии рода *Sphoerotilus (Sph. dichotomus* (Cohn.) Mig., *Sph. natans* Kütz.), а также мелкие нематоды и сидячие инфузории.

Общий генезис водотоков бассейна р. Желивки, связанных одним территориально-ландшафтным комплексом, обусловливает известное сходство таксономического состава и структуры биоценозов перифитона обследованных станций. Это сходство наиболее ярко выражается в однотипности экологической структуры биоценозов перифитона, а именно в абсолютном доминировании в них широкораспространенных и эврибионтных бета- и бета-альфамезосапробных видов водорослей, тяготеющих к эвтрофным условиям, и особенно зеленых нитчатых водорослей из родов *Oedogonium, Rhizoclonium, Cladophora, Spirogyra.* Однако таксономический состав этих экологически однотипных видов на каждой станции специфичен и отражает индивидуальные биотопические особенности обследованных водных объектов, которые в орографически сложной местности довольно разнообразны. Обследованные водотоки на станциях отбора проб, как уже было отмечено выше, отличаются по мощности, степени зарегулированности речного стока, порожистости и облесенности русел, наличию или отсутствию в водотоках ассоциаций макрофитов и водяного мха и т. д. Разнообразие биотопических ситуаций в бассейне р. Желивки обусловливает соответствующее биоценотическое разнообразие перифитонных сообществ, которые, согласно концепции экологических модификаций, можно охарактеризовать как экологические модуляции биоценозов, находящихся в однотипном инвариантном экологическом состоянии.

На станции ГЕ-1 характерными эврибионтными бета- и бета-альфамезосапробными видами, предпочитающими водоемы с повышенной трофностью, были *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Phormidium molle* (Kütz.) Gom., *Ph. ambiguum, Vaucheriae* sp. *Melosira granulata* var. *angustissima* (O. Müll.) Hust., *M. varians, Cyclotella Meneghiniana, Synedra ulna, Rhoicosphaenia curvata, Cocconeis placentula* var. *euglypta, Navicula cryptocephala, N. viridula* Kütz., *N. avenacea, N. salinarum* var. *intermedia, Nitzschia*

palea, N. sigmoidea (Ehr.) W. Sm., *N. recta* Hantzsch., *Surirella angustata* Kütz., *Oedogonium capillare* (L.) Kütz., *Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch.) Koršik. *Scenedesmus obliguus* var. *alternans* Christjuk, *Sc. acuminatus* Chod., *Sc. acuminatus* var. *biseriatus* Reinsch., *Sc. guadricauda* Breb., *Sc. guadricauda* var. *sctosus* Kirchn., *Rhizoclonium hieroglyphicum* (Ag.) Kütz.; на станции БЕ-1 — *M. varians, C. Meneghiniana, Diatoma vulgare* Bory, *D. vulgare* var. *productum* Grun., *Synedra Vaucheriae* Kütz., *S. ulna, S. ulna* var. *amphirhynchus, C. placentula* var. *euglypta, N. cryptocephala, N. rhynchocephala, N. viridula, N. avenacea, Nitzschia recta. Sc. acuminatus, Sc. guadricauda, Sc. guadricauda* var. *abundans* Kirchn., *Sc. guadricauda* var. *setosus, Rhizoclonium hieroglyphicum,Oedogonium capillare, Spirogyra* sp.; на станции ТР-1 — *Oscillatoria irrigua* (Kütz.) Gom., *O. rupicola* Hansg., *Tribonema intermixtum* Pasch., *M. varians, S. ulna, S. Vaucheriae, N. cryptocephala, N. avenacea, Nitzschia palea, Scenedesmus obliguus* (Turp.) Kütz., *Oedogonium capillare;* на станции ТР-2 — *Phormidium retzii* (Ag.) Gom., *Ph. ambiguum, Lyngbya Kuetzingii, Vaucheriae* sp. *M. varians, S. ulna, N. cryptocephala, N. rhynchocephala, Gomphonema parvulum, N. palea, Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *Monostroma bullosum* (Rothr.) Wittr., *Oedogonium capillare*; на станции ЖЕ-1 — *Ph. ambiguum, M. varians, D. vulgare, D. vulgare* var. *productum, Synedra acus* Kütz., *S. Vaucheriae, S. ulna, S. ulna* var. *amphirhynchus, Cocconeis pediculus, C. placentula* var. *euglypta, Navicula salinarum* var. *intermedia, Gomphonema constrictum* var. *capitatum* (Ehr.) Cl., *G. parvulum. Rhizoclonium hieroglyphicum, Oedogonium capillare*; на станции ЖЕ-2 — *M. varians, D. vulgare* var. *productum, S. ulna, C. pediculus, C. placentula* var. *euglypta, N. cryptocephala, Gomphonema angustatum* var. *productum* Grun., *N. palea, Pediastrum duplex* Meyen., *Scenedesmus acus* (Meyen.) Chod., *Sc. guadricauda, Closterium moniliferum* Bory ex Ralfs., *Cladophora glomerata* (L.) Kütz.

Олиго-бета-, олиго- и ксено-олигосапробные водоросли — характерные обитатели родников или горных водоемов заметного развития достигали только на станциях ГЕ-1, ТР-2, ЖЕ-1, ЖЕ-2. Набор этих видов на каждой станции также во многом индивидуален. Для станции ГЕ-1 из этой экологической группы водорослей были характерны *Pleurocapsa polonica* Racib., *Pl. monor, Chamaesiphon incrustans, Chantransia chalybea* (Roth.) Fr. *Ch. pygmaea* Kütz., *Achnanthes lanceolata, Frustulia vulgaris, Navicula gracilis* Ehr., *N. radiosa* Kütz., *Gomphonema intricatum* var. *pumilum, Cymbella cistula* (Hemp.) Grun.; для станции ТР-2 — *Ch. chalybea, Ch. pygmaea, Batrachospermum moniliforme, Diatoma anceps* (Ehr.) Kirchn., *D. hiemale* var. *mesodon, Fragilaria intermedia, Synedra rumpens* var. *fragilarioides* Grun., *Achnanthes affinis, A. linearis, A. lanceolata, Frustulia vulgaris. Navicula Rotaeana* (Rabenh.) Grun., *N. radiosa, Nitzschia fonticola;* для станции ЖЕ-1 — *Oncobyrsa rivularis* (Kütz.) Menegh., *A. affinis, A. lanceolata, N. radiosa, Cymbella ventricosa, C. prostrata* (Berk.) Cl., *C. sinuata,*

G. intricatum var. *pumilum*, *N. fonticola*; для станции ЖЕ-2 — *Pseudoncobyrsa fluminensis* F. E. Fritsch., *Chlorogloea microcystoides* Geitl., *Pl. polonica, Pl. monor, Chamaesiphon incrustans, Fragilaria intermedia· Fr. capucina* var. *acuta* (Ehr.) Rabenh., *S. rumpens* var. *fragilarioides, A. lanceolata, N. radiosa, N. fonticola, C. ventricosa, C. cistula, C. lanceolata* (Ehr.) V. H.

Альфамезо- и альфамезо-полисапробные организмы — индикаторы органического загрязнения заметно развивались только на станции ТР—1 и в меньшей степени на станции БЕ—1. К их числу помимо уже отмеченных нами гетеротрофных организмов

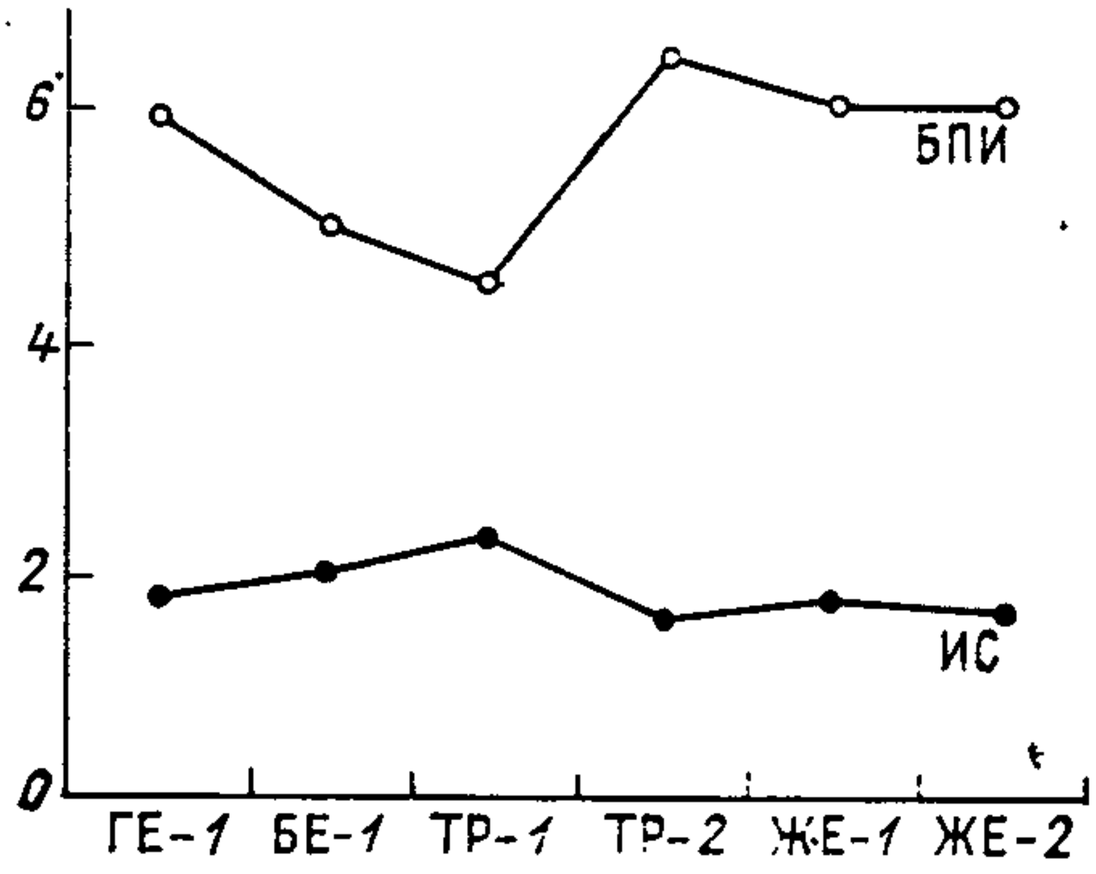


Рис. 8. Изменение значений формальных индексов БПИ и ИС на станциях отбора проб в бассейне р. Желивки.

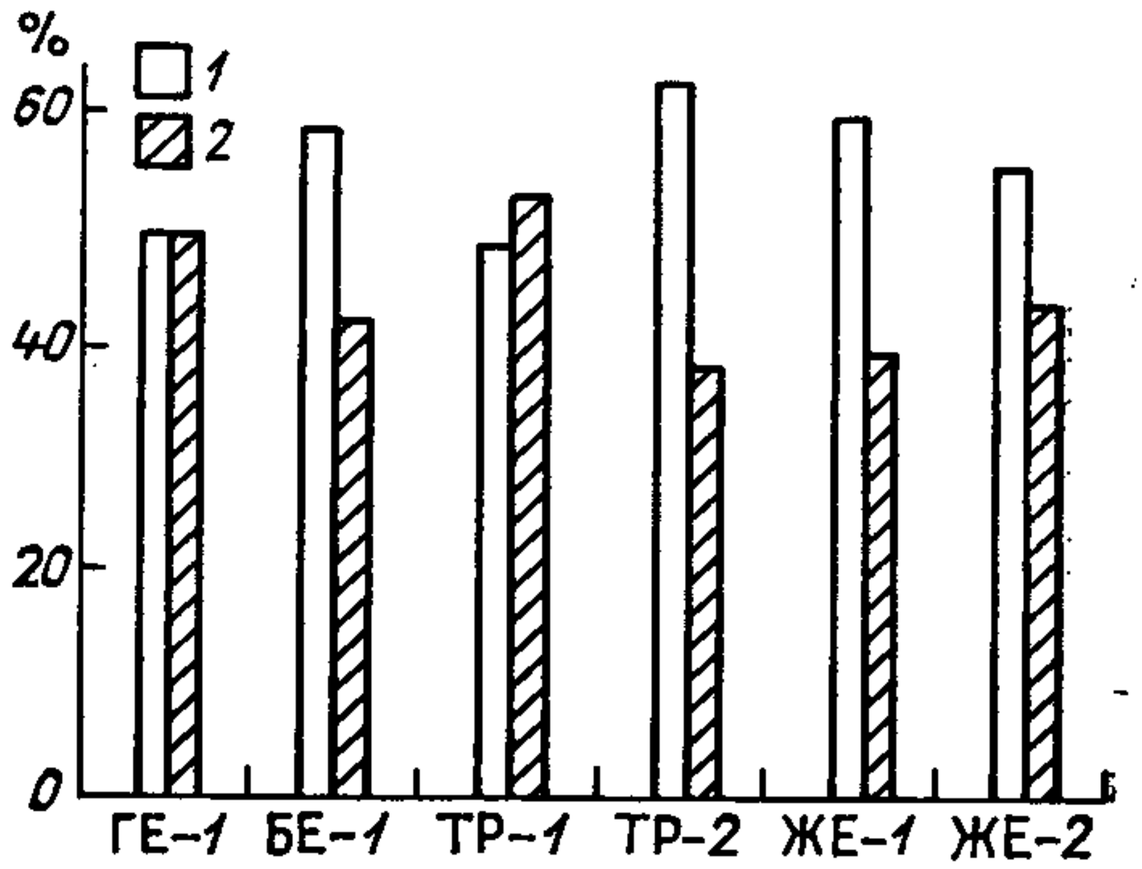


Рис. 9. Изменение относительного количества (%) пресноводных и алофильных диатомовых водорослей на станциях отбора проб в бассейне р. Желивки.

1 — пресноводные виды, *2* — галофильные виды.

относятся также на станции ТР—1 сине-зеленые нитчатые водоросли *Oscillatoria chalybea* (Mert.) Gom. и *O. formosa* Bory — обитатели гниющих илов, а на станции БЕ—1 — альфа-мезосапробная диатомея *Nitzschia acicularis* W. Sm.

Таким образом, на фоне общего доминирования на всех обследованных станциях эврибионтных бета- и бета-альфамезосапробных видов, характерных для эвтрофированных вод, в одной группе водотоков (станции ГЕ—1, ЖЕ—1, ЖЕ—2 и особенно на станции ТР—2) более заметно развивались горные и родниковые формы — индикаторы чистых вод, а в другой группе (станции БЕ—1, ТР—1) — индикаторы загрязненных вод, указывающие на более высокий уровень органического загрязнения, что наиболее выражено на станции ТР—1. Эти различия хорошо видны на рис. 8. Из этого рисунка следует, что наиболее загрязненными являются верхние участки обследованного водосбора (станции БЕ—1, ТР—1), для которых рассчитанные по перифитону формальные индексы БПИ и ИС имеют соответственно самые низкие и высокие значения. Наиболее чистыми являются замыкающие станции (ТР—2, ЖЕ—1, ЖЕ—2), расположенные ниже водохранилищ.

Качество воды большинства станций находятся в пределах III класса, а на станции ТР—1 соответствует переходному III—IV классу (умеренно загрязненные — загрязненные воды). На станции ТР—2 качество воды самое высокое и соответствует переходному III—II классу.

Анализ экологической структуры диатомовых водорослей по отношению их к солености (рис. 9) указывает на примерное равновесие между типичными пресноводными и галофильными (пресноводно-солоноватоводными и солоноватоводно-пресноводными) формами, что свидетельствует о невысокой минерализации воды обследованных рек.

Перифитонные сообщества представлены алкалифильными видами водорослей, ацидофильные виды практически не встречались.

На основании полученных данных можно заключить, что водотоки бассейна р. Желивки подвержены в основном умеренному загрязнению, которое оказывает стимулирующий эффект на развитие водных биоценозов и, в частности, на развитие перифитона. Перифитонные сообщества находятся на зрелой стадии автотрофной сукцессии, характеризуются высокими количественными показателями развития, большим биоценотическим и морфологическим разнообразием, сложной экологической структурой, т. е. признаками, соответствующими состоянию метаболического и экологического прогресса, которое по принятой нами условной шкале обозначается как АБ.

Повышенный уровень органического загрязнения на станции ТР—1 заметно активизирует гетеротрофные процессы в биоценозах перифитона, из состава которого одновременно выпадают характерные виды диатомовых водорослей и в целом их общее таксономическое разнообразие снижается, т. е. отмечаются признаки деградации исходного генофонда. Биоценозы перифитона здесь находятся в состоянии экологического напряжения — АБ—Аб.

Река Бероунка (антропогенная зона)

Река Бероунка обследовалась на участке от г. Збечно до п. Добжиховице (рис. 10) в трех пунктах (станциях). Самая верхняя станция БЕР—1 находится в г. Збечно, на расстоянии 50—70 м выше автомобильного моста через реку. Станция БЕР—2 выбрана непосредственно ниже г. Бероун, на расстоянии приблизительно 200 м ниже автомобильного моста. Замыкающая станция БЕР—3 находится в п. Добжиховице, на расстоянии 100 м ниже автомобильного моста. Рельеф местности в районе обследования холмистый с максимальными высотными отметками 380—448 м над ур. м. Сама река в пунктах отбора проб протекает по широкой пойме и имеет черты равнинной реки со спокойным течением и отсутствием выраженных перекатов. Ширина русла около 50 м, основные глубины 0,5—1,5 м, дно плотное, глинисто-

песчаное с выходами мелкого щебня и гальки, что препятствует развитию макрофитов. Крупные камни встречались очень редко, на нижерасположенных станциях все дно покрыто буро-серым мелкодисперсным налетом водорослей, образующих характерный для этих станций наилок. На верхней станции БЕР—1 вода слабо мутная, на нижних станциях мутность несколько увеличивается, на поверхности воды плывет мелкая устойчивая пена. На всем обследованном участке реки вода имела зеленый болотный оттенок. Температура воды в реке находилась в пределах 11—13 °С.

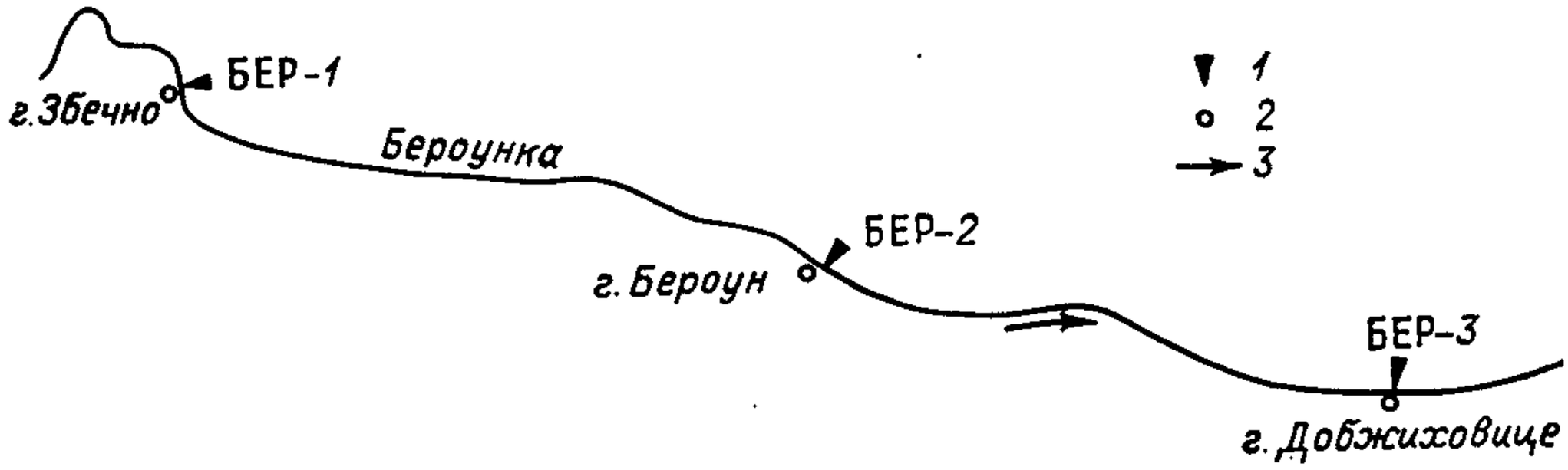


Рис. 10. Схема станций отбора проб перифитона в р. Бероунке.

1 — станции отбора проб, *2* — населенные пункты, *3* — направление течения.

По визуальным признакам наиболее чистой выглядела станция БЕР—1, а наиболее загрязненной — станция БЕР—2, для которой характерны более высокая степень заиления грунта и мутность воды. Обрастания на этой станции были представлены однообразными буро-серыми налетами и бахромой, в то время как на станции БЕР—3 и особенно на верхней станции БЕР—1 они отличались заметным морфологическим разнообразием. На камнях и плотных участках дна развивались щипки и небольшие пряди зеленых нитчаток, различной толщины зеленые, буро-зеленые и буро-серые налеты и наросты.

В перифитоне р. Бероунки в общей сложности обнаружено 104 таксона водорослей рангом ниже рода, относящиеся к 4 типам и 41 роду. На диатомовые водоросли приходится 45 таксонов из 19 родов, т. е. менее половины общего числа обнаруженных таксонов. Характерной особенностью перифитонных сообществ здесь является более обильное и разнообразное развитие в них по сравнению с другими обследованными нами водотоками зеленых водорослей и среди них — планктонных протококковых водорослей, что является характерной особенностью равнинных рек с повышенным уровнем трофности.

Таким образом, р. Бероунка на всем обследованном участке имеет однотипный гидрологический облик, но различается по уровню загрязнения. Визуально наиболее чистой и экологически благополучной является верхняя станция БЕР—1, которую в нашем случае можно принять за контрольную станцию, наибо-

лее грязной — станция БЕР—2, подверженная загрязнению сточными водами г. Бероуна.

На станции БЕР—1 в сообществах перифитона обнаружено наибольшее число видов и родов водорослей (рис. 11). Основное ядро составляли широкораспространенные литоральные и планктонные бета- и бета-альфамезосапробные виды диатомей *Melosira varians, Cyclotella Meneghiniana, Diatoma vulgare, D. vulgare* var. *productum, Synedra ulna, Cocconeis pediculus, C. placentula* var. *euglypta, Navicula cryptocephala, N. rhynchocephala, N. viridula, N. avenacea, N. gracilis· N. hungarica* var. *capitata* (Ehr.) Cl., *N. salinarum* var. *intermedia, Gyrosigma attenuatum* (Kütz.) Rabenh., *Gomphonema angustatum* var. *productum, Nitzschia amphi-*

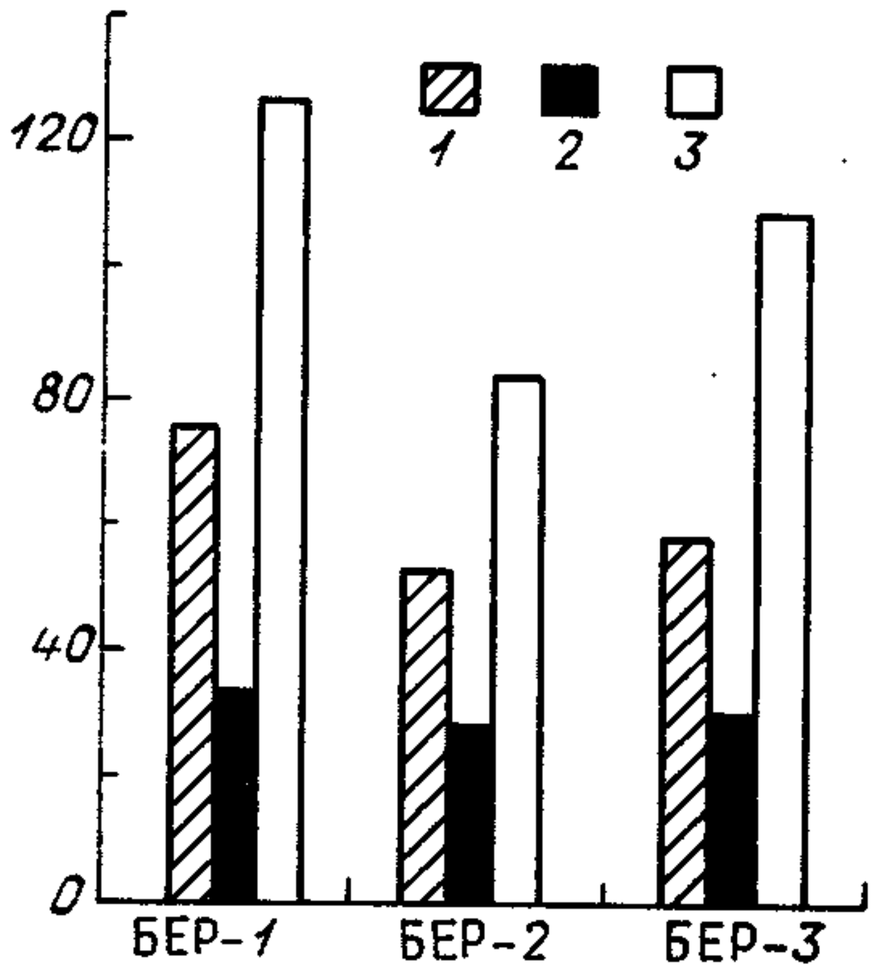


Рис. 11. Изменение биоценотической структуры перифитона на станциях отбора проб в р. Бероунке.

1 — общее число обнаруженных видов $N_в$, 2 — общее число родов $N_р$, 3 — $\sqrt{N_в \Sigma h}$.

bia Grun., *N. palea, Cymatopleura solea.* Разнообразно и обильно развивались планктонные протококковые водоросли, особенно виды рода *Scenedesmus.* Заметного развития также достигали олиго-бета-, олиго- и даже ксено-олигосапробные виды диатомей и зеленых нитчатых водорослей, многие из которых тяготеют к горным водоемам и водотокам — *Cyclotella comta* (Ehr.) Kütz., *C. atomus* Hust., *Asterionella formosa* Hass., *Achnanthes lanceolata, Amphora ovalis* Kütz., *A. ovalis* var. *pediculus* Kütz., *Cymbella ventricosa, C. prostrata, C. cistula, C. lanceolata, C. tumida* (Breb.) V. H., *Nitzschia fonticola· Ulothrix tenuissima* Kütz., *Rhizoclonium hieroglyphicum.*

Значения формальных индексов (ИС — 1,87 и БПИ — 6 баллов) соответствуют качеству воды III класса. Экологическое состояние — АБ.

На станции БЕР—2 происходит заметное упрощение таксономической структуры перифитонного сообщества (см. рис. 11). На диаграммах хорошо заметно снижение по сравнению с верхней станцией БЕР—1, являющейся в нашем примере контрольной, общего числа видов и родов водорослей, а также показателя $\sqrt{N_в \cdot \sum h}$, используемого в качестве интегральной биоценотиче-

ской характеристики общего разнообразия и обилия организмов. Большинство доминантных и субдоминантных видов водорослей, характерных для контрольной станции, выпадает из состава обрастаний или обнаруживается с низкими оценками обилия. Общими со станцией БЕР—1 характерными видами здесь были *M. varians, C. Heneghiniana, D. vulgare* var. *productum, C. pediculus, C. placentula* var. *euglypta, N. cryptocephala, N. viridula, N. salinarum* var. *entermedia, Nitz. amphibia, Nitz. palea.* Характерной особенностью станции БЕР—2 было появление в перифитоне в составе доминантов и субдоминантов альфамезосапробных нитчатых сине-зеленых водорослей — обитателей гниющих илов *Oscillatoria chalybea, O. amoena* (Kütz.) Gom., альфамезосапробной диатомеи *Nitzschia tryblionella* var. *ambigua* Grun., а также гетеротрофных организмов: нематод и нитчатой бактерии *Sphoerotilus dichotomus.* Очевидно, для этой станции характерно более обильное и разнообразное развитие гетеротрофных организмов, обнаружить которые в зафиксированных формалином пробах было очень сложно.

Видимо, по этой причине рассчитанное формальное значение индекса ИС было для этой станции сравнительно невысоким — 2,16. Индекс БПИ, значения которого тесно связаны с перестройкой таксономической и функциональной структуры перифитона, понизился до 4 баллов, что соответствует качеству воды IV класса — загрязненные воды. Экологическое состояние биоценозов перифитона — Аб.

На станции БЕР—3 вновь происходит увеличение общих показателей разнообразия и обилия перифитонных сообществ (см. рис. 11), которые на предыдущей станции находились в явно стрессовом состоянии. Вновь заметно развиваются виды диатомовых и протококковых водорослей, многие из которых входили в доминантный и субдоминантный комплексы перифитона на контрольной станции БЕР—1. Значение индекса ИС незначительно понижается до 2,0, а индекса БПИ повышается до 5 баллов, т. е. по всем формальным и абсолютным биологическим показателям эта станция занимает промежуточное положение между контрольной станцией БЕР—1 и наиболее загрязненной станцией БЕР—2. Качество воды на станции БЕР—3 соответствует III классу, экологическое состояние — АБ.

В перифитоне всех обследованных станций в основном развиваются алкалифильные виды водорослей. Ярко выраженные ацидофильные виды не обнаружены. Приблизительно одинаковое относительное развитие пресноводных и галофильных диатомовых водорослей (рис. 12) указывает в целом на умеренную или пониженную минерализацию воды в р. Бероунке, особенно в ее верхнем участке (БЕР—1). На станциях БЕР—2, БЕР—3 это соотношение незначительно изменяется в пользу галофильных видов, что свидетельствует о некотором повышении минерализации воды.

Таким образом, рассчитанные формальные индексы и изменения таксономического состава перифитона указывают на имеющиеся различия в уровнях загрязнения разных участков р. Бе-

роунки и соответственно на разное экологическое состояние биоценозов перифитона на них.

По индексу ИС все станции относятся к бетамезосапробной зоне (умеренное органическое загрязнение).

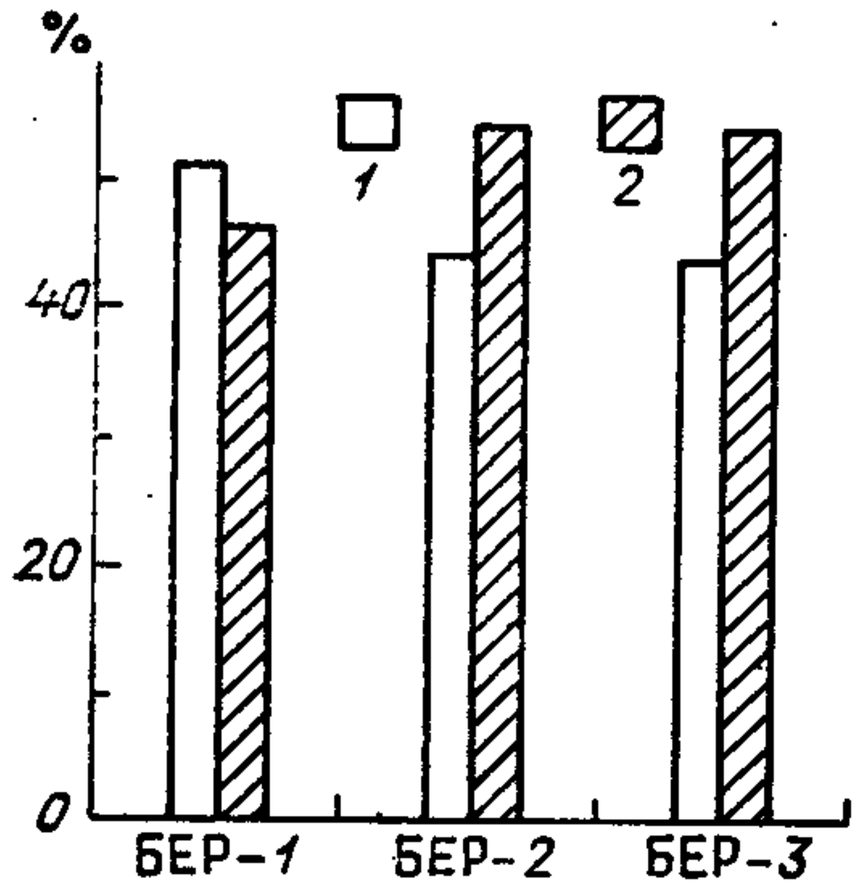


Рис. 12. Изменение относительного количества (%) пресноводных и галофильных диатомовых водорослей на станциях отбора проб в р. Бероунке.

1 — пресноводные виды, *2* — галофильные виды.

По индексу БПИ, значения которого связаны с перестройкой таксономической и функциональной структуры в биоценозе, различия в уровне загрязнения станций выражены более заметно и позволяют однозначно выделить станцию БЕР—1 как самую чистую, а станцию БЕР—2 как наиболее загрязненную.

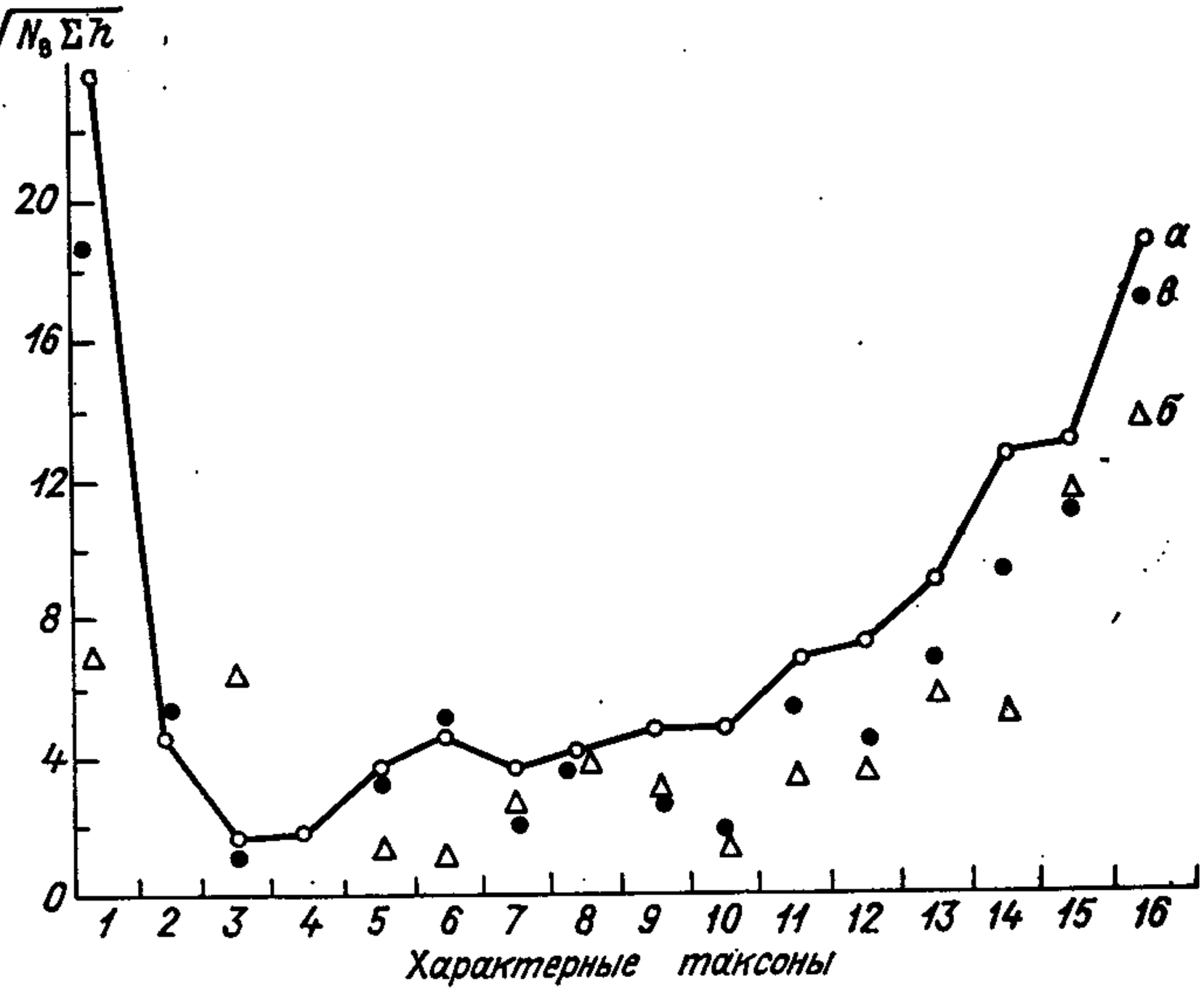


Рис. 13. Изменение таксономической структуры перифитона на разных станциях отбора проб в р. Бероунке.

а — станция БЕР-1, *б* — станция БЕР-2, *в* — станция БЕР-3; *1* — *Scenedesmus*; *2* — *Phormidium*, *Lyngbya*; *3* — *Oscillatoria*; *4* — *Asterionella*; *5* — *Gomphonema*; *6* — *Synedra*; *7* — *Gyrosigma*; *8* — *Cocconeis*; *9* — *Amphora*; *10* —*Achnanthes*; *11* — *Diatoma*; *12* — *Cymatopleura*, *Surirella*; *13* — *Melosira*, *Cyclotella*; *14* — *Cymbella*; *15* — *Nitzschia*; *16* — *Navicula*.

Наиболее яркие различия между обследованными станциями проявляются в изменении биоценотической структуры перифитонных сообществ (рис. 13). На рис. 13 представлены спектры значений показателя $\sqrt{N_в \cdot \sum h}$ для разных таксономических групп организмов перифитона на станциях отбора проб. Значения этого показателя на контрольной станции БЕР—1 для наглядности соединены одной линией, которую можно условно принять за „базовую линию". Наиболее заметные отклонения от „базовой линии" характерны для станции БЕР—2, на которой исходный биоценотический спектр нарушен за счет деградации протококковых и диатомовых водорослей, особенно родов *Scenedesmus, Asterionella, Gomphonema, Synedra· Amphora, Achnanthes, Diatoma, Cymbella, Cymatopleura, Surirella, Melosira, Cyclotella, Navicula.*

На станции БЕР—3 указанные изменения выражены в меньшей степени и свидетельствуют о промежуточном состоянии перифитонных сообществ в связи со снижением уровня загрязнения этого участка реки в результате процессов самоочищения.

Заключение

Пространственное распределение экологических модификаций перифитона в обследованных водотоках подчиняется определенным закономерностям, обусловленным сочетанием различных природных и антропогенных факторов.

Обследованные речные бассейны различались по высотному расположению, типу ландшафта, степени загрязнения поверхностного стока, а сами водотоки — по гидрологическим и морфометрическим характеристикам, что во многом определило индивидуальные особенности их экологического статуса, включая такие характеристики и категории, как качество воды, уровень трофности, степень развития, состав и структуру водных биоценозов.

Комплекс использованных нами формальных и биоценотических показателей достаточно объективно отразил экологическое состояние и различия обследованных водотоков. При этом биоценотические характеристики оказались в большинстве случаев более чувствительными как в отношении изменения качества воды и уровня трофности, так и в отношении изменения общей ландшафтной обстановки. Сравнительный анализ биоценотической структуры перифитонных сообществ позволил выявить неблагополучные участки водотоков, биоценозы которых находились в состоянии экологического регресса.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. Экологические модификации и развитие биоценозов. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 18—40.

2. Баттерби Р. В., Тальских В. Н., Яловицкая Н. И., Будаева Л. М. Гидрологическая характеристика водных объектов Центрального Кавказа по показателям перифитона и фитопланктона.— В кн.: Экологические мо-

дификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 101—123.

3. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений/Под ред. В. А. Абакумова. — Л.: Гидрометеоиздат, 1983. — 240 с.

4. Тальских В. Н. Оценка состояния перифитонного сообщества по биотическому перифитонному индексу. — В кн.: Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л.: Гидрометеоиздат, 1989, вып. 2, с. 51—59.

5. Тальских В. Н. Естественные и антропогенные изменения биоценозов перифитона в водотоках Среднеазиатского региона. — Труды САРНИГМИ, 1990, вып. 138 (219), с. 56—78.

6. Тальских В. В. Использование концепции инвариантных состояний биоценозов в экологическом мониторинге и нормировании загрязнения рек Средней Азии. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 163—184.

7. Sladecek V. System of water quality from the biological point of view. — Arch. Hydrobiol. Bein. Ergebn. Limnol., 1973, N 7.

ECOLOGIGAL MODIFICATIONS OF PERIPHYTON IN CZECHO-SLOVAKIAN STREAMS OF DIFFERENT TYPES

V. A. Abakumov

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

V. N. Talskikh

Glavgidromet of Uzbekistan

The ecological conditions of streams in the Czecho-Moravian Hills and Lower Tatra Mountains were studied. Ecological modifications of periphyton are described which are induced by various anthropogenic loads. Ecologically regressing biocenoses are identified.

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА КОМПОНЕНТОВ ХВОЙНО-ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ БАССЕЙНА КАТУНИ

О. Г. Баркалова, И. Я. Николишин, Б. Н. Фомин

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Т. С. Папина

Институт водных и экологических проблем СО РАН

Работа выполнена в рамках комплексной программы исследования вопросов загрязнения тяжелыми металлами региона в зоне затопления проектируемого Катунского водохранилища, которая разработана в связи с проведением экологической экспертизы проекта строительства Катунской ГЭС на Алтае.

Исследование проведено с целью оценки современных естественных значений содержания широкого круга биогенных и токсичных элементов в растительности и почвенном покрове указанного района.

Обоснование факторной схемы геохимического обследования наземных экосистем бассейна Катуни

При выборе факторной схемы биогеохимического обследования наземных экосистем бассейна Катуни в первую очередь мы исходили из того, что в наибольшей мере полезность полученной в результате обследования информации будет определяться степенью ее пригодности для прогноза ожидаемых геофизических воздействий проектируемого водохранилища Катунской ГЭС на изменение годового объема и состава химических форм водной миграции ртути из бассейна Катуни в русло Верхней Оби и Новосибирское водохранилище. Поэтому основной принцип выбора факторной схемы проведенного биогеохимического обследования заключался в учете тех установленных к настоящему времени факторов, которые в компонентах наземных экосистем наиболее существенно определяют географическую изменчивость полей концентраций только ртути.

Концентрация ртути в биоте сукцессионно зрелых экосистем в основном определяется поступлением ртути из атмосферы и напрямую очень слабо зависит от концентраций ртути в почвообразующих породах. Фактически соответствие между повышенной концентрацией ртути в биоте и почвообразующих породах наблюдается только в тех случаях, когда существуют природные или техногенные условия прямого поступления ртути из обогащенных ею материнских пород непосредственно в воздух, например при вулканической, фумарольной и тектонической дегазации земной коры, разработке ртутных месторождений и т. п.

Таким образом, полученные данные о концентрации в обследованных объектах всех прочих, кроме ртути, элементов следует рассматривать как необходимую, но вспомогательную информацию, предназначенную для интерпретации результатов анализа данных о ртути.

Для характеристики распределения концентраций элементов внутри обследуемых экосистем на каждой пробной площади сбор

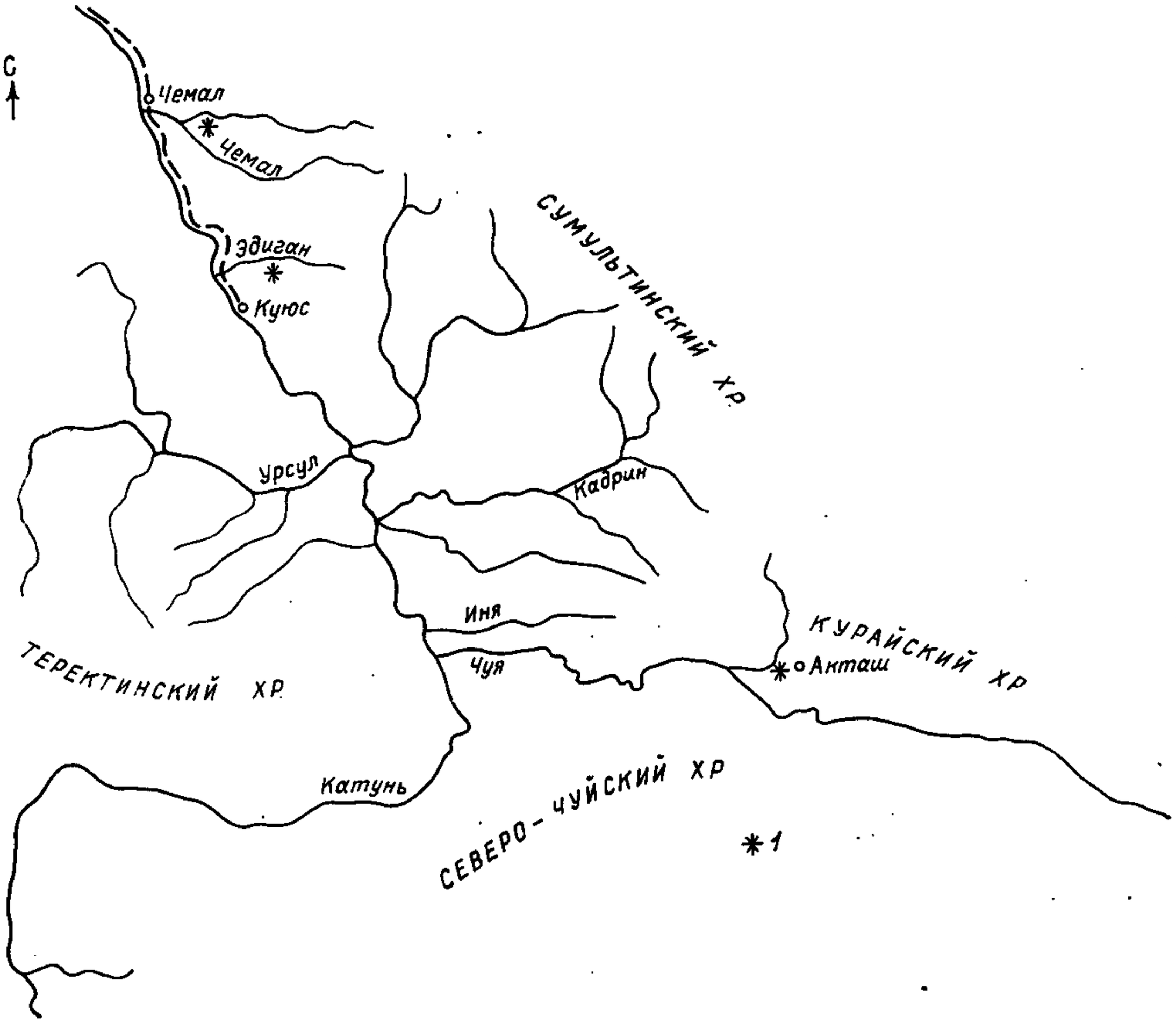


Рис. 1. Схема расположения пробных биополигонов в бассейне Катуни.

1 **— пункт отбора проб.**

образцов производился по четырем стратам: древесно-кустарниковый покров; мохово-травянистый покров; опадно-подстилочный покров; почвенный покров.

В каждой страте отбирались генетически сопоставимые для разных систем образцы биологических тканей, подстилки и почвы.

Учитывая физическую невозможность полного обследования всего разнообразия природных экосистем бассейна Катуни, мы ограничились обследованием экосистем коренных растительных сообществ: кедрово-пихтовых, пихтово-кедровых, кедрово-еловых лесов. Схема расположения пробных полигонов показана на рис. 1.

Методики отбора и анализа проб

Отбор проб проводился на экологических площадках компактной формы, размером около 10^2—10^4 м^2, расположенных внутри лесотаксационных выделов, представленных спелыми древостоями основных лесообразующих пород каждого из трех полигонов.

В пределах древесно-кустарникового яруса отбиралась хвоя с 5—6 деревьев каждого представленного вида.

Отбор хвои с одного дерева производился путем срезания ножницами на штанге одной охвоенной ветки из средней части кроны в том месте, где она не затеняется (не перекрывается) ветвями соседних деревьев. Ветку выбирали такого размера, который позволял собрать с нее хвою нескольких возрастов (не менее пяти для пихты и ели и не менее трех для кедра и сосны).

Срезанную ветку сразу же разрезали на возрастные сегменты, которые упаковывали в отдельные полиэтиленовые пакеты. После этого срезали ветку со следующего дерева и возрастные сегменты раскладывали в те же полиэтиленовые пакеты в соответствии с возрастом. Подобным образом отбор проводили со всех пробных деревьев.

В лаборатории сегменты веток, относящиеся к разным возрастам, высушивали при температуре 60 °С до постоянной массы, затем хвоя отделялась от веток и каждая проба взвешивалась. Высушенные пробы упаковывались в пакеты из кальки.

Обследование мохово-травянистого покрова проводилось путем отбора трех квадратных фрагментов моховых подушек размером 20 × 20 см.

Отбор проб почвы производили из шурфов размером 10 × × 10 см, тремя последовательными слоями толщиной 2, 3 и 5 см.

Собранные образцы мохово-травянистого покрова и почвы высушивались в сушильном шкафу до постоянной массы при температуре 60 °С и упаковывались в пакеты из кальки.

Анализ элементного состава собранных образцов проводился методом атомной абсорбции по стандартной методике (ртуть, свинец, кадмий, цинк, медь, никель, марганец, магний), а также методом рентгенофлуоресцентного анализа. Непосредственно (без предварительного разложения) в биологических образцах рентгенофлуоресцентный анализ позволяет контролировать содержание калия, кальция, марганца, железа, меди, цинка, брома, рубидия, стронция, иода; концентрация кобальта, молибдена, свинца, циркония, бария определяется в золе биологических объектов.

Результаты анализа элементного состава растительно-почвенного покрова

Поскольку концентрации химических элементов являются положительно определенными величинами, для статистического описания совокупностей значений таких величин более реалистичным является использование логнормального закона распределе-

ния по сравнению с нормальным. Поэтому, принимая допущение об отсутствии каких-либо нижних пределов для концентрации тех или иных элементов в анализируемых объектах, статистический анализ полученных данных производился нами на базе исходного предположения о двупараметрическом логнормальном законе распределения выборочных значений концентраций каждого из рассматриваемых элементов в пробах из статистически однородных совокупностей.

В табл. 1 и 2 представлены выборочные средние геометрические значения концентраций элементов в исследованных образцах, рассчитанные по нескольким значениям параллельных определений для каждой пробы.

При исследовании пространственной изменчивости полей концентраций тяжелых металлов в хвойном покрове горно-лесных экосистем Тянь-Шаня, проведенном нами ранее [5, 7], в качестве возможных источников пространственного варьирования полей концентраций микроэлементов в хвое горных лесов фоновых биополигонов были рассмотрены следующие факторы.

1. Влияние различий между пробами хвои, собранной на разных радиальных (возрастных) сегментах ветвей кроны пробного дерева, или, что эквивалентно, различий между пробами хвои разного возраста. Минимальная дистанция между соседними сегментами — 3 см, максимальная — 2 м.

2. Влияние различий между пробами хвои, собранной на разных высотных ярусах кроны пробного дерева. Минимальная дистанция между соседними ярусами — 3 м, максимальная — 20 м.

3. Влияние различий между пробами хвои, собранной на разных по относительной высоте, ближайших соседних деревьях. Минимальная дистанция между соседними деревьями — 1 м, максимальная — 3 м.

4. Влияние различий между пробами хвои, собранной с деревьев, произрастающих поблизости друг от друга, но в разных лесотаксационных выделах. Минимальная дистанция между соседними деревьями — 30 м, максимальная — 1 км.

5. Влияние различий между пробами хвои, собранной с деревьев, произрастающих на разных абсолютных высотах над уровнем моря. Минимальная дистанция между соседними деревьями — 10 км, максимальная — 30 км.

В результате обработки данных полевого эксперимента получено, что поля концентраций микроэлементов в хвое лесов фоновых биополигонов статистически достоверно характеризуются наличием естественной ярко выраженной пространственной изменчивости с максимумами проявлений варьирования концентраций в хвое, отбираемой на расстояниях 0,03—3 м и 0,03—3 км друг от друга. Не выявлено статистически достоверных изменений концентраций тяжелых металлов в хвое в связи с изменением возраста хвои (за исключением железа), размеров пробного дерева и лесотаксационных параметров пробных площадей. Эти же за-

Таблица 1

Содержание некоторых элементов в хвое деревьев бассейна Катуни

Элемент	Чемал						Эдиган					Акташ				
	Сосна		Пихта		Кедр		Пихта		Лист-венница	Кедр		Кедр		Ель		Лист-венница
	С. г.	Ср.	С. г.	Ср.	С. г.	Ср.	С. г.	Ср.	С. г.	С. г.	Ср.	С. г.	Ср.	С. г.	Ср.	С. г.
	Содержание, мг/кг															
Ртуть	0,030	0,031	0,040	0,028	0,020	0,020	0,001	0,020	—	0,030	0,022	0,020	0,030	0,010	0,030	0,01
Свинец	3,30	4,50	4,90	1,10	4,20	4,20	3,30	4,20	6,70	1,10	3,82	11,70	5,34	3,30	5,52	—
Кадмий	0,06	1,10	0,72	0,96	0,40	1,50	3,12	0,90	0,41	0,24	1,27	1,35	0,41	0,77	0,34	—
Цинк	32,1	19,9	28,3	31,4	26,9	35,4	21,8	17,00	8,20	28,8	30,6	28,8	23,2	31,1	16,9	—
Медь	3,30	1,65	1,69	1,44	2,50	1,38	1,70	1,70	0,80	1,70	1,02	1,70	1,70	2,50	1,16	—
Никель	1,40	2,33	5,00	3,61	3,80	3,20	3,30	2,80	2,00	1,50	4,62	2,30	0,93	0,42	3,04	
Стронций	2,42	4,80	15,0	32,55	1,95	3,46	23,0	50,0	40,0	3,13	6,25	3,05	6,43	37,0	38,0	44,0
Цирконий	0,84	0,80	0,37	0,26	1,16	1,57	1,31	0,50	0,17	0,62	0,71	0,41	0,72	0,88	0,11	0,56
Барий	6,17	4,43	86,0	178,9	56,0	30,7	17,0	28,1	13,0	5,51	6,06	6,11	4,50	23,0	24,4	19,0
Кобальт	0,031	0,094	0,070	0,174	0,048	0,058	0,072	0,108	0,127	0,056	0,112	0,09	0,08	0,097	0,10	0,21
Мышьяк	0,30	0,31	0,21	0,18	0,39	0,31	0,24	0,26	0,27	0,43	0,31	0,25	0,21	0,31	0,24	0,67
Селен	0,09	0,08	0,06	0,09	0,06	0,08	0,07	0,09	0,14	0,07	0,07	0,09	0,08	0,09	0,11	0,09
Бром	2,40	3,99	3,89	4,65	2,86	4,05	4,83	5,43	1,01	2,66	3,35	2,71	3,10	3,32	4,78	6,54
Рубидий	6,99	2,80	8,75	4,60	6,02	3,60	11,46	3,89	8,30	3,72	2,40	4,99	3,06	6,83	4,07	2,87
Молибден	0,09	0,34	0,07	0,13	0,05	0,05	0,03	0,07	0,06	0,09	0,13	0,07	0,08	0,11	0,05	0,04
Иод	0,10	0,12	0,14	0,12	—	0,08	0,12	0,11	0,14	0,14	0,11	0,09	0,08	0,08	0,11	0,15
	Содержание, г/кг															
Железо	0,06	0,12	0,05	0,25	0,05	0,10	0,07	0,10	0,16	0,05	0,07	0,09	0,13	0,07	0,12	0,06
Марганец	0,08	0,06	0,22	0,33	0,13	0,19	0,12	0,15	0,24	0,09	0,21	0,11	0,15	0,14	0,16	0,06
Магний	1,67	1,76	1,67	2,20	0,78	1,98	2,00	4,44	0,78	0,58	2,40	0,81	2,12	2,25	1,58	—
Калий	4,26	5,12	8,07	5,91	6,20	4,56	5,52	3,24	3,08	6,97	7,56	6,32	6,40	7,80	5,45	6,82
Кальций	6,72	15,16	7,58	23,53	4,04	4,76	9,88	26,46	3,10	1,42	2,58	7,24	8,32	7,36	35,29	4,29
Фосфор	1,14	1,38	2,19	5,52	1,68	2,94	3,25	11,54	4,64	4,83	4,78	7,38	9,27	1,09	3,35	11,10
Сера	0,83	0,58	1,49	3,40	1,40	0,81	0,91	1,50	1,56	0,94	2,24	2,20	2,30	1,14	1,23	4,54
Хлор	0,45	0,46	0,94	2,04	0,90	0,85	0,50	1,60	0,77	0,25	0,95	0,80	1,26	0,83	0,66	0,93

Примечание. С. г.— проба хвои, отросшей в текущем году; Ср.— средняя проба хвои старших возрастов, начиная с однолетней.

Таблица 2

Содержание некоторых элементов в травяном и почвенном покрове бассейна р. Катунь

Элемент	Чемал					Эдиган					Акташ				
	Трава	Мох	Почва (горизонт), см			Трава	Мох	Почва (горизонт), см			Трава	Мох	Почва (горизонт), см		
			А—0	0—2	2—10			А—0	0—2	2—10			А—0	0—2	2—10
	Содержание, мг/кг														
Ртуть	0,043	0,026	0,004	0,030	0,040	—	0,010	0,020	0,025	0,025	0,180	0,027	0,040	0,010	0,03
Свинец	1,10	4,17	—	7,24	9,22	14,20	9,47	5,71	12,29	8,21	4,20	6,97	9,50	9,78	9,89
Кадмий	0,395	0,545	0,480	0,073	0,260	0,342	0,362	0,076	0,055	0,090	1,220	0,759	0,080	0,08	0,09
Цинк	17,30	42,90	—	28,42	29,71	4,90	12,20	26,35	41,59	29,92	13,90	13,50	20,09	26,7	34,35
Медь	5,0	2,50	—	2,98	4,54	0,80	2,23	4,09	6,36	6,20	1,70	2,23	9,50	9,78	9,80
Никель	1,40	0,50	3,60	—	12,25	1,80	5,80	—	12,50	2,10	2,37	—	3,0	9,20	17,95
Стронций	50,0	7,0	—	65,01	93,02	46,0	18,0	48,50	34,39	61,50	72,0	26,0	85,20	38,48	78,9
Цирконий	1,29	2,95	—	65,0	93,0	87,4	89,3	6,63	34,4	61,5	80,6	1,60	15,8	38,5	78,9
Барий	62,0	16,0	—	400,9	504,9	46,0	19,0	60,4	222,0	279,0	5,74	21,0	110,2	327,55	50,3
Бром	3,78	3,38	—	6,49	6,34	15,40	5,05	4,42	11,12	8,86	6,91	4,92	5,96	5,60	6,62
Рубидий	12,48	8,62	—	35,20	39,60	9,66	3,89	9,49	63,99	38,15	9,66	4,13	12,60	27,75	41,0
Молибден	0,29	0,28	—	2,25	1,10	0,24	0,05	4,14	6,28	1,96	0,29	0,94	1,53	5,58	2,64
Иод	0,14	0,14	—	1,02	1,53	0,15	0,11	1,06	1,41	1,82	0,15	0,13	1,20	1,38	1,32
Церий	—	—	—	58,85	76,44	—	—	15,50	40,0	51,06	—	—	15,20	39,85	58,70
Лантан	—	—	—	40,47	40,26	—	—	6,67	18,75	21,12	—	—	7,05	16,20	20,30
Неодим	—	—	—	17,25	24,07	—	—	4,36	16,60	13,60	—	—	5,14	15,00	20,22
Иттрий	—	—	—	4,53	7,96	—	—	1,06	10,90	5,58	—	—	1,25	3,34	10,64
	Содержание, г/кг														
Железо	0,11	0,48	—	20,35	32,15	0,11	0,54	2,45	42,66	26,81	0,06	0,75	9,63	24,71	44,00
Марганец	0,04	0,11	—	0,59	0,50	0,02	0,08	0,22	0,51	0,49	0,12	0,09	0,32	0,54	0,54
Калий	12,32	2,23	—	4,68	5,82	14,8	3,94	5,02	7,13	7,48	23,0	2,52	3,25	5,08	9,14
Кальций	11,64	5,93	—	6,34	5,98	53,0	4,33	12,5	13,44	13,53	36,1	6,60	13,5	16,35	9,62
Фосфор	3,88	2,59	—	0,87	0,91	5,78	1,73	0,80	0,79	0,78	10,63	8,88	0,71	0,45	0,93
Сера	2,84	1,36	—	0,60	0,68	2,94	1,01	0,84	0,69	0,68	7,53	2,39	0,64	0,66	0,48
Хлор	5,08	0,68	—	0,68	0,62	7,60	0,52	0,94	1,01	1,04	3,31	1,25	1,10	0,94	1,01
Титан	—	—	—	2,83	5,26	—	—	0,25	3,06	3,68	—	—	2,13	1,97	4,68
Кремний	—	—	—	144,5	140,0	—	—	163,5	271,3	214,8	—	—	117,0	124,8	145,4

кономерности проявились также и при исследовании горно-лесных экосистем бассейна Катуни. Полученные результаты могут быть объяснены из факта существования пространственной неоднородности атмосферного выпадения металлов, если предположить, что основное количество исследуемых токсичных элементов (в первую очередь, ртути) в хвое сосредоточено не внутри, а на поверхности хвоинок и содержание тяжелых металлов на поверхности хвоинок контролируется физико-химическим равновесием с потоками атмосферных выпадений без участия обмена с внутренним содержимым хвоинок.

Функциональная зависимость увеличения концентрации железа по мере увеличения абсолютного возраста зрелой хвои имеет вид кривой насыщения. С нашей точки зрения обнаруженный возрастной тренд не является свидетельством существования процесса биологической аккумуляции железа, поступающего в хвою из почвы в результате корневого поглощения. Известно [9], что значительная часть железа поступает на подстилающую поверхность из атмосферы в составе гравитационно оседающих частиц крупного (диаметр более 5 мкм) размера. Динамически равновесный запас частиц такого размера на единице площади поверхности хвои определяется в основном соотношением интенсивностей двух противоположно направленных процессов: седиментационным накоплением частиц в периоды сухой безветренной погоды и смывом частиц во время дождя, а также их сдуванием порывами сильного ветра. Учитывая, что увеличение абсолютного возраста хвои неизбежно сопровождается ее перемещением внутрь кроны дерева, а количество дождевых осадков, проникающих сквозь толщу кроны хвойного дерева, и сила продувающего ее ветра закономерно возрастает от практически нулевых значений в приствольной части до максимальных на периферии кроны, можно полагать, что динамически равновесный уровень запаса седиментированных частиц, содержащих железо, на единице поверхности хвоинки повышается от периферии внутрь кроны, что совпадает с направлением перемещения хвои относительно пространства кроны по мере увеличения ее абсолютного возраста и приводит к образованию псевдовозрастного тренда концентрации железа. Следует отметить, что большинство других, изучаемых нами микроэлементов, находится в составе аэрозольных частиц, размер которых близок к мкм, а перемещение определяется в основном не молекулярной, а турбулентной диффузией. Воздушные микровихри, увлекая за собой частицы данного размера, скользят по поверхности неподвижного слоя воздуха, образующегося над листом в силу шероховатости, присущей наружным покровам листовой пластинки. Это приводит к тому, что аэрозольные частицы с масс-медианным диаметром 0,1—1 мкм наименее интенсивно осаждаются на поверхность листьев [10]. В пользу отсутствия возрастного тренда микроэлементов в хвое фоновых районов свидетельствуют данные экспериментов, которыми установлено, что после обработки хвои хлороформом, растворяющим эпикутикулярный восковой

покров хвоинок, концентрация железа в хвое старших возрастов становится одинаковой с концентрацией в однолетней хвое. Истинно возрастные тренды выявляются только у таких макроэлементов, как калий, кальций, магний, фосфор и азот.

Результаты полевых экспериментов были использованы для разработки методики наблюдений за динамикой накопления загрязняющих веществ в растительном покрове суши, в соответствии с которой выполнены отбор проб и обработка результатов определения содержания элементов в хвое основных лесообразующих пород Горно-Алтайского региона (см. табл. 1).

Как показали исследования поведения ртути и других микроэлементов в корнеобитаемом слое почвы [1, 4, 6, 8, 11], при поступлении металлов в почву с атмосферными осадками или талыми водами максимум накопления образуется вблизи поверхности почвы, причем основное количество поступающего элемента сорбируется твердой фазой почвы и образует соединения, практически нерастворимые в воде и наиболее распространенных органических растворителях. Эффект накопления техногенных металлов в верхних слоях почвы, связанный с их поступлением преимущественно из атмосферы, наиболее ярко проявляется на территориях, подверженных значительной антропогенной нагрузке, однако заметный градиент концентраций в почве наблюдается также в районах, находящихся вне зоны прямого влияния выбросов промышленных предприятий [1, 2, 4].

Как видно из данных табл. 2, концентрации техногенных металлов, таких, как свинец, ртуть, кадмий, никель, распределены сравнительно равномерно по профилю корнеобитаемого слоя почвы на каждом из обследованных полигонов, тогда как концентрации типичных терригенных элементов (например, железо, титан, цирконий, редкоземельные металлы) закономерно возрастают с увеличением глубины отбора. Однако если учесть, что большинство токсичных элементов являются легколетучими и переносятся в атмосфере, как правило, в составе мелкодисперсных аэрозолей, способных участвовать в глобальных процессах переноса воздушных масс, то можно считать, что в настоящее время содержание микроэлементов в наземных экосистемах бассейна Катуни близко к естественному (см. табл. 1, 2) и с точки зрения загрязнения тяжелыми металлами регион находится в условиях, которые следует рассматривать как фоновые. Повышенной по сравнению с другими фоновыми районами [3, 6, 7] концентрации ртути в травянистой и древесной растительности обследуемого района не наблюдается, несмотря на наличие здесь ее промышленных месторождений.

Предложения к программе наблюдений за состоянием хвойно-лесных экосистем

Для оценки состояния горно-лесных экосистем Алтая в рамках программы экологического мониторинга фоновых территорий в качестве первоочередных можно предложить следующий комплекс

наблюдений, обеспеченный к настоящему времени методическими разработками.

1. Наблюдения за состоянием ассимиляционного аппарата основных лесообразующих пород региона предлагается проводить с целью анализа трендов изменения индексов роста загрязненности атмосферы тяжелыми металлами и оценки физиологического состояния деревьев.

Для этого следует выполнять ежегодный отбор ветвей с хвоей до пятилетнего возраста для количественной оценки поврежденности отпада хвои (%) по годам, определения биометрических параметров побега текущего года (длина и масса побега, длина, число, масса и цветность хвои) и последующего анализа хвои на содержание макроэлементов (углерод, азот, фосфор, сера, кальций, магний, калий) и микроэлементов, включая приоритетные токсичные элементы (свинец, ртуть, кадмий, мышьяк).

Предпосылками для включения в программу мониторинга данных типов наблюдений являются: а) результаты экспериментов, на основании которых установлено, что основная доля (около 90 %) общего содержания тяжелых металлов в хвое связана с поверхностным загрязнением, интенсивность которого пропорциональна концентрации металла в атмосферном воздухе; б) возможность судить о физиологическом состоянии деревьев по интенсивности прироста ассимиляционных органов и по концентрации в них биогенных элементов.

2. Для оценки интенсивности потока атмосферного осаждения микроэлементов, поступающих под полог лесных экосистем, предлагаем использовать метод, широко применяемый в Скандинавских странах, а также в рамках международных программ. Метод основан на биологически присущей напочвенным мхам атмосферной природе минерального питания и заключается в ежегодном количественном отборе верхних сегментов однолетнего прироста мхов определенных видов на учетных площадках размером 20×20 см с последующим анализом микроэлементного состава (железо, марганец, медь, цинк и т. д.), включая приоритетные элементы (свинец, ртуть, кадмий, мышьяк).

3. Учитывая главную роль древесного яруса в функционировании лесных экосистем, предлагаем в целях определения трендов в изменении таксационных показателей состояния и прироста древесного яруса проводить один раз в пять лет дендрометрическую съемку пробных площадей древостоев с определением радиального прироста стволов за последние пять лет.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Геохимия свинца в почвах нечерноземной зоны с различной техногенной нагрузкой/Г. Д. Белицина, Ю. К. Вертинский, И. Я. Дронова и др. — В кн.: Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеоиздат, 1985, с. 125—130.

2. Карабань Р. Т., Руднева И. А. Накопление металлов техногенного происхождения в почвах и древесной растительности. — Труды ИПГ, 1988, вып. 72, с. 53—65.

3. Нейтронно-активационный анализ почв и растений фоновых районов СССР/В. А. Петрухин, Л. А. Лапенко, Т. Б. Чичева и др. — В кн.: Ядерно-физические методы анализа в контроле окружающей среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1987, с. 85—90.

4. О накоплении никеля в почве и древесной растительности лесонасаждений, произрастающих вокруг предприятий цветной металлургии/Р. Т. Карабань, И. М. Назаров, И. А. Руднева и др. — В кн.: Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеоиздат, 1985, с. 109—117.

5. Оценка изменения загрязнения атмосферы по анализу элементного состава разновозрастной хвои с использованием метода РФА/И. Я. Николишин, Б. Н. Фомин, О. Г. Максимова и др. — В кн.: Тезисы докладов выездной сессии Научного совета по приложению методов ядерной физики в смежных областях, Байкальск, 1991, с. 12.

6. Сезонная динамика содержания и проведение ртути в почве биополигона «Ледник Абрамова»/Г. Н. Воронская, И. Я. Николишин, Б. Н. Фомин и др. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1988, т. 11, с. 78—83.

7. Тяжелые металлы в объектах природной среды биосферного заповедника Сары-Челек/И. Я. Николишин, Г. Н. Воронская, А. А. Рудкова и др. — В кн.: Ядерно-физические методы анализа в контроле окружающей среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1987, с. 23—28.

8. Фомин Б. Н., Николишин И. Я., Воронская Г. Н. Исследование миграции ртути и кадмия в системе «атмосфера — растение — почва» с использованием изотопно-трассерных экспериментов в многоотсековых экостатах. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1992, т. 14, с. 103—118.

9. Cocnen B., Ronneau C., Cara I. Accumulation of air pollutants by a spruce forest in Eastern Belgium. — Water, Air and Soil Pollution, 1987, vol. 36, p. 231—237.

10. Fowler D., Leith D. L. Biophysical mechanisms in the uptake of air pollutants. — Staub. Reinhaltung der Zuft., 1985, B. 45, N 6, p. 253—256.

11. Tamura R., Zuruzaki N., Hirano Y., Mizushima Y. Evaluation of mercury contamination using plant leaves and humus as indications.— Chemosphere, 1985, vol. 14. N 11/12, p. 1687—1693.

STUDIES OF THE ELEMENTAL COMPOSITION OF THE COMPONENTS OF CONIFEROUS FOREST ECOSYSTEMS IN THE KATUN BASIN

O. G. Barkalova, I. Ya. Nikolishin, B. N. Fomin

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

T. S. Papina

Institute of Water and Ecology Problems, Russian AS, Siberian Branch

The paper presents the studies of current levels of a wide range of biogenous and toxic elements in the following components of coniferous forest ecosystems in the Katun basin: trees and bushes, mosses and grasses, litter and soil cover. The studies indicate that from the viewpoint of heavy metal pollution the current state of the Katun basin terrestrial ecosystems is close to the background one. The authors present proposals on a programme of observations of coniferous forest ecosystem state to be implemented within the framework of ecological monitoring of background areas.

КИСЛОТНОСТЬ И СОДЕРЖАНИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ДОЖДЕВЫХ ОСАДКАХ В ОКРЕСТНОСТЯХ ДВУХ НИКЕЛЕВЫХ КОМБИНАТОВ

И. М. Брускина, Р. Т. Карабань, Т. И. Сисигина

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Химический состав атмосферных осадков отражает поступление в воздушный бассейн различных ингредиентов природного и антропогенного происхождения. Изучение загрязнения осадков активно проводится во многих регионах мира. Результаты таких исследований в нашей стране обобщены в [12]. Здесь показано, что формирование химического состава осадков — сложный процесс, в котором значительную роль играют метеорологические условия. В связи с этим на основании экспериментальных данных рассмотрены временны́е и пространственные изменения содержания группы основных макроионов, выпадающих с дождями и снегом. В работах [4, 12, 15 и др.] отмечена зависимость концентрации ионов от количества осадков. Результаты систематических наблюдений в биосферных заповедниках [1] позволяют оценить химический состав осадков на сравнительно чистых территориях. Вклад антропогенного фактора в загрязнение осадков и их закисление подробно рассмотрены в [6]. Здесь показано, что с увеличением темпов загрязнения атмосферного воздуха продуктами промышленных выбросов в мире возникла проблема закисления дождевых осадков, оказывающих вредное воздействие на различные объекты окружающей среды, в том числе на почву и растительность. В связи с возрастающей опасностью воздействия загрязняющих веществ на лесные экосистемы, например, в ФРГ проведен большой комплекс исследований [13], в ходе которых, в частности, выявлены некоторые закономерности изменения химического состава осадков при их контакте с лесными массивами.

В рамках программы изучения поражения хвойных лесов продуктами антропогенных выбросов в атмосферу, в продолжение ранее выполненных комплексных наблюдений за состоянием растительности и загрязнением природных сред [2, 8], в 1986—1989 гг. нами были проведены экспедиционные исследования степени закисления и химического состава осадков в окрестностях комбината „Североникель“ в Мончегорске (Мурманская обл.) и Уфалейского никелевого комбината (УНК) (Челябинская обл.).

Характеристика объектов исследований; система наблюдений и методы анализа проб

„Североникель“ и УНК являются мощными источниками загрязнения атмосферы. Приоритетные продукты в составе выбросов — диоксид серы, аэрозоли сульфатов, никеля и меди. Обследованные объекты различаются как по массе годовых выбросов

(выбросы диоксида серы от комбината „Североникель“ примерно в два раза превышают выбросы УНК), так и по некоторым физико-географическим условиям, определяющим закономерности рассеяния факелов.

Мончегорск расположен на равнине, осложненной глыбовыми массивами с колебаниями абсолютных высот 150—400 м. Среднемноголетняя роза ветров остро вытянута в меридиональном направлении (повторяемость северных ветров — 24 %, южных — 34 %). Максимальная высота труб — 250 м. Региональный фон загрязнения воздуха в окрестностях Мончегорска формируется за счет выбросов основных предприятий Кольского полуострова в Оленегорске, Кировске, Апатитах, Кандалакше, а также солями, поступающими с морскими воздушными массами. В окрестностях Верхнего Уфалея — слабохолмистый рельеф с превышениями над уровнем долин — 50—100 м. Наибольшая повторяемость юго-западных ветров 20 %, западных — 29 % (среднемноголетние данные). Максимальная высота труб — 150 м. Региональный фон загрязнения в районе Верхнего Уфалея обусловлен выбросами предприятий Южного и Среднего Урала.

Пункты наблюдений располагали в сосновых лесах, подвергавшихся вредному воздействию промышленных выбросов, на различном расстоянии от комбинатов; учитывали розу ветров и экспозицию элементов рельефа по отношению к направлению возможного переноса факелов. В окрестностях УНК пробы отбирали в зонах среднего поражения леса, на расстоянии 1,5—4 км от источника, а также — в зоне слабого повреждения, на расстоянии 9 и 15 км. Большинство точек было размещено в северо-восточном секторе, для которого характерна наибольшая повторяемость ветров со стороны источника выбросов. В зоне действия комбината „Североникель“, с учетом остро вытянутой розы ветров, девять пунктов были расположены в меридиональном направлении: на юг до расстояния 47 км; на север — до расстояния 24 км от источника выбросов на участках с различной степенью поражения леса: от слабого (скрытого) до полного (зона техногенной пустыни).

В каждом пункте отбирали по три вида проб: на открытых полянах, под кронами деревьев, стоки со стволов. В качестве водосборников использовали полиэтиленовые пакеты, укрепленные на металлических подставках (в одном пункте — по три водосборника для каждого вида проб). Смывы со стволов собирали в полиэтиленовые бутылки, подвешенные на высоте 1,5—2 м от поверхности почвы на укрепленные вокруг стволов резиновые манжеты с отверстиями. Как правило, пробы собирали после прохождения дождя в течение суток. В отдельных случаях, при повторяющихся кратковременных маломощных ливнях, объединяли пробы осадков, выпавших за 2—3 сут. Использованные методические приемы позволили получать только полную пробу (без разделения по фазам дождя и без отсечки возможных „сухих“ выпадений), поэтому результаты анализа характеризуют средние концентрации ингредиентов в дождях, выпавших за кон-

кретный период сбора осадков. Для выявления границ зоны импактного воздействия промышленных выбросов в атмосферу собирали сухие выпадения. С этой целью в местах наблюдений за осадками устанавливали планшеты из фильтроткани ФПП-15 (площадь 0,25 м^2, высота над поверхностью почвы — 1,5 м) [10]. Длительность одного периода экспозиции 3—7 суток (преимущественно при сухой погоде).

Пробы дождевой воды после отбора фильтровали через бумажный фильтр „синяя лента“ для отделения растворимых форм макро- и микроэлементов от взвешенных частиц. Фильтрат консервировали, добавляя 5 мл концентрированной азотной кислоты на 1 л. Сухие выпадения на планшеты смывали бидистиллированной водой для определения воднорастворимых компонентов. С этой целью для каждой пробы выделяли часть ткани планшета площадью 100 см^2. Анализ проводили в 2—3-кратной повторности.

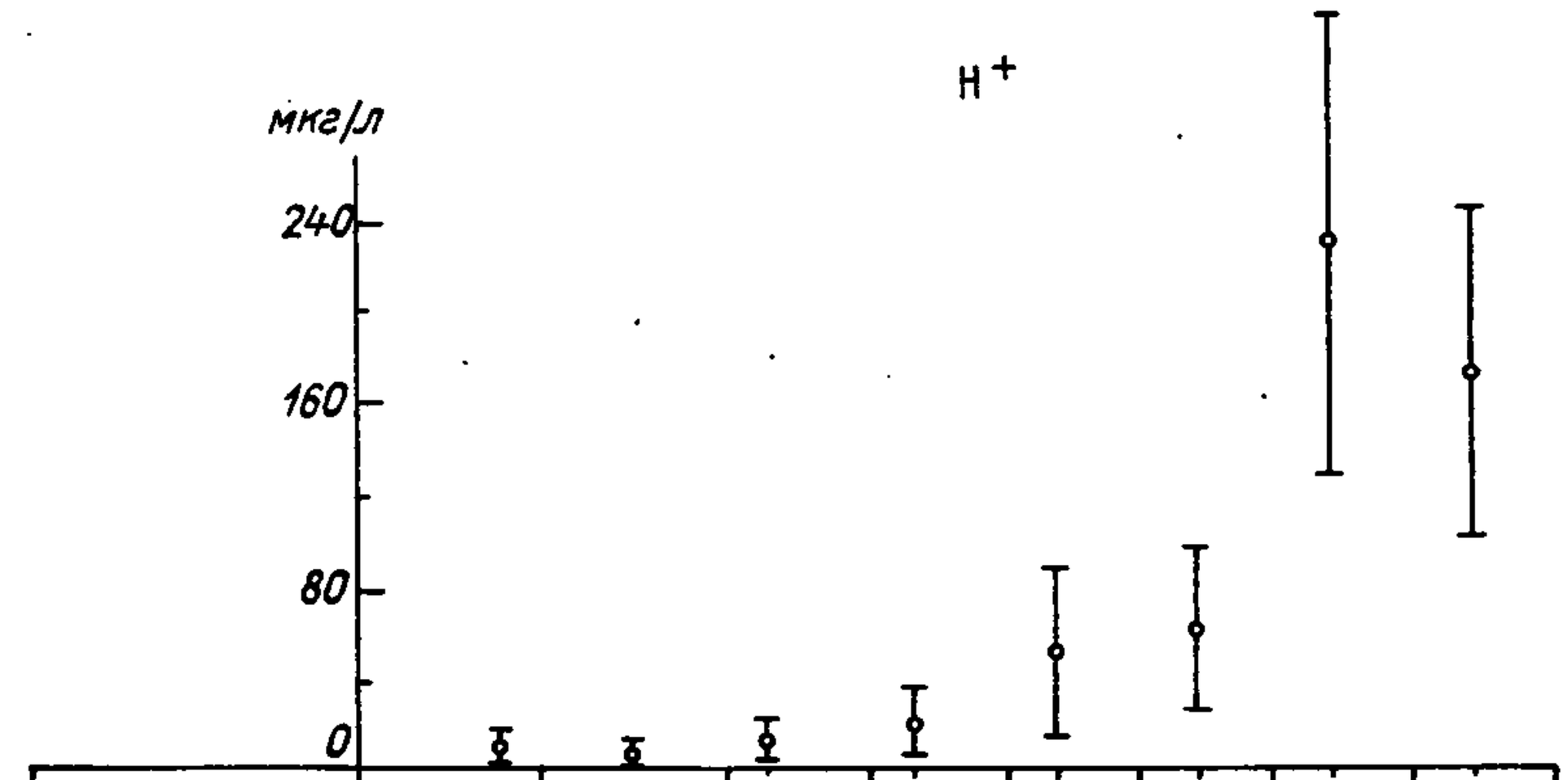
Концентрацию ионов водорода определяли на иономере ЭВ-74 с помощью стеклянного электрода, используя для сравнения хлор-серебряный электрод. Сульфат—нитрат—хлорид—ионы и ионы аммония определяли спектрометрически по методикам, описанным в [11]. В отдельных случаях использовали метод ионной хроматографии. Определение ионов K^+, Na^+, Ca^{2+} проводили методом пламенной фотометрии, ионы магния и тяжелые металлы — методом атомно-абсорбционной спектрометрии в воздушно-ацетиленовом пламени на приборе Varian—4A.

Для характеристики метеорологической ситуации в периоды выпадения осадков были использованы данные систематических наблюдений на местных метеостанциях в Уфалее и Мончегорске.

Результаты наблюдений

Степень загрязнения дождевых осадков продуктами промышленных выбросов в атмосферу в окрестностях предприятий может изменяться как в пространстве, так и во времени. Пространственные вариации должны отражать вклад местного источника в загрязнение нижнего слоя атмосферы. Временны́е вариации обусловлены рядом факторов: предисторией загрязнения облачной массы, принесшей дождевые осадки в исследуемый район; метеорологической ситуацией и состоянием атмосферы в дни, предшествующие выпадению осадков; вкладом местных источников в загрязнение облачной массы; количеством осадков, выпавших при конкретном дожде. Полученные результаты будут рассмотрены с учетом некоторых из перечисленных факторов.

В окрестностях Верхнего Уфалея, в 6 пунктах наблюдений в летние месяцы 1987—1988 гг. были собраны пробы из 12 эпизодов дождей с количеством осадков 4—75 мм. В половине случаев это были ливни с грозой. Полученные результаты измерений позволили оценить временны́е и пространственные вариации pH осадков и концентрации в них 16 ингредиентов — макроионов и тяжелых металлов.



Дата	2 VII	4 VII	6 VII	20 VII	25 VII	11 VIII	13 VIII	17 VIII
Количество осадков мм	75,2	3,9	45,4	19,6	50,7	3,8	7,1	25,8
Направление и скорость ветра	ВЮВ 4–7	В 2–5	ВЮВ 1–3	ЮВ–ЮЗ 1–5	СВ и ЮЗ 1–5	Неуст. ССВ до З 1–2	Неуст. З–СЗ 1–2	Неуст. СЗ–С, З 1–3

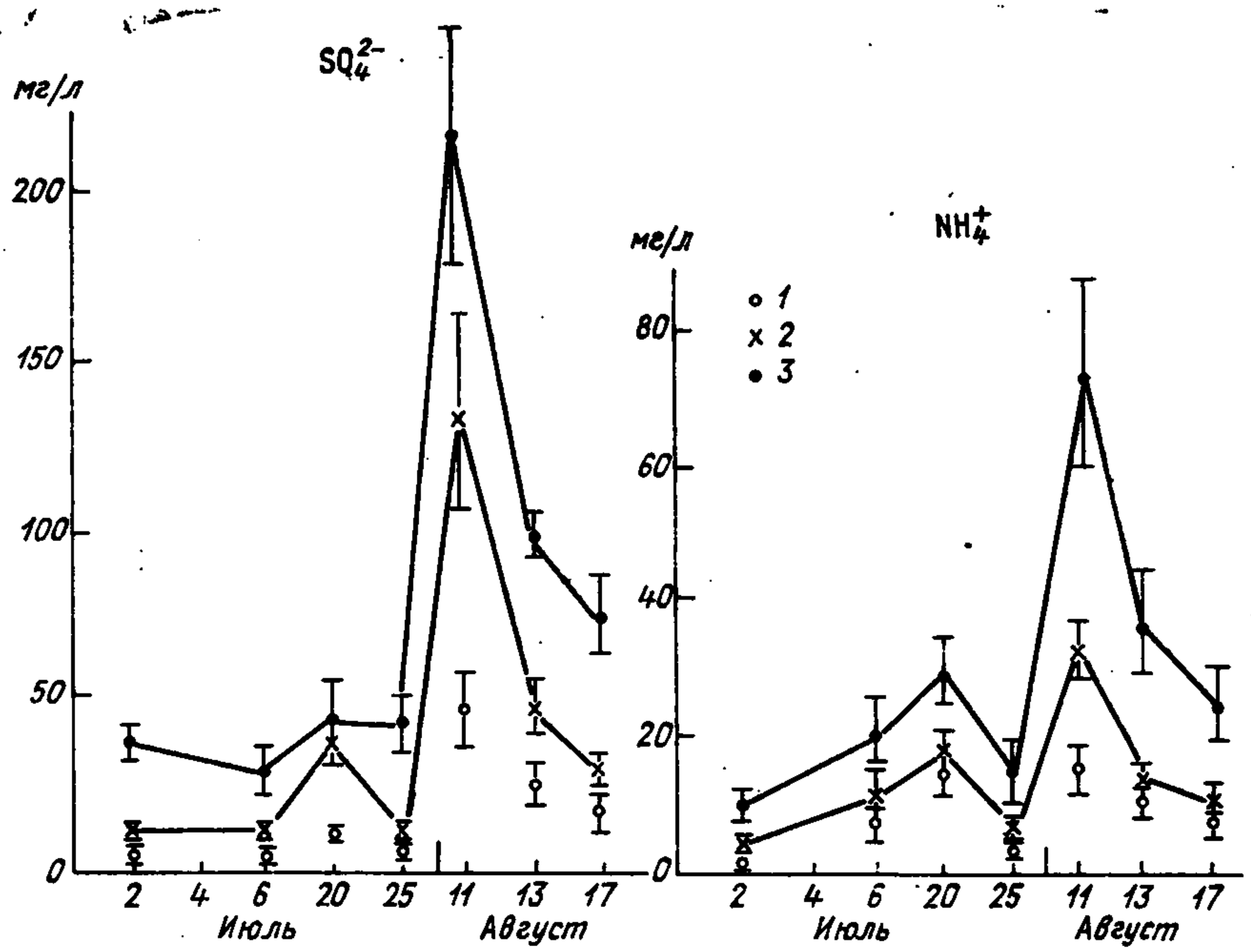


Рис. 1. Временные изменения концентрации H^+, SO_4^{2-}, NH_4^+ в дождевых осадках в окрестностях УНК, июль — август 1987 г.

1 — над открытым местом, *2* — смыв с кроны, *3* — смыв со ствола.

Для оценки временны́х вариаций были рассмотрены средние значения, рассчитанные по результатам проб, собранных за один день во всех пунктах наблюдений. Приведенные на рис. 1 временны́е изменения концентрации ионов водорода, сульфатов и аммония позволяют отметить следующие закономерности.

1. Имеет место единая временна́я изменчивость концентрации ингредиентов, измеренных в пробах, собранных на открытом месте, под кронами, в стоках со стволов (рис. 1).

2. Концентрация ионов водорода в осадках, собранных на открытых площадках, может изменяться больше чем на порядок (рис. 1), что свидетельствует о существенных вариациях кислотности. При этом максимальные значения измерены в пробах дождей, выпавших при слабом неустойчивом, преимущественно северо-западном и западном ветре, когда облачные массы распространялись в направлении от источника выбросов в сторону пунктов наблюдений (11, 13, 17 августа). При ветрах обратного направления (В и ЮВ) были минимальные концентрации H^+. Сходные закономерности наблюдаются и для ионов SO_4^{2-}, NH_4^+.

По результатам наблюдений 1987 г. в 40 % случаев pH составляла 4—5, в 60 % случаев — 5,1—6,5. В 1988 г. пробы с pH = 4—5 составляли 10 %, а в большинстве проб pH = 6—7, т. е. преобладали нейтральные осадки.

3. Отмечено увеличение концентрации большинства веществ в осадках небольшой мощности (4—7 мм). Это, видимо, обусловлено захватом первыми каплями дождя находящихся в воздухе газов и аэрозолей местного происхождения и последующим незначительным разбавлением малым количеством осадков, выпавших над данной территорией [12]. Как видно на рис. 2, в большинстве случаев четко прослеживается линейное убывание логарифмов концентрации с увеличением количества осадков. Исключение составляют данные для $Ni_{раств}$ (рис. 2*б*). Здесь показаны временны́е изменения концентрации $Ni_{раств}$ на различном расстоянии от источника выбросов; над проведенными линиями регрессии резко выделяются в сторону высоких значений концентрации никеля в пробах дождя 2 июля (количество осадков 75 мм) и 6 июля (количество осадков 45 мм). В первом случае дождь прошел после длительного периода сухой погоды с приподнятыми инверсиями ночью; во втором — при штилевой погоде (среднесуточная скорость ветра — 1,3 м/с). Эти обстоятельства способствовали формированию вокруг источника локального максимума концентрации $Ni_{раств}$, что и обусловило резкое повышение содержания никеля в дождевой воде.

Исходя из предположения экспоненциального закона убывания концентрации в зависимости от количества выпавших осадков (см. рис. 2), для определения параметров модели $y = a\exp(-bx)$ был проведен регрессионный анализ. С этой целью использованы нормированные ряды проб, собранных в конкретном пункте в различные дни (от 28 до 47 сравниваемых пар чисел). За единицу

принимали значения концентрации в пробах дождей с минимальным количеством осадков (4 и 7 мм). Для растворимых форм ионов основных ингредиентов выбросов УНК, вымываемых дождевой водой, зависимость концентрации (C_i) от количества выпавших осадков (h_i) выражается следующим соотношением: $C_i = 1{,}295 C_0 \exp(-0{,}033 h_i)$, где C_0 — концентрация конкретных ионов в дожде с минимальным количеством осадков ($h = 4$ мм). Средние значения: $a = 1{,}295 \pm 0{,}079$; $b = -(0.033 \pm 0{,}003)$. Коэф-

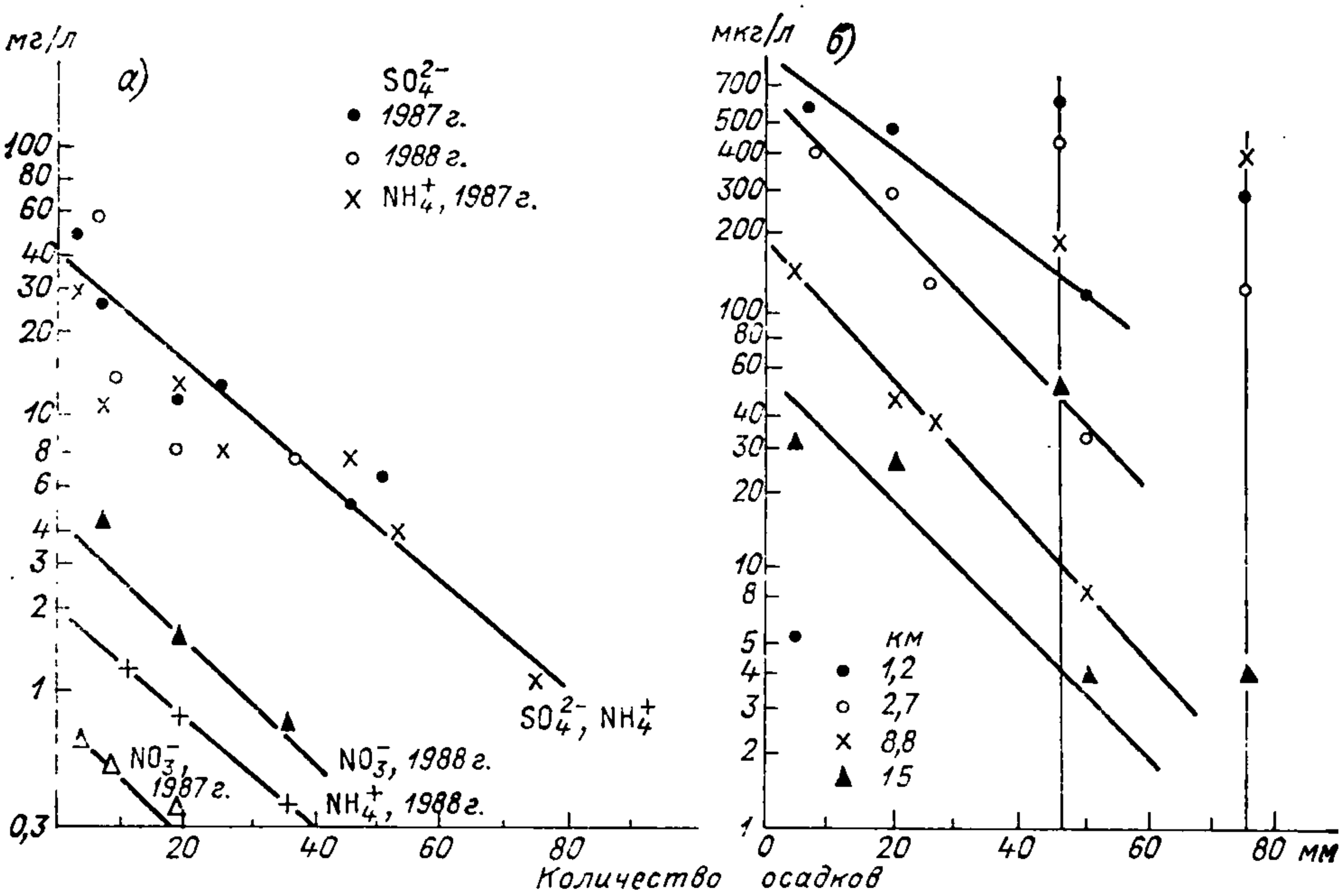


Рис. 2. Изменение концентрации в дождевой воде SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+ (*а*) и никеля растворимого (*б*) в зависимости от количества осадков в окрестностях УНК.

фициент корреляции $r = -(0{,}635 \pm 0{,}046)$. Наиболее высокая корреляционная связь концентрации с количеством осадков получена для ингредиентов, приоритетных в составе выбросов УНК: $Ni_{раств}$ $r = -0{,}80$; SO_4 $r = -0{,}71$; Ca $r = -0{,}95$. Для ионов K, Mn, Al не установлено связи концентрации с количеством выпавших осадков. Скорее всего, это обусловлено низким содержанием данных ингредиентов в выбросах УНК и их незначительным вкладом в региональный фон загрязнения атмосферы.

С учетом весовых содержаний всех измеренных ингредиентов рассчитана суммарная минерализация M (мг/л), обусловленная мелкодисперсными и растворимыми формами аэрозольных компонентов. Полученные значения M изменялись в пределах 18—113 мг/л и коррелируют с количеством выпавших осадков. По дан-

ным регрессионного анализа, общий вид этой связи $M_i = M_0\ 0{,}923 \exp(-0{,}0287 h_i)$, где M_0 — суммарная минерализация при минимальном количестве осадков ($h = 4$ мм). Вклад отдельных ионных групп в суммарную минерализацию был следующим: сульфат — ионы 22—55 % от M; ионы щелочной и щелочно-земельной группы — 15—70 %; микроэлементы — 0,5—10 %.

Для характеристики загрязнения осадков были рассчитаны средневзвешенные концентрации измеренных ингредиентов ($\bar{C}$). В качестве весовых показателей использованы отношения количе-

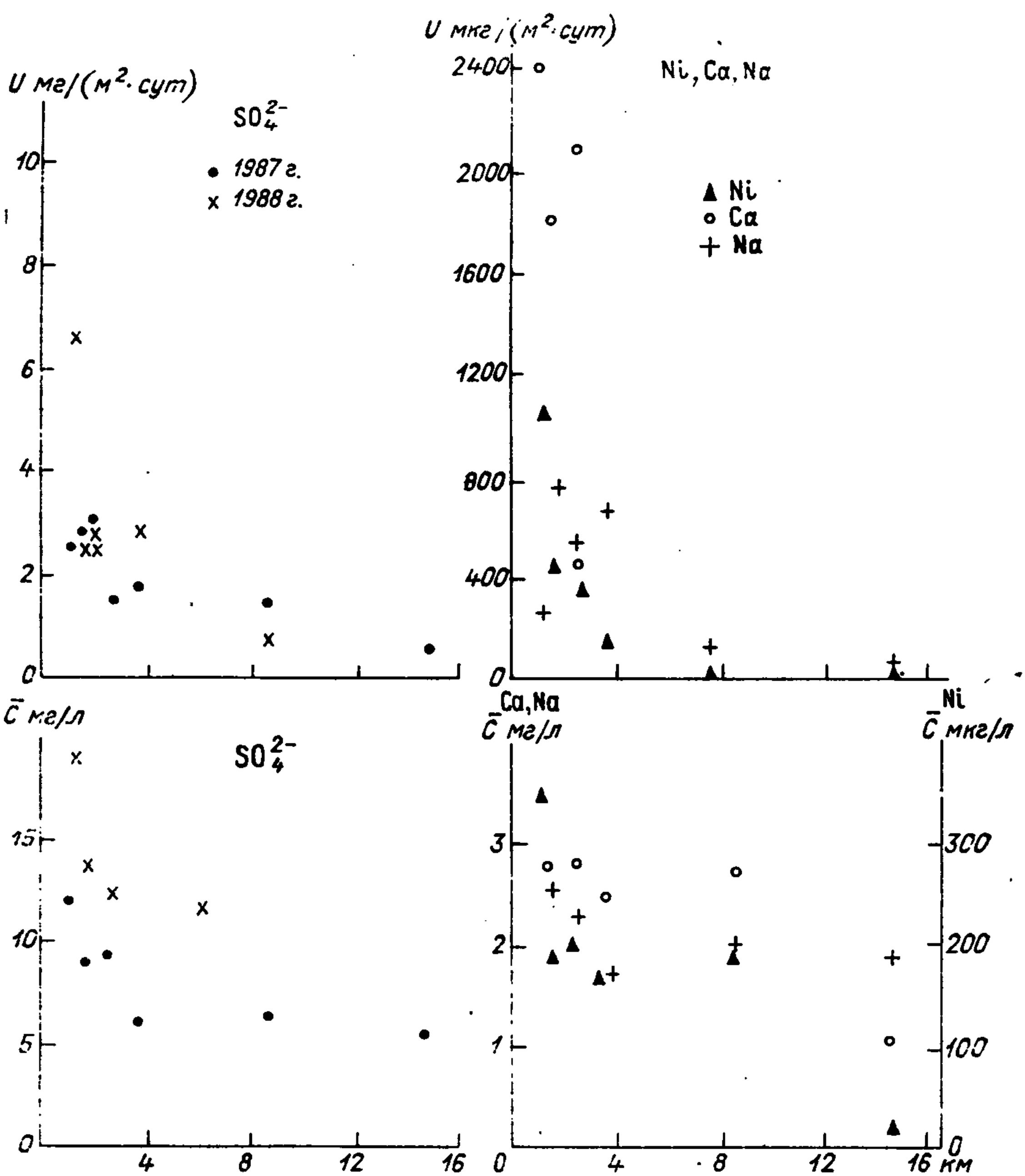


Рис. 3. Пространственное изменение средневзвешенных значений концентрации SO_4^{2-}, Ni, Ca, Na в дождевых осадках ($\bar{C}$) и интенсивность сухих выпадений на планшеты (U) в окрестностях УНК, июль — август 1987 и 1988 гг.

ства осадков в данный день к их сумме за весь период наблюдений. На рис. 3 приведены пространственные изменения величины $\bar{C}$ аэрозолей SO_4^{2-}, Na, Ca· Ni, приоритетных в составе выбросов УНК. Здесь также показаны значения интенсивности сухих выпадений на планшеты (U). Как видно на рис. 3, значения $\bar{C}$ и U имеют сходную тенденцию пространственного изменения: в ближней зоне (до 3 км) средние значения сравниваемых величин $\bar{C}$ и U в 2—3 раза больше таковых на расстоянии 15 км. Кислотность осадков с удалением от источника выбросов увеличивается: в ближней зоне (1,2—4 км) концентрация H^+ (рассчитанная по pH) составляла 3—21 мкг/л, на расстоянии 15 км — 55 мкг/л, т. е. в среднем различается на порядок. Вероятной причиной этому является более высокое содержание в пробах ближней зоны элементов щелочной группы (особенно Ca), о чем свидетельствует полученная линейная корреляционная зависимость между вкладами в суммарную минерализацию ионов щелочной группы и pH. Коэффициенты корреляции $r = 0{,}641$.

Судя по характеру пространственного изменения интенсивности сухих выпадений (см. рис. 3), граница импактного воздействия выбросов УНК ориентировочно проходит на расстоянии 8—10 км от источника.

В окрестностях Мончегорска, в зоне распространения выбросов комбината „Североникель“, в августе 1986 и 1989 гг. были собраны пробы семи дождей. В основном это были кратковременные ливни с небольшим количеством осадков ($h = 4$—6 мм, в одном случае $h = 14$ мм) при различных направлениях ветра. В ряде случаев осадки выпадали после периодов сухой погоды с повторяющимися приподнятыми инверсиями температуры в ночные и утренние часы. Для выявления возможных временны́х вариаций были рассчитаны средние значения концентрации ингредиентов в пробах конкретного дождя, собранных во всех пунктах наблюдений в окрестностях Мончегорска. При этом коэффициенты вариации (v %) в половине случаев составляли $v = 5$—40 %, максимально — до 110—120 %, что могло быть обусловлено как погрешностями анализа, так и возможной пространственной неоднородностью загрязнения атмосферы, обусловленной застойными явлениями в периоды приподнятых инверсий при слабом ветре. На рис. 4 приведены временны́е изменения средних значений концентрации сульфат-ионов и ионов H^+ для трех видов проб: собранных на открытом месте, под кронами сосен и в смывах со стволов. Как видно на рис. 4, средняя концентрация SO_4^{2-} в пробах дождя 6 августа, выпавшего после длительного периода сухой погоды и инверсий температуры, примерно в 10 раз выше по сравнению с таковой в пробах дождей, прошедших в последующий период. При этом имеет место сходная тенденция уменьшения концентрации во всех видах собранных проб (на открытой поляне, под кронами, сток со ствола).

Кислотность осадков в окрестностях комбината „Североникель“ в большинстве случаев была с pH < 5, что свидетельствует о преобладании слабокислой и кислой среды.

Суммарная минерализация (М) осадков, собранных в окрестностях Мончегорска, изменялась в значительных пределах от 15 мг/л в пробах 1986 г., до 50—70 мг/л — в пробах 1989 г. Напомним, что все оценки сделаны по результатам проб осадков ма-

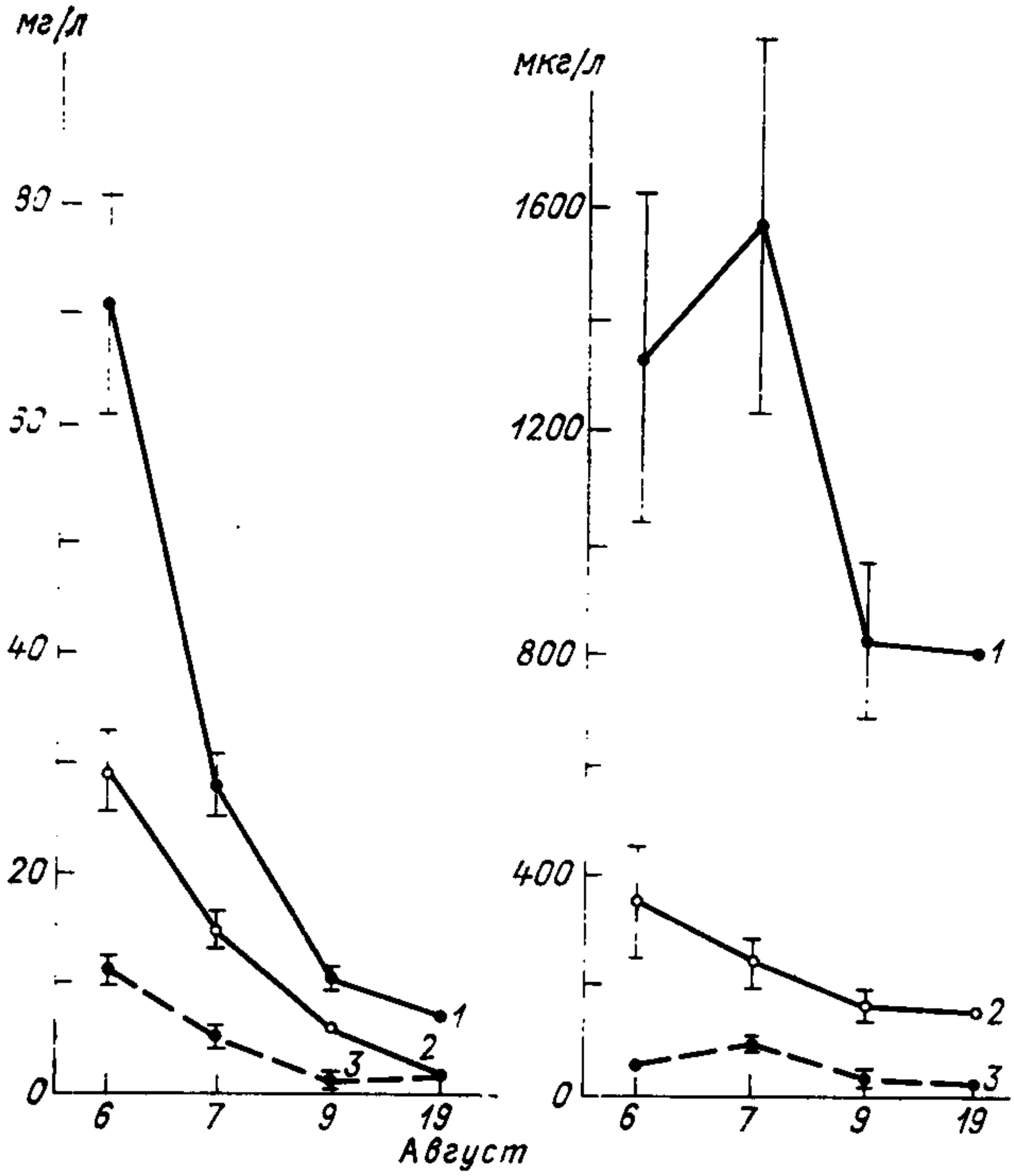


Рис. 4. Изменение средней концентрации сульфат-ионов (мг/л) и ионов водорода (мкг/л) в пробах дождей 6, 7, 9 и 19 августа 1986 г., Мончегорск.

1 **— смыв со ствола,** ***2*** **— смыв с кроны,** ***3*** **— на открытом месте.**

лой мощности. Вклад сульфатной группы в суммарную минерализацию составлял 30—50 %; щелочных элементов (Na, K, Ca, Mg) — 15—30 %; микроэлементов 2—3 %, хлорид-ионов (Cl) — 6—30 %.

Границы импактного уровня загрязнения выбросами комбината „Североникель“ оценены по пространственному потоку выпадений с осадками аэрозолей никеля и меди — приоритетных продуктов в составе выбросов. На рис. 5 приведены его значения для проб дождя 6 августа, прошедшего в период сформировавшегося ло-

кального поля загрязнения атмосферы. На рис. 5 приведены также значения интенсивности сухих выпадений U на планшеты за два периода экспозиции по 7—10 дней, различавшихся по метеоусловиям: в 1-м периоде повторяемость слабых ветров 32 %, штилей не было; во 2-м периоде — повторяемость штилей 21 %, слабых ветров 42 %. Максимальные значения получены во втором периоде экспозиции, когда были менее благоприятные условия для рассеяния и дальнего переноса факелов. Как видно на рис. 5, в ближней зоне, на расстоянии 10—12 км, выпадения никеля с осадками в 3—8 раз, а меди — в 8—20 раз больше таковых на расстоянии

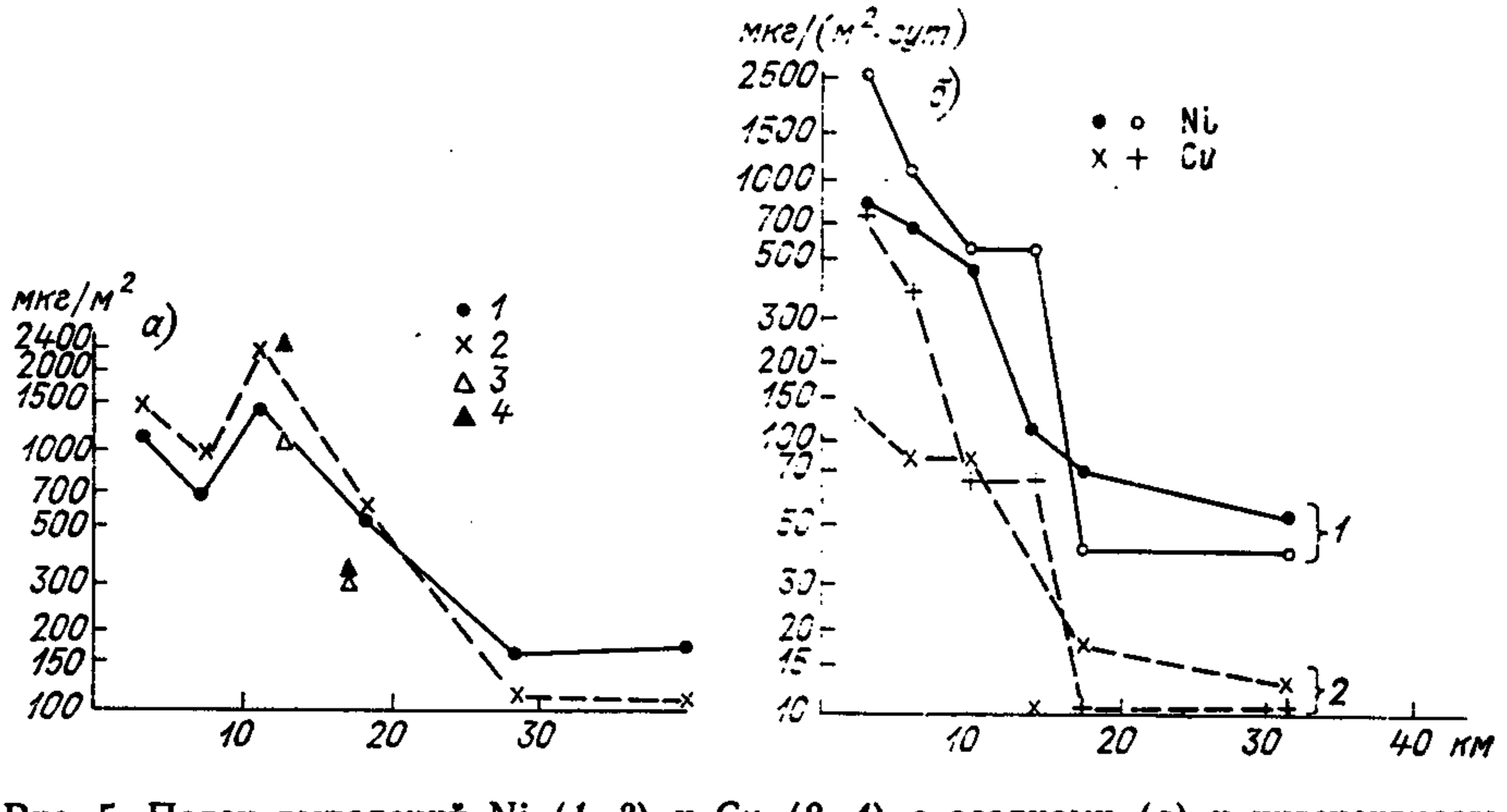


Рис. 5. Поток выпадений Ni (*1*, *3*) и Cu (*2*, *4*) с осадками (*а*) и интенсивность сухих выпадений на планшеты (*б*) на различном расстоянии от комбината «Североникель».

а) *1*, *2* — в пунктах, расположенных к югу от комбината, *3*, *4* — в пунктах, расположенных к северу от комбината; *б*) *1* — экспозиция 18—28 июля, *2* — экспозиция 8—22 августа.

40 км. Интенсивность сухих выпадений имеет еще бóльший пространственный градиент. Приведенные данные показывают, что формирование области повышенного загрязнения осадков микроэлементами от выбросов комбината „Североникель“ ограничивается импактной зоной в радиусе около 15 км. Аналогичная закономерность пространственного распределения Ni и Cu в вегетативных органах растительности исследованного района приведена в работе [5].

Для сравнительной оценки загрязнения осадков в окрестностях двух никелевых комбинатов в табл. 1 приведены средневзвешенные значения концентрации измеренных ингредиентов с выделением двух зон: первой — вблизи источника выбросов, где загрязнение осадков в основном обусловлено локальным максимумом поля распределения продуктов промышленных выбросов в атмосферу; второй — на расстоянии десятков километров, где концентрации предположительно приближаются к уровню регио-

Таблица 1

Средневзвешенные значения концентрации (мг/л) макро-ионов и микроэлементов в дождевых осадках в окрестностях двух никелевых комбинатов

Ингредиент	УНК		«Североникель»		Пункты регионального фона		
	Расстояние от источника, км				Высокая Дубрава	Красно-щелье	Приок-ско-тер-расный Б. З.
	1—4	15	3—12	30—40			
SO_4^{2-}	8,7	5,7	11,6	4,9	6,9	1,69	3,0[3]
NH_4^+	2,7	4,9	0,90[1]		1,42	0,35	0,58
NO_3^-	0,96	0,37	4,7	2,2	2,32	0,37	0,75
Na	3,67	1,9	3,1	0,83	0,7	0,45	0,16
K	2,4	1,4	0,92	0,43	0,35	0,25	0,21
Ca	3,25	1,14	1,35[1]		0,96	0,48	0,66
Mg	0,7	0,54	0,726[1]		0,12	0,06 (max)	0,078
Cl	0,88	0,63	4,7[1]		0,75	1,1	0,56
Al	0,88	0,63	0,090[1]		—	—	—
Fe	0,11	0,13	0,100[1]		—	—	—
Ni	0,228	0,026	0,080	0,020	—	—	0,0052[4]
Cu	0,024	0,006	0,100	0,020	—	—	0,0033
Cr	0,11	0,080	0,014[1]		—	—	—
As	0,16	0,080	0,005[1]		—	—	0,0009
Mn	0,043	0,019	0,020[1]		—	—	0,072
Zn	0,160	0,148	0,103	0,06	—	—	
H+	0,003—0,021	0,055	0,077	0,057	—	—	0,012
pH (пределы)	4,2—6,5	3,3—5,8	3,8—4,5	3,9—4,6	4,5—5,5	5,6—6,4	5,1—5,7
Минерализация	28,6±2,8 $v = 24,2$ %		28,7±4,0 $v = 48$ %		13,55	3,8	—
Число дней с дождями	12		7				
Количество осадков[2], мм	(3,9÷75)/306		(1,4÷14)/40		255	120	241 [1] 53 [9]

[1] Осреднение для профиля 3—40 км.

[2] Числитель — пределы выпадений за 1 дождь, знаменатель — сумма осадков за период наблюдений.

[3] SO_4^{2-}—Cl^- — данные [1] за июль—август 1986 г.

[4] Для микроэлементов — данные [9] за июль 1988 г.

нального фона. Например, в пункте наблюдений, расположенном на расстоянии 40 км на юг от комбината „Североникель“ вклад в загрязнение воздуха вносят и равноудаленные (на 40—50 км) промышленные предприятия Апатитов, Кировска, Кандалакши. В качестве характеристик возможного регионального фона использованы данные систематических наблюдений на двух сетевых станциях Роскомгидромета [3]: обсерватории Высокая Дубрава

(в 30 км на юго-восток от Екатеринбурга) и метеостанции в с. Краснощелье (в центре Кольского полуострова).

Значения концентрации, измеренные в Высокой Дубраве, отражают уровень фона в промышленной зоне Среднего Урала. Данные для метеостанции Краснощелье характеризуют чистый район Кольского полуострова, поскольку с. Краснощелье удалено от крупных промышленных центров Мончегорска, Апатитов, Кандалакши на 150—200 км.

В табл. 1 приведены также для сравнения данные о химическом составе осадков, собранных в Приокско-террасном биосферном заповеднике в Московской области [1, 9].

Как видно в табл. 1, в дождевых осадках, собранных в ближних окрестностях никелевых комбинатов (импактный уровень) выделяется максимум содержания ингредиентов, приоритетных для выбросов данных предприятий, в первую очередь сульфат-ионов и растворимого никеля, а также элементов щелочной группы. В то же время примерно для половины определявшихся ионов (таких, как NH_4, Cr, Mn, Fe и др.) в пределах обследованных профилей не установлено четкого горизонтального градиента концентрации.

Из табл. 1 следует, что загрязнение маломощных осадков (4—14 мм) в окрестностях комбината „Североникель“ существенно (в 2—7 раз) превышает концентрации ингредиентов, измеренных в пробах дождей из непромышленной зоны Кольского полуострова (с. Краснощелье). По сравнению с результатами измерений загрязнения осадков в Приокско-террасном заповеднике в ближних окрестностях двух никелевых комбинатов отмечено увеличение средневзвешенных значений концентрации сульфат-ионов в 4 раза, нитратов и аммония — в 2—5 раз, элементов щелочной и щелочноземельной группы — до 10 раз, никеля — в 20—60 раз, меди — в 10—40 раз, мышьяка — на 1—2 порядка.

В сосновых лесах, произрастающих в окрестностях Мончегорска и Верхнего Уфалея, исследован химизм дождевой воды при выпадении осадков над лесными массивами. В табл. 2 приведены значения кратности превышения концентрации измеренных ингредиентов в осадках, промывших кроны ($C_{кр}/C_{о.м}$) и в стоках со стволов ($C_{ств}/C_{о.м}$) по сравнению с концентрациями в дождях над открытыми полянами ($C_{о.м}$). Здесь видно, что в пробах, собранных под кронами, кислотность повышается на 20—30 %, а концентрация всех измеренных ингредиентов возрастает в 1,5—10 раз по сравнению с осадками над открытыми полянами; в стоках со стволов для аэрозолей Ni, Cu, Ca, Al, Mn отношение $C_{ст}/C_{о.м} = 10—20$. Следует отметить, что в двух исследованных районах установлена одинаковая степень увеличения концентрации соответствующих ингредиентов в осадках, промывших кроны или стекавших со стволов. Полученные данные согласуются по порядку величины отношения $C_{кр}/C_{о.м}$ (см. табл. 2) с результатами других авторов, например, [7, 14]. Таким образом, показано, что непосредственно к корневой системе деревьев с осадками посту-

Таблица 2

Среднее значение кратности превышения концентрации ионов в дождевых осадках под пологом леса ($C_{кр}$) и в стоках со стволов ($C_{ст}$) по сравнению с пробами, собранными на открытых полянах ($C_{оп}$)

Ингредиент	Сосна обыкновенная				Ель канадская, Германия [14]
	Мончегорск		Верхний Уфалей		
	$C_{ст}/C_{оп}$	$C_{кр}/C_{оп}$	$C_{ст}C/_{оп}$	$C_{кр}/C_{оп}$	$C_{кр}/C_{оп}$
SO_4^{2-}	7,5	3,5	5,7	2,4	4—6
NO_3^-	1,9	1,2	1,7	0,7	3—4
Cl^-	2,6	2,0	4,7	2,2	3—4
NH_4^+	3,2	1,6	6,7	2,3	—
Na	3,5	1,5	1,4	1,3	2,5—3
K	8,9	5,0	3,1	2,6	6—8
Ca	9,9	5,0	1,8	1,5	3—5
Mg	6,5	4,7	4,5	2,8	2—5
Ni	13,9	7,5	17,8	6,2	—
Cu	20,1	10,4	18,4	11,7	—
Mn	14,8	7,9	8,6	4,5	20—70
Fe	6,8	3,9	16,7	7,3	—
Al	10,3	5,3	11,8	5,7	—
Zn	4,6	1,3	4,8	3,5	—
Cr	1,3	1,2	2,1	1,5	—
As	3,9	1,8	6,1	2,3	—
pH	0,7	0,8	0,67	0,88	—

пает вода, дополнительно обогащенная кислотообразующими соединениями и микроэлементами, смытыми с поверхности кроны и ствола.

Заключение

1. Исследования загрязнения дождевых осадков в окрестностях двух никелевых комбинатов показали сходные закономерности временны́х и пространственных вариаций концентрации ингредиентов, приоритетных в составе выбросов. В зависимости от метеорологических условий концентрация загрязняющих веществ может изменяться в несколько раз, до порядка. При этом функциональная связь концентрации с количеством выпавших осадков за один дождь хорошо аппроксимируется экспонентой.

2. Полученные результаты позволяют оценить роль выпадающих с осадками тяжелых металлов как фитотоксичных веществ. В табл. 3 приведены сравнительные характеристики кислотности и содержания никеля в осадках над территорией с разной степенью поражения леса.

Как видно из табл. 3, характер поражения сосновых лесов в ближних окрестностях двух сравниваемых предприятий нахо-

Таблица 3

Характеристика кислотности и содержания никеля растворимого в осадках, выпадавших над участками с различной степенью поражения леса промышленными выбросами в атмосферу

Объект исследования	Расстояние от источника, км	Степень повреждения леса	Средняя кислотность осадков		Средневзвешенная концентрация никеля, мкг/л
			pH	qH^+, мкг/л	
УНК	1—4	Средняя	4,2—6,5	3—21	300
«Североникель»	3—12	Полная и сильная	3,83—4,5	77	97

дится в прямой зависимости от степени кислотности дождевых осадков. В пробах дождей, собранных над зонами с полным и сильным поражением леса в окрестностях комбината „Североникель“, преобладали кислые и слабокислые осадки (средневзвешенная концентрация ионов водорода — 77 мкг/л), а концентрация никеля растворимого — 97 мкг/л. В окрестностях УНК, где отмечена средняя степень повреждения леса, содержание ионов водорода существенно ниже, а концентрация растворимого никеля в три раза больше, чем в окрестностях „Североникеля“. Это свидетельствует о подчиненной роли никеля как фитотоксичного вещества (по сравнению с диоксидом серы — основным фактором закисления осадков). Данное утверждение согласуется с выводами, сделанными на основании обширных комплексных исследований связи поражения хвойных лесов с загрязнением воздуха, почвы и растительности в окрестностях тех же предприятий, где исследовали загрязнения осадков [8]. В то время как для диоксида серы получена прямая количественная связь между дозовой нагрузкой воздействующего SO_2 и степенью поражения растительности [2], по наблюдениям на площадях с одной и той же степенью поражения хвойных лесов в окрестностях УНК отмечено вдвое большее, чем в районе „Североникеля“, содержание никеля, накопленного в почве и растительности [5].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бюллетень фонового загрязнения окружающей природной среды в регионе восточно-европейских стран — членов СЭВ. — М.: Гидрометеоиздат, 1987, вып. 5.

2. Воздействие пылегазовых выбросов промышленных предприятий на сосновые северотаежные леса/Л. И. Болтнева, А. А. Игнатьев, Р. Т. Карабань и др. — Экология, 1982, № 4, с. 37—43.

3. Ежемесячные данные по химическому составу атмосферных осадков за 1981—85 гг. — Л., 1989. — 196 с.

4. Елпатьевский П. В., Нестеров В. Н. Химический состав атмосферных осадков Сихоте-Алинского биосферного заповедника как показатель фоновых характеристик атмосферы. — В кн.: Прикладные аспекты программы «Человек и биосфера». М., 1983, с. 196—212.

5. Карабань Р. Т., Руднева И. А., Сорокин С. Е. Техногенные металлы в растительности и лесной подстилке хвойных лесонасаждений. — Труды ИПГ, 1988, вып. 72, с. 81—98.
6. Кислотные дожди/Ю. А. Израэль, И. М. Назаров, А. Я. Прессман и др. — Л.: Гидрометеоиздат, 1989. — 269 с.
7. Кулагина М. А. Химизм дождевых осадков, проникающих под полог леса в Красноярской лесостепи. — В кн.: Гидроклиматические исследования в лесах Сибири. М.: Наука, 1967, с. 111—118.
8. Основы биологического контроля загрязнения окружающей среды. — М.: Гидрометеоиздат, 1988. (Труды Института прикладной геофизики, вып. 72).
9. Оценка состояния загрязнения атмосферы фоновых районов СССР тяжелыми металлами/Л. В. Бурцева, Л. А. Лапенко, Э. Я. Кононов и др. — В кн.: Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1990, вып. 3—21.
10. Сисигина Т. И., Фрыгин В. Ф. Загрязнение приземного слоя воздуха аэрозолями металлов в окрестностях предприятий цветной металлургии.— Труды ИПГ, 1988, вып. 72, с. 53—64.
11. Унифицированные методы мониторинга фонового загрязнения природной среды. — М.: Гидрометеоиздат, 1986. — 180 с.
12. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР/В. М. Дроздова, О. П. Петренчук, Е. С. Селезнева, П. Ф. Свистов. — Л.: Гидрометеоиздат, 1964. — 209 с.
13. Atmospheric pollutiants in forest areas.— Dordrecht, 1986. — 287 p.
14. Brechtel H., Balazs A., Lehnardt D. Precipitation input of inorganic chemicals in the open fild and in forest stands. Results of investigations in the State of Hesse. — In: Atmospheric Pollutants in Forest Areas. Dordrecht, 1986, p. 47—69.
15. Zimmermann R. Temporal variations of trace substances during individual rain events. — In: Atmospheric Pollutants in Forest Areas. Dordrecht, 1986, p. 155—164.

PRECIPITATION ACIDITY AND POLLUTANT LEVELS AROUND TWO NICKEL COMPLEXES

I. M. Bruskina, R. T. Karaban, T. I. Sisigina

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

Studies were conducted in the vicinity of the SEVERONIKEL complex (Kola Peninsula) and Ufalej nickel complex (South Urals). Samples were collected in open forest glades and under pine crowns together with water running down the trunks. Spatiotemporal variations of trace and major ion concentrations in precipitation during rain events of varying intensity were assessed. An inverse dependence of the concentration on precipitation amount was established. Calculations were performed of mean weighted levels of trace and major ions in precipitation that was observed in the immediate vicinity of the pollution sources and at distances of some tens of kilometers. It was established that for most of the components measured their levels in undercrwon throughfall and water running down the trunks were 2—20 times higher than in samples collected in the glades; for nickel and copper they were 15—20 times higher.

РЫБЫ КАК ОБЪЕКТ МОНИТОРИНГА ЗАКИСЛЕНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

М. С. Галина

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Возможность мониторинга состояния водных объектов с использованием рыб обусловливается сравнительной доступностью объектов исследования и информативностью данных благодаря множественному характеру изменений морфо-физиологических и биохимических параметров под влиянием загрязняющих веществ [3]. Такие исследования достаточно традиционны как в нашей стране, так и за рубежом и насчитывают обширную библиографию. Однако за последнее время в ряде регионов наряду с уже исследованными веществами (пестицидами, органохлоридами, тяжелыми металлами и т. д.) на первое место выдвинулся новый фактор, представляющий реальную опасность для пресноводных экосистем — закисление пресноводных водоемов. В настоящее время проблема закисления особенно остро возникает перед Скандинавскими странами и Северной Америкой, а на территории России — перед водоемами Карело-Кольской лимнологической области, которая находится в гидрогеологических условиях, сходных с водоемами Скандинавии. В связи с этим в последнее десятилетие за рубежом активно проводятся программы изучения действия закисления на представителей различных эколого-систематических групп, среди которых ихтиофауна водоемов по своему значению занимает одно из первых мест. Данный обзор ставит перед собой задачу отразить основные направления подобных исследований, которые в настоящее время приобретают серьезное значение и для нашей страны в связи с выпадением кислотных дождей, вызванных как атмосферным загрязнением серой и азотом в промышленных регионах России, так и трансграничным переносом загрязнений с воздушными массами с территорий европейских государств.

Токсическое действие кислых ($pH < 7{,}0$) вод на гидробионтов обусловливается прежде всего повреждающим действием водородных ионов (H^+), специфическим действием анионов, образующихся в результате процессов диссоциации, повышенными концентрациями алюминия [2], вымывающегося в результате дренирования почв кислотными атмосферными осадками и поступающего с водосбора в прибрежные воды [4]. При этом в водоемах, подверженных действию закислениях, наблюдаются изменения как на популяционном уровне (смена видов-доминантов в сообществе, изменение видового разнообразия и т. д.), так и изменения на физиологическом уровне у организмов, населяющих закисленные водоемы [1]. Биологические эффекты закисления наблюдаются уже при $pH = 6{,}0$, а в озерах и ручьях с $pH < 6{,}0$ уменьшается видовое разнообразие, нарушаются пищевые цепи [2]. Повышен-

ной чувствительностью к процессам, связанным с закислением водоемов, обладают рыбы, особенно представители сиговых и лососевых. В регионах, подверженных закислению (Канада, Северная Европа), начиная с 50-х годов отмечено исчезновение ряда видов рыб и снижение рыбопродуктивности [12, 18, 27]. Например, в Норвегии вследствие кислотного загрязнения популяции лососевых потеряны в 25 реках, а потерянная общая нагульная площадь составила 2044,8 га, тогда как общая ежегодная потеря продукции атлантического лосося в результате закисления оценивается в 350—1150 т [12]. В некоторых районах Норвегии (особенно на юге и востоке страны) число озер без рыбы к концу 80-х годов удвоилось по сравнению с предыдущими десятилетиями.

В южной и центральной частях Финляндии в результате закисления резко сократились популяции плотвы и окуня. В 80-е годы в некоторых ярко выраженных случаях молодь в озерах вообще отсутствовала. В ряде озер популяции плотвы исчезли уже 40 лет назад, что в настоящее время также объясняется закислением.

Кислотный стресс начинает действовать на уровне физиологических параметров значительно раньше, чем наблюдается изменение популяционных характеристик, в связи с чем данные, полученные на основании изменений физиологических процессов, способны, как будет показано ниже, отражать состояние как отдельных особей, так и популяций рыб в закисленных водоемах.

Низкие значения pH оказывают токсическое воздействие на гидробионтов, будучи как единичным фактором, так и фактором-синергистом, действующим параллельно с факторами, обычно сопутствующими закислению — гипоксией, повышенным содержанием алюминия в водной среде и т. д. Побочные эффекты изменения pH среды могут выражаться также в увеличении или снижении токсичности различных загрязняющих веществ, присутствующих в закисленных водоемах. При этом воздействие низких значений pH на организм рыб достаточно разнообразно.

Так, pH непосредственно влияет на репродуктивную функцию рыб (продукцию гамет, оплодотворяемость икры, жизнеспособность молоди на ранних этапах развития). Например, у лососевых продукция гамет нарушается при pH среды 5,0; у карпа при $pH \leqslant 6{,}0$ увеличивается процент гибели икринок, достигая максимума при $pH = 4{,}75—5{,}2$. Впоследствии у личинок карпа, выживших после инкубации икры в кислой среде, наблюдается увеличение числа дефектов хорды [22]. У гольца (*Salvelinus fontinalis*) количество нормальных вителлогенных ооцитов при $pH = 4{,}5$ понижалось до 59 % от нормы, параллельно снижалась активность гонадотропных клеток [29]. При этом закисление способно действовать избирательно по отношению к различным возрастным стадиям рыб, выявляя видоспецифическую чувствительность на различных этапах онтогенетического развития к низким значениям pH. Например, для пестрого толстолобика, белого толстолобика и белого амура чувствительность к низким значениям

pH уменьшается в ряду: оплодотворенная икра — малек — ювенильные особи [30]. У медаки наиболее чувствительны к кислой среде была икра сразу после оплодотворения и личинки в возрасте 1—3 дня, у гольца чувствительность к закислению также падала с возрастом и была выше у первых трех стадий развития по сравнению с более поздними [16], однако у лосося *Salmo trutta* икра была более устойчивой к низким значениям pH, чем эмбрионы [31].

У молоди на стадиях самостоятельного питания и у взрослых особей пониженные значения pH вызывают снижение такого информативного показателя, как масса тела, что, возможно, вызвано уменьшением интенсивности потребления пищи [15]. Так, у гольца при pH = 4,5 потребление пищи составило 14 % от контроля [29]. Особенно наглядно зависимость массы тела от pH видна из рис. 1, составленного на основании данных [27]. Согласно этому графику, достоверное снижение массы молоди радужной форели в опыте начинается с pH = 6,3, а оптимумом является слабощелочная среда [27].

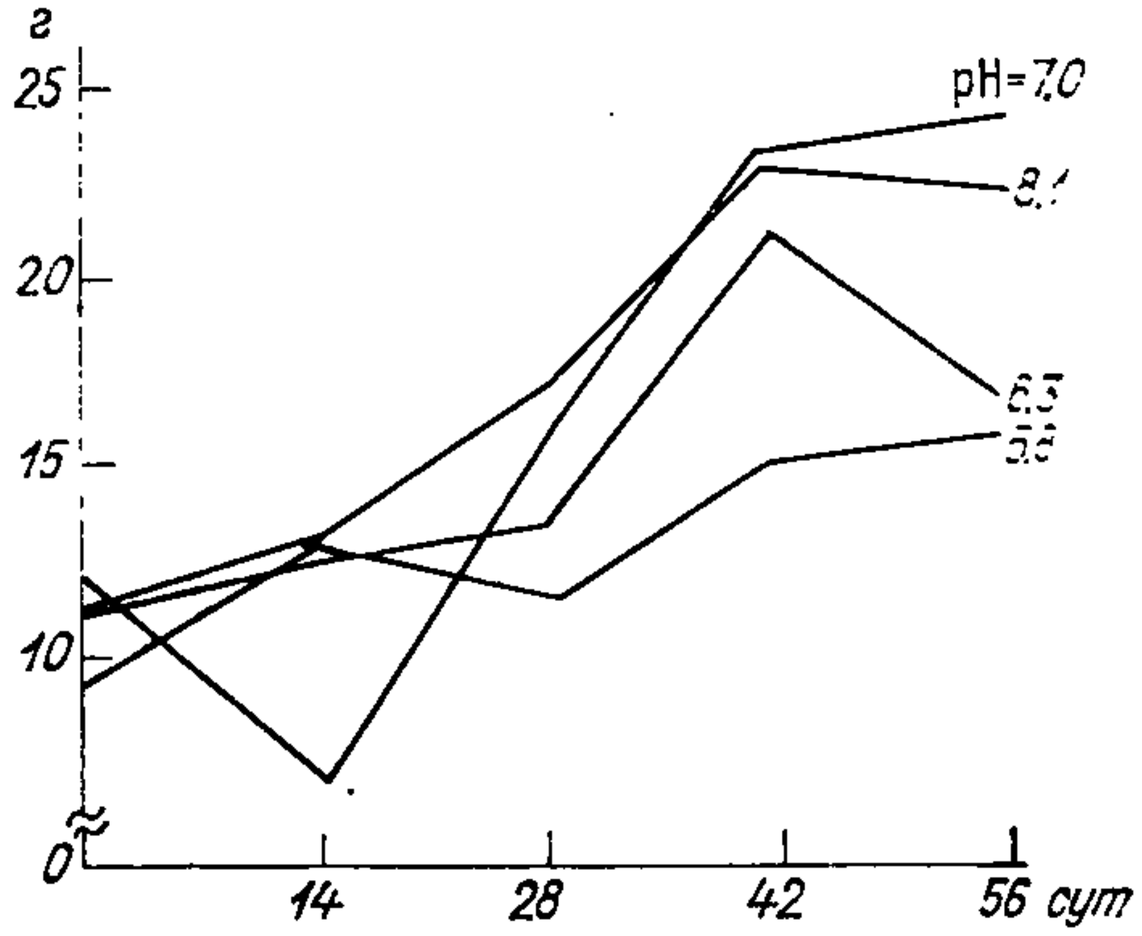


Рис. 1. Изменения массы тела (г) у молоди радужной форели при различных значениях pH. По [27].

Непосредственно с закислением также связано изменение поведенческих реакций рыб. Так, у черного окуня *Micropterus dolomieni* отмечено замедление и ухудшение всех типов пищевого поведения (активность, острота зрения, координация) при pH = = 5,4—4,5 [13]. В опытных условиях у рыб наблюдается реакция избегания кислой среды, причем нижний порог избегания варьирует в зависимости от видовой принадлежности [25]. Так, у желтого окуня порог избегания был зарегистрирован при pH = 4,5; у палии — при pH = 4,7; у фундулюса — при pH = 5,2; у арктического гольца — при pH = 5,5; у нотрописа — при pH = 5,4; у трехиглой колюшки — при pH = 5,5; у радужной форели — при pH=5,9. При этом градиент предпочтения pH заметно сдвинут в щелочную сторону.

Рыбы, подверженные действию закисленной среды, находятся в выраженном состоянии стресса со всеми сопутствующими ему биохимическими изменениями (повышенный уровень глюкозы в плазме крови, понижение осмолярности[1] плазмы, повышение секреции АКТГ и кортизола, гипергликемия и гипонатриемия) [5, 6, 8, 29]. У микижи *Oncorhynchus mykiss* под действием сла-

[1] Концентрация осмотически активных в-в в плазме крови.

бокислой среды наблюдалось также увеличение гематокрита[1] (на 10—20 %), что, вероятно, обусловлено осмотическими изменениями, набухание эритроцитов и уменьшение объема плазмы крови [35]. У молоди лосося и палии в закисленных реках помимо этих изменений отмечена также повышенная концентрация моновалентных ионов (Na, Cl) в плазме крови [19], а у кислотоустойчивого американского сомика в эксперименте — повышенный темп поглощения и экскреции натрия [7].

Длительное содержание рыб в закисленной среде не снижает, а, наоборот, увеличивает стресс [6]. Однако при перемещении рыб из кислой среды в нормальную с нейтральным (7,0) значением pH все показатели возвращаются к контрольному уровню [7, 34].

У рыб, подвергшихся воздействию закисления, отмечены также и структурные изменения тканей. Так, у атлантического лосося из рек с pH = 4,8 в жабрах наблюдается повышенное количество хлоридных и слизистых клеток по сравнению с их количеством у особей, взятых из водоема с более высокими значениями pH (5,4) [14]. При этом хлоридные клетки у рыб из более кислого водоема были крупнее, чем в норме, и отличались более сферической формой. Крипты[2] хлоридных клеток наблюдались также и у другого вида рыб из закисленного водоема — у палии [19]. У рыб, подверженных действию закисления, отмечалась гипертрофия и гиперплазия слизистых клеток [17], гипертрофия эпителиальных клеток и увеличение количества лейкоцитов в лимфе [15].

Как уже упоминалось, в результате дренирования почв кислотными осадками происходит активное вымывание алюминия из осадочных пород. В результате концентрация этого элемента в водной среде резко увеличивается. В особенности это относится к продуктам гидролиза алюминиевых соединений, в частности его неорганическим мономерам, которые более токсичны для водных организмов, чем ионы алюминия, и способны усиливать токсическое действие pH [20, 35]. Проникая через жабры, алюминий нарушает ионообмен организма с окружающей средой [35, 36], вызывает вакуолизацию жабр и дегенерацию эпителиальных и хлоридных клеток в значительно больших масштабах, чем только под действием pH [15]. Алюминий также способен вызывать слипание вторичных пластинок жабр, в результате чего нарушается газообмен [10]. Этим процессам также сопутствует изменение гематологических параметров, более ярко выраженное, чем при действии единичного фактора кислой среды. Так, при совместном действии кислой среды и неорганических мономеров алюминия у микижи отмечено увеличение количества эритроцитов в периферической крови на 40 % по сравнению с контролем и на 35 % увеличение уровня гематокрита [35]. Выброс эритроцитов

---

[1] Процентное соотношение объема эритроцитов и плазмы крови.
[2] Обызвествленные клеточные перегородки.

в периферическую кровь, возможно, вызывается сокращением селезенки, что является реакцией на состояние гипоксии, развивающейся под действием алюминия. Образуя комплексные нерастворимые соединения, попадающий в организм рыб алюминий локализуется в почках (меланосомы меланоцитов) и жабрах (меланосомы меланоцитов и лизосомы макрофагов), поступает в периферическую кровь [36].

По сравнению с pH алюминий является первым по значимости фактором, вызывающим гибель молоди [23]. В результате такого ярко выраженного токсического действия присутствие алюминия в воде способно вызвать гибель рыбы даже в тех озерах, в которых наблюдается приемлемый градиент pH. Металл обладает ярко выраженным токсическим действием при pH = 5,0. Так,

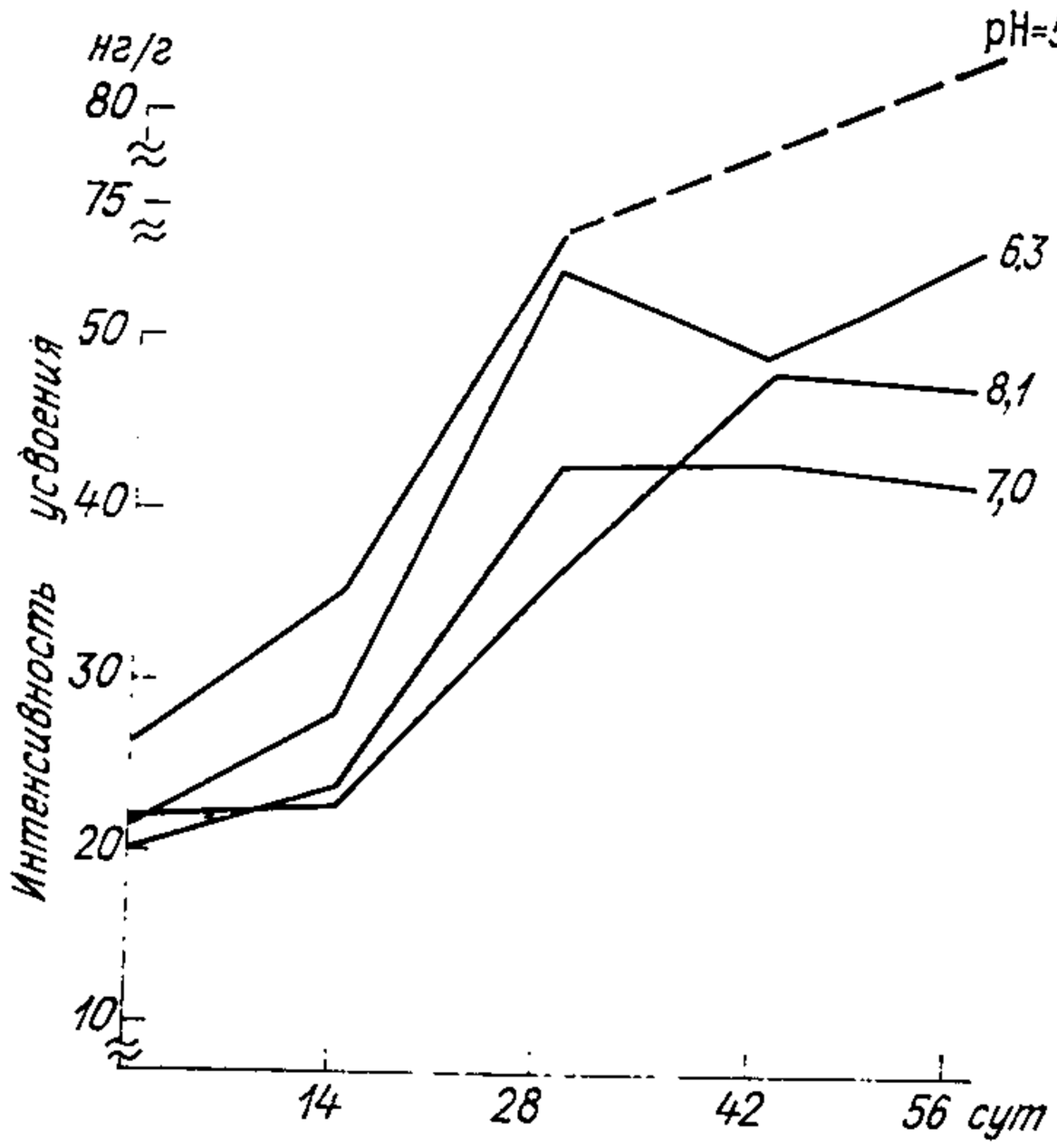


Рис. 2. Интенсивность усвоения тяжелых металлов (начальная концентрация ртути 2,79 нг/л) у радужной форели при различных значениях pH. По [27].

плотность и биомасса окуня была выше в кислом озере с чистой водой и низкой концентрацией алюминия, чем в недавно подкисленных озерах с чистой водой и высоким содержанием алюминия [26].

На выносливость рыб к изменению активной реакции водной среды влияет, помимо алюминия, целый ряд других гидрохимических факторов. Так, соединения кальция в водной среде способны позитивно влиять на физиологические параметры рыб, подверженных закислению [36], правда, его пороговая концентрация при этом заметно повышается (для гольца — до 2—8 мг/л). Поступающий в воду кальций способен предотвращать морфологические изменения жаберных тканей [17]. Уменьшение содержания кальция в водоемах Норвегии стимулировало исчезновение популяций рыб под действием закисления [28].

Следует отметить, что синергическое действие низких значений pH может выражаться также в усилении токсического действия присутствующих в водоемах загрязняющих веществ, например тяжелых металлов. Так, из рис. 2 видно, что интенсивность усвоения токсичных веществ (в данном случае — ртути) у радужной форели находилась в обратной зависимости к pH, достигая своего максимума при pH = 5,8 [27].

Из приведенных в обзоре данных видно, что ихтиофауна водоемов обладает достаточно широким спектром физиолого-биохимических параметров, подверженных изменению под влиянием закисления и могущих служить для биоиндикации этого вида загрязнения. Однако следует учитывать такие важные факторы, как различия в видоспецифической чувствительности к закислению, а также различную чувствительность возрастных стадий. Так, наиболее чувствительными рыбами, исчезающими в водоемах, подверженных закислению, являются арктический голец, популяции которого в закисленных озерах Скандинавских стран, где этот процесс выражен наиболее заметно, в большинстве своем подорваны, сиговые, лосось, ручьевая форель. Более устойчивы к закислению такие виды, как щука или окунь.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А., Казаков Ю. Е., Свирская Н. Л. Гидробиологические последствия антропогенного закисления озер. — В кн.: Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. Труды III Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1986, т. 3, с. 221—226.

2. Абакумов В. А., Иголкина Е. Д., Свирская Н. Л. Экологические последствия закисления природных вод в результате выпадения кислотных осадков. — М.: Гидрометеоиздат, 1987. — 18 с.

3. Лашманов Ф. И. Возможность создания системы ихтиомониторинга состояния водоемов. — Экологические, физиологические и токсикологические аспекты и методы рыбохозяйственных исследований (ВНИРО), 1990, с. 48—54, 181—184.

4. Свирская Н. Л. Модификации зоопланктонных сообществ в условиях антропогенного закисления. — Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л., Гидреметеоиздат, 1991, с. 137—144.

5. Audet C., Munger R., Wood C. Long-term acid exposure in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in soft water; effect on ion excanges and blood chemistry — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1988, vol. 45, N 8, p. 1387—1398.

6. Audet C., Wood C. M. Do rainbow trout (*Salmo gairdneri*) acclimate to low pH? — Can. J. Fish. aquat. Sci., 1988, vol. 45, N 8, p. 1399—1405.

7. Bogaerts K. M., Witters H. E., Vets S., Vanderborght O. pH and aluminum effects on some osmoregulatory and haematological parameters of the acid-resistant american bullhead *Ictalurus nebulosus* (Le seuer) — Belg. J. Zool., 1990, vol. 120. N 1, p. 70.

8. Brown S. W., McLatchy D. L., Hara T. J. Effects of low ambient pH and aluminium on plasma kinetics of cortisol, T_3 and T_4 in rainbow trout (*Onchrhynchus mykiss*) — Can. J. Zool., 1990, vol. 68, N 7, p. 1537—1542.

9. Chulakasen W., Nelson J., Magnuson J. Interaction between effects of low pH and low ion concentration on mortality during early development of medaca *Oryzias latipes*. — Can. J. Zool., 1989, vol. 67, N 9. p. 2158—2168.

10. Dietrich D., Schkatter R. Aluminium toxicity to rainbow trout at low pH — Aquat. Toxicol., 1989, vol. 15, N 3, p. 197—212.

11. Galle C. et al. Localisation subcellukaire de l'aluminium vehicule par les plues acides dans le reins et branchies de troite des vosges. Donne preliminaires — C. r. Acad. Sci., Ser. 3, 1990, N 9, p. 301—307.

12. Hesthagen T., Hansen L. P. Estimates of the annual loss of atlantic salmon *(Salmo salar* L.) in Norway, due to acidification. — Aquacult. Fish. Manag., 1991, vol. 22, N 1, p. 85—91.

13. Hill J. Analysis of six foraging behaviours as toxicity indicators, using juvenile mallmouth bass, exposed to low environmental pH. — Arch. Envir. Contam. Toxicol., 1989, vol. 18, N 6, p. 895—899.

14. Jagoe C. H., Haines T. A. Morfometric effect of low pH and limited water on the gills of atlantic salmon (*Salmo salar*). — Can. Fish. Aquat. Sci., 1990. vol. 47, N 12, p. 125—131.
15. Ingersoll C. C. et al. Aluminum and acid toxicity of two strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1990, vol. 47, N 8, p. 1641—1648.
16. Ingersoll C. G. et al. Effect of low pH, aluminum and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). — Can. J. Fish. Aquat. sci., 1990, vol. 47, N 8, p. 1580—1592.
17. Ingersoll C. G. et al. Epidermal response to pH, aluminum and calcium exposure in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry. — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1990, vol. 47, N 8, p. 1616—1622.
18. Kelso J. R. M., Shaw M. A., Minns C. K., Mills K. An evaluation of the effects of atmospheric acidic deposition of the effect of atmospheric acidic deposition on fish and fishery recourse of Canada — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1990. vol. 47, N 3, p. 644—655.
19. Lacroix G. L., Hood D. J., Berfry C. S., Rand T. G. Plasme electrolytes, gill aluminum content and gill morphology of juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) indigenous to acidic streams of Nova Scottia — Can. J. Zool., 1990, vol. 68, N 6, p. 1270—1280.
20. Lyndersen E. et al. The effects of naturally occuring light and low molecular weight inorganic and organic species on the yolk-sack larvae of atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to acidic aluminium-rich lake water — Aquat. toxicol., 1990, vol. 18, N 4, p. 219—230.
21. Mount D. R. Responses of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to fluctuating acid, aluminum and low calcium exposure — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1990, vol. 47, N 8, p. 1623—1630.
22. Oyen F.. Camps L., Wendellar B. Effect of acid stress on the embryonic development of the common carp (*Cyprinus carpio*) — Aquat. Toxicol., 1991, vol. 19, N 1, p. 1—12.
23. Parkhurst B. R., et al. Inorganic monomeric aluminum and pH as predictors of acidic water toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). — Can. J. Fish. Aquat. Sci. — 1990, vol. 47, N 8, p. 1631—1640.
24. Peres G., Demael A., Cabridenc R. Ecophysiopathologie du pH ches le poisson. — Tech., Sci. Meth., 1990, N 2, p. 93—96.
25. Peterson R. H., Coombs K., Power J., Paim U. Responses of several fish species to low pH gradients — Can. J. Zool., 1989. vol. 67, N 6, p. 1566—1572.
26. Rask M. Perch (*Perca fluviatilis*) in small lakes: relation between population characteristics and lake acidity — Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol., 1989, vol. 74, N 2, p. 168—178.
27. Ponce R. A., Bloom N. S. Effect of pH on the bioaccumulation of low level dissolved methylmercury by rainbow trout (*Oncorhynchys mykiss*). — Water, Air Soil Pollut:, 1991, vol. 56, p. 631—640.
28. Rosseland B. O., Henrikssen A. Acidification in Norway — lose of fish populations at the 1000-lake survey. 1986. — Sci. Total Environ., 1990, vol. 96, N 1, 2, p. 45—46.
29. Tam W. H., Fryer J. N., Valentine B.. Poy R. J. Reduction in oocyte production and gonadotropin activity and plasma levels of estrogen and vitellogenin in brook trout exposed to low environmental pH. — Can. J. Zool., 1990, vol. 68, N 12, p. 2468—2567.
30. Wang Deming, Li Xinfu, Zhuang Dehui, Liu Baajuan — Шэнтэй сюэбао (Изучение влияния кислых дождей на водные организмы). — Acta Ecol. Sin., 1989, vol. 9, N 1, p. 77—83.
31. Weatherley N. S., Rogers A. P., Goenada X., Osmerod S. P. The survival of early life stages of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to aluminum speciation in upland Welsh streams. — Aquat. Toxicol., 1990, vol. 17, N 3. p. 213—229.
32. Whitehead C., Brown J. A. Endocrine responces of brown trowt (*Salmo trutta* L.) to acid, aluminum and lime, dosing in a Welsh hill streams — J. Fish. Biol., 1989, vol. 35, N 1, p. 59—71.

33. Witters H. E., Vangenbechten J., Van Puymbroeck S., Vanderborght O. Internal or external toficity od aluminum in fish exposed to acid waters. — In: Proc. Int. Symp., Grenoble, 18—22, May 1987. Dordrecht, 1988, p. 965—970.
34. Witters H. E. et al. Physiological effects of low pH and aluminum on two populations of the brown bullhead *Ictalurus nebulosus* (Le seur). — Belg. J. Zool, 1990, vol. 120, Suppl. N 1. p. 69.
35. Witters H. E., Van Puymbroeck S., Van der Sande J., Vanderborght O. Hematological disturbances and osmotic scifts in rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) (Walbaum) under acid and aluminum exposure. — J. Comp. Physiol. B. — 1990, vol. 160, N 5, p. 563—571.
36. Wood C. M. et al. Effects of water axidity, calcium and aluminum on whole body ions of brock trout (*Salvelinus fontinalis*) continiously exposed from fertilisation to swin-up: a study by instrumental neutron activation analysis. — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1990, vol. 47, N 8, p. 1593—1603.

FISH AS AN OBJECT OF MONITORING FRESHWATER ECOSYSTEM ACIDIFICATION

M. S. Galina

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The paper considers a possibility to use fish (particularly their physiological parameters) as an object for biological indication of freshwater acidificiation. An acid stress causes noticeable shifts in the glucocorticoid exchange and electrolyte levels in blood plasma, as well as disturbances in behavioral responses and reproductive function. Low molecular aluminium-containing monomers accompanving water body acidification produce an additional toxic effect.

СТРУКТУРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ЛИТОРЕОФИЛЬНЫХ БИОЦЕНОЗОВ ВЫСОКОГОРНЫХ ПОТОКОВ ЦЕНТРАЛЬНОГО КАВКАЗА И ИХ МОНИТОРИНГ

Ю. В. Гелетин, Л. М. Будаева

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Высокогорные страны в гидробиологическом отношении принадлежат к наименее изученным географическим биомам. Для Центрального Кавказа недостаток данных оказывается наиболее очевидным. В то же время исключительное богатство Кавказа природными ресурсами (и прежде всего минеральными) в недалеком будущем приведет к еще более обширному хозяйственно-промышленному освоению его высокогорных территорий. Это неизбежно повлияет на экологическое состояние высокогорных рек. Поэтому должен быть организован гидробиологический мониторинг на высокогорных реках Кавказа. Необходимые для этого исследования были начаты в недавнее время на реках Центрального Кавказа, точнее в Приэльбрусском физико-географическом районе [4, 6, 10].

При оценке антропогенного влияния на горные потоки в качестве руководящего начала была принята система экологических модификаций [1—3]. Эта система не только содержит принципы обработки первичной информации применительно к практическим задачам биомониторинга пресноводных экосистем, но и предлагает новые экологические категории, соответственно с новым терминологическим аппаратом.

Основные исследования были проведены в 1989—1990 гг. на трех реках Центрального Кавказа (Баксан, Чегем и Черек-Балкарский), так что в целом наблюдениями были охвачены все главные водные артерии Приэльбрусского физико-географического района. Пункты гидробиологических наблюдений перечислены в табл. 1, а сроки наблюдений можно видеть из табл. 2—3. Фауна горных потоков в своем типичном составе очень специфична — это в основном преимагинальные водные стадии некоторых групп насекомых. Таким образом, эта фауна имеет личиночный характер, и в этом состоит одна из главных трудностей ее таксономической оценки. Типичными для горного потока являются следующие систематические группы: поденки *(Ephemeroptera)*, ручейники *(Trichoptera)*, веснянки *(Plecoptera)*, хирономиды *(Chironomidae)*, мошки (*Simuliidae*), блефароцериды (*Blepharoceridae*). Видовой и надвидовой состав этих групп для Центрального Кавказа должен быть темой специального обсуждения. В данной публикации следует лишь указать на относительно слабую изученность высокогорной фауны этих таксономических рангов и высокий процент видового эндемизма горной фауны, особенно, например, у поденок — самой характерной группы такой фауны.

Таблица 1

Пункты гидробиологических наблюдений на реках Баксан, Чегем и Черек (Черек-Балкарский) (пункты даны в последовательности, в которой они представлены в табл. 2—5)

№ пункта	Пункт
	р. БАКСАН
15	Река Адылсу (правый приток р. Баксан), верховье
1	Поселок Иткол, ниже слияния рек Адылсу и Терскол
3	Выше поселка Верхний Баксан
4	Выше г. Тырныауз, у горы Мукулан
5	Ниже г. Тырныауз, поселок Былым
	р. ЧЕГЕМ
1	Река Гара-аузусу (Чегем), выше слияния с р. Башиль
2	Река Башиль, выше слияния с р. Гара-аузусу
3	Река Чегем, ниже слияния рек Гара-аузусу и Башиль
4	Река Булунгу, устье
5	Река Чегем, ниже поселка Булунгу
6	Река Чегем, у Чегемских водопадов (выше)
	р. ЧЕРЕК (ЧЕРЕК-БАЛКАРСКИЙ)
1	Верховье реки (Белая речка выше Черной речки)
2	Лесная зона заповедника, 13 км выше поселка Верхняя Балкария
3	Поселок Верхняя Балкария
4	Район Голубых озер

В настоящей работе рассматривается структура биоценозов литореофильной фауны на уровне выше указанных систематических групп, так как именно на этом уровне становятся наиболее явными гидробиологические особенности высокогорных потоков. Определяющим фактором в структуре является количественное соотношение этих групп. И в связи с этим на значении количественных исследований для горных рек ниже следует остановиться особо.

Значение количественных оценок в биологических исследованиях горных потоков

Как известно, все физико-географические компоненты горных районов подчинены закону высотной зональности. Биологически эта зональность наиболее очевидно проявляется в высотной поясности наземной растительности, когда от подошвы гор к высоким вершинам идет закономерная смена, например от субтропической до тундровообразной, растительности, как в западной части Закавказья. Эту ярусность, поясность значительно труднее установить на гидролобиологическом материале. И трудность здесь определяется не только неполнотой таксономического исследования материала. Главная трудность заключена в самих объективных

особенностях физико-географической обстановки в горных регионах. В отличие от протяженных широтных физико-географических зон равнин (аналогов высотной поясности) высотные зоны достаточно узки и тесно сомкнуты по линии вертикального профиля. При таких условиях водные животные, обладая определенным резервом экологической амплитуды, могут в некотором числе пересекать все ярусы и попадать даже из высокогорий в предгорные районы. Этому к тому же способствуют как сама напряженная динамика горных потоков, так и большой консерватизм водной среды в отношении абиотических условий по сравнению с наземной средой. Мощный водный поток, пересекая, например, четкую границу субальпийской зоны и зоны хвойного леса (предполагается локальная четкость такой границы), остается тем не менее на определенном интервале своего движения потоком с прежними значениями температуры, скорости течения и условий детритного питания. Указание это, имеющее целью показать прежде всего консерватизм водной среды, подсказывает также отсутствие строгого соответствия гидробиологической зональности с зональностью наземной обстановки (хотя в самой общей схеме гидробиологическая зональность логически должна быть подчинена общей физико-географической ярусности). Итак, сближенность и сомкнутость высотных зон, динамика потока, физико-химическая инертность крупных рек на определенных интервалах и определенная экологическая амплитуда водных животных, с биотической стороны, должны приводить к известному фаунистическому смешиванию представителей различных экологических зон. В силу этого судить о распределении и распространении животных в горных потоках по фаунистическим спискам весьма трудно, если это вообще возможно. Такие списки неизбежно „размазывают“ характерные для животных зоны по всему высотному диапазону крупного горного потока (поскольку в такие списки попадают и животные, выходящие иногда далеко за пределы своего характерного высотного ареала). Между тем такие фаунистические списки и являются на сегодня основными первичными биологическими документами по горным потокам — для горных стран вообще, а для Кавказа в особенности.

Количественные данные необходимы не только для решения вопроса о распространении и распределении гидробиологических компонентов по высотным зонам и ярусам. Количественные данные необходимы равным образом для формирования четких представлений о сезонных биологических изменениях в горных потоках. Без таких данных нельзя установить годовую ротацию биоценотических структур, сформулировать объемы последовательных изменений.

Без накопления количественных данных нельзя развивать формальные математические модели, обобщающие частности и нацеленные на биологические прогнозы, поскольку для развития таких схем с выходом в прогноз совершенно отсутствует соответствующая эмпирическая база.

Общим результатом отсутствия или недостатка количественных данных по горным потокам будет неполнота в оценке антропогенных воздействий на экологическое состояние горных вод. В этом случае говорить об антропогенном воздействии можно лишь в качественном плане, тогда как определение размеров этого воздействия возможно только при наличии статистического „количественного“ фона биологических изменений в горных потоках.

Исключительное значение количественных данных для характеристики и понимания биоценотических структур горных потоков не только признается, но и особо подчеркивается всеми исследователями, длительное время изучавшими горные потоки; среди них можно упомянуть, например, Хайнза [11], изучавшего потоки в Западной Европе, и К. А. Бродского [5], исследовавшего потоки в Средней Азии. Количественных данных о собственно высокогорных районах к настоящему времени собрано пока очень мало и явно недостаточно для того, чтобы четко проанализировать динамику биотических процессов на горных реках. И это справедливо не только для Кавказа, где количественный анализ находится вообще на самом начальном этапе, но и для горных рек Средней Азии, в отношении которых положение несколько лучше. Поэтому любые новые количественные данные получают очень важное значение. Для Кавказа имеются лишь очень немного данных, в основном только для каких-либо отдельных групп, например ручейников. Главные русла рек как самые характерные горные потоки остаются пока неоцененными количественно.

Факторы, определяющие количественное развитие горных биоценозов

В предыдущем разделе было подчеркнуто важное значение количественных характеристик для пространственного и временно́го анализа биоценозов горных потоков, особенно для решения важного вопроса о гидробиологической зональности потоков. В настоящем разделе следует указать на факторы, которые обусловливают количественные характеристики. Эти факторы следует иметь в виду при сравнении данных по различным рекам и разным регионам. В широком смысле все они представляют собой прежде всего экологические факторы, связанные друг с другом и вытекающие в определенной мере один из другого. Можно выделить следующие факторы.

а. *Сезонный фактор.* Этот главнейший фактор является сам по себе очень сложным, и в него могут быть включены как отдельные составляющие перечисленные ниже факторы. Под сезонностью здесь понимается регулярное циклическое изменение всей абиотической обстановки горного потока. Она проявляется прежде всего в годовом изменении водного, температурного и солевого режимов. Неустойчивость уровенного режима (включая развитие селевых потоков) — один из экстремальных факторов в количест-

Таблица 2

Групповая и общая численность (экз/м²) зообентоса по станциям для рек Баксан и Чегем в разное время года

Группа	Пункт					Группа	Пункт					
	15	1	3	4	5		1	2	3	4	5	6
Апрель 1989 г. (3-я декада)												
	р. Баксан						р. Чегем					
ПОД	4	62	54	66	4	ПОД	230	185	306	157	87	68
РУЧ	2	12	168	110	48	РУЧ	3	4	10	15	21	26
ВЕС	2	36	12	5	—	ВЕС	4	8	7	4	3	4
ХИР	70	232	30	20	116	ХИР	144	8	217	72	70	122
МОШ	—	24	16	19	—	МОШ	2105	1569	3325	334	64	56
БЛ	—	18	7	31	—	БЛ	87	67	150	76	51	12
ОЛ	—	—	—	—	2260	ОЛ	—	—	—	—	—	—
Всего без ОЛ	88	384	287	251	168	Всего без МОШ	470	345	690	314	232	232
Всего					2428	Всего	2575	1914	4015	648	283	288
Август 1989 г. (1-я декада)												
ПОД	7	30	32	41	5	ПОД	172	82	125	81	44	31
РУЧ	2	3	21	15	8	РУЧ	2	2	4	3	3	7
ВЕС	22	10	3	2	—	ВЕС	2	3	3	4	2	2

ХИР	63	142	37	24	52	ХИР	92	121	124	68	59	94
МОШ	5	37	35	21	—	МОШ	432	328	241	154	33	27
БЛ	—	7	4	11	—	БЛ	12	17	28	11	9	3
ОЛ	—	—	—	—	1621	ОЛ	—	—	—	—	—	—
Всего без ОЛ	79	229	132	114	65	Всего без МОШ	280	227	284	167	117	147
Всего	—	—	—	—	1686	Всего	712	555	525	321	150	174

Июнь 1990 г. (1-я декада)

ПОД	36	194	152	133	31	ПОД	304	265	421	207	141	158
РУЧ	2	8	51	42	13	РУЧ	2	3	7	7	12	15
ВЕС	2	15	5	3	—	ВЕС	3	6	5	3	2	3
ХИР	84	240	95	65	241	ХИР	172	133	252	102	94	153
МОШ	10	171	94	22	—	МОШ	1821	1252	1754	521	88	75
БЛ	—	28	15	41	—	БЛ	94	121	77	88	35	5
ОЛ	—	—	—	—	4128	ОЛ	—	—	—	—	—	—
Всего без ОЛ	134	656	412	306	285	Всего без МОШ	575	528	763	407	284	334
Всего					4413	Всего	2396	1780	2517	928	372	409

Примечание. Здесь и в табл. 3 ПОД — поденки, РУЧ — ручейники, ВЕС — веснянки, ХИР — хирономиды, МОШ — мошки, БЛ — блефароцериды, ОЛ — олигохеты.

венном развитии биоценозов. Сезонные явления развиваются под воздействием глобальных гидрометеорологических факторов.

б. *Трофические условия.* Трофические условия меняются в течение года и в этом смысле они являются частным случаем сезонного фактора. Однако для одной и той же реки они могут быть различны для отдельных зон и пунктов, и в этом смысле трофические условия являются самостоятельным фактором.

в. *Вылет имаго* „Опустошающее" воздействие этого явления на состояние водных биоценозов с сильным развитием амфибиотических насекомых особенно заметно по ручейникам и поденкам. Вылет насекомых связан с сезонами года, и в этом смысле он является частью сезонного фактора. Однако сезонный фактор был нами выше ограничен кругом абиотических факторов, поэтому при таком подходе вылет имаго можно рассматривать как самостоятельный фактор.

г. *Антропогенное воздействие.* Наиболее значительно оно выражено в локальных очагах воздействия. Сезонное изменение водности и температуры может менять масштабы этого влияния.

Приведенный перечень не претендует на полноту и иерархическое соотношение факторов количественного развития. Назначение его состоит в том, чтобы показать в общем виде сложность обстановки, в которой происходит количественное развитие биоценозов горных потоков.

Сезонные различия на реках Приэльбрусского района

Прежде чем сравнивать количественные характеристики, полученные для отдельных рек, следует проследить сезонные изменения на реках, поскольку эти изменения могут быть весьма значительны. Все полученные количественные данные сведены в табл. 2—3, в которых представлены как общая численность зообентоса по отдельным станциям, так и численность отдельных групп литореофильной фауны (поденок, ручейников, веснянок, хирономид, мошек, блефароцерид), а также олигохет (на нижней станции на р. Баксан).

Таблица 3

Групповая и общая численность (экз/м²) зообентоса по станциям для р. Черека в августе 1989 г. (1-я декада)

Группа	Пункт			
	1	2	3	4
ПОД	108	72	54	25
РУЧ	1	2	4	5
ВЕС	2	4	4	6
ХИР	9	11	14	52
МОШ	5	23	29	14
БЛ	2	3	4	—
Всего	117	115	109	102

Сезонные различия будут более отчетливо выражены, если использовать значения общей численности, округленные до сотенных величин. Для р. Баксан взяты данные для гидробиологических пунктов 1—4 (от пос. Иткол до пос. Мукулан), т. е. для центрального течения реки на высокогорном участке. Опущены дан-

ные для пункта 5 (пос. Былым), в связи с загрязненностью потока на этом участке (ниже г. Тырныауз). В этом случае для р. Баксан имеем следующие значения общей численности (экз/м²):

апрель 1989 г.— 200—400;
август 1989 г.— 100—200;
июнь 1990 г.— 300—600.

Аналогичные округленные данные взяты для р. Чегем для пунктов 1—6 (от двух главных истоков до Чегемских водопадов). В связи с сильным развитием мошек на Чегеме приводятся как общая численность, так и численность зообентоса без мошек (в скобках) (экз/м²):

апрель 1989 г.— 300—400 (200—700);
август 1989 г.— 200—700 (100—300);
июнь 1990 г.— 400—2500 (300—800).

Как видим, для р. Баксан данные за апрель и июнь (хотя и разных лет) достаточно близки (отмечается, однако, некоторое увеличение численности от апреля к июню). То же справедливо в общем и для р. Чегем, но пределы колебаний общей численности здесь значительно более широкие (как указано, за счет мошек). Если рассматривать для Чегема значения численности без мошек, то общая тенденция развития зообентоса для двух рек в апреле и июне становится еще более выраженной.

На фоне этих данных очевидным оказывается значительное понижение общей численности в августе; по сравнению с июнем снижение достигает трех раз и более. Такое резкое снижение численности совпадает с периодом максимальной водности рек, когда создаются экстремальные условия для гидробионтов. Обращают на себя внимание низкие значения общей численности на р. Черек, полученные для августа (100—130 экз/м²). Но Черек отличался как раз наибольшей многоводностью, по сравнению с Баксаном и Чегемом, в обследованный период. Поэтому, экстраполируя значения общей численности для р. Черек на апрель—июнь, можно ожидать здесь значения примерно 300—500 экз/м².

Количественное и качественное обеднение биоценозов горных потоков в периоды резкого усиления водности отмечается рядом авторов. Примером катастрофического воздействия паводка на население горного потока может служить наблюдение за последствиями сильнейшего июльского паводка в штате Юта, США [13]. Паводок, вызванный проливными дождями, совершенно изменил ложе реки и полностью нарушил жизнь горного потока. Даже месяц спустя животные еще не обнаруживались, и постепенное восстановление населения происходило до самой осени. Другим примером сильнейшего воздействия мощного паводка на биоценозы горной реки является наблюдение на одной из рек Уэлса, Великобритания [12], когда плотность популяции снизилась в 15—20 раз. Приведенные примеры являются, конечно, крайними случаями воздействия водного режима на биоценозы горных рек, но они указывают на тенденцию обеднения биоценозов при значительном усилении водности потоков.

Средние значения общей численности зообентоса рек Центрального Кавказа

В табл. 4 приведены средние значения общей численности зообентоса для центральных течений трех обследованных рек. Для получения этих средних значений были использованы значения общей численности за все учтенные сезоны. Среднее значение для всех рек составляет 500 экз/м². Цифра эта реально должна быть несколько увеличена, поскольку Черек обследовался только в период обеднения биоценозов.

Таблица 4

Средние значения общей численности (экз/м²) зообентоса для обследованных рек Центрального Кавказа в сравнении со значениями для нескольких горных рек Средней Азии

Район	По отдельным рекам	По системе рек	Источник
I. Центральный Кавказ			
Система рек Приэльбрусского географического района			
р. Баксан	254	503	Данные авторов
р. Чегем	1142		
р. Черек	113		
II. Средняя Азия (Тянь-Шань)			
Система р. Акбура (Алайский хребет, Южный Тянь-Шань)			[5]
главное русло	820	1067	
р. Кичик-Алай	1994		
р. Чогом	1032		
р. Чалкуйрюк	1325		
р. Лаглас	657		
Система р. Чирчик (Чаткальский хребет, Западный Тянь-Шань)			[9]
главное русло	837	1043	
р. Чаткал	1402		
р. Пскем	926		
Система рек Аксай-Аксу (Хребет Терскей-Алатау, Восточный Тянь-Шань)			[7]
р. Аксай	803	830	
р. Аксу	850		
Система р. Чу (Заилийский Алатау, Восточный Тянь-Шань)			[8]
главное русло	160	870	
притоки	1516		

Примечание. Для получения средних значений по Центральному Кавказу использованы значения общей численности по всем станциям и за все учтенные сезоны, указанные в табл. 2—3 (кроме данных по пункту 5 на р. Баксан с сильным развитием олигохет в связи с загрязнением).

В той же таблице для сравнения приведены средние значения общей численности зообентоса для нескольких речных систем Тянь-Шаня (Средняя Азия), по данным ряда авторов. Эти средние значения составляют интервал 800—1000 экз/м² с индивидуальными значениями для отдельных рек от 160 до 2000 экз/м². Таким образом, средние значения по горной Средней Азии превышают в 1,5—2 раза соответствующие средние значения по Центральному Кавказу. Уже указывалось, что цифра для Кавказа, скорее всего, должна быть несколько увеличена, примерно до 600—700 экз/м², если учитывать только реки Баксан и Чегем. Остающееся различие с данными по Средней Азии может быть обусловлено как разницей объективных условий, так и методическими причинами. Укажем, что в нашем исследовании в основу количественного метода был положен принцип случайной выборки, тогда как в других случаях количественный учет обычно проводится с произвольно выбранных „пятен“ зообентоса.

Групповой состав литореофильной фауны

Уже указывалось, что р. Чегем отличается от р. Баксан обильным развитием мошек, численность которых до пяти раз может превышать численность всего остального населения горного потока. Но, скорее всего, такое различие обусловлено фенологическими причинами, т. е. разницей в фазовом состоянии биоценозов. Можно полагать, что ко времени обследования Баксана весенняя генерация мошек на этой реке уже вылетела, тогда как на Чегеме она продолжала еще некоторое время развиваться. Доказательством верности такого предположения может служить обилие мошек, которое было установлено на Баксане (особенно в его верховье) ранней весной в рекогносцировочных обследованиях 1987—1988 гг. В этот период отмечалось не только высокое обилие мошек, но и явное преобладание их численности над всеми другими группами населения.

Из всех других групп литореофильной фауны наиболее устойчиво преобладают в количественном отношении поденки и хирономиды. Показательной характеристикой является соотношение обилия поденок и ручейников. На Чегеме и Череке это соотношение явно выражено в пользу поденок, тогда как на Баксане преобладание поденок над ручейниками не столь значительно выражено (а на некоторых участках Баксана в апреле ручейники определенно преобладают над поденками).

Если исключить из внимания мошек и хирономид, то Баксан по сравнению с Чегемом более богат ручейниками и веснянками, но более обеднен поденками и блефароцеридами (см. табл. 2).

Значение полученных результатов

Количественное развитие литореофильной фауны является достаточно сложным процессом, который обусловлен целым рядом

комплексных факторов. И если таксономические исследования горных потоков, при всей их незавершенности, уже дали определенные результаты на высокогорном Кавказе, то количественные исследования здесь пока еще по существу только начинаются. Должны быть накоплены большие периодические данные, для того чтобы выявить сезонные и многолетние колебания средних значений, которые позволят определять индивидуальные особенности каждого конкретного водного объекта. Только устойчивый количественный „фон" (полученный на базе долголетних наблюдений) позволит количественно выразить отрицательное антропогенное воздействие на водную биоту. Поэтому полученные в настоящем исследовании количественные результаты являются лишь первыми систематическими материалами по данному вопросу, которые в дальнейшем должны накапливаться и обобщаться. В этом смысле наши количественные данные представляют собой лишь фрагменты общей большой картины, которая не может быть полностью раскрыта закономерностями нескольких отдельных лет.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. Основные направления изменения водных биоценозов в условиях загрязнения окружающей среды. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1979, т. 2, с. 37—47.

2. Абакумов В. А. Закономерности изменения водных биоценозов под воздействием антропогенных факторов. — В кн.: Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. Труды I Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1985, с. 273—283.

3. Абакумов В. А. Экологические модификации и развитие биоценозов. — В кн. Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 18—40.

4. Баттерби Р. В., Будаева Л. М., Гелетин Ю. В. Особенности горных потоков Центрального Кавказа как объектов биомониторинга. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 86—96.

5. Бродский К. А. Горный поток Тянь-Шаня. — Л.: Наука, 1976. — 242 с.

6. Дэвис И. Дж., Попченко В. И., Будаева Л. М. Зообентос высокогорных водоемов Центрального Кавказа. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 97—101.

7. Конурбаев А. О., Маджар Л. А. Кормовая база некоторых нерестовых рыб иссыккульской форели и использование ее молодью форели. — В кн.: Ихтиологические и гидробиологические исследования в Киргизии. Фрунзе, 1969, с. 9—27.

8. Овчинников И. Ф. Гидрологический и гидробиологический обзор главнейших водоемов долины реки Чу. — Труды Киргизской комплексной экспедиции, 1936, т. 3, вып. 1, с. 115—144.

9. Сибирцева Л. К. Донная фауна реки Чирчик и использование ее рыбами. — Вопросы биологии и краевой медицины, 1961, вып. 2, с. 417—423.

10. Экологические модификации реки Баксан/Т. Цанкова, Б. Русев, С. Ковачев и др. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 80—86.

11. Hynes H. B. The ecology of running waters. — Liverpool Univ., 1970. — 555 p.
12. Jones J. R. An ecological study of the River Towy. — Anim. Ecol., 1951, vol. 20, p. 66—86.
13. Moffett S. W. A quantitative study of the bottom fauna in some Utah streams variously affected by erosion. — Bull. Univ. Utah. Biol. Ser., 1936, vol. 26, N 9, p. 1—33.

STRUCTURAL PECULIARITIES OF LITHORHEOPHILOUS BIOCENOSES OF ALPINE STREAMS IN THE CENTRAL CAUCASUS AND THEIR MONITORING

Yu. V. Geletin, L. M. Budaeva

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The authors show a special importance of quantitative assessments in hydrobiological studies of mountain streams. The factors are considered which regulate the quantitative development of mountain hydrobiocenoses. The paper shows seasonal differences for rivers of the Elbrus area. It also gives the mean total numbers of zoobenthos in Central Caucasus rivers as compared to data on several river systems in Tien Shan (Central Asia). Changes in the group composition of lithorheophilous fauna are analyzed for various rivers and seasons. The authors discuss the significance of the data obtained for biological monitoring activities on alpine streams.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ ЗАКИСЛЕНИЯ ПРИРОДНЫХ ВОД

Е. Д. Иголкина

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Чувствительные к закислению в результате выпадения кислотных осадков природные воды на территории России имеются в Карело-Кольской лимнологической области, северных и северо-западных районах европейской части России, Мещерской низменности, Западной Сибири, отдельных районах Восточной Сибири, Дальнего Востока, в районе озера Байкал, расположены преимущественно выше 55° с. ш. и в основном совпадают с зоной распространения маломинерализованных нейтральных и слабокислых вод [7, 14, 18, 23, 27].

Антропогенное нарушение баланса кислотно-щелочного равновесия окружающей среды [19, 29], элементом которого является закисление природных вод,— это объективный фактор, имеющий в настоящее время экологическую и гигиеническую значимость и являющийся интегральным показателем химической загрязненности окружающей среды кислыми вредными веществами, в частности соединениями серы и азота. Результатом увеличения концентраций водородных ионов в природных водах является уменьшение или потеря буферной емкости вод, ведущие к закислению абиотической среды и отрицательным биологическим последствиям, выражающимся в уменьшении видового разнообразия гидробионтов, смене доминантных видов, исчезновении из водоемов ценных видов рыб, снижении интенсивности продукционно-деструкционных процессов и др. [6, 12, 39, 53]. Направленность изменений в природных водоемах при закислении водной среды можно характеризовать как экологический регресс с присущей ему определенной направленностью развития целого комплекса общих по своей экологической значимости признаков: уменьшению видового разнообразия, устойчивости к внешним возмущениям, увеличению энтропии, упрощению межвидовых отношений, уменьшению пространственной гетерогенности, упрощению временно́й структуры популяций [1—3]. В закисленной водной среде и гидробионтах возрастают концентрации токсичных металлов и ядохимикатов [12, 39, 53].

Задачи теории и практики разработки экологически допустимых нагрузок (ЭДН) [15] веществами антропогенного происхождения, в частности кислотной составляющей атмосферных осадков на отдельные пресноводные экосистемы или же на природные воды на региональном или другом заданном уровне, требуют разработки научных основ экологического нормирования допустимого содержания веществ антропогенного происхождения непосредственно в водных экосистемах. Это особенно актуально

в связи с возможными отрицательными экологическими последствиями изменения климата в результате антропогенной деятельности.

Несмотря на давно осознанную необходимость создания теории и практики экологического нормирования [10, 13, 15, 16, 18, 21, 26, 31—33, 38], до настоящего времени не существует в достаточной степени определенного варианта решения этой проблемы. С одной стороны, это объясняется отсутствием должного развития фундаментальных знаний о внутриводоемных процессах, с другой — комплексностью задачи, требующей для своего решения синтеза знаний по ряду научных дисциплин. Теория и практика установления предельно допустимых концентраций вредных веществ в воде водоемов, решаемая медиками (санитарно-гигиенические ПДК) и биологами (рыбохозяйственные ПДК) [22], имеют узкую направленность, в первом случае — охрана здоровья человека, во втором — рыбных ресурсов. Такая практика разработки ПДК оправдывала себя в прошлые десятилетия, когда загрязненность природных вод была не столь высока. Но в настоящее время при критической загрязненности многих водных объектов ПДК отдельных веществ, разработанные преимущественно в лабораториях, не могут являться показателями чистоты или загрязненности вод, а, скорее, наоборот, установившаяся практика разработки и использования ПДК явилась одним из косвенных факторов создания той неблагоприятной экологической обстановки, которая сложилась на водоемах страны почти повсеместно. ПДК отдельных токсичных веществ, будь-то рыбохозяйственные или санитарно-гигиенические, не решают проблему экологически оптимального состояния водоемов в целом, поскольку не учитываются все сложнейшие пути миграции, трансформации, кумуляции не свойственных природным водоемам веществ в водных экосистемах. Такую задачу должно решать экологическое нормирование.

Пресноводные экосистемы в зависимости от уровня и длительности воздействия антропогенной нагрузки могут находиться в качественно различных состояниях: экологической модуляции, экологического прогресса, экологического регресса, экологического и метаболического регресса [3]. В. А. Абакумов предложил эти принципиально различные состояния экологических систем рассматривать в качестве наиболее общих критериев экологического нормирования антропогенных нагрузок на водные экосистемы. Наряду с общими для каждой категории критериями для отдельных групп водных объектов внутри каждой категории возможно введение дополнительных (частных, локальных) критериев, позволяющих учитывать индивидуальные требования к этим группам водных объектов. Так, например, для осетровых рек дополнительным критерием будет сохранение осетровых рыб. В соответствии с предложенной классификацией общую направленность процесса изменения состояния экосистем при закислении можно характеризовать как экологический регресс.

Для определения экологических нормативов pH для озер различных типов необходимо ориентироваться на максимально ненарушенные антропогенными воздействиями озера, имеющие наиболее выраженные типологические характеристики, являющиеся фоновыми и расположенные в фоновых районах. Экологические нормы pH, установленные для фоновых водоемов — ЭНpH$_т$, а также установленные экологически допустимые уровни величин pH—ЭДУpH$_т$ должны являться базовыми („эталонными"), а их значения соответствовать типологической принадлежности водоемов.

Обоснование „эталонных" экологических нормативов для озер различных типов предполагает соблюдение некоторых общих принципов: водные объекты не должны испытывать локальных антропогенных воздействий, находиться на территориях, не испытывающих значительных антропогенных нагрузок; по физико-химическим характеристикам во́ды озер должны быть наиболее чувствительны к антропогенному закислению в данном регионе данной физико-географической зоны, т. е. обязательно соблюдение принципов фоновости, наибольшей типологической репрезентативности водоемов, принципов зональности и региональности. Соблюдение перечисленных принципов позволит выявить наиболее чувствительные к антропогенному закислению водоемы, что может явиться основой для нормирования антропогенных нагрузок на окружающую природную среду (природные воды) на региональном или другом заданном уровне.

Степень нарушенности водных экосистем в результате антропогенных воздействий различна, в связи с этим возможны допущения в экологическом нормировании для конкретных водных объектов по отношению к экологическим нормам, разработанным для „эталонных" водоемов. При обосновании экологических норм pH—ЭНpH для конкретных водоемов различных типов, по-видимому, наиболее целесообразно различать три категории водных объектов:

1) заповедные территории, уникальные природные объекты;

2) природные объекты, испытывающие умеренно антропогенную нагрузку;

3) природные объекты с сильно преобразованными или искусственными антропогенными экосистемами [16].

В. А. Абакумов в соответствии с вышеизложенным предлагает следующие критерии предельно допустимого экологического состояния водных объектов каждой из трех категорий. Для экологических систем водных объектов 1-й категории недопустимы экологические модификации; для 2-й категории — экологические модификации, ведущие к экологическому регрессу; для 3-й категории — экологические модификации, ведущие одновременно к экологическому и метаболическому регрессу.

Концентрация водородных ионов, выраженная в единицах pH и имеющая определенные количественные характеристики для водоемов различных типов, является естественным экологическим

фактором обитания гидробионтов. Но если рассматривать антропогенное закисление водоемов как загрязнение природных вод дополнительными количествами водородных ионов (H^+), мы вправе говорить об антропогенном загрязнении пресноводных экосистем ионами водорода (протонами) со множественными отрицательными экологическими последствиями изменения pH водной среды [4, 29, 39, 40]. Закисление водной среды, вызывая изменения видового состава гидробионтов, интенсивности продукционно-деструкционных процессов, процессов самоочищения водоемов, качества показателей абиотической среды, в конечном счете оказывает отрицательное воздействие на всю экосистему в целом: возникают нарушения на всех уровнях организации пресноводных экосистем.

Оптимум протекания биологических процессов, а также химических реакций в водоемах лежит в определенных интервалах значений pH ($ЭНpH_{(min-max)}$), определяющих средненормальное состояние водных экосистем. Средненормальному состоянию водоемов того или иного типа соответствуют экологические нормы pH—$ЭНpH_т$:

$$ЭНpH_т = \frac{\sum_{i=1}^{n} ЭНpH_{(min-max)_i}}{n}, \qquad (1)$$

где $ЭНpH_{(min-max)_i}$ — экологический оптимум pH для i водных экосистем, ЭНpH не должны вызывать изменений в водных экосистемах, определяемых как экологические модификации (рис. 1).

Таким образом, экологическое нормирование содержания токсичных веществ антропогенного происхождения, а также антропогенно преобразованных факторов абиотической среды (pH, температура, содержание кислорода и т. п.) в природных водоемах мы определяем как теоретически обоснованную систему методических приемов и методов, направленных на установление безопасных, не действующих отрицательно на все внутриводоемные процессы концентраций H^+ — экологически допустимых концентраций — $ЭДК_{H^+}$ (или уровней pH—$ЭДУ_{pH}$), не вызывающих необратимых изменений на всех уровнях организации водных, экосистем на прогнозируемый период (одномоментно, в течение суток, года и т. д.). Экологические модификации должны отсутствовать.

В качестве основного критерия безопасного поступления в пресноводные экосистемы дополнительного количества ионов H^+ антропогенного происхождения мы принимаем экологически оптимальное состояние водоемов (ЭОС). Применительно к антропогенному закислению ЭОС — это такое состояние водных экосистем, когда при поступлении в водоемы дополнительного количества водородных ионов не происходит изменения экологической структуры биоценозов (выше пределов естественной изменчивости), ведущего к экологическим модуляциям, т. е. отсутствуют экологи-

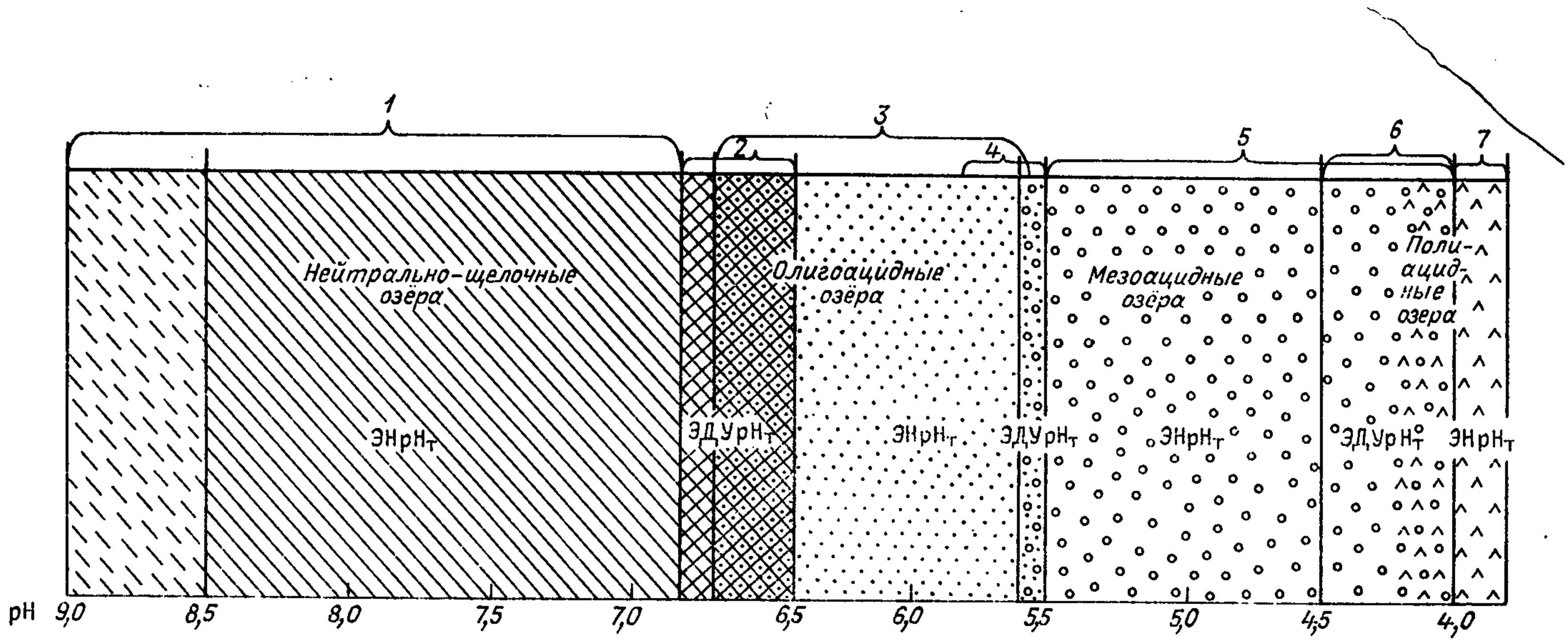


Рис. 1. Экологические нормативы pH для различных типов озер гумидной зоны (общая схема составлена на основании данных [9, 11, 17, 20, 25, 28, 30, 34—36, 39—58]).

1 — $ЭНрН_т$, *2* — $ЭДУрН_т$, олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные, нейтрально-щелочные озера; *3* — $ЭНрН_т$, *4* — $ЭДУ_рН_т$, олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные, олигоацидные озера; *5* — $ЭН_рН_т$, *6* — $ЭДУрН_т$, олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные, мезоацидные озера; *7* — $ЭНрН_т$ полиацидные олиготрофные озера.

ческие модификации, сохраняются все типологические характеристики водоемов по биологическим и гидрографическим показателям, обусловленным зональными и региональными особенностями природных комплексов. В качестве основных критериев экологически оптимального состояния природных водоемов в условиях антропогенных воздействий, в частности закисления вод, мы принимаем следующие:

— сохранность естественного (в пределах естественной изменчивости) биотического круговорота веществ;

— сохранность темпов и характера продуцирования;

— отсутствие изменений в видовой структуре и доминирования в сообществах, сохранность оптимального соотношения видов;

— отсутствие элиминации чувствительных видов и форм гидробионтов на различных стадиях онтогенеза (лохосов), в том числе сохранность видов—индикаторов закисления, их качественных и количественных показателей (численности, биомассы);

— сохранность биомассы популяций гидробионтов различных трофических уровней;

— сохранность в качественном и количественном выражении продукционно-деструкционных процессов, лежащих в основе процессов самоочищения водоемов;

— отсутствие блокирования экологического метаболизма на уровне физико-химических и биохимических реакций (систем биохимической коммуникации, процессов обмена метаболитами между организмом гидробионтов и водной средой;

— отсутствие функциональных нарушений на различных уровнях организации пресноводных экосистем в условиях одноразово или хронически повышенных концентраций водородных ионов в водной среде;

— сохранность в пределах естественной изменчивости основных характеристик гидробионтов, в частности отсутствие кумуляции токсичных веществ, металлов в гидробионтах различных трофических уровней;

— сохранность в пределах естественной изменчивости основных характеристик абиотической среды, в том числе отсутствие возрастания токсичности природных вод за счет увеличения концентрации токсичных металлов, ядохимикатов в водной среде, что наблюдается при закислении водоемов.

Наиболее благоприятные условия для развития биоты в природных водоемах создаются при pH водной среды, равной 6,8—8,5. Природные водоемы, особенно гумидной зоны [28], имеют различную кислотность водной среды и в соответствии с этим находятся в различных состояниях — от наибольшего видового разнообразия биоценозов и соответствующих продукционных характеристик при pH = 6,5—8,5 (иногда до 9,0) до выраженного экологического и метаболического регресса при pH $\leqslant$ 4,0 (минимум видов, низкая продуктивность), обусловленного естественными факторами закисления водной среды. Антропогенное закисление

водоемов приводит к возникновению экологических модификаций, типологическая принадлежность водоемов меняется [5].

При оценке безопасности поступления дополнительного количества H^+ в водные экосистемы следует исходить из недопустимости превышения адаптационных возможностей наиболее чувствительных к закислению водной среды видов гидробионтов и их лохосов и недопустимости превышения порога самоочищающей способности водоемов как при изолированном действии ионов H^+, так и комплексном, в сочетании с другими токсичными веществами, концентрация которых при закислении водной среды повышается.

Под порогом безопасного воздействия (ПБВ) концентрации H^+, выраженных в единицах pH, мы понимаем такое их воздействие на все элементы водных экосистем (одномоментное, суточное, годовое, на прогнозируемый период), которое не вызывает необратимых функциональных, структурных и других изменений на всех уровнях организации экосистем выше границ, при превышении которых могут наступить негативные сдвиги в экосистемах, опасные для их устойчивости, ведущие к нарушению естественных процессов в водных экосистемах, определяющих их стабильное существование, т. е. должны быть сохранены основные экологические характеристики, определяющие высокое качество водной среды и экологически оптимальное состояние (ЭОС) водоемов в соответствии с физико-географической зоной и типологической принадлежностью водоемов, т. е. должны отсутствовать экологические модификации. Порог безопасного воздействия дополнительных концентраций водородных ионов для водных экосистем определяется максимально недействующей отрицательно на все элементы водных экосистем концентрацией водородных ионов — экологически допустимой концентрацией H^+, обозначаемой нами как $ЭДК_{H^+}$, или же в единицах pH — ЭДУ pH — экологически допустимым уровнем pH для того или иного водоема. В пределах одной водной экосистемы могут существовать различные ЭДУ pH. Тем более, для различных водных экосистем в пределах одного типа водных объектов существуют свои уровни ЭДУ pH, обусловленные различием физико-химических характеристик водной среды. Поэтому в общем виде для того или иного типа водных объектов $ЭДУ\,pH_т$ будет определяться некоторым множеством ЭДУ pH и может быть выражен в виде формулы

$$ЭДУpH_т = \frac{\sum_{i=1}^{n} ЭДУ\,pH_{(min-max)_i}}{n}, \qquad (2)$$

где $ЭДУ_{(min-max)_i}$ — экологически допустимые уровни pH для i экосистем, n — число водных экосистем.

В качестве типологических $ЭДУ\,pH_т$ мы рассматриваем такие значения pH водной среды, которые еще не приводят к отрица-

тельным экологическим последствиям для природных водоемов того или иного типа, к нарушению их экологически оптимального состояния на прогнозируемый период. ЭДУ pH определяет допустимое состояние водных экосистем (ДЭС) по отношению к фактору pH.

Под порогом вредного экологического воздействия (ПВВ) повышенной концентрации водородных ионов (H^+), выраженных в единицах pH, на водные экосистемы, мы понимаем такое их воздействие, при котором начинает наблюдаться деградация экосистем, выражающаяся в изменении качественных и количественных характеристик элементов водных экосистем (выше пределов естественной изменчивости): биомассы и численности гидробионтов, прежде всего наиболее чувствительных к закислению, появлении уродливых форм, а затем выпадении отдельных наиболее чувствительных видов, смене отдельных доминантных видов, увеличении концентраций токсичных металлов и токсичности некоторых ядохимикатов. Порогу вредного экологического воздействия уменьшения значений pH в водных экосистемах соответствуют изменения в структуре биоценозов, определяемые как экологические модуляции. Порогу вредного воздействия ионов H^+ на водные экосистемы соответствуют минимальные отрицательно действующие на водные экосистемы концентрации водородных ионов — $МДК_{H^+}$ или в единицах pH — минимально действующие уровния pH—МДУ pH. В соответствии с рассуждениями, проведенными выше, типологические минимально действующие уровни pH—МДУ $pH_т$ должны определяться некоторым множеством МДУ pH:

$$МДУpH_т = \frac{\sum_{i=1}^{n} МДУ_{(min-max)_i}}{n}, \qquad (3)$$

где МДУ $pH_{(min-max_i)}$ — минимальные отрицательно действующие на i водных экосистем уровни pH, n — число водных экосистем. Пороговые значения pH определяют критическое состояние водных экосистем (КЭС).

Под порогом экологической адаптационной способности (ПЭС) мы понимаем такое воздействие повышенной концентрации водородных ионов на водные экосистемы, при которой количественные изменения самоочищающейся способности водных экосистем переходят в качественные, выражающиеся в нарушении времени и скорости процессов самоочищения (снижении интенсивности при закислении водной среды) характерные для той или иной экосистемы, типа водных экосистем в данном регионе данной физико-географической зоны.

Разработка экологических нормативов для отдельных водных экосистем или же группы водоемов того или иного типа с последующей экстраполяцией на общетипологические нормативы предполагает установление лимитирующего показателя вредности (ЛПВ), определяющего наиболее чувствительное звено экоси-

стемы к воздействию pH. Поскольку концентрация H^+ — универсальный экологический фактор, отрицательное воздействие пониженных значений pH на водные экосистемы проявляется на различных уровнях организации экосистем. В конечном счете, допустимое (ДЭС) и критическое (КЭС) состояния водных экосистем при установленном ЛПВ по отношению к фактору pH могут определяться либо состоянием биоценозов, либо способностью экосистем к самоочищению, либо состоянием физико-химических показателей водной среды (например, увеличением концентраций тяжелых металлов в закисляемых водоемах и др.).

Одним из возможных подходов к экологическому нормированию закисления природных вод может быть подход, основанный на оценках уровня и направленности метаболизма биоценозов экосистем к самоочищению, либо состоянием физико-химических биоценозов, изменяющихся в соответствии с изменением pH водной среды. При реализации такого подхода ндежность полученных результатов повышается при наличии многолетних рядов наблюдений.

В настоящее время загрязненность большей части водоемов достигла значительного уровня, в ряде случаев — критического, поэтому, обосновывая необходимость экологического нормирования веществ антропогенного происхождения в водных экосистемах, в частности нормирования повышенных концентраций водородных ионов, следует иметь в виду „аналоговое“ нормирование. Аналоговое экологическое нормирование предполагает установление экологических нормативов для фоновых „эталонных“ водных объектов, являющихся типологически наиболее репрезентативными для данного региона в данной физико-географической зоне. Для установления экологических нормативов должен использоваться унифицированный методический подход с использованием унифицированных методик.

Установление экологических нормативов для конкретных водоемов того или иного типа в данном регионе данной физико-географической зоны производится экстраполяцией типологических экологических нормативов на конкретные водоемы с учетом их антропогенной нарушенности или же при необходимости могут быть проведены дополнительные исследования.

Учитывая различные физико-химические характеристики водной среды различных водных экосистем в пределах одного типа и тем более расположенных в различных регионах или физико-географических зонах, следует ввести понятие „экологический резерв водных экосистем“ по отношению к фактору pH—ЭР pH. Под ЭР pH мы понимаем значения физико-химических и биологических показателей, определяемые разностью между значениями этих показателей, соответствующими фактическому состоянию водных экосистем и уровнем показателей, соответствующих допустимому состоянию (ДЭС) водных экосистем (рис. 2).

Экологический резерв по отношению к фактору pH—ЭР pH слагается из буферной емкости вод, определяющей кислотно-ней-

трализующую способность природных вод (КНС), интервала значений физико-химических и биологических показателей, обеспечивающих оптимальное существование водной экосистемы, и может быть представлен для *i* водной экосистемы в следующем виде:

$$ЭРpH_i = КНС_i + pH_{факт_i} - ЭДУpH_т, \quad (4)$$

где $КНС_i$ — кислото-нейтрализующая способность вод, определяемая буферной емкостью вод, $pH_{факт_i}$ — уровень pH в исследуемом водоеме.

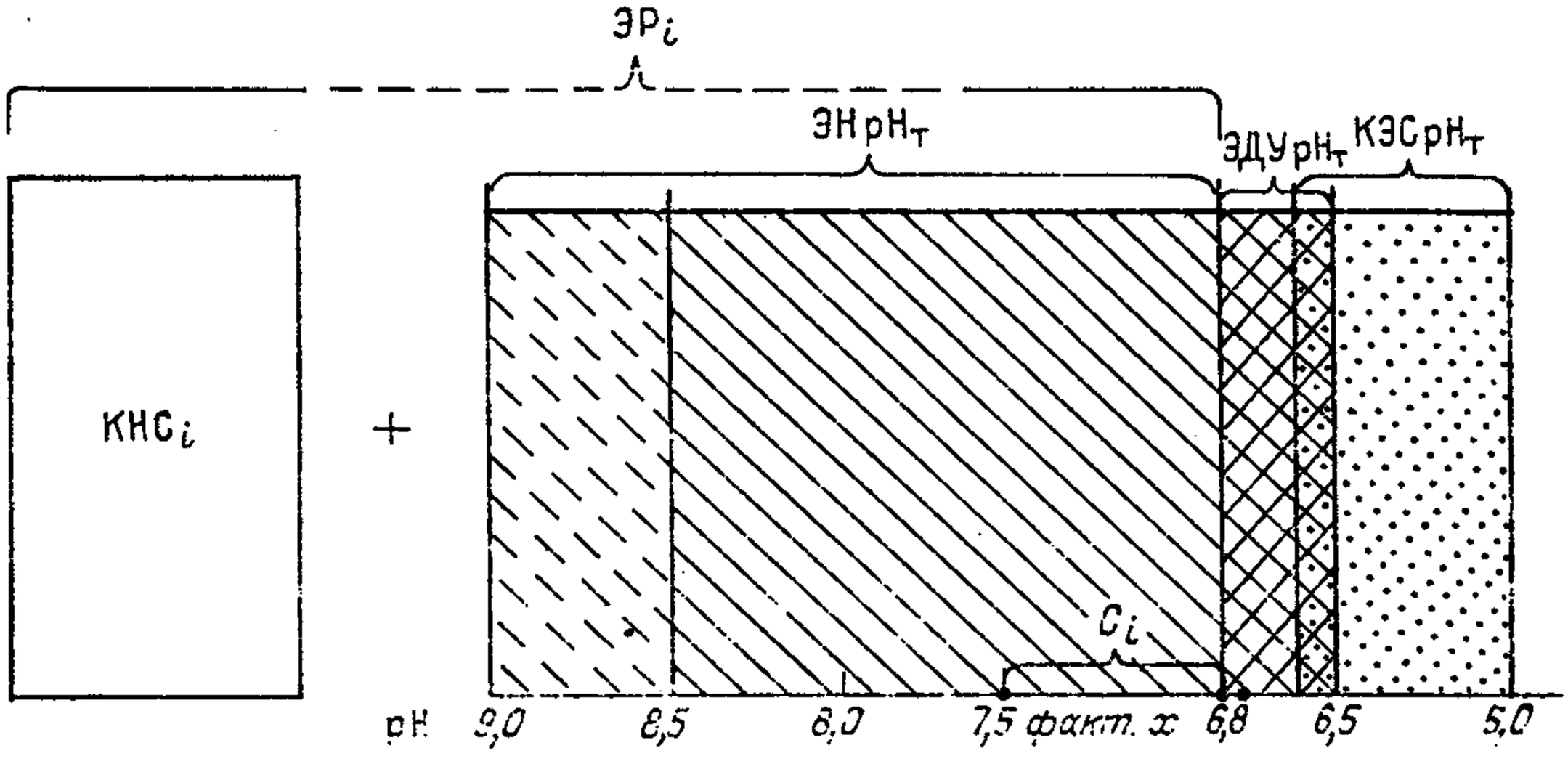


Рис. 2. Экологический резерв ($ЭР_i$) природных вод по фактору pH на примере нейтрально-водного озера.

$КНС_i$ — кислото-нейтрализующая способность вод озера (буферная емкость вод); ЭН $pH_т$ — экологические нормы pH для нейтрально-щелочных озер; ЭДУ $pH_т$ — экологически допустимые уровни pH для нейтрально-щелочных озер; C_i — интервал допустимого снижения уровня pH озерной воды для нейтрально-водного озера *x*; $КЭС_т$ — критическое состояние экосистемы озера при закислении, определяемое зоной пороговых значений pH (МДУ, pH).

Поскольку pH водной среды, как и все иные параметры, имеют свой минимум и максимум, для обеспечения наименьшего риска превышения экологического резерва по фактору pH целесообразно использовать разницу между средним или наименьшим уровнем pH для данной водной экосистемы и максимально допустимым уровнем pH для данного типа водоемов (или же конкретного водоема, если таковые уровни определены).

Если по условиям обитания гидробионтов водные экосистемы можно систематизировать по типологической принадлежности с учетом фактора pH, то буферная емкость для каждой водной экосистемы достаточно индивидуальна (зависит от концентрации основных элементов: калия, кальция, магния и др.) и весьма различается в зависимости от природного комплекса, региональных и зональных особенностей. Определение истинной буферной емкости чрезвычайно сложная задача, но определение относительной буферной емкости, вернее чувствительности водной среды того или

иного водоема к закислению, имеет свое достаточно простое решение (производится титрование проб воды исследуемого водоема раствором серной кислоты до нейтральной реакции).

Экологический резерв водных экосистем по отношению к фактору pH—ЭР pH — чрезвычайно важная величина для установления экологически допустимых нагрузок (ЭДН) кислотной составляющей атмосферных осадков (или других источников закисления природных вод) на отдельные водные экосистемы или же на группу водоемов на региональном или другом заданном уровне.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. Значение особенностей временно́й организации популяций в эволюционном процессе. — В кн.: Организация и эволюция живого (философск., историко-научн. и теор. аспекты проблемы). Л.: Наука, 1972, с. 46—54.

2. Абакумов В. А. О специфике пространственно-временно́й организации биологических систем. — В кн.: Развитие концепции структурных уровней в биологии. М.: Наука, 1972, с. 362—370.

3. Абакумов В. А. Основные направления изменения водных биоценозов в условиях загрязнения окружающей среды. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1979, т. 2, с. 37—47.

4. Абакумов В. А., Иголкина Е. Д., Свирская Н. Л. Экологические последствия закисления природных вод в результате выпадения кислотных осадков. — М.: Гидрометеоиздат, 1987. — 24 с.

5. Абакумов В. А., Иголкина Е. Д., Свирская Н. Л. Прогнозные тенденции экологических последствий закисления континентальных водоемов. — В кн.: Оценка современного и прогнозного состояния природной среды. — М.: Гидрометеоиздат, 1990, вып. 76, с. 92—100.

6. Абакумов В. А., Свирская Н. Л., Иголкина Е. Д. Закисление озер Карелии и водные биоценозы. — В кн.: Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л.: Гидрометеоиздат, 1990, вып. 6, с. 179—185.

7. Баранов И. В. Лимнологические типы озер СССР. — Л.: Гидрометеоиздат, 1971, с. 3—100.

8. Биологические ресурсы водоемов бассейна реки Каменной. — Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, Отдел водных проблем, 1986. — 183 с.

9. Виноградов Г. А. Функциональные основы действия низких pH на рыб и беспозвоночных. — В кн.: Проблемы водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. Л.: Наука, 1986, с. 6—25.

10. Гончарук Е. Н., Сидоренко Г. И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве. — М.: Медицина, 1986. — 320 с.

11. Гордеев О. Н. Условия обитания реликтовых ракообразных в озерах Онежского ареала их распространения. — В кн.: Гидробиология и ихтиология внутренних водоемов Прибалтики. Рига: Зинатне, 1963, т. 23, № 7, с. 129—141.

12. Загрязнение окружающей среды соединениями серы, содержащимися в воздухе. Его последствия и борьба с ним. — Нью-Йорк, ООН, 1984. — 355 с.

13. Иголкина Е. Д. Эколого-токсикологические аспекты закисления природных вод. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1990, вып. 13, с. 99—111.

14. Иголкина Е. Д., Свирская Н. Л. Закисление природных вод СССР и экологический мониторинг. — ДЭП в ИЦ ВНИГМИ — МЦД 10.05.89 г. № 900 — гм 89 г.

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

16. Израэль Ю. А., Филиппова Л. М. Всесторонний подход к анализу состояния и проблеме регулирования качества окружающей природной среды. —

В кн.: Взаимосвязь наук при решении экологических проблем. Тезисы докладов. М.: Наука, 1976, с. 3—6.

17. Келсо Дж. Р. М., Шоу М. А. Влияние закисления озер на рыбные запасы восточной части Канады. — В кн.: Проблемы мониторинга и охраны окружающей среды. Труды I советско-канадского симпозиума. — Л.: Гидрометеоиздат, 1989, с. 283—302.

18. Кислотные дожди/Ю. А. Израэль, И. М. Назаров, А. Я. Прессман и др. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. — 206 с.

19. Кольковски П. Антропогенный дебаланс кислотно-щелочного состояния окружающей среды и его гигиенические аспекты. — Гигиена и санитария, 1989, № 6, с. 56—58.

20. Комов В. Т., Виноградов Г. А. Экологические аспекты закисления пресноводных водоемов. — В кн.: Физиологические и биохимические аспекты токсикологии пресноводных животных. Борок, 1984, с. 5—80.

21. Лукьяненко В. И. Принципы и методы биологического нормирования химических веществ и оценка уровня загрязнения водоемов. — В кн.: Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. Материалы двух советско-американских симпозиумов. Л.: Наука, 1976.

22. Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — М.: ВНИРО, 1985. — 88 с.

23. Мониторинг трансграничного переноса загрязняющих воздух веществ/ Ю. А. Израэль, И. М. Назаров, Ш. Д. Фридман и др. — Л.: Гидрометеоиздат, 1987. — 303 с.

24. Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Труды Советско-французского симпозиума. — Л.: Гидрометеоиздат, 1988. — 165 с.

25. Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. — Л.: Наука, 1974, т. 2. — 235 с.

26. Патин С. А. Экологическая токсикология и биогеохимия загрязняющих веществ в мировом океане. Автореф. дисс. на соискание учен. степени д-ра биол. наук. — М., 1977. — 52 с.

27. Перельман А. И. Биокосные системы Земли. — М.: Наука, 1977. — 149 с.

28. Салазкин А. А. Основные типы озер гумидной зоны СССР и их биолого-продукционные характеристики. — Изв. ГосНИОРХ, 196, т. 80.

29. Сухоруков Б. И. Влияние протонов среды на структуру и радиационное повреждение ДНК и ее надмолекулярных комплексов. — В кн.: I Всесоюзный радиобиологический съезд. Тезисы докладов. Пущино, 1989, т. 1, с. 44—45.

30. Фауна озер Карелии. Беспозвоночные. — М. — Л.: Наука, 1965. — 325 с.

31. Федоров В. Д., Сахаров В. Б., Левич А. П. Количественные подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистем. — В кн.: Человек и биосфера. М.: Изд-во МГУ, 1982, с. 3—42.

32. Филиппова Л. М. Генетические аспекты определения допустимых нагрузок. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей среды. Труды II Советско-американского симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1976, с. 136—143.

33. Филиппова Л. М., Израэль Ю. А. Проблема пороговости действия загрязняющих веществ и ее значение в регулировании качества окружающей природной среды. — В кн.: Теоретические и практические подходы к проблеме мутагенеза и канцерогенеза окружающей среды. Материалы советских участников III советско-американского симпозиума. М.: Гидрометеоиздат, 1976.

34. Харкевич Н. С. Материалы по малым лесным озерам (ламбам) Карелии. — Труды Карельского филиала АН СССР, 1960, вып. 27, с. 70—133.

35. Харкевич Н. С. Гидрохимическая характеристика и систематизация северной группы озер Восточного Прионежья. — В кн.: Водные ресурсы Карелии и их использование. Петрозаводск, 1975, с. 5—56.

36. Чернов В. К. Материалы к познанию фитопланктона озер, расположенных в районе Бородинской пресноводной биологической станции. — В кн.: Труды Бородинской пресноводной биологической станции, 1927, т. 5, с. 16—50.

37. Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды Международного симпозиума. — Л.: Гидрометеоиздат, 1991. — 384 с.

38. Экологический подход к оценке состояния и регулирования кочества окружающей природной среды/Ю. А. Израэль, И. М. Назаров, Л. М. Филиппова и др. — В кн.: Всесторонний анализ окружающей природной среды. Труды III Советско-американского симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1978, с. 101—130.

39. Acid precipitation: some hydrobiological changes/G. Hendrey, K. Baalsrud, T. Traaen et al. — Ambio, 1976, vol. 5, p. 224—227.

40. Acidification today and tomorrow. — Swedish Ministry of Argiculture. Environment '82 Committee, 1982. — 231 p.

41. Bell H. Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. — Water Research, 1975, vol. 5, p. 313—319.

42. Beamish R. I. Acidification of lakes Canada by acid precipitation and the resulting effects of fish. — Water, Air, Soil Pollution, 1976, vol. 6, p. 501—514.

43. Effects of acid precipitation on fresh water organisms/H. Leivested, G. Hendrey et al. — In: Impact of Acid Precipitation on Forest and Fresh Water Ecosystems in Norway. Acid Precipitation — Effects and Fish Project. Research Report 6, AS, Norway, 1976, p. 86—111.

44. Effects of acidification on Swedish lakes/B. Almer, W. Dickson, C. Ekstrom et al. — Ambio, 1974, vol. 3, p. 30—36.

45. Engblom E., Lingdell P-E. Bottenfaunans anvädbarhet som pH-indikator. — Rapport SNVPM 1741, 1973, p. 501—514.

46. Grahn O. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborn acid substances. — United States Forest Service General Technical Report NE, 1976, vol. 23, p. 519—530.

47. Howells G. D. Fishery status quality in areas affected by acid deposition. — Wat. Sci. Techn., 1983, vol. 15, p. 67—80.

48. Hultberg H., Grahn O. Effect of acid precipitation on macrophites in oligotrophic Swedish lakes. — Proc. First Special Symposium on Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Waters. — Inter. Assoc. Great lakes Res., 1975, p. 208—217.

49. Natural changes in the planktonic *Rotifera* of a small acid lake near Sudbury, Ontario following water quality improvements/H. I. MacIsaac, W. Keller, T. C. Hutchinson, N. D. Yan. — Water, Air, Soil Pollution, 1986, vol. 31, p. 791—797.

50. Nilssen P. Acidification of a small watershed in southern Norway, and some characteristics of acidic aquatic environments. — Internationale Revue der Gesamten. — Hydrobiologie, 1980, vol. 65, p. 177—207.

51. Okland I. Acidification in 50 Norwegian lakes. — Nordic Hydrology, 1980, vol. 11, p. 25—32.

52. Overrein L. V., Seip H. M., Tollan A. Acid precipitation — effects on forest and fish. — Final Report of the SNSF Project 1972—1980. — Norway, 1980. — 175 p.

53. Proceedings Intern. Conf. Impact Acid Precipitation, SNSF Project, Norway, 1980.

54. Rao S. S., Dutka B. I. Influence of asid precipitation on bacterial populations in lake. — Hydrobiologia, 1983, vol. 98, N 2, p. 153—157.

55. Renberg I., Hellberg T. The pH history of lakes in Southwestern Sweden, as calculated from the Subfossil Diatom flora of the sediments. — Ambio, 1982, vol. 11, № 18, p. 30—33.

56. Schofield C. L. Acid precipitation: Effects on fish. — Ambio, 1976, vol. 5, p. 228—230.

57. Symposium of the Finnish Research Project on Acidification (HAPRO). Abstracts. Ministry of Agriculture and Forestry, 1987. — 84 p.

58. Yan N., Stokes P. Phytoplankton of on acidic lake, and its responces to experimental alterations of pH. — Environmental Conservation, 1978, vol. 5, p. 93—100.

SOME ASPECTS OF ECOLOGICAL STANDARDIZATION FOR NATYRAL WATER ACIDIFICATION

Ye. D. Igolkina

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

Criteria are considered of safe and dangerous inputs of hydrogen ions (H^+) to aquatic ecosystems of different types. Concepts are formulated of pH ecological standardization (ecological standards — ESpH, ecologically permissible levels — EPLpH, minimum existing levels — MELpH) for different types of lakes. An idea is given of aquatic ecosystem ecological reserve (ER) with regard to pH.

СОДЕРЖАНИЕ РАСТВОРИМЫХ ФОРМ ФТОРА В ДВУХЛЕТНЕЙ ХВОЕ СОСНЫ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА

Р. Т. Карабань, Т. И. Сисигина

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Т. Н. Моршина

НПО «Тайфун» Роскомгидромета

Методы биоиндикации в настоящее время находят применение для определения загрязнения атмосферного воздуха продуктами промышленных выбросов в атмосферу [6]. В связи с этим представляют интерес результаты комплексной оценки связи между степенью загрязнения воздуха и содержанием некоторых ингредиентов в почве и растительности, подвергающихся воздействию промышленных выбросов от локальных источников.

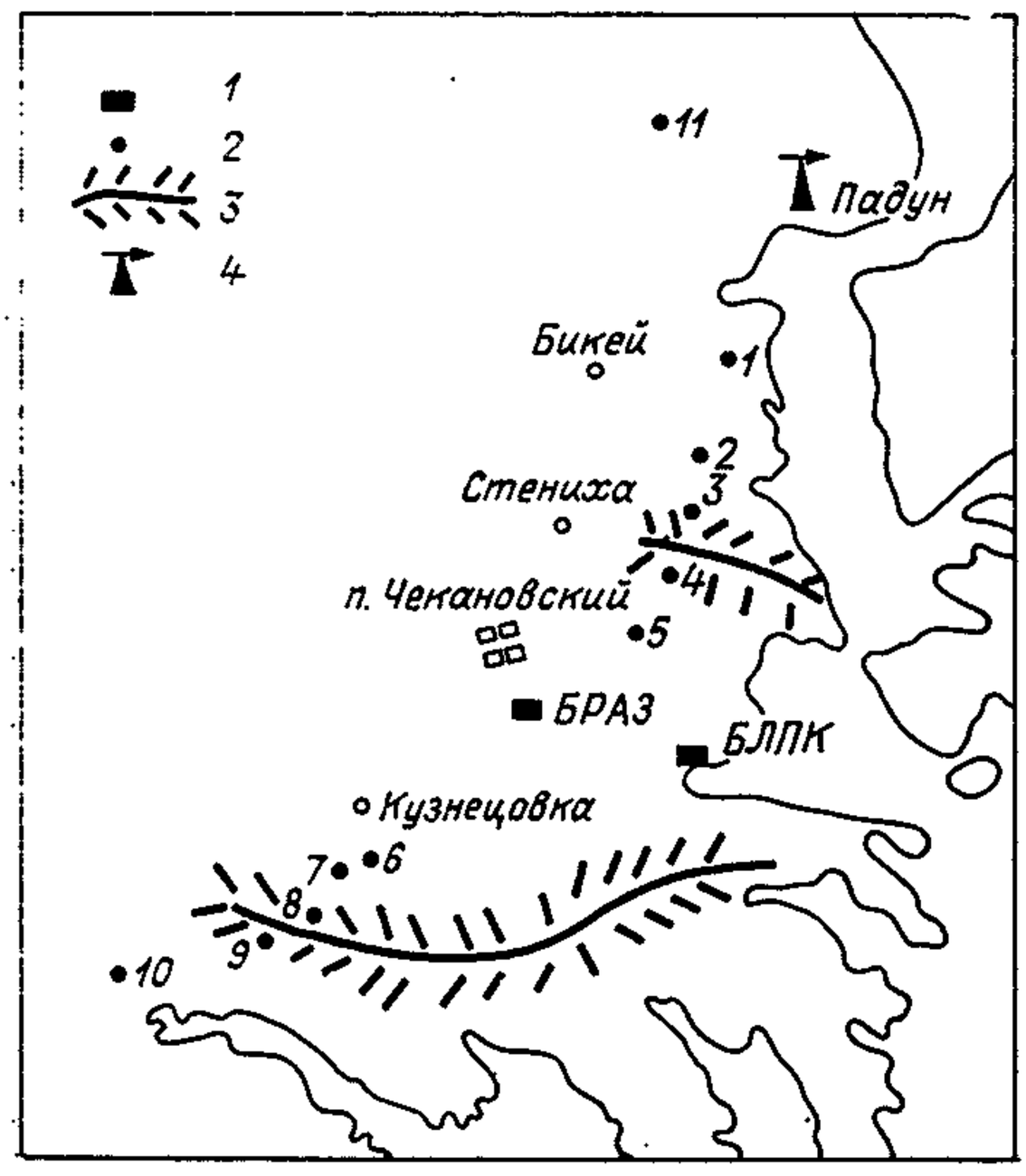


Рис. 1. Схема расположения основных источников выброса и пробных площадей по программе мониторинга.

1 — источники выброса, *2* — пробные площади, *3* — возвышенные элементы рельефа, *4* — обсерватория.

Как следует из данных многочисленных наблюдений и экспериментов [4, 5, 8 и др.], среди кислых газов наибольшей фитотоксичностью обладает фтор и в первую очередь фтористый водород. При длительном воздействии даже относительно слабой концентрации фтор способен накапливаться в растениях и оказывать кумулятивное отравляющее воздействие. Большинство исследователей считают, что фтор не относится к необходимым элементам питания и его накопление в растениях отражает его содержание в почве и воздухе (цит. по [5]).

Пространственное распределение фтора в природных средах определяется его концентрацией в атмосферном воздухе, а также условиями выпадений, накопления и миграции в элементах биосферы. При этом рельеф местности играет важную роль в локальном распределении растворимых форм фтора в поверхностном слое почвы.

По программе комплексного мониторинга загрязнения и состояния леса [6] в 1985 г. были проведены исследования в окрестностях г. Братска, где имеет место значительное загрязнение природных сред соединениями фтора в газовой и аэрозольной фракциях, поступающих от Братского алюминиевого завода (БрАЗ). Условия рассеяния промышленных выбросов в атмосфере, их выпадение и миграция на подстилающей поверхности осложнены орографией местности, поскольку для окрестностей г. Братска характерен изрезанный крупнохолмистый рельеф с перепадом высот 400—670 м. Схема расположения пробных площадей (ПП) и пунктов отбора проб представлена на рис. 1.

Пункты наблюдений расположены в двух противоположных секторах: на северо-восток от БрАЗ (ПП 1—5 удалены от источника выбросов на расстояние 7—16 км) и на северо-запад (ПП 6—10 удалены на расстояние 7—15 км). Контроль (ПП—11) расположен на расстоянии 30 км на северо-восток от БрАЗ. На всех ПП были отобраны пробы почвы и растительности.

Методика оценки характеристик загрязнения

Содержание фтора в почве определяли в осредненных пробах, отобранных из 4—5 прикопок, отдельно по слоям 0—5 и 5—10 см.

Ветви сосны срезали по периферии кроны с высоты, доступной для взятия проб (1,5—2 м). Смешанную пробу двухлетней хвои составляли из собранной с 10—15 деревьев сосны, произрастающих на пробной площади.

Методика подготовки проб почвы и растительности для анализа подробно изложена в [3]. После предварительной подготовки и перевода вещества в дистиллят содержание фтора определяли потенциометрическим методом с использованием фторселективного электрода на фоне буферного раствора „Броис“, регулирующего pH, ионную силу и устраняющего комплексообразование фторидов с железом и алюминием.

В качестве характеристик загрязнения атмосферного воздуха фтористым водородом были рассчитаны среднегодовые ($C_{год}$) и средние за вегетационный период (с мая по сентябрь) ($C_{вп}$) концентрации для конкретных пробных площадей (см. рис. 1). Пространственное поле распределения концентрации фтористого водорода рассчитано на основе модели атмосферной диффузии [1, 2] с использованием технологических характеристик источников выброса: высота и диаметр труб, температура, скорость и масса выбрасываемого вещества (г/с), а также метеорологических параметров, определяющих условия распространения примесей в атмосфере (скорость ветра, температура воздуха, роза ветров). Данные о выбросах (по состоянию на 1985 г.) были представлены БрАЗ; в качестве метеорологических параметров использованы результаты наблюдений гидрометеорологической обсерватории г. Братска, а средние многолетние взяты из справочника [9].

Расчет полей концентрации производили на персональной ЭВМ IBM/AT на основе программного комплекса РСК [7].

Обсуждение результатов

Пространственные профили рассчитанной среднегодовой концентрации фтористого водорода в атмосферном воздухе (рис. 2) удовлетворительно следуют общей закономерности как для точек северо-восточного сектора, так и для юго-западного. Средние за вегетационный период $C_{вп}$ в точках юго-западного сектора (ПП 6—10), примерно в два раза выше, чем на соответствующих расстояниях от источника выбросов в северо-восточном секторе, что обусловлено пространственной неоднородностью розы ветров в сравниваемые периоды осреднения.

На основании выполненных анализов проб почвы и растительности и рассчитанных значений концентрации фтористого водорода в атмосферном воздухе были проведены оценки взаимосвязи между сравниваемыми ха-

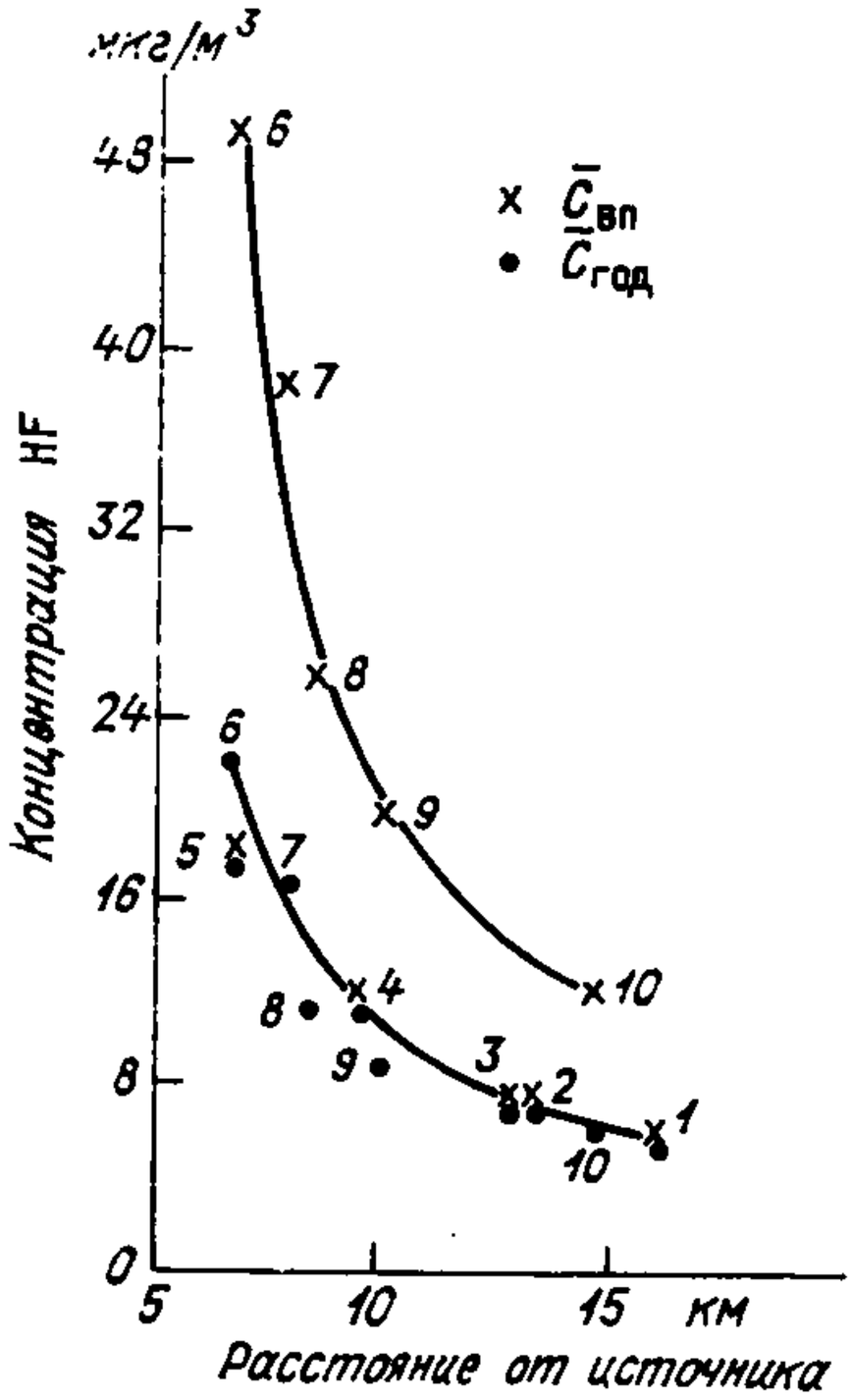


Рис. 2. Пространственное изменение расчетной концентрации HF в воздухе.

рактеристиками как графическим способом (рис. 3 и 4), так и путем регрессионного анализа на основе линейной модели $y = a + bx$ для 8—10 сравниваемых пар чисел (табл. 1). Как видно из табл. 1, имеет место хорошая корреляционная связь между содержанием

Таблица 1

Результаты регрессионного анализа парной корреляции между расчетными значениями среднегодовой ($C_{год}$) и средней за вегетационный период ($C_{вп}$) концентраций фтористого водорода в атмосферном воздухе; содержанием фтора растворимого в хвое сосны ($C_{хв}$); в почвенном слое 0—5 см ($C_{п,\,0-5}$) и 5—10 см ($C_{п,\,5-10}$) для линейной модели $y = a + bx$

Сравниваемые величины	Коэффициент корреляции	Параметры модели	
		a	b
$C_{п,\,0-5} - C_{п,\,5-10}$	0,943	0,018±0,763	0,709±0,079
$C_{вп} - C_{хв}$	0,934	—4,091±5,840	1,409±0,219
$C_{год} - C_{хв}$	0,744	—6,521±13,220	2,812±1,030
$C_{год} - C_{п,\,0-5}$	0,637	0,276±3,879	0,733±0,313
$C_{п,\,0-5} - C_{хв}$	0,318	17,051±11,928	0,980±1,106

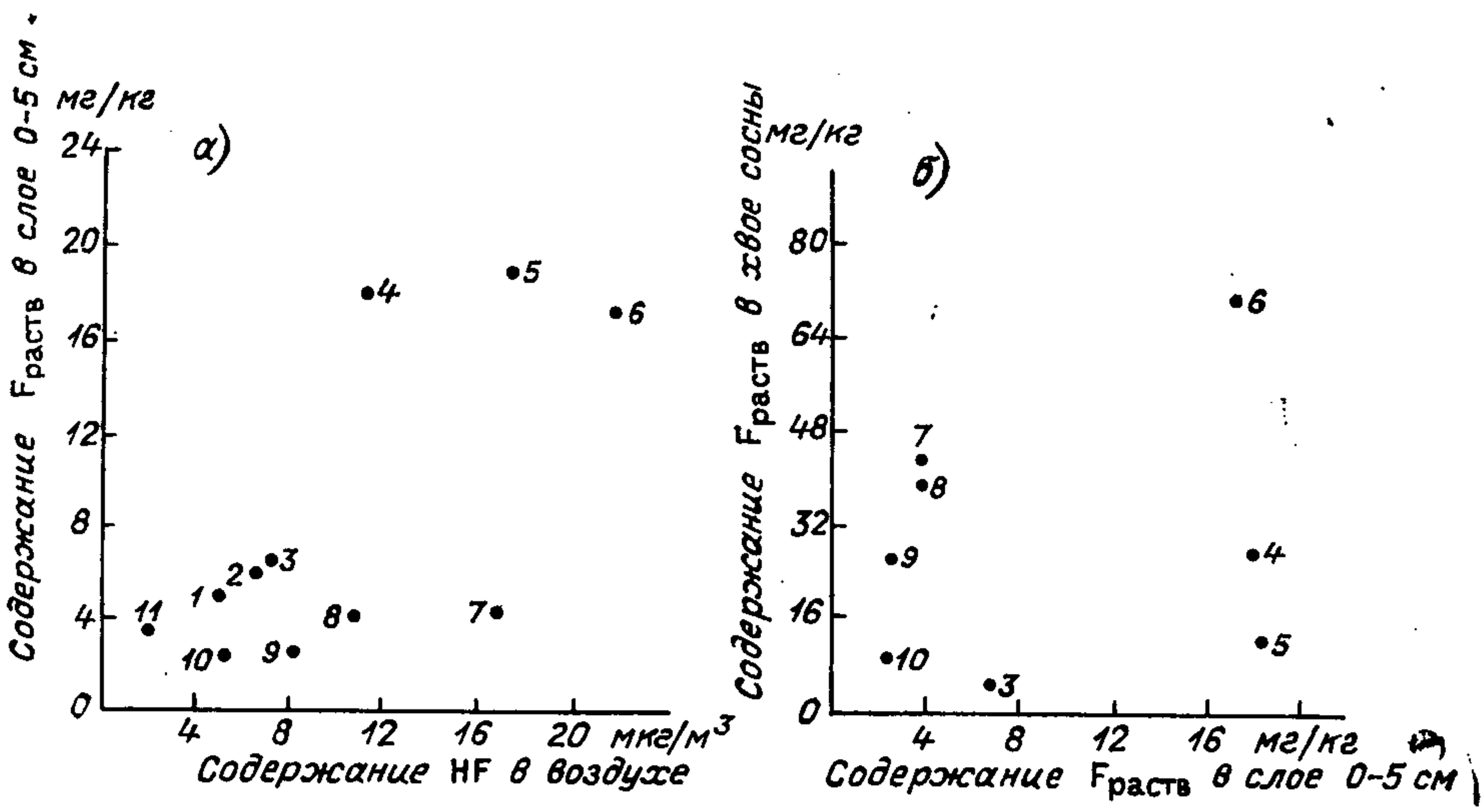


Рис. 3. Корреляционная связь между содержанием $F_{раств}$ в почвненом слое 0—5 см и содержанием HF в атмосферном воздухе (*а*), а также содержанием $F_{раств}$ в хвое сосны и в почвенном слое 0—5 см (*б*).

фтора растворимого ($F_{раств}$) в почвенных слоях 0—5 см и 5—10 см ($r = 0{,}943$). Связь между содержанием $F_{раств}$ в почве и рассчитанной среднегодовой концентрацией фтористого водорода в атмосферном воздухе ($C_{год}$) характеризуется меньшим значением коэффициента $r = 0{,}637$ (для 10 сравниваемых пар чисел). Как видно на рис. 3 *а*, на ПП 4, 5 и 6, различающихся по значению $C_{год}$ в среднем в два раза, получены близкие значения концентрации $F_{раств}$ в поверхностном слое почвы. Это, скорее всего, связано с неоднородностью условий накопления

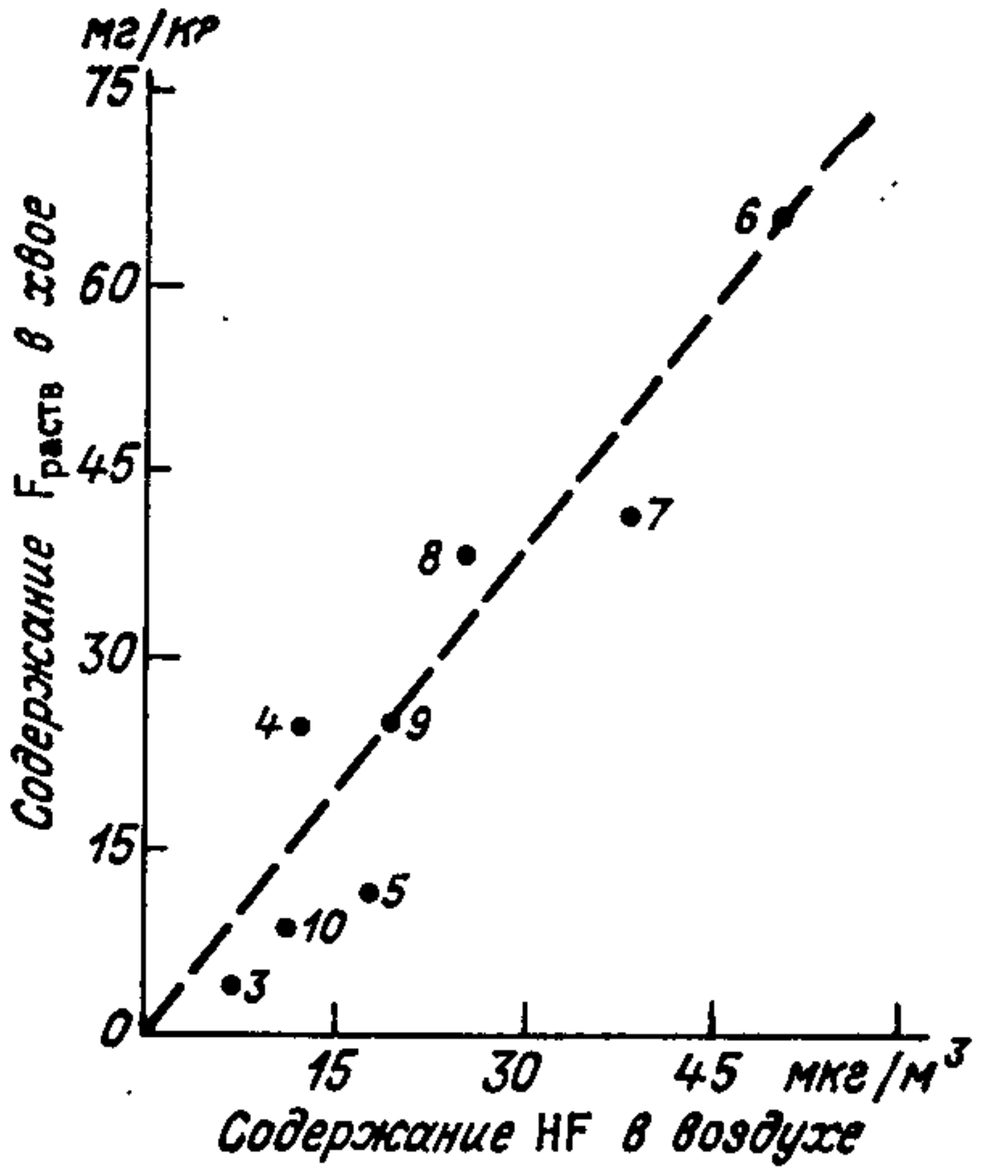


Рис. 4. Изменение содержания $F_{раств}$ в хвое сосны в зависимости от средней за вегетационный период концентрации HF в воздухе.

$F_{раств}$ в почве: влияния рельефа, вымывания и других факторов, определяющих миграцию $F_{раств}$ (ПП 5, 6 расположены в холмистой местности).

Содержание $F_{раств}$ в двухлетней хвое хорошо коррелирует со средней за вегетационный период расчетной концентрацией фтористого водорода в воздухе ($r = 0{,}934$) и несколько хуже

с $C_{год}$ ($r = 0{,}744$). Этот факт вполне логично объясняется наибольшим поступлением атмосферных фитотоксичных веществ в хвою в период активной вегетации деревьев. С другой стороны, при вполне удовлетворительной корреляции между $C_{год}$ и $C_{п,\,0-5}$ ($r = 0{,}633$) имеет место весьма слабая связь между измеренными значениями содержания $F_{раств}$ в хвое и в поверхностном слое почвы ($r = 0{,}318$), что подтверждает факт преимущественно аэрального поступления фтора в растения. Почвенный путь поступления фтора в растения играет второстепенную роль.

Выводы

1. Анализ данных, полученных экспериментальным и расчетным путем, свидетельствует о вполне удовлетворительной связи между показателями загрязнения отдельных элементов леса (воздух, почва, растительность).

2. Корреляционная связь наиболее четко выражена между расчетной средней за вегетационный период концентрацией фтористого водорода в атмосферном воздухе и содержанием растворимого фтора в двухлетней хвое сосны. Этот факт является доказательством преимущественно аэрального поступления фтора в хвою сосны, особенно в период вегетации.

3. Хорошая корреляция между содержанием фтора в хвое и расчетными значениями концентрации фтористого водорода в атмосферном воздухе экспериментально подтверждает возможность оценки степени загрязнения приземного слоя атмосферы фтористыми соединениями путем измерения содержания фтора в вегетативных органах растений.

В заключение авторы выражают благодарность лесопатологу В. И. Кондратову, принимавшему участие в организации отбора и обработки проб почвы и растительности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975. — 448 с.

2. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Чичерин С. С. Теоретические основы и методы расчета поля среднегодовых концентраций примесей от промышленных источников. — Труды ГГО, 1984, вып. 479, с. 3—16.

3. Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв. Ч. II/Под ред. С. Г. Малахова. — М.: Гидрометеоиздат, 1984. — 61 с.

4. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. — М.: Мир, 1979. — 198 с.

5. Илькун Г. М. Загрязнители атмосферы и растения. — Киев: Наукова думка, 1978. — 244 с.

6. Карабань Р. Т., Назаров И. М., Павлинов Н. П. О принципах импактного мониторинга загрязнения природной среды и состояния растительности. — Труды ИПГ, 1988, вып. 72, с. 4—10.

7. Комплекс программ расчета полей среднегодовых концентраций по данным о выбросах вредных веществ в атмосферу (комплекс РСК). Описание применения. — Донецк, 1988. — 88 с.

8. Рожков А. С., Михайлова Т. А. Действие фторсодержащих эмиссий на хвойные деревья. — Новосибирск: Наука, 1989. — 156 с.
9. Справочник по климату СССР. Вып. 22, ч. I—III. — Л.: Гидрометеоиздат, 1968.

DISSOLVED FLUORINE SPECIES IN TWO-YEAR-OLD PINE NEEDLES AS AN INDICATOR OF AMBIENT AIR POLLUTION

R. T. Karaban, T. I. Sisigina

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

T. N. Morshina

Scientific and Production Amalgamation'Taifun'

The levels of dissolved fluorine species (Fdis) are studied in the samples of the upper soil layer (0—5 and 5—10 cm) (Csoil) and two-year-old pine needles (Cn) collected in the vicinity of the Bratsk aluminium smelter (BAS) within 15—30 km (in two diametrically opposite directions). Data on technological emissions characteristics and a computer-based averaging programme were used to calculate the spatial profiels and mean annual (Can) and mean vegetation period (Cvp) concentrations of atmospheric HF. Based on a linear model a regression analysis is carried out on the relation between the results obtained. It is established that Fdis levels in needles are well correlated with estimated Cvp ($r = 0.934$) and somewhat worse correlated with Can ($r = 0.744$) which can be accounted for quite logically by the most intensive hydrogen fluoride input to needles during an active vegetation. On the other hand, the correlation between Can and Ssoil being quite satisfactory ($r = 0.633$ for 10 pairs of values compared), there is a rather weak correlation between the measured values of Cn and Ssoil ($r = 0.318$). This fact confirms the predominantly aerial fluorine input to plants while the soil pathway evidently plays a secondary role.

РЕАКЦИЯ КЛЕТОК МЕЗОФИЛЛА ХВОИ СОСНЫ НА ВОЗДЕЙСТВИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ АТМОСФЕРУ ВЕЩЕСТВ

И. М. Кравкина

Ботанический институт им. В. Л. Комарова РАН

Необходимость сохранения и защиты растительных ресурсов земли в значительной степени определяет развитие исследований по выявлению приспособительных и репарационных возможностей растений. В большей степени подвержены вредному воздействию загрязняющих атмосферу веществ хвойные растения. Важным показателем жизненного состояния хвойных деревьев является их морфолого-анатомическая газоустойчивость к таким веществам. Внешне повреждение хвои загрязняющими атмосферу веществами проявляется в виде более или менее выраженных хлорозов и некрозов на ее поверхности. Очевидно, что жизнеспособность хвои обеспечивают зеленые неповрежденные визуально части хвоинок. Однако на электронно-микроскопическом уровне в этих участках могут выявляться как поврежденные в различной степени, так и неповрежденные клетки. Последние представляют, по нашему мнению, наибольший интерес для исследования. Детальное сравнение их структуры со структурой соответствующих клеток контрольных растений позволяет выявить изменения на уровне клетки, благодаря которым хвоя остается живой в далеких от нормы условиях обитания. Нами проведено изучение клеток хвои сосны, в которых обнаружены повреждения, а также клеток, которые сохранили свою структуру неповрежденной в результате воздействия загрязняющих веществ.

Материал и методика

Исследования проводились как в камерах, так и в условиях естественного произрастания вида. Исследовалась хвоя двухлетних проростков сосны Веймутова *(Pinus strobus)*, фумигированных диоксидом серы, а также хвоя деревьев 30-летнего возраста сосны обыкновенной *(Pinus sylvestris)*, произрастающей на Кольском полуострове в районе комбината „Североникель“, в атмосфере которого преобладает диоксид серы. Ежегодно в атмосферу выбрасывается 250—280 тыс. т SO_2 с примесью полиметаллической пыли. Усредненные значения валовых выбросов в атмосферу составляют соответственно (т/сут): пыль — 30,2; SO_2 — 730; NO_x — 6,9; H_2SO_4 — 2,3; CO — 0,22, углеводороды — 0,21. Среднегодовое содержание диоксида серы в воздухе в контрольной зоне составляет 0,005 мг/м^3, а в зоне разрушения среднегодовые концентрации SO_2 в воздухе в 20—80 раз выше фоновых [1].

Проростки сосны Веймутова фумигировались в камерах при освещенности 300 μE/м^2/с, относительной влажности 53—58 % и

температуре 23 (± 1 °С) диоксидом серы в концентрации 1 млн$^{-1}$ ежедневно в течение 2 ч в продолжение 5 дней. Для исследования вырезали кусочки длиной 2—3 мм из средней трети молодых хвоинок текущего года пятинедельного возраста двухлетних проростков.

Видимых повреждений хвои, подвергшейся фумигации, не наблюдалось. Однако прирост хвои по длине на 5-й от начала фумигации день у контрольных растений был примерно на 5—6 мм больше, чем у фумигированных.

Электронно-микроскопическая фиксация проводилась по обычной методике с добавлением 1 %-ного раствора кофеина в глутаровый альдегид и фосфатный буфер. Образцы обезвоживали в серии спиртов. Фиксированный материал заливался в смесь спур—эпон. Под электронным микроскопом определялись стадии повреждения клеток хлоренхимы хвои сосны Веймутова у опытных растений и проводилось сопоставление их структуры со структурой соответствующих клеток у контрольных растений.

Одновременно с фумигацией проростков сосны Веймутова проводилось измерение скорости видимого фотосинтеза с помощью инфракрасного анализатора Бекмана в открытой системе. Измерялось поглощение CO_2 в конце каждой 24-й минуты в течение 2 ч как функция сухой массы хвои, что является мерой видимого фотосинтеза растений в течение дня.

Материал для фиксации хвои сосны обыкновенной брали с деревьев 30-летнего возраста, произрастающих на расстоянии 65 км от комбината в направлении на ЮЮЗ в зоне ненарушенных лесных экосистем (контрольный участок) и на расстоянии 10 км от комбината в том же направлении в зоне разрушения, где отсутствуют здоровые особи сосны (опытный участок).

В молодых ненарушенных сосняках Кольского полуострова сохранность хвои достигает 6—8 (10) лет, в зоне разрушения можно найти особи, у которых хвоя сохраняется 2 года, и лишь у отдельных растений продолжительность жизни хвои нижней части кроны, опускающейся до поверхности почвы, достигает 3 лет.

Хвоя всех исследованных растений показывает неоднородность реакции на воздействие загрязняющих атмосферу веществ. Так, в зоне разрушения у отдельных особей хвоя текущего года не имеет видимых повреждений, у однолетней и двухлетней хвои кончики хвоинок желто-коричневые, на средней части хвоинки наблюдаются хлоротические и некротические пятна, основание хвоинки обычно без видимых повреждений, у отдельных сохранившихся трехлетних хвоинок можно наблюдать подобные поражения.

Для электронно-микроскопической фиксации выбирали участки хвои без видимых визуально повреждений из средней трети хвоинок. Фиксация проводилась по обычной методике 3 %-ным глутаровым альдегидом с постфиксацией четырехоксидом осмия. Образцы обезвоживали в серии спиртов. Фиксированный материал заливался в смесь эпон—аралдит.

Под электронным микроскопом исследовались неповрежденные клетки хлоренхимы хвои опытных растений сосны обыкновенной и проводилось сравнение их структуры со структурой соответствующих клеток у контрольных растений. Для определения динамики численности основных органелл клетки — хлоропластов и митохондрий — у контрольных и опытных растений применялась морфометрическая обработка.

Результаты исследования

Изучение ультраструктуры хвои двухлетних проростков сосны Веймутова, подвергнутых фумигации диоксидом серы, выявило три стадии дегенерации ядра хлоропластов, митохондрий, пероксисом и рибосом. Так, у ядра на 1-й стадии повреждения инвагинации ядерной оболочки, характерные для контрольных растений, не наблюдаются. Изменения относительного содержания конденсированного хроматина на 1-й стадии повреждения не обнаруживается. Гранулярный и фибриллярный компоненты ядрышка мозаично распределены по всему срезу, при этом гранулярный компонент преобладает. На 2-й стадии почти весь хроматин переходит в конденсированное состояние, объем ядра сокращается. Начинается дегрануляция ядрышек, в которых фибриллярный компонент становится преобладающим. Кроме того, в ядрышках выявляются небольшие неправильной формы зоны повышенной электронной плотности. На 3-й стадии размеры ядра уменьшаются еще сильнее, конденсированный хроматин еще более уплотняется, собирается в неправильной формы конгламераты, края которых становятся как бы оплавленными. Изменения в структуре хлоропластов на 1-й стадии повреждения клеток мезофилла хвои прежде всего касаются уменьшения количества крахмала по сравнению с контрольными растениями, у которых крахмальные зерна часто занимают $^1/_5$ площади среза хлоропласта (рис. 1 *в*). На 2-й стадии тилакоиды значительно разбухают, их содержимое становится более темным (рис. 1 *а*). На 3-й стадии пластиды выглядят как гомогенная масса, в которой различимы лишь крахмальные зерна и пластоглобулы (рис. 1 *б*). Митохондрии на 1-й стадии повреждения никаких изменений структуры не обнаруживают по сравнению с митохондриями контрольных растений. На 2-й стадии у большинства из них начинает просветляться матрикс, уменьшается число крист. На 3-й стадии продолжается просветление матрикса, и у большинства митохондрий кристы исчезают, матрикс полностью просветляется (см. рис. 1 *б*). Изменения структуры пероксисом так же, как и митохондрий, обнаруживаются лишь на 2-й стадии повреждения. Начинается коагуляция матрикса, которая продолжается и на 3-й стадии. Кроме того, на 3-й стадии повреждения в пероксисомах появляются электронноплотные зоны, занимающие большую часть среза органелл. Рибосомы на 1-й стадии повреждения, как и в контроле, наблюдаются в виде моносом и полисом. Но уже на 2-й стадии они

перестают выявляться в большинстве клеток, а затем на 3-й стадии исчезают совершенно.

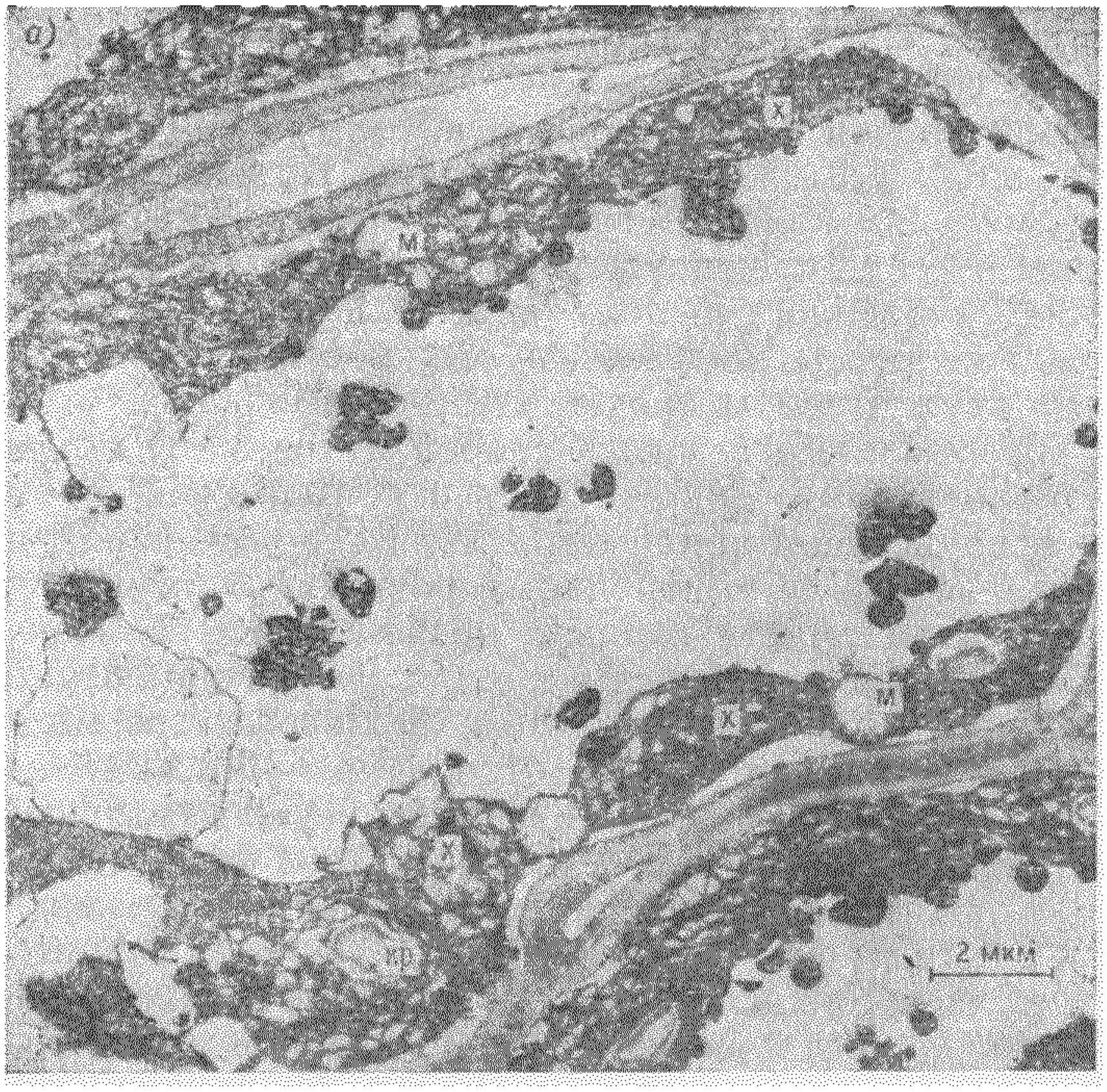
Измерения уровня видимого фотосинтеза у хвои сосны Веймутова обнаружили его ежедневное падение. При этом его уровень в начале измерений каждого последующего дня был значительно выше уровня в конце предыдущего дня.

Изучение численности популяций пластид и митохондрий в клетках хлоренхимы хвои сосны обыкновенной текущего года, однолетней, двухлетней и трехлетней контрольных и опытных растений показывает, что число хлоропластов на 100 мкм² площади среза клетки мезофилла средней трети хвои в пределах ошибки у всей исследованной хвои является величиной постоянной и составляет 2,2 у контрольных растений, почти не изменяется у хвои средней части кроны и незначительно больше у хвои нижней части кроны у опытных растений (от 2,4 до 2,8) (табл. 1). Что касается митохондрий, то здесь наблюдается весьма интересная зависимость. У хвои текущего года на 100 мкм² площади среза клетки мезофилла число митохондрий у контрольных растений значительно меньше, чем у опытных (см. табл. 1). Пересчет в процентах показывает, что число митохондрий от контрольных растений к опытным увеличивается на 69 % у хвои среднего яруса и на 88 % у хвои нижнего яруса. У однолетней хвои эти цифры ниже — 36 и 27 % соответственно, у двухлетней — 24 %, но тенденция роста числа митохондрий сохраняется. И, наконец, те немногие сохранившиеся в нижней части кроны трехлетние хвоинки обнаруживают в клетках мезофилла более чем в два раза больше митохондрий, чем у контрольных растений, т. е. число митохондрий возрастает на 107 %.

Обсуждение результатов

В настоящее время значительный интерес представляют вопросы ранней диагностики повреждений листьев и хвои загрязняющими атмосферу веществами, т. е. установление степени повреждений тканей и клеток до появления видимых симптомов.

В последние десятилетия большое внимание уделяется исследованию ультраструктурных изменений, происходящих в протопластах клеток листьев и хвои растений, подвергшихся воздействию загрязняющих веществ после искусственной (в камере) и естественной фумигации. Так, было проведено сопоставление ультраструктуры мезофилла хвои ели, взятой около завода по изготовлению бумаги и фабрики, производящей удобрения [10]. Показано, что в хвое около завода, который выбрасывает главным образом SO_2, хлоропласты округлялись, граны редуцировались, позднее разрушались оболочки хлоропластов, ламеллярная система раздувалась, разрушалась цитоплазма и клетка сжималась. Наблюдался также и другой тип повреждений: в хлоропластах наблюдались липидоподобные капли, клеточные органеллы изменяли очертания. В хвое, взятой около завода, который


а)
M
2 мкм


б)

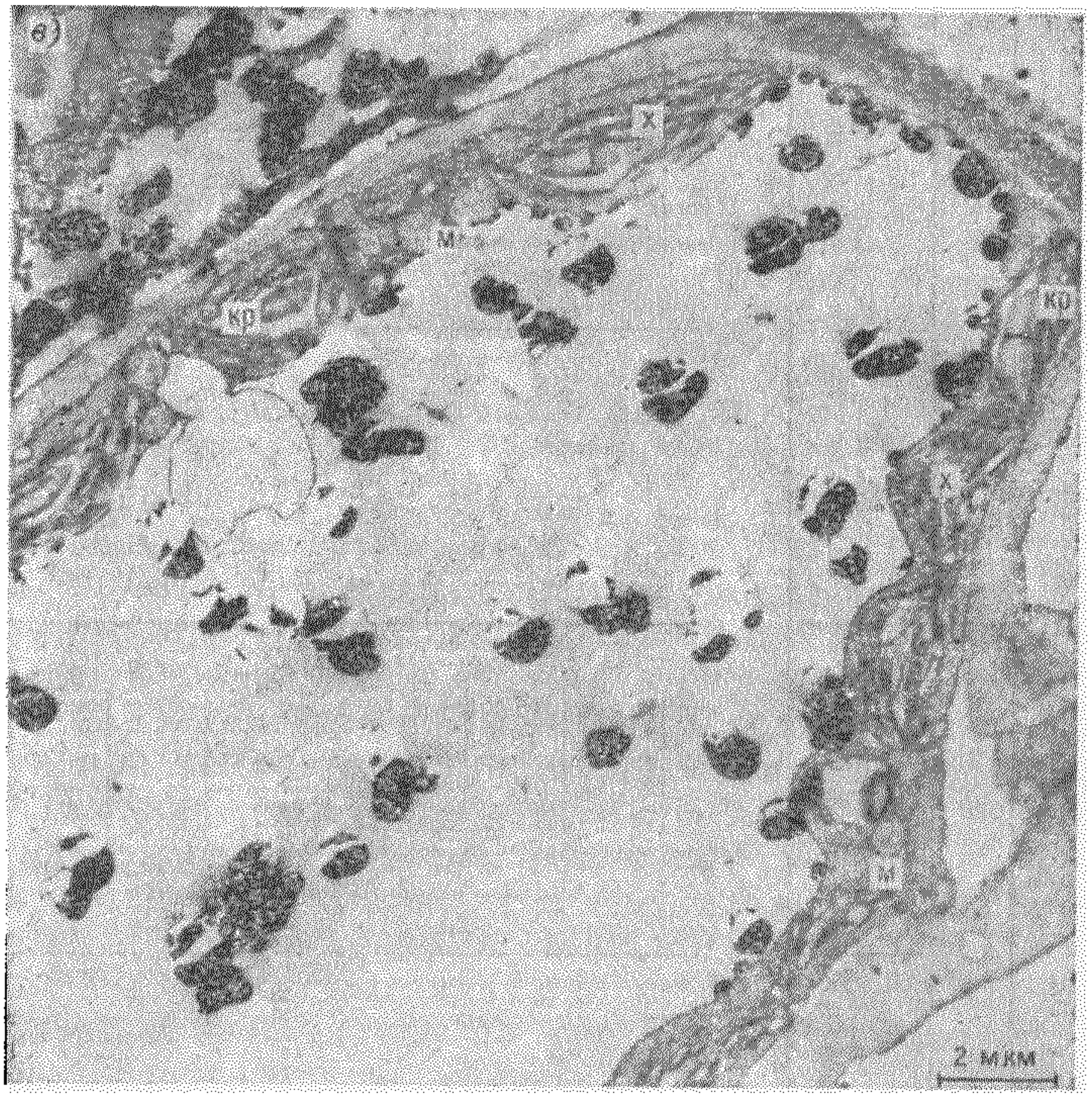


Рис. 1. Фрагмент клетки мезофилла хвои текущего года двухлетнего проростка растения *Pinus strobus* в контроле и после фумигации SO_2 ежедневно в течение 2 ч в продолжение 5 дней.

а — 2-я стадия дегенерации, *б* — 3-я стадия дегенерации, *в* — в контроле; кр — крахмал, м — митохондрия, х — хлоропласт.

выбрасывает SO_2 и фториды, оболочки хлоропластов растягивались, тилакоиды раздувались и закручивались.

При проведении сравнительного анализа ультраструктуры хвои из нескольких индустриальных областей Финляндии [9] брали хвою в возрасте 1,5—2 года на высоте 4—6 м. Изучали зеленые хвоинки (2 мм от кончика). В хвое как ели, так и сосны было выявлено четыре типа повреждений, наиболее отчетливо проявившихся в изменении структуры хлоропластов: 1 — редукция тилакоидов гран, часто сопровождающаяся округлением хлоропластов, 2 — просветление пластоглобул и появление липидоподобного материала в цитоплазме, 3 — разбухание и 4 — скручивание тилакоидов. При первых повреждениях число пластоглобул часто увеличивалось, причем при втором типе их форма изменялась. Кроме того, каждый тип повреждений проходит различные стадии: 1) повреждения наблюдаются только в хлоропластах, 2) повреждения обнаруживаются и в других органеллах, 3) клеточные органеллы исчезают или превращаются в бесструктурную массу. Сопоставление собственных результатов и литературных

Таблица 1

Количественные характеристики хлоропластов и митохондрий клеток мезофилла хвои сосны обыкновенной, произрастающей на Кольском полуострове в районе комбината „Североникель“

Хвоя	65 км от комбината в направлении на ЮЮЗ (контроль)		10 км от комбината в направлении на ЮЮЗ (опыт)			
	Средняя часть кроны				Нижняя часть кроны	
	Число на 100 мкм² площади среза	Размеры длинной/короткой осей, мкм	Число на 100 мкм² площади среза	Размеры длинной/короткой осей, мкм	Число на 100 мкм² площади среза	Размеры длинной/короткой осей, мкм
			Хлоропласты			
Текущего года	$2,18 \pm 0,13$	$\frac{4,21 \pm 0,32}{2,07 \pm 0,16}$	$2,17 \pm 0,13$	$\frac{4,13 \pm 0,21}{2,29 \pm 0,15}$	$2,38 \pm 0,17$	$\frac{4,24 \pm 0,29}{2,20 \pm 0,15}$
Однолетняя	$2,24 \pm 0,14$	$\frac{4,19 \pm 0,32}{2,30 \pm 0,17}$	$2,48 \pm 0,15$	$\frac{4,75 \pm 0,88}{2,28 \pm 0,19}$	$2,36 \pm 0,16$	$\frac{3,65 \pm 0,25}{1,83 \pm 0,13}$
Двухлетняя	$2,24 \pm 0,12$	$\frac{4,26 \pm 0,25}{1,93 \pm 0,14}$	$2,03 \pm 0,15$	$\frac{4,51 \pm 0,38}{2,03 \pm 0,17}$		
Трехлетняя	$2,21 \pm 0,14$	$\frac{3,67 \pm 0,24}{2,21 \pm 0,15}$			$2,77 \pm 0,16$	$\frac{3,85 \pm 0,29}{2,07 \pm 0,16}$
			Митохондрии			
Текущего года	$2,73 \pm 0,13$	$\frac{0,89 \pm 0,07}{0,53 \pm 0,04}$	$4,61 \pm 0,34$	$\frac{0,73 \pm 0,02}{0,50 \pm 0,01}$	$5,11 \pm 0,36$	$\frac{0,82 \pm 0,03}{0,52 \pm 0,02}$
Однолетняя	$3,82 \pm 0,23$	$\frac{0,86 \pm 0,02}{0,48 \pm 0,01}$	$5,18 \pm 0,31$	$\frac{0,79 \pm 0,04}{0,51 \pm 0,02}$	$4,87 \pm 0,34$	$\frac{0,80 \pm 0,02}{0,46 \pm 0,01}$
Двухлетняя	$3,50 \pm 0,22$	$\frac{0,95 \pm 0,03}{0,49 \pm 0,01}$	$4,34 \pm 0,30$	$\frac{0,87 \pm 0,02}{0,44 \pm 0,01}$		
Трехлетняя	$3,08 \pm 0,21$	$\frac{0,66 \pm 0,04}{0,56 \pm 0,04}$			$6,38 \pm 0,41$	$\frac{0,68 \pm 0,02}{0,52 \pm 0,01}$

данных по воздействию загрязняющих атмосферу веществ на хвою дают основание авторам предполагать, что редукция гран, просветление пластоглобул и появление в цитоплазме осмиофильного материала являются результатом воздействия соединений серы. Описанные выше изменения в структуре хлоропластов наблюдались в хвое растений, произрастающих в городе, где содержание SO_2 в воздухе составляет 400 мг/(м^3·ч) [9]. Редуцированные граны были также обнаружены у *Phaseolus vulgaris* после фумигации SO_2 [7]. Раздувание и скручивание тилакоидов является типичным изменением в хлоропластах для областей, загрязненных фторидами, независимо от того, присутствуют другие вещества или нет. Это согласуется с данными [10]. Разбухание тилакоидов и разрушение внутренних мембран хлоропластов наблюдалось у *Pinus contorta* при воздействии на них 100 и 500 млн$^{-1}$ SO_2. При этом в старых тканях повреждения хлоропластов значительно сильнее, чем в молодых.

Сопоставление собственных и литературных данных позволило Сойккели и Каренлампи [5] сделать обобщение, что разрушение мембран хлоропластов, грануляция стромы хлоропластов, разбухание тилакоидов, увеличение размеров и числа пластоглобул — типичный ответ на действие соединений серы, фторидов, озона, не зависящий от вида растения. Они могут проходить в то время, когда внешне листья выглядят здоровыми. Когда же дезорганизация касается уже и других органелл, мембран, цитоплазмы, симптомы повреждения могут быть различимы на уровне световой микроскопии. Эти выводы, безусловно, требуют дальнейших уточнений и детализации.

Анализ электронно-микроскопических и физиологических данных, полученных нами при изучении влияния SO_2 на ультраструктуру хвои двухлетних проростков сосны Веймутова, показывает, что даже кратковременное воздействие диоксида серы (1 млн$^{-1}$) может вызвать значительные повреждения хвои сосны. Детальное изучение позволило нам в этих повреждениях выделить три стадии деградации питоплазматических органелл клетки. Повреждения на 1-й стадии, по-видимому, обратимы, на 2-й и 3-й стадиях они становятся необратимыми.

С данными физиологов согласуются полученные нами результаты по изучению клеток хвои сосны обыкновенной, сохранивших свою структуру неповрежденной при воздействии загрязняющих атмосферу веществ. Так, результаты нашего исследования показали, что число и размеры хлоропластов в клетках мезофилла хвои сосны обыкновенной в течение 4 лет не меняются под воздействием загрязняющих веществ. Число же митохондрий у опытных растений возрастает и особенно значительно у хвои текущего года и трехлетней. Согласно Ходасевичу [6], число хлоропластов на клетку после достижения хвоей максимальной длины к концу лета в 1-й год ее вегетации остается практически на этом уровне в течение всех последующих лет ее жизни. В исследованиях Кропффа [8], проведенных на листьях *Vicia faba*, показано, что

при фумигации листьев диоксидом серы наблюдалось значительное (на 30 %) увеличение дыхательной способности независимо от возраста листа. Ранее при изучении высокогорных и северных растений было показано, что адаптация функции дыхания может идти по линии количественной стратегии [3]. Весьма существенно, как мы полагаем, при этом, что более развитый хондриом способен вырабатывать дополнительную энергию, расходуемую на репарацию повреждений [2, 4]. Этот вывод был сделан при изучении высокогорных растений, часто промерзающих и быстро восстанавливающих свои функции с повышением атмосферной температуры. Вполне вероятно, что клетки мезофилла хвои сосны, подверженной фумигации, реализуют свои репарационные способности благодаря увеличению в них числа митохондрий.

Обобщая наши и литературные данные, мы пришли к выводу, что увеличение числа митохондрий является общим приспособительным структурным признаком растительной клетки, ее ответом на стрессовые условия обитания.

Таким образом, на воздействие загрязняющих атмосферу веществ клетки хвои сосны отвечают различными реакциями, связанными с изменением их структурной организации: с одной стороны, это деструктивные нарушения цитоплазмы, приводящие в конечном итоге к гибели клетки, с другой — увеличение числа митохондрий, безусловно, носящее адаптивный характер.

Автор приносит благодарность за ценные советы и замечания, сделанные в процессе работы над рукописью проф. Ботанического института им. В. Л. Комарова Е. А. Мирославову.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Влияние промышленного атмосферного загрязнения на сосновые леса Кольского полуострова. Л., 1990. — 195 с.

2. Мирославов Е. А., Кравкина И. М. Сравнительный анализ ультраструктуры клеток хлоренхимы листа горных растений, произрастающих на различных высотах. — Бот. журн., 1988, т. 73, № 1, с. 17—23.

3. Мирославов Е. А., Кравкина И. М., Буболо Л. С. Структурная адаптация пластидома и хондриома к условиям высокогорий крайнего севера.— Экология, 1990, № 4, с. 36—42.

4. Семихатова О. А. О причине большой интенсивности дыхания высокогорных растений Памира. — Бот. журн., 1962, т. 47, № 5, с. 636—644.

5. Сойккели С., Карениламми Л. Клеточные и ультраструктурные эффекты. — В кн.: Загрязнение воздуха и жизнь растений. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. — 535 с.

6. Ходасевич З. В. Фотосинтетический аппарат хвойных. — Минск, 1982. — 199 с.

7. Godzik S., Sassen M. M. A. Einwirkung von SO_2 auf die Feinstruktur der Chloroplasten von Phaseolus vulgaris. — Phytopath. Zeitschz., 1974, vol. 79, p. 155—159.

8. Kropff M. J. The effect of long-term open-air fumigation with SO_2 on a field crop of broad-bean (*Vicia Faba* L.). — New Phytol., 1990, vol. 115, N 2, p. 357—365.

9. Soikkeli S. Comparison of cytological injuries in conifer needles from several polluted industrial environments in Finland. — Ann. Bot. Fenn., 1981, vol. 18, N 1, p. 47—61.

10. Soikkeli S., Tuovinen T. Damage in mesophyll ultrastructure of needles of Norway spruce. — Ann. Bot. Fenn., 1979, vol. 16, N 1, p. 50—64.

RESPONSE OF PINE NEEDLE MESOPHYLL CELLS TO ATMOSPHERIC POLLUTANT IMPACT

I. M. Kravkina

Komarov Botanical Institute, Russian AS

Studies were carried out on mesophyll cells of Weymouth pine *(Pinus strobus)* and Scotch pine *(Pinus sylvestris)*. The studies were conducted both in chambers and in natural species plantations. Two-year-old seedlings of Weymouth pine were daily fumigated in chambers by sulphur dioxide at concentrations of 1 ppm for 2 hours during 5 successive days. As for Scotch pine, needles were taken from 30-year-old trees growing around the SEVERONIKEL complex in the Kola Peninsula where sulphur dioxide is a dominant atmospheric pollutant. Electronic microscope examination of needle chlorenchyma cells exposed to sulphur dioxide helped establish the degradation stages of cytoplasm organelles for Weymouth pine and determine the numbers dynamics of major cell organelles (chloroplasts and mitochondria) for Scotch pine.

Based on the results obtained and literature data falysis it was summarized that pine needle cells exposed to atmospheric pollutants had various responses related to changes in their structural organization: on the one hand, it was destructive cytoplasm disturbances eventually resulting in cell death, on the other, it was an increased number of mitochondria which was of an adaptive nature.

ПРЯМЫЕ ЭФФЕКТЫ CO_2 НА РОСТ И ПРОДУКТИВНОСТЬ ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ

И. М. Кунина

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Глобальный рост содержания CO_2 в атмосфере происходит в основном за счет увеличения сжигания органического топлива. В доиндустриальную эпоху содержание CO_2 в атмосфере составляло около 270 млн$^{-1}$, в середине XX в.— 314 млн$^{-1}$, в 1988 г.— около 350 млн$^{-1}$; по некоторым прогнозам, через 100 лет произойдет удвоение концентрации CO_2 в атмосфере [3, 15, 27, 32, 79].

Повышение содержания CO_2 в атмосфере ассоциируется с „парниковым эффектом“ — с глобальным потеплением, перераспределением осадков, увеличением длительности вегетационного периода. В работе [79] предсказано среднее потепление на 2,5—3 °С (с усилением эффекта на полюсах) при удвоении концентрации CO_2 в атмосфере. По прогнозу Манабе [47], средняя температура воздуха в тропиках при удвоении концентрации CO_2 повысится на 2 °С, на 50° с. ш. — на 4 °С, на 70° с. ш. — на 7 °С. Кроме того, по данным этого прогноза, резко увеличится количество осадков в северных широтах, а в умеренных — снизится разница между количеством выпавших осадков и испарением.

Влияние повышенных концентраций CO_2 на прирост и урожай

Анализ данных многочисленных экспериментальных работ, посвященных исследованию влияния CO_2 на прирост и урожай растений, показывает, что при увеличении концентрации CO_2 в атмосфере на 1 млн$^{-1}$ урожай сельскохозяйственных растений увеличивается на 0,1—0,9 % [37]. В полевых условиях (с учетом возможных неблагоприятных воздействий) урожай может повыситься примерно на 0,1 % [77].

Реакция растений на увеличение содержания CO_2 в атмосфере в значительной степени видоспецифична. Она зависит от типа фотосинтеза: у C_3-растений реакция на повышение содержания CO_2 сильнее, чем у C_4-растений,— и от типа роста: реакция сильнее у растений с недетерминированным ростом [21, 42]. При воздействии удвоенной концентрации CO_2 стадия созревания у детерминированных видов наступает на 5—10 дней раньше, чем в контроле, при 300 млн$^{-1}$ [26, 48]. Надо отметить, что из 15 основных сельскохозяйственных культур 12 принадлежат к C_3-растениям [16, 42].

По результатам работ ряда исследователей [13, 55, 80], увеличение биомассы C_4-растений при удвоении концентрации CO_2 составляет $^1/_4$ часть от увеличения биомассы C_3-растений, однако результаты подробного исследования [60], выполненного в полевых камерах с открытым верхом, показывают, что у кукурузы

(C_4-растение) увеличение биомассы под влиянием повышенной концентрации CO_2 происходит так же, как и у C_3-растений.

В большинстве работ, посвященных исследованию влияния высоких концентраций CO_2 на прирост и урожай растений, для измерения эффекта используется так называемый рост-модифицирующий фактор — отношение биомассы (урожая) при повышенной концентрации CO_2 к биомассе (урожаю) при контрольной концентрации CO_2.

В обзорных работах [37, 39] обобщены результаты 437 наблюдений из 70 исследований, произведенных на 24 основных сельскохозяйственных видах и 14 видах других растений. Обработка этого массива данных показала, что под действием удвоенной концентрации CO_2 биомасса урожая в среднем повышается на 36 % у сельскохозяйственных видов растений и на 26 % — у всех исследованных видов; при воздействии CO_2 в концентрации 1000 млн$^{-1}$ среднее повышение урожая составляет 67 %. Бóльшая часть использованных в обработке данных получена в контролируемых условиях. В естественных условиях результат может в значительной степени меняться, причем как в сторону усиления эффекта, например за счет большей освещенности, так и в сторону его снижения, например за счет недостаточного минерального питания.

Применение полевых камер с открытым верхом для исследования влияния CO_2 [60, 61] позволило приблизить условия экспериментов к реальным. В работе [64] вычислены значения рост-модифицирующего фактора для урожая различных сортов сои (C_3-тип, недетерминированный рост). В основном автор использовал результаты экспериментов, выполненных в камерах с открытым верхом. Рост-модифицирующий фактор урожая для отношения 700/350 млн$^{-1}$ CO_2 колеблется от 0,9 до 2,3, составляя в среднем $1{,}29 \pm 0{,}11$, для 1000/350 млн$^{-1}$ CO_2 — $1{,}35 \pm 0{,}11$. Индекс урожая (отношение массы семян к общей надземной массе) у сои под действием CO_2 не изменялся или снижался [60, 63], хотя у других сельскохозяйственных видов (ячмень, кукуруза, пшеница) индекс урожая при увеличении концентрации CO_2 может повышаться [64].

Под действием повышенной концентрации CO_2 происходит значительное увеличение размеров растений, усиление апикального роста, увеличение числа почек, листьев, побегов. Увеличивается высота и диаметр стеблей, усиливается рост корней [2—4, 10, 11, 21, 40—42, 60]. В качестве примера можно привести морфологический анализ состояния сои через 12 недель воздействия CO_2 в концентрации 910 млн$^{-1}$ в полевых камерах с открытым верхом. В среднем у этих растений было на 2 узла, 30 листьев и 13 побегов больше, чем у контрольных экземпляров. По высоте растения в опыте превосходили контрольные экземпляры за счет большего числа узлов и увеличения размеров междоузлий — в среднем на 0,8 см каждое [63].

Плотность корней и стеблей увеличивается лишь в небольшой степени, основной прирост биомассы связан с увеличением длины

корней и высоты стеблей. Увеличение биомассы листьев происходит за счет роста площади листовой поверхности, утолщения листовых пластин и некоторого увеличения их плотности. На древесных породах показано увеличение плотности и объема древесины под влиянием повышенной концентрации CO_2 [2, 21].

Анализ многочисленных экспериментальных данных о влиянии повышенной концентрации CO_2 на отношение биомассы листьев к общей биомассе, площади листьев к общей биомассе и на специфическую массу листьев позволяет сделать вывод, что при увеличении концентрации CO_2 в атмосфере происходит возрастание специфической массы листьев и снижение отношения биомассы и площади листьев к общей биомассе растения [2, 4, 10, 18, 28, 30, 36, 45, 48, 55—57, 60, 63, 76, 81]. Последнее означает, что с увеличением содержания CO_2 в атмосфере на построение листьев расходуется меньшая часть чистой продукции, чем в контрольных условиях. Это утверждение верно для всех C_3-растений. В работе [60] снижение значений отношения биомассы и площади листьев к общей биомассе растения показано и для кукурузы (C_4-растение), однако в работе [55] у C_4-растений такого снижения не обнаружено. Возможно, это противоречие обусловлено прочими условиями экспериментов — в [60] были использованы полевые камеры с открытым верхом, в работе [55] исследования выполнены в закрытых камерах.

Увеличение специфической массы листьев может происходить за счет увеличения числа клеток определенного типа и за счет увеличения размеров клеток [3, 60]. Определенный вклад в этот процесс вносит и накопление крахмала в листьях [3, 5, 10, 28, 29].

Содержание хлорофилла под влиянием CO_2 чаще всего не изменяется, иногда снижается [56].

Во многих работах, посвященных влиянию повышенной концентрации CO_2 на растения, отмечается изменение отношения корни/надземная часть. Однако, по мнению Идсо [34], достоверных изменений этого показателя под действием CO_2 не происходит. Исключение составляют корнеплоды. Распределение биомассы между корнями и надземной частью в большой степени зависит от уровня водоснабжения, минерального питания, стадии развития, сезона. Видимо, разнородность получаемых результатов связана с разнообразием условий экспериментов.

Не обнаружено явного влияния CO_2 и на размер, состав и всхожесть семян, на отношение массы семян к массе надземной части. Влияние CO_2 распространяется только на число семян [60, 63, 64, 82].

Под воздействием CO_2 в концентрации 1000 млн$^{-1}$ биомасса ягод винограда увеличивается на 36 %, кроме того, происходит увеличение содержания в них сахара и снижение содержания органических кислот. Действие такой же концентрации CO_2 в период созревания не изменяет биомассы ягод, но увеличивает отношение сахар/органические кислоты в плодах [44].

Под действием CO_2 часто происходит ускорение развития растений, стимуляция процесса старения листьев [4, 7, 11, 12, 48, 52, 67]. Например, у сладкого картофеля опад листьев под действием CO_2 в концентрации 1000 млн$^{-1}$ увеличивается в зависимости от стадии онтогенеза на 40—65 % [10], у *Layia platyglossa* к концу вегетационного периода число старых листьев под действием концентрации CO_2, равной 700 млн$^{-1}$, было на 76 % выше, чем под действием 300 млн$^{-1}$, [52].

Влияние CO_2 на фотосинтез в большинстве случаев вызывает увеличение фотосинтеза у C_3-растений (которые лимитированы по CO_2 значительно сильнее, чем C_4-растения). На более поздних фазах онтогенеза стимулирующее воздействие CO_2 менее заметно [3, 6, 10, 22, 25, 48, 55—57, 81]. Иллюстрацией могут служить данные, полученные на четырех видах сельскохозяйственных растений (C_3 и C_4): на ювенильной стадии увеличение концентрации CO_2 значительно усиливает фотосинтез; на стадии цветения интенсивность фотосинтеза под влиянием CO_2 несколько превышает контрольный уровень у всех четырех видов; на стадии созревания скорость фотосинтеза под влиянием повышенной концентрации CO_2 у сои, подсолнечника и сорго снижается, у хлопчатника — превышает контрольный уровень на 8 % [48]. Постепенное снижение стимулирующего воздействия CO_2 на фотосинтез в ходе онтогенеза продемонстрировано на многих видах [10, 19, 42, 48, 50, 55—57]. Гросс-фотосинтез растительного покрова (соя) интенсифицируется на всех стадиях развития, достигая наибольшего значения в период цветения [1]. У деревьев интенсивность фотосинтеза под влиянием CO_2 тоже повышается, и этот эффект проявляется в течение всего вегетационного периода [25]. Скорость фотосинтеза C_4-растений чаще всего не меняется при возрастании концентрации CO_2.

Влияние CO_2 на относительную скорость роста сельскохозяйственных растений имеет аналогичную временну́ю структуру. Наибольшее увеличение относительной скорости роста под влиянием CO_2 происходит в первой декаде развития [30, 42, 48, 71, 74, 81]. В работе [50] показано, что на стадии вегетативного роста у пшеницы относительная скорость роста повышается на 2—7 % при повышении концентрации CO_2 на каждые 50 млн$^{-1}$. На репродуктивной стадии увеличение концентрации CO_2 не влияет на относительную скорость роста одних видов (например, хлопчатник, подсолнечник) и снижает относительную скорость роста других видов (например, сорго, соя) [48]. На стадии созревания повышение содержания CO_2 обычно подавляюще действует на относительную скорость роста.

В ряде работ, посвященных исследованию влияния CO_2 на растения, проведены измерения такого показателя фотосинтетической активности, как скорость обмена углерода [22, 36]. По данным работы [29], полученным в полевых камерах с открытым верхом, средние значения скорости обмена углерода у сои (за весь вегетационный период) на 17—28 % выше при концентрации CO_2,

равной 640 млн$^{-1}$, чем при 340 млн$^{-1}$, что составляет 4—8 мг CH_2O/(дм^2·ч). Роджерс с соавторами [60] в подобных же условиях по усредненным значениям скорости обмена углерода определили, что повышение концентрации диоксида углерода в атмосфере на 1 млн$^{-1}$ приводит к повышению скорости обмена у сои на 0,036 мг CO_2/(дм^2·ч), у амбрового дерева — на 0,026 мг/(дм^2·ч) и к понижению скорости обмена углерода у кукурузы (C_4) в среднем на 0,006 мг CO_2/(дм^2·ч).

Таким образом, влияние повышенных концентраций CO_2 на фотосинтетический обмен углерода видоспецифично и зависит от множества факторов. Например, в работе [48], выполненной в закрытых камерах, показано, что под влиянием CO_2 в концентрации 630 млн$^{-1}$ среднее значение скорости фотосинтетического обмена CO_2 у сои увеличивается на 41 %, у хлопчатника — на 15 %, у подсолнечника — на 7 %, у сорго — на 2 %, в работе [75] продемонстрировано двукратное увеличение скорости обмена углерода у сои.

Фотодыхание под влиянием повышенных концентраций CO_2 резко снижается или прекращается. Темновое дыхание подавляется в меньшей степени [24, 73].

Конкурентная способность C_3-растений в условиях действия повышенных концентраций CO_2 выше, чем C_4-растений [21, 42, 55, 57]. В условиях конкуренции реакция растений, принадлежащих к одному типу фотосинтеза, в большой степени видоспецифична [53, 78] и зависит от условий произрастания [56].

Устьичная проводимость, транспирация, эффективность использования воды

Под влиянием повышенной концентрации CO_2 устьичная проводимость снижается у большинства исследованных видов [3, 49, 58]. В обзоре Морисона (цит. по [3]) обобщены результаты 80 наблюдений над 16 C_3-видами и 9 C_4-видами. Среднее снижение устьичной проводимости под действием CO_2 в концентрации 660 млн$^{-1}$ составляет 40 %. Причины чувствительности устьиц к CO_2 не ясны; однако отношение концентрации CO_2 в межклеточном пространстве к концентрации CO_2 в воздухе остается весьма постоянным (0,8—0,9) [49].

Снижение устьичной проводимости, происходящее при повышении концентрации CO_2 в атмосфере, существенно влияет на поглощение O_3, SO_2, NO_x и других загрязняющих веществ растениями. Здесь мы не будем останавливаться на сложных вопросах взаимного влияния CO_2 и загрязняющих атмосферу веществ на растительность. В обзорных работах [3, 43] эти вопросы изложены на современном уровне.

Снижение устьичной проводимости ведет к снижению скорости транспирации, что прекрасно продемонстрировано в ряде исследований [2, 33, 38, 62]. Снижение скорости транспирации под действием повышенной концентрации CO_2, ведет к повышению эффективности использования воды растениями (эффективность исполь-

зования воды есть отношение ассимилированного CO_2 к количеству транспирированной при этом воды). Увеличение этого отношения под влиянием повышения концентрации CO_2 в атмосфере является одним из основных физиологических изменений, определяющих реакцию растения. При повышении концентрации CO_2 в два раза эффективность использования воды тоже повышается приблизительно в два раза [3]. Это происходит в основном за счет сокращения скорости использования воды на единицу биомассы всех частей растения. Для сорго показано, что в наибольшей степени сокращается использование воды корнями (на 31 % при концентрации CO_2 795 млн$^{-1}$), в наименьшей степени листьями (на 13 %). Сухая масса корней при этом повысилась на 62 %, листьев — на 28 % [3].

В работе [60] показано, что при концентрации CO_2 в 910 млн$^{-1}$ в атмосфере эффективность использования воды у сои на стадии созревания увеличивается в 2,5 раза, у кукурузы — в 1,9 раза, у амбрового дерева в 3,6 раза. Аналогичные результаты, касающиеся повышения эффективности использования воды при увеличении концентрации CO_2 в атмосфере представлены в работах [9, 14, 21, 31, 36, 51, 62, 65, 73, 75, 79].

Повышение эффективности использования воды у C_3-растений может происходить как за счет увеличения интенсивности фотосинтеза при неизменной скорости транспирации, так и за счет снижения скорости транспирации. У C_4-растений интенсивность фотосинтеза при повышении концентрации CO_2 изменяется мало, но скорость транспирации снижается, в большей степени, чем у C_3-растений, это ведет к увеличению эффективности использования воды и соответствующему усилению роста растений [2, 58].

Происходящее под влиянием роста содержания CO_2 увеличение эффективности использования воды приводит к снижению отрицательного влияния водного дефицита на растение, обусловливает толерантность к водному стрессу [21, 54, 70, 71].

При водном дефиците высокое содержание CO_2 в атмосфере обеспечивает больший водный потенциал листьев, чем фоновое содержание CO_2 [20, 21, 29, 54, 62, 64, 67, 70, 71, 79]. Относительное увеличение урожая при повышении концентрации CO_2 в условиях водного стресса больше, чем при нормальном водоснабжении [23, 38, 67].

Под влиянием водного дефицита фотосинтез снижается у всех растений; при концентрации CO_2 в атмосфере, равной 350 млн$^{-1}$, скорость его снижения выше, чем при концентрации 675 млн$^{-1}$ [72]. Если при повышенной концентрации CO_2 биомасса растений в условиях нормального водоснабжения увеличивается на 33 %, то в условиях водного дефицита — на 93 %. Индекс урожая, который при увеличении концентрации CO_2 чаще всего снижается, в условиях водного дефицита увеличивается. Так, если под влиянием CO_2 в концентрации 946 млн$^{-1}$ сухая масса семян сои при нормальном водоснабжении увеличивается на 9 %, то после водного стресса — на 12 % [20].

Совместные эффекты изменения концентрации CO_2, температуры и фотосинтетически активной радиации

Повышение концентрации CO_2 и температуры воздуха приводит к взаимному усилению положительного действия на рост как C_3, так C_4-растений [32, 35, 58].

По одному из климатических прогнозов при удвоении концентрации CO_2 в атмосфере произойдет потепление на 3 °С. На основании экспериментов, проводившихся в течение 1 года в камерах с открытым верхом, Идсо с соавторами [32] сделали линейную оценку рост-модифицирующего фактора для потепления на 3 °С. Эффект роста биомассы растения при удвоении концентрации CO_2 будет проявляться сильнее (усиление с 1,3 до 1,56 при исходной температуре воздуха не ниже 18,5 °С). Таким образом, при линейной оценке увеличение значения рост-модифицирующего фактора составляет 0,087 на 1 °С. При средней температуре ниже 18,5 °С повышение концентрации CO_2 в атмосфере приводит к снижению продуктивности. Увеличение продуктивности при повышении средней температуры воздуха не связано с уровнем освещенности [32].

Подробное исследование влияния трех температурных режимов (26/19 °С; * 31/24 °С; 36/29 °С) при концентрации CO_2, равной 330 и 660 млн$^{-1}$ [8], на прирост биомассы и урожай сои показало увеличение биомассы надземной части при повышении температуры при концентрации CO_2 330 и 660 млн$^{-1}$. Биомасса семян при $[CO_2] = 660$ млн$^{-1}$ с повышением температуры несколько снижается. Подобные результаты получены и в работе [59] на двух видах трав (C_4), выращенных из семян, собранных в различных климатических регионах США. Сравнение влияния трех температурных режимов (21/15 °С, 24/18 °С, 28/22 °С) на площадь листьев и общую биомассу показало, что с повышением температуры происходит значительное увеличение этих параметров при концентрации CO_2, равной как 350, так и 675 млн$^{-1}$. В работе [68] показано, что повышение концентрации CO_2 в атмосфере приводит к повышению температурной толерантности тропических растений.

Одновременное повышение концентрации CO_2 и уровня фотосинтетически активной радиации (ФАР) приводят к усилению характерного для CO_2 воздействия — усиливается образование веток, листьев, семян. У C_3-растений эта реакция выражена много сильнее, чем у C_4-растений [71]. При избыточном уровне ФАР (1200 ммоль/(м^2·с)) происходит повреждение листьев; повышение концентрации CO_2 при этом ведет к усугублению поражения [21].

---

* Здесь и далее через косую черту приводятся использованные в эксперименте значения дневной и ночной температур воздуха.

Повышение концентрации CO_2 и минеральное питание растений

Влияние повышенной концентрации CO_2 приводит к соответствующему приросту биомассы, увеличению поступления минеральных элементов в растение. Подробно этот вопрос исследован на проростках сосны в полевых камерах с открытым верхом [46]. Повышение концентрации CO_2 в воздухе (до 940 млн$^{-1}$) не влияет на специфическую скорость абсорбции минеральных элементов (абсорбция на 1 г корней в день). Интенсификация поступления минеральных веществ происходит за счет увеличения скорости роста корней при повышении содержания CO_2. По-видимому, за счет индуцированного влиянием CO_2 закисления ризосферы происходит усиление поглощения растениями Zn, затем (по нисходящей) Fe, Al, C, Ca, Cu, Mn, N, Ba и Mg. Поглощение P и K под влиянием CO_2 не изменяется. При этом в растениях увеличивается значение отношения $(Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, NH_4^+)/(HPO_4^-, NO_3^-)$. Кроме того, в работе показано CO_2-индуцированное увеличение эффективности использования P, K, Mg и B растениями [46].

Достоверное увеличение роста и повышение урожайности растений при увеличении концентрации CO_2 в воздухе продемонстрировано на ряде видов в условиях бедного минерального питания. Повышение концентрации CO_2 вызывает частичную компенсацию основных лимитирующих факторов роста, стимулируя фотосинтетические процессы в субоптимальных условиях [19, 79]. В условиях дефицита N увеличение концентрации CO_2 ведет к увеличению значений отношения C/N в тканях растений [4, 5, 17, 19—21, 69, 78]. Добавление минеральных элементов, в частности, в бедную среду увеличивает прирост биомассы. В работе [19] показано, что под влиянием повышенной концентрации CO_2 усиливается поступление и усвоение N, однако специфическая скорость поглощения NO_3^- при повышении концентрации CO_2 падает. Таким образом усиление поступления N может происходить только за счет увеличения биомассы корней. Наблюдения многих исследователей показывают, что при концентрации NO_3^- в среде меньше, чем 10 мМ, в условиях повышения содержания CO_2 в воздухе концентрация N в тканях растений снижается. Высказывается предположение, что происходящее под действием CO_2 понижение содержания N в тканях связано с CO_2-индуцированным снижением скорости транспирации, приводящим к соответствующему снижению поступления NO_3^- в ризосферу. Эта гипотеза подтверждается результатами экспериментов, поставленных с использованием гидропоники. В этих условиях не происходит снижения концентрации N в тканях растений при повышении концентрации CO_2 [76].

Многими авторами высказывается предположение, что стимулирующее действие CO_2 в условиях азотного дефицита происходит за счет CO_2-индуцированного повышения эффективности ис-

пользования азота растениями [19, 24, 66]. При дефиците P увеличение концентрации CO_2 в воздухе не приводит к увеличению роста растений [24].

Заключение

Проведенный обзор прямых эффектов CO_2 на высшие растения обнаружил достаточно сложную картину. Результат воздействия возрастания концентрации CO_2 зависит как от вида растения (уж во всяком случае, от типа — C_3 или C_4), так и от прочих условий среды: температуры, доступности минерального питания и фотосинтетически активной радиации, загрязнения. При этом различные показатели состояния растения (урожай, прирост, фотосинтез, дыхание, транспирация, эффективность использования воды и т. д.) реагируют специфическим образом.

В связи с важностью CO_2 как одного из главных парниковых газов, а также ввиду необходимости реалистичной оценки экологических последствий роста его концентрации, необходимо перейти к систематизации накопленной количественной информации об эффектах CO_2 и ее серьезной модельной обработке.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Acock B. et al. Photosynthetic response of soybean canopies to full-season carbon dioxide enrichment. — Agron. J., 1985, vol. 77, N 6, p. 942—947.
2. Acock B., Pasternak D. Effects of CO_2 concentration on composition, anatomy, and morphology of plants. — In: Carbon Dioxide Enrichment of Greenhouse Crops. 1986, vol. 2, p. 41—52.
3. Allen L. H. Plant responses to rising carbon dioxide and potential interactions with air pollutants. — J. Env. Qual., 1990, vol. 19, N 1, p. 15—34.
4. Allen J. R. et al. Field studies of sweet potatoes and cowreas in response to elevated carbon dioxide. — Air Quality Library 1509 Varsity Dr., Raleigh, NC, Report 022, 1985. — 121 p.
5. Allen L. H. et al. Nonstructural carbohydrates and nitrogen of soybean grown under carbon dioxide enrichment.— Crop Sci., 1988, vol. 28. N 1, p. 84—94.
6. Aoki M., Yabuki K. Studies on the carbon dioxide enrichment for plant growth. VII. Changes in dry matter production and photosynthetic rate of cucumber during carbon dioxide enrichment. — Agr. Meteorol., 1977, vol. 18, N 6, p. 475—485.
7. Baker D. N., Enoch H. Z. Plant growth and development. — In: CO_2 and plants. 1983, p. 107—130.
8. Baker J. T. et al. Response of soybean to air temperature and carbon dioxide concentration. — Crop Sci., 1989, vol. 29, N 1, p. 98—105.
9. Baker J. T. et al. Rice photosynthesis and evapotranspiration in subambiant, ambiant, and superambiant carbon dioxide concentrations. — Agron. J., 1990, vol. 82, N 4. p. 834—840.
10. Bhattacharya N. C. et al. Growth and yield response of sweet potato to atmospheric CO_2 enrichment. — Crop Sci., 1985, vol. 25, N 6, p. 975—981.
11. Bhattacharya S., Bhattacharya N. C., Biswas P. K., Strain B. R. Response of cow pea (*Vigna unguiculata* L.) to CO_2 enrichment environment on growth, dry matter production and yield components at different stages of vegetative and reproductive growth. — J. Agr. Sci., 1985, vol. 105, N 3, p. 527—534.
12. Canham A. E., McCavish W. J. Some effects of CO_2, daylength and nutrition on the growth of young forest tree plants. — Forestry, 1981, vol. 54. N 2, p. 169—182.

13. Carlson R. W., Bazzaz F. A. The effects of elevated CO_2 concentration on growth, photosynthesis, transpiration, and water use efficiency of plants. — In: Environmental and Climatic Impact of Coal Utilization. N. Y.: Acad. Press, 1980, p. 609—623.
14. Carlson R. W., Bazzaz F. A. Photosynthetic and growth response to fumigation with SO_2 at elevated CO_2 for C3 and C4 plants. — Oecologia (Berl.), 1982, vol. 54, N 1, p. 50—54.
15. Clark W. C. et al. The carbon dioxide question: a perspective for 1982. — In: Carbon Dioxide Review., 1982, p. 2—43.
16. CO_2 and plants: the response of plants to rising levels of atmospheric carbon dioxide. — Westview, Boulder, 1983. — 280 p.
17. Conroy J. P. et al. Chlorophyll a fluorescence and photosynthetic and growth responses of *Pinus radiata* to phosphorus deficiency. drought stress, and high CO_2. — Pl. Phys., 1986, vol. 81, N 2, p. 423—429.
18. Cooper R. L., Brun W. A. Response of soybeans to a carbon dioxide-enriched atmosphere. — Crop Sci., 1967, vol. 7, N 5, p. 455—457.
19. Cure J. D., Israel D. W., Rufty T. W. Nitrogen stress effects on growth and seed yield of nonnodulated soybean exposed to elevated carbon dioxide. — Crop Sci., 1988, vol. 28, N 4, p. 671—677.
20. Dahlman R. C., Strain B. R., Rogers H. H. Research on the response of vegetation to elevated atmospheric carbon dioxide. — In: Rep. on 76th Annual Meeting of the APCA, 1983. p. 2—20.
21. Dahlman R. C., Strain B. R., Rogers H. H. Research on the response of vegetation to elevated atmospheric carbon dioxide. — J. Env. Qual., 1985, vol. 14, N 1, p. 1—8.
22. Gifford R. M. Growth pattern, carbon dioxide exchange and dry weight distribution in wheat growing under different photosynthetic environment. — Aust. J. Pl. Phys., 1977, vol. 4, N 1, p. 99—110.
23. Gifford R. M. Growth and vield of CO_2-enriched wheat under waterlimited conditions. — Aust. J. Pl. Phys., 1979, vol. 6, N 3, p. 367—378.
24. Goudriaan J., De Ruiter H. E. Plant growth in response to CO_2 enrichment, leaf area and development. — Neth. J. Agr. Sci., 1983, vol. 31, N 2, p. 157—169.
25. Green K., Wright R. Field response of photosynthesis to CO_2 enhancement in ponderosa pine. — Ecology, 1977, vol. 58, N 3, p. 687—692.
26. Hand D. W., Postlethwaite J. D. The response to CO_2 enrichment of capillary watered single-truss tomatoes at different plant densities and seasons. — J. Hort. Sci., 1971, vol. 46. N 4, p. 461—470.
27. Hansen J. et al. Climate impact of increasing atmospheric carbon dioxide. — Science, 1981, vol. 213, N 4511, p. 957—966.
28. Hoddinott J., Jolliffe P. The influense of elevated carbon dioxide concentrations on the partitioning of carbon in source leaves of *Phaseolus vulgaris*. — Can. J. Bot. 1988, vol. 66, N 12, p. 2396—2401.
29. Huber S. C., Rogers H. H., Mowry F. L. Effects of water stress on photosynthesis and carbon partitioning in soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) plants grown in the field at different CO_2 levels. — Pl. Phys., 1984, vol. 76, N 1, p. 244—249.
30. Hurd R. G. Effects of CO_2 enrichment on the growth of young tomato plants in low light. — Ann. Bot., 1968. vol. 32, N 127, p. 531—542.
31. Idso S. B., Kimball B. A. Atmospheric CO_2 enrichment of water hyacinths: effects on transpiration and water use efficiency. — Water Resour. Res., 1985, vol. 21, N11, p. 1787—1790.
32. Idso S. B., Kimball B. A., Anderson M. G., Mauney J. R. Effects of atmospheric CO_2 enrichment on plant growth. — Agric. Ecosyst. Envir, 1987, vol. 20, N1, p. 1—10.
33. Idso S. B., Kimball B. A., Mauney J. R. Atmospheric carbon dioxide enrichment effects on cotton midday foliage temperature: implications for plant water use and crop yield. — Agr. J., 1987, vol. 79. N 4, p. 667—672.
34. Idso S. B., Kimball B. A., Mauney J. R. Effects of atmospheric CO_2 enrichment on root: shoot ratios of carrot, radish, cotton and soybean. — Agric. Ecosyst. Envir, 1988, vol. 21, N 3—4, p. 293—299.

35. Imai K., Murata Y. Effect of carbon dioxide concentration on growth and dry matter production of crop plants. VII. Influence of light intensity and temperature on the effect of carbon dioxide-enrichment in some C-3 and C-4 species. — Jpn. J. Crop Sci., 1979, vol. 48, N 3, p. 409—417.

36. Jones P. et al. — Soybean canopy growth, photosynthesis, and transpiration responses to whole-season carbon dioxide enrichment. — Agron. J.. 1984, vol. 76, N 4, p. 623—637.

37. Kimball B. A. Carbon dioxide and agricultural yield: an assemblage and analysis of 430 prior observations. — Agron J., 1983, vol. 75, N 5, p. 779—788.

38. Kimball B. A. CO_2 stimulation of growth and yield under environmental restraints. — In: Carbon Dioxide Enrichment of Greenhouse Crops, 1986, vol. 2, p. 53—67.

39. Kimball B. A. Influence of elevated CO_2 on crop yield. — In: Carbon Dioxide Enrichment of Greenhouse Crops, 1986, vol. 2, p. 105—115.

40. Koch K. E., Pierce H. J., Avigne W. T., Allen L. H. Growth, dry matter partitioning, and diurnal activities of RuBP carboxylase in citrus seedlings maintained at two levels of CO_2. — Phys. Pl.. 1986, vol. 67, N 3, p. 477—484.

41. Koch K. E., Allen H., Jones P., Avigne W. T. Growth of Citrus rootstock (*Carrizo Citrange*) seedlings during and after long-term CO_2-enrichment. — J. Am. Soc. Hort. Sci., 1987, vol. 112, N 1, p. 77—82.

42. Kramer P. J. Carbon dioxide concentration, photosynthesis, and dry matter production. — Bio. Sci., 1981, vol. 31, N 1, p. 29—39.

43. Krupa S. V., Kickert R. N. The greenhouse effect: Impacts of ultraviolet-B (UV-B) radiation, carbon dioxide (CO_2), and ozone (O_3) on vegetation. — Env. Poll., 1989. vol. 61. N 4, p. 263—293.

44. Kurooka H. et al. Effect of carbon dioxide enrichment on vine growth and berry quality of „Kyoho" grapes. — J. Jap. Soc. Hort. Sci., 1990, vol. 59, N 3, p. 463—470.

45. Leadley P. W., Reynolds J. F. Effects of elevated carbon dioxide on estimation of leaf area and leaf dry weight of soybean. — Amer. J. Bot., 1988, vol. 75,N 11, p. 1771—1774.

46. Luxmoore R. J., O'Neill E. G., Ells J. M., Rogers H. H. Nutrient uptake and growth responses of Virginia pine to elevated atmospheric carbon dioxide.— J. Env. Qual., 1986, vol. 15, N 3, p. 244—251.

47. Manabe S.. Stouffer R. J. A CO_2-climate sensitivity study with a mathematical model of the global climat. — Nature, 1979, vol. 282, N5738, p. 491—493.

48. Mauney J. R., Fry K. E., Guinn G. Relationship of photosynthetic rate to growth and fruiting of cotton, soybeans, sorghum, and sunflower. — Crop Sci., 1978, vol. 18, N 2, p. 259—263.

49. Morison J. I. L., Gifford R. M. Stomatal sensitivity to carbon dioxide and humidity. — Pl. Phis., 1983, vol. 71, N 4. p. 789—796.

50. Neales T. F., Nichols A. O. Growth responses of young wheat plants to a range of ambient CO_2 levels. — Aust. J. Pl. Phys., 1978, vol. 5, N 1, p. 45—59.

51. Norby R. J., O'Neill E. G., Luxmoore R. J. Effects of atmospheric CO_2 enrichment on the growth and mineral nutrition of *Quercus alba* seedlings in nutrient-poor soil. — Pl. Phys., 1986, vol. 82, N 1, p. 83—89.

52. Omer L. St., Horvath S. M. Elevated carbon dioxide concentrations and whole plant senescence. — Ecology, 1983, vol. 64. N 5, p. 1311—1314.

53. Overdieck D. Long-term effects of an increased CO_2 concentration on terrestrial plants in model ecosystems. Morphology and reproduction of *Trifolium repens* L. and *Lolium perenne* L. — Int. J. Biometeor., 1986, vol. 30, N 4, p. 323—332.

54. Paez A., Hellmers H., Strain B. R. CO_2 enrichment, drought stress and growth in Alaska pea plants (*Pisum sativum* L.). — Phys. Pl., 1983, vol. 58, N 2, p. 161—165.

55. Patterson D. T., Flint E. P. Potential effects of global atmospheric CO_2 enrichment on the growth and competitiveness of C3 and C4 weed and crop plants. — Weed Sci., 1980, vol. 28, N 1. p. 71—75.

56. Patterson D. T., Flint E. P. Interacting effects of CO_2 and nutrient concentration. — Weed Sci., 1982, vol. 30, N 4, p. 389—394.

57. Patterson D. T., Flint E. P., Beyer J. L. Effect of CO_2 enrichment on competition between a C4 weed and C3 crop. — Weed Sci., 1984, vol. 32, N 1, p. 101—105.

58. Pearcy R. W., Bjokman O. Physiological effects. — In: CO_2 and Plants: The Response of Plants to Rising Levels of Atmospheric Carbon Dioxide. Westview, Boulder, 1983. p. 65—105.

59. Potvin C., Strain B. R. Effects of CO_2 enrichment and temperature on growth in two C4 weeds, *Echinochloa crus-galli* and *Eleusine indica*. — Can. J. Bot., 1985, vol. 63, N 9, p. 1495—1499.

60. Rogers H. H. et al. Field studies of plant responses to elevated carbon dioxide levels. — ARS — USDA Bot. Depart. N. C. St. Univ., Raleich, Report 001, 1980, 88 pp.

61. Rogers H. H., Heck W. W., Heagle A. S. A field technique to the study of plant responses to elevated carbon dioxide concentrations. — J. APCA, 1983, vol. 33, N 1. p. 42—44.

62. Rogers H. H. et al. Influence of carbon dioxide on water relations of soybeans. — Pl. Phys., 1984, vol. 74, N 1, p. 233—238.

63. Rogers H. H., Cure J. D., Thomas J. F., Smith J. M. Influence of elevated CO_2 on growth of soybean plants. — Crop Sci., 1984, vol. 24, N 2, p. 361—366.

64. Rogers H. H., Cure J. D., Smith J. M. Soybean growth and yield response to elevated carbon dioxide. — Agr. Ecosyst. Env., 1986, vol. 16. N 2, p. 113—128.

65. Schönfeld M., Johnson R. C., Ferris D. M. Development of winter wheat under increased atmospheric CO_2 and water limitation a tillering.— Crop Sci., 1989, vol. 29, N 4, p. 1083—1086.

66. Sionit N. Response of soybean to two levels of mineral nutrition in CO_2-enriched atmosphere. — Crop Sci., 1983, vol. 23, N 2, p. 329—333.

67. Sionit N., Hellmers H., Strain B. R. Growth and yield of wheat under CO_2 enrichment and water stress. — Crop Sci., 1980, vol. 20, N 6, p. 687—690.

68. Sionit N., Strain B. R., Beckford H. A. Environmental control of the growth and yield of okra. I. Effects of temperature and of CO_2 enrichment at cool temperature. — Crop Sci., 1981, vol. 21, N 6, p. 885—888.

69. Sionit N., Mortensen D. A., Strain B. R., Hellmers H. Growth responses of wheat to CO_2 enrichment and different levels of mineral nutrition. — Agr. J., 1981, vol. 73, N 10, p. 1023—1027.

70. Sionit N., Strain B. R., Hellmers H.. Kramer P. J. Effects of atmospheric CO_2 concentration and water stress on water relations of wheat. — Bot Gaz., 1981, vol. 142, N 2, p. 191—196.

71. Sionit N., Hellmers H., Strain B. R. Interaction of atmospheric CO_2 enrichment and irradiance on plant growth. — Agr. J., 1982, vol. 74, N 4, p. 721—725.

72. Sionit N., Patterson D. T. Responses of C4 grasses to atmospheric CO_2 enrichment. II. Effect of water stress. — Crop Sci., 1985, vol. 25, N 3, p. 533—537.

73. Sionit N.. Kramer P. J. Woody plant reactions to CO_2 enrichment.— In: Carbon Dioxide Enrichment of Greenhouse Crops, 1986, vol. 2, p. 68—85.

74. Thomas J. F., Raper C. D., Anderson C. E., Downs R. J. Growth of young tobacco plants as affected by carbon dioxide and nutrient variables.— Agron. J., 1975, vol. 67, N 5, p. 685—689.

75. Valle R., Mishoe J. W., Jones J. W., Allen L. H. Transpiration rate and water use efficiency of soybean levels adapted to different CO_2 enrichment. — Crop Sci., 1985, vol. 25, N 3, p. 477—482.

76. Vessey J. K.. Henry L. T., Raper C. D. Nitrogen nutrition and temporal effects of enhanced carbon dioxide on soybean growth. — Crop Sci., 1990, vol. 30, N 2, p. 287—294.
77. Waggoner P. E. Agriculture and carbon dioxide. — Am. Sci., 1984, vol. 72, N 1, p. 179—184.
78. Williams W. E., Garbutt K., Bazzaz F. A. The response of plants to elevated CO_2. V. Performance of an assemblage of serpentine grassland herbs.— Env. Exp. Bot., 1988, vol. 28, N 2, p. 123—130.
79. Wittwer S. H. Rising atmospheric CO_2 and crop productivity. — Hort. Sci., 1983, vol. 18, N 5. p. 667—673.
80. Wong S. C. Elevated atmospheric partial pressure of CO_2 and plant growth. — Oecol., 1979, vol. 44, N 1, p. 68—74.
81. Wulff R., Strain B. R. Effects of carbon dioxide enrichment on growth and photosynthesis in *Desmodium paniculatum*. — Can. J. Bot., 1982, vol. 60, N 7, p. 1084—1091.
82. Yoshida S. Effects of CO_2 enrichment at different stages of panicle development on yield components and yield of rice (*Oryza sativa* L.). — Soil Sci. Pl. Nutr., 1973, vol. 19, N 4, p. 311—316.

DIRECT CARBON DIOXIDE EFFECTS ON HIGHER PLANT GROWTH AND PRODUCTIVITY

I. M. Kunina

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The overview is devoted to the effects of elevated carbon dioxide concentrations on higher plant growth and yield. The author gives the values of growth-modifying factors which characterize carbon dioxide effects at 700 and 1,000 ppm on various agricultural plants. The paper considers the responses of plants belonging to types C-3 and C-4 to elevated carbon dioxide levels in the atmosphere. Ontogenetic mechanisms of plant responses to CO_2 are established. The author discusses the physiological basis for increasing plant resistance to certain environmental stress factors (e. g. draught) at elevated CO_2 concentrations in the atmosphere.

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ МЕСЯЧНЫХ СУММ ИСПАРЕНИЯ С СУШИ НА РУССКОЙ РАВНИНЕ

А. А. Минин, А. А. Лисеев

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Введение

Суммарное испарение с суши, или эвапотранспирация *(E)*, является составной частью влагообмена между сушей и атмосферой и важным комплексным показателем водно-теплового режима подстилающей поверхности и состояния растительного покрова. В работах, посвященных изучению этого процесса, рассматриваются проблемы его связи с гидрометеорологическими и биотическими параметрами, пространственные особенности испарения, изменчивость во времени и т. д. [1, 3, 4, 6—8, 10].

В связи с методическими трудностями прямого измерения испарения обычно пользуются его рассчитанными значениями. Л. И. Зубенок [1] проанализировала и сопоставила различные методы измерения и расчета испарения. Она отмечает, что в целом точность расчета испарения комплексным методом сравнима с точностью методов теплового и водного балансов. Однако для расчета сумм испарения за периоды меньше года в большей степени подходят методы турбулентной диффузии и теплового баланса, которые дают возможность оценивать изменения даже в суточном ходе испарения. Средняя квадратическая ошибка метода теплового баланса при этом, по оценке П. П. Кузьмина [3], для месячных величин составляет $\pm$ 19 %. В то же время основным недостатком этих методов является, по мнению Зубенок, отсутствие массовых материалов, которые позволили бы получать достоверные характеристики испарения на больших территориях с различными физико-географическими условиями.

За время после опубликования работы [1] появилось достаточно много новых данных об испарении, поэтому задачей настоящей работы является построение и предварительный анализ карт изменчивости испарения с суши на Русской равнине за пять месяцев теплого периода на основе материалов градиентных наблюдений.

Материал и методика

Расположение 41 станции градиентных теплобалансовых наблюдений и исходные материалы достаточно подробно охарактеризованы в работе [7]. Необходимо лишь отметить, что рассматриваемая территория несколько больше Русской равнины в географическом смысле, но в дальнейшем для сокращения будет использоваться этот термин.

Методика обработки многолетних рядов данных методом выпрямляющих координатных сеток с целью расчета основных статистических параметров и вероятностных значений детально изложена в ряде публикаций [2, 6]. Поэтому подчеркнем только, что на представленных далее картах построены поля значений амплитуды изменчивости месячных сумм испарения за среднестатистический период 20 лет (взятые подряд любые 20 лет наблюдений). Выбор обеспеченности 5 % обусловлен стремлением к получению наиболее достоверных результатов: длительность исходных рядов составляет в среднем 20 лет и более, таким образом, теоретические расчетные результаты находятся в зоне обеспеченности эмпирическими данными.

Карты среднемноголетних абсолютных значений месячных сумм испарения с суши по данным градиентных наблюдений опубликованы в работе [7].

Результаты

На рис. 1 приведены карты амплитуд изменчивостей месячных сумм испарения с суши за среднестатистический 20-летний период наблюдений. Последовательное рассмотрение карт позволяет выявить общую тенденцию в течение вегетационного сезона: уменьшение амплитуд изменчивости к концу периода вегетации, которые в среднем для всех станций с мая по сентябрь составили соответственно 72—72—69—57—39 мм. Для подзон средней и северной тайги данная тенденция выражена наиболее ярко, а для более южных районов характерно увеличение амплитуд к июню—июлю и их последующее уменьшение к сентябрю. Суммарное испарение в целом по равнине также достигает максимальных значений в июне—июле [7].

В мае (рис. 1 *а*) относительно высокие значения изменчивости (более 80 мм) характерны для севера региона, для Смоленско-Московской, Приволжской, Подольской, Бугульминско-Белебеевской возвышенностей, а также для Кавказа. Сравнительно стабильным межгодовым режимом испарения (амплитуды менее 60 мм и даже 50—40 мм) выделяются Прибалтика, Мещерская низина и бассейн Оки, Приазовье.

В июне (рис. 1 *б*) в целом сохраняется майская картина распределения значений амплитуд изменчивости с некоторым повышением градиентов в центральных районах и уменьшением на юго-востоке региона.

В июле (рис. 1 *в*) четко выделяются две области повышенной нестабильности режима испарения: в центре (амплитуда 70—90 мм) и на южной окраине равнины (амплитуда 70—110 мм). На севере продолжается направленное снижение амплитуд изменчивости. В августе в целом прослеживается тенденция на увеличение амплитуд изменчивости с севера на юг (рис. 1 *г*), а в центре региона выделяются два рядом расположенных очага повышенных (70—80 мм) и пониженных (40—50 мм) значений.

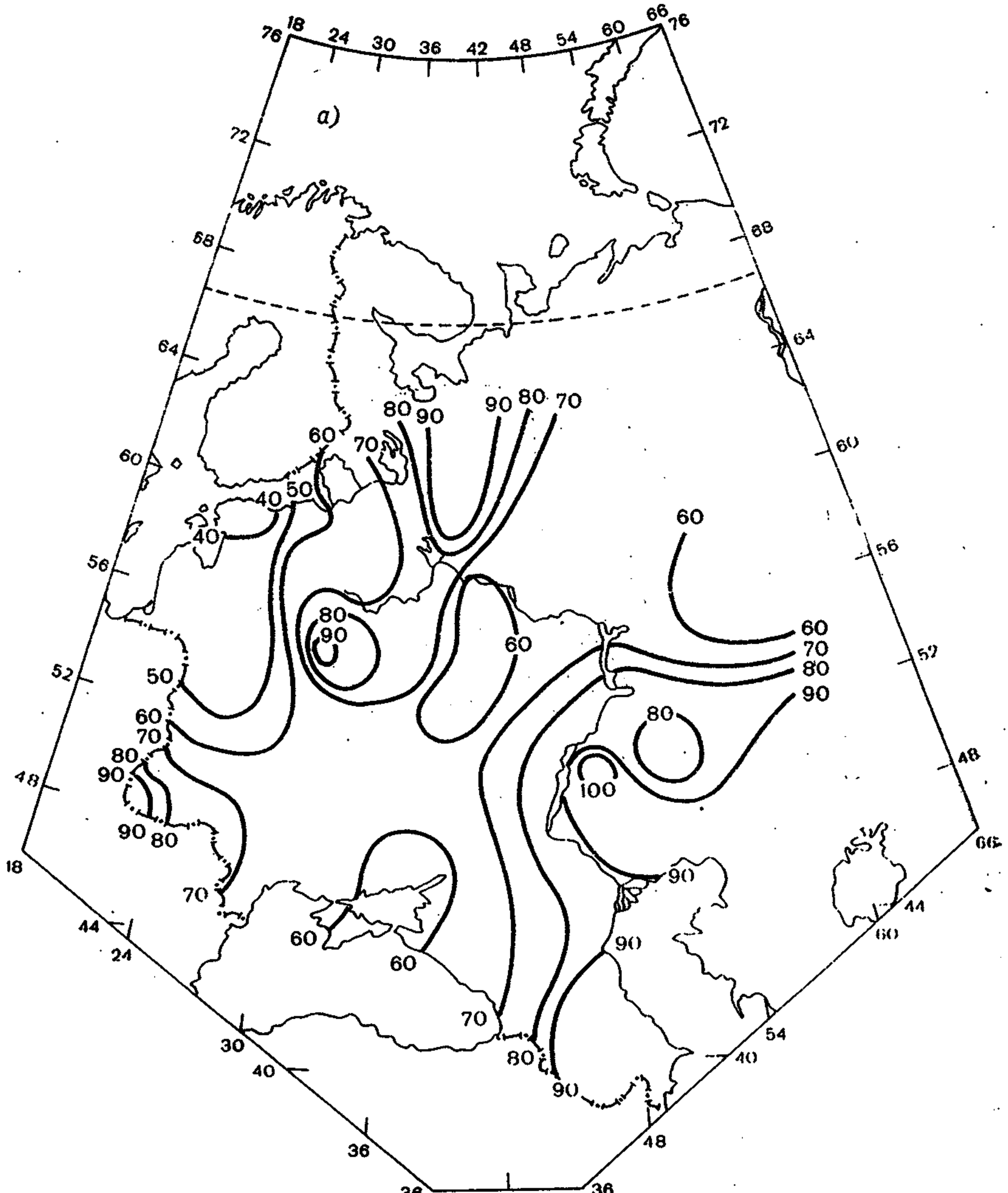


Рис. 1. Многолетняя изменчивость сумм испарения (мм) за май (*а*), июнь (*б*), июль (*в*), август (*г*) и сентябрь (*д*).

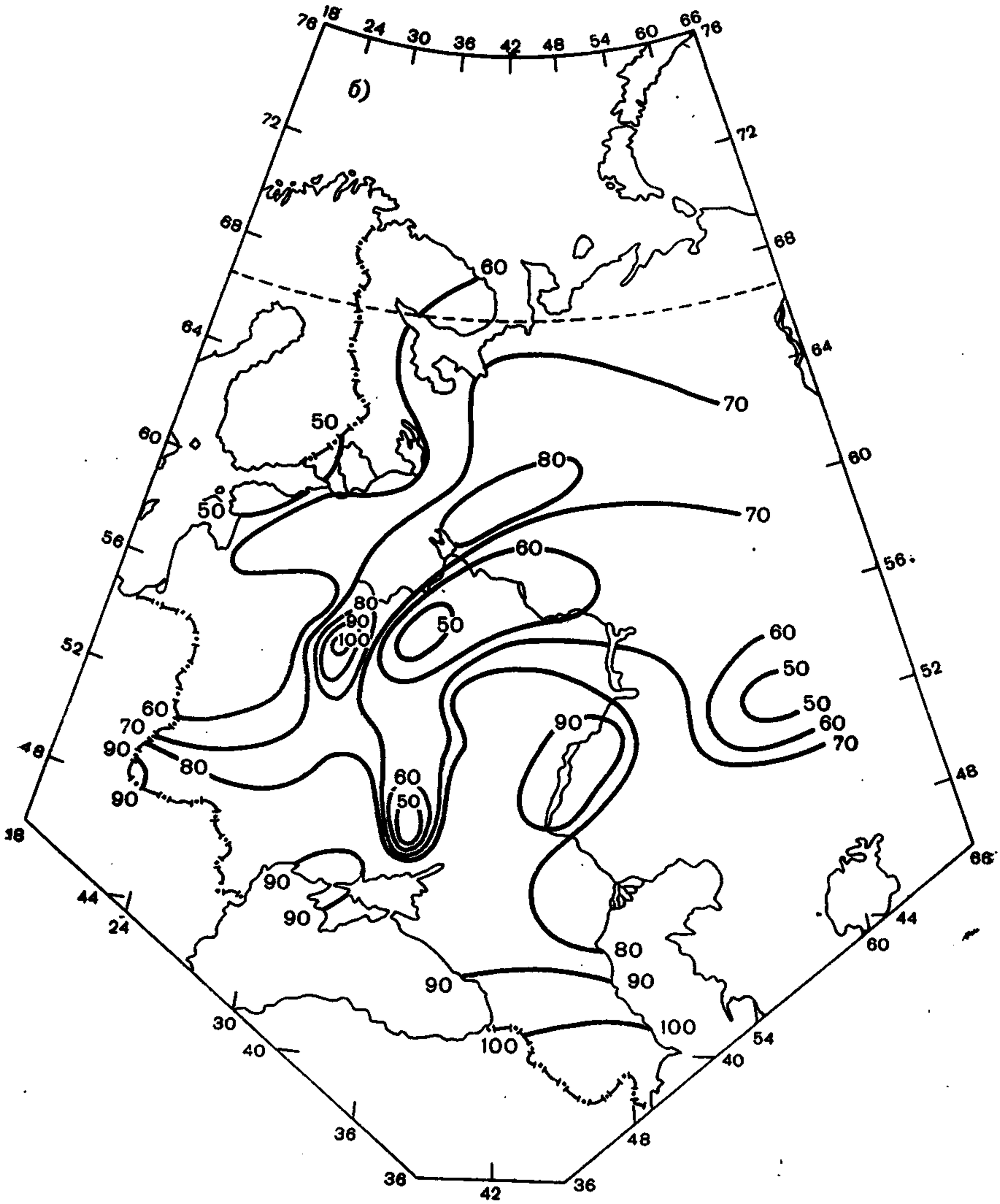


Рис. 1.

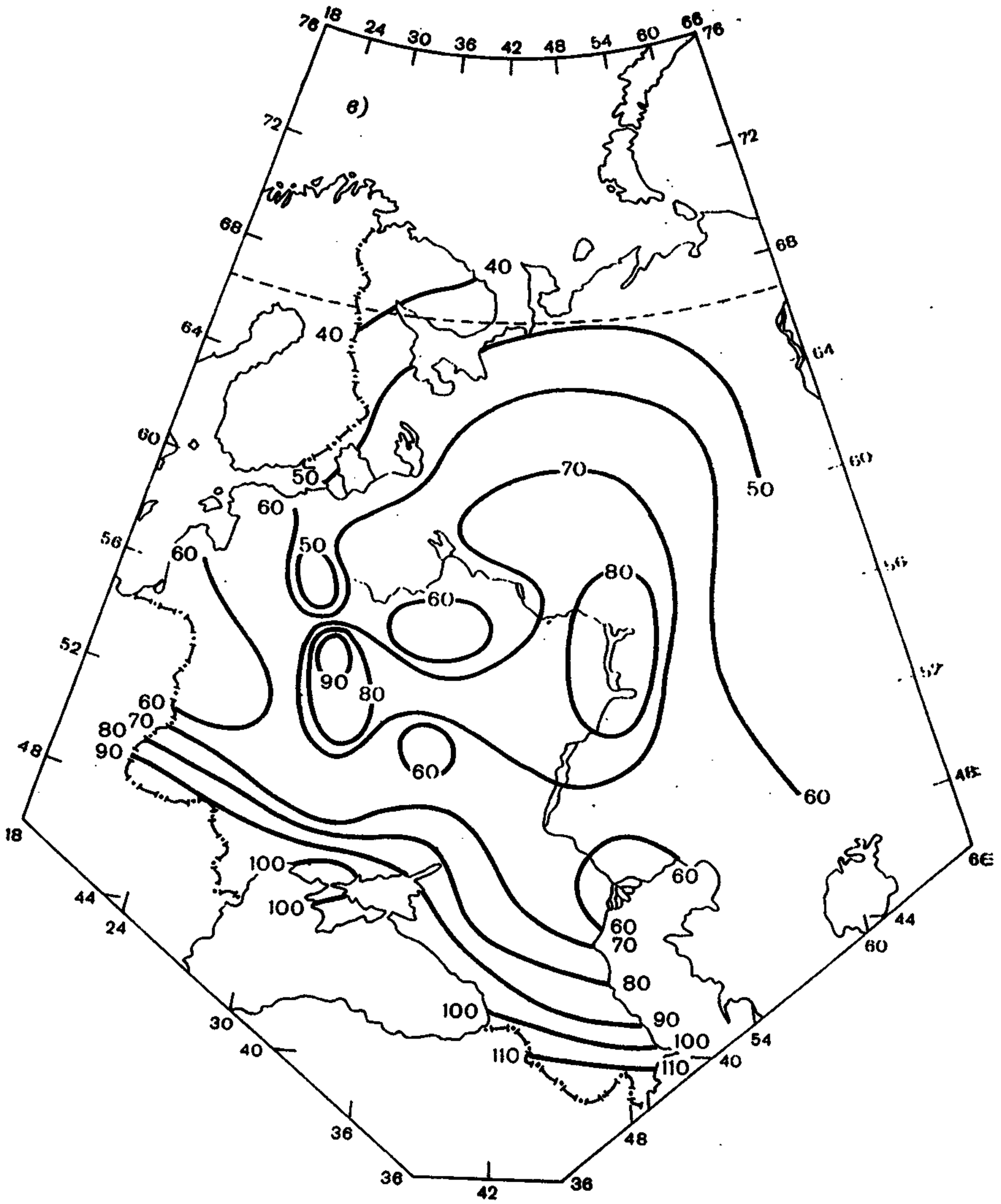
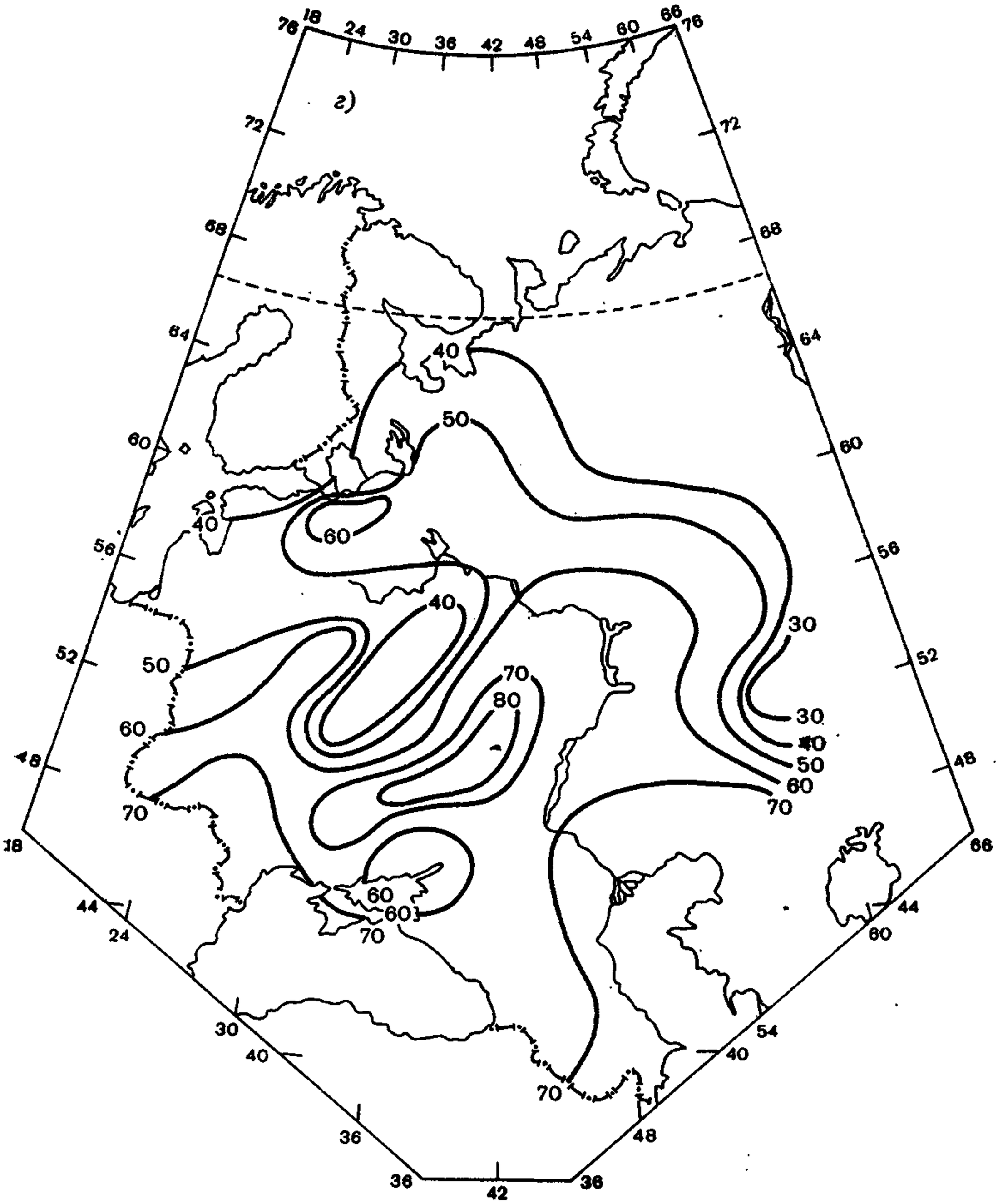

в)
76
18
24
30
36
42
48
54
60
66
76
72
72
68
68
64
64
60
60
56
56
52
52
48
48
18
66
44
24
44
60
30
54
40
40
36
48
36
42
36
40
50
50
50
60
60
60
60
60
60
60
60
60
70
70
80
80
80
90
90
90
100
100
100
100
110
110

Рис. 1.



г)
18
24
30
36
42
48
54
60
66
76
72
68
64
60
56
52
48
44
40
36
40
50
60
70
80
30

Рис. 1.

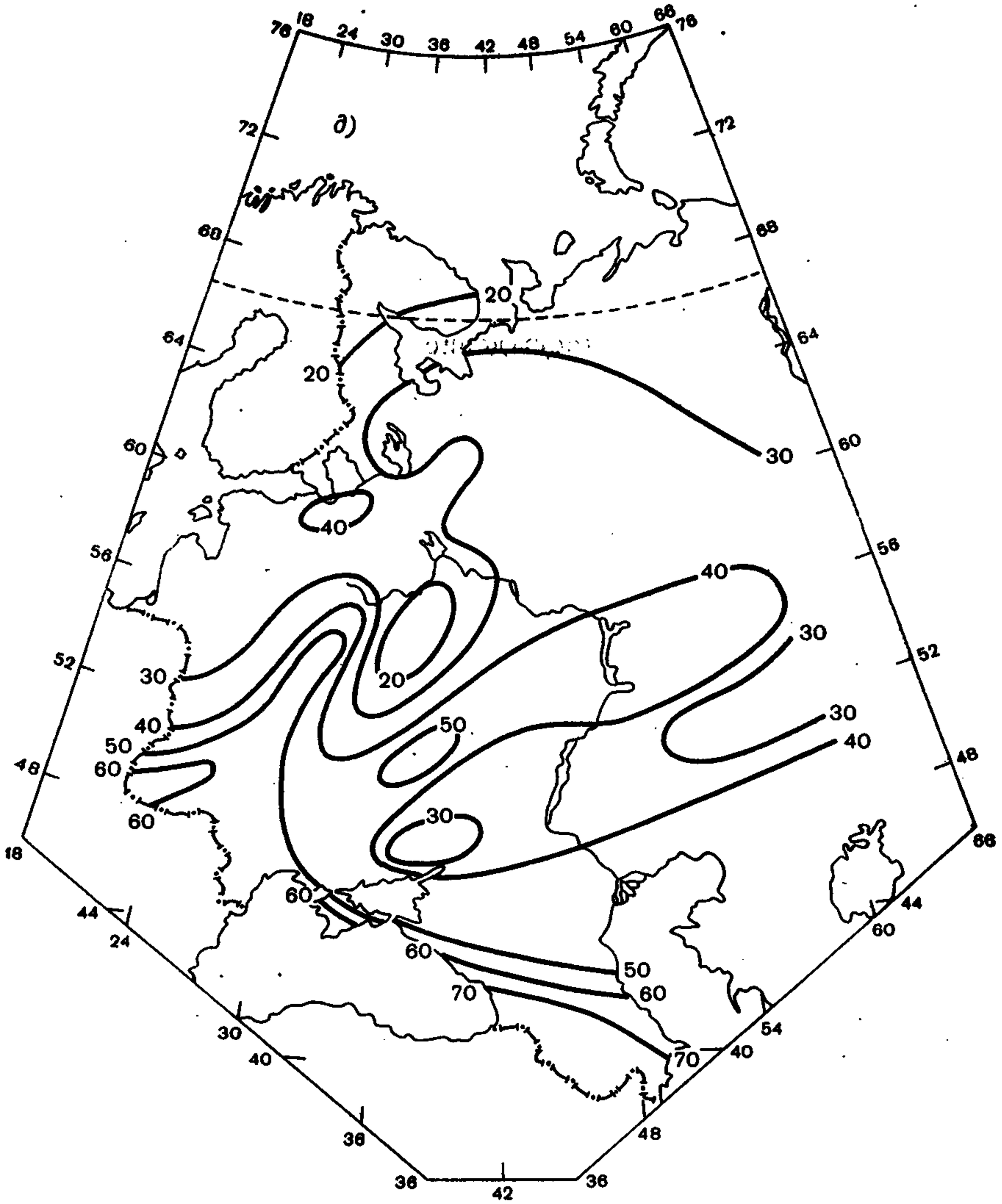


Рис. 1.

В сентябре (рис. 1 *д*) общий фон изменчивости, так же как и абсолютных величин испарения [7], резко снижается. Августовский очаг пониженных значений в районе станции Подмосковной сохраняется (с амплитудой колебаний около 20 мм), а очаг повышенной изменчивости из района Каменной Степи сместился в Нижнедевицк (амплитуда около 50 мм). Повышенной изменчивостью испарения с суши в сентябре характеризуются горные массивы на западе и юге региона.

Обобщая приведенные рисунки нужно отметить, что в целом минимальные значения изменчивости испарения приурочены к западным и северным окраинам региона, а максимальные характерны для юго-восточных и южных районов (Кавказ, Нижнее Поволжье и Северный Казахстан), а также для отдельных районов в центре и на юго-западе равнины.

Обсуждение

Межгодовая изменчивость месячных сумм испарения с суши определяется главным образом изменчивостью климатических условий. В тундровых и лесных экосистемах высоких и средних широт с избыточным и достаточным увлажнением на режим испарения будет влиять в основном характер обеспечения теплом, необходимым для процесса испарения. На юге, напротив, главным фактором является режим влагообеспеченности, который определяется в основном характером выпадения осадков. Оптимальные или неблагоприятные условия для испарения складываются в результате развития тех или иных синоптических процессов, межгодовая вариабельность возникновения которых и определяет изменчивость суммарного испарения.

Как отмечалось выше, в мае (см. рис. 1 *а*) наиболее высока межгодовая амплитуда изменчивости испарения на севере региона, что может быть связано с установлением в отдельные годы холодной пасмурной погоды, обусловленной обширными вторжениями арктических воздушных масс; на юго-западе, в Карпатах, где могут чередоваться годы как с высокой антициклонической деятельностью, так и с активной циклонической деятельностью, а также на юго-востоке региона, где в мае в разгар вегетации растительности возможно выпадение большого количества осадков. Необходимо подчеркнуть, что характер растительного покрова также оказывает определенное влияние на режим испарения: лесные экосистемы в большей степени регулируют испарение по сравнению, например, с естественными и культурными травяными сообществами. Причем в ходе вегетационного развития усиливаются и влагорегулирующие функции наземных экосистем [4—7].

Таким образом, общий фон повышенных значений амплитуд изменчивости испарения с суши в начале вегетационного периода (май—июнь) может быть обусловлен целым комплексом факторов: наличием, особенно на севере и в центральных районах ре-

гиона, больших ресурсов влаги в почве; высокой интенсивностью и межгодовой нестабильностью притока тепла к поверхности суши, особенно на юге равнины; относительно слабым регулированием влагообмена в системе осадки — испарение растительным покровом.

К середине лета почвенные избыточные ресурсы влаги иссякают, хотя на севере в болотистых ландшафтах они остаются таковыми на протяжении всего теплого периода; стабилизируются синоптическая ситуация и потоки тепла; наступает высшая стадия внутригодового цикла развития растительных сообществ, когда они приобретают типичные для данных широт структурные черты и функциональные свойства. К концу сезона снижается интенсивность потоков тепла, уменьшаются абсолютные величины испарения. Все эти факторы определяют тенденцию снижения амплитуд изменчивости месячных сумм испарения в течение вегетационного периода.

Как уже отмечалось выше, при прочих равных условиях особенности ландшафтов играют заметную роль в стабилизации процесса испарения. На представленных картах в отдельные месяцы повышенной изменчивостью испарения отличаются ландшафты гор и возвышенностей, характеризующиеся, как правило, хорошей дренированностью почв, активным стоком и относительно большим количеством выпадающих осадков по сравнению с окружающими равнинными территориями [4, 8, 10]. Возвышенные формы рельефа и в меньшей степени отдельные лесные массивы обостряют протекание синоптических процессов путем перераспределения нисходящих и восходящих потоков и, следовательно, усиливают их нестабильность. Напротив, более стабилен межгодовой режим испарения на низинных равнинных пространствах с противоположными гидрометеорологическими свойствами.

В заключение необходимо отметить, что в целом за вегетационный период повышенной межгодовой изменчивостью испарения отличаются юго-восточные районы региона, для которых характерен в первую очередь дефицит влаги на протяжении всего сезона и доминирующая роль очень нерегулярно выпадающих осадков в обеспечении испарения при избытке тепла. Северные районы с противоположными гидрометеорологическими условиями выявились как наиболее стабильные в отношении режима испарения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Зубенок Л. И. Испарение на континентах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1976. — 264 с.

2. Колосов П. А., Лисеев А. А. Метод оценки параметров кривой распределения вероятностей по коротким рядам климатических наблюдений. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1987, т. 10, с. 225—237.

3. Кузьмин П. П. Теоретическая схема оценки ошибок расчета испарения с поверхности суши. — В кн.: Материалы Междуведомственного совещания

по проблеме изучения и обоснования методов расчета испарения с водной поверхности и суши. 1966, с. 93—128.

4. Минин А. А. Анализ многолетних рядов месячных сумм осадков и испарения в различных экосистемах. — Материалы метеорологических исследований, 1988, № 14, с. 54—60.

5. Минин А. А. Динамика водорегулирующих свойств поверхности суши в течение вегетационного периода. — Материалы метеорологических исследований, 1988, № 14, с. 47—54.

6. Минин А. А. Климат и экосистемы суши: взаимосвязи и пространственно-временная изменчивость состояний. — Итоги науки и техники. Сер. метеорология и климатология, т. 19. М., 1991. — 172 с.

7. Минин А. А., Колосов П. А. Испарение с суши за вегетационный период в Европейской части СССР. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеоиздат, 1991, т. 13, с. 151—161.

8. Рахманов В. В. Гидроклиматическая роль лесов. — М.: Лесная промышленность, 1984. — 248 с.

9. Руководство по градиентным наблюдениям и определению составляющих теплового баланса. — Л.: Гидрометеоиздат, 1964. — 130 с.

10. Федоров С. Ф. Исследование элементов водного баланса в лесной зоне Европейской территории СССР. — Л.: Гидрометеоиздат, 1977. — 247 с.

SPATIOTEMPORAL VARIABILITY OF MONTHLY TERRESTRIAL EVAPORATION IN THE RUSSIAN PLAIN

A. A. Minin, A. A. Liseev

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

Multiyear series of gradient heat balance observation data were processed using the rectifying coordinate grid method to construct the maps of year-to-year variability of monthly terrestrial evaporation. It was established that the evaporation variability amplitude tended to decrease during the vegetation period. A relatively stable interannual evaporation regime was typical of humid landscapes with swamps and dark coniferous forests; an unstable one was characteristic for elevated areas and south-eastern arid territories with their unstable humidification conditions. Thus, he extent of evaporation variability is dependent both on the variability of hydrometeorological conditions and on the structural and functional peculiarities of landscapes.

ЭКОЛОГО-ЛЕСОВОДСТВЕННЫЙ МОНИТОРИНГ ЛЕСОВ РЕКРЕАЦИОННОГО НАЗНАЧЕНИЯ

Л. П. Рысин

Институт лесоведения РАН

Антропогенное воздействие на леса становится все более значительным и по масштабам своего проявления, и по интенсивности. Одним из новых факторов экологического „риска“ стало рекреационное лесопользование. К настоящему времени оказались в полном смысле слова „затоптанными“ многие участки леса; особенно страдают лесные территории, находящиеся поблизости от водоемов и в связи с этим испытывающие нагрузки, которые во много раз превышают допустимые нормы. Очень велико рекреационное „давление“ на пригородные леса Москвы и Санкт-Петербурга, ухудшается состояние пригородных лесов Брянска, Казани, Сыктывкара и многих других крупных городов. Неподготовленными к массовому посещению оказались многие лесные массивы Белоруссии. На территории Украины в рекреационных целях используется почти треть общей площади Гослесфонда, причем во многих случаях без необходимой предварительной подготовки. Нередко местами массового отдыха становятся леса, выполняющие санитарно-гигиенические, почвозащитные и водоохранные функции. Усиленно вытаптываются леса на побережьях Балтийского и Белого морей, нарушены заповедные леса Валаама на Ладожском озере, вызывает опасение будущее лесов Горного Крыма. Отдых в лесу приобретает все большую популярность, но его следствием все чаще становится значительный экологический ущерб вплоть до очевидной деградации лесных экосистем и потери ими способности к восстановлению. Задача состоит в своевременном предотвращении этого ущерба, но это возможно только при выполнении ряда условий. Во-первых, нужно обстоятельно изучить механизм взаимоотношений в системе лес — человек отдыхающий, исследовать рекреационное воздействие на лесные экосистемы, их флору, растительность, животный мир, почвы, а также выявить ответные реакции и степень устойчивости и отдельных видов, и сообществ в целом. Во-вторых, надо разработать концепцию оптимизированного рекреационного лесопользования, обеспечивающего удовлетворение социальных потребностей в отдыхе на природе при одновременном сохранении лесных ресурсов и их рекреационного потенциала. В-третьих, нужна действенная система контроля за состоянием лесов рекреационного назначения, позволяющая своевременно обнаруживать нежелательные отклонения от „нормы“, что даст возможность принимать необходимые организационные и хозяйственные меры; иными словами, нужен мониторинг состояния лесов, являющихся местами отдыха населения. Мониторинговые наблюдения должны иметь своими объектами как растительность, так и условия среды.

Изучением влияния рекреации на растительность занимались многие исследователи и в нашей стране, и за рубежом (см. обзор [7]). Основные факторы рекреационного воздействия — вытаптывание, сбор растений, выжигание (в местах разведения костров), загрязнение отдельных участков территории. Ответная реакция растений и растительных сообществ в большой степени зависит от их устойчивости и способности более или менее быстро возвращаться к „исходному состоянию“ после выхода из стрессовых ситуаций. В этой области накоплен обширный фактический материал. В частности, сотрудники Института лесоведения РАН (ранее Лаборатория лесоведения АН СССР), опубликовали две монографии. В одной рассматривается рекреационное влияние на сосновые леса [4], а в другой — на широколиственные леса Подмосковья [5]. В этих монографиях охарактеризованы стадии рекреационной дигрессии в разных типах леса, даны системы диагностических признаков, с помощью которых можно определить степень антропогенной нарушенности лесных биогеоценозов. Наличие типологической основы в подобных исследованиях совершенно необходимо, поскольку леса разных типов неодинаково реагируют на рекреационные нагрузки. Например, очень низкую устойчивость имеют лишайниковые сосняки на рыхлых песчаных почвах; в результате интенсивного вытаптывания лишайниковый покров быстро разрушается и обнажается песок, подверженный водной и ветровой эрозии, поскольку он относительно слабо связан корнями растений. Напротив, значительно более устойчивы сосняки с густым подлеском; кустарники играют важную почвозащитную роль, одновременно ограничивая свободу перемещения по лесу.

Для лесных экосистем обычно устанавливаются пять стадий рекреационной дигрессии, для которых в общих чертах характерно следующее:

1-я стадия — живой напочвенный покров состоит почти исключительно из лесных видов растений; тропинки отсутствуют;

2-я стадия — в составе живого напочвенного покрова появляются луговые и сорные виды; до 10 % поверхности почвы занимают тропинки;

3-я стадия — состав и структура живого напочвенного покрова, типичного для данной экосистемы, сохраняются примерно на 50—60 % площади;

4-я стадия — растения лесных видов сохраняются главным образом у стволов деревьев, где движение затруднено;

5-я стадия — растительность и почва нарушены на 80—90 % площади участка.

Деградация лесной экосистемы обычно связана с потерей ее способности к самовоспроизводству (в принятой нами схеме таким критическим порогом является третья стадия). Разумеется, что по мере нарастания дигрессии меняется не только живой напочвенный покров — изменения захватывают и древостой, и подлесок, и подрост. Влияние рекреации на деревья обнаруживается

уже на начальных стадиях, но внешне оно не так заметно. На усиление рекреационных нагрузок древостой реагирует уменьшением прироста, снижением полноты и запаса, увеличением фаутности, худшим развитием ассимилирующих органов и т. д. Уплотнение верхних горизонтов почвы и связанное с этим изменение почвенной среды подавляет жизнедеятельность активных корней и уменьшает их массу. Следует иметь в виду, что реакция древостоев на рекреационное воздействие определяется не только характером, продолжительностью и интенсивностью нагрузок, но и особенностями почв, а также эколого-биологическими свойствами и возрастом древесных пород.

Молодые древесные растения страдают и от механических повреждений, и от уплотнения почвы. В местах, интенсивно посещаемых, обычно сохраняется только крупномерный подрост. Массово уничтожаются всходы.

Кустарники обламываются, вырубаются; некоторое время они способны поддерживаться за счет новых побегов, возникающих из спящих почек, но если повреждения повторяются многократно, то порослевая способность угасает и растение спустя некоторое время погибает. Уплотнение почвы имеет отрицательные последствия и для подлеска.

Общая тенденция в изменении травяно-кустарничкового яруса состоит в постепенном олуговении леса. Перевес получают виды, обладающие большей антропотолерантностью. Подавляющее большинство типично лесных растений отрицательно реагирует на рекреационное воздействие. Одни виды исчезают сравнительно быстро даже при небольших нагрузках, другие оказываются более выносливыми и дольше удерживаются в составе сообщества; есть виды, для которых происходящее изменение среды оказывается благоприятным, и они увеличивают свое обилие, расселяясь по территории. Нами [11] составлена таблица, в которой для большого числа видов растений показана их реакция на различные формы рекреационного воздействия — на обрывание и механическое повреждение побегов, на уплотнение почвы и т. д. Толерантность растений во многом зависит от характера их подземных органов. Проведенные исследования [8] позволили построить шкалы устойчивости растений по отношению к рекреационному воздействию; с помощью этих шкал можно прогнозировать повреждаемость растительности нижних ярусов в условиях рекреационного лесопользования реальной или предполагаемой интенсивности [11]. К категории наиболее уязвимых относятся виды, невыносящие почвенного уплотнения, легко повреждаемые при вытаптывании и выделяющиеся своей декоративностью, которая привлекает внимание отдыхающих. Более устойчивыми являются виды растений с упругими наземными побегами и хорошо развитыми корневыми системами, а также растения с розеточным расположением листьев. Толерантность ниже у тех видов растений, у которых корни и корневища расположены в приповерхностном слое почвы; напротив, более устойчивы растения, имеющие либо

глубоко идущие корни стержневого типа, либо развивающие систему тонких корней, густо оплетающих почву и максимально использующих и элементы почвенного питания, и поступающую влагу.

Неодинаково реагирует на рекреационное воздействие животный мир лесных экосистем [12]. Влияние рекреации заметно сказывается на наземных позвоночных животных, что проявляется в изменении их численности, видового состава, территориального размещения, поведения и образа жизни. Поскольку для подавляющего большинства животных условия существования в местах интенсивного отдыха ухудшаются, то обычно сохраняется лишь незначительная часть млекопитающих и птиц; преимущественно это виды, наименее чувствительные к антропогенным нарушениям среды обитания. Конечно, происходящие изменения охватывают и другие группы животного мира (почвенно-подстилочных беспозвоночных, насекомых и т. д.). Многие виды животных, как и виды растений, могут служить надежными индикаторами состояния лесных экосистем и их рекреагенной нарушенности.

Достаточно обстоятельно изучены последствия рекреационного воздействия на почвы различных типов леса [2]. Вытаптывание нарушает, а затем и уничтожает лесную подстилку, вызывает уплотнение верхних почвенных горизонтов. Изменяется структура почвы, что может существенно уменьшить водопроницаемость и аэрированность. Нарушаются окислительно-восстановительные процессы, меняется биологическая активность почвы. Степень нарушенности зависит не только от характера и интенсивности рекреационного давления, но и от самой почвы, в первую очередь, от ее гранулометрического состава: рекреагенная реакция песчаных, супесчаных и суглинистых субстратов может быть весьма различной. В целом происходящие в почве изменения неблагоприятны для лесной экосистемы и являются еще одной причиной ее деградации.

Трансформация почвенной среды вызывает изменения численности, видового состава и соотношения различных групп микроорганизмов, а это в свою очередь отражается на процессах минерализации органических остатков [3]. Чутко реагирует на изменение среды и альгофлора почвы [1]. Меняется ее видовой состав, биомасса, смещается соотношение между различными группами водорослей и т. д. Ряд видов уменьшает свое обилие, другие, напротив, его увеличивают. Таким образом, и микроорганизмы, и альгофлора также имеют определенное индикационное значение и могут быть использованы в качестве индикаторов при организации и проведении мониторинга состояния рекреационных лесов, но приоритетное значение должны иметь те признаки, которые отчетливо различимы.

Как известно, основными задачами мониторинга являются наблюдения за фактическим состоянием и изменениями природных объектов, выявление тенденций этих изменений, прогноз. Эти задачи ставятся и при организации мониторинга состояния

лесов рекреационного назначения, который, с нашей точки зрения, может осуществляться по двум основным направлениям: во-первых, в процессе лесоустройства, а во-вторых, посредством регулярных наблюдений на постоянных пробных площадях.

Лесоустройство дает оценку состояния лесов, но традиционных характеристик недостаточно для лесов рекреационного назначения; их следует дополнить оценкой рекреационного потенциала и устойчивости лесов. Рекреационный потенциал определяется аттрактивностью (привлекательностью) леса, его санирующей способностью и комфортностью.

К показателям аттрактивности мы относим возраст древостоя, его состав, высоту, декоративность, антропогенную нарушенность, санитарное состояние древостоя и территории в целом. Оценка каждого участка леса производится на основе балльной системы. Например, древостой I—II классов возраста мы предлагаем оценивать одним баллом, III—IV классов — двумя, V—VI классов — тремя баллами и т. д. Отсутствие рекреационной нарушенности оценивается тремя баллами, слабая нарушенность — двумя, средняя — одним баллом; при сильной нарушенности участок получает нулевую оценку. По сумме баллов, выставленных при оценке каждого показателя, для каждого конкретного участка леса определяется степень его аттрактивности: 3—5 баллов — 1-й класс, 6—8 баллов — 2-й класс, 9—11 баллов — 3-й класс и т. д. Аттрактивность леса может быть искусственно повышена с помощью ряда организационных и хозяйственных мероприятий. Оценивая привлекательность для отдыхающих одного и того же участка леса через определенные промежутки времени, мы сможем без особого труда выявить — повысилась она или понизилась. Последнее будет свидетельствовать об уменьшении рекреационного потенциала леса и о целесообразности принятия соответствующих мер.

Для оценки санирующей функции леса мы учитываем продуктивность древостоя, его структуру, а также способность основной лесообразующей породы (или пород — при сложном составе древостоя) задерживать находящиеся в воздухе загрязняющие вещества, имеющие промышленное или транспортное происхождение, и пыль, и способность к поглощению шумов. И в этом случае используется балльная система, с помощью которой определяется класс санирующей функции леса. Она также может быть искусственно повышена путем направленного изменения структуры и состава древостоя; по крайней мере, она не должна снижаться.

При определении комфортности леса учитываются характер рельефа, наличие дорожно-тропиночной сети, доступность участка, его расстсяние до ближайшего водоема, наличие и интенсивность действия вредных насекомых. Также применяется система балльной оценки.

Чрезвычайно важно правильно оценить и контролировать устойчивость леса к рекреационным нагрузкам. Эта устойчивость, с одной стороны, определяется характером растительности, а с другой — почвенно-грунтовыми условиями. В первом случае

мы предлагаем принимать во внимание возраст древостоя, устойчивость лесообразующих пород к вытаптыванию, наличие жизнеспособного подроста, развитие подлеска, антропотолерантность нижних ярусов растительности. Показателями, характеризующими устойчивость почвы, являются ее гранулометрический состав, мощность подстилки, дернины и гумусового горизонта, тип водного режима и уклон поверхности. Устойчивость почвы можно несколько повысить лесохозяйственными и мелиоративными мероприятиями, но в целом она остается относительно постоянной.

Организация и проведение мониторинга состояния рекреационных лесов посредством реализации вышеизложенной программы наблюдений позволит вести контроль на всей территории. Опытная проверка предложенной методики была проведена в Серебряноборском лесничестве Института лесоведения РАН, а также в некоторых лесопарках Московской области. Оценки рекреационного потенциала леса и его устойчивости были даны сначала для отдельных лесных участков (выделов), а затем для лесных массивов в целом. По каждому показателю были составлены картосхемы, позволяющие дифференцированно представить аттрактивность лесных территорий, их комфортность, толерантность и т. д. Как уже отмечалось, „первичное“ обследование позволяет достаточно надежно оценить существующую ситуацию и имеющиеся возможности для организации рекреационного лесопользования. Периодически проводимые обследования выявляют динамические тенденции в состоянии леса, что в свою очередь подводит к выбору тех направлений хозяйственной и организационной деятельности, которая должна не только сохранить лесные ресурсы, но и повысить уровень их использования. Конечно, наши возможности ограничены; мы не можем, например, искусственно увеличить возраст древостоя, чтобы увеличить привлекательность пейзажа, или изменить гранулометрический состав субстрата, чтобы сделать участок более устойчивым к вытаптыванию, но в наших силах предложить рекомендации, предусматривающие сохранение подроста и подлеска, улучшение санитарного состояния территории, изменение структуры сообщества и т. д. Таким образом, стандартизированный сбор информации, ее обработка и анализ изменений за учетный период, прогноз на будущее будут иметь большое практическое значение.

Другим направлением мониторинга рекреационных лесов должны быть систематические комплексные исследования на постоянных пробных площадях, заложенных как в местах, испытывающих рекреационное воздействие, так и в лесах с заповедным (или близким к этому) режимом. Исследования на особо охраняемых территориях дают представление о „фоновом“ состоянии леса в условиях, где действие антропогенных факторов отсутствует или, по крайней мере, минимально. На таких участках мы получаем возможность наблюдать природные процессы в „чистом“ виде. Одновременные наблюдения на „парных“ пробных площадях, заложенных в аналогичных условиях местообитания и типах

леса, позволяют вычленить роль рекреации. В Институте лесоведения РАН были разработаны и опубликованы „Методические предложения по созданию системы постоянных пробных площадей на особо охраняемых лесных территориях“ [6]. Наблюдения на этих площадях должны проводиться в течение длительного времени — это обеспечивает большую ценность накапливаемой информации. Очень важно, чтобы исследования велись по сходным программам и методикам, что гарантирует сопоставимость получаемой информации — и территориальную, и временну́ю. В предлагаемую нами программу наблюдений входят подробная таксационная характеристика древостоя с паспортизацией каждого дерева, фиксирование состояния естественного возобновления древесных пород, состава и структуры нижних ярусов растительности, описание почвы и т. д. Формализованность сбора данных позволяет без особых затруднений переходить к созданию их банков.

В настоящее время на территории Московской области функционирует система постоянных пробных площадей, характеризующих, с одной стороны, состояние лесов, в которых хозяйственная деятельность почти полностью отсутствует, а с другой — лесов, подвергающихся интенсивному рекреационному воздействию. На некоторых пробных площадях наблюдения ведутся уже в течение 20—30 лет, и сейчас мы располагаем данными, которые позволяют определить динамические тенденции, присущие разным типам леса, и прогнозировать состояние подмосковных ельников, сосняков, липняков, дубняков, березняков, осинников. Значительная часть этих пробных площадей находится в пределах лесных заповедных участков, система которых была создана более 10 лет назад. Площадь каждого участка составляет от нескольких десятков до нескольких сот гектаров, хозяйственная деятельность здесь в соответствии с лесным законодательством ограничена, а на самих площадях и их ближайшем окружении вообще прекращена; запрещены рубки, мелиоративные и земляные работы, прогон и выпас скота, сенокошение и т. д. Созданная система позволяет сохранять эталонные участки всех основных типов леса региона и значительную часть лесного генофонда видов растений и животных, которые здесь обитают. Краткие описания лесных заповедных участков опубликованы [9].

Что же касается наблюдений на постоянных пробных площадях, расположенных в местах массового отдыха, то они позволяют более глубоко и разносторонне понять взаимоотношения между лесной экосистемой и „человеком отдыхающим“. Вся информация в совокупности составляет научную основу эколого-лесоводственного мониторинга рекреационных лесов подмосковного региона, позволяет контролировать их состояние и давать конкретные рекомендации, направленные на оптимизацию рекреационного лесопользования.

Например, уже сейчас в Серебряноборском лесничестве можно видеть значительные площади устойчивых и очень декоративных березово-липовых лесов с примесью дуба, клена и ясеня, которые

заменили гнилые осинники с густыми зарослями лещины. Несколько лет назад тут была проведена интенсивная (до 50 % от общего запаса) вырубка малоценных пород (осины и серой ольхи); искусственно был введен подрост широколиственных пород. В результате рекреационный потенциал леса значительно повысился.

Мониторинговые наблюдения позволяют находить правильные решения при проведении реинтродукции тех видов растений, которые в силу своей высокой декоративности усиленно уничтожались, стали редкими или вообще исчезли. Многолетние исследования [10] привели к решению о необходимости дифференцированности действий в соответствии с конкретными ситуациями. Если, например, одной из главных причин исчезновения вида были очень высокие рекреационные нагрузки и физическое уничтожение растений, в то время как условия местообитания существенно не изменились, то вид можно возвратить, сформировав устойчивую ценопопуляцию и сохраняя ее в дальнейшем с помощью определенного режима природопользования. Но если экотоп (условия местообитания) и фитоценоз претерпели необратимые эндоэкогенетические изменения, то для создания необходимых условий реинтродукции потребуется реконструкция биогеоценоза, и в этом случае решение задачи становится практически невозможным. Например, интересующие нас виды растений росли в березняке, который со временем в ходе естественного лесовосстановительного процесса превратился в ельник. Смена пород-эдификаторов привела к радикальному изменению среды, и многие из видов, обитавшие в березняке, не смогли существовать под пологом ели в связи с нарастающим несоответствием их экологических требований новым условиям освещения, влагообеспечения и т. д. Мониторинговые наблюдения позволяют обоснованно решать подобные вопросы.

Особой темой является организация мониторинга старинных парков. Только в Подмосковье их насчитывается несколько сотен. Конечно, ценность их, и изначальная, и современная, неодинакова, но каждый старинный парк — это памятник и одновременно возможный объект рекреации. В Институте лесоведения РАН создана картотека старинных парков Подмосковья, проведена их геоботаническая паспортизация, зафиксировавшая их нынешнее состояние. Следовательно, основа для мониторинга создана и начатые работы необходимо продолжить.

Закономерности в изменениях лесных экосистем в естественных условиях и на территориях рекреационного пользования, установленные посредством мониторинга, станут научной основой рациональной организации лесов, необходимой для их сохранения и многоцелевого использования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахина Т. И. Изменение почвенной альгофлоры сложных сосняков под влиянием рекреационных нагрузок. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 126—137.

2. Бганцова В. А., Бганцов В. Н., Соколов Л. А. Влияние рекреационного лесопользования на почву. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 70—95.
3. Егорова С. В., Лаврова В. А. Влияние рекреационного лесопользования на микрофлору и азотфиксирующую активность почв в сосняках. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 108—126.
4. Полякова Г. А., Малышева Т. В., Флеров В. А. Антропогенное влияние на сосновые леса Подмосковья. — М.: Наука, 1983. — 144 с.
5. Полякова Г. А., Малышева Т. В., Флеров В. А. Антропогенные изменения широколиственных лесов Подмосковья. — М.: Наука, 1983, 118 с.
6. Рысин Л. П., Комиссаров Е. С., Маслов А. А. и др. Методические предложения по созданию системы постоянных пробных площадей на особо охраняемых лесных территориях. — М.: Наука, 1988. — 28 с.
7. Рысин Л. П., Полякова Г. А. Влияние рекреационного лесопользования на растительность. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 4—26.
8. Рысин Л. П., Рысина Г. П. Морфоструктура подземных органов лесных травянистых растений. — М.: Наука, 1987. — 208 с.
9. Рысин Л. П., Савельева Л. И. Лесные заповедные участки. — М.: Агропромиздат, 1985. — 168 с.
10. Рысина Г. П. Сохранение и восстановление ценопопуляций видов декоративных лесных травянистых растений. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 141—152.
11. Рысина Г. П., Рысин Л. П. Оценка антропотолерантности лесных травянистых растений. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 26—35.
12. Самойлов Б. Л., Морозова Г. В. Влияние рекреационного лесопользования на животных. — В кн.: Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987, с. 36—70.

ECOLOGICAL AND FORESTRY MONITORING OF RECREATIONAL FORESTS

L. P. Rysin

Institute of Forest Science, Russian AS

The recreational use of forests has become an ecological risk factor. To prevent damage to forests which have been turned into places of mass recreation one should thoroughly study the relationship between forest ecosystems and recreating people, develop a concept of an optimized recreational forest use and establish an effective system for monitoring the state of recreational forests. Monitoring of these forests should be implemented in the process of forest management, as well as via systematic integrated observations at permanent test sites. Such observations have been conducted in the Moscow District for a number of years. Based on the information obtained recommendations have been elaborated to optimize recreational forest use.

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДИКИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ МОНИТОРИНГА ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Н. А. Соловьева

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Биотестирование является существенным элементом биомониторинга пресноводных экосистем [1].

Наиболее распространенным тест-объектом является *Daphnia magna*, которую впервые предложил использовать в биотестировании Э. Науманн в 1934 г. [5].

Около двух десятилетий назад Л. А. Лесниковым [3] была разработана и внедрена методика оценки влияния воды из природных водоемов на *Daphnia magna* Straus. Упомянутая методика использовалась при исследованиях, проводимых ГосНИОРХ по изучению загрязненности водоемов, но в настоящее время незаслуженно забыта, несмотря на очевидные достоинства.

Преимущество этой методики состоит в том, что она может быть использована не только в классическом токсикологическом эксперименте, но и при проведении экспресс-анализа на водоеме. В таких случаях особенно удобно использовать определительную таблицу по действию разных сточных вод, а также воды из природных водоемов на *Daphnia magna.* Эта таблица может быть полезной при выделении основных компонентов, определяющих воздействие изучаемых сточных вод на дафний. Определительная таблица была составлена для *Daphnia magna*, но может быть использована при небольшой корректировке и для других представителей *Cladocera.*

Для удобства быстрой оценки и компактных записей Лесниковым были созданы шкалы для отдельных показателей состояния дафний. В этих шкалах отражен эмбриогенез (развитие гонад и яиц в выводковой камере в норме и при патологии), а также описаны основные параметры физиологического состояния дафний (цвет тела, цвет и наполненность кишечника, количество и яркость жировых капель). Каждому показателю соответствует определенный балл или условное обозначение. Наличие таких шкал позволяет легко зафиксировать все основные градации состояния каждой особи. Методика высоко информативна и позволяет отражать в компактной форме ежедневные наблюдения за состоянием дафний, что особенно удобно при проведении многодневных опытов по хроническому токсикологическому воздействию.

Эта методика обладает высокой чувствительностью и дает возможность обнаружить загрязнения, близкие к фоновым. Большинство показателей можно обрабатывать путем расчета средних.

В данной работе методика Лесникова была применена для изучения действия на *Daphnia magna* сточных вод и воды из пруда-отстойника Одесского припортового завода и Новгородского

производственного объединения „Азот“. Для большей наглядности для записи результатов были использованы таблицы, в которых каждому параметру состояния дафний соответствовала отдельная графа, а не общая компактная формула, как рекомендует Лесников.

Для разведения в культуре дафнии были взяты на кафедре гидробиологии МГУ. Культура велась по методике Н. С. Строганова [5]. Вода взята из природного водоема (pH = 7,6—8,0; количество кислорода — 6—7 мг/л). В качестве корма использовали культуру *Chlorella* в концентрации 25—30 млн. кл/мл.

Для того чтобы получить необходимое для эксперимента количество генетически однородных дафний применяли методику, описанную в работе [2]. В опыте использовали первое поколение дафний, рожденных в токсической среде. В стаканы емкостью 200 мл с опытной водой и в контрольный помещали по десять дафний (эксперимент проводился в трех повторностях).

Дафний ежедневно кормили смесью водорослей *Chlorella* и *Scenedesmus*. Каждый день дафний просматривали под бинокуляром. Методика Лесникова была использована для регистрации физиологического состояния (ежедневно фиксировался цвет тела, цвет и наполненность кишечника, наличие, размер и яркость жировых капель, состояние гонад). Велись наблюдения за линейным ростом дафний (особи измерялись от головы до начала хвостовой иглы) и длиной хвостовой иглы. Для выделения основных компонентов, определяющих действие сточных вод, в работе также использовали таблицу Лесникова.

Данные обрабатывались с помощью статистического пакета STATGRAPHIC. Для оценки достоверности различия длин тела дафний в контроле и опыте использовался двухвыборочный критерий Стьюдента.

Основные результаты работы представлены в таблицах и графиках. Все результаты, вошедшие в таблицы, статистически достоверны. Данные о длине хвостовой иглы и цветности кишечника не вошли в таблицы, поскольку статистически не различался опыт и контроль. Для большей наглядности результатов данные, полученные за несколько дней наблюдений, усреднялись и в усредненном виде заносились в итоговые таблицы.

В табл. 1 и 2 представлены данные о воздействии на дафний сточной воды (вода из трубы) и воды из пруда-отстойника (вода из пруда) Новгородского производственного объединения „Азот“. Из табл. 1 следует, что в опыте с водой из трубы мы имеем дело практически с острым летальным воздействием (дафнии полностью гибнут через 96 ч, т. е. на пятые сутки опыта).

За указанный период у дафний постепенно уменьшался балл окраски тела, исчезли капли жира, наполненность кишечника резко снижена (балл к1 и к2А) (табл. 2). Было замечено помутнение плазмы клеток сначала жаберных отростков ног, а затем и всего туловища. Причем помутнение жабр наблюдалось у еще плавающих дафний, которые часто ложились на дно, затем судо-

Таблица 1

Влияние сточных вод производственного объединения „Азот“ на выживаемость и рост *Daphnia magna*

Сутки	Численность дафний			Длина тела, мм			Стандартная ошибка			Дисперсия			Достоверность различий длины тела в контроле и опыте по Стъюденту, %	
	К	П	Т	К	П	Т	К	П	Т	К	П	Т	К/П	К/П
1-е	30	30	30	0,843	0,848	0,85	0,03	0,05	0,05	0,0002	0,0003	0,003	—	—
4-е	30	25	6	1,35	1,29	1,00	0,07	0,19	0,05	0,005	0,003	0,05	—	99
5-е	30	25	—	1,62	1,61	—	0,13	0,05	—	0,001	0,22	—	—	—
6-е	30	20	—	2,25	2,16	—	0,12	0,11	—	0,125	0,336	—	99	—
8-е	30	16	—	2,49	2,21	—	0,12	0,19	—	0,015	0,030	—	99	—
11-е	29	14	—	2,89	2,35	—	0,20	0,61	—	0,04	0,37	—	99	—
12-е	29	7	—	3,08	2,58	—	0,32	0,89	—	0,56	0,78	—	99	—
13-е	29	—	—	3,32	—	—	0,24	—	—	0,34	—	—	—	—

Примечание. Здесь и в табл. 2 К — контроль, П — вода из пруда, Т — вода из трубы.

рожно всплывали и снова падали на дно. По-видимому, это связано с высоким содержанием в воде из трубы солей калия, магния, аммония и тяжелых металлов [3].

Выживаемость дафний, помещенных в воду из пруда, также значительно снижена по сравнению с контролем, и все они погибают на 12-е сутки эксперимента. Это говорит о хроническом токсическом действии воды из пруда. Кроме того, в опыте наблюдается замедление по сравнению с контролем скорости линейного роста.

В табл. 2 отражено постепенное уменьшение размеров и яркости жировых капель у дафний, содержавшихся в воде из пруда. При этом балл окраски тела этих дафний возрастает. Воспроизводительная активность падает: развитие гонад замедлено, часть яиц отмирает в выводковых камерах, часть яиц абортируется. Большая часть эмбрионов погибает в выводковой камере, а оставшаяся часть эмбрионов погибает при рождении. За время опыта не было зафиксировано появления молоди. Отмечено снижение наполненности кишечника: балл наполнения кишечника изменяется от к5 у 100 % дафний в первый день опыта до к2А у 57 % дафний и к5 у 28 % дафний на 12-й день эксперимента. Все это позволяет сделать вывод о том, что в воде из пруда содержание солей тяжелых металлов превышает ПДК.

В табл. 3 и 4 отражены результаты опыта по воздействию сточной воды („прозрачная вода“) и воды из пруда-отстойника („зеленая“ вода) на *Daphnia magna*. Из табл. 3 следует, что численность дафний первого и второго поколений, находившихся в „зеленой“ воде, снижается по сравнению с контролем и на 30-е сутки составляет в первом поколении 61 %, а во втором — 55 % от начального количества. Падение выживаемости связано, по-видимому, с высоким содержанием в этой воде аммония. Концентрация аммония в „зеленой“ воде составляет 28,5 мг/л, что превышает ПДК в 11,9 раз. Линейный рост дафний, содержавшихся в „зеленой“ воде, значительно снижен по сравнению с контролем и „прозрачной“ водой. Этому факту достаточно сложно найти объяснение, поскольку по целому ряду гидрохимических показателей токсичность „прозрачной“ воды выше токсичности „зеленой“. Замедление линейного роста и уменьшение размеров дафний, находившихся в „зеленой“ воде, можно объяснить высоким содержанием в воде *Microcystis aerogenosa* (1 млн. кл/мл), которая, по данным [4], может служить пищей для дафний. Зависимость роста дафний от пищевых условий доказана экспериментально: при повышенной концентрации пищи линейный рост дафний замедляется.

В табл. 4 представлены биологические параметры дафний в контроле и опыте. Об ухудшении состояния дафний можно судить прежде всего по падению балла окраски тела в опыте с „зеленой“ водой: для первого поколения балл окраски ниже контроля на 13 %, а во втором поколении — на 37 %. Яркость и размеры жировых капель также снижены у дафний из „зеленой“

Таблица 2

Изменение физиологических параметров дафний под воздействием сточных вод производственного объединения „Азот“

Сутки	Цвет тела, баллы			Содержание жира, баллы			Наполненность кишечника, баллы		
	К	П	Т	К	П	Т	К	П	Т
1-е	2 (100 %)	2 (100 %)	2 (100 %)	2,2 (100 %)	2,2 (100 %)	2,2 (100 %)	к5 (100 %)	к5 (100 %)	к5 (100 %)
4-е	2 (100 %)	2 (100 %)	2 (66 %) 3 (44 %)	2,2 (100 %)	2,2 (92 %) 1,1 (8 %)	0,0 (100 %)	к5 (100 %)	к5 (100 %)	к1 (50 %) к2А (50 %)
5-е	2 (100 %)	2 (100 %)	—	2,2 (100 %)	2,2 (64 %) 1,1 (36 %)	—	к5 (100 %)	к5 (68 %) к3А (32 %)	—
6-е	2 (100 %)	2 (70 %) 3 (30 %)	—	2,2 (100 %)	2,2 (85 %) 1,1 (15 %)	—	к5 (100 %)	к5 (100 %)	—
8-е	2 (100 %)	2 (62 %) 3 (31 %) 1 (7 %)	—	2,2 (100 %)	1,1 (43 %) 2,1 (31 %) 2,2 (25 %)	—	к5 (100 %)	к3А (31 %) к5 (69 %)	—

11-е	*2 (100 %)*	*2 (50 %)* *3 (50 %)*	—	2,2 (100 %)	1,1 (57 %) 0,0 (43 %)	—	к5 (100 %)	к5 (42 %) к1 (28 %) к3 (16 %) к2 (14 %)	—
12-е	2 (100 %)	2 (42 %) 3 (58 %)	—	2,1 (80 %) 2,2 (20 %)	0,0 (71 %) 1,1 (29 %)	—	к5 (100 %)	к2а (57 %) к5 (28 %) к1 (15 %)	—
13-е	2 (100 %)		—	2,2 (100 %)	—	—	к5 (100 %)		

Примечание. Здесь и в табл. 4:

Цвет тела	Баллы
Желтоватый (ощущается плазма тела)	2
бесцветный, „стеклянный“	1
Содержание жира	**Баллы**
капель много, крупные, яркие	2,2
капель много, но они бледные	2,1
капли мелкие, бледные	1,1
капли отсутствуют	0,0
Наполненность кишечника	**Баллы**
весь забит пищей	к5
заполнен более чем на 3/4	к4
рыхло заполнен на 1/2—3/4 его протяжения	к3
заполнен менее чем на половину	к2
пуст	к1
заполнен весь, но очень прозрачным содержимым	к2А
заполнен просвечивающим содержимым	к3А

Таблица 3

Влияние сточных вод Одесского припортового завода на выживаемость и рост *Daphnia magna*

Сутки	Численность дафний			Длина тела, мм		
	Контроль	Зеленая вода	Прозрачная вода	Контроль	Зеленая вода	Прозрачная вода
			1-е поколение			
1-е	30	30	30	1,21—0,008	1,20—0,01	1,91—0,01
4-е	30	30	30	1,99—0,024	2,02—0,10	2,03—0,02
7-е	29	30	30	3,12—0,045	2,72—0,15	3,16—0,10
11-е	29	30	29	3,71—0,05	3,01—0,15	3,71—0,19
14-е	29	30	25	3,80—0,064	3,04—0,15	3,83—0,04
17-е	29	29	25	3,99—0,008	3,09—0,14	4,10—0,03
20-е	29	25	25	4,09—0,02	3,30—0,10	4,12—0,06
25-е	29	20	25	4,16—0,08	3,40—0,09	4,18—0,04
30-е	29	19	25	4,18—0,01	3,69—0,03	4,21—0,4
			2-е поколение			
1-е	30	30	30	1,72—0,07	1,58—0,16	1,71—0,05
4-е	30	24	29	2,54—0,001	2,16—0,02	2,72—0,01
7-е	30	23	29	3,06—0,01	2,36—0,038	2,72—0,01
11-е	30	23	29	3,71—0,05	3,01—0,15	3,71—0,19
15-е	30	21	29	3,49—0,05	3,21—0,11	3,38—0,06
20-е	30	17	29	3,69—0,06	3,21—0,10	3,72—0,05

Таблица 4

Влияние сточных вод Одесского припортового завода на физиологические параметры *Daphnia magna*

Сутки	Цвет тела			Наполняемость кишечника			Количество и окраска капель жира		
	К	З	П	К	З	П	К	З	П
4-е	2	2	2	к5	к5	к5	2,2	2,2	2,2
4-е	2	2	2	к5	к5	к5	2,2	1,2	2,2
7-е	2	2 (44 %) 1 (66 %)	2	к5	к5	к5	2,2 (89 %) 1,2 (11 %)	1,1	2,2
11-е	2	2 (17 %) 1 (83 %)	2 (79 %) 1 (21 %)	к5	к5 (83 %) к4 (17 %)	к5	2,2	2,2 (17 %) 1,1 (50 %) 1,0 (33 %)	2,2 (53 %) 1,1 (30 %) 1,0 (17 %)
14-е	2	2 (22 %) 1 (78 %)	2	к5	к5 (67 %) к4 (37 %)	к5	2,2	2,2 (24 %) 1,1 (76 %)	2,2
17-е	2	2 (35 %) 1 (65 %)	2	к5	к5 (70 %) к4 (30 %)	к5	2,2	2,2 (31 %) 1,1 (69 %)	2,2 (69 %) 1,2 (31 %)
21-е	2	2 (70 %) 1 (30 %)	2	к5	к5	к5	2,2	2,2 (7 %) 1,0 (87 %) 0,0 (6 %)	2,2 (44 %) 2,1 (41 %) 1,1 (15 %)

Сутки	Цвет тела			Наполняемость кишечника			Количество и окраска капель жира		
	К	З	П	К	З	П	К	З	П
25-е	2	2 (9 %) 1 (91 %)	2 (88 %) 1 (12 %)	к5	к5	к5	2,2 (79 %) 2,1 (21 %)	1,1 (77 %) 1,0 (23 %)	2,2 (41 %) 1,1 (59 %)
30-е	2	1	2 (87 %) 1 (13 %)	к5	к5	к5	2,2 (82 %) 2,1 (18 %)	2,1 (27 %) 1,1 (45 %) 0,0 (28 %)	2,2 (46 %) 2,1 (33 %) 1,1 (21 %)
1-е	2	1	2	к5	к5	к5	2,2	1,1	2,2
4-е	2	2 (49 %) 1 (51 %)	2	к5	к5	к5	2,2	2,2 (50 %) 1,1 (50 %)	2,2
7-е	2	1	2	к5	к5	к5	2,2	2,1 (42 %) 1,1 (58 %)	2,2
11-е	2	2 (8 %) 1 (92 %)	2	к5	к4 (8 %) к5 (92 %)	к5	2,2	2,2 (8 %) 2,1 (8 %) 1,1 (84 %)	2,2 (71 %) 2,1 (29 %)
15-е	2—74 % 1—26 %	1	2 (70 %) 1 (30 %)	к5	к4 (16 %) к5 (84 %)	к5	2,2	2,1 (32 %) 2,1 (68 %)	2,2 (65 %) 2,1 (35 %)
20-е	2	1	2 (91 %) 1 (9 %)	к5	к5	к5	2,2	2,1 (8 %) 1,1 (80 %) 1,0 (12 %)	2,2 (60 %) 2,1 (40 %)

Примечание. К — контроль, З — вода из пруда-отстойника, П — вода из сточной трубы.

воды. Все это говорит о токсическом действии „зеленой“ воды на дафний.

Выводы об основных токсичных агентах сточных вод Новгородского производственного объединения „Азот“ и Одесского припортового завода были сделаны на основании определительной таблицы Лесникова, что практически подтверждено данными гидрохимического анализа. Таким образом, результаты данной работы позволяют говорить о возможности использования методики Лесникова для целей мониторинга пресноводных водоемов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. К научным основам биомониторинга пресноводных экосистем. — В кн.: Экологическая кооперация. Информационный бюллетень по проблеме III «Охрана экосистем и ландшафтов». Братислава: Координационный центр стран — членов СЭВ и СФРЮ. 1985, с. 61—72.

2. Аудулев К. К., Брагинский Л. П., Буртная И. Л., Горбань Ю. Ю. Методика количественной оценки эффекта действия токсических веществ на массовые виды планктонных ракообразных на уровнях особи и популяции. — В кн.: Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971, с. 143—152.

3. Лесников Л. А. Методика оценки влияния воды из природных водоемов на *Daphnia magna* Straus.— В кн.: Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, с. 157—166.

4. Мануйлова Е. Ф. Ветвистоусые рачки фауны СССР. — М. — Л.: Наука, 1964, с. 8—25.

5. Строганов Н. С., Колосова Л. В. Ведение лабораторной культуры и определение плодовитости дафний в ряде поколений. — В кн.: Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971, с. 210—216.

BIOLOGICAL ASSAY PROCEDURE FOR FRESHWATER ECOSYSTEM MONITORING

N. A. Solovyova

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The paper discusses a possibility to apply a toxicological technique in freshwater monitoring. The informative nature of the Lesnikov methodology is exemplified by two cases — wastewaters from the Odessa plant located near the port and from the Novgorod Production Amalgamation “Azot”. The author considers a possibility to apply the procedure in the express analysis of polluted water bodies.

ИЗМЕНЕНИЕ ЛИХЕНОФЛОРЫ ОКРЕСТНОСТЕЙ ЧАШНИКОВО (1951—1988 гг.)

Т. Ю. Толпышева

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Агробиологическая станция Чашниково расположена в северо-западном направлении от Москвы на 43-м км по Ленинградскому шоссе. Общая площадь станции 572 га. Территория станции относится к району дерново-подзолистых почв Клинско-Дмитровской гряды [4]. Рельеф слабохолмистый, моренного происхождения. В рельефе территории можно выделить три части: пойменную, образованную речным аллювием р. Клязьмы, долинную и водораздельную, представляющую собой холмистую равнину. В доагрокультурное время эта территория в плякорных условиях была занята елово-широколиственными, преимущественно елово-дубовыми лесами [9]. До того как в 1949 г. станция была передана Московскому государственному университету, она имела многих хозяев, что отрицательно сказалось на растительности. На современное состояние растительного покрова станции большое влияние оказали сплошные рубки елово-широколиственных лесов, которые проводились в 1934 г., распашка земель и многолетний, бессистемный выпас скота. Эти факторы привели к резкому обеднению и изменению растительности станции [9].

В настоящее время леса не образуют уже больших массивов; их вытеснили пахотные земли. Из коренных пород основной лесообразующей породой остается ель, в то время как дуб и липа, широко распространенные ранее, теперь встречаются редко, как правило, в виде примесей. Ельники сохранились в основном на водораздельных пространствах. Из мелколиственных пород преобладают береза, осина и ольха серая.

Береза, совместно с елью, произрастает в лесах, на болотах; небольшие березнячки островками встречаются среди пахотных угодий. Вместе с другими мелколиственными породами береза растет также на гривах, по склонам оврагов, по ложбинам стоков, на склонах водораздельных плато, около лабораторных корпусов станции.

Первое обследование лихенофлоры на территории станции было проведено в 1951 г., когда здесь начали проходить практику студенты биолого-почвенного факультета МГУ. Сборы лишайников были сделаны в разных типах леса, по опушкам, обочинам дорог, на болотах. Эпифиты собирали с учетом породы дерева как внутри леса, так и с одиночно стоящих деревьев. Кроме эпифитов были собраны также эпиксилы и эпигейные лишайники. Эпилиты, ввиду отсутствия в изучаемом районе подходящего естественного субстрата, в 1951 г. не отмечены.

При повторных обследованиях лихенофлоры в 1976 и 1988 гг. на цементных кладках и бетонных столбиках были найдены эпи-

литные лишайники, но в данной работе они не приводятся, поскольку встречались на субстратах искусственного происхождения, которые не регистрировались при первоначальном лихенологическом обследовании территории.

В студенческих работах довольно подробно и точно указаны все места сборов лишайников, поэтому при последующих исследованиях основное внимание было уделено именно этим „первоначально“ обследованным местообитаниям лишайников.

В результате работы студентов в 1951 г. на территории Чашниково было зарегистрировано 48 таксонов лишайников, 10 из которых до вида определены не были (табл. 1). К сожалению, гербарий не сохранился, поэтому трудно сказать, насколько грамотно было проведено определение. Во всяком случае правильность определения некоторых видов можно поставить под сомнение.

Так, например, в одной студенческой работе для осины указывается *Lecanora umbrina*, хотя это типично эпилитный лишайник, встречающийся на силикатных породах. Вызывает также сомнение и нахождение *Parmelia saxatilis* на березах, дубах, осинах, рябинах и ольхе. Этот вид обычно приурочен к каменистой поверхности. Изредка он может встречаться на стволах деревьев, однако массового развития этого вида на древесных породах не зарегистрировано. При повторных обследованиях указанный вид в данном районе не обнаружен. Зато здесь довольно часто встречается *Parmelia sulcata* f. *rosaeformis* Ach., для которой характерно отсутствие на поверхности слоевища ясной сети борозд, которая сразу бросается в глаза у большинства форм и разновидностей. *P. sulcata*. Кроме того, слоевище *P. sulcata* f. *rosaeformis* в центре сильно сжато, как бы морщинистое, неправильно-бугристое. Возможно, что эти бугры были приняты студентами за изидии, что и привело к подобному недоразумению.

Некоторые виды, такие, как *Cladonia flabelliformis, Hypogymnia bitteriana, Usnea barbata*, указанные в студенческих работах, в монографии Н. С. Голубковой [6], посвященной лишайникам средней полосы европейской части СССР, для московской области не приводятся. Учитывая сложность определения лишайников и отсутствие у студентов первого курса навыков определения этой группы организмов, можно предположить, что перечисленные виды определены были неверно. Остальные виды лишайников, представленные в обобщенном списке за 1951 г., сомнений не вызывают (см. табл. 1).

Таким образом, даже если вычесть сомнительные виды, в начале 50-х годов на территории станции произрастало около 40 видов эпифитных и эпигейных лишайников.

В 1963 г. вышла монография П. П. Жудовой [9], посвященная растительности Чашниково. В списке, наряду с другими растениями, приводятся лишайники — 17 видов, т. е. значительно меньше, чем указано в студенческих работах. Как указывает автор, список видов лишайников на полноту не претендует. В основном это широко распространенные и часто встречающиеся виды.

Таблица 1

Видовой состав лишайников территории Чашниково в разные годы

Вид	1951 г.	1976 г.	1988 г.
∗*Anaptychia* sp.	+	—	—
Bryoria implexa (Hoffm.) Brodo & Hawksw.	—	+	—
Bryoria furcellata (Fr.) Brodo & D. Hawksw.	—	+	+
Bryoria sp.	+	—	—
Buellia schaereri DNot	+	—	—
Caloplaca cerina (Ehrh. ex Hedw.) Th. Fr.	—	+	+
C. holocarpa (Hoffm.) Wade	—	+	+
∗*Candelaria concolor* (Dickson) Stein	+	—	—
Candelariella vitellina (Hoffm.) Mull. Arg.	—	+	+
Catillaria sp.	+	—	—
Cetraria chlorophylla (Willd.) Vain.	—	+	+
∗*C. juniperina* (L.) Ach.	+	—	—
∗*C. pinastri* (Scop.) Gray	+	+	+
∗*C. sepincola* (Ehrh.) Ach.	+	+	+
Chaenotheca ferruginea (Turn. & Borr.) Mig.	—	+	+
∗*Cladina rangiferina* (L.) Nyl	+	—	—
Cl. stellaris (Opiz) Brodo	+	—	—
∗*Cladonia cenotea* (Ach.) Schaer.	+	—	—
Cl. cervicornis (Ach.) Flot.	—	+	—
Cl. chlorophaea (Flk. ex Sommerf.) Spreng.	—	+	+
Cl. digitata (L.) Hoffm.	—	+	—
∗*Cl. fimbriata* (L.) Fr.	+	+	+
Cl. flabelliformis (Flk.) Vain.	+	—	—
Cl. floerkeana (Fr.) Flk.	—	+	—
Cl. furcata (Huds.) Schrad.	—	+	—
Cl. macilenta Hoffm.	—	+	—
Cl. ochrochlora Flk.	+	+	+
Cl. phyllophora Ehrh. ex Hoffm.	—	+	—
∗*Cl. turgida* Ehrh. ex Hoffm.	+	—	—
Cl. uncialis (L.) Wigg.	+	—	—
Cladonia sp.	+	—	—
∗*Evernia prunastri* (L.) Ach.	+	+	+
Heterodermia speciosa (Wulf.) Trev.	+	+	+
Hypocenomyce scalaris (Ach.) Choisy	—	—	+
Hypogymnia bitteriana (Zahlbr.) Ras.	+	—	—
∗*H. physodes* (L.) Nyl.	+	+	+
Lecania cyrtella (Ach.) Th. Fr.	+	—	—
∗*Lecanora allophana* (Ach.) Nyl.	+	+	+
L. hagenii (Ach.) Ach.	—	—	+
L. chlarotera Nyl.	+	+	—
L. piniperda Korber	+	—	—
L. sambuci (Pers.) Nyl.	—	—	+
L. subfuscata Magn.	—	+	+

Продолжение табл. 1

Вид	1951 г.	1976 г.	1988 г.
L. symmicta (Ach.) Ach.	+	—	—
L. umbrina (Ehrh.) Rohl.	+	—	—
Lecanora sp.	+	—	—
Lecidea sp. 1	+	—	—
Lecidea sp. 2	+	—	—
Lecidea sp. 3	+	—	—
Lecidella euphorea (Flk.) Hertel	+	—	+
Lepraria aeruginosa (Wigg.) Sm.	—	—	+
Microthelia betulina Lahm.	—	—	+
Parmelia exasperata DNot	+	—	+
P. olivacea (L.) Ach.	—	+	+
**P. quercina* (Willd.) Vain.	+	+	—
**P. saxatilis* (L.) Ach.	+	—	—
P. sulcata Tayl.	+	+	+
**Parmeliopsis ambigua* (Wulf.) Nyl.	+	+	+
**Peltigera canina* (L.) Willd.	+	+	—
P. erumpens (Th. Tayl.) Vain.	—	+	—
**Pertusaria albescens* (Huds.) Choisy & Werner	+	—	—
Phaeophyscia orbicularis (Neck.) Moberg	+	+	+
Physcia adscendens (Fr.) Oliv.	—	+	+
Ph. aipolia (Humb.) Furnrohr	+	+	+
Ph. stellaris (L.) Nyl.	+	+	+
Ph. tenella (Scop.) DC.	—	+	+
Physcia sp.	+	—	—
Physconia grisea (Lam.) Poelt	+	+	+
**Ph. pulverulenta* (Hoffm.) Poelt	+	+	+
Platismatia glauca (L.) Culb. & C. Culb.	—	+	+
Scoliciosporum chlorococcum (Graewe ex Stenh.)	—	+	+
**Usnea barbata* (L.) Wigg.	+	—	—
U. subfloridana Stirt.	—	+	—
Usnea sp.	+	—	—
**Xanthoria parietina* (L.). Th. Fr.	+	+	+
Общее число видов	48	41	36

Все они есть в студенческих работах. Из видов, представленных в этом списке, некоторые вызывают сомнение — это *Usnea barbata, Parmelia saxatilis* (см. выше). Других публикаций, посвященных лихенофлоре Чашниково, на сегодняшний день нет.

В 1976 г. были обследованы местообитания лишайников, указанные в студенческих работах. За 25 лет они сильно изменились. Некоторые местообитания уничтожены: на их месте постройки или распаханные поля. Другие местообитания сильно вытоптаны скотом. Даже те, что не затронула деятельность человека, претерпели значительные изменения: повысилась сомкнутость крон деревьев, молодой подрост вырос, появилась новая, густая поросль. Эти факторы привели к резкому уменьшению освещенности. Под

сплошным пологом деревьев среди густой молодой поросли даже в жаркий летний день сумрачно. Все это привело к тому, что условия для жизнедеятельности лишайников ухудшились. Неудивительно, что в таких вроде бы уцелевших местообитаниях лишайники в 1976 г. уже не найдены.

Данные о лихенофлоре, полученные почти за 40 летний период, выявили тенденцию уменьшения видового богатства (см. табл. 1). Следует отметить, что изменения затронули не столько количественную, сколько качественную сторону: одни виды лишайников исчезли, другие появились. Например, в 1951 и 1976 гг. зарегистрировано равное число видов сем. *Cladoniaceae* — 9. Однако если сравнить видовой состав, то мы обнаружим всего два общих вида — *Cladonia fimbriata* и *C. ochrochlora* (табл. 1). Такие эпигейные виды, как *Cladina rangiferina, C. stellaris, Cladonia uncialis, C. turgida*, которые в 1951 г. были довольно обычными на песчаной почве, на открытых полянах в лесу или по обочинам дорог, в 1976 г. уже не встречались. В 1976 г. по обочинам дорог на обнаженной почве росли *Cladonia furcata, C. cervicornis, C. phyllophora, C. fimbriata, C. ochrochlora.* В 1988 г. только два последних вида встречались еще на комлях берез и на пнях среди зеленых мхов. Другие виды исчезли.

То же относится и к видам р. *Peltigera.* В 1951 г. *P. canina* не является редким видом: она встречается среди мхов у основания берез, на пнях, поваленных стволах деревьев, на глинистых отвалах. В 1976 г. *P. canina* встречается уже значительно реже: на почве на обочине дороги в липовой аллее и среди мхов на комле березы на берегу р. Клязьмы. В 1988 г. вид не найден.

Исчезновение эпигейных лишайников можно объяснить изменениями экотопов, которые произошли либо естественным путем, либо в результате антропогенного воздействия. Эпигейные лишайники, в отличие от мхов и травянистых растений, плохо противостоят вытаптыванию. Среди лишайников сем. *Cladoniaceae* особенно хрупкими являются виды р. *Cladina* [11]. В сухую погоду подеции кустистых кладин, если на них наступить, легко превращаются в труху. Именно виды р. *Cladina* при рекреационных нарушениях почвы исчезают первыми [10, 11]. Поэтому неудивительно, что в 1976 г. виды р. *Cladina* на территории станции уже не встречались.

Сукцессионные изменения также повлияли на исчезновение некоторых видов эпигейных лишайников. Так, обнаженная почва карьера, где в 1976 г. была найдена *Peltigera erumpens* в 1988 г. уже заросла травой. Условия оказались непригодными для жизни этого лишайника. Произошло естественное замещение одних видов другими.

Наряду с естественными процессами сказалось и отрицательное воздействие хозяйственной деятельности человека. Так, в результате движения автотранспорта и, возможно, распашки прилегающих к липовой аллее полей, песчаная обочина была практически уничтожена. Вместо песчаной почвы по обочинам дороги

комья глины. Это повлекло за собой исчезновение произраставших здесь ранее видов лишайников.

Не исключено также, что на исчезновение эпигейных лишайников оказал влияние и бессистемный выпас скота местных жителей. В результате выпаса происходит сбой и затаптывание лишайников, что приводит к изменению растительного покрова [3, 8]. Некоторые местообитания эпигейных лишайников, указанные в студенческих работах 1951 г., в 1976 г. были уже полностью уничтожены скотом. Почва была настолько сильно вытоптана, что не только не было эпигейных лишайников, но и трава росла там плохо.

Анализ видового состава эпифитных лишайников выявил сокращение числа видов с 35 в 1951 г. до 27 в 1988 г. Некоторые роды лишайников, например *Usnea, Anaptychia, Buellia, Phaeophyscia* совершенно исчезли. Эпифитные лишайники — хорошие индикаторы чистоты воздуха. Например, виды сем. *Usneaceae,* особенно родов *Usnea, Bryoria,* одни из самых чувствительных к загрязнению воздушной среды [17, 20]. Вероятно, исчезновение видов р. *Usnea* на территории Чашниково связано с общим ухудшением чистоты атмосферы в 1988 г. по сравнению с 1951 г. Возможно, что и другие виды лишайников выпали по этой же причине.

В целом эпифитная лихенофлора станции сильно обеднена. На бедность видового состава лишайников Подмосковья исследователи уже обращали внимание [5]. Л. Г. Бязров [1] связывал бедность лихенофлоры с сухостью воздуха. Другие исследователи объясняли это загрязнением [13] или усилением рекреационной нагрузки на лесные массивы [12]. На наш взгляд, влияние всех этих факторов комплексное. Не исключено, однако, что иногда действие того или иного фактора на какой-то вид может быть решающим. Примером такого решающего воздействия может служить появление в исследуемом районе *Hypocenomyce scalaris* — типичного пирогенного лишайника, развивающегося на обожженных стволах. Его появление можно рассматривать как свидетельство усилившейся рекреационной нагрузки и связанного с этим антропогенного влияния.

В лесных массивах агробиостанции нижняя часть стволов сосен и елей нередко обожжена. В 1976 г. встречались лишь единичные деревья с обожженными стволами. В 1988 г. это явление приняло массовый характер. Вероятно, неумеренное разведение отдыхающими и местными подростками костров, особенно вблизи стволов деревьев, и способствовало созданию подходящего субстрата для обильного развития *Hypocenomyce scalaris.*

Об ухудшении экологической обстановки свидетельствует и обильное развитие на стволах деревьев *Scoliciosporum chlorococcum.* В 1976 г. этот вид рассеянно встречался на стволах берез. В 1988 г. он найден помимо берез также на ольхе и дубе. В настоящее время это один из самых распространенных видов на территории станции. Стволы некоторых деревьев сплошь покрыты

зеленой корочкой *S. chlorococcum*, и это настораживает. Известно, что данный вид редко встречается в девственных лесах, но пышно развивается в городах, причем частота его встречаемости в центре выше, чем на окраинах [21]. Он очень устойчив к загрязнению воздуха сернистым газом и азотом и растет даже в городских и индустриальных эпифитных пустынях, где могут выжить лишь единичные виды лишайников [14]. Поэтому наблюдающуюся динамику в развитии *S. chlorococcum* можно рассматривать как доказательство усилившегося за этот период загрязнения воздушного бассейна.

В 1988 г. в окрестностях Чашниково преобладали широко распространенные виды: *Hypogymnia physodes, Parmelia sulcata, Xanthoria parietina.* По данным ряда исследователей [16, 18, 19], первые два вида относятся к числу одних из самых устойчивых к загрязнению воздуха.

Ряд лишайников, особенно виды р. *Cetraria* и некоторые виды сем. *Physciaceae,* произраставшие в 1951 г. почти повсеместно, в 1988 г. хотя и встречались, но крайне редко. Например, *Physconia pulverulenta* в 1951 г. росла в различных экотопах на осинах, дубах, березах и других деревьях. Это был один из распространеннейших видов. В 1988 г. она была найдена только на клене, причем диаметр слоевища лишайника был менее 1 см. Тоже относится и к *Evernia prunastri:* в 1951 г. она встречалась во многих экотопах, на различных древесных породах. В 1976 и 1988 гг. этот вид встречался уже эпизодически.

Сравнительное изучение лихенофлоры разных древесных пород выявило следующее. На бересклете в 1951 г. была отмечена *Cetraria sepincola.* В 1976 и 1988 гг. ни одного вида лишайника на бересклете не найдено. Еще более печальная участь постигла можжевельник. В 1951 г. на можжевельнике встречалось 4 вида лишайников: *Cetraria juniperina, C. pinastri, Hypogymnia physodes, Lecanora* sp. В 1976 г. остатки можжевельников еще встречались, но кустики были сильно угнетены: хвоя пожелтела, верхушки и большинство ветвей засохли. Лишайники на них не росли. В 1988 г. в исследованных экотопах не было уже и можжевельников. Таким образом, вид *C. juniperina* исчез безвозвратно, так как данный вид лишайника приурочен именно к можжевельнику.

В начале века этот лишайник не был особенно редким в Средней России [7]. Однако уже в 1955—1957 гг. Н. С. Голубкова [5] не нашла его на территории Московской области. Однако, поскольку исследования в районе агробиостанции ею не проводились, а этот вид очень характерный, легко определяется и его трудно спутать с другими видами лишайников, можно предположить, что местонахождение *C. juniperina* в 1951 г. на территории Чашниково было последним в Московской области.

Сильное изменение и обеднение лихенофлоры отмечено для осин (табл. 2) и ольхи (табл. 3). Так, в 1951 г. в исследуемом районе на осинах найдено 26 видов, а в 1976 и 1988 гг. всего 16.

Таблица 2

Видовой состав лишайников на осинах в разные годы

Вид	1951	1976	1988
Anaptychia sp.	+	—	—
Buellia schaereri	+	—	—
Caloplaca cerina	—	+	+
C. holocarpa	—	+	+
Candelariella vitellina	—	+	+
Cetraria pinastri	+	+	+
Cladonia ochrochlora	+	—	—
Evernia prunastri	+	+	—
Heterodermia speciosa	+	+	+
Hypogymnia physodes	+	+	—
Lecania cyrtella	+	—	—
Lecanora allophana	+	+	+
L. chlarotera	+	+	—
L. piniperda	+	—	—
L. sambuci	—	—	+
L. symmicta	+	—	—
L. umbrina	+	—	—
Lecidea sp. 1	+	—	—
Lecidea sp. 2	+	—	—
Lecidea sp. 3	+	—	—
Lecidella euphorea	—	—	+
Parmelia exasperata	+	—	+
P. olivacea	—	+	—
P. saxatilis	+	—	—
P. sulcata	+	+	+
Parmeliopsis ambigua	—	—	+
Pertusaria albescens	+	—	—
Phaeophyscia orbicularis	+	—	—
Physcia aipolia	+	+	+
Ph. stellaris	+	+	+
Ph. tenella	—	+	+
Physcia sp.	+	—	—
Physconia pulverulenta	+	+	+
Xanthoria parietina	+	+	+
Общее число видов	26	16	16

Таблица 3

Видовой состав лишайников на ольхе в разные годы

Вид	1951	1976	1988
Buellia schaereri	+	—	—
Cetraria pinastri	+	+	+
Evernia prunastri	+	—	—
Hypogymnia physodes	+	+	+
Lecidea sp. 1	+	—	—
Parmelia exasperata	+	—	—
P. saxatilis	+	—	—
P. sulcata	+	+	+
Scoliciosporum chlorococcum	—	—	+
Общее число видов	8	3	4

На ольхе видовое разнообразие уменьшилось вдвое. В то же время для берез и дубов характерно замещение одних видов лишайников другими, в результате чего общее число видов сохраняется практически на одном уровне (табл. 4, 5).

На некоторых породах, наоборот, отмечено увеличение числа видов лишайников. Например, на соснах в 1951 г. зарегистрированы *Hypogymnia physodes* и *Cetraria pinastri,* а в 1988 г. появился *Hypocenomyce scalaris.* Появление новых видов наблюдалось и на других породах. Однако, как видно из табл. 6, более чем за 10 лет на исследованных древесных породах появилось всего от 1 до 3 видов лишайников, причем все вновь появившиеся виды относятся к самым обычным, широко распространенным, встречающимся на различных субстратах в естественных и нарушенных растительных сообществах. Большинство из них выносят довольно сильное загрязнение воздуха как пылью, так и различными химическими веществами.

Наблюдающиеся изменения лихенофлоры могут быть также связаны и с возрастными особенностями древесных пород. Известно, что с возрастом меняются физико-химические свойства коры и это откладывает свой отпечаток на развитие тех или иных видов лишайников [5]. Сукцессии эпифитов характерны для разных пород деревьев [2, 15]. Примером подобных изменений может служить ель. В 1951 г. на елях отмечены *Cetraria pinastri, Hypogymnia physodes, Xanthoria parietina.*

Нахождение *X. parietina* на еловых стволах, на наш взгляд, сомнительно. Скорее всего, это молодые слоевища *C. pinastri,* у которых еще не развита соредиозная кайма. Подтверждением этого в какой-то мере может служить тот факт, что в 1976 г. на елях найдено только 2 первых вида, причем в популяциях лишайников изредка встречались очень молодые, зачаточные слоевища *C. pinastri,* у которых еще не было соредиозной каймы. Кроме того, на еловых стволах встречалось стерильное слоевище лишайника, идентифицировать который в то время не удалось.

П. П. Жудова [9] указывала для елей также *Pertusaria albescens* и *Cadonia cenotae.* Однако в последующие годы эти виды на данной породе не отмечены.

В 1988 г. прибавились новые виды: *Parmeliopsis ambigua, Cladonia ochrochlora, Hypocenomyce scalaris.* На слоевищах неизвестного лишайника были найдены плодовые тела, что помогло идентифицировать его. Оказалось, что это *Chaenotheca ferruginea.* Данный вид отмечен на деревьях в нижней части стволов: от комля до высоты 0,7 м, причем только на очень мощных, наиболее старых елях, и отсутствовал на молодых стволах. Плодовые тела найдены всего на нескольких деревьях, на остальных стволах слоевища лишайника по-прежнему оставались стерильными. Однако, в этом примере с *Ch. ferruginea* нельзя исключить и влияние микроклиматических изменений, которые произошли в ельниках в результате естественного процесса, о чем уже упоминалось выше.

Таблица 4

Видовой состав лишайников берез в разные годы

Вид	1951	1976	1988
Anaptychia sp.	+	—	—
Bryoria implexa	—	+	—
Bryoria sp.	+	—	+
Candelaria concolor	+	—	—
Cetraria chlorophylla	—	+	+
C. pinastri	+	+	+
C. sepincola	+	+	+
Cladonia fimbriata	—	—	+
Cl. ochrochlora	+	—	+
Evernia prunastri	+	—	—
Hypogymnia physodes	+	+	+
Lecanora allophana	+	—	—
L. subfuscata	—	+	+
Lecanora sp.	+	—	—
Lecidella euphorea	+	—	—
Lepraria aeruginosa	—	—	+
Microthelia betulina	—	—	+
Parmelia exasperata	+	—	—
P. olivacea	—	+	+
P. sulcata	+	+	+
Parmeliopsis ambigua	+	+	+
Phaeophyscia orbicularis	—	+	+
Physcia aipolia	—	+	+
Ph. stellaris	+	+	+
Physconia pulverulenta	+	—	—
Scoliciosporum chlorococcum	—	+	+
Usnea barbata	+	—	—
U. subfloridana	—	+	—
Usnea sp.	+	—	—
Xanthoria parietina	+	+	+
Общее число видов	19	15	17

Таблица 5

Видовой состав лишайников на дубах в разные годы

Вид	1951	1976	1988
Anaptychia sp.	+	—	—
Bryoria furcellata	—	+	+
Buellia schaereri	+	—	—
Cetraria pinastri	—	+	+
C. sepincola	+	+	+
Cladonia chlorophaea	—	+	+
Evernia prunastri	+	+	+
Hypogymnia physodes	—	+	+
Lecanora hagenii	—	—	+
L. piniperda	+	—	—
L. symmicta	+	—	—

Продолжение табл. 5

Вид	1951	1976	1988
L. umbrina	+	—	—
Lecidea sp. 1	+	—	—
Parmelia exasperata	+	—	—
P. quercina	+	+	—
P. saxatilis	+	—	—
P. sulcata	+	+	+
Physcia stellaris	—	+	+
Physconia pulverulenta	+	+	—
Platismatia glauca	—	+	+
Scoliciosporum chlorococcum	—	—	+
Обще число видов	13	11	11

Таблица 6

Лихенофлора некоторых древесных пород Чашниково в разные годы

Вид	Черемуха		Рябина		Тополь			Ива			Липа		
	1951	1988	1951	1988	1951	1976	1988	1951	1976	1988	1951	1976	1988
Hypogymnia physodes	—	—	+	+	—	—	+	+	+	+	—	—	+
Parmelia exasperata	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
P. sulcata	—	+	—	+	—	—	+	—	+	+	—	+	+
P. saxatilis	—	—	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Phaeophyscia orbicularis	—	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Physcia adscendens	—	—	—	—	—	+	+	—	—	—	—	—	—
Physcia stellaris	—	+	—	+	—	—	+	—	—	+	—	—	+
Physconia grisea	—	+	—	—	+	+	+	—	+	+	—	—	—
Xanthoria parietina	—	—	—	—	+	+	+	+	—	—	+	—	—
Общее число видов	1	4	2	3	1	3	6	2	3	4	1	1	3

Возможно, что не только возрастные особенности елей, но и изменение влажности, освещенности стимулировали процесс образования плодовых тел у данного вида лишайника. Что касается других видов лишайников, найденных на елях, то они также встречались только в нижней части стволов. *Cladonia ochrochlora* росла среди мхов, ближе к комлю, а *Parmeliopsis ambigua* отмечен исключительно на молодых деревьях и не найден на старых елях.

Подтверждением того, что возраст пород влияет на видовой состав эпифитных лишайников, служит тот факт, что на березах,

посаженных в 1959 г. вдоль лабораторных корпусов, в 1976 г. встречались лишь микроскопические слоевища *Parmelia sulcata* и *Hypogymnia physodes*. Частота встречаемости их была ниже 5 %. В 1988 г. средний диаметр слоевищ лишайников равнялся 2 см, а максимальный у *P. sulcata* — около 4 см. Частота встречаемости составляла для *P. sulcata* — 30 %, для *H. physodes* — 23 %. Кроме того, на стволах берез появился *Scoliciosporum chlorococcum* (частота встречаемости 10 %) и один раз была найдена *Parmelia olivacea*.

Все виды росли в нижней части стволов и, как исключение, на высоте 1,5 м. Основным фактором, влияющим на их местоположение на стволах, была структура коры: лишайники росли на деревьях с сильно потрескавшейся корой. Выше по стволу, где кора была гладкая или слегка потрескавшаяся, а также в нижней части стволов берез, у которых была аналогичная, более ровная кора, лишайники отсутствовали.

Таким образом, как показали проведенные наблюдения, сукцессии лишайников зависят от разных факторов. Однако сукцессии эпифитных и эпигейных лишайников не являются причиной обеднения лихенофлоры окрестностей агробиологической станции Чашниково. Основными факторами, приведшими к резкому сокращению видов лишайников, являются, на наш взгляд, повышение уровня загрязнения атмосферы и усиление рекреационной нагрузки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бязров Л. Г. Синузии эпифитных лишайников в широколиственно-еловых лесах Подмосковья. — Ботанический журнал, 1969, т. 54, № 2, с. 239—249.
2. Бязров Л. Г. Эпифитные лишайники в осинниках различного возраста в Подмосковье. — Бюллетень МОИП, отд. биол., 1971, т. 76, № 46, с. 111—117.
3. Бязров Л. Г. О использовании лишайников как индикаторов степени пастбищной нагрузки. — В кн.: Индикация природных процессов среды. Вильнюс, 1976, с. 38—39.
4. Вадковская О. А. Краткая характеристика почвенного покрова Московской области. — Труды Института географии АН СССР, 1957, вып. 71.
5. Голубкова Н. С. Очерк флоры лишайников московской области и смежных районов. — Ботанический журнал, 1959, т. 44, № 2, с. 153—161.
6. Голубкова Н. С. Определитель лишайников Средней полосы Европейской части СССР. — М. — Л., 1966. — 256 с.
7. Еленкин А. А. Флора лишайников Средней России. — Юрьев, 1906, часть 1. — 183 с.
8. Жирякова Е. Д., Толпышева Т. Ю. Особенности лишайникового покрова некоторых типов ельников верхней части лесолуговостепного пояса хребта Терскей-Алатау. — Биол. науки, 1986, № 3, с. 64—69.
9. Жудова П. П. Ботанические экскурсии в Чашникове (Московской области). — М., 1963. — 161 с.
10. Малышева Т. В. Использование напочвенного лишайникового и мохового покрова для индикации стадий рекреационной дигрессии сосняков Подмосковья. — В кн.: Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин, 1978, с. 38—41.
11. Малышева Т. В., Толпышева Т. Ю. Влияние вытаптывания на восстановление напочвенного лишайникового покрова. — В кн.: Биогеохимические основы криптоиндикации. Таллин, 1982, с. 52—53.

12. Малышева Т. В., Толпышева Т. Ю. Эпифитная брио- и лихенофлора широколиственных лесов Подмосковья. — В кн.: Брио-лихенологические исследования в СССР. Апатиты, 1986, с. 34—38.
13. Мартин Л., Каннукене Л., Костенчук Н. А. Лишайники и мхи как показатели состояния окружающей среды Приокско-террасного заповедника. — В кн.: Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин, 1978, с. 49—56.
14. Ahti T., Vitikainen O. *Bacidea chlorococca.* a common toxitolerant lichen in Finland. — Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica, 1974, vol. 49, p. 95—100.
15. Barkman J. J. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. — Van Gorcum. Assen-Netherlands, 1958. — 628 p.
16. Batic F., Martincic A. Vpliv fluoridon iz tovarne glinice in dluminija v Kidricevem na epifitsko floro lisajev — Biol. vestn., 1982, Bd. 30, N 2, s. 1—21.
17. Bystrek J. Wrazlowosc porostow na zanieczyszszenia atmosferyczne. — Ann. UMCS, 1974. C. 29, p. 413—419.
18. Donaubauer E., Khorasani N. Flechtenflora und Immissionsbelastung im Polsertal. — Mitt. Forstl. Bundeversuchs-aust. Wien, 1980, N 131, S. 207—213.
19. Hawksworth D. L., Rose F. Qualititative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. — Nature, 1970, vol. 227, N 5254, p. 145—148.
20. Runde F. Flechtenverbreitung und Luftverunreinigung in der Umgebung Munsters. — Natur und Heimat, 1979, Bd. 39, N 2, S. 53—57.
21. Skye E. Lichens and air pollution. A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. — Acta Phytogeogr. Suecica, 1968, vol. 52, p. 1—123.

CHANGES IN LICHENOFLORA IN THE VICINITY OF CHASHNIKOVO (1951—1988)

T. Yu. Tolpysheva

Moscow State University

Changes in lichenoflora in the vicinity of Chashnikovo (Moscow District) have been studied for 40 years. Major attention was devoted to epiphytic and epigeal lichens. The studies have revealed a decrease trend in the lichen species abundance at the agrobiological station. However, it is noted that the changes are mainly of a qualitative nature. Factors are considered which influenced the process.

ПРИМЕНЕНИЕ МНОГОМЕРНОГО СТАТИСТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ОБНАРУЖЕНИЯ СТРУКТУРНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВО ВРЕМЕННЫХ РЯДАХ ДАННЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НАБЛЮДЕНИЙ

М. Я. Антоновский

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

В. М. Бухштабер, Л. С. Векслер

НПО «Всесоюзный научно-исследовательский институт физико-технических и радиотехнических измерений»

Введение

Проблема оценки и прогноза антропогенного влияния на климат (и наоборот, климатических изменений на общество) является одной из важнейших среди глобальных проблем, затрагивающих жизненные интересы всего мирового сообщества [4]. Важные выводы, связанные с этой проблемой, во многом опираются на данные мониторинга. Например, влияние эмиссии CO_2 за счет сжигания ископаемого топлива на изменение радиационного баланса Земли (парниковый эффект) было отмечено Каллендером [7] еще в 1938 г. на основе анализа тренда ряда среднегодовых температур. Но только сопоставление трендов рядов концентраций атмосферного CO_2 с трендами рядов антропогенной эмиссии CO_2 в атмосферу поставило задачу оценки и прогноза парникового эффекта в ряд наиболее известных и актуальных задач.

Эффективность использования данных мониторинга во многом определяется качеством анализа этих данных. В связи с этим важным является развитие методов прикладной статистики, ориентированных на специфику временны́х рядов данных и направленных на решение следующих вопросов.

1. Построение статистической модели временно́го ряда (базисного временно́го ряда).
2. Информативное описание динамики аномалий (отклонений от базисного временно́го ряда).
3. Обнаружение структурных изменений временно́го ряда (перестройки базисного временно́го ряда).
4. Оценки неопределенности прогнозов временно́го ряда (экстраполяции базисного временно́го ряда с учетом динамики аномалий).

В настоящей работе описывается подход к решению этих вопросов на основе совместного использования результатов теории обобщенного сдвига [5] и целенаправленного проецирования [1].

1. Описание метода целенаправленного проецирования скользящего сдвига (ЦПСС)

Начнем с общей конструкции для временны́х сигналов как функции непрерывного времени. Пусть исследуемый сигнал $f(t)$ принадлежит некоторому линейному пространству F временны́х сигналов. Фиксируем линейный оператор $A : F \to F$ и массив отсчетов $\{t_1, \ldots, t_n\}$. Построим по $f(t)$ кривую $\varphi(\tau)$ (τ — внутреннее время на кривой φ_f) в n-мерном эвклидовом пространстве R^n, задавая ее в виде кусочно-линейной кривой, соединяющей последовательно узлы $x_1, \ldots, x_m$. Здесь $x_i \in R^n$,

$$x_1 = (f(t_1), \ldots, f(t_n)),$$
$$x_2 = (Af(t_1), \ldots, Af(t_n)),$$
$$\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots$$
$$x_m = (A^{m-1}f(t_1), \ldots, A^{m-1}f(t_n)),$$

$A^m = A(A^{m-1})$ — m-я итерация оператора A. Оператор A и массив отсчетов $\{t_1, \ldots, t_n\}$ являются параметрами метода и выбираются из следующих соображений.

Пусть $f(t)$ собственная функция оператора A, т. е. $Af(t) = \lambda f(t)$ где $\lambda = \lambda(f)$ зависит от f, но не зависит от времени. Тогда по построению $x_m = \lambda^{m-1} x_1$ для любого массива отсчетов. Следовательно, для собственных функций f оператора A кривая $\varphi(\tau, f)$ лежит в одномерном подпространстве пространства R^n с направляющим вектором $x_f = x_1/\|x_1\|$. Более того, если $|\lambda| < 1$, то кривая $\varphi(\tau, f)$ лежит на отрезке $[-x_1, x_1] \subset R^1 \subset R^n$, если же $\lambda > 1$ то $\varphi(\tau; f) \subset R^1 \setminus [-x_1, x_1]$.

Пусть теперь

$$f(t) = \sum_{q=1}^{k} C_q f_q(t), \quad k < n,$$

где $f_q(t)$ — собственные функции оператора A с собственными значениями соответственно. Тогда кривая $\varphi(f, \tau)$ лежит в k-мерном подпространстве $R^k \subset R^n$. (Следовательно, если выполняется модельное предположение о разложении $f(t)$ в сумму k собственных функций, то мы гарантируем попадание кривой $\varphi(f, \tau)$ в k-мерное подпространство.) Для конкретных операторов A можно получить более сильное утверждение о геометрии кривой $\varphi(f, \tau)$. Рассмотрим, например, в качестве A оператор классического сдвига

$$A_1 : f(t) \to A_1 f(t) = f(t + \Delta t),$$

где Δt — шаг, который также является параметром метода. Тогда

$$A_1^m f(t) = A_1^{m-1} f(t + \Delta t) = f(t + m\,\Delta t).$$

Следовательно, если $f(t)$— периодическая функция с периодом $T = m\Delta t$, то соответствующая кривая $\varphi(\tau, f)$ будет представлять собой замкнутую ломаную в R^n с m-узлами: $(x_1, \ldots, x_m)$. Более того, так как собственными функциями оператора A_1 являются экспоненты $\exp(pt)$, где p, вообще говоря, комплексное число, то если $f(t)$ представляет собой полигармонический сигнал

$$f(t) = \sum^{k} C_q \sin(\omega_q t + \varphi_q), \quad 2k < n,$$

то для любого массива отсчетов $\{t_1, \ldots, t_n\}$ кривая $\varphi(\tau, f)$ будет лежать в подпространстве пространства R^n, натянутом на вектора

$$x_{1,q} = (\sin \omega_q t_r), \quad x_{2,q} = (\cos \omega_q t_r), \quad q = 1, \ldots, k, \quad r = 1, \ldots, n.$$

Размерность подпространства равна ранту $(2k \times n)$-матрицы, составленной из $2k$ векторов столбцов $x_{1,q}$, $x_{2,q}$, $q = 1, \ldots, k$. А ранг и более того взаимное расположение этих векторов зависят от выбора массива отсчетов $\{t_1, \ldots, t_n\}$. Проще всего это проиллюстрировать на другом примере, который в дальнейшем будет играть самостоятельную важную роль. Пусть $f(t)$— полином $p(t)$ степени s, т. е. $p(t) = \sum^{s} a_l t^l$, $s < n$. Тогда для любого m

$$A_1^m p(t) = \sum_{l=0} a_l (t + m\Delta t)^l$$

также полином степени s. Легко видеть, что в этом случае кривая $\varphi(\tau, p)$ лежит в подпространстве пространства R^n, натянутом на вектора $y_l = p_l(t)$, $l = 0, \ldots, s$, где

$$p_0(t) = 1, \quad p_1(t) = t, \quad \ldots, \quad p_s(t) = t^s$$

— базис в пространстве полиномов степени не выше s. Имеем

$$y_l = p_l(t) = (t_1^l, \ldots, t_n^l).$$

Размерность подпространства в этом случае равна ((s + + 1) × n)— матрицы, составленной из $(s + 1)$-векторов столбцов y_l. Пусть

$$J = (j_1 < j_2 <, \ldots, j_{s+1})$$

— некоторый набор из $s + 1$ подиндексов исходного множества индексов $\{1, 2, \ldots, n\}$. Тогда минор этой матрицы, соответствующей нашему набору J, является определителем Вандермонда, и поэтому он равен

$$\Delta_J = \prod_{j_\alpha > j_\rho} (t_{j_\alpha} - t_{j_\rho}).$$

Таким образом, размерность подпространства равна $s + 1$ для любого массива из $n > s$ разных отсчетов. Это свойство полиномиальных трендов. В то же время устойчивость результатов, связанных с разложением по базису y_l определяется тем, насколько

отделено от нуля значение $\max \Delta_J$, где J пробегает множество всех поднаборов длины $s+1$.

Возвращаясь к общему случаю можно сформулировать следующие требования к параметрам метода.

1. Выбор оператора A определяется гипотезой о генераторе исследуемого временно́го сигнала $f(t)$. А именно, исходя из такой гипотезы фиксируется в пространстве F конечномерное подпространство F_M модельных сигналов и оператор A выбирается таким образом, чтобы $A; F_M \to F_M$ (т. е. чтобы подпространство модельных сигналов он переводил в себя). Выше мы рассмотрели два разных примера подпространств: F — подпространство полигармонических сигналов для фиксированного набора частот $\omega_1, \ldots, \omega_k$ и подпространство полиномов степени не выше s. В обоих этих примерах оператор классического сдвига A переводил подпространство F_M в себя.

2. Массив отсчетов выбирается так, чтобы $n > dim\, F_M$ и ограничение линейного отображения $I: F \to R^n$, $f(t) \to (f(t_1), \ldots, f(t_n))$ на подпространство $F_M \subset F$ было вложением.

Ясно, что этим условием массив отсчетов определяется неоднозначно. Важно подобрать такой массив, что если отождествить пространство сигналов F с его линейным подпространством $I(F) \subset R^n$, то определитель отображения $I'I: F \to F$ будет существенно отделен от нуля. Здесь $I': R^n \to F$ отображение сопряженное к I относительно эвклидова скалярного произведения в R^n.

Далее мы всегда будем подразумевать, что в пространстве F выделено подпространство модельных сигналов F_M, а оператор A и массив отсчетов удовлетворяют условиям 1 и 2. Для нашего метода важно иметь эффективные алгоритмы сравнения геометрии кривых $\varphi(\tau, f_M)$ для модельных сигналов $f_M \subset F_M$ с геометрией кривых $\varphi(\tau, f)$ для исследуемых сигналов.

В п. 3 будут описаны результаты применения к временны́м рядам мониторинга алгоритмов такого сравнения, основанных на факторном анализе.

Выбор вида анализа объясняется следующим.

1. Факторный анализ множества n-мерных векторов $(x_1, \ldots, x_m, \ldots)$ позволяет вычислить размерность подпространства, в котором лежит кривая $\varphi(\tau, f)$. Учитывая, что такую размерность для модельных сигналов мы знаем *a priori* (точнее, мы знаем оценку сверху на эту размерность), и сравнивая размерность, даваемую факторным анализом для исследуемого сигнала, с оценкой этой размерности для модельных сигналов, мы получаем первый эффективный алгоритм сравнения.

2. Факторный анализ позволяет получать k-мерные ортогональные проекции исследуемого геометрического образа на k-мерное подпространство главных факторов, характеризуемых тем, что они наилучшим образом объясняют дисперсию множества векторов $(x_1, \ldots, x_m, \ldots)$ Изучая одномерные и двумерные проекции кривых $\varphi(\tau, f)$, мы получаем возможность вырабатывать средства для описания типов отклонения проекций исследуемых кривых

от проекций модельных кривых. Тем самым мы получаем алгоритмы, основанные на возможности человека эффективно различать зрительные образы. Привлечение этой способности человека лежит в основе разведочного анализа данных методами целенаправленного проецирования — нового перспективного направления многомерной статистики. Результаты этого направления существенно опираются на достижения машинной графики современных ЭВМ. Соединение факторного анализа с машинной графикой позволяет сделать качественный скачок по сравнению с возможностями других методов.

2. Описание алгоритма ЦПСС

Пусть дан временно́й ряд $f=(f_1, \ldots, f_N)$, где $f_k=f(t_k)$. В качестве A возьмем оператор классического сдвига A_1 на один отсчет, а в качестве $\{t_1, \ldots, t_n\}$ — массив первых n отсчетов. Тогда, согласно общей схеме метода, получим множество n-мерных векторов $x_1, \ldots, x_m$, где

$$x_1=(f_1, \ldots, f_n),$$
$$x_2=(f_2, \ldots, f_{n+1}),$$
$$\ldots\ldots\ldots\ldots$$
$$x_{N-n+1}=(f_{N-n+1}, \ldots, f_N).$$

Или в терминологии прикладной статистики мы получим $(n \times (N-n+1))$ — матрицу данных $X=(x_{kl},\ 1 \leqslant k \leqslant n,\ 1 \leqslant l \leqslant N-n+1)$, m-й строкой которой является вектор x_m, $m=1, \ldots, N-n+1$. Выбор оператора A соответствует выбору модельных сигналов вида

$$f_M(t)=\sum_{q=1}^{k} p_q(t) \sin(\omega_q t+\varphi_q),$$

где

$$p_q(t)=\sum_{l=1}^{s_q} a_{ql} t^l$$

— полиномы степени s_q. (Т. е. если мы возьмем в качестве оператора A классический сдвиг, то для него модельными будут полигармонические сигналы с быстрым временем, у которых амплитуды медленно меняются и это медленное изменение описывается полиномиальной зависимостью.)

Вышеизложенное можно сформулировать в виде теоремы.

Теорема. Описанные выше сигналы и только они являются модельными для классического сдвига.

Отсюда следует, что оператор A_1 применяется тогда, когда известно, что исследуемые сигналы являются возмущением вышеуказанных модельных.

Выбор параметра n для сезонных временны́х рядов определяется числом отсчетов в сезоне. Например, для концентрации атмосферного CO_2 и NDVI естественным сезоном является год наблюдения, и поэтому для среднемесячных концентраций CO_2 и значе-

ния NDVI, каждое из которых получено на основе стандартной процедуры максимизации по совокупности данных в соответствующий месяц наблюдения, $n = 12$. Для рядов, не имеющих естественной сезоной структуры, число n *a priori* не фиксируется, а оценивается в ходе анализа. Например, для рядов аномалий среднегодовых температур, как будет описано ниже. Анализ при $n = 21$ позволил выделить в этих рядах структурную перестройку.

На первом этапе алгоритма проводится полный факторный анализ матрицы данных X, сформированной по временно́му ряду $(f = f_1, \ldots, f_N)$. Результатом этого этапа является массив собственных чисел $(\lambda_1, \ldots, \lambda_n)$ и множество n-мерных векторов — главных факторов $w_1, \ldots, w_{n_*}$, где $n_* \leqslant n$ — номер последнего из их ненулевых собственных чисел, т. е. $\lambda_q > 0$, если $1 \leqslant q \leqslant n_*$. В качестве следствия сразу получаем вывод: все множество n-мерных векторов $x_1, \ldots, x_{N-m+1}$ лежит в n_*-мерном подпространстве, натянутом на вектора $w_1, \ldots, w_{n_*}$.

Следующий этап алгоритма состоит из трех шагов:

1) анализ проекций множества векторов $x_1, \ldots, x_{N-n+1}$ на оси первых главных факторов;
2) анализ проекций кусочно-линейной кривой $\varphi(\tau, f)$ с узлами $x_1, \ldots, x_{N-n+1}$ на плоскости пар первых главных факторов;
3) построение непараметрических оценок исходного ряда $f = (f_1, \ldots, f_N)$ по проекциям матрицы данных X на q-мерных подпространствах первых q — главных факторов, $q < n_*$.

Прокомментируем описанный алгоритм.

А. Анализ проекций множества векторов $x_N, \ldots, x_{N-n+1}$ существенно использует то, что матрица $X = (x_{k,l}: 1 \leqslant k \leqslant n, 1 \leqslant l \leqslant N - n + 1)$ имеет весьма специальный вид, а именно $x_{k,l} = f_{k+l-1}$, т. е. X — ганкелева матрица [3]. Покажем, что эти проекции имеют естественную интерпретацию в терминах исходного временно́го ряда.

Пусть $\alpha = (\alpha_1, \ldots, \alpha_n)$ — некоторый фиксированный набор весов. Процедурой скользящего взвешивания (α-взвешивание) ряда $f = (f_1, \ldots, f_N)$ называется получение нового ряда $g = (g_1, \ldots, g_{N-n+1})$, где

$$g_l = \sum_{k=1}^{n} \alpha_k f_{k+l-1}.$$

Например, если $\alpha_1 = \alpha_2 = \ldots = \alpha_n = \frac{1}{n}$, то ряд g представляет собой ряд скользящих средних исходного ряда.

Процедура скользящего взвешивания часто применяется для сглаживания исходного ряда, выделения его тренда и подавления шумовой части. Используя ганкелевую матрицу $X = (x_{k,l} = f_{k+l-1})$, ряд $g = (g_1, \ldots, g_{N-n+1})$ можно представить в виде $g = X\alpha$, т. е. массив чисел

$$\frac{g}{\|\alpha\|} = \left(\frac{g_1}{\|\alpha\|}, \ \ldots, \ \frac{g_{N-n+1}}{\|\alpha\|}\right), \text{ где } \|\alpha\|^2 = \sum_{k=1}^{n} \alpha_k^2$$

представляет собой проекцию множества векторов $x_1, \ldots, x_{N-n+1}$ на одномерное подпространство, порожденное единичным вектором $\alpha/\|\alpha\|$.

Следующая лемма описывает критерий, по которому проекция множества векторов $x_1, \ldots, x_{N-n+1}$ на ось первого главного фактора матрицы данных X соответствует наилучшей процедуре взвешивания.

Рассмотрим функционал $SS_T(f)$, сопоставляющий временно́му ряду $f = (f_1, \ldots, f_N)$ разброс его значений

$$SS_T(f) = \sum_{l=1}^{N} (f_l - \bar{f})^2, \quad \text{где} \quad \bar{f} = \frac{1}{N} \sum_{l=1}^{N} f_l.$$

Обозначение $SS_T(f)$ взято из регрессионного анализа, в котором значение этого функционала служит масштабом при оценке качества регрессии временно́го сигнала $f(t)$.

Учет специфики ганкелевой матрицы позволяет описать критерий, по которому проекция множества векторов $x_1, \ldots, x_{N-n+1}$ на ось первого главного фактора матрицы данных x соответствует наилучшей процедуре взвешивания, в виде следующей леммы.

Лемма. Пусть $g = (g_1, \ldots, g_{N-n+1})$ — результат α-взвешивания временно́го ряда $f = (f_1, \ldots, f_N)$. Тогда $SS_T(g) \leqslant \lambda_1 \|\alpha\|^2$, где λ_1 — наибольшее собственное число матрицы $X = (x_{kl} = f_{k+l-1})$, причем равенство достигается, если $\alpha = (\alpha_1, \ldots, \alpha_n)$ есть набор координат первого главного фактора w_1.

Таким образом, среди всех α-взвешиваний исходного ряда f ряд, получаемый процедурой взвешивания при помощи первого главного фактора w_1, обладает наибольшим относительным разбросом значений.

Б. Составной частью метода является описание проекций кусочно-линейных кривых $\varphi(\tau, f_M)$ для модельных сигналов — создание банка модельных образов. Анализ проекций кривых $\varphi(\tau, f)$ для реальных сигналов проводится в терминах отклонений (аномалий) этих проекций от модельных образов.

В. Алгоритмы построения непараметрических оценок исходного ряда $f = (f_1, \ldots, f_N)$ по проекциям матрицы данных X заключается в следующем.

Каждый вектор $x_m = (f_m, \ldots, f_{m+n-1})$, $m = 1, \ldots, N - n + 1$ можно записать в виде

$$x_m = \sum_{q=1}^{n_*} x_{mq} w_q,$$

где $\{w_q \in R^n, q = 1, \ldots, n_*\}$ — набор всех главных факторов с ненулевыми собственными значениями $\lambda_1 \geqslant \ldots \geqslant \lambda_q \leqslant \ldots \geqslant \lambda_{n_*}$. Положим

$$x_m(r) = \sum_{q=1}^{Z} x_{mq} w_q = (x_{m,1}(r), \ldots, x_{m,n}(r))$$

и обозначим через $X(r)$ $(n \times (N-n+1))$ — матрицу, m-й строкой которой, по определению, является n-мерный вектор $x_m(r)$.

Имеем $X(n_*) = X$, но для $r < n_*$ матрица $X(r)$ уже не является ганкелевой.

Среди всех ганкелевых $n \times (N-n+1)$-матриц ближайшей (в евклидовой метрике матричного пространства $R^n \cdot R^{N-n+1}$) к матрице

$$X(r) = (X_{k,l}(r),\ 1 \leqslant k \leqslant n,\ 1 \leqslant l \leqslant N-n+1)$$

будет матрица

$$HX(r) = [hx_{k,l}(r) = f_{k+l-1}(r)],$$

где

$$f_s(r) = \frac{1}{s_*} \sum_{k+l=s+1} x_{k,l}(r),\quad s = 1, \ldots, N$$

и

$$s_* = \begin{cases} s, & \text{если } 1 \leqslant s \leqslant n, \\ n, & \text{если } n \leqslant s \leqslant N-n+1, \\ N-s+1, & \text{если } N-n+1 \leqslant s \leqslant N. \end{cases}$$

Ганкелевой матрице $HX(r)$ соответствует временно́й ряд $f(r) = [(f_1(r), \ldots, f_N(r)]$, где $r = 1, \ldots, n_*$ и $f(n_*) = f$.

Покажем, что временны́е ряды $f(r) = (f_1(r), \ldots, f_N(r))\cdot\ r = 1, \ldots, n_*$ можно рассматривать как естественные непараметрические оценки исходного временно́го ряда $f = (f_1, \ldots, f_N)$.

Определение. Скажем, что временно́й ряд $g = (g_1, \ldots, g_N)$ имеет ранг r (обозначение $\operatorname{rang}(g) = r$), если размерность подпространства, натянутого на вектора $V_1 = (g_1, \ldots, g_n), \ldots, V_{N-n+1} = (g_{N-n+1}, \ldots, g_N) \in R^n$ равна r.

Для данного ряда f рассмотрим функционал на пространстве рядов

$$\Phi(g) = \sum_{k=1}^{N} \gamma_k^2 (f_k - g_k)^2,$$

где $\{\gamma_k^2\}$ — некоторый набор весов.

Определение. Φ — наилучшей непараметрической оценкой ряда f в классе рядов ранга r называется ряд g_*, такой, что

$$\Phi(g_*) = \min_{\operatorname{rang}(g)=r} \Phi(g)$$

Обозначим через $\Phi_*(\cdot)$ функционал $\Phi(g)$ для весов

$$\gamma_{k,*}^2 = \begin{cases} \dfrac{k}{N}, & 1 \leqslant k \leqslant n, \\ \dfrac{n}{N}, & n \leqslant k \leqslant N-n+1, \\ \dfrac{N-k+1}{N}, & N-n+1 \leqslant k \leqslant N, \end{cases}$$

С использованием приведенных определений вышесказанное можно строго сформулировать в виде теоремы.

Теорема. Временно́й ряд $f(r) = (f_1(r), \ldots, f_N(r))$, дает Φ_* — наилучшую непараметрическую оценку ряда f в классе рядов ранга r.

3. Применение метода ЦПСС к исследованию данных экологического мониторинга

В исследовании глобальных климатических изменений используются различные и разнородные данные. Однако существуют некоторые показатели климата Земли, которые являются наиболее распространенными. Так, одной из основных характеристик изменения климата является динамика приземной температуры воздуха. Традиционно принято изучать многолетний ряд аномалий среднегодовых температур, т. е. отклонения температуры от некоторого общепринятого базового уровня. Как упомянуто во введении, одна из основных причин изменений температуры — вариации содержания в атмосфере так называемых парниковых газов, среди которых самым важным является CO_2. В связи с этим временны́е ряды аномалий среднегодовой температуры и концентраций CO_2 в атмосфере являются наиболее длинными и наиболее тщательно изученными. Именно поэтому указанные временны́е ряды могут являться как бы экзаменационными для апробации новых методов статистического анализа. В настоящей работе использованы данные работы [9], где собраны наиболее достоверные результаты экологического мониторинга. Кроме указанных рядов, в настоящей статье приведено несколько примеров применения предлагаемых методов к вегетативному индексу NDVI [2, 6], который отражает состояние биоты и получен по данным спутниковых измерений.

3.1. Ряды концентраций диоксида углерода в атмосфере

Наиболее характерными в масштабах земного шара и наиболее продолжительными являются измерения концентраций CO_2 в атмосфере на трех станциях [9]:

в арктической зоне — станция Барроу (рис. 1 *а*),

в экваториальной зоне — станция Мауна-Лоа (рис. 2 *а*),

в антрактической зоне — станция Южный полюс (рис. 3 *а*).

Временны́е ряды измерений, полученные на этих станциях, неоднократно использовались для отработки методики анализа результатов мониторинга. Так, в [8] эти же ряды использованы для демонстрации метода разложения ряда на тренд и сезонную компоненту (SABL). По сравнению с методом SABL предлагаемый здесь подход позволяет провести более подробный анализ структуры временно́го ряда.

Для сезонных рядов, каковыми являются ряды концентраций CO_2 и индекса NDVI, естественно принять такое значение параметра n, которое соответствует интервалу измерений длиной в год. В настоящей работе для этих рядов принято значение $n = 12$.

Для каждой станции на рис. 1—3 представлен исходный ряд концентраций (*а*), а также отображения на первый главный компонент (*б*) и на плоскость второго-третьего (*в*) и четвертого-пятого (*г*) главных компонентов.

Как следует из вышеизложенного, проекция на первый главный компонент (рис. 1*б*, 2*б*, 3*б*) дает непараметрическую оценку

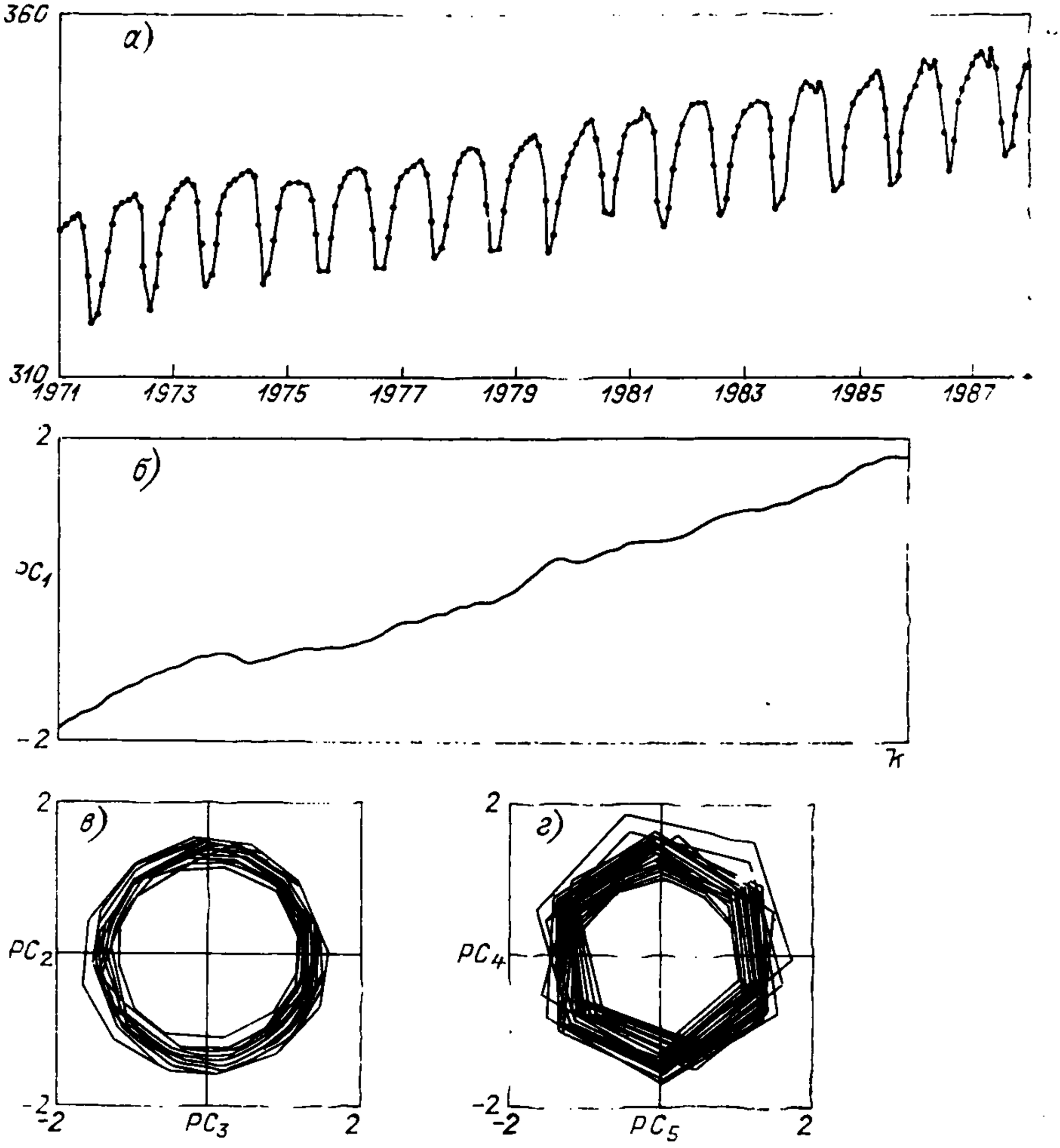


Рис. 1. Ряд концентраций CO_2 в атмосфере (в млн$^{-1} \cdot 10^2$) на станции Барроу (*а*) и его отображения на первый главный компонент (*б*), а также в плоскость второго-третьего (*в*) и четвертого-пятого (*г*) главных компонентов.

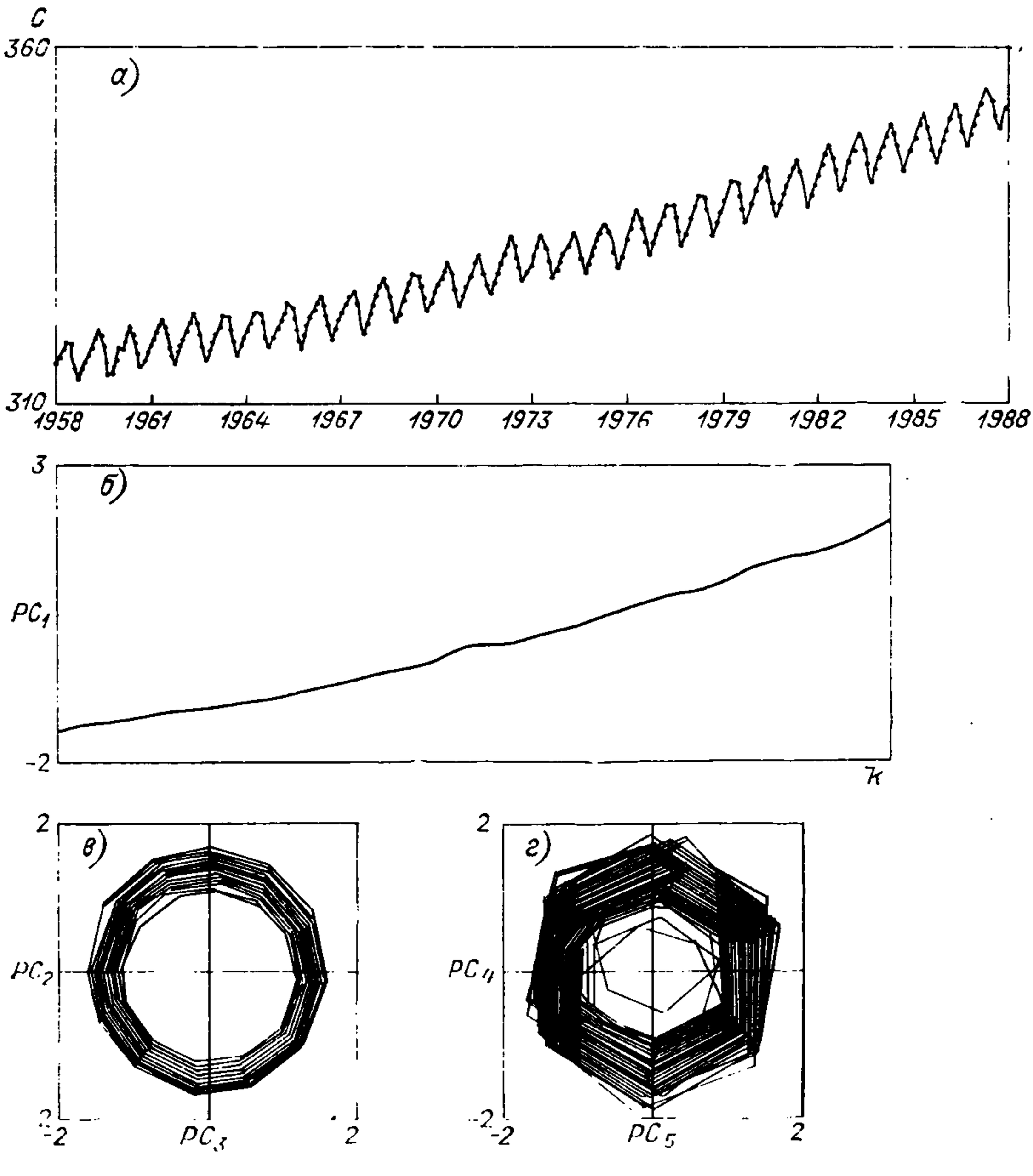


Рис. 2. Ряд концентраций CO_2 в атмосфере (в млн$^{-1} \cdot 10^2$) на станции Мауна-Лоа (*а*) и его отображения на первый главный компонент (*б*), а также в плоскость второго-третьего (*в*) и четвертого-пятого (*г*) главных компонентов.

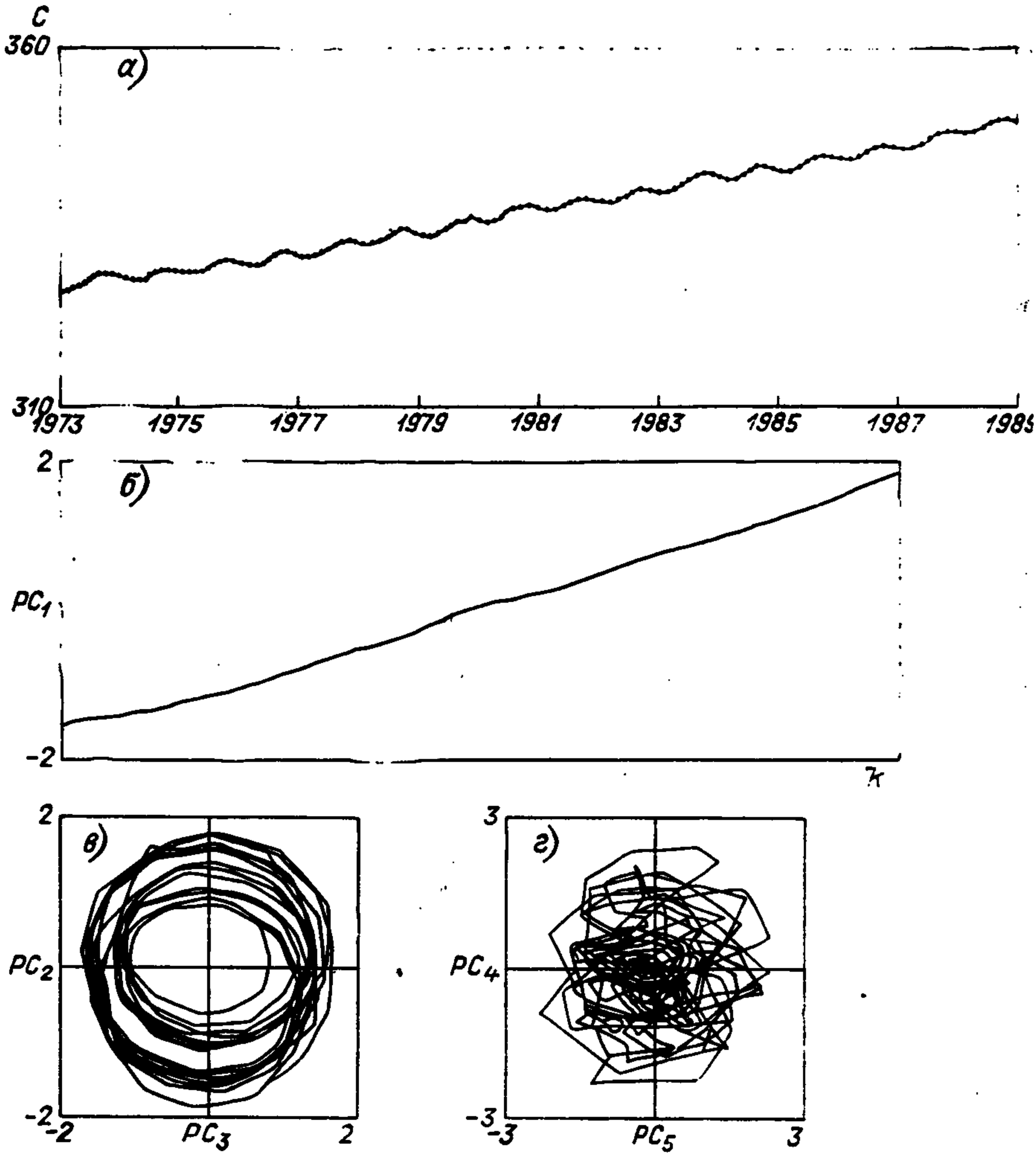


Рис. 3. Ряд концентраций CO_2 в атмосфере (в млн$^{-1}\cdot 10^2$) на Южном полюсе (*а*) и его отображения на первый главный компонент (*б*), а также в плоскость второго-третьего (*в*) и четвертого-пятого (*г*) главных компонентов.

тренда. Из графиков видно, что характер тренда на трех станциях различен: структура тренда на станции Барроу более сложна и, следовательно, сильнее искажает последующие составляющие.

Проекция на плоскость второго и третьего главных компонентов (рис. 1*в*, 2*в* и 3*в*) представляет собой замкнутую кривую с узлами $n = 12$, что соответствует гармонической составляющей с периодом в один год. Проекции на плоскость четвертого и пятого главных компонентов на рис. 1*г* и 2*г* имеют вдвое меньше узлов ($n/2 = 6$), что свидетельствует о существовании гармонической составляющей с полугодовым периодом. Это согласуется с известными результатами спектрального анализа для рядов концентрации CO_2 на станциях Барроу и Мауна-Лоа. В то же время отметим, что в структуре ряда концентраций CO_2 на Южном полюсе полугодовой цикл отсутствует (рис. 3*а*).

3.2. Ряды вегетационного индекса NDVI

По сравнению с рядами концентраций CO_2 в атмосфере, которые хорошо изучены, измерения вегетационного индекса NDVI, отражающего состояние наземного растительного покрова, были получены благодаря успехам спутникового мониторинга лишь в последние годы. Приведенные здесь ряды наблюдений NDVI были заимствованы из выборки кривых, описывающих среднемесячное поведение биоты в экваториальной зоне Западной Африки — [2, 6] в течение семи лет, с 1982 по 1988 г.

Для демонстрационного анализа были отобраны два характерных ряда наблюдений. Первый ряд (рис. 4) списывает стабильную экосистему (саванна) с устойчивыми климатическими и вегетационными характеристиками. Этим объясняется отсутствие среди проекций в пространство главных компонентов составляющей, соответствующей тренду. Как видно из рис. 4 (*б—д*), основными компонентами рассматриваемой кривой NDVI являются квазигармоники, связанные с годовым и полугодовым циклами, причем рис. 4*б* и *в* демонстрирует характер их изменений по годам.

На рис. 5 представлена экосистема, находящаяся в процессе динамической перестройки из одного экотипа в другой. Это нашло свое отражение в проекции на первый главный компонент (рис. 5*б*), в которой можно выделить два уровня состояния системы. На рис. 5*в* и *г* представлен годовой цикл, причем на рис. 5*в* видно, что амплитуда годового цикла изменилась скачком. Рисунок 5*в* соответствует полугодовому циклу.

Несмотря на то что длина рядов невелика (всего семь сезонов), предлагаемый подход позволил выявить не только структуру ряда, но и динамику его компонентов.

3.3. Ряды аномалий среднегодовых температур

Среди рядов аномалий среднегодовых температур особое место занимают глобальные характеристики — аномалии температур, усредненные по северному полушарию, южному полушарию и по

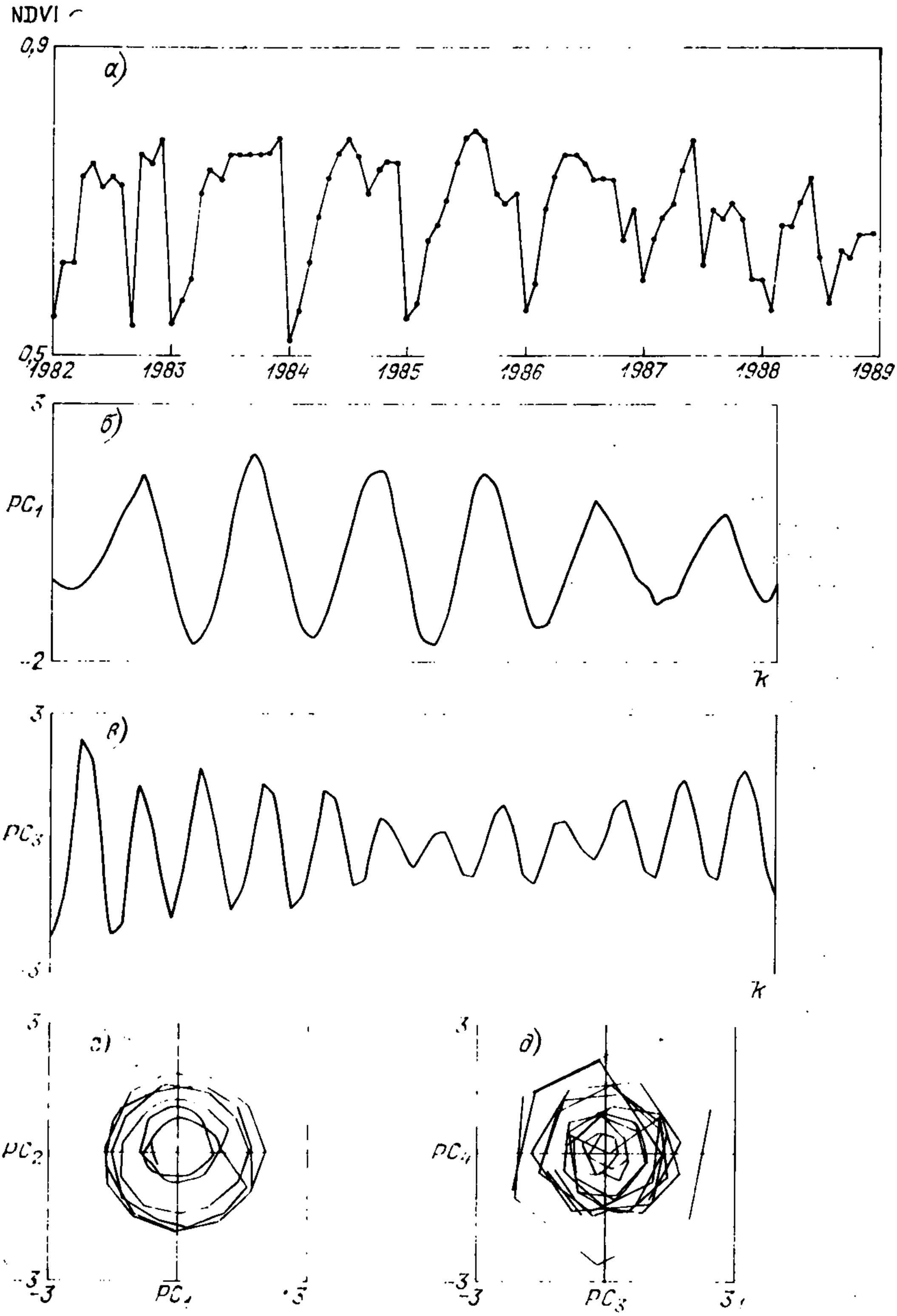


Рис. 4. Индекс вегетационной активности NDVI для саванны в экваториальной зоне Западной Африки (*а*) и его отображения на первый (*б*) и третий (*в*) главные компоненты, а также на плоскость первой (*г*) и второй (*д*) пары главных компонентов.

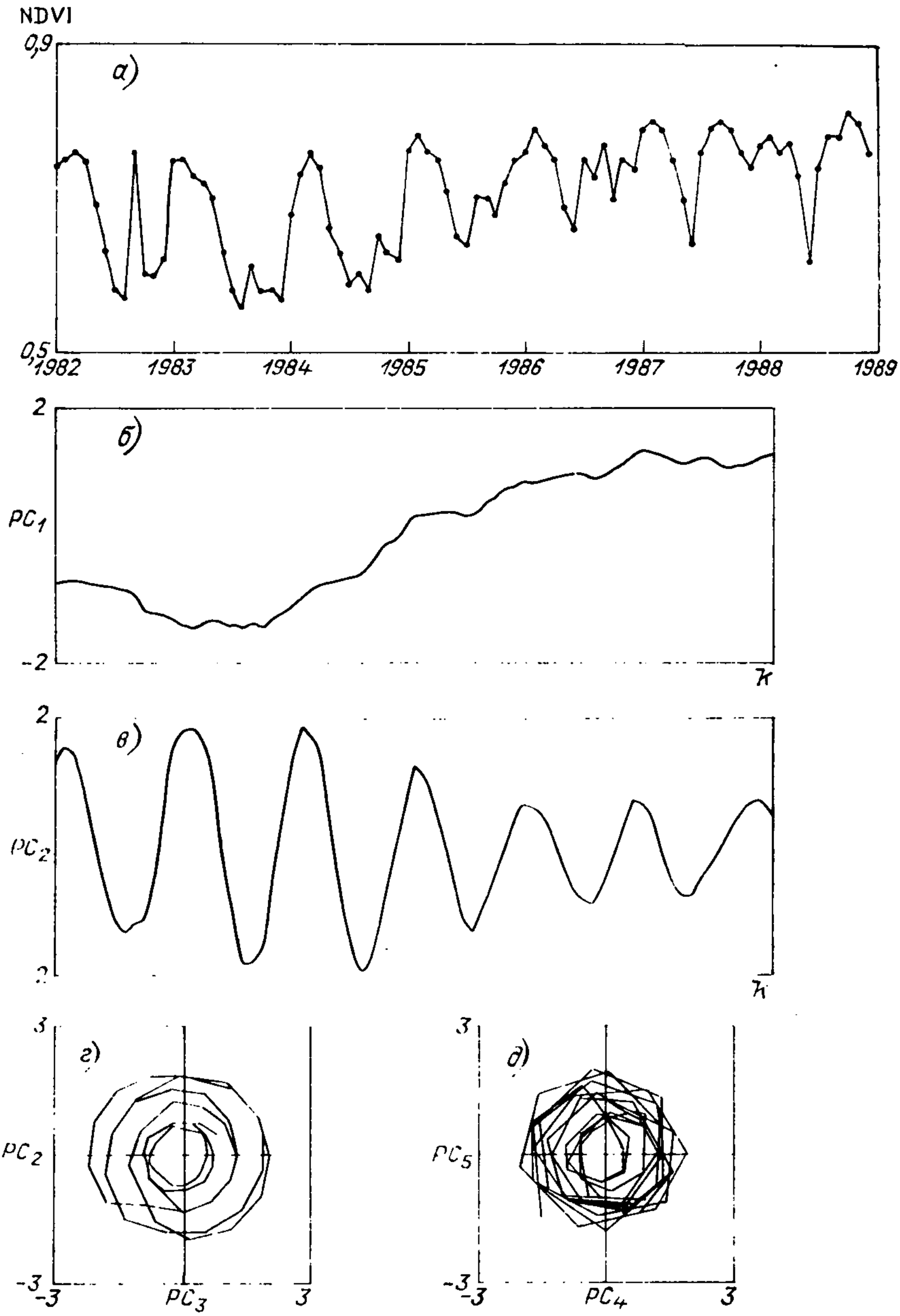


Рис. 5. Индекс вегетационной активности NDVI для переходной области от тропического леса к саванне в экваториальной зоне Западной Африки (*а*) и его отображения на первый (*б*) и второй (*в*) главные компоненты, а также на плоскость главных компонентов (*г*, *д*).

всему земному шару, поскольку они отражают глобальные тенденции в изменении климата. Для анализа были использованы известные ряды Хансена — Лебедева [9].

Для ряда среднегодовых величин понятие о параметре n как о величине, кратной периоду квазигармонических колебаний, не вполне корректно, хотя не исключена возможность корреляций с циклом солнечной активности. Тем не менее, в соответствии с изложенным в п. 2 параметр n имеет и самостоятельное значение как параметр сглаживания, аналогичный соответствующему параметру в алгоритмах скользящего среднего. После предварительного анализа [6] в работе было принято значение $n=21$.

На рис. 6—8 представлены результаты отображения в пространство главных компонентов трех рядов аномалий среднегодовых температур, усредненных по всему земному шару (рис. 6), а также в отдельности по северному (рис. 7) и по южному (рис. 8) полушарию. Из сравнения этих рисунков видно, что структура двух первых рядов практически совпадает, тогда как ряд температурных аномалий в южном полушарии имеет сильно отличающуюся структуру. Так, отображение на второй главный компонент (рис. 8*в*) и на плоскость второго и третьего главных компонентов (рис. 8*г*) свидетельствует о наличии для Южного полушария основного цикла с n, кратным 21, хотя и сильно искаженного. В то же время, судя по аналогичным проекциям глобальных изменений для северного полушария (*в* и *г* на рис. 6 и 7), здесь основной цикл не наблюдается.

Почти полное совпадение характеристик первых двух рядов и существенно отличающиеся характеристики южного полушария со всей очевидностью отражают тот факт, что основным источником динамики глобальных температурных аномалий являются возмущения, источники которых расположены в основном в северном полушарии, тогда как в южном полушарии эти возмущения доходят в сглаженном виде.

Отметим еще одну важную особенность рассматриваемых рядов. На рис. 8*в* видно, что амплитуда основного цикла для южного полушария в середине рассматриваемого временно́го интервала резко падает. Можно предположить, что в это время закон изменения температуры испытывал некие возмущения, из-за чего произошла перестройка в структуре ряда на этом интервале.

Еще более отчетливо проявляется перестройка структуры для глобального ряда и для северного полушария. На рис. 6*в* и 7*в* видно, что в середине изучаемого временно́го интервала проекция отображения рядов имеет „провал“ по сравнению с уровнем в начале и в конце интервала. Таким образом, временно́й ряд распадается на три интервала, на втором интервале происходит структурная перестройка по сравнению с первым интервалом, а на третьем этапе структура ряда, восстанавливаясь, возвращается к первоначальной.

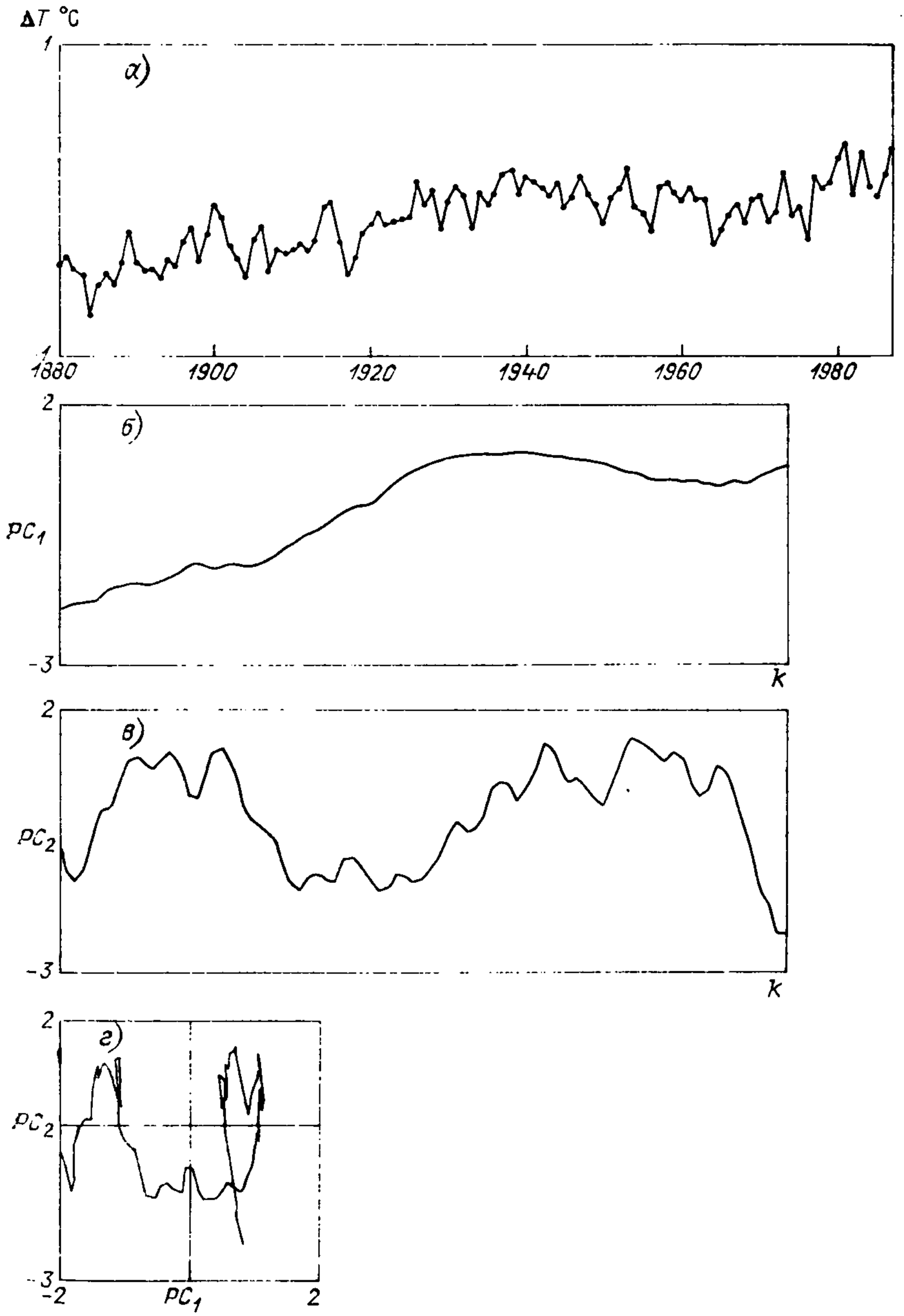


Рис. 6. Ряд глобальных аномалий среднегодовых температур Хансена — Лебедева (*а*) и его отображение на первый (*б*) и второй (*в*) главные компоненты, а также на плоскость первой пары главных компонентов (*г*).

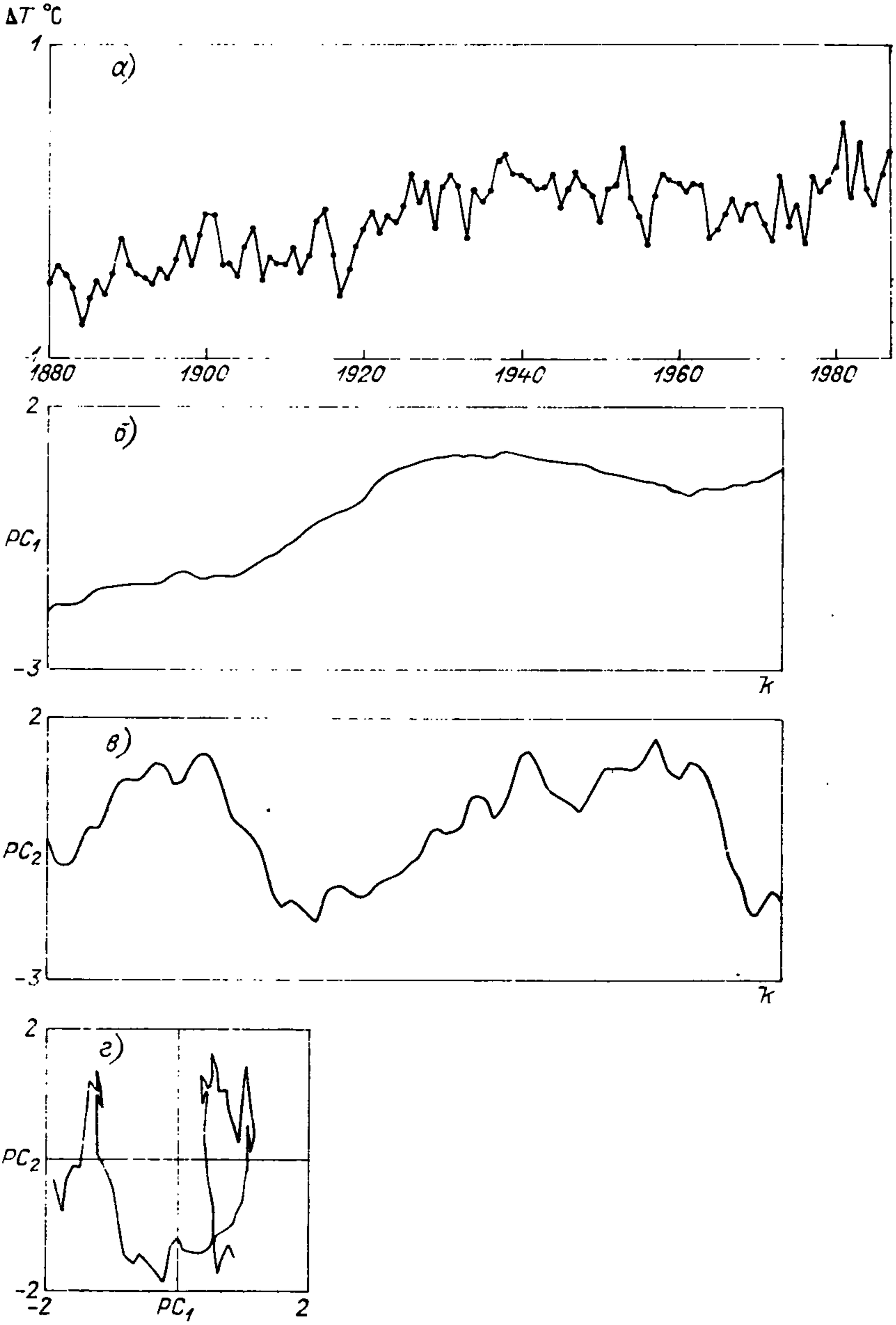


Рис. 7. Ряд аномалий среднегодовых температур Хансена — Лебедева в северном полушарии (*а*) и его отображение на первый (*б*) и второй (*в*) главные компоненты, а также на плоскость первой пары главных компонентов (*г*).

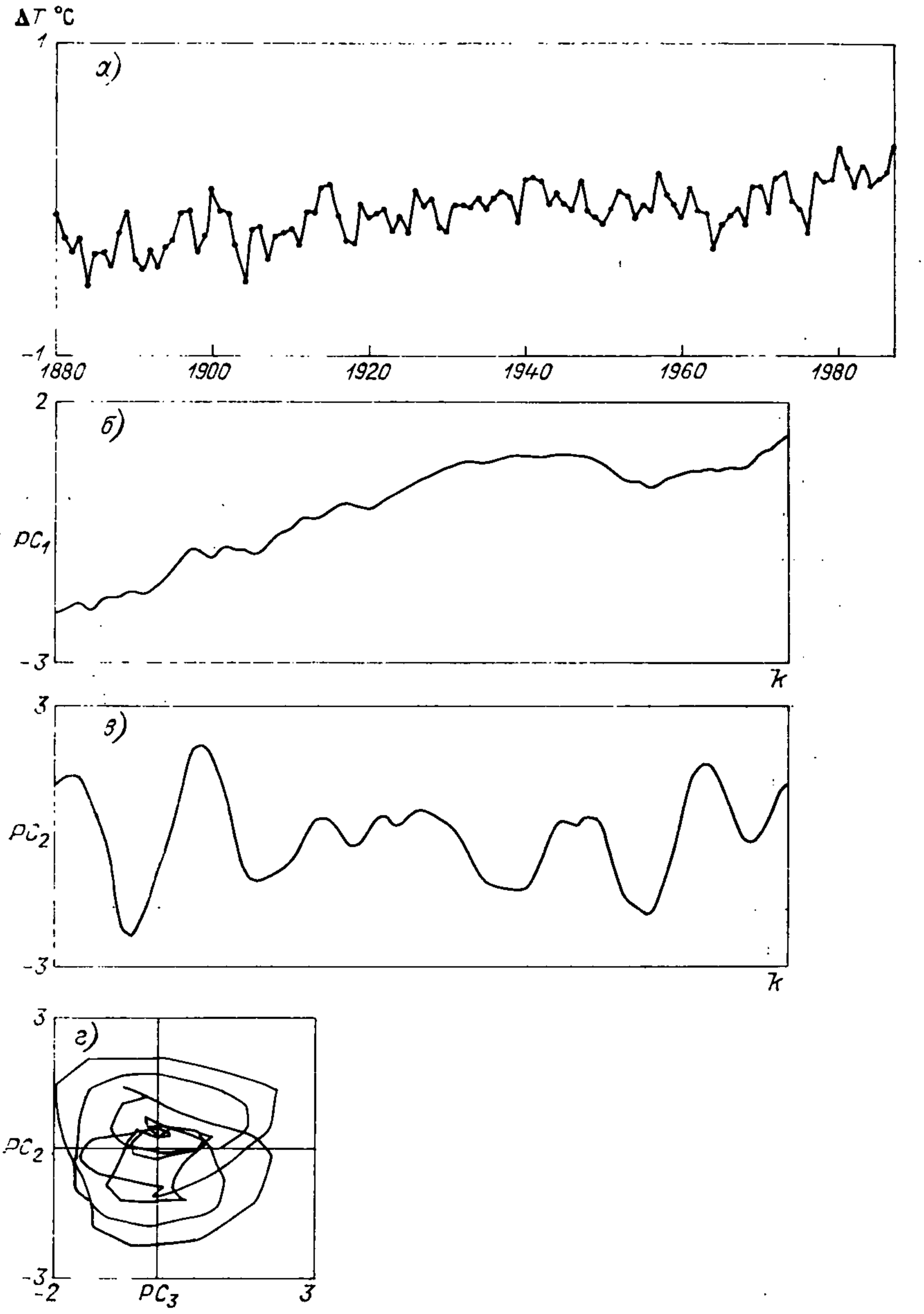


Рис. 8. Ряд аномалий среднегодовых температур Хансена — Лебедева в южном полушарии (*а*) и его отображение на первый (*б*) и второй (*в*) главные компоненты, а также на плоскость пары главных компонентов (*г*).

Таким образом, приведенные здесь примеры показывают, что предложенный подход позволяет получить непараметрические оценки структурных составляющих временны́х рядов мониторинга и выявить динамику структурных перестроек.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айвазян С. А., Бухштабер В. М., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д. Прикладная статистика, классификация и снижение размерности. — М.: Финансы и статистика, 1989. — 607 с.

2. Антоновский М. Я., Бухштабер В. М., Векслер Л. С., Малингро Ж. П. Статистический анализ данных по глобальному индексу вегетации. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 1992, вып. 14, с. 153—172.

3. Гантмахер Ф. Р. Теория матриц. М.: Наука, 1967. — 576 с.

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

5. Левитан В. М. Теория операторов обобщенного сдвига. — М.: Наука. 1973. — 312 с.

6. Antonovski M. Ya.. Buchstaber V. M., Veksler L. S. Application of multivariate statistical analysis for the detection of structural changes in the series of monitoring data.— Working Paper WP—91—31, IIASA, Laxenburg, 1991. — 110 p.

7. Callendar G. S. The artificial production of carbon dioxide and its influence on temperature. — Q. Y. Roy. Meteorol. Soc., 1939, vol. 64, p. 223—240.

8. Cleveland W. S., Freeny A. E., Graedel T. E. The seasonal component of atmospheric CO_2: information from new approaches to the decomposition of seasonable time series. — J. Geophis. Res., 1983, vol. 88, N C15, p. 10934—10946.

9. TRENDS'90. A compendium of data on global change. — ORNL/CDIAC-36, 1990. — 269 p.

THE USE OF MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS FOR DETECTING STRUCTURAL CHANGES IN THE TIME SERIES OF ECOLOGICAL OBSERVATIONS

M. Ya. Antonovsky

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

V. M. Bukhshtaber, L. S. Veksler

SPA «Union Research Institute of Physico-technological and Radiotechnical Measurements»

The paper is devoted to the development of methods for analyzing the ecological monitoring series structure. A method is proposed for a target-oriented projection of a gliding shift (TPGS) which

is based on a transition from a time series under study to a specially constructed curve in a multidimensional space. Such an approach allowed a joint use of the achievements of the time series theory and multivariate statistical analysis to detect structural changes in monitoring series. For instance, significant differences were found out in the structure dynamics of mean annual temperature anomalies in the Northern and Southern Hemisphere, major components of the series of carbon dioxide atmospheric concentrations were identified, and models were obtained for the annual behaviour of the NDVI vegetation index series.

ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ УРОВНЕЙ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Д. Г. Замолодчиков

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

В настоящее время деградация природной среды, связанная с антропогенной деятельностью, приобрела всеобщий и угрожающий характер. На первый план выходит проблема нахождения допустимых границ антропогенного воздействия на окружающую природу.

Широко применяемая система нормирования, основанная на определении концентраций различных веществ и сопоставлении их с допустимыми концентрациями (ПДК), является малоэффективной. Ее основные недостатки [4] связаны с тем, что, во-первых, существующие методические подходы к регламентации вредных веществ учитывают в большинстве случаев только прямое токсикологическое воздействие, но не косвенные эффекты, имеющие место в естественных системах. Во-вторых, изолированное действие отдельных химических веществ без учета реальной экологической ситуации не отражает истинной картины воздействия, поскольку на экосистему влияет вся сумма факторов.

Не дают адекватной оценки состояния окружающей среды и методы биотестирования — экспериментального определения с помощью культур или сообществ организмов (называемых тест-объектами) токсичности проб воды, воздуха или почвы, поскольку возможности экстраполяции результатов, полученных биотестированием, на естественные экосистемы крайне ограничены.

Современные достижения экологии, связанные с созданием естественных классификаций состояний экосистем, и уровень развития вычислительной техники, позволяющий оперировать с базами данных значительного объема, открывают новые возможности для исследования роли различных антропогенных факторов в изменении экологического состояния природных объектов. Фактически становится реальным изучение прямого влияния антропогенных факторов на экосистему в целом, а не на ее отдельные компоненты. В настоящей работе предлагается метод оценки экологически допустимых уровней (ЭДУ) антропогенного воздействия на природные экосистемы.

При классификации экологических состояний мы опирались на метод экологических модификаций [1, 2], включающий следующие градации оценки состояния экосистем: 1) фоновое состояние, 2) состояние антропогенного экологического напряжения, 3) состояние антропогенного экологического регресса, 4) состояние антропогенного метаболического регресса.

Концепция экологических модификаций нашла практическое применение при оценке экологического состояния различных водных объектов [6]. В настоящей работе изложение методики определения экологически допустимых уровней воздействия проведено на примере анализа экологического состояния толщи воды ряда рек различных регионов Европы и Азии.

Описание использованных материалов

В качестве исходных материалов были использованы оценки экологического состояния толщи воды рек шести бассейнов (Волга, Днепр, Днестр, Дунай, Сырдарья, Азовский бассейн), полученные на основании данных гидробиологического контроля пресных вод региональных служб Роскомгидромета (подробное описание схемы получения оценок приведено в работе [7]). Оценка „1" соответствует фоновому состоянию, „2" — состоянию антропогенного экологического напряжения, „3" — элементам антропогенного экологического регресса, „4" — состоянию антропогенного экологического регресса, „5" — состоянию метаболического экологического регресса. В каждом из исследованных бассейнов имеется ряд створов (называемых гидробиологическими), для которых воссоздана многолетняя динамика оценок экологического состояния (с 1980 по 1990 г.).

Гидрохимическая и гидрологическая информация представлена по створам гидрохимических наблюдений, существовавшим в 1980—1990 гг. в системе Общегосударственной службы наблюдений за состоянием природной среды Роскомгидромета и близким к станциям гидробиологических наблюдений.

Теоретические основы метода оценки ЭДУ

Анализ влияния каких-либо факторов с выделением наиболее существенных является достаточно сложной статистической задачей. В принципе проведение подобного анализа для нескольких факторов требует постановки эксперимента по специальному плану, зависящему от количества факторов, и затем осуществления дисперсионного анализа результатов эксперимента. В натурных исследованиях данный способ, как правило, не используется, поскольку исследователь обычно не в состоянии варьировать факторы по своему усмотрению. Наиболее часто при анализе влияния факторов в натурных исследованиях используется многофакторный регрессионный анализ. В настоящее время разработаны и альтернативные методы анализа сопряженностей (например, детерминационный анализ). В настоящей работе также использован альтернативный подход, связанный с анализом диапазонов варьирования независимых переменных.

Остановимся подробнее на теоретических основаниях данного подхода. Рассмотрим идеальный случай. Представим, что какой-то фактор влияет на экологическое состояние так, что с увеличением

его значения экологическое состояние монотонно ухудшается (линейностъ и даже непрерывность несущественны). В этом случае должно существовать такое значение фактора, при превышении которого экологическое состояние изменяется (например, с 2 на 3). Тогда, если рассмотреть значительную совокупность оценок экологического состояния и соответствующих им значений фактора, данную границу можно найти. Примем, что на экологическое состояние влияет только один данный фактор. Построив

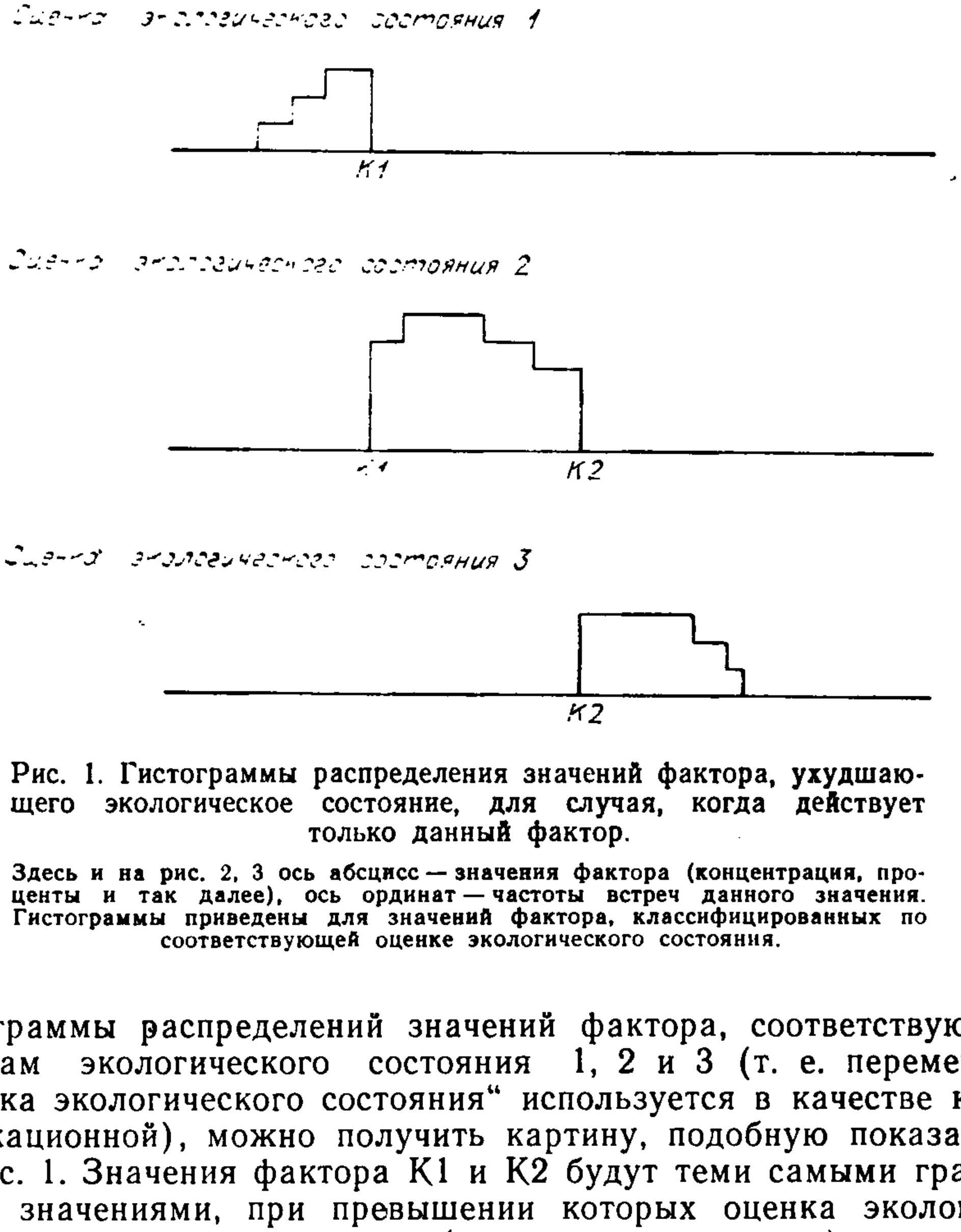


Рис. 1. Гистограммы распределения значений фактора, ухудшающего экологическое состояние, для случая, когда действует только данный фактор.

Здесь и на рис. 2, 3 ось абсцисс — значения фактора (концентрация, проценты и так далее), ось ординат — частоты встреч данного значения. Гистограммы приведены для значений фактора, классифицированных по соответствующей оценке экологического состояния.

гистограммы распределений значений фактора, соответствующих оценкам экологического состояния 1, 2 и 3 (т. е. переменная „оценка экологического состояния“ используется в качестве классификационной), можно получить картину, подобную показанной на рис. 1. Значения фактора K1 и K2 будут теми самыми граничными значениями, при превышении которых оценка экологического состояния увеличивается (состояние ухудшается).

Рассмотрим теперь случай, когда экологическое состояние монотонно ухудшают несколько факторов (рис. 2). На гистограмме, соответствующей экологическому состоянию 1, снова не будет точек по значениям выше K1. Однако на гистограмме, соответствующей экологической оценке 2, появятся точки со значениями

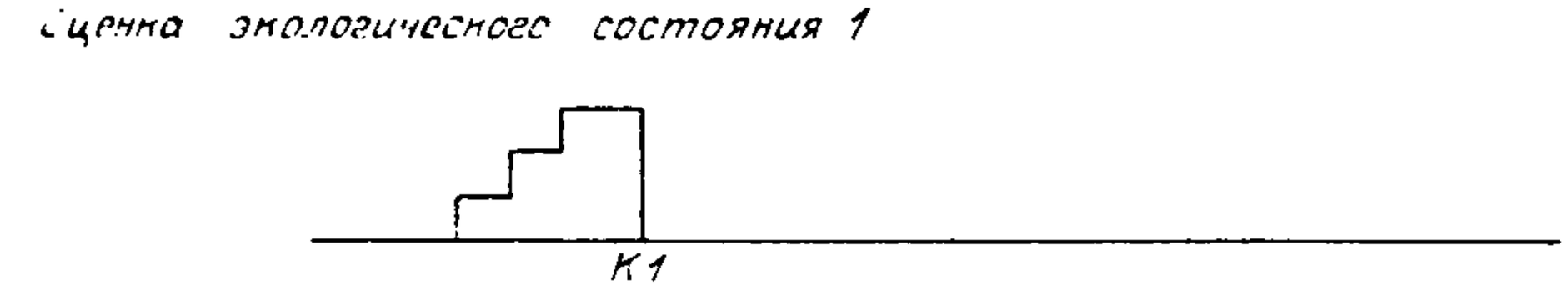


Рис. 2. Гистограммы распределения значений фактора, ухудшающего экологическое состояние, для случая, когда действует ряд факторов.

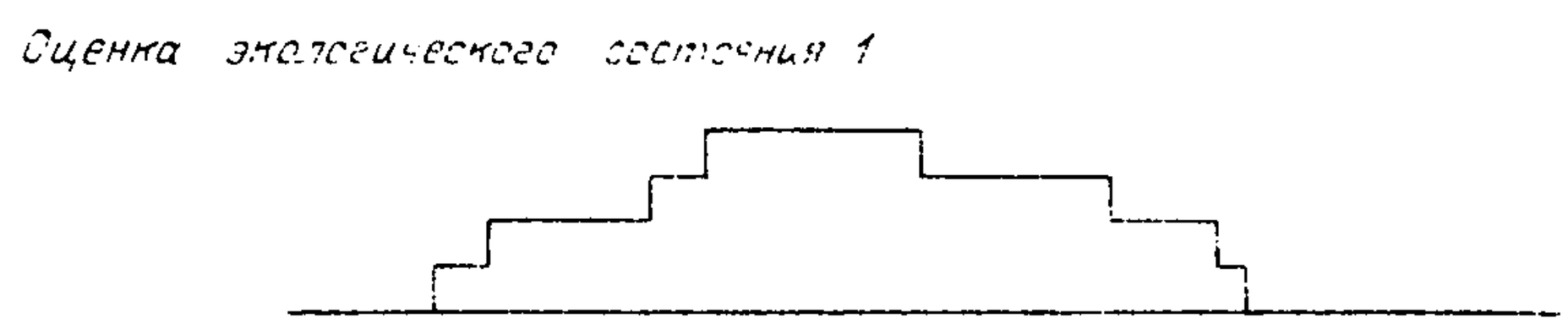


Рис. 3. Гистограммы распределения значений фактора, не влияющего на экологическое состояние.

меньше K1, в которых ухудшение экологического состояния определяется не данным фактором, а прочими. Правая же граница данной гистограммы K2 останется неизменной, поскольку при превышении этой границы экологическое состояние станет равным 3.

Если же взять фактор, который не влияет на экологическое состояние, то вид гистограмм, соответствующих оценкам экологического состояния 2, 3 и 4, не будет различаться (рис. 3), поскольку любые значения экологического состояния могут соответствовать любым значениям фактора.

Таким образом, поиск факторов, влияющих на экологическое состояние, оказывается достаточно простой процедурой: при наличии сдвига медианы и правой границы распределения на гистограммах следует признать, что данный фактор влияет на экологическое состояние, при отсутствии такого сдвига — не влияет. Более того, сформулировав критерий экологического неблагополучия, можно найти значение фактора, при превышении которого состояние экосистемы станет неблагополучным.

Ю. А. Израэль [5] выделяет три категории природных объектов: 1) заповедные территории, уникальные природные объекты, 2) природные объекты, испытывающие умеренную антропогенную нагрузку, 3) природные объекты с сильно преобразованными или искусственными антропогенными экосистемами. Для каждой из трех категорий принимаются свои критерии предельно допустимых состояний [3]. Так, для экологических систем водных объектов второй категории не допустимы модификации, ведущие к экологическому регрессу. Если ориентироваться на водные объекты второй категории, то неблагополучными следует считать оценки экологического состояния 3 и выше. В нашем примере (см. рис. 1) значением фактора, при котором экологическое состояние становится равным 3, является K2. Данную величину можно назвать экологически допустимым уровнем фактора (ЭДУ).

Естественно, в природных условиях идеальных случаев не бывает. Очевидно, что реальное максимальное значение фактора, соответствующее оценке экологического состояния 2, не сможет служить оценкой допустимого уровня, поскольку различные случайные процессы могут сильно изменить картину. Однако современные статистические методы предоставляют возможность при достаточно большом наборе данных определить значения, „выпадающие“ из данного распределения. Верхнюю границу „выпадающих“ значений можно найти по следующему уравнению [9]:

$$UO = UH + 1{,}5\,(UH - LH),$$

где UO — верхняя граница „выпадающих“ значений, UH и LH — верхняя и нижняя квартили распределения.

С нашей точки зрения, верхняя граница „выпадающих“ значений и может служить оценкой экологически допустимого уровня для тех факторов, с возрастанием значений которых связано ухудшение экологического состояния.

Методика расчета ЭДУ

Обработка данных проводилась с помощью пакетов программ для ПЭВМ. Сначала полная матрица данных для бассейна рассортировывалась по возрастанию значений экологического состояния, т. е. значение экологического состояния являлось классифицирующей переменной. Затем производился поиск диапазонов изменчивости и границ „выпадающих“ значений для каждого гидролого-гидрохимического показателя в пределах одного значения экологического состояния и составление результирующих таблиц.

Наиболее тонким моментом является анализ результирующих таблиц и выделение факторов, ухудшающих или улучшающих экологическое состояние. Дело в том, что практически каждый исследованный водный бассейн отличался по составу экологических оценок и, следовательно, по типу и наполненности классов, и потому трудно предложить единую процедуру, характеризующую процесс выделения ухудшающих или улучшающих факторов. Поэтому мы подробнее рассмотрим данный вопрос на примере некоторых из исследованных бассейнов.

Экологические оценки толщи воды бассейна реки Сырдарьи изменялись от 1 до 5, однако число оценок 1, 4 и 5 было явно недостаточным для определения параметров распределения по классу, им соответствующему (далее мы будем называть класс по коду соответствующей ему оценки, например, класс „2“). Чтобы данные по годостворам (здесь и далее под годостворомпонимаются данные по одному створу за один год) с этими оценками не были потеряны при анализе, мы соединили классы „1“ и „2“ в единый класс „1 и 2“, а классы „4“ и „5“ в класс „4 и 5“ и провели анализ с тремя классами: „1 и 2“, „3“, „4 и 5“ (табл. 1).

Многие факторы (например, аммонийный азот, нитритный азот и другие) демонстрировали идеальный вариант изменения медиан и границ выпадающих значений по классам, т. е. монотонное возрастание от класса „1 и 2“ к классу „4 и 5“. Очевидно, следует признать, что данные факторы являются ухудшающими экологическую обстановку. Однако для других факторов (например, нитратный азот и другие) граница выпадающих значений для класса „4 и 5“ была меньше, чем для класса „3“, хотя и превышала границу выпадающих значений для класса „1 и 2“. При этом для этих факторов отмечалось монотонное увеличение медианы от класса „1 и 2“ к классу „4 и 5“, т. е. по мере ухудшения экологического состояния центр распределения сдвигался вправо. Такие факторы, с нашей точки зрения, также следует рассматривать как ухудшающие, а отсутствие превышения границ выпадающих значений в классе „4 и 5“ над границами в классе „3“ следует объяснить значительно меньшим объемом класса „4 и 5“, который не позволил выявить истинные пределы вариабельности параметра в данном классе. Таким образом, формальный критерий для выделения фактора в качестве ухудшающего следует

Таблица 1

Анализ диапазонов изменчивости гидролого-гидрохимических показателей для бассейна р. Сырдарьи

Показатель	Концентрация, мг/л								
	O_2	Взвесь	ХПК	$БПК_5$	NH_4	NO_2	NO_3	Fe	Cu
Оценка экологического состояния „1 и 2“									
Число годостворов	36	36	35	41	41	41	36	36	37
Минимум	7,51	2	3,8	0,42	0,00	0,001	0,22	0,01	0,001
Медиана распределения	9,44	26	10,8	1,67	0,04	0,012	1,06	0,04	0,003
Верхняя граница выпадающих значений	11,86	114	17,8	3,79	0,18	0,048	2,33	0,05	0,006
Максимум	12,46	547	17,8	3,79	0,26	0,078	5,33	0,06	0,009
Оценка экологического состояния „3“									
Число годостворов	60	60	25	73	83	87	60	60	84
Минимум	6,01	7	1,3	0,69	0,03	0,004	0,46	0,02	0,001
Медиана распределения	9,39	63	13,8	2,52	0,09	0,044	2,47	0,05	0,005
Верхняя граница выпадающих значений	12,05	210	21,1	4,70	1,12	0,190	5,60	0,16	0,010
Максимум	12,63	841	21,1	4,70	6,35	0,289	6,47	1,55	0,012
Оценка экологического состояния „4 и 5“									
Число годостворов	16	16	16	16	21	21	16	16	18
Минимум	5,01	18	7,3	1,59	0,04	0,016	1,38	0,03	0,002
Медиана распределения	7,49	40	15,0	3,90	0,33	0,078	2,62	0,06	0,010
Верхняя граница выпадающих значений	12,02	69	18,9	5,77	1,18	0,102	3,25	0,08	0,023
Максимум	12,02	248	18,9	12,60	8,04	0,263	4,54	0,08	0,053

Показатель	Концентрация, мг/л							Пестициды, мкг/л	Водность, % к среднемноголетней	Средняя температура воды, °С
	Zn	Cr	Фенолы	Нефтепродукты	СПАВ	F	As			
Оценка экологического состояния „1 и 2“										
Число годостворов	33	30	45	45	36	30	26	34	37	36
Минимум	0,002	0,001	0,001	0,00	0,000	0,16	0,001	0,005	29	7,2
Медиана распределения	0,009	0,002	0,002	0,06	0,010	0,28	0,004	0,023	54	10,6
Верхняя граница выпадающих значений	0,019	0,005	0,005	0,15	0,030	0,45	0,007	0,056	166	17,6
Максимум	0,020	0,005	0,009	0,15	0,059	0,61	0,007	0,056	166	17,6
Оценка экологического состояния „3“										
Число годостворов	68	53	88	95	60	60	43	52	72	48
Минимум	0,002	0,001	0,001	0,00	0,000	0,07	0,000	0,006	17	7,3
Медиана распределения	0,010	0,003	0,005	0,09	0,020	0,34	0,005	0,022	71	14,8
Верхняя граница выпадающих значений	0,022	0,005	0,011	0,23	0,059	0,78	0,008	0,065	168	18,9
Максимум	0,035	0,011	0,018	0,32	0,066	0,78	0,012	0,247	239	18,9
Оценка экологического состояния „4 и 5“										
Число годостворов	20	16	21	21	16	16	14	15	9	16
Минимум	0,007	0,001	0,002	0,01	0,020	0,26	0,001	0,021	31	14,1
Медиана распределения	0,014	0,008	0,005	0,10	0,045	0,31	0,007	0,037	97	15,5
Верхняя граница выпадающих значений	0,028	0,026	0,010	0,28	0,090	0,42	0,008	0,067	100	19,9
Максимум	0,028	0,060	0,010	0,28	0,220	0,46	0,016	0,126	100	19,9

для бассейна Сырдарьи сформулировать так: наличие превышения границ выпадающих значений как в классе „3“, так и в классе „4 и 5“ над границами в классе „1 и 2“.

С помощью указанного критерия можно выделить 15 факторов, ухудшающих экологическое состояние в бассейне Сырдарьи (табл. 2). Оценкой ЭДУ для этих факторов служат границы выпадающих значений в классе „1 и 2“. По имеющемуся массиву данных можно оценить практическую эффективность полученных ЭДУ, которую можно охарактеризовать точностью и полнотой объяснения. При выборе названий мы руководствовались названиями аналогичных параметров в детерминационном анализе [8].

Под точностью объяснения мы понимаем отношение числа годостворов с неблагополучными оценками экологического состояния и содержанием фактора, превышающим ЭДУ, к общему числу годостворов в бассейне с содержанием фактора, превышающим ЭДУ. Иными словами, мы характеризуем степень уверенности в том, что при превышении ЭДУ экологическое состояние будет неблагополучным. В бассейне Сырдарьи точность объяснения изменялась для разных факторов от 91 до 100 %, т. е. была достаточно высокой.

ЭДУ также можно охарактеризовать полнотой объяснения, которая равна отношению числа годостворов с неблагополучными оценками экологического состояния и содержанием фактора, превышающим ЭДУ, к общему числу годостворов в бассейне с неблагополучными оценками. Иными словами, полнота показывает, какую часть неблагополучных оценок в бассейне можно объяснить превышением ЭДУ по данному фактору. Полнота позволяет также ранжировать факторы по роли в ухудшении экологического состояния (см. табл. 2) и выделить наиболее существенные из загрязняющих веществ. Например, для бассейна Сырдарьи наибольшее число случаев неблагополучия объясняли четыре фактора: нитритный азот, фенолы, аммонийный азот и нитратный азот. Кроме того, можно подсчитать общую полноту объяснения неблагополучия по всем 14 факторам. Данный параметр показывает, насколько полно случаи экологического неблагополучия описываются превышением ЭДУ по выделенным факторам. Для бассейна Сырдарьи общая полнота объяснения составляет 88 %.

Таблица 1 позволяет также выявить факторы, улучшающие экологическое состояние в бассейне реки Сырдарьи. Для таких факторов характерно уменьшение медиан и границ выпадающих значений при увеличении кода класса. Для Сырдарьи подобным фактором является кислород. Правда, кислород является продуктом жизнедеятельности экосистемы, и причинная связь в данном случае может быть и обратной: кислорода много там, где экологическое состояние благополучное.

Результирующие таблицы для рек Азовского бассейна и Волги состояли из двух благополучных и одного неблагополучного класса. Рассмотрим таблицу для Азовского бассейна (табл. 3). Класс „2—3“ невелик по объему, и в результате этого для некото-

Таблица 2

Экологически допустимые уровни и оценка их эффективности для бассейна р. Сырдарьи

Гидрохимический показатель	ЭДУ, мг/л	Число годостворов, где показатель превышает ЭДУ		Точность объяснения, %	Полнота объяснения, %
		всего	с неблагополучными оценками		
NO_2	0,048	59	57	97	49
Фенолы	0,005	51	47	92	40
NH_4	0,18	46	44	96	38
NO_3	2,33	48	44	92	38
Fe	0,05	34	32	94	27
Cu	0,006	31	29	94	25
Нефтепродукты	0,15	24	24	100	21
СПАВ	0,030	27	25	93	21
$БПК_5$	3,79	16	16	100	14
Cr	0,005	16	16	100	14
Пестициды	0,56 мкг/л	13	13	100	11
ХПК	17,8	10	10	100	9
Zn	0,019	11	10	91	9
As	0,007	11	11	100	9

Всего неблагополучных оценок в бассейне 117
Из них с превышающими ЭДУ показателями 103 (88 %)

Примечание. Здесь и в табл. 4, 6, 7, 8 точность объяснения — отношение числа неблагополучных годостворов со значением показателя выше ЭДУ к общему числу годостворов со значением показателя выше ЭДУ (× 100 %); полнота объяснения — отношение числа неблагополучных годостворов с концентрацией показателя выше ЭДУ к общему числу неблагополучных годостворов в бассейне (× 100 %).

Таблица 3

Анализ диапазонов изменчивости гидролого-гидрохимических показателей для Азовского бассейна

Показатель	Концентрация, мг/л								Пести-циды, мкг/л	Водность, % к средне-многолетней
	$БПК_5$	NH_4	NO_2	Нефте-продукты	Фенолы	СПАВ	Cu	Zn		
Оценка экологического состояния „2“										
Число годостворов	76	76	76	76	76	76	76	53	33	76
Минимум	1,18	0,03	0,007	0,02	0,000	0,01	0,002	0,000	0,000	49
Медиана распределения	3,00	0039	0,036	0,24	0,003	0,04	0,005	0,010	0,002	104
Верхняя граница [1]	5,27	1,28	0,122	0,59	0,011	0,14	0,011	0,030	0,024	164
Максимум	6,00	2,25	0,170	1,32	0,011	0,20	0,044	0,090	0,084	190
Оценка экологического состояния „2 и 3“										
Число годостворов	21	21	21	21	21	21	21	21	14	21
Минимум	1,20	0,01	0,004	0,02	0,000	0,01	0,002	0,000	0,000	81
Медиана распределения	3,43	0,30	0,081	0,35	0,003	0,04	0,007	0,015	0,004	108
Верхняя граница [1]	6,00	0,58	0,204	0,99	0,009	0,12	0,010	0,036	0,008	170
Максимум	6,00	1,91	0,520	0,99	0,012	0,12	0,010	0,036	0,053	170
Оценка экологического состояния „3“										
Число годостворов	93	93	93	93	93	93	93	64	39	93
Минимум	1,03	0,02	0,007	0,02	0,000	0,00	0,001	0,000	0,000	60
Медиана распределения	4,06	0,72	0,078	0,40	0,002	0,06	0,008	0,013	0,003	120
Верхняя граница [1]	7,79	2,57	0,224	1,26	0,009	0,15	0,019	0,035	0,026	200
Максимум	9,00	7,35	0,920	2,02	0,017	0,20	0,060	0,100	0,083	231

[1] Верхняя граница выпадающих значений.

рых факторов верхние границы выпадающих значений в классе „2—3“ превышают границы в классе „2“ при одновременном превышении границами в классе „3“ обоих этих параметров. Данные факторы, с нашей точки зрения, также следует рассматривать в качестве ухудшающих. Таким образом, критерием выбора фактора в качестве ухудшающего было превышение верхних границ выпадающих значений в классе „3“ над границами как в классе „2“, так и в классе „2—3“, а в качестве ЭДУ бралась бóльшая из границ в классах „2“ и „2—3“. Выделенные факторы и ЭДУ для них представлены в табл. 4.

Таблица 4

Экологически допустимые уровни и оценка их эффективности для Азовского бассейна

Показатель	ЭДУ, мг/л	Число годостворов, где показатель превышает ЭДУ		Точность объяснения, %	Полнота объяснения, %
		всего	с неблагополучными оценками		
NH_4	1,28	35	29	82	29
Cu	0,011	24	18	75	18
$БПК_5$	6,00	12	12	100	12
NO_2	0,204	12	11	92	11
СПАВ	0,14	15	11	73	11
Нефтепродукты	0,99	11	10	90	10

Всего неблагополучных оценок в бассейне 98
Из них с превышающими ЭДУ показателями 50 (51 %)

Таблицы для бассейнов Дуная, Днепра и Днестра (в качестве примера в табл. 5 представлен анализ данных для бассейна Дуная) состояли всего из двух классов — благополучного класса „2“ и неблагополучного класса „3“. В этом случае критерием ухудшения являлось превышение верхних границ выпадающих значений в классе „3“ над границами в классе „2“, а в качестве ЭДУ брались границы в классе „2“. Очевидно, поскольку в данном случае сравнивались только два числа, в качестве ухудшающих могли быть выбраны и малосущественные факторы с близким характером распределения по классам и лишь незначительно различающимися границами выпадающих значений. В то же время оценка эффективности ЭДУ позволяет ранжировать факторы по полноте объяснения неблагополучия (табл. 6), и те факторы, которые объясняют небольшое число случаев неблагополучия, можно рассматривать как малосущественные (например, для бассейна Дуная таким являются биологическое потребление кислорода, общий фосфор, нитритный азот и СПАВ).

Таблица 5

Анализ диапазонов изменчивости гидролого-гидрохимических показателей для бассейна р. Дунай

Показатель	$[O_2]$, мг/л	$БПК_5$, мкг/л	ХПК, мкг/л	Концентрация, мг/л											Пестициды, мкг/л	Среднегодовая температура воды, °С
				Взвесь	P	NH_4	NO_3	NO_2	Cu	Фенолы	Нефтепродукты	СПАВ	Zn	Cr		
Оценка экологического состояния „2“																
Число годостворов	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	3	4	7	8	15
Минимум	4,03	1,60	4,5	21	0,014	0,02	0,002	0,003	0,002	0,001	0,03	0,00	0,00	0,000	0,002	8,6
Медиана распределения	9,40	3,84	30,8	57	0,281	0,04	0,26	0,010	0,002	0,005	0,10	0,00	0,01	0,001	0,006	12,8
Верхняя граница выпадающих значений	11,40	4,60	69,1	128	0,290	0,05	1,50	0,050	0,012	0,006	0,22	0,02	0,02	0,002	0,006	13,4
Максимум	11,40	4,60	69,1	392	0,290	0,90	1,50	0,050	0,012	0,006	0,22	0,02	0,02	0,002	0,010	13,4
Оценка экологического состояния „3“																
Число годостворов	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	7	7	9	4	12
Минимум	8,67	2,32	12,4	25	0,012	0,04	0,04	0,003	0,000	0,001	0,04	0,01	0,02	0,002	0,014	8,9
Медиана распределения	9,69	3,14	18,4	94	0,055	0,41	0,62	0,011	0,012	0,002	0,22	0,02	0,03	0,003	0,103	10,6
Верхняя граница выпадающих значений	10,90	6,56	62,1	208	0,432	0,61	1,37	0,064	0,022	0,005	0,31	0,04	0,04	0,003	0,327	13,6
Максимум	10,90	6,56	62,1	298	0,432	0,61	1,37	0,064	0,022	0,005	0,46	0,04	0,04	0,005	0,327	13,6

Таблица 6

Экологически допустимые уровни и оценка их эффективности для бассейна р. Дунай

Показатель	ЭДУ, мг/л	Число годостворов, где показатель превышает ЭДУ		Точность объяснения, %	Полнота объяснения, %
		всего	с неблагополучными оценками		
NH_4	0,05	12	9	75	75
Cr	0,002	5	6	100	50
Cu	0,012	3	5	100	42
Нефтепродукты	0,22	4	4	100	33
Zn	0,02	4	4	100	33
Взвесь	128	5	4	80	33
Пестициды	0,006 мкг/л	5	4	80	33
$БПК_5$	4,60	3	3	100	25
P	0,290	2	2	100	17
NO_2	0,050	2	2	100	17
СПАВ	0,02	2	2	100	17

Всего неблагополучных оценок в бассейне 12
Из них с превышающими ЭДУ показателями 11 (92 %)

Полнота объяснения экологического неблагополучия

Как отмечалось выше, общая полнота объяснения по бассейну показывает, какая часть случаев экологического неблагополучия в бассейне определяется превышением ЭДУ по выделенным факторам. Например, для бассейна Волги (табл. 7) данная величина составляла 40 %. Остальные 60 % случаев экологического небла-

Таблица 7

Экологически допустимые уровни и оценка их эффективности для бассейна р. Волги в целом

Показатель	ЭДУ, мг/л	Число годостворов, где показатель превышает ЭДУ		Точность объяснения, %	Полнота объяснения, %
		всего	с неблагополучными оценками		
NH_4	0,68	13	5	38	17
NO_3	0,74	15	5	33	17
NO_2	0,053	19	2	11	7

Всего неблагополучных оценок в бассейне 30
Из них с превышением ЭДУ 12 (40 %)

гополучия не нашли объяснения с помощью предлагаемой модели. Общая полнота варьировала в различных бассейнах от 28 % (Днепр) до 92 % (Дунай). Низкая полнота объяснения неблагополучия в некоторых бассейнах (Днепр, Волга) может быть связана со следующими причинами. Во-первых, экологическое неблагополучие может определяться факторами, не вошедшими в исходный список гидролого-гидрохимических показателей. Во-вторых, Днепр и Волга являются наиболее протяженными реками из исследованных и характер воздействия факторов на состояние экосистем в верхнем и нижнем течениях может существенно различаться. Для проверки второго объяснения мы провели расчеты ЭДУ для подбассейнов, так как ввиду значительного числа створов на Волге оказалось возможным разделение общего массива данных на подмассивы.

Весь бассейн Волги был разделен на бассейн Верхней Волги (Иваньковское, Угличское и Рыбинское водохранилища), бассейн Средней Волги (Горьковское, Куйбышевское и Саратовское водохранилища) и бассейн Нижней Волги (Волгоградское водохранилище и дельта). Основанием для выделения подбассейнов служила общность климатических условий. Для Средней и Нижней Волги были проведены расчеты ЭДУ. Для Верхней Волги проведение анализа оказалось невозможным, поскольку лишь для оценки экологического состояния толщи воды были неблагополучными.

Полнота объяснения экологического неблагополучия для Средней Волги (табл. 8) составила 33 %, для Нижней — 54 %. Таким

Таблица 8

Экологически допустимые уровни и оценка их эффективности для Средней и Нижней Волги

Показатель	ЭДУ, мг/л	Число годостворов, где показатель превышает ЭДУ		Точность объяснения, %	Полнота объяснения, %
		всего	с неблагополучными оценками		
Средняя Волга					
NH_4	0,68	12	5	42	33
Всего неблагополучных оценок в бассейне 15 Из них с превышением ЭДУ 5 (33 %)					
Нижняя Волга					
NO_3	0,74	8	5	63	38
P	0,066	8	2	25	15
ХПК	24,0	7	2	29	15
Всего неблагополучных оценок в бассейне 13 Из них с превышением ЭДУ 7 (54 %)					

образом, введение подбассейнового уровня анализа не позволило существенно увеличить полноту объяснения причин экологического неблагополучия. Однако проведенная работа позволила локализовать места действия ухудшающих факторов. Так, наибольшее число случаев неблагополучия в общебассейновой модели объясняли два фактора — аммонийный и нитратный азот. Аммонийный азот оказался единственным ухудшающим фактором для Средней Волги, а нитратный азот — наиболее существенным из ухудшающих факторов для Нижней Волги. Фосфор и химическое потребление кислорода, выявленные в модели для Нижней Волги, объясняют лишь по два случая неблагополучия каждый, т. е. в масштабах бассейна играют незначительную роль. Можно также отметить, что значения ЭДУ аммонийного и нитратного азота для подбассейнов в точности соответствовали значениям, определенным для бассейнов (см. табл. 7 и 8). По-видимому, можно сделать вывод, что экосистема толщи воды Волги достаточно однородна на всем протяжении течения реки и локализация действия разных факторов зависит от повышения концентрации этих факторов, а не от повышения чувствительности экосистемы к загрязнению. Низкая полнота объяснения неблагополучия определяется, следовательно, какими-либо факторами, не включенными в имеющуюся схему гидролого-гидрохимических показателей.

ЭДУ различных бассейнов. ЭДУ и ПДК

В результате работы нами были получены ЭДУ для толщи воды рек шести бассейнов, что позволяет произвести их сравнение (табл 9). Из таблицы видно, что ЭДУ для одного и того же фактора может существенно различаться по разным бассейнам (аммонийный азот, нефтепродукты, СПАВ, пестициды), а могут быть и достаточно близкими (нитритный азот, биологическое потребление кислорода, медь, общий фосфор). Можно предположить, что воздействие на экосистемы факторов второй группы

Таблица 9

Экологически допустимые уровни (мг/л) в разных бассейнах и соответствующие ПДК (мг/л) для некоторых гидрохимических показателей

Показатель	ЭДУ для бассейна						ПДК
	Азов	Дунай	Днестр	Днепр	Сырдарья	Волга	
NH_4	1,28	0,05	1,05		0,18	0,78	0,39
NO_2	0,204	0,050		0,064	0,048	0,065	0,020
$БПК_5$	6,00	4,60	4,48	4,57	3,79		3,00
Нефтепродукты	0,99	0,22	0,13	0,47	0,15		0,05
Cu	0,011	0,012	0,009		0,006		0,001
СПАВ	0,14	0,02			0,03		0,01
Пестициды, мкг/л		0,006			0,056		0,010
P		0,290			0,301		3,5

мало зависит как от типа экосистем, так и от комплекса остальных антропогенных факторов, и поэтому полученные ЭДУ могут служить объективными критериями допустимости содержания данных факторов в речной воде. В то же время существенные межбассейновые различия ЭДУ других факторов отражают специфику воздействия их на различные экосистемы, и для них, по-видимому, не существует единых допустимых уровней по всему исследованному региону.

Следует также рассмотреть отношения терминов „экологически допустимый уровень“ и „предельно допустимая концентрация“ (ПДК). Как известно, в настоящее время ПДК является основным способом оценки загрязненности различных экосистем. В то же время получены ПДК на лабораторных тест-объектах, и всегда встает вопрос о возможности экстраполяции их на естественные системы. ЭДУ же в настоящее время следует рассматривать как критерий для определения загрязняющих факторов в створах исследуемого бассейна, однако по способу своего получения ЭДУ относится именно к естественным системам. Сравнение ЭДУ для разных бассейнов и соответствующих ПДК показывает (см. табл. 9), что однозначной связи между этими параметрами нет. Например, ЭДУ для меди в 6—12 раз превышает ПДК, для нефтепродуктов — в 2,5—20 раз, для нитритного азота — в 2,5—5 раз, для биологического потребления кислорода — в 1,3—2 раза. ЭДУ для аммонийного азота и пестицидов в разных бассейнах были и больше, и меньше ПДК. В то же время ЭДУ для общего фосфора более чем в 10 раз ниже соответствующей ПДК.

Расширение исследований по данной тематике, получение значений ЭДУ для большего числа бассейнов, их сравнительный анализ с последующим выявлением закономерностей в межбассейновой вариабельности оценок ЭДУ может открыть пути к новым способам экологического нормирования пресных вод.

Применение ЭДУ для прогноза экологического состояния

Термин „экологически допустимый уровень“ (ЭДУ) был предложен нами в процессе анализа причин неблагополучия в исследуемых бассейнах, и поэтому его следует рассматривать, скорее, как название критерия, по которому мы определяем причину экологического неблагополучия в данном створе конкретного бассейна. Однако при принятии допущения, что выявленные закономерности влияния факторов сохраняют постоянство во времени, полученные значения ЭДУ можно использовать для прогноза экологического состояния по заданным значениям антропогенной нагрузки.

Гидробиологические и гидрохимические материалы за 1990 г. по трем бассейнам — Днепру, Волге и Азовскому — не были использованы при проведении анализа, поэтому с их помощью можно продемонстрировать прогностические возможности метода ЭДУ. Процедура прогнозирования экологического состояния за-

ключалась в сравнении гидрохимических переменных с полученными ранее значениями ЭДУ, и если отмечались превышения последних, то предсказанное состояние считалось неблагополучным. Общая полнота предсказания (т. е. доля верно предсказанных случаев неблагополучия среди всех случаев неблагополучия в 1990 г.) составляла для Днепра 57 %, для Волги — 50 %, для Азовского бассейна — 59 %. Общая точность предсказания (т. е. доля верно предсказанных случаев благополучия и неблагополучия среди всех оценок экологического состояния в бассейне) равнялась соответственно 65, 85 и 66 %. Таким образом, полнота предсказания состояния для 1990 г. соответствовала полноте объяснения неблагополучия в исходных моделях, что свидетельствует о принципиальной возможности использования ЭДУ для прогноза экологического состояния.

Следует отметить, что при наличии достаточного количества данных и равной наполненности классов в пределах всего диапазона оценок экологического состояния представляется возможным получение значений уровней фактора, соответствующих каждому переходу с одной градации экологического состояния на другую. В таком случае можно было бы создать полную систему прогноза экологического состояния для всего диапазона оценок, а не только для дифференциации экологического благополучия и неблагополучия, как в приведенных выше примерах.

Заключение

Отличительной чертой подхода к установлению допустимых уровней нагрузок на экосистемы, предлагаемого в настоящей работе, является то, что анализу подвергается воздействие антропогенных факторов на реальные экосистемы, причем основой для такого анализа служат интегративные характеристики экосистем — экологические модификации. Взаимодействие различных внешних факторов может существенно изменить картину влияния, однако в оценку ЭДУ по данному бассейну входит сложившийся в нем характер взаимодействий факторов (что приводит к существенному различию ЭДУ по одному фактору в разных бассейнах). Отметим также, что предлагаемый метод предоставляет возможности и для непосредственного выявления эффектов взаимодействия факторов, что требует, однако, значительно больших объемов вычислительной работы.

Следует отметить, что метод оценки ЭДУ не требует наличия полного набора значений факторов во всех имеющихся станциях. Данное свойство выгодно отличает его от традиционных методов многомерного анализа данных (например, регрессионного или дискриминантного анализов), применение которых связано с формированием полной матрицы исходных данных без пропущенных значений. При проведении масштабных экологических работ (особенно ретроспективного плана) исследователь часто встречается с различием наборов измерявшихся факторов в различных точ-

ках. Метод оценки ЭДУ позволяет легко оперировать с подобными массивами данных, причем анализу подвергается вся информация, оказавшаяся в руках исследователя.

Ограничения на применение предлагаемого метода связаны со структурой исходных данных. Для успешного проведения анализа требуется значительное количество объектов, для которых имеются оценки экологического состояния и значения факторов. Минимальное число объектов в классе составляет около 10, таким образом, для получения ЭДУ при двух классах (благополучный и неблагополучный) требуется не менее 20 объектов. Если среди исходных оценок отсутствует гетерогенность (например, все они одинаково неблагополучны), то определить ЭДУ не представляется возможным. Впрочем, в этом случае непригоден ни один статистический метод. Наиболее оптимальна для определения ЭДУ структура из равнонаполненных классов оценок, поэтому на практике часто приходится объединять малонаполненные классы.

Настоящая работа проиллюстрирована примерами применения метода определения экологически допустимых уровней к анализу причин неблагополучия состояния экосистем рек различных бассейнов. Однако, при наличии системы классификации экологических состояний, данный метод применим к любым типам экосистем, как водных, так и наземных, что открывает широкие перспективы для его применения в практике рационального природопользования и охраны природы.

Автор искренне признателен коллегам профессору В. Н. Максимову и А. П. Левичу за большую помощь, оказанную при подготовке настоящей работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В. А. Основные направления изменения водных биоценозов в условиях загрязнения окружающей среды. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1979, т. 2, с. 37—38.

2. Абакумов В. А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем. — Труды Зоологического института АН СССР, 1987, т. 165, с. 51—61.

3. Абакумов В. А. Экологические модификации и развитие биоценозов. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 18—40.

4. Абакумов В. А., Сущеня Л. М. Гидробиологический мониторинг пресных вод и пути его совершенствования. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 41—51.

5. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды/ 2-е изд. — М.: Гидрометеоиздат, 1984. — 375 с.

6. Израэль Ю. А., Абакумов В. А. Об экологическом состоянии поверхностных вод СССР и критериях экологического нормирования. — В кн.: Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 7—18.

7. Оценка и прогноз состояния водных экосистем методом экологических модификаций/Ю. В. Гелетин, Д. Г. Замолодчиков, А. П. Левич и др. — В кн.:

Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 318—329.
8. Чесноков С. В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. — М.: Наука, 1982. — 168 с.
9. Tukey J. W. Exploratory data analysis. — Reading, Mass. a. o.: Addison-Wesley Publ. Co., 1977. — 670 p.

THE ESTIMATION OF ECOLOGICAL PERMISSIBLE LEVELS OF ANTHROPOGENIC PRESSURE

D. G. Zamolodchikov

Moscow State University

The method of estimation of ecological permissible levels (EPL) of anthropogenic pressure on natural ecosystems is suggested. This method is alternative to pollution control system, based on maximum permissible concentrations. The method consists of determination of factor levels, which in given ecological conditions lead to unfortunaty of ecological state. The method is based on the analysis of ecosystem state values and anthropogenic factors values. An application of the method is illustrated by the investigation of ecological unfortunaty reasons and the EPL estimation for water ecosystems from some regions of East Europe and Middle Asia. Questions of method utilization in ecological zoning and forecast of ecological state is considered. The method of EPL estimation can be useful in practice of ecological standardization and rational nature use.

ИССЛЕДОВАНИЕ АДЕКВАТНОСТИ ТЕОРЕТИКО-КАТЕГОРНОЙ МОДЕЛИ ФИТОПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ

Д. Г. Замолодчиков, А. П. Левич, С. Ю. Рыбакова

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

1. Теоретические основы модели

Применение теории категорий к экологии сообществ позволяет получить функционал, максимизация которого, согласно экстремальному принципу, определяет динамику сообщества [1, 3].

$$H = \log \frac{n^n}{\prod_{i=1}^{w} n_i^{n_i}} = -\sum_{i=1}^{w} n_i \log n_i + n \log n, \qquad (1)$$

где $n = \sum_{i=1}^{w} n_i$ — общая численность особей в сообществе, n_i — численность i-го вида в сообществе из w видов.

Поиск экстремума следует вести при дополнительных ограничениях, связанных с законами сохранения поглощаемых сообществом веществ и энергии:

$$\sum_{i=1}^{w} q_{ki} n_i = \Delta L_k + \sum_{i=1}^{w} q_{0ki} n_{0i} \equiv D_k \quad k = \overline{1,\ m}. \qquad (2)$$

Здесь q_{ki} — содержание субстрата k в особи вида i, а ΔL_k — потребленное всем сообществом количество фактора k, $n_{0\,i}$ — численности видов до начала потребления, $q_{0\,ki}$ — начальные квоты видов.

Решение задачи на условный экстремум методом Лагранжа приводит к формуле видовой структуры

$$n_i = n \exp\left\{-\sum_{k=1}^{m} \lambda_k q_{ki}\right\}, \qquad (3)$$

где λ_k — множители Лагранжа, которые вместе с полной численностью сообщества находятся из системы уравнений:

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^{w} \exp\left\{-\sum_{k=1}^{m} \lambda_k q_{ki}\right\} = 1, \\ n \sum_{i=1}^{w} q_{ki} \exp\left\{-\sum_{k=1}^{m} \lambda_k q_{ki}\right\} = D_k, \quad k = \overline{1,\ m}. \end{cases} \qquad (4)$$

Теоретико-категорная модель (4) позволяет найти относительные и абсолютные численности видов в сообществе при определенном наборе внешних факторов. Очевидно, что адекватность

данной модели процессам, имеющим место в реальных фитопланктонных сообществах, может быть выяснена лишь при сравнении конкретных численных результатов, полученных с ее помощью, и эмпирических данных по динамике сообществ.

Рассмотрим простейший случай — лимитирование сообщества одним субстратным фактором (т. е. $m = 1$), для которого вид системы (4) существенно упрощается:

$$\sum_{i=1}^{w} \exp(-\lambda q_i) = 1. \tag{5}$$

Пусть $\exp(-\lambda) = x$. Тогда уравнение (5) приобретает вид степенного многочлена

$$\sum_{i=1}^{w} x^{q_i} = 1. \tag{6}$$

Следует отметить, что x^{q_i}, согласно формуле (3), представляет собой относительную численности вида i. Таким образом, если известны минимальные квоты q_i, можно решить уравнение (6), определить значение x и рассчитать относительные численности видов в сообществе.

Рассмотрим теперь случай, когда в качестве лимитирующих выступают два фактора ($m = 2$). Система (4) приобретает вид

$$\sum_{i=1}^{w} \exp\{-\lambda_1 q_{1i} - \lambda_2 q_{2i}\} = 1,$$

$$n \sum_{i=1}^{w} q_{ki} \exp\{-\lambda_1 q_{1i} - \lambda_2 q_{2i}\} = D_k, \quad k = 1, 2. \tag{7}$$

Пусть $\exp(-\lambda_1) = x$, а $\exp(-\lambda_2) = y$. Тогда система (7) приобретает вид

$$\sum_{i=1}^{w} x^{q_{1i}} y^{q_{2i}} = 1,$$

$$\sum_{i=1}^{w} \left(q_{1i} - \frac{D_1}{D_2} q_{2i}\right) x^{q_{1i}} y^{q_{2i}} = 0. \tag{8}$$

Из формулы (3) следует, что величина

$$\varphi_i = x^{q_{1i}} y^{q_{2i}}$$

является конечной относительной численностью вида i в сообществе.

Таким образом, при небольших m система (4) существенно упрощается, что облегчает проверку ее адекватности на основе эмпирических данных по динамике альгоценозов.

2. Описание эмпирических данных, использованных при численной реализации модели

Эмпирические данные по динамике фитопланктонных сообществ, использованные для оценки и калибровки параметров модели и при ее верификации, были получены в ряде лабораторных экспериментов по культивированию планктонных водорослей. Был поставлен ряд экспериментов (называемых в настоящей работе сериями), включавших различные наборы культивируемых видов водорослей и концентраций важнейших субстратных факторов (азот, фосфор).

Опыты проводились с накопительными культурами водорослей. В каждой серии выращивались поликультуры различного состава и монокультуры для каждого из видов, использованных в поликультуре. Через определенные промежутки времени в поли- и монокультурах измерялись численности и размеры клеток, концентрации биогенных элементов в среде.

С помощью данных, полученных в результате культивирования монокультур, рассчитывались начальные и минимальные клеточные квоты (по известным значениям начальных и конечных численностей и концентраций биогенных элементов), которые затем использовались для оценки параметров модели (4). Значения конечных численностей различных видов водорослей в поликультуре были использованы в процессе калибровки и верификации модели.

При постановке каждой серии был присвоен определенной номер. При изложении настоящего материала мы будем использовать исходные номера серий (например, серия 4). В том случае, когда в одной серии использовалось несколько сред с различным содержанием биогенных элементов, опыту на каждой среде присвоен свой индекс, поставленный через точку после номера серии (например, серия 9.1 и 9.2).

При проверке адекватности теоретико-категорной модели были использованы материалы 1, 4, 6, 9, 11 и 13-й серий. В серии 1 сообщество из 10 видов выращивалось на среде, 1 л которой содержал 195 мг азота и 5,2 мг фосфора. В серии 4 сообщество из 8 видов выращивалось на трех средах с одинаковым содержанием биогенных элементов (азота 100 мг/л и фосфора 6 мг/л). В серии 6 сообщество из четырех видов — на пяти средах с разным содержанием фосфора (в порядке увеличения номера среды — 1,2, 2,2, 3,2, 4,2 и 5,2 мг/л) и одинаковым содержанием азота (28,5 мг/л). В серии 9 сообщество из четырех видов выращивалось на двух средах с содержанием азота и фосфора 10,5 и 3,5; 50 и 2,5 мг/л соответственно. Из серии 11 сообщество из трех видов выращивалось на трех средах, содержание азота и фосфора на которых составляло соответственно 0 и 3, 30 и 3, 60 и 3.5 мг/л. В серии 13 сообщество из четырех видов выращивалось на трех средах, с содержанием азота во всех средах 36,8 мг/л, а фосфора (в порядке увеличения номера среды) — 0,54, 1,04 и 1,54 мг/л.

3. Качественная проверка адекватности модели с помощью рангового критерия для однофакторного лимитирования

Как было показано выше, для случая однофакторного лимитирования ($m = 1$) экстремальная модель сводится к степенному многочлену (6), предсказывающему численности видов по набору минимальных клеточных квот. Наиболее очевидным способом проверки модели была бы подстановка эмпирических значений клеточных квот с последующим решением уравнения (6) и сравнением вычисленных численностей сообщества с эмпирическими. Однако экспериментальные значения квот оцениваются косвенным методом и включают в себя ошибки измерения численностей и концентраций биогенов, в результате чего ошибка экспериментальной оценки клеточных квот оказывается порядка 100 %. Тем не менее существуют другие возможности проверки адекватности модели по результатам описанных выше экспериментов, например сравнение ранговых структур сообществ из поликультур различных серий.

Под рангом вида мы понимаем порядковый номер вида в сообществе, ранжированном по численности. Из уравнения (6) следует, что ранг вида определяется рангом его клеточной квоты. В то же время известно [4], что минимальные клеточные квоты должны оставаться постоянными для одного вида (так как минимальная квота наблюдается при истощении запасов данного биогенного элемента в среде). В таком случае ранговые структуры сообществ из поликультур различных серий должны определяться единой общей ранговой структурой квот. Таким образом, возможность нахождения единой ранговой структуры квот будет свидетельствовать об адекватности модели на качественном уровне.

При проверке адекватности модели с помощью рангового критерия были использованы эмпирические материалы серий 1, 4, 9 и 11 (клеточные квоты по азоту и фосфору, определенные в монокультурах данных серий, представлены в табл. 1 и 2). Сначала следует убедиться, что лимитирование в данной серии действительно происходит по одному фактору (так как в среде может иметь место лимитирование как по фосфору или азоту, так и по обоим факторам) и опытные результаты в принципе могут соответствовать модели (6).

Будем считать, что в среде происходит лимитирование по одному фактору, если выполняется одно из условий [2]:

$$\frac{D_1}{D_2} < \min_i \left\{ \frac{q_{1i}}{q_{2i}} \right\} \quad \text{или} \quad \frac{D_1}{D_2} > \max_i \left\{ \frac{q_{1i}}{q_{2i}} \right\}, \tag{9}$$

то лимитирует фактор D_1 или D_2 соответственно. Если условие (9) не выполняется, то лимитируют оба фактора.

Наибольшая сложность при проверке условия (9) состоит в том, что нам необходимо знать минимальные клеточные квоты. А они, как отмечалось выше, определяются из экспериментов

Таблица 1

Минимальные клеточные квоты по фосфору (10^{-9} мг/кл) для ряда видов микроводорослей по результатам экспериментов в монокультурах

Вид	Серия						
	1	4	9.1	9.2	11.1	11.2	11.3
Ankistrodesmus brauni	0,49						
Ankistrodesmus acicularis	0,38	0,65	0,53	0,20	7,9	0,93	0,99
Scenedesmus obliquus	0,34						
Scotiella nivalis	2,9	2,4					
Chromochloris cinnoborina	3,2						
Chlamydomonas humicola	1,03						
Chlorella vulgaris	0,42	0,34	0,26	0,28	2,96	3,6	2,2
Stichococcus mirabilis	0,97	0,22					
Scenedesmus bijugatus	1,14						
Scenedesmus quadricauda	0,48	0,26	1,22	0,71	11,7	2,2	0,32
Ankistrodesmus falcatus		0,34	0,13	0,16			
Anacystis nidulans		0,014					
Pleurochloris magna		2,4					

Таблица 2

Минимальные клеточные квоты по азоту (10^{-9} мг/кл) для ряда видов микроводорослей по результатам экспериментов в монокультурах

Вид	Серия				
	9.1	9.2	11.1	11.2	11.3
Ankistrodesmus brauni					
Ankistrodesmus acicularis	1,56	3,02	12	6,5	13,18
Scenedesmus obliquus					
Scotiella nivalis					
Chromochloris cinnoborina					
Chlamydomonas humicola					
Chlorella vulgaris	0,79	2,87	12	11	33
Stichococcus mirabilis					
Scenedesmus bijugatus					
Scenedesmus quadricauda	4,6	13,5	5,3	15	4,1
Ankistrodesmus falcatus	0,37	0,93			
Anacystis nidulans					
Pleurochloris magna					

в монокультурах со значительными ошибками. Для снижения влияния этих ошибок были составлены общие таблицы минимальных квот, определенных в монокультурах (см. табл. 1 и 2), и для каждого вида водорослей выделены минимальные значения из набора минимальных квот. Именно с данными минимальными величинами производилась в дальнейшем проверка условия (9).

Обратимся к результатам экспериментов. В сериях 1 и 4 к моменту полного потребления фосфора азот оставался в среде, поэтому можно сделать вывод, что в данных сериях имело место лимитирование по фосфору. В серии 9 опыт проводился на двух средах. Проверим для них условие (9), причем в качестве минимальных квот для видов водорослей из серии 9 возьмем абсолютные минимумы квот по данному виду из табл. 1 и 2. Результаты расчетов (табл. 3) показывают, что в серии 9 на среде 1 наблю-

Таблица 3

Определение характера лимитирования в серии 9 (q_P и q_N — клеточные квоты соответственно по фосфору и азоту (10^{-9} мг/кл), L_P и L_N — содержание азота и фосфора в среде (мг/л))

Вид	q_P	q_N	$\frac{q_P}{q_N}$
Scenedesmus quadricauda	0,26	4,1	0,063
Chlorella vulgaris	0,28	0,79	0,329
Ankistrodesmus acicularis	0,20	1,56	0,128
Ankistrodesmus falcatus	0,13	0,37	0,351

$$\min \frac{q_P}{q_N} = 0{,}063, \quad \max \frac{q_P}{q_N} = 0{,}351$$

Среда	L_P	L_N	$\frac{L_P}{L_N}$
1	3,25	10,7	0,304
2	2,75	50	0,055

далось двухфакторное лимитирование, а на среде 2 — однофакторное лимитирование по фосфору. В серии 11 эксперимент проводился на трех средах. В среде 1 азота не было, поэтому можно считать, что лимитировал именно азот. Проверка условия (9) для второй и третьей сред показала, что на них имело место лимитирование по обоим факторам. Таким образом, эмпирической основой для построения модели выбраны результаты серий 1, 4.1, 4.2, 4.3 и 9.2.

Процедура нахождения ранговой структуры квот состояла в переборе ее различных вариантов, сравнении по критерию Спирмена предсказываемых ранговых структур сообществ с экспери-

ментальными (для всех имеющихся поликультур) и в выборе варианта, дающего максимальное соответствие. В результате был получен вариант ранговой структуры квот (табл. 4), который позволил с приемлемой точностью предсказать ранговую структуру сообществ всех поликультур: ранговый коэффициент корреляции Спирмена структур экспериментальных и предсказанных сообществ составляет от 0,915 до 1.

Остановимся несколько подробнее на смысле полученных результатов. Как уже отмечалось выше, невозможность использования экспериментальных значений квот вызвана в первую очередь тем, что эти величины оцениваются из экспериментов со значительными погрешностями. Именно поэтому значения клеточных квот для одного вида, но полученные на монокультурах различных серий (см. табл. 1 и 2), могут существенно различаться. Однако оказывается возможным найти такую единую ранговую структуру квот, на основе которой возможно адекватно описать ранговую структуру поликультур всех выбранных серий. Это может свидетельствовать, с одной стороны, о действительном постоянстве истинных значений минимальных клеточных квот, а с другой — об адекватности исходной формулы видовой структуры (3).

Таблица 4

Общий набор калиброванных квот (q) и результаты предсказания с его помощью относительной численности видов в сообществах (r_e — ранг вида в экспериментальном сообществе, r_m — ранг вида в сообществе по модели, r_q — ранг квоты, S — ранговый коэффициент корреляции по Спирмену)

Вид	r_q	Серия									
		1		4.1		4.2		4.3		9.2	
		r_e	r_m	r_e	r_m	r_e	r_m	r_e	r_m	r_e	r_m
Ankistrodesmus brauni	4	3	3								
Ankistrodesmus acicularis	9	4	6	7	7	7	7	7	7	4	4
Scenedesmus obliquus	2	1	1								
Scotiella nivalis	8	5	5	5	6	6	6	6	6		
Chromochloris cinnoborina	12	9	9								
Chlamydomonas humicola	13	10	10								
Chlorella vulgaris	5	7	4	3	3	4	3	3	3	3	3
Stichococcus mirabilis	11	8	8	8	8	8	8	8	8		
Scenedesmus bijugatus	10	6	7								
Scenedesmus quadricauda	3	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1
Ankistrodesmus falcatus	6			6	4	3	4	4	4	2	2
Anacystis nidulans	1			1	1	1	1	1	1		
Pleurochloris magna	7			4	5	5	5	5	5		
S		0,915		0,929		0,976		1,000		1,000	

4. Количественная проверка адекватности с помощью калибровки параметров модели

Численная реализация математической модели включает в себя нахождение количественных значений параметров модели — ее калибровку. Для этого выбираются данные экспериментов или натурных наблюдений, характеризующие некие типичные ситуации, и по этим данным тестируются различные наборы параметров. Те из них, которые дают наиболее хорошее согласие между модельными значениями выходных переменных и их экспериментальными значениями, используются в дальнейшем как основные наборы параметров модели. Необходимость калибровки математических моделей экологических процессов объясняется в первую очередь тем, что данные, получаемые в результате экспериментальных исследований или натурных наблюдений, включают различные погрешности измерений. Модель, основанная на них, может давать результаты, отличные от реальных, именно за счет ошибок в определении исходных данных.

Очевидно, что даже при самой тщательной калибровке результаты моделирования не могут абсолютно соответствовать реальным эмпирическим данным. Поэтому при работе с конкретной моделью выбирается определенный критерий калибровки, т. е. критерий, по которому определяется допустимость различий между модельными и эмпирическими данными. Если критерий калибровки выполняется, то имеющийся набор параметров модели оставляют в качестве каркасного набора.

Проверка качества модели обязательно должна включать в себя испытание откалиброванной модели на независимых, не использовавшихся при калибровке данных. Этот процесс испытания модели обозначается термином „верификация“. Критерии верификации часто совпадают с критериями калибровки.

В нашем случае основную сложность для проверок адекватности модели представляют ошибки в экспериментальной оценке значений минимальных клеточных квот. Однако существует возможность уточнения значений квот с помощью конечных численностей видов в поликультуре. Таким образом, задача калибровки состоит в нахождении такого набора клеточных квот, чтобы разность между реальными относительными численностями видов φ_i и предсказанными моделью относительными численностями φ была как можно меньше.

Рассмотрим алгоритм калибровки для случая двухфакторного лимитирования, т. е. когда динамика сообщества описывается системой (8). Нам необходимо добиться примерного равенства

$$\varphi_i \sim \varphi_i^* = x^{q_{1i}} y^{q_{2i}}.$$

Если взять в качестве начального приближения экспериментальные значения клеточных квот и решить с ними систему (8), то можно оценить численные значения x и y. Предположим, что

$q_{2\,i}$ — верная квота. Тогда можно вычислить новое, более верное значение первой квоты:

$$\overset{*}{q}_{1i} = \frac{\log \varphi_i - \log y^{q_{2i}}}{\log x}.$$

Теперь решим систему (8) с новой квотой $\overset{*}{q}_{1i}$. Предположим что она верна, и повторим процесс для $q_{2\,i}$

$$\overset{*}{q}_{2i} = \frac{\log \varphi_i - \log x^{\overset{*}{q}_{1i}}}{\log y}.$$

Для i-го вида мы несколько приблизились к верному значению квот.

Выполняем те же операции для всех остальных видов и повторяем процесс до тех пор, пока не будет выполнено условие

$$\sum_i \frac{|\varphi_i - \overset{*}{\varphi}_i|}{\varphi_i} < \varepsilon.$$

Описанную выше процедуру выполняем для всех имеющихся сред в экспериментальной серии. Для каждой среды мы получаем некоторый набор квот, решение же системы (8) с этими квотами получаем для всех имеющихся сред. После получения наборов квот по всем средам мы можем выбрать набор квот, наиболее адекватно описывающий динамику сообществ на всех средах, и считать калибровку законченной.

Легко заметить, что данный алгоритм совмещает процедуры калибровки и верификации, так как квоты подбираются только для одной среды, а проверяются по всему набору сред. Поэтому квоты, подобранные данным способом, можно считать верными, а модель (в случае удачного подбора квот) — адекватной.

Решение системы (9) и осуществление описанного выше алгоритма калибровки являются достаточно сложными вычислительными задачами, поэтому их реализация была осуществлена на ЕС ЭВМ.

Для однофакторного лимитирования алгоритм калибровки существенно упрощается, так как решать следует не систему (8), а уравнение (6). Вначале с помощью начальных приближений квот решается уравнение (6) и определяется значение x. Дальнейшая процедура состоит в изменении значений квот, решении уравнения (6) и проверке условия (10) способом, аналогичным для двухфакторного лимитирования.

В качестве эмпирической основы для калибровки модели (8) были использованы результаты серий 6 и 13. В серии 6 сообщество из четырех видов (*Scenedesmus quadricauda, Scenedesmus obliquus, Ankistrodesmus* sp., *Chlorella vulgaris*) выращивалось на четырех с разным количеством фосфора (в порядке увеличения номера среды — 2,2, 3,2, 4,2, 5,2 мг/л) и одинаковым количеством азота (28,5 мг/л). Для всех четырех сред данной серии соотноше-

ния и абсолютные значения численностей видов в поликультуре были близки. Данный факт позволяет сделать вывод, что изменение концентрации фосфора в среде не влияло на развитие сообщества, а единственным лимитирующим фактором был азот. Следовательно, по материалам серии 6 можно откалибровать значения квот по азоту, используя алгоритм для однофакторного лимитирования.

Результаты калибровки серии 6 приведены в табл. 5. Для данной и остальных серий в таблицах приводятся откалиброванные

Таблица 5

Результаты калибровки клеточных квот по азоту для серии 6

(q_N^* — откалиброванные квоты по азоту, n — абсолютные численности видов из эксперимента, n^* — предсказанные абсолютные численности, Δ — погрешность предсказания, определенная в тексте; квоты в 10^{-9} мг/кл, численности в 10^5 кл/мл)

Среда		Вид			
		Scenedesmus quadricauda	*Scenedesmus obliquus*	*Ankistrodesmus* sp.	*Chlorella vulgaris*
6.1	q_N^*	0,79	0,30	1,54	0,96
	n	9,38	26,39	4,20	16,39
	n^*	10,48	27,29	3,58	7,57
	Δ	0,12	0,03	0,15	0,54
6.2	n	10,80	21,50	3,80	5,90
	n^*	10,48	27,29	3,58	7,57
	Δ	0,03	0,27	0,06	0,28
6.3	n	11,60	31,60	4,20	5,10
	n^*	10,48	27,29	3,58	7,57
	Δ	0,10	0,14	0,15	0,49
6.4	n	9,40	28,40	3,27	5,90
	n^*	10,48	27,29	3,58	7,57
	Δ	0,11	0,04	0,10	0,28

значения квот, экспериментальные и предсказанные значения абсолютных численностей и погрешность предсказания абсолютных численностей Δ, вычисляемая по формуле:

$$\Delta_i = \frac{|n_i - n_i^*|}{n_i}.$$

При калибровке серии 6 погрешность предсказания абсолютных численностей изменяется для разных видов от 3 до 49 %, и, как правило, укладывается в ошибку экспериментального определения численности.

В серии 13 сообщество из четырех видов (*Scenedesmus quadricauda· Scenedesmus obliquus, Ankistrodesmus falcatus, Chlorella vulgaris*) выращивалось на трех средах, с содержанием азота

во всех средах 36,8 мг/л, а фосфора (в порядке увеличения номера среды) — 0,54, 1,04 и 1,54 мг/л. Характер изменения абсолютных численностей у видов водорослей в поликультуре по разным средам различен. У одних видов *(Chlorella vulgaris)* изменения численности по средам практически отсутствуют (лимитирование по азоту), у других *(Scenedesmus quadricauda, Scenedesmus obliquus)* численность увеличивается с номером среды (лимитирование по фосфору), таким образом, можно предположить, что сообщество в целом лимитируется обоими факторами. Результаты калибровки серии 13 приведены в табл. 6. Относительная погрешность предсказания абсолютных численностей составляет по разным видам от 6 до 78 %.

С помощью полученных значений минимальных клеточных квот по азоту и фосфору можно по условию (9) проверить правильность заключений о характере лимитирования в серии 13, сделанных на основе анализа динамики численностей видов на различных средах. Результаты проверки (табл. 7) свидетельствуют о том, что на всех средах серии 13 действительно имело место двухфакторное лимитирование.

В результате калибровки параметров теоретико-категорной модели были получены наборы клеточных квот по азоту и фосфору, которые приемлемо описывают динамику сообщества на всех средах в пределах одной серии. Это свидетельствует об адекватном отражении моделью динамики фитопланктонного сообщества в пределах одной серии на количественном уровне.

Более общие выводы о количественной адекватности модели можно сделать на основе сопоставления значений минимальных клеточных квот, откалиброванных по различным сериям. Такое сравнение можно провести для квот по азоту из серий 6 и 13 (для трех общих видов). При этом следует учесть, что уравнения экстремальной модели (4) инвариантны к преобразованию подобия квот q_{ki}. Другими словами, если для всех факторов квоты всех видов изменятся в одинаковое число раз, то относительные численности видов, равные из формулы (3)

$$\varphi_i = \exp\left\{-\sum_{k=1}^{m} \lambda_k q_{ki}\right\},$$

останутся прежними (поскольку вместе с параметрами системы алгебраических уравнений — квотами q_{ki} — соответствующим образом изменятся и решения системы — видовые обилия y_i). Поэтому процедура калибровки квот по экспериментальным численностям определяет лишь отношения квот друг к другу, но не их абсолютные значения.

Данное замечание не влияет на результаты проверки характера лимитирования по условию (7), так как анализу подвергаются именно соотношения квот. Однако для проведения сравнения значений квот между сериями разумнее оперировать отношениями квот к некоторой эталонной квоте (ею была выбрана квота *Scenedesmus quadricauda*). Таким образом, соотношение калиброван-

Таблица 6

Результаты калибровки клеточных квот для серии 13
(q_P^* — откалиброванные квоты по фосфору, q_N^* — откалиброванные квоты по азоту, n — абсолютные численности видов из эксперимента, n^* — предсказанные абсолютные численности, Δ — погрешность предсказания, определенная в тексте; квоты в 10^{-9} мг/кл, численности в 10^5 кл/мл)

Среда	Вид				
		Scenedesmus quadricauda	*Scenedesmus obliquus*	*Ankistrodesmus falcatus*	*Chlorella vulgaris*
	q_P	0,013	0,011	1,003	1,001
	q_P^*	0,052	0,018	0,001	0,027
	q_N^*	0,729	0,264	1,244	1,015
13.1	n	9,40	35,30	13,95	15,61
	n^*	1,98	14,47	18,84	5,86
	Δ	0,78	0,58	0,39	0,61
13.2	n	11,70	46,70	24,04	16,01
	n^*	6,26	25,84	14,15	9,00
	Δ	0,47	0,46	0,42	0,44
13.3	n	13,10	63,49	13,95	16,41
	n^*	12,42	36,22	7,72	9,28
	Δ	0,06	0,44	0,45	0,44

Таблица 7

Определение характера лимитирования в серии 13
(q_P и q_N — клеточные квоты соответственно по фосфору и азоту (10^{-9} мг/кл), L_P и L_N — содержание азота и фосфора в среде (мг/л))

Вид	q_P	q_N	$\frac{q_P}{q_N}$
Scenedesmus quadricauda	0,052	0,729	0,071
Scenedesmus obliquus	0,018	0,264	0,068
Ankistrodesmus falcatus	0,001	1,244	0,001
Chlorella vulgaris	0,027	1,015	0,026

$$\min \frac{q_P}{q_N} = 0{,}001, \quad \max \frac{q_P}{q_N} = 0{,}071$$

Среда	L_P	L_N	$\frac{L_P}{L_N}$
1	0,54	36,8	0,014
2	1,04	36,8	0,028
3	1,54	36,8	0,041

ных значений минимальных квот по азоту у видов *Scenedesmus quadricauda, Scenedesmus obliquus, Chlorella vulgaris* составляет соответственно в серии 6 1 : 0,38 : 1,21, а в серии 13 — 1 : 0,36 : 1,39, что свидетельствует о возможности описания с помощью схожих наборов параметров независимых наборов исходных данных.

Существует также возможность сравнения рангов квот, найденных в сериях 1, 4 и 9 (см. табл. 4) с рангами калиброванных квот по фосфору из серии 13 (см. табл. 6). Существенное соответствие рангов при таком сравнении отсутствует: ранги квот в табл. 4 у *Scenedesmus quadricauda, Scenedesmus obliquus, Ankistrodesmus falcatus, Chlorella vulgaris* составляют соответственно 4, 2, 1, 3, а в табл. 6 — 2, 1, 4, 3. Следует отметить, однако, что основной вклад в различие ранговых структур вносит *Ankistrodesmus falcatus.* Данный вид на среде 2 серии 13 имел значительное повышение численности, не интерпретируемое в рамках принятой модели, которое могло существенно повлиять на точность калибровки клеточных квот.

Таким образом, в результате проведенных исследований можно сделать вывод о возможности нахождения набора минимальных клеточных квот, общего для всех серий, и, следовательно, об адекватности предсказания теоретико-категорной моделью (4) численностей лабораторных фитопланктонных сообществ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Левич А. П. Теория множеств, язык теории категорий и их применение в теоретической биологии. Учебное пособие. — М., 1982. — 190 с.

2. Левич А. П., Лебедь А. Б. Потребности биологических видов в компонентах питания и потребление экологическим сообществом факторов среды. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1987, т. 10, с. 268—273.

3. Левич А. П., Носов В. Н., Смирнов И. А. Теоретико-категорная модель экологического сообщества с учетом внешних факторов. — В кн.: Человек и биосфера. Вып. 8. М., 1983, с. 134—139.

4. Левич А. П., Ревкова Н. В., Булгаков Н. Г. Процесс «потребление — рост» в культурах микроводорослей и потребности клеток в компонентах минерального питания.— В кн.: Экологический прогноз. М., 1986, с. 132—139.

THE STUDY OF ADEQUACY OF THE THEORETICAL MODEL FOR PHYTOPLANKTON COMMUNITIES

D. G. Zamolodchikov, A. P. Levich, S. Yu. Rybakova

Moscow State University

The adequacy of the theoretical model for phytoplankton communitiies is tested by comparison of predicted species numbers and results of experiments with laboratory algocenoses. First, qualitative test of adequacy is performed by range criterion. Second, quantitative test is made on the base of the model calibration. The acceptable relevance of predicted results and empirical data is found.

БАЗА ДАННЫХ ФОНОВОГО МОНИТОРИНГА ЭПИФИТНЫХ ЛИШАЙНИКОВ

С. А. Зелтынь, Г. Э. Инсаров

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

1. Введение

Систематические наблюдения за эпифитными лишайниками проводятся на территории бывшего СССР с конца 70-х годов [2]. Интерес к этим организмам вызван их значительной чувствительностью к загрязнению воздуха, с одной стороны, и относительной стабильностью по отношению к естественным факторам — с другой [6]. Эти свойства эпифитных лишайников позволяют эффективно выделять тренды их состояния, вызванные изменением антропогенного загрязнения атмосферы [9]. Информационной основой для этого служат данные полевых наблюдений за эпифитными лишайниками в заповедниках, расположенных в фоновых относительно загрязнения воздуха районах (см., например, [2, 3]), а также оценки чувствительности лишайников к загрязнению воздуха [7, 13]. Вся система нацелена на решение фоновых задач, т. е. имеет дело с лишайниками в местах, удаленных от источников загрязнения на значительные (десятки километров и более) расстояния [9].

Опишем кратко методику сбора данных об эпифитных лишайниках в заповедниках (ее обоснование приведено в работах [1, 4]). Наблюдения производятся на пробных площадях, представляющих собой группу деревьев основной лесообразующей породы, близких по своим характеристикам. Расстояние между деревьями внутри пробной площади много меньше расстояния между пробными площадями. Учет лишайников на модельных деревьях производится с помощью гибкой мерной ленты, опоясывающей ствол на определенной высоте. Нуль шкалы расположен с северной стороны, возрастание чисел на шкале соответствует движению в направлении север—восток—юг—запад. Фиксируются начало и конец пересечения ленты с каждым талломом или его частью. В случае кустистых лишайников фиксируется лишь число веточек, пересекших мерную ленту на данном участке. Средняя толщина веточек впоследствии определяется под микроскопом [5]. Образцы лишайников собираются для дальнейшего определения видового состава. Собранная в полевых условиях информация об эпифитных лишайниках заносится на специальный бланк (табл. 1), где также фиксируются характеристики пробной площади и модельного дерева.

К настоящему времени произведено обследование более 30 заповедников и других охраняемых территорий Европы, Азии и Америки, расположенных в различных флористических областях северного полушария. Объем собранной в заповедниках информа-

Таблица 1

Бланк для сбора информации об эпифитных лишайниках

Год	Месяц	Число	Наблюдатель	Заповедник	Пробная площадь

ПРОБНАЯ ПЛОЩАДЬ

Сумма площадей поперечного сечения стволов на высоте груди (полнота), м. кв./га: _____ Сомкнутость крон, %: _____ Высота над уровнем моря, м: _____ Экспозиция склона: _____ Угол склона, град: _____ Влажность: _____

ДЕРЕВО

Номер: _____ Вид: _____ Длина окружности ствола, мм: _____.

Высота, м _____

1 Вид лишайника		2 Вид лишайника		3 Вид лишайника		4 Вид лишайника		5 Вид лишайника	
Начало	Конец	Начало	Конец	Начало	Конец	Начало	Конец	Начало	Конец

ции характеризуется следующими максимальными параметрами: число пробных площадей 52, число модельных деревьев на пробной площади 26, число видов лишайников — 95, число записей — 7000.

Второй блок информации — данные о чувствительности лишайников — имеет вид таблицы (табл. 2). В ней 993 записи, относя-

Таблица 2

Начальная часть таблицы чувствительности видов лишайников к атмосферному загрязнению

Код вида лишайника	Код региона	Код видов загрязнения	Код видов деревьев	Код типа коры	Балл чувствительности
1. 1. 8. 16. 1. 4.	1	1 0 0 0 0 0 0	40 0 0 0 0	2 0	80
1. 1. 4. 4. 1. 1.	2	2 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	2 0	55
1. 1. 4. 4. 1. 3.	3	2 3 4 0 0 0 0	0 0 0 0 0	0 0	71
1. 1. 4. 4. 1. 2.	3	2 3 4 0 0 0 0	41 0 0 0 0	2 0	71
1. 1. 8. 28. 1. 1.	4	0 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	0 0	80
1. 1. 8. 28. 1. 1.	5	5 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	0 0	50
1. 1. 8. 28. 1. 1.	6	2 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	2 0	100
1. 1. 8. 28. 1. 1.	2	2 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0	2 0	67
1. 1. 8. 28. 1. 1.	7	2 0 0 0 0 0 0	42 43 5 44 0	2 0	60

Примечания. 1. Баллы приведены в 100-балльной шкале, причем самые чувствительные виды имеют балл 100. 2. Ноль всюду означает отсутствие данных. 3. Кислая кора имеет код 1, нейтральная — 2.

щиеся к 268 видам лишайников из 49 регионов северного полушария.

Для работы с данными полевых наблюдений лишайников была создана система хранения и обработки информации LICHEN [11]. Эта система позволяла решать несколько важных задач, таких, как контроль вводимой информации и получение выборок данных. Контроль ввода позволяет обнаружить значительную часть ошибок, сделанных в ходе полевых наблюдений и при вводе данных в компьютер. Возможность получать должным образом отфильтрованную информацию также имеет большое значение. Это необходимо как при формировании входных данных для прикладных программ, так и для непосредственного изучения, поскольку работать напрямую с файлом в несколько тысяч строк может оказаться неудобным.

В то же время программа LICHEN обладала некоторыми недостатками, потребовавшими создания новой системы. К ним следует отнести не слишком удобный пользовательский интерфейс. Для работы с системой требовалось овладеть ее языком заказов. После выполнения заказов преобразованные данные размещались по файлам и не выводились непосредственно на дисплей для работы с ними. К тому же форма представления информации в этих файлах не всегда была удобной. Во многом недочеты в системе

были вызваны использованием для ее создания алгоритмического языка фортран, хорошего инструмента при проведении математических расчетов, но не слишком пригодного для разработки „дружественно настроенных“ по отношению к пользователю программ. Структура программ системы получилась достаточно сложной и модифицировать алгоритмы для решения новых, неизбежно возникающих задач стало затруднительно.

В последние годы широкое распространение на IBM-совместимых компьютерах получил формат данных .dbf (database file), предназначенный для хранения файлов баз данных. Для работы с этими файлами используются такие пакеты программ, как Dbase, Foxbase, а также язык программирования баз данных Clipper (Клиппер). Эти программные средства воспринимают dbf-файл в виде таблицы, столбцы которой именуются полями, а строки — записями. Поля имеют названия. Наибольшие возможности для работы с файлами подобного формата предоставляет язык программирования баз данных Клиппер. Так как стоящие перед нами задачи могут потребовать выполнения достаточно тонких операций, именно этот язык был выбран в качестве инструмента нашей работы.

Задачи эти уже были в общих чертах намечены выше.

1. Удобный доступ к просмотру и редактированию информации в диалоговом режиме.

2. Возможность экспорта информации в файлы текстового формата для отчетов или в качестве входных данных для прикладных программ.

3. Индикация ошибок коллектора и вводящего данные в компьютер лаборанта.

4. Введение в систему блока информации о чувствительности видов эпифитных лишайников к атмосферному загрязнению.

5. Программная поддержка новых способов фильтрации информации.

Разработка новой системы LICHCLIP проводилась на компьютере IBM AT/286.

2. Содержимое базы данных LICHCLIP

В системе LICHCLIP информация хранится в виде файлов формата dbf. Эти файлы можно разделить на три группы.

В первую группу, самую многочисленную, входят файлы с данными обследований заповедников. Каждому обследованию какого-либо заповедника соответствуют шесть файлов системы: файл уровня заповедника, файлы пробных площадей, деревьев и лишайников, файл локального словаря и протокол, в который заносит информацию об обнаруженных ошибках программа контроля ввода (см. п. 3). Локальный словарь содержит список видов лишайников, встретившихся в ходе данного обследования. Здесь для каждого вида содержится его латинское название, 6-значный код в филогенетической системе Пёльта, локальный номер вида

в заповеднике, код жизненной формы. В локальном словаре также отмечены виды, занесенные в Красную книгу СССР.

В филогенетической системе Пёльта [14] каждому виду или форме лишайников может быть поставлен в соответствие 6-значный идентификатор (например, 1.1.8.16.10.11. — *Usnea florida*). Первое число кода принимает либо значение 1 для совершенных лишайников, либо 2 — для несовершенных. Начало 1.1 идентифицирует асколишайники, 1.2 — базидиолишайники. Последующие числа кода отвечают соответственно за порядок, семейство, род и вид (или форму).

Следующие четыре файла, относящиеся к данному обследованию, образуют иерархическую группу. В журнале наблюдений содержатся значения таких разнородных реквизитов, как высота над уровнем моря, условные координаты пробной площади, длина окружности ствола дерева, вид лишайника и т. п. Имеется также информация, относящаяся ко всему заповеднику в целом, например его географические координаты и 4-значный код флористической провинции. В то же время вполне возможно, что вид дерева или, скажем, высота над уровнем моря не меняется от одной пробной площадки к другой и характеризует заповедник в целом.

В системе вводятся четыре уровня хранения информации (0 — уровень заповедника, 1 — уровень пробных площадей, 2 — уровень деревьев, 3 — уровень лишайников). На каждом уровне хранятся значения тех реквизитов, которые на последующих уровнях уже не меняются, например, реквизит „угол склона“ обычно хранится в файле пробных площадей, а реквизит „высота дерева“ — в файле деревьев. Файл заповедника содержит одну запись, число записей на других уровнях равно соответственно числу обследованных пробных площадей, деревьев и лишайников.

В старом варианте системы пользователю были непосредственно доступны лишь копия журнала наблюдений и локальный словарь без латинских названий. Для получения компактной информации, например, о пробных площадях требовалось составить заказ и дождаться конца его исполнения.

Реквизиты можно разделить на основные, дополнительные и расчетные (табл. 3). Основные реквизиты должны встречаться в файлах данного уровня для любого обследования, а поля, соответствующие дополнительным реквизитам, вводятся в случае, если они фиксировались. Наконец, значения расчетных реквизитов вычисляются автоматически на стадии контроля ввода.

Для удобства обработки информации большинство реквизитов вводится в форме целых чисел. Иногда для этого мы прибегаем к кодированию признаков. К примеру, значения реквизита „экспозиция склона“ (может быть северной, северо-западной и т. д.— всего восемь румбов, а также отсутствовать на ровном месте) могут варьировать от 1 до 8 или равняться нулю.

Таблица 3

Список реквизитов системы LICHCLIP

Имя реквизита	Тип реквизита	Значение реквизита
NUMPLOT	Расчетный	Число пробных площадей
XRES	Основной	Широта заповедника
YRES	Основной	Долгота заповедника
HPLT	Дополнительный	Высота над уровнем моря, м
TYPT	Основной	Тип дерева
HLCH	Дополнительный	Высота измерения на стволе, см
FRST	Дополнительный	Тип леса
HUM	Дополнительный	Влажность
COLL	Основной	Номер коллектора
PLOT	Основной	Номер пробной площади
NUMTREE	Расчетный	Число деревьев
AVERDIAMTR	Дополнительный	Средний диаметр на пробной площади, мм
STD—BA *	Дополнительный	Сумма площадей сечения, м²/га; *-номер типа дерева
XPLT	Основной	Координата пробной площади, 100 м
YPLT	Основной	Координата пробной площади, 100 м
ANCL	Дополнительный	Угол склона, град.
SLOP	Дополнительный	Экспозиция склона
TOP	Дополнительный	Сомкнутость крон, %
BGC	Основной	Флористическая зона
TREE	Основной	Номер дерева
NUMLIC	Расчетный	Число лишайников
LENGTH	Основной	Длина окружности, мм
DBH	Дополнительный	Диаметр на высоте 1,3 м, мм
AGE	Дополнительный	Возраст дерева
INCR 0—5	Дополнительный	Прирост за последние 5 лет, 0,1 мм
INCR 5—10	Дополнительный	Прирост за предпоследние 5 лет, 0,1 мм
HTRE	Основной	Высота дерева, м
TYPL	Основной	Вид лишайника
N1	Основной	Начало, мм
N2	Основной	Конец, мм
INTR1	Дополнительный	Налагающийся лишайник
INTR2	Дополнительный	Налагающийся лишайник
INTR3	Дополнительный	Налагающийся лишайник
BRANCH	Дополнительный	Количество веточек
CORRECTION	Расчетный	Коррекция длины лишайника, мкм
GLSNAME	Основной	Код лишайника в глоссарии
WIDTH	Основной	Средняя толщина веточки, мкм
DISP	Основной	Дисперсия толщины веточки
FORM	Основной	Жизненная форма
RED	Основной	Наличие в Красной книге
LATINNAME	Основной	Название вида

Вторую группу файлов образуют разнообразные глоссарии (словари), а также файл чувствительности видов лишайников. Остановимся коротко на каждом из них.

Файл чувствительности видов sensiv. dbf. создан на основе информации, опубликованной в работах [7, 13]. Этот файл содержит баллы токсифобности 268 видов эпифитных лишайников.

Чувствительность вида к загрязнению зависит от многих факторов, основные из них учтены в работе [13] и соответственно в нашей таблице. Были введены наиболее характерные для данной местности загрязняющие вещества, виды деревьев, на которых был обнаружен исследуемый вид эпифитных лишайников, а также тип коры, на которой он произрастал.

Эту таблицу обслуживают три глоссария: глоссарий флористических зон glszone. dbf, глоссарий местностей обследования чувствительности видов Senplace. dbf и глоссарий видов загрязнения pollut. dbf. Глоссарий флористических зон содержит описание системы флористического районирования земли по А. Л. Тахтаджяну [8, 12]. В него занесены названия царств, подцарств, областей и провинций северного полушария, а также их четырехзначные коды. К примеру, 1.1.— код Бореального подцарства, 1.1.1.8.— код Западносибирской провинции. В глоссарий местностей обследования вводятся вышеупомянутые четырехзначные коды содержащих эти местности провинций. Некоторые местности лежат на стыке двух провинций, поэтому в таблице два столбца для кодов. Например, местность 13 (Эстония) находится на пересечении провинций 1.1.1.3 (Восточноевропейской) и 1.1.1.7 (Центральноевропейской). Наконец, глоссарий видов загрязнения включает в себя упоминавшиеся в таблице чувствительности 16 видов загрязнения и их коды (например, 6 соответствует диоксиду серы, а 7 — оксиду углерода).

В системе LICHCLIP имеется файл glossar. dbf — глоссарий видов лишайников, встретившихся хотя бы в одном из обследованных заповедников либо в файле чувствительности видов. Набор полей этого файла совпадает с полями локальных словарей, нет только поля TYPL (локальный номер вида в конкретном заповеднике).

В журнале наблюдений и в таблице чувствительности вид дерева обозначается целым числом. О том, какому виду это число соответствует, можно узнать, просмотрев глоссарий видов деревьев glstree. dbf. Этот словарь содержит коды видов, русские и латинские названия. Всего в нем фигурирует 65 видов деревьев-форофитов. Одна запись выглядит примерно так: 12 — Сосна обыкновенная — *Pinus sylvestris* L.

Следует упомянуть еще два текстовых файла, находящихся формально вне системы LICHCLIP, но тесно с ней связанных. Мы имеем в виду картотеку видов и файл синонимики. Кроме информации из глоссария видов лишайников картотека содержит также кодовые названия заповедников, в которых встретился вид, и локальные номера вида в этих заповедниках. Картотека перио-

дически обновляется с помощью специальной программы, считывающей данные из системы. В файле синонимики хранятся встретившиеся в различных источниках другие названия занесенных в систему видов.

К третьей группе относятся служебные файлы, к которым пользователь имеет прямой доступ. Например, файл обследованных заповедников содержит семь полей. В первом хранятся названия заповедников с годами обследования, а в остальных шести — имена соответствующих данному заповеднику dbf-файлов.

В идеале пользователя не должен волновать тот факт, что файл деревьев Центральночерноземного заповедника, 1981-й год обследования, называется CHR81TRE.DBF. Ему просто следует выбрать в меню альтернативы „Центральночерноземный заповедник. 1981 год" и, скажем, „Редактирование файла деревьев". Однако на практике может возникнуть потребность в нестандартных действиях, например в удалении заповедника из системы или переименовании какого-либо файла. Для выполнения подобных операций и реализован прямой доступ к системным файлам (при этом предполагается, что без надобности никаких исправлений вноситься туда не будет). Впрочем, с файлами типа dbf можно работать, используя пакет типа Dbase или приложенную к языку Clipper сервисную программу Dbu.

Системный файл errors dbf, содержащий тексты сообщений об ошибках, представляет для пользователя системы, скорее, познавательный интерес. Напротив, файл recvizit. dbf, содержащий сведения о реквизитах системы, может постоянно пополняться. В нем присутствует как информация справочного характера, так и сведения, необходимые системе при создании новых файлов: тип и ширина поля, отводимого для данного реквизита. Поля могут быть числовыми, символьными и логическими (единственный пример логического поля — индикатор наличия вида в Красной книге СССР). К справочной информации относятся расшифровки значений реквизитов, а также тип реквизита (основной, дополнительный или расчетный).

В системе существует также несколько файлов, к которым нет прямого доступа. В частности, в файле helplich. dbf содержатся тексты подсказки пользователю.

3. Возможности системы

В данной работе мы не ставим себе задачу написать полную инструкцию для пользователя, поэтому не следует искать в ней исчерпывающих сведений о том, когда и какую клавишу нажимать. Мы постараемся ознакомить читателя с функциями системы LICHCLIP, иногда останавливаясь и на конкретных способах реализации этих функций.

Возможности системы хорошо иллюстрируются системой меню, с которой работает пользователь (рис. 1), поэтому для первона-

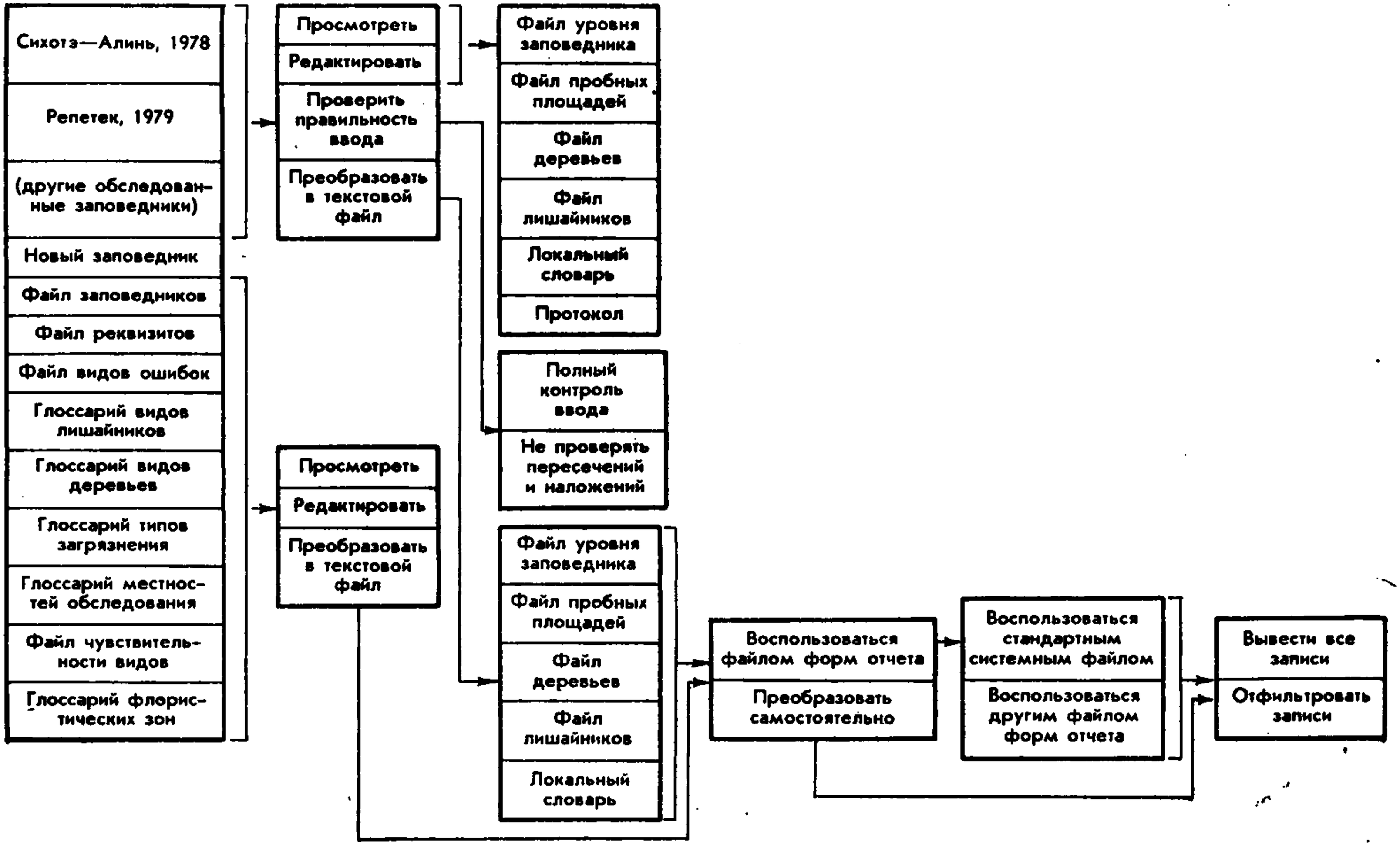


Рис. 1. Система пользовательских меню.

чального знакомства необходимо и, вообще говоря, достаточно обойти все ветви изображенного дерева.

Итак, наберем команду LICHCLIP. Перед нами возникнет большое меню, содержащее имена заповедников с годами обследования (каждое обследование одного и того же заповедника рассматривается отдельно), а также список глоссариев и служебных файлов, к которым пользователь имеет доступ. Есть в этом меню и строка „Новый заповедник".

Выберем в меню строку „Северо-Осетинский заповедник. 1987 год". На экране компьютера высветятся новые альтернативы: „Просмотреть", „Редактировать", „Проверить правильность ввода" и „Преобразовать в текстовый файл". Если действовать по порядку, то мы окажемся в режиме просмотра. Теперь предлагается выбрать один из шести файлов, описывающих данный заповедник. Файл уровня заповедника содержит всего одну запись, файл пробных площадок также невелик по размерам, поэтому для знакомства с возможностями системы обратимся сразу к файлу деревьев.

В самой верхней части экрана расположен список функциональных клавиш. Команда F1 (Help) означает подсказку пользователю. При ее нажатии появится справка о назначении всех используемых в режиме просмотра или редактирования клавиш. Эту справку можно использовать как новое меню. При выборе отдельных строк мы получаем полную информацию о соответствующей клавише и подробную инструкцию с примерами.

Команды F3 (String), F4 (Goto), F5 (Skip) и F6 (Locate) используются для удобного перемещения по записям файла. F4 позволяет перейти на запись с заданным номером, F5 — сместиться на нужное число строк вверх или вниз от текущей записи. F6 находит первую запись, удовлетворяющую заданному логическому условию и расположенную ниже текущей. В условиях должны фигурировать имена полей данного файла. Пусть, например, мы находимся в начале файла деревьев и нажали клавишу F6 (Locate). На запрос системы введем условие LENGTH > 1000. В результате текущей станет запись номер 9. Вполне возможно задать составное логическое условие, к примеру LENGTH > 1000. and. NUMLIC > 10 (.and. означает логическое „и", .or. — логическое „или", .not. — отрицание). На ввод в качестве условий некорректных или бессмысленных выражений система реагирует звуковым сигналом и выдает сообщение об ошибке (это, естественно, справедливо не только для работы с командой Locate). Команда F3 осуществляет поиск по фрагменту строки в символьных полях файлов базы данных (в файле деревьев символьных полей нет). Например, после ввода фрагмента „orid" в глоссарии видов лишайников текущей станет строка с видом *Usnea florida*.

Команда F2 (Prt) позволяет одновременно просматривать файл протокола и текущий файл, что существенно упрощает процесс исправления ошибок. В этом режиме задействованы не все

возможности системы. Например, команда Goto функционирует нормально, а команда F7 (Filter) отключена.

Назначение команды Filter — высветить данные, удовлетворяющие определенному логическому условию (сделать выборку). О важности этой задачи уже написано выше. Поэтому мы стремились максимально расширить множество корректных логических условий.

Перейдем в файл лишайников. Кроме условий, накладываемых на поля текущего файла (см. команду Locate), имеются следующие возможности.

1. Фильтр по жизненным формам.

После ввода условия FORM FO произойдет высвечивание записей, содержащих информацию о листоватых лишайниках.

2. Фильтр по видам, входящим в Красную книгу СССР.

Задается условием RED. В нашем случае это будет информация об *Usnea florida* — единственном виде из Красной книги СССР, обнаруженном в Северо-Осетинском заповеднике.

3. Фильтры по полям файлов высшего уровня.

Напомним, что уровни нумеруются от 0 (уровень заповедника) до 3 (уровень лишайников).

Условие LEVEL2 HTRE $>$ 15 означает „вывести все данные о лишайниках, растущих на деревьях высотой более 15 м“, LEVEL1 HPLT $>$ 1500 — „данные о лишайниках, обнаруженных выше 1500 м над уровнем моря“. Второе из этих условий вполне корректно и для файла деревьев.

4a. Фильтр по 6-значной филогенетической системе Пёльта.

К примеру GLS 1.1.8.16.11.— выдать информацию по всем видам рода *Bryoria*.

4b. Аналогичный фильтр по 4-значной иерархической системе флористических провинций, действующий при работе с таблицей чувствительности видов sensiv. dbf. Скажем BGC 1.1.2. означает „вывести все данные об оценках чувствительности в Восточноазиатской области“.

Здесь следует коротко разъяснить, зачем вообще нужна иерархическая нумерация регионов обследования и видов лишайников. В [10] описан алгоритм анализа иерархических массивов данных. Этот алгоритм позволяет по известным значениям некоторой функции на концевых вершинах „дерева“ (иерархического массива) построить оценки максимального правдоподобия и их дисперсии для вершин более высокого уровня и других концевых вершин. На основе алгоритма его автором создана программа Inters на языке фортран.

В нашем случае концевыми вершинами можно считать провинции, а значениями функции — экспертные баллы токсифобности для некоторого фиксированного вида. С помощью программы Inters мы получаем оценки балла токсифобности данного вида для всех вершин дерева флористических районов (естественно, не все вычисленные оценки будут иметь смысл, например вид *Bacidia abductans* встречается только в Новом Свете и его экс-

пертный балл для Западносибирской провинции интереса не представляет).

Возможен и другой подход — использовать шестиступенчатую филогенетическую систему Пёльта, фиксировать флористический район или провинцию и строить оценки баллов токсифобности для видов, семейств и т. д.

Заметим, что подобные выборки не выполнялись системой LICHEN.

Выход из режима просмотра осуществляется командой F10 (Exit). С помощью этой команды перейдем в режим редактирования. Назначение части функциональных клавиш (Goto, Prt, Exit и других) остается прежним. Если вы нажмете клавишу ⟨Enter⟩, то появится курсор и можно будет редактировать текущее поле. Редактирование можно начать и просто нажав на какой-либо символ (но в числовые поля разрешено вводить только цифровую информацию). Нажатие клавиши ⟨Esc⟩ во время редактирования поля восстанавливает его старое значение.

Удаление записей производится в два этапа. Сначала клавишей ⟨Del⟩ ненужные записи помечаются на удаление. Эта же клавиша при вторичном нажатии снимает пометку и возвращает записи нормальный статус.. Пометив записи, можно либо удалить их командой F9 (Pack), либо дождаться конца редактирования, когда данная операция производится автоматически.

Вставка новых записей в середину файла осуществляется командой F8 (Insert), в результате нажатия этой клавиши пустая строка появляется над текущей. Чтобы добавить новую запись в конец файла, достаточно нажать нижнюю стрелку, находясь на последней записи.

Команда F7 (Fill) служит для облегчения ввода больших массивов данных. Значения некоторых числовых полей могут повторяться во многих записях подряд (например, номер пробной площади на уровне лишайников). Указанная команда позволяет набивать значения полей, только когда они изменяются. Потом все заданное поле заполняется автоматически.

Выйдем из редактора, нажав клавишу F10. Если мы что-либо редактировали, то при этом будет задан вопрос „Сохранить изменения? (Y/N)“. Нажатие любой другой клавиши будет означать продолжение редактирования.

Вернемся к меню предыдущего уровня и начнем знакомиться с альтернативой „Проверить правильность ввода“. Разумеется, невозможно обнаружить все ошибки, возникшие при сборе информации и вводе данных в компьютер. Однако для журнала наблюдений средних размеров обычно удается обнаружить несколько десятков ошибок. Всего система определяет 13 видов ошибок, которые можно в свою очередь разбить на четыре группы.

1. Ошибки в нумерации пробных площадок и деревьев.

В случае, когда в файле низшего уровня встречаются деревья или пробные площадки, не описанные на более высоком уровне, программа контроля ввода прекращает работу, выдав сообщение

об ошибке (так как невозможно установить требуемые связи между файлами). Аналогичная ситуация возникает, если следующее дерево (или пробная площадь) имеет номер меньший, чем предыдущее. В то же время согласованная по файлам разных уровней несплошная возрастающая нумерация пробных площадей или деревьев вполне допустима, хотя в протокол и выдается диагностическое сообщение. К примеру, в рассматриваемом Северо-Осетинском заповеднике, 1987 год обследования, нумерация пробных площадок начинается с 5, а нумерация деревьев с 27 (первые четыре пробные площадки обследовались в 1986 г.).

2. Ошибки при определении начала и конца лишайника.

Здесь можно выделить случаи, когда конец лишайника превышает длину окружности и когда конец совпадает с началом или расположен раньше начала.

3. Пересечение и наложение покрытий.

Ошибка возникает либо при пересечении двух лишайников, либо при наложении одного лишайника на другой без указания соответствующего локального номера в полях INTR. Всего возможно использовать три таких поля. В них следует заносить локальные номера лишайников, наложившихся на данный (табл. 4).

Таблица 4

Фрагмент файла лишайников Алтайского заповедника, 1988 год обследования

PLOT	TREE	TYPL	N1	N2	BRANCH	INTR1	INTR2	CORRECTION
6	29	5	196	197	1	0	0	136
6	29	5	198	199	3	0	0	408
6	29	42	200	201	1	0	0	252
6	29	28	191	201	0	5	42	—796

Примечание. Вид 28 — *Ochrolechia arborea;* 5 — *Alectoria ochroleuca;* 42 — *Usnea subfloridana.*

4. Отсутствие сведений о виде.

Диагносцируются следующие ошибки:

a) вид указан в файле лишайников, но не указан в локальном словаре;

b) вид указан в локальном словаре, но не указан в общем глоссарии;

c) вид указан в локальном словаре, но не найден в журнале (файле лишайников);

d) у кустистого вида указано в журнале ненулевое число веточек, а в локальном словаре не дана толщина одной веточки вида.

Ошибки b), c) и d) не диагносцировались старой системой LICHEN.

Программа контроля ввода имеет и второе назначение — заполнение полей, соответствующих расчетным реквизитам. Это поля NUMPLOT (число пробных площадок в файле уровня заповедника), NUMTREE (число деревьев в том же файле и в файле пробных площадок), NUMLIC (число лишайников в файле деревьев), а также CORRECTION (коррекция длины лишайника). На последнем реквизите следует остановиться отдельно. Он необходим при создании таблиц средних покрытий встретившихся в заповеднике видов. В случае, если число веточек BRANCH в данной записи файла лишайников больше 0, значение CORRECTION равно суммарной длине этих веточек. Если же на данный лишайник наложились другие лишайники, значение CORRECTION отрицательно и равно по модулю суммарной длине налагающихся лишайников. В первом случае при вычислении средних покрытий значение поля CORRECTION принимается за покрытие данного таллома, во втором — покрытие равняется N2 — N1 + CORRECTION (но CORRECTION отрицательно).

Программа контроля ввода в отдельных случаях может работать относителеьно долго (до получаса на AT/286). При этом львиная доля времени уходит на проверку пересечений, поскольку приходится сортировать массив левых концов лишайников данного дерева. В случае, когда такие ошибки уже исправлены либо их исправление решено отложить, логично воспользоваться альтернативой „Не проверять пересечения и наложения“ в меню контроля ввода. Такая проверка займет не более 5 мин на компьютере класса AT/286.

Нам осталось ознакомитсья с последней альтернативой меню, возникающего для любого заповедника системы. Экспорт информации из dbf-файлов системы во внешние текстовые файлы представляется важной задачей. Пользователю предлагается несколько вариантов ее решения.

Можно воспользоваться для этой деятельности файлами форм отчета, имеющими стандартное расширение frm. В таких файлах содержится информация о выводимых полях файла базы данных, форматах их вывода, заголовках полей, общем заголовке, печатающемся в начале каждой страницы, числе строк в странице и т. д. Создавать такие файлы можно с помощью пакета Dbase и ему подобных средств работы с базами данных.

В режиме экспорта во внешний файл пользователь выбирает наиболее подходящую из двух возможностей: использовать уже готовый файл форм отчета или задать параметры форматирования выходного файла, находясь внутри системы. Рассмотрим первую альтернативу.

Наша система содержит стандартные файлы форм отчета, позволяющие экспортировать информацию из всех доступных пользователю файлов базы данных. Следует, однако, отметить, что у файлов уровня заповедника, пробных площадок, деревьев и лишайников выводятся лишь основные реквизиты, встречающиеся во всех файлах данного типа.

Если же пользователю требуется вывести данные в нестандартном формате или ему нужны значения дополнительных реквизитов, он может действовать двумя способами. Допустимо через Dbase-подобный пакет создать подходящий файл форм отчета и затем сослаться на него после выбора альтернативы „Воспользоваться другим файлом форм отчета". Альтернатива „Преобразовать самостоятельно" позволяет проделать аналогичную работу, не выходя из системы. Отметим, что она действует лишь для файлов пробных площадей, деревьев и лишайников (вывод которых в требуемом формате наиболее важен для приложений). При этом перед пользователем возникает таблица с именами полей текущего файла (табл. 5).

Таблица 5

Пример таблицы форматирования полей (режим вывода во внешний файл)

PLOT	— Номер пробной площади	5
COLL	— Номер коллектора	10
TREE	— Номер дерева	15
LENGTH	— Длина окружности	20
HTRE	— Высота дерева	25
NUMLIC	— Число лишайников	0

В правую колонку требуется ввести место расположения данного поля в выходном файле. Поля выравниваются по правому краю. Если напротив некоторого реквизита оставлен нуль, его значения не будут присутствовать в выходном файле.

Важно отметить, что во всех вышеперечисленных режимах пользователь имеет возможность выводить во внешний файл записи, удовлетворяющие определенному условию или их совокупности. Правила задания логических условий здесь такие же, как и в режиме просмотра информации.

В заключение раздела расскажем о работе с альтернативой „Новый заповедник". Система будет последовательно запрашивать название заповедника и имена шести файлов, содержащих информацию о нем. Затем для всех файлов журнала наблюдений будут по очереди высвечиваться таблицы примерно такого же вида, как и только что описанная. В данном случае в правой колонке будет находиться порядковый номер соответствующего поля в файле. На любом промежуточном этапе этой процедуры можно вернуться на несколько шагов назад и сделать необходимые исправления. По окончанию выбора полей информация о новом заповеднике записывается в файл reserve. dbf, создаются соответствующие шесть файлов и производится инициализация системы.

4. Заключение

Опыт эксплуатации базы данных фонового мониторинга эпифитных лишайников LICHCLIP позволил выявить и устранить ряд имеющихся технических недостатков. В настоящее время система работает устойчиво. Она обеспечивает выявление ошибок при сборе информации в полевых условиях и вводе ее в компьютер, выборку данных из многомерных иерархических массивов, формирование входных массивов для дальнейшей обработки как в интересах фонового мониторинга природной среды, так и для решения более общих экологических задач. По сравнению с первоначальной системой хранения данных полевых наблюдений база данных LICHCLIP обеспечивает дружественный пользовательский интерфейс, доступ к информации о чувствительности видов эпифитных лишайников к атмосферному загрязнению, дополнительные возможности при выборке данных и выявлении ошибок ввода.

Дальнейшее развитие системы связано с созданием комплекса алгоритмов и программ обработки информации и их стыковкой с базой данных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Инсаров Г. Э. Об учете лишайников-эпифитов на стволах деревьев.— В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1982, т. 5, с. 25—33.

2. Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры. Сихотэ-Алинский заповедник. — М., 1983. — 61 с.

3. Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В. Количественные характеристики состояния эпифитной лихенофлоры Курильского заповедника. — М., 1988. — 174 с.

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

5. Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В. Определение размеров кустистых лишайников-эпифитов. — Биологические науки, 1988, № 1, с. 106—109.

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

7. Инсарова И. Д., Инсаров Г. Э. Сравнительные оценки чувствительности эпифитных лишайников различных видов к зарязнению воздуха. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1989, т. 12, с. 113—175.

8. Инсарова И. Д., Инсаров Г. Э. Система районирования Земли для целей мониторинга эпифитных лишайников. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, т. 13, с. 112—130.

9. Методологические аспекты осуществления фонового мониторинга состояния биоты суши/Ю. А. Израэль, Л. М. Филиппова, Г. Э. Инсаров, Ф. Н. Семевский, С. М. Семенов. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1986, т. 9, с. 8—21.

10. Ройтман А. А. Анализ неравномерных иерархических массивов данных и его роль в экологических исследованиях. — В кн.: Проблемы экологиче-

ского мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1989, т. 12, с. 324—335.

11. Ройтман А. А., Инсаров Г. Э., Семенов С. М. Система сбора, хранения и обработки лихенометрической информации. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1989, т. 12, с. 336—350.

12. Тахтаджян А. Л. Флористические области Земли. — Л.: Наука, 1978. — 247 с.

13. Lichen sensitivity and air pollution/I. D. Insarova, G. E. Insarov, S. Brakenhielm, S. Hultengren. P.-O. Martinsson, S. M. Semenov. — Uppsala, Swedish Environmental Protection Agency, Report 4007, 1992. — 60 p.

14. Poelt J. Classification. — In: The Lichens. New York, London: Academic Press, 1973, p. 599—691.

A DATABASE OF EPIPHYTIC LICHEN BACKGROUND MONITORING

S. A. Zeltyn, G. E. Insarov

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The database was created using the Clipper computer language for databases. It contains observation records, a table of species sensitivity, various glossaries, and auxiliary files. The database is operated in the dialogue regime using a hierarchical menu system. The paper describes the capabilities of the system and its advantages over the previous version.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОМПЬЮТЕРНОГО ОПРЕДЕЛИТЕЛЯ ЛИШАЙНИКОВ В СИСТЕМЕ ФОНОВОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

С. А. Зелтынь

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

А. В. Пчелкин

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Введение

Эпифитные лишайники являются одним из приоритетных объектов фонового экологического мониторинга [10], и лихенометрические методы широко используются в системе наблюдения за изменениями состояния биоты под антропогенным воздействием. Этот выбор обусловлен высокой чувствительностью лишайников к загрязнению атмосферы, их распространенностью, невысокой собственной изменчивостью, дифференцированной реакцией различных видов лишайников на разную степень загрязнения, что позволяет, используя различные шкалы толерантности лишайников [3, 11], определять зоны с различным уровнем загрязнения; лишайники способны поглощать различные минеральные вещества в значительном количестве [5], в том числе радиоактивные металлы [7]. Лихенометрия сравнительно дешева, не требует сложных и дорогих приборов, не занимает много времени, индикаторные виды и сообщества показывают не состояние момента, а состояние более длительного отрезка времени [1, 12].

Особенности определения лишайников и различных типов определителей

Система наблюдения за эпифитной лихенофлорой включает их учет в полевых условиях и определение видовой принадлежности в лаборатории [4, 9]. Однако при лабораторной обработке собранного материала возникают определенные трудности: у значительной части образцов лишайников отсутствуют четко выраженные систематические признаки, много недоразвитых талломов, стерильных образцов. Все это требует высокой квалификации специалиста-лихенолога, в противном случае правильно определить такие образцы можно лишь с некоторой долей вероятности.

Практически все современные определители лишайников содержат дихотомические ключи, построенные по принципу теза-антитеза, либо ключи ступенчатые, которые по своей сути являются лишь разновидностью дихотомических ключей [16]. При использовании таких определителей необходимо пройти всю цепочку признаков, однако уже при отсутствии лишь одного систематиче-

ского признака определение лишайников становится затруднительным, а при отсутствии двух и более превращается в настоящую головоломку. Особенно это относится к „трудным“ группам: роды *Lecidea, Lecanora, Bacidia, Catillaria* и т. д. Наибольшие сложности в таких случаях возникают при использовании определителей, в которых сначала по общему ключу необходимо выйти на семейство (как правило, такой общий ключ построен почти исключительно на признаках плодоношения, которые у стерильных видов как раз и отсутствуют), а уже затем дойти до рода [8].

Наиболее квалифицированно составленные определители лишайников содержат ключи, выходящие сразу на уровень рода [15, 17], а для лишайников, встречающихся преимущественно в стерильном состоянии, созданы ключи, позволяющие обойтись без признаков плодоношения [13, 14]. Недостатком последних является то, что они содержат ограниченный набор видов и не охватывают лишайники, встречающиеся в стерильном состоянии лишь эпизодически.

Многие лихенологи пытались обойти жесткую детерминированность дихотомических ключей. Весьма эффективным является метод табличного определения; при этом систематические признаки лишайников заносятся в таблицу, которую при определенном навыке можно с успехом использовать [2]. Следующий логический шаг — автоматизировать процесс выборки из такой таблицы. Это оказалось возможным с помощью определителей на перфокартах, кроме того, такие определители позволяют идентифицировать образцы лишайников, у которых отсутствуют какие-либо систематические признаки, в том числе стерильные виды. В очень интересной статье Ю. Л. Мартин [6] весьма подробно описывает технику создания определителя на перфокартах. Однако определитель на перфокартах — работа ручная, штучная; тиражирование его — процесс трудоемкий. Носитель информации на перфокартах недолговечен; гораздо удобнее использовать носитель информации на магнитных дисках, т. е. создать компьютерный определитель. Процесс создания компьютерного определителя при этом сводится к созданию таблицы, содержащей признаки видов и использованию программы, производящей выборку по заданным значениям признаков.

Для определения лишайников (и не только лишайников) из распространенных в стране программ можно использовать как системы управления базами данных (СУБД): dBASE III, IIIplus, IV; Paradox 3.0, Reflex 2.0· DataEase 4.2, ForBase+, FoxPro, Clipper 5.0, Clipper Summer's-87, PC/Focus 5.0, Quick Silver, dBXL, KnowledgeMan/2, Q&A 3.0 и т. д., так и интегрированные пакеты Lotus 1—2—3, Framework, Symphony, Мастер и т. д.; определенными возможностями обладают и табличные процессоры. Однако опыт использования СУБД в качестве определителя (авторы применяли СУБД Paradox 3.0 для определения эпифитных лишайников Курильских островов) показал, что ключ по идентификации получается малонаглядным, сложно держать в поле зрения весь

список четко определенных признаков. Кроме того, для работы с мощной СУБД необходим определенный навык, поэтому гораздо удобнее использовать программу, специально созданную для данной конкретной задачи. Такой компьютерный определитель должен быть удобен в работе, требовать минимальной квалификации пользователя, обладать возможностью при необходимости добавлять новые виды и признаки.

Такой определитель для неподготовленного пользователя и ориентированный на нужды фонового экологического мониторинга создан на основе СУБД Clipper, позволяющем компилировать изготовленные с его помощью программы в EXE-файлы. Выбор языка программирования определили два обстоятельства. Во-первых, информации, с которой мы имеем дело, легко придать табличный вид и, следовательно, ее удобно разместить в специально предназначенном для хранения таблиц формате. Во-вторых язык СУБД Clipper позволяет простыми средствами создать для пользователя благожелательную программную среду в диалоговом режиме работы.

Работа с компьютерным определителем «ЛИХЕНОЛОГ»

Компьютерный определитель лишайников „ЛИХЕНОЛОГ“ создан в двух версиях и предназначен для работы на IBM-совместимых компьютерах. Версия 1 максимально упрощена и позволяет работать только с одним списком видов (таблицей видов и таблицей признаков). При этом после вызова определителя сразу появляется поле определителя. Версия 2 позволяет работать с несколькими списками видов. При этом после вызова и появления заставки в начале сеанса работы определитель запрашивает имена таблицы видов и таблицы признаков, двух необходимых для его функционирования файлов специального формата. Файлы такого формата можно создать, используя пакет программ типа Dbase или прилагаемую к дистрибутиву языка Clipper программу Dbu (Database utilities).

Часть таблицы видов для Гиссарского заповедника приведена в табл. 1. Каждая строка этой таблицы содержит название вида и его характеристики по некоторому набору признаков. Характеристики приведены в сокращенной форме, в случае неоднозначности значения признака для данного вида различные варианты разделяются запятыми (возможно до трех альтернатив).

В таблице признаков (табл. 2) содержатся кодовые названия признаков (заголовки столбцов в таблице видов), расшифровки этих названий и комментарии. В комментариях указаны возможные значения, которые принимает данный признак, и расшифрованы сокращения из таблицы видов. В этой таблице должны фигурировать все признаки из таблицы видов, но могут присутствовать и другие. Поэтому целесообразно иметь одну сводную таблицу признаков и дополнять ее по мере надобности.

Таблица 1

Фрагмент таблицы видов Гиссарского заповедника

TYPE	TALLOM	COLOR1	PLOD	VEGET	KOH1	KOH2	COLOR2	SPNUM	COLOR3	EDGE
Anaptychia ulotricoides (Vain.) Vain.	Л	СС	АС			—	ТС	2	Т	
Aspicilia ferganensis (Tomin) Oxn.	Н	БС	АС			—	ТС	1	Б	Ц
Aspicilia mutabilis (Ach.) Koerb.	Н	С	АП			—	ТС	1	Б	Ц
Buellia alboatra (Hoffm.) Br. et Rostr.	Н	С	АС, АП			—	ч	4	Т	Ц
Caloplaca cerina (Ehrh.) Th. Fr.	Н	С	АС			КР	к	2	Б	Ц
Caloplaca jungermanniae (Valh.) Th. Fr.	Н	С	АС			КР	ж	2	Б	Ц
Caloplaca juniperina Tomin	Н	Ж	АС	СД		КР	к	2	Б	Ц

Таблица 2

Фрагмент таблицы признаков для видов Гиссарского заповедника

Код признака	Признак	Комментарии
TALLOM	Тип таллома	Л — листоватый; Н — накипный; Д — диморфный; К — кустистый
COLOR1	Цвет таллома	С — серый; СС — светло-серый; БС — беловато-серый; Ж — желтый; ЖС — желтовато-серый; З — зеленоватый; КО — красно-оранжевый; К — коричневый; ТС — темно-серый; Ч — черный; ТК — темно-коричневый;
PLOD	Плодоношение	АС — апотеции сидячие; АП — апотеции погруженные
VEGET	Вегетативные органы	С — соредии; СД — сорали диффузные; СШЛ — сорали шлемовидные; СГУ — сорали губовидные; СГО — сорали головчатые; СКР — сорали краевые; ИКП — изидии коралловидные и палочковидные; ИСО — изидии соредиозные

KOH1	Реакция таллома или апотеция с KOH (лист.)	**КР — краснеет;** **Ж — желтеет;** **— — нет реакции;**
KOH2	Реакция сердцевины с KOH (лист.)	**КР — краснеет;** **Ж — желтеет;** **— — нет реакции;**
COLOR2	Цвет апотеция	**С — серый; СС — светло-серый;** **БС — беловато-серый; Ж — желтый;** **З — зеленоватый; КО — красно-оранжевый;** **ЖС — желтовато-серый; К — коричневый;** **ТС — темно-серый; Ч — черный;** **ТК — темно-коричневый;**
SPNUM	Споры, число клеток	
COLOR3	Споры, цвет	**Т — темные;** **Б — бесцветные;**
EDGE	Край апотеции (для накипных)	**Ц — цельный; М — мелкозубчатый;** **К — кренулированный;** **ИЗ — извилистый;**

Сеанс работы с определителем „ЛИХЕНОЛОГ“ проводится в диалоговом режиме. Экран дисплея при этом разделяется на четыре поля: поле признаков, поле значений признаков, поле видов и поле комментария (табл. 3). Пользователь работает с полем признаков как с меню: выбирает признак и заносит в соответствующее поле код его значения. Поле признаков содержит признаки, по которым производится определение. Если какой-либо признак у данного образца лишайника отсутствует, его можно проигнорировать. Для введения признака необходимо нажать клавишу ENTER, затем вводится заглавными буквами значение признака из списка в правом нижнем поле. Можно корректировать уже введенные значения или вовсе удалять их с экрана. После введения значения признака необходимо снова нажать ENTER. При этом в поле видов высвечиваются названия тех имеющихся в соответствующей таблице видов, которые удовлетворяют занесенным пользователем значениям признаков. О ходе этого процесса дают представление табл. 3—5. В случае если высвечиваемая в окнах информация не умещается на экране, существует возможность просмотреть ее, прокручивая текст; имеется также возможность просмотра списка всех видов — для этого достаточно нажатия одной-двух функциональных клавиш. Если у данного вида какой-либо признак имеет несколько значений и это отражено в таблице, а все они сразу не помещаются в поле вводимых признаков, то при определении их значения можно вводить и последовательно. Например, у вида *Hypogymnia physodes* имеются как губовидные, так и шлемовидные сорали (у разных форм). Тогда при определении этого вида в поле вводимых признаков можно сначала ввести признак губовидных соралей, произвести выборку по этому признаку, затем ввести признак шлемовидных соралей и снова произвести выборку.

Для целей мониторинга созданы таблицы по определению доминирующих видов эпифитных лишайников Гиссарского и Кандалакшского заповедников. Эти таблицы можно дополнять другими признаками и видами. Можно также составлять таблицы для лишайников других экологических групп и других организмов. На основе этих таблиц можно создавать соответствующие определители. При этом удобно пользоваться программой Dbu. exe из утилит СУБД Clipper. При создании таблиц признаков с помощью утилиты Dbu. exe необходимо ширину колонки устанавливать, ориентируясь на вид с максимальным разнообразием значения признака. Например, если у какого-либо вида диск апотециев может быть как плоским, так и выпуклым, а у всех остальных видов только плоским, ширину колонки надо установить в соответствии с характеристикой первого вида. При создании файлов с расширением “dbf” удобно в названии файла отражать его содержание, особенно это касается версии 2, позволяющей работать с несколькими таблицами.

Таблица 3

Вид экрана компьютера в начале сеанса работы (поле определителя)

F2 — просмотр списка видов

⟨Esc⟩ —,выход

Тип таллома	
Цвет таллома	
Плодоношение	
Вегетативные органы	
Реакция таллома или апотеция с КОН	
Реакция сердцевины с КОН (лист.)	
Цвет апотеция	
Споры, число клеток	
Споры, цвет	
Край апотеции (для накипных)	
Налет на талломе (для листоватых)	
Характер таллома (для накипных)	
Края лопастей (для листоватых)	

Количество видов 34
Anaptichia ulotricoides (Vain.) Vain.
Aspicilia ferganensis (Tomin) Oxn.
Aspicilia mutabilis (Ach.) Koerb.
Buellia alboatra (Hoffm.) Br. et Rostr.
Caloplaca cerina (Ehrh.) Th. Fr.
Caloplaca jungermanniae (Valh.) Th. Fr.
Caloplaca juniperina Tomin
Caloplaca utrina Th. Fr.
Caloplaca holocarpa (Hoffm.) Wade

л — листоватый; н — накипный;
д — диморфный; к — кустистый;
ч — чешуйчатый;
шл — широколиственный;

Таблица 4

Вид экрана в процессе сеанса работы

⟨Esc⟩ — выход

Тип таллома	Н
Цвет таллома	С
Плодоношение	АП
Вегетативные органы	
Реакция таллома или апотеция с КОН	
Реакция сердцевины с КОН (лист.)	
Цвет апотеция	
Споры, число клеток	
Споры, цвет	
Край апотеции (для накипных)	
Налет на талломе (для листоватых)	
Характер таллома (для накипных)	
Края лопастей (для листоватых)	

Количество видов 4
Aspicilia mutabilis (Ach.) Koerb.
Buellia alboatra (Hoffm.) Br. et Rostr.
Pertusaria Heprici (Harm.) Erichs.
Pertusaria australis Vain.

АС — апотеции сидячие
АП — апотеции погруженные

Таблица 5

Вид экрана после окончания определения

⟨Esc⟩ — выход

Тип таллома	Н
Цвет таллома	С
Плодоношение	АП
Вегетативные органы	
Реакция таллома или апотеция с КОН	
Реакция сердцевины с КОН (лист.)	
Цвет апотеция	
Споры, число клеток	4
Споры, цвет	
Край апотеции (для накипных)	
Налет на талломе (для листоватых)	
Характер таллома (для накипных)	
Края лопастей (для листоватых)	

Количество видов:

Buellia alboatra (Hoffm.) Br. et Rostr.

Заключение

Опыт использования компьютерного определителя „ЛИХЕНОЛОГ“ (программы-оболочки и таблиц признаков) показывает, что он особенно удобен для определения образцов лишайников, у которых отсутствуют какие-либо систематические признаки. В наиболее сложных случаях, когда отсутствуют несколько признаков, компьютер выбирает несколько видов, характеристики которых соответствуют имеющимся признакам. При этом рекомендуется использовать максимум диагностических признаков, имеющихся у данного образца, либо прочитать диагнозы выбранных видов из соответствующей литературы. Кроме того, эффективность работы определителя сильно зависит от корректности составления таблиц признаков. Поэтому такие таблицы следует составлять особенно тщательно, привлекая для их составления высококвалифицированных специалистов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Влияние фонового загрязнения природной среды на биоту: проблема оценки и прогноза/Ю. А. Израэль, Л. М. Филиппова, Г. Э. Инсаров, Ф. Н. Семевский, С. М. Семенов. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеоиздат, 1982, т. 5, с. 6.

2. Домбровская А. В. Лишайники Хибин. — Л.: Наука, 1970. — 184 с.

3. Инсарова И. Д., Инсаров Г. Э. Сравнительные оценки чувствительности эпифитных лишайников различных видов к загрязнению воздуха. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1989, т. 12, с. 113—175.

4. Инсаров Г. Э., Пчелкин А. В. Сравнение различных методов учета лишайников-эпифитов. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеоиздат, 1983, т. 6, с. 90—103.

5. Мартин Ю. Л. Проблемы биогеохимической индикации загрязнения при помощи низших растений. — В кн.: Изучение загрязнения окружающей среды и его влияния на биосферу. Л.: Гидрометеоиздат, 1986, с. 132.

6. Мартин Ю. Л. О применении перфокарт при определении лишайников. — Уч. зап. Тартуского гос. ун-та, 1968. Вып. 211, Труды по ботанике, № 8, с. 130.

7. Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. Радиоэкологический мониторинг природных экосистем в зоне Белоярской атомной электростанции на Урале. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1991, т. 13, с. 162—175.

8. Определитель лишайников СССР, Т. 2. — Л.: Наука, 1974. — 283 с.

9. Пчелкин А. В., Инсарова И. Д. Эпифитная лихенофлора Репетекского заповедника. — Биологические науки, 1982, № 12, с. 99—102.

10. Теоретические и прикладные аспекты фонового экологического мониторинга состояния биоты/Ю. А. Израэль, Л. М. Филиппова, Г. Э. Инсаров, Ф. Н. Семевский, С. М. Семенов. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1980, т. 3, с. 7—23.

11. Трасс Х. Х. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1985, т. 7, с. 122—137.

12. Трасс Х. Х. Криптоиндикация — быстрый и дешевый метод определения степени загрязнения атмосферного воздуха. — В кн.: Изучение загрязнения окружающей среды и его влияния на биосферу. Л.: Гидрометеоиздат, 1986, с. 107.

13. Almborn O. A key to the sterile corticolous crustaceous lichens occuring in South Sweden. — Botaniske Notiser, 1952, H 3, p. 253.

14. Laundon J. R. The taxonomy of sterile crustaceous lichens in the British Isles. 2. Corticolous and lignicolous species. — Lichenologist, 1963, v. 2, pt. 2, p. 101—151.

15. Nowak J., Tobolewski Z. Porosty Polskie. — Warszawa — Krakow, 1975. — 1177 p.

16. Poelt J., Vezda A. Bestimmungsschlussel europaischer Flechten. — Vaduz: J. Cramer, 1981, erg. 2. — 390 S.

17. Poelt J. Bestimmungsschlussel europaischer Flechten. — J. Cramer, 1969. — 757 S.

APPLICATION OF A COMPUTERIZED LICHEN IDENTIFIER IN BACKGROUND ECOLOGICAL MONITORING SYSTEM

S. A. Zeltyn

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

A. V. Pchelkin

Moscow State University

The authors offer a LIKHENOLOG computer programme to determine dominant epiphytic lichen species in the Ghissar and Kandalaksha Reserves. The computerized identifier based on IBM-compatible computers is meant for an untrained user. It is extremely simple and allows the determination of species lacking some systematic characteristics. The programme enables a user both to add new species and create his own tables to identify any object based on tabular files of the dBASE format.

КОМПЬЮТЕРНАЯ РЕАЛИЗАЦИЯ GAP-МОДЕЛИ FORCOM

М. Д. Корзухин

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Семейство имитационных моделей лесной динамики, объединяемых названием „gap-модель" [6], продолжает пополняться новыми вариантами, основанными на старой парадигме, со скоростью 2—3 разработки в год (из последних отметим [7, 8, 11]). Предлагаемая ниже модификация содержит, как мне кажется, достаточное число новых элементов, чтобы оправдать отдельную публикацию. Основные принципы, на которых строится gap-модель, изложены и обсуждались в соответствующих публикациях [6, 9, 12], так что ниже я остановлюсь только на отличиях FORCOM от стандартной, принятой в большинстве работ конфигурации, которая претерпела удивительно мало изменений с момента создания.

А. Прежде всего FORCOM описывает динамику двух ярусов лесной растительности — древесного и напочвенного, последний будем условно именовать „травой" (отсюда принятая аббревиатура названия, в духе всего семейства gap-моделей — от FORest COMmunity). В упрощенном варианте этот подход уже был использован [3—5]. Реализованный в FORCOM алгоритм был применен для изучения различных режимов сосуществования одного вида деревьев и травы [1].

Трава представлена одним видом и моделируется как однородный по горизонтали и вертикали светопоглощающий слой. Текущая высота слоя — H_g, максимально возможная (задаваемый параметр) — $H_g^{\max}$. Слой травы разбит на $i = 1, \ldots, Q$ подслоев (Q — их текущее число, $Q^{\max}$ — максимально возможное). Остальные текущие переменные слоя: листовая поверхность S_{Lg}, удельный коэффициент экстинкции (при прохождении света через слой с листовой поверхностью равной 1) — k_g. Биомасса слоя травы подчиняется уравнению баланса углерода

$$\dot{M}_{gi} = \sum S_{Lgi} F(I_i) - RM_{gi}, \qquad (1)$$

где S_{Lgi} — листовая поверхность подслоя i, R — удельный коэффициент потерь на дыхание и опад;

$$I_i = I_Q \exp(-k_g S^+_{Lgi})$$

— интенсивность света в подслое i, I_Q — свет, падающий на верхний подслой травы, S^+_{Lgi} — листовая поверхность выше подслоя i;

$$F(I) = c_1 \frac{I - I^{\min}}{1 + c_2 \dfrac{I}{E(N_s)} \dfrac{S_L}{S_R}} \qquad (2)$$

— удельная скорость ассимиляции углерода, взятая в форме рас-

пространенной полуэмпирической формулы и единая для травы и деревьев. Здесь $I^{\min}$ — компенсационный пункт, S_L, S_R — соответственно листовая и корневая поверхности (для дерева — полные, для травы — на 1 м^2), $E(N_s)$ — нормированная на 1 функция чувствительности к недостатку азота почвы, c_1, c_2 — параметры.

Как и в случае деревьев, естественно взять какую-нибудь аллометрическую зависимость между S_{Lg} и M_g (здесь и далее меньше всего хотелось бы настаивать на той или иной форме зависимости; значение конкретного вида этих функций сильно преувеличивается в модельной лесной экологии вообще и в gap-моделировании в частности); в FORCOM выбрано

$$S_{Lg}(M_g) = a(M_g)^b.$$

Возможны различные способы моделирования роста слоя травы в высоту и вычисления S_{Lgi}. Я выбрал один из простейших возможных, а именно предположил, что мы задаем величины $H^{\max}$ и $M^{\max}$, откуда находим вертикальную плотность биомассы травы

$$p_m = M_g^{\max}/H_g^{\max},$$

постоянную в ходе роста. Это дает возможность вычислять текущую высоту слоя травы как

$$H_g(t) = M_g(t)/p_m.$$

Тем самым мы отказываемся от решения распределенной (по подслоям) системы

$$\dot{m}_i = S_{Lgi}(m_i)\,F(I_i) - Rm_i,$$

которая привела бы к переменной по высоте плотности биомассы и листвы, необходимости задания закона роста в высоту и каких-то правил отмирания биомассы при перезатенении слоя, а также ее нарастания при последующем осветлении. Все эти сложности обходятся использованием одного уравнения (1) и гипотезой о постоянстве по вертикали плотности биомассы и листвы.

Введя (уже переменную по времени) вертикальную плотность листвы

$$p_s = S_{Lg}/H_g,$$

которая в силу $b < 1$ падает с ростом H_g, мы находим листовую поверхность подслоя (ΔH — его толщина)

$$S_{Lgi} = p_s \Delta H,$$

что позволяет замкнуть модель. В отличие от дерева, биомасса которого в gap-модели не может уменьшаться, биомасса травы отслеживает текущий, задаваемый верхним ярусом световой режим, т. е. возможно $\dot{M} < 0$. Условно принято, что минимально возможным значением является биомасса одного подслоя, $M_g^{\min} = p_m \Delta H$, служащая начальным значением при облегчении светового режима. Непревышение максимальной высоты и биомассы

обеспечивается в модели вычислением параметра R в уравнении (1) из условия

$$\frac{S_{Lg}^{\max}}{Q^{\max}} \sum_{i=1}^{Q^{\max}} F\left[\exp\left(-k_g \frac{t}{Q^{\max}} S_g^{\max}\right)\right] - RM_g^{\max} = 0,$$

где $S_g^{\max} = a(M_g^{\max})^b$. Как видно, в этой модели одним из факторов стабилизации роста в высоту является самозатенение слоя, что аналогично самозатенению кроны дерева. Относительное увеличение массы несущих тканей по сравнению с фотосинтезирующими обеспечивается неравенством $b < 1$.

B. Описание модификаций древесной части FORCOM начнем с кроны дерева. Долгое время gap-модели использовали идеализацию горизонтальных однослойных крон, и только два года назад в модели FORSKA [8] применены вертикальные прямоугольные однослойные кроны (судя по иллюстрациям в нескольких работах, автор ошибочно считает, что он имеет дело с цилиндрическими кронами). Ясно, что размещение реальной листовой поверхности в одном слое делает размеры крон нереалистичными. Очевидно, что идеализация закрывает доступ к богатой области морфометрических данных, т. е. для соответствующих приложений модели, а также для более аккуратного вычисления светового поля в gap'е и улучшенной модели роста дерева.

В имеющемся варианте FORCOM для всех деревьев с высотой $H < H_g$ облигатно принята горизонтальная однослойная крона; в противном случае пользователь может для каждого вида деревьев выбрать независимо горизонтальную или вертикальную, однослойную или многослойную крону. Вертикальная крона может быть прямоугольной или ориентированным вершиной вверх треугольником.

При любой модели кроны в FORCOM исходной для дальнейших морфологических построений является биомасса дерева M_t, с помощью которой вычисляются высота

$$H_t(M_t) = c(M_t)^d \tag{3}$$

и максимально возможная при данной биомассе листовая поверхность

$$S_{0L}^{\max} = f(M_t)^g,$$

При горизонтальной однослойной кроне эти величины исчерпывают описание морфологии кроны. При вертикальной однослойной кроне (далее для краткости описывается прямоугольник) вводится высота начала кроны B, которая всегда не ниже чем $H_g^{\max}$,

$$B^{\min} \geqslant H_g^{\max},$$

высота кроны

$$C = H_t - B$$

и максимально возможная высота кроны

$$C^{\max} = H_t - B^{\min}.$$

В результате можно найти ширину кроны

$$W = S_{0L}^{\max}/C^{\max}.$$

Далее вступают в действие физические факторы — находится такая высота $H_{I\,\min}$, на которой средняя по gap'у освещенность равна компенсационному пункту в (1), т. е.

$$I(H_{I\,\min}) = I_{\min}.$$

Крона „обрезается" снизу до этой высоты, если она начиналась ниже. Соответственно уменьшается листовая поверхность, т. е. находится

$$S_{1L}^{\max} = S_{0L}^{\max} \frac{C}{C^{\max}}.$$

Случай многослойной кроны имеет два основных отличия от рассмотренных. Во-первых, ширина кроны должна вычисляться из тех или иных эмпирических соотношений. Следуя работе [10], в FORCOM взято

$$W_{\text{horiz}} = p(H_t)^q, \quad W_{\text{vert}} = p(H_t)^q (B)^r.$$

Вводится новая величина — площадь проекции кроны P:

$$P_{\text{horiz}} = \pi/4 (W_{\text{horiz}})^2, \quad P_{\text{vert}} = CW_{\text{vert}}$$

(заметим, что C уже найдено, согласно приведенному выше алгоритму). Далее находим максимально возможное число слоев кроны

$$L^{\max} = S_{1L}^{\max}/P$$

и максимальное число заполненных слоев кроны

$$T^{\max} = [L^{\max}].$$

Таким образом, введенные компоненты листовой поверхности связаны равенством

$$S_{0L}^{\max} = S_L^{\text{ext}} + T^{\max} P,$$

где $S_L^{\text{ext}} < P$ — листовая поверхность внешнего, незаполненного слоя кроны. Далее, аналогично обрезанию кроны снизу, делается обрезание ее изнутри — уничтожаются все внутренние слои, для которых освещенность меньше $I_{\min}$. Процедура очевидна для горизонтальной кроны, но требует уточнения для вертикальной, так как свет, падающий на внешний слой, зависит от высоты. В FORCOM взят простейший и максимально благоприятный для внутренних слоев режим, а именно исходный свет равен тому, который падает на вершину дерева. В результате, вместо $T_{\max}$ полу-

чаем число реально существующих заполненных слоев $T \leqslant T_{\max}$ и реальную листовую поверхность

$$S_L = S_L^{\text{ext}} + TP,$$

участвующую в фотосинтезе.

C. Оставшиеся формулы, касающиеся морфологии дерева, таковы. Диаметр вычисляется как

$$D(M) = s\left(M_t - M_t^{\min}\right)^t,$$

где $M^{\min}$ — биомасса, соответствующая высоте $H^{\min} = 137$ см (находится из (3)). Исходно в модели задаются две величины — $D^{\max}$ и $H^{\max}$, через них вычисляется параметр c в (3) и максимально возможная биомасса дерева $M^{\max}$. Последняя используется для нахождения коэффициента опада и дыхания в уравнении роста (1) — R. Корневая поверхность дерева взята пропорциональной листовой

$$S_R = uS_L.$$

D. Для дерева с горизонтальной кроной полная нетто-ассимиляция

$$A_{\text{horiz}} = S_L^{\text{ext}} F(I_0) + \sum_{t=1}^{T} PF(I_t),$$

где I_0 — свет на высоте дерева H_t, а

$$I_t = I_{t-1}(1 - k_t), \quad i = 1, \ldots, T, \tag{4}$$

$$I_1 = I_0\left(1 - k_t S_L^{\text{ext}}/P\right).$$

Здесь k_t — коэффициент экстинкции (при прохождении одного заполненного слоя листвы), а в последней формуле введен очевидный „фактор неполноты“, уменьшающий поглощение в незаполненном внешнем слое. Из построения видно, что коэффициент экстинкции при прохождении через все слои кроны

$$\varkappa = 1 - \left(1 - k_t S_L^{\text{ext}}/P\right)\left(1 - k_t\right)^T$$

— величина, используемая при вычислении среднего поля света в gap'е. При $T = 1$, $S_L^{\text{ext}} = 0$ имеем случай однослойной кроны $\varkappa = k_t$.

Для вертикально ориентированной многослойной кроны полная нетто-ассимиляция получается двойным суммированием — по высоте и по слоям кроны:

$$A_{\text{vert}} = S_L^{\text{ext}} \sum_n F\left[I_0(h)\right] + \sum_n P(h) \sum_{i=1}^{T} F\left[I_i(h)\right],$$

где величины $I_i(h)$ связаны между собой теми же соотношениями (4).

E. Усредненное по горизонтали световое поле в gap'е считается по описанной ранее методике [2] с небольшими уточнениями.

Дерево i с горизонтальной кроной и с высотой H вносит в общее поле света ниже себя вклад (множитель к исходному потоку света), равный

$$z_i = (1 - \varkappa_i P_i / G),$$

где G — площадь gap'a, а $\varkappa$ и P были введены раньше. Формула верна для случая $P_i \leqslant G$. При $P_i > G$, что соответствует полному затенению gap'a кроной при любом расположении дерева, берем, очевидно,

$$z_i = (1 - \varkappa_i).$$

При однослойной кроне $P_i = S_{Li}$, $\varkappa = k_i$.

Дерево с вертикальной кроной вносит в общее поле света ниже высоты h вклад

$$z_i(h) = \left[1 - \varkappa_i \frac{P_i^+(h)}{G \operatorname{tg} \psi}\right],$$

где ψ — угол Солнца, а $P_i^+(h)$ — площадь проекции кроны выше уровня h. Формула верна при $P_i^+(h) \leqslant G \operatorname{tg} \psi$. В противном случае берем

$$z_i(h) = (1 - \varkappa_i).$$

Итоговое поле света, согласно [2], равно

$$I(h) = I_0 \prod z_i(h). \qquad (5)$$

При подстановке в формулы для подсчета ассимиляции это выражение умножается на $\cos\psi$ для горизонтальных, и на $\sin\psi$ для вертикальных крон. Кроме того, в FORCOM устраняется самозатенение дерева: дело в том, что в (5) участвуют все особи (могущие затенять уровень h), однако при вычислении ассимиляции для дерева k мы должны устранить его вклад в общее поле, что делается делением $I(h)$ на $z_k(h)$.

F. Помимо световой, в FORCOH возможно моделирование корневой конкуренции; лимитирующий ресурс будем считать азотом (единица измерения — [мг/м^2]). Вводится азот почвы N_s и азот в растениях N_p. Формула, дающая степень доступности азота в (2), взята в простейшем виде, качественно соответствующем наблюдениям (параметр c_3 — видоспецифичен):

$$E(T_s) = \frac{N_s}{c_3 + N_s}.$$

Два уравнения для введенных переменных имеют обычный вид

$$\dot{N}_s = I_N + \sum c_i m_i - \sum b_i F_i - u_N N_s,$$
$$\dot{N}_p = -\sum c_i m_i + \sum b_i F_i.$$

Здесь I_N — приток азота из атмосферы, u_N — удельный коэффи-

циент вымывания из почвы, c_i — удельные коэффициенты опада биомассы (включая отмирание деревьев), b_i — стехиометрические (относительно углерода) коэффициенты содержания азота в тканях; принято, что потребление азота пропорционально ассимиляции.

G. Приток семян деревьев каждого вида имеет два компонента — фоновый, с территории, окружающей gap, и внутренний, от деревьев внутри gap'а. Задав удельный, на 1 м^2, фоновый приток f_i и введя характерный радиус рассеяния семян породы i—r_i, получим полный приток семян на площадь gap'а

$$X_i = V_i\left(Gf_i + \frac{G}{\pi r_i^2}\sum_k p_{ik}\right), \qquad (6)$$

где p_{ik} — плодовитость дерева номер k породы i, а V_i — выживаемость (вероятность прорастания) семени. Предусмотрена возможность постоянного притока f_i, распределенного равномерно на $[0, 2f_i]$ или подчиняющегося распределению Пуассона со средним, равным f_i.

Функция V_i в FORCOM может зависеть от толщины слоя травы, соответствующий компонент взят в виде

$$V_i^{\text{gras}} = \exp(-\lambda H_g),$$

а также от переменных, введенных в следующем пункте.

H. FORCOM содержит переменные, позволяющие описать один важный механизм, способствующий поддержанию видового разнообразия в лесу. Нарушения поверхности почвы, вызванные падением деревьев с выворачиванием корневой системы (это типично для таежных лесов), делает поверхность почвы гетерогенной. Хорошо известно, что семена различных пород для успешного прорастания требуют поверхности разного типа. Например, ранние сукцессионные виды предпочитают открытый грунт, а поздние — лесную подстилку; модель, оперирующая гомогенной поверхностью, будет неизбежно способствовать или одним, или другим.

Появившееся после падения дерева пятно грунта (в FORCOM задается вероятность этого события) зарастает до состояния ненарушенной подстилки за τ лет; в течение этого времени часть его снова может быть затронута вывалами. В предположении независимого распределения пятен грунта по площади gap'а доля q_0 его площади, покрытая вывалами Y упавших деревьев текущего года, находится по формуле

$$q_0 = 1 - \prod_{i=1}^{Y}\left(1 - \frac{P_{Ri}}{G}\right),$$

где P_{Ri} — площадь проекции корневой системы дерева i, равная площади вывала. Если хотя бы одна $P_{Ri} \geqslant G$, берем $q_0 = 1$. Вве-

дем доли площади, gap'a, нарушенные вывалом 1, . . ., τ лет тому назад — q_1, . . ., q_τ ($\sum q_i \equiv 1$). Тогда динамика этих величин описывается системой

$$q_1(t+1) = q_0(t),$$

$$q_2(t+1) = q_1(t)\,[1 - q_0(t)],$$

. . . . . ,

$$q_{\tau-1}(t+1) = q_{\tau-2}(t)\,[1 - q_0(t)],$$

$$q_\tau(t+1) = q_{\tau-1}(t)\,[1 - q_0(t)] + q_\tau(t)\,[1 - q_0(t)].$$

Введя, далее, v_{ik} — вероятности прорастания семян породы i на пятне возраста k, можно найти среднюю вероятность прорастания, являющуюся соответствующим компонентом выживаемости V_i в (6):

$$V_i^{\text{viol}} = \sum_k v_{ik} q_k.$$

I. Последняя модификация касается разброса индивидуальных скоростей роста деревьев — константа c_1 — в формуле (2) для удельной ассимиляции может быть сделана нормально распределенной (как хорошо известно, так называемая энергия роста семян одной породы заметно различна даже в одинаковых для всех семян условиях). Дело в том что прогоны модели в одновидовом случае при деревьях с вертикальными кронами показали, что в системе наблюдается эффект „группового угнетения" роста — вырастает группа деревьев (не обязательно одинакового возраста), которые затеняют друг друга, становятся все более близкими по размеру и прекращают рост, далеко не достигая максимальной высоты и биомассы. Численность этого „пакета", конечно, уменьшается из-за стохастической и конкурентной смертности, и в конце концов он исчезает, но вся картина выглядит как явный модельный артефакт. Ясно, что в системе не хватает каких-то механизмов дифференцировки. Одним из них может быть более адекватное описание пространственного взаимодействия крон, но это явно выходит за рамки возможностей gap-модели. Возможное начальное распределение особей по размерам нивелируется в ходе образования группы. Отсюда естественное стремление, в полном согласии с наблюдениями, сделать деревья разными по исходным параметрам, что в какой-то степени заменяет отсутствие разницы в пространственном расположении деревьев в рамках gap-модели. Программа полного исследования скорости дифференцировки в различных ситуациях (особенно показательным будет анализ одновозрастных систем) не реализована, однако предварительные прогоны по FORCOM показали, что „групповое угнетение" исчезает, если индивидуумы хотя бы немного разные.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Корзухин М. Д., Семевский Ф. Н. Синэкология леса. — СПб: Гидрометеоиздат, 1992. — 192 с.

2. Корзухин М. Д., Тер-Микаэлян М. Т. Теория конкуренции растений за свет и воду в gap-модели. — В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. СПб: Гидрометеоиздат, 1992, т. 14, с. 220—230.

3. Bonan G. B. Environmental process and stand dynamics in boreal forest ecosystems. — PhD dissertation, Univ. of Virginia, Charlottesville, VA, 1988.

4. Bonan G. B. A simulation analysis of environmental factors and ecological processes in North American boreal forests. — In: A Systems analysis of the Global Boreal Forests. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1992, p. 404—427.

5. Bonan G. B., Korzukhin M. D. Simulation of moss and tree dynamics in the boreal forest of interior Alaska. — Vegetatio, 1989, v. 84. p. 31—44.

6. Botkin D. B., Janak J. F., Wallis J. R. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. — J. Ecology, 1972, v. 60, p. 849—873.

7. Harrison E. A., Shugart H. H. Evaluating performance of an Appalachian oak forest dynamics model. — Vegetatio, 1990, v. 86, p. 1—13.

8. Leemans R. Description and simulation of stand structure and dynamics in some Swedish forests. — Acta Univ. Ups., Comprehensive Summaries of Uppsala. Dissertations from the Faculty of Science. 221. Uppsala, ISBN 91—554—2443—0, 1989. — 44 p.

9. Korzukhin M. D., Antonovski M. Ya. Population-level models of forest dynamics. — In: A systems analysis of the Global Boreal Forests. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 1992, p. 404—427.

10. Moeur M. Correlation of tree parts measured in moderate forests of North America. — J. Ecology, 1982, v. 94, p. 311—330.

11. Leemans R., Prentice I. C. 1989. FORSKA, a general forest succession model. — Meddelanden fran Vaxtbiologiska institutionen, Uppsala, 1989.

12. Shugart H. H. 1984. A theory of forest dynamics. Springer-Verlag, New York: Springer Verlag, 1984. — 278 p.

COMPUTER-BASED REALIZATION OF THE FORCOM GAP MODEL

M. D. Korzukhin

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

The paper describes a version of the gap model (an approach to modelling natural forest dynamics) which differs noticeably from the conventional one.

ОПЫТ МОДЕЛИРОВАНИЯ ВЛИЯНИЯ ОЗОНА НА ВЫСШИЕ РАСТЕНИЯ В ОНТОГЕНЕЗЕ

С. М. Семенов, И. М. Кунина

Институт глобального климата и экологии Роскомгидромета и РАН

Тропосферный озон, являющийся продуктом и участником сложных фотохимических и термических реакций в атмосфере, обладает сильными фитотоксическими свойствами. Поскольку его концентрация в приземном слое атмосферы в ряде регионов сильно возросла (главным образом, из-за антропогенных эмиссий оксидов азота — химических предшественников озона), то эффекты озона на высшие растения стали предметом интенсивных биологических исследований (соответствующую библиографию и обзор эффектов можно найти в работах [2, 3]).

В работе [1] мы построили простейшую математическую модель доза—эффект для количественной оценки снижения прироста биомассы высших растений (**P**) в зависимости от прироста дозы озона (ΔD). На основе имеющихся в специальной литературе данных была получена оценка коэффициента **b** в модели

$$\frac{\Delta \mathbf{P}}{\mathbf{P}} = \mathbf{b}\,\Delta D.$$

Точность оценки параметра **b** (примерно 10 %) является достаточной лишь для грубых оценок эффекта. Дальнейшие попытки улучшить точность, привлекая дополнительные экспериментальные данные, не удались. Последнее означает, что зависимость имеет более сложный, нелинейный характер.

В связи с этим возникают по крайней мере два вопроса:

— можно ли считать, что мгновенный эффект озона на растение в точке воздействия (листва, хвоя) в некотором его количественном выражении не меняется в онтогенезе;

— является ли упомянутый эффект кратковременным (т. е. параметры процесса роста и развития растения быстро восстанавливаются после снятия воздействия озона) или же, напротив, долговременным (т. е. эффект мгновенного воздействия озона будет сказываться продолжительное время).

Ответы на эти вопросы могут быть получены с помощью модельной обработки специальных экспериментальных данных, которые описывают рост и развитие растения в онтогенезе в контроле и в условиях опыта, т. е. при известном режиме воздействия озона. К сожалению, такого рода экспериментальные работы очень редки. В подавляющем большинстве случаев измерения общей биомассы и/или отдельных частей растения производятся лишь однажды — в конце опыта. К исключениям относится, в частности, работа [4], в которой в продолжительном эксперименте многократно измерялись отдельные части растений в опыте и в контроле. Сознавая недостаточность этого экспериментального

материала для окончательных выводов, мы все же решили познакомить читателей с результатами модельной обработки этих данных, поскольку результаты оказались обнадеживающими.

Экспериментальные данные

В работе [4] в качестве экспериментального растения использовался хлопчатник (*Gossypium hirsutum* L.). Опуская методические подробности, которые можно найти в упомянутой работе, приведем лишь общую схему опыта.

Проростки растений восьмидневного возраста помещались в специальные камеры, в которых они росли в одинаковых контролируемых условиях. В отношении воздействия озона вся совокупность растений подразделялась на три группы:

контроль — фумигация не осуществлялась;
опыт I — растения подвергались воздействию 250 млрд$^{-1}$ озона в течение 6 ч каждый вторник и пятницу, начиная с 8-дневного возраста (т. е. с самого начала опыта);
опыт II — растения подвергались такому же воздействию, но с 42-дневного возраста.

Авторы работы [4], используя традиционные показатели (NAR, LAR, RGR, PWR) установили, что воздействие озона ухудшает вегетативный и репродуктивный рост, заметно изменяет пропорции растения (в особенности уменьшаются доли корней и репродуктивных частей — коробочек — в общей биомассе), снижает ассимиляцию. Однако эти оценки относятся к конкретным моментам жизни растений, поскольку модельный подход не использовался и показатели роста, не зависящие от времени (параметры модели) в силу этого не употреблялись. В данной работе мы реализовали именно модельный подход к проблеме.

Данные о росте растения, приведенные в работе [4] и использованные нами, представляют собой результаты девяти измерений сухой массы корней (R_k), стеблей (S_k), листьев (L_k) и коробочек (B_k), произведенные в моменты времени $t_k = 22 + 14(k-1)$, $k = 1, \ldots, 9$ (т. е. с интервалом в 14 сут, начиная с 22 суток от появления проростков).

Математическая модель

При моделировании листа растения рассматривается как „фабрика“ для производства специфической продукции — биомассы. Текущая производительность фабрики обозначается через P (размерность — единицы массы/единицы времени). Подлежащая распределению продукция (U) идет на прирост биомассы различных частей растения: корней (ΔR), стеблей (ΔS), листьев (ΔL) и репродуктивных частей — коробочек — (ΔB). При этом предполагается, что в контроле:

— вся наработанная продукция идет на прирост биомассы растения, т. е. $U = P$;

— на прирост биомассы всех частей растения продукция расходуется в пропорции 1 : 1, кроме репродуктивных частей, на единичный прирост биомассы которых расходуется m_B единиц продукции;

— „оборудование“ фабрики изнашивается с постоянной скоростью, т. е. в единицу времени производительность P уменьшается в x раз, $0 < x \leqslant 1$;

— прирост новых „мощностей“ пропорционален приросту листвы $(a\Delta L)$.

Воздействие озона можно учитывать в модели следующими двумя основными способами.

А. Кратковременный эффект: в те дни, когда производится фумигация, подлежащая распределению продукция U уменьшается.

Б. Долговременный эффект: в те дни, когда производится фумигация, происходит дополнительный износ оборудования „зеленой фабрики“.

Полагая, что ущерб в обоих случаях пропорционален биомассе листвы (озон проникает в растения через листья), и учитывая сформулированные выше предположения, можно получить две соответствующие модели:

А	Б
$U = P - zL$	$U = P$
$\Delta R = \lambda_R U$	$\Delta R = \lambda_R U$
$\Delta S = \lambda_S U$	$\Delta S = \lambda_S U$
$\Delta L = \lambda_L U$	$\Delta L = \lambda_L U$
$\Delta B = \lambda_B U / m_B$	$\Delta B = \lambda_B U / m_B$
$\Delta P = (x - 1) P + a \Delta L$	$\Delta P = (x - 1) P + a \Delta L - yL.$

Здесь λ_R, λ_S, λ_L и λ_B — доли, в которых подлежащая распределению продукция расходуется на прирост биомассы корней, стеблей, листвы и репродуктивных частей (коробочек) соответственно.

Переменная z (соответственно y) в модели А (соответственно Б) принимает нулевые значения в те дни, когда фумигация не проводилась, а в остальные дни — то значение, которое соответствует нагрузке озона — 250 млрд$^{-1}$ × 6 ч.

Оценка параметров модели и результаты моделирования

Процедуры оценки параметров для моделей А и Б были одинаковы, поэтому мы их излагаем параллельно. Основной вычислительный модуль таков.

При заданном значении параметра z (соответственно y) модели А (соответственно Б) выполняются следующие вычисления.

1. Для каждого промежутка времени $[t_k, t_{k+1})$, $k = 1, \ldots, 8$, исходя из имеющихся экспериментальных данных, вычислялись значения

$$U_k = (R_{k+1} - R_k) + (S_{k+1} - S_k) + (L_{k+1} - L_k) + m_B (B_{k+1} - B_k);$$

$$\lambda_R^k = (R_{k+1} - R_k)/U_k; \quad \lambda_S^k = (S_{k+1} - S_k)/U_k;$$

$$\lambda_L^k = (L_{k+1} - L_k)/U_k; \quad \lambda_B^k = m_B (B_{k+1} - B_k)/U_k,$$

соответственно общего прироста биомассы растения и его долей, израсходованных на данном промежутке времени на прирост корней, стеблей, листьев и коробочек (для последних употребляется масштабный коэффициент m_B — см. предыдущий раздел).

2. Для определения начального значения производительности — P (22) — используется следующий прием. Биомасса растения на 8-й день полагается пренебрежимо малой (по сравнению с ее значением на 22-й день). Далее, полагая $U_0 = R_1 + S_1 + L_1$ (репродуктивные части на 22-й день еще не образовались), вычисляются значения

$$\lambda_R^0 = R_1/U_0; \quad \lambda_S^0 = S_1/U_0; \quad \lambda_L^0 = L_1/U_0$$

долей прироста биомассы корней, стеблей и листьев соответственно в общем приросте биомассы растения в промежутке от 8-го до 22-го дня развития.

После этого при начальном единичном значении производительности в 8-й день рост растения моделируется с помощью модели А (соответственно Б) при заданном воздействии озона в контроле, в опыте I или в опыте II на отрезке времени от 8-го до 22-го дня развития с шагом 1 сут. При этом считается, что при $t \in (8, 22)$ $\lambda_R \equiv \lambda_R^0$; $\lambda_S \equiv \lambda_S^0$; $\lambda_L \equiv \lambda_L^0$; $\lambda_B \equiv 0$. Полученные при этом значения биомассы растения и производительности на 22-й день обозначим через b и p соответственно.

Искомое значение производительности при $t = 22$ определяется по формуле

$$P(22) = pU_0/b,$$

т. е. используется линейность модели.

3. Далее, рост растения моделируется на отрезке времени [22, 146] с помощью модели А (соответственно Б) с начальными условиями $R(22) = R_1$; $S(22) = S_1$; $L(22) = L_1$; $B(22) = 0$; $P(22) = pU_0/b$ при заданном режиме воздействия озона, т. е. в контроле, в опыте I или в опыте II. При этом считается, что на каждом промежутке времени (t_k, t_{k+1}), $k = 1, \ldots, 8$, выполнены условия: $\lambda_R \equiv \lambda_R^k$; $\lambda_S \equiv \lambda_S^k$; $\lambda_L \equiv \lambda_L^k$; $\lambda_B \equiv \lambda_B^k$.

4. Качество аппроксимации (т. е. соответствия расчетных значений R, L, S и B экспериментальным данным) оценивается по

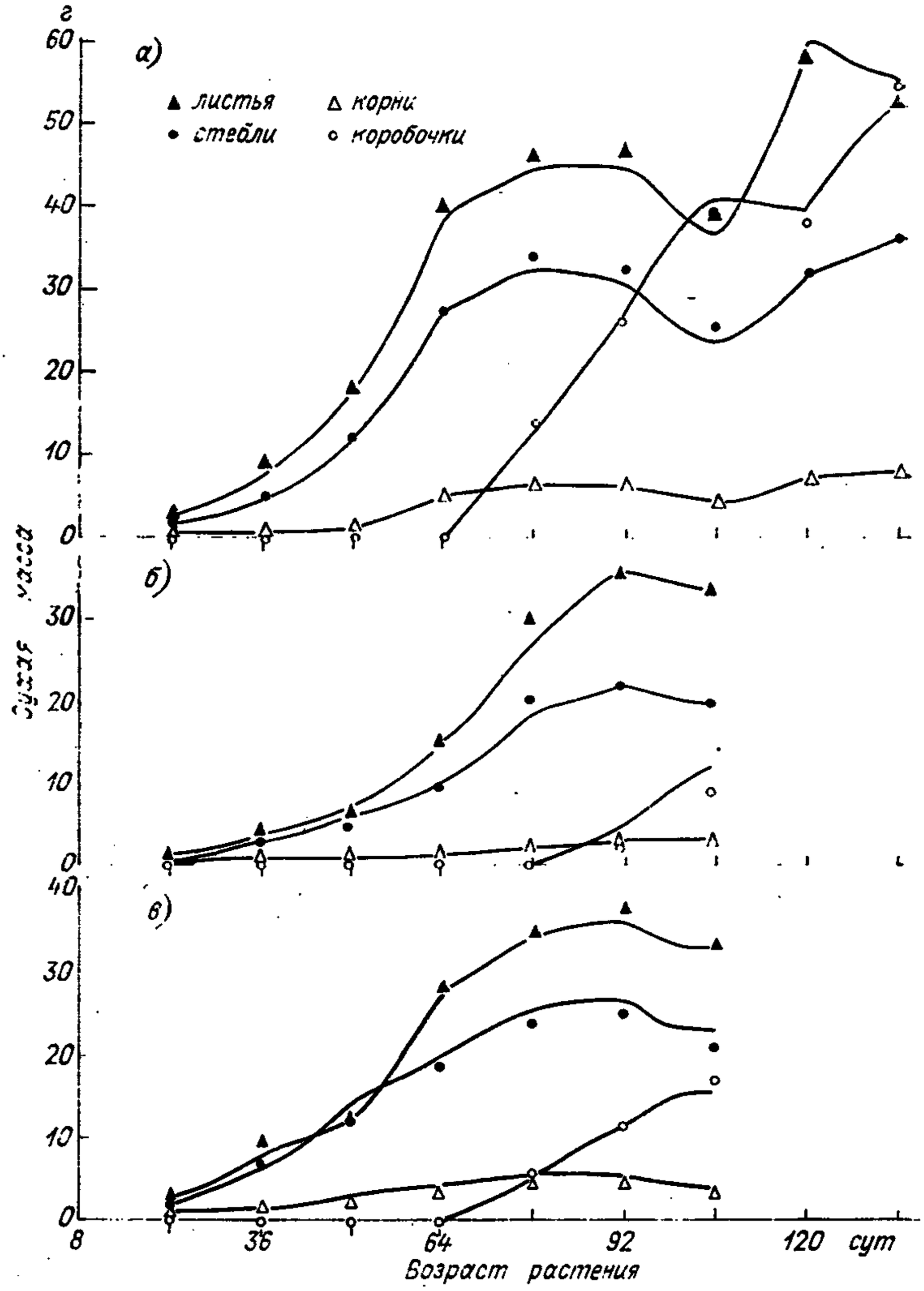


Рис. 1. Результаты моделирования роста растений в контроле (*а*), в опыте I с помощью модели Б (*б*) и в опыте II с помощью модели Б (верификация) (*в*).

Сплошная линия — модельная кривая.

среднеквадратическому критерию:

$$Q = \left\{ \frac{1}{4(N-1)} \sum_{k=2}^{N} [(R(t_k) - R_k)^2 + (S(t_k) - S_k)^2 + \right.$$

$$\left. + (L(t_k) - L_k)^2 + (B(t_k) - B_k)^2] \right\}^{1/2},$$

причем в контроле используется суммирование до $N = 9$, а в условиях опытов I и II два последних измерения не используются, т. е. $N = 7$. Последнее связано с тем, что после 106-го дня (т. е. после 7-го измерения) появляется острое поражение листьев, приводящее к существенному уменьшению их количества, что в моделях А и Б не учитывается. В последней формуле суммирование начинается с $k = 2$, поскольку при $k = 1$ все слагаемые — нулевые (в силу выбора начальных условий).

Описанный выше вычислительный модуль 1—4 использовался в следующих трех оценочных операциях на ЭВМ в отношении экспериментальных данных (в контроле, в опыте I и в опыте II), проведенных с помощью модели А (соответственно Б).

Контроль. При $z \equiv 0$ (соответственно $y \equiv 0$) находились значения параметров x, a и m_B, отвечающих минимуму критерия Q. На рис. 1 *а* приведены результаты моделирования. Получены следующие оценки параметров: $x = 0{,}980$; $a = 0{,}14$ сут$^{-1}$; $m_B = 3{,}18$. Значение критерия $Q = 0{,}896$ г.

Опыт I. При найденных выше значениях x, a и m_B находилось значение параметра z (соответственно y), соответствующее минимуму критерия Q. Полученная оценка параметра $z = 0{,}064$ сут$^{-1}$ (соответственно $y = 0{,}005$ сут$^{-1}$). Критерий $Q = 1{,}31$ г (соответственно $Q = 0{,}825$ г). Результаты моделирования для модели Б приведены на рис. 1 *б*.

Опыт II. При найденных выше значениях x, a, m_B и z (соответственно y) проводилась верификация модели. Полученное значение критерия $Q = 3{,}06$ г (соответственно $Q = 0{,}846$ г). Результаты моделирования для модели Б приведены на рис. 1 *в*.

Заключение

Значения критерия Q для опытов I и II, полученные для моделей А и Б, показывают, что модель Б существенно лучше описывает экспериментальные данные, поскольку упомянутые значения Q для нее заметно меньше, чем для модели А. Таким образом, полученные результаты следует трактовать в пользу гипотезы о долговременных эффектах воздействия озона на высшие растения.

Модель Б достаточно хорошо (в контроле, в опыте I и в опыте II) описывает экспериментальные данные в терминах, которые не зависят от конкретного момента жизни растения.

Таким образом получены хотя, вероятно, и не окончательные ответы на два вопроса, сформулированные в начале данной статьи.

Отметим, что для прикладных целей, быть может, более удобна следующая модель долговременных эффектов:

$$\text{B}$$

$$U = P$$

$$\Delta R = \lambda_R U$$

$$\Delta L = \lambda_L U$$

$$\Delta B = \lambda_B U / m_B$$

$$\Delta P = (x - y_1 - 1) P + a \Delta L,$$

где все переменные имеют тот же смысл, что и выше, а y_1 (безразмерная переменная) описывает в относительных единицах дополнительный износ оборудования „зеленой фабрики" в те сутки, когда нагрузка озона была 250 млрд$^{-1} \times 6$ ч.

Мы провели оценку этого параметра, используя для модели В ту же оценочную процедуру, что и ранее для моделей А и Б. Результат оценки $y_1 = 0{,}047$ показывает, что в те дни, когда осуществлялась фумигация, возникал дополнительный 4,7 %-ный износ оборудования „зеленой фабрики" (износ в контроле — 2 % в сутки, поскольку $x = 0{,}98$).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Израэль Ю. А., Кунина И. М., Семенов С. М. Сравнительные оценки влияния озона, двуокиси серы и двуокиси азота на продуктивность высших растений. — ДАН СССР, 1989, т. 308, № 1, с. 247—250.

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

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

4. Oshima R. J., Bruegelmann P. K., Flagler R. B., Teso R. R. The effects of ozone on the growth, yield and partitioning of dry matter in cotton. — J. Environ. Qual., 1979, vol. 8, N 4, p. 474—479.

MODEL EXERCISE ON OZONE EFFECTS ON HIGHER PLANTS ONTOGENESIS

S. M. Semenov, I. M. Kunina

Institute of Global Climate and Ecology, Rosgidromet and Russian AS

Short-term and long-term effect models of ozone influence on higher plant growth are considered and the latter one was identified as the most adequite for quantitative description of growth of cotton (*Gossypium hirsutum* L.). Procedure of modelling, estimates of parameters and model verification are presented.

УДК 551.583 : 555.588.7.

Биоклиматологические аспекты комплексного глобального мониторинга. Израэль Ю. А., Семенов С. М., Хачатуров М. А. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 8—20.

Рассмотрены методологические аспекты организации систематических наблюдений в рамках сети станций глобального комплексного мониторинга (ГКМ) для природных экосистем суши, предложен ряд конкретных объектов полевых биоклиматологических наблюдений.

Сформулированы основные требования к расположению и направлению исследований станций биоклиматологических наблюдений, а также рекомендации по хранению и обработке накопленных данных. Представлена принципиальная схема информационных потоков в обсуждаемой системе мониторинга.

Илл. 1. Табл. 1. Библ. 52.

УДК 519.95

К вопросу об особенности термодинамики биосферы. Абакумов В. А. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 21—36.

Рассмотрена история формирования представлений о термодинамике биосферы. Дан критический анализ представлениям о противоречии термодинамического принципа существования биологических систем второму началу термодинамики.

Библ. 65.

УДК 574.58

Экологические модификации перифитона в разнотипных водотоках Чехословакии. Абакумов В. А., Тальских В. Н. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 37—62.

Исследовано экологическое состояние водотоков Чешско-Моравской возвышенности и Низких Татр. Описаны экологические модификации перифитона, вызванные различными условиями антропогенной нагрузки. Выявлены биоценозы, находящиеся в состоянии экологического регресса.

Илл. 13. Библ. 7.

УДК 551.510.42

Исследование элементного состава компонентов хвойно-лесных экосистем бассейна Катуни. Баркалова О. Г., Николишин И. Я., Фомин Б. Н., Папина Т. С. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 63—72.

Приведены результаты определения современных значений содержания широкого круга биогенных и токсичных элементов в следующих компонентах хвойно-лесных экосистем бассейна Катуни: в древесно-кустарниковом, мохово-травянистом, опадно-подстилочном и почвенном покровах. Из результатов обследования следует, что с точки зрения загрязнения тяжелыми металлами в настоящее время наземные экосистемы бассейна Катуни находятся в условиях, близких к фоновым. Представлены предложения к программе наблюдений за состоянием хвойно-лесных экосистем в рамках экологического мониторинга фоновых территорий.

Табл. 2. Илл. 1. Библ. 11.

УДК 551.510.42

Кислотность и содержание загрязняющих веществ в дождевых осадках в окрестностях двух никелевых комбинатов. Брускина И. М., Карабань Р. Т., Сисигина Т. И. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 73—87.

Исследования проведены в окрестностях комбината «Североникель» (Кольский полуостров) и Уфалейского никелевого комбината (Южный Урал). Пробы отбирали на открытых лесных полянах, под кронами сосен и стоки со стволов. Оценены пространственные и временны́е вариации концентрации микро- и макроионов в осадках при дождях различной интенсивности. Установлена обратная зависимость концентрации от количества выпавших осадков. Рассчитаны средневзвешенные значения содержания макро- и микроионов в осадках, выпадавших в ближней от источников выброса зоне и на расстоянии нескольких десятков километров. Установлено, что в осадках, промывших кроны, а также в стоках со стволов содержание большинства измеренных ингредиентов в 2—20 раз выше, чем в пробах, собранных на полянах; для никеля и меди — в 15—20 раз.

Табл. 3. Илл. 5. Библ. 15.

УДК 597 : 504.4.054

Рыбы как объект мониторинга закисления пресноводных экосистем. Галина М. С. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 88—95.

Рассматривается пригодность рыб (в частности, их физиологических параметров) как объекта для биоиндикации закисления пресноводных водоемов. При кислотном стрессе наблюдаются заметные сдвиги в глюкокортикоидном обмене, содержании электролитов в плазме крови, нарушение поведенческих реакций, нарушение репродуктивной функции. Дополнительное токсическое воздействие вызывают мономерные низкомолекулярные соединения алюминия, сопутствующие закислению водоемов.

Илл. 2. Библ. 36.

УДК 574.5+504.064.36

Структурные особенности литореофильных биоценозов высокогорных потоков Центрального Кавказа и их мониторинг. Гелетин Ю. В., Будаева Л. М. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 96—107.

Показано особое значение количественных оценок в гидробиологических исследованиях горных потоков. Рассматриваются факторы, определяющие количественное развитие горных гидробиоценозов. Даны результаты по сезонным различиям на реках Приэльбрусского района. Приведены средние значения общей численности зообентоса на реках Центрального Кавказа в сравнении с данными для нескольких речных систем Тянь-Шаня (Средняя Азия). Анализируются изменения группового состава литореофильной фауны по рекам и сезонам. Обсуждается значение полученных результатов для работ по биомониторингу высокогорных рек.

Табл. 4. Библ. 13.

УДК 574 + 577.4

Некоторые аспекты экологического нормирования закисления природных вод. Иголкина Е. Д. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 108—121.

Рассматриваются критерии безопасного и опасного поступления ионов водорода (H^+) в водные экосистемы различных типов, сформулированы понятия об экологических нормативах pH (экологических нормах ($ЭНрН_т$), экологически допустимых уровнях ($ЭДУрН_т$), минимально действующих уровнях ($МДУрН_т$)) для озер различных типов. Дано представление об экологическом резерве (ЭР) водных экосистем по отношению к фактору pH.

Илл. 2. Библ. 58.

УДК 551.510.42

Содержание растворимых форм фтора в двухлетней хвое сосны как показатель загрязнения атмосферного воздуха. Карабань Р. Т., Сисигина Т. И., Моршина Т. Н. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 122—127.

Исследовано содержание растворимого фтора ($F_{раств}$) в пробах поверхностного слоя почвы (0—5 и 5—10 см) ($C_{почв}$) и двухлетней хвои сосны ($C_{хв}$), отобранных в окрестностях Братского алюминиевого завода (БрАЗ) в радиусе до 15—30 км (в двух диаметрально противоположных направлениях). По данным о технологических характеристиках выбросов и программе осреднения на ЭВМ рассчитаны пространственные профили среднегодовых ($C_{год}$) и средних за вегетационный период ($C_{вп}$) концентраций HF в воздухе. На основе линейной модели проведен регрессионный анализ связи между полученными результатами. Установлено, что содержание $F_{раств}$ в хвое хорошо коррелирует с расчетным значением $C_{вп}$ ($r = 0{,}934$) и несколько слабее с $C_{год}$ ($r = 0{,}744$), что вполне логично объясняется наибольшим поступлением фтористого водорода в хвою в период активной вегетации. С другой стороны, при вполне удовлетворительной корреляции между $C_{год}$ и $C_{почв}$ ($r = 0{,}633$ для 10 сравниваемых пар чисел) отмечена слабая корреляционная связь между измеренными значениями $C_{хв}$ и $C_{почв}$ ($r = 0{,}318$). Этот факт подтверждает преимущественно аэральное поступление фтора в растения, а почвенный путь, очевидно, играет второстепенную роль.

Табл. 1. Илл. 4. Библ. 9.

УДК 581.5 : 581.8

Реакция клеток мезофилла хвои сосны на воздействие загрязняющих атмосферу веществ. Кравкина И. М. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 128—137.

Проведено изучение клеток мезофилла хвои сосны Веймутова (*Pinus strobus*) и сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*). Исследования проводились как в камерах, так и в условиях естественного произрастания вида. Двухлетние проростки сосны Веймутова фумигировались в камерах диоксидом серы при концентрации 1 млн$^{-1}$ ежедневно в течение 2 ч в продолжение 5 дней. Хвою сосны обыкновенной брали с деревьев 30-летнего возраста, произрастающих в районе комбината «Североникель» на Кольском полуострове, где преобладающим загрязняющим атмосферу веществом является диоксид серы. С помощью электронного микроскопа в клетках хлоренхимы хвои, подверженной воздействию диоксида серы, у сосны Веймутова были выявлены стадии деградации цитоплазменных органелл, а у сосны обыкновенной определена динамика численности основных органелл клетки — хлоропластов и митохондрий.

На основании полученных результатов и анализа литературных данных сделано обобщение, что на воздействие загрязняющих атмосферу веществ клетки хвои сосны отвечают различными реакциями, связанными с изменением их структурной организации: с одной стороны, это деструктивные нарушения цитоплазмы, приводящие в конечном итоге к гибели клетки, с другой — увеличение численности митохондрий, носящее адаптивный характер.

Табл. 1. Илл. 2. Библ. 10.

УДК 504.7 : 546.264

Прямые эффекты CO_2 на рост и продуктивность высших растений. Кунина И. М. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 138—150.

Посвящен влиянию повышенных концентраций CO_2 на рост и урожай высших растений. Приведены значения рост-модифицирующих факторов, характеризующих влияние концентрации CO_2, равный 700 и 1000 млн$^{-1}$ на различные виды сельскохозяйственных растений. Рассматривается реакция растений С-3 и С-4 типа на повышенное содержание CO_2 в атмосфере. Прослежены онтогенетические закономерности реакции растений на CO_2. Обсуждаются физиологические основы повышения устойчивости растений к некоторым стрессовым факторам среды (например, засуха) в условиях повышения концентрации CO_2 в атмосфере.

Библ. 82.

УДК 551.556.586

Пространственно-временная изменчивость месячных сумм испарения с суши на Русской равнине. Минин А. А., Лисеев А. А. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 151—160.

На основании обработки методом выпрямляющих координатных сеток многолетних рядов данных градиентных теплобалансовых наблюдений построены карты межгодовой изменчивости месячных сумм испарения с суши. Выявлен тренд на уменьшение амплитуды изменчивости испарения в течение вегетационного периода. Относительно стабильный межгодовой режим испарения характерен для гумидных ландшафтов с участием болот и темнохвойных лесов; неустойчивый — для возвышенностей и юго-восточных аридных территорий с нестабильными условиями увлажнения. Таким образом, на степень изменчивости испарения влияют как вариабельность гидрометеорологических условий, так и структурно-функциональные особенности ландшафтов.

Илл. 1. Библ. 10.

УДК 630.182.59

Эколого-лесоводственный мониторинг лесов рекреационного назначения. Рысин Л. П. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 161—169.

Рекреационное лесопользование стало одним из факторов экологического риска. Для предотвращения ущерба, который наносится лесам, ставшим местами массового отдыха, нужно обстоятельно изучить механизм взаимоотношений лесных экосистем и рекреантов, разработать концепцию оптимизированного рекреационного лесопользования и создать действенную систему контроля за состоянием лесов рекреационного назначения. Мониторинг этих лесов должен осуществляться в процессе лесоустройства, а также посредством регулярных комплексных наблюдений на постоянных пробных площадях. В Московской области такие наблюдения ведутся уже в течение ряда лет. На основе полученной информации разработаны рекомендации, направленные на оптимизацию рекреационного лесопользования.

Библ. 12.

УДК 574.633

Применение методики биотестирования для мониторинга пресноводных экосистем. Соловьева Н. А. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 170—179.

Рассматривается возможность применения токсикологического метода для мониторинга пресноводных водоемов. На двух примерах (сточные воды Одесского припортового завода и Новгородского производственного объединения «Азот») показана информативность методики Лесникова. Обсуждается возможность применения методики для экспресс-анализа загрязненных водоемов.

Табл. 4. Библ. 5.

УДК 582.29

Изменение лихенофлоры окрестностей Чашниково (1951—1988 гг.). Толпышева Т. Ю. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 180—192.

Прослежены изменения, которые претерпела лихенофлора Чашниково (Московская область) за 40-летний период. Основное внимание уделено эпифитным и эпигейным видам лишайников. Выявлена тенденция уменьшения видового богатства лишайников агробиостанции, однако отмечается, что изменения в большей степени затронули качественную сторону. Рассматриваются факторы, повлиявшие на этот процесс.

Табл. 6. Библ. 21.

УДК 577.4

Применение многомерного статистического анализа для обнаружения структурных изменений во временны́х рядах экологических наблюдений. Антоновский М. Я., Бухштабер В. М., Векслер Л. С. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 193—213.

Посвящена развитию методов анализа структуры рядов экологического мониторинга. Предложен метод целенаправленного проецирования скользящего сдвига, в основе которого лежит переход от исследуемого временно́го ряда к специально конструируемой кривой в многомерном пространстве. Такой подход позволил совместно использовать достижения теории временны́х рядов и многомерного статистического анализа для обнаружения структурных изменений в рядах мониторинга. Например, обнаружены существенные различия в динамике структуры аномалий среднегодовых температур для северного и южного полушарий, выделены главные компоненты рядов концентраций углекислого газа в атмосфере, получены модели годовых поведений рядов вегетационного индекса NDVI.

Илл. 8. Библ. 9.

УДК 577.4

Оценки экологически допустимых уровней антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы. Замолодчиков Д. Г. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 214—233.

Предложен метод расчета экологически допустимых уровней (ЭДУ) антропогенных нагрузок на природные экосистемы. Данный метод является альтернативой системе контроля за загрязняющими веществами по предельно допустимым концентрациям и состоит в выявлении таких значений факторов, которые в данных экологических условиях приводят к неблагополучию экологического состояния. В качестве исходных данных используются оценки состояния экосистем и соответствующие значения антропогенных факторов. Применение метода проиллюстрировано исследованием причин экологического неблагополучия и расчетом ЭДУ для водных экосистем ряда бассейнов Восточной Европы и Средней Азии. Рассмотрены вопросы использования метода для экологического районирования и прогноза экологического состояния Метод расчета ЭДУ может быть полезен в практике экологического нормирования и рационального природопользования.

Табл. 9. Илл. 3. Библ. 9.

УДК 574.5

Исследование адекватности теоретико-категорной модели фитопланктонных сообществ. Замолодчиков Д. Г., Левич А. П., Рыбакова С. Ю. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 234—246.

Осуществлена проверка адекватности теоретико-категорной модели фитопланктонных сообществ путем сравнения предсказанных значений численностей видов с результатами экспериментов с лабораторными альгоценозами. На первом этапе проведена проверка адекватности на качественном уровне с помощью рангового критерия. На втором — количественная проверка на основе калибровки параметров модели. Отмечена приемлемая степень соответствия результатов моделирования и эмпирических данных.

Табл. 7. Библ. 4.

УДК 519.6 + 582.23

База данных фонового мониторинга эпифитных лишайников. Зелтынь С. А., Инсаров Г. Э. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 247—263.

База данных создана с помощью языка программирования баз данных Клиппер. Она содержит журналы наблюдений, таблицу чувствительности видов, разнообразные глоссарии и служебные файлы. Работа с базой данных протекает в диалоговом режиме с помощью системы иерархических меню. Описываются возможности системы и ее преимущества перед предыдущей версией.
Табл. 5. Илл. 1. Библ. 14.

УДК 582.29 : 681.3.06

Использование компьютерного определителя лишайников в системе фонового экологического мониторинга. Зелтынь С. А., Пчелкин А. В. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 264—273.

Предложена компьютерная программа «ЛИХЕНОЛОГ» для определения доминирующих видов эпифитных лишайников Гиссарского и Кандалакшского заповедников. Компьютерный определитель, работающий на IBM-совместимых машинах, предназначен для неподготовленного пользователя, максимально упрощен и позволяет определять виды, у которых отсутствуют некоторые систематические признаки. Программа позволяет как добавлять новые виды, так и создавать свои собственные таблицы для определения любых объектов на основе табличных файлов формата dBASE.
Табл. 5. Библ. 17.

УДК 577.4

Компьютерная реализация gap-модели FORCOM. Корзухин М. Д. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 274—282.

Описан вариант gap-модели (один из подходов в моделировании динамики лесов естественного происхождения), заметно отличающийся от общепринятого.
Библ. 12.

УДК 574581.519.6

Опыт моделирования влияния озона на высшие растения в онтогенезе. Семенов С. М., Кунина И. М. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1993, т. 15, с. 283—289.

С помощью модельной обработки данных эксперимента по воздействию озона на рост хлопчатника (*Gossypium hirsutum* L.) в онтогенезе делается выбор между гипотезами о кратковременном и долговременном характере возникающих эффектов в пользу последнего. Приводится процедура нормирования, оценки параметров и верификация модели.
Илл. 1. Библ. 4.

Сканирование: Андрей Лаппалайнен

Обработка сканов: Игорь Попов