

Федеральное государственное бюджетное учреждение
«Институт глобального климата и экологии Федеральной службы
по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды
и Российской академии наук»
(ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН»)

ISSN 0207–2564

**ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО
МОНИТОРИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЯ
ЭКОСИСТЕМ**

Том XXVI

№1

Москва 2015

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И МОДЕЛИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ

Том XXVI

№1

2015 год

Научный журнал, публикующий статьи о методах и результатах мониторинга загрязнения и состояния окружающей среды, по сопряженным вопросам моделирования. Публикуются также статьи о системах мониторинга и их функционировании, информационные материалы. Издание «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем» выпускается с 1978 года. Для экологов, климатологов и специалистов в области охраны окружающей среды.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ: С.М. Семенов (главный редактор), О.Н. Булыгина, С.А. Громов, Г.Э. Инсаров, А.С. Комаров, М.Д. Корзухин, А.А. Минин, А.В. Ольчев, В.А. Романенков, А.А. Романовская (заместитель главного редактора), А.А. Тишков, В.М. Хромов, С.Ю. Чайка, В.В. Ясюкевич (заместитель главного редактора), Н.В. Румянцева (ответственный секретарь).

Все статьи рецензируются.

Первичное представление материалов для публикации: РФ, 107258, г. Москва, ул. Глебовская, д. 20Б, ИГКЭ, Семенову С.М.; Semenov@igce.ru

Правила оформления рукописей и их представления для публикации – см. <http://www.igce.ru/>

ISSN 0207-2564

© Оформление издания: ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», 2015

PROBLEMS OF ECOLOGICAL MONITORING AND ECOSYSTEM MODELLING

Volume XXVI

№1

2015

A scientific journal publishing papers on methodologies and results of monitoring of pollution and state of the environment, as well as on associated modelling issues. Papers on monitoring systems and their functioning, and information materials are also invited. "Problems of Ecological Monitoring and Ecosystem Modelling" first appeared in 1978. The journal may be of interest for ecologists, climate scientists and experts in protection of the environment.

EDITORIAL BOARD: S.M. Semenov (Editor-in-Chief), O.N. Bulygina, S.A. Gromov, G.E. Insarov, A.S. Komarov, M.D. Korzukhin, A.A. Minin, A.V. Ol'chev, V.A. Romanenkov, A.A. Romanovskaya (Deputy Editor-in-Chief), A.A. Tishkov, V.M. Khromov, S.Yu. Chaika, V.V. Yasukevich (Deputy Editor-in-Chief), N.V. Rumiantseva (Executive Secretary).

All papers are subject for peer-reviewing.

Primary submission of manuscripts: Semenov S.M., IGCE, Glebovskaya str, 20B, 107258, Moscow, Russian Federation; e-mail: Semenov@igce.ru.

Rules for the preparation and submission of manuscripts are available at <http://www.igce.ru/>

ISSN 0207-2564

© Design: FSBI "IGCE", 2015

Содержание

ОТ РЕДКОЛЛЕГИИ.....	5
События и памятные даты	
К 85-летию со дня рождения Ю.А. Израэля.....	6
Исследования	
Ветров В.А. Обоснование программ экогеохимического мониторинга природных сред в регионе озера Байкал.....	9
Полевой А.Н., Блыщик Д.В., Феокистов П.А. Моделирование формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы.....	28
Сапельникова И.И., Базильская И.В. Долговременные изменения некоторых фенологических параметров календарного года в Воронежском биосферном заповеднике.....	49
Захаров А.А., Захаров Р.А., Федосеева Е.Б. Использование параметров гнезда рыжих лесных муравьев в мониторинге муравейников.....	68
Ревич Б.А., Шапошников Д.А., Авалиани С.Л., Лезина Е.А., Семутникова Е.Г. Изменение качества атмосферного воздуха в Москве в 2006 – 2012 гг. и риски для здоровья населения.....	91
Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. Пространственное распределение концентраций ряда элементов в слоевищах лишайника <i>Xanthoria parietina</i> на присоединенной в 2012 г. к Москве территории.....	123
Пчелкин А.В., Пчелкина Т.А. Методические аспекты использования камер слежения для исследования сезонных миграций сибирской козули (<i>Capreolus pygargus</i> Pall.) в Норском заповеднике.....	145
Прохоров Б.Б. Демографические последствия милитаризации общества.....	160
Щука Т.А., Володкович Ю.Л. Исследование процессов микробного разрушения нефтяного загрязнения и опыт мониторинга распространения нефтеокисляющих микроорганизмов в юго-восточных частях Балтийского и Карского морей.....	180
Осуществление мониторинга	
Громов С.А., Парамонов С.Г. Современное состояние и перспективы развития комплексного фоновый мониторинга загрязнения природной среды.....	205

CONTENTS

From the Editorial Board..... 5

Events and commemorative dates

85 years: in memoriam of Yu.A. Izrael..... 6

Studies

Vetrov V.A. Rationale for ecogeochemical monitoring programs for lake Baikal region..... 9

Polevoy A.N., Blyshchyk D.V., Feoktistov P.A. Modeling of the formation of winter hardiness in winter wheat plants..... 28

Sapelnikova I.I., Basilskaya I.V. Long-term changes in some phenological parameters of the calendar year in Voronezh biosphere reserve..... 49

Zakharov A.A., Zakharov R.A., Fedoseeva E.B. The use of nest parameters of the red wood ants in anthill monitoring..... 68

Revich B.A., Shaposhnikov D.A., Avaliani S.L., Lezina E.A., Semutnikova E.G. Changes in air quality in Moscow in 2006-2012 and associated health risks..... 91

Biazrov L.G., Pel'gunova L.A. Spatial distribution of concentrations of some elements in thalli of lichen *Xanthoria parietina* at the area merged with the Moscow city in 2012..... 123

Pchelkin A.V., Pchelkina T.A. Methodological aspects of the trail cameras use in studies of seasonal migration of syberian roe deer (*Capreolus pygargus* Pall.) in Norskiy reserve..... 145

Prokhorov B.B. Demographic consequences of militarization of society..... 160

Shchuka T.A., Volodkovich Yu.L. A study of microbial degradation processes in oil pollution and the experience of spread monitoring for oil-oxidizing microorganisms in south-eastern parts of the Baltic sea and the Kara sea..... 180

Monitoring implementation

Gromov S.A., Paramonov S.G. Current status and prospects for the development of integrated background monitoring of environmental pollution..... 205

ОТ РЕДКОЛЛЕГИИ

В последней четверти XX века и в научном мире, и в правительственных кругах, и в обществе в целом стали осознаваться проблемы загрязнения окружающей среды, изменения климата и их последствий для природных и социально-экономических систем. В связи с этим в 1976 г. Юрий Антониевич Израэль, в то время – руководитель гидрометеорологической службы страны, принял решение об организации продолжающегося издания «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем». В Лаборатории мониторинга природной среды и климата Госкомгидромета СССР и АН СССР, а впоследствии – в Институте глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, в 1978-2014 гг. под руководством академика Ю.А. Израэля были подготовлены и выпущены тт. I – XXV этого издания. В нем публиковались ведущие ученые страны в области экологии и климатологии.

В настоящее время проблемам мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды, оценке последствий для природных и социально-экономических систем вновь уделяется значительное внимание. Об этом свидетельствует разработка и принятие специальных постановлений Правительства России от 06.06.2013 г. №477 «Об осуществлении государственного мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды» и от 09.08.2013 г. №681 «О государственном экологическом мониторинге (государственном мониторинге окружающей среды) и государственном фонде данных государственного экологического мониторинга (государственного мониторинга окружающей среды)».

В связи с этим принято решение о преобразовании продолжающегося издания «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем» в периодическое издание – научный журнал. Это будет способствовать развитию методов оценки и прогнозирования происходящих изменений в окружающей среде, повышению эффективности осуществления мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды и предоставлению заинтересованным организациям и населению информации об изменении окружающей среды и прогнозов ее состояния.

Издание меняет не только свой статус – становится периодическим научным журналом. Реорганизуется его редколлегия, куда теперь входят ведущие ученые из институтов Росгидромета и РАН, а также высшей школы. Меняются также объем и дизайн издания.

В этом журнале будут публиковаться не только результаты исследований, но и статьи, посвященные осуществлению мониторинга, а также дискуссионные материалы и информационные материалы о событиях и памятных датах.

Мы надеемся – и будем работать в этом направлении – на высокое качество и актуальность публикуемых материалов, на плодотворные дискуссии на страницах этого журнала, которые будут способствовать как расширению научного знания, так и решению прикладных задач.

К 85-ЛЕТИЮ АКАДЕМИКА РАН Ю.А. ИЗРАЭЛЯ

Юрий Антониевич Израэль – выдающийся ученый и организатор науки, государственный и общественный деятель родился 15 мая 1930 года. Он был очень разносторонним, ярким, во всем талантливым и сильным человеком. Юрий Антониевич занимал крупные государственные и общественные посты в нашей стране и на международной арене. В том числе он был руководителем гидрометеорологической службы страны, академиком-секретарем



Отделения океанологии, физики атмосферы и географии Российской академии наук, президентом Российской экологической академии, вице-президентом Всемирной метеорологической организации, вице-председателем Межправительственной группы экспертов по изменению климата.

Однако он прежде всего был ученым. Несмотря на порой запредельную загруженность организационными делами, он всегда уделял время научной работе. И его талант, работоспособность, научная зоркость и интуиция сделали свое дело – он многого достиг в самых разных областях науки. Это и ядерная геофизика, и физика атмосферы, и экология, и океанология, и климатология.

Ю.А. Израэль был очень силен также в прикладных задачах. Он заложил не только научные, но и организационные основы мониторинга состояния окружающей среды и климата, много времени и сил уделял радиационному мониторингу, в том числе в связи с Чернобылем и Уральским следом, создавал атласы загрязнения радионуклидами.

Юрий Антониевич придавал серьезное значение своей международной работе в профессиональных организациях. Так, он стоял у истоков Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК), с 1988 по 2007 г. занимал в ней ключевые руководящие посты. Ю.А. Израэль пользовался огромным уважением коллег, и, несмотря на то, что он был мастером острой полемики, всегда было видно, что его цель – добиться научной обоснованности и политической нейтральности выводов МГЭИК. Он много сделал для поддержки участия экспертов из развивающихся стран в работе МГЭИК.

В течение всей своей жизни Ю.А. Израэль создавал вокруг себя научные коллективы. Работая под его руководством, сотрудники достигали значительных результатов, вырастали в крупных ученых. Так, в конце 1970 годов, уже занимаясь в большей степени проблемами прикладной экологии и глобальной климатологии, он создал Лабораторию мониторинга природной среды и климата Госкомгидромета СССР и АН СССР, куда пригласил работать многих известных и молодых перспективных ученых. Впоследствии, в 1990 году, на ее базе был организован Института глобального климата и экологии Росгидромета и РАН (ИГКЭ). Ю.А. Израэль был его организатором и директором до 2011 года. Он провел этот институт очень сложным фарватером в 1990 годы, сформировал основные научные направления и коллективы в институте.

Юрий Антониевич уделял много времени и сил редакционно-издательской деятельности. Он был главным редактором научного журнала «Метеорология и гидрология». В 1976 году он принял решение об организации продолжающегося издания «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем» и был

председателем его редколлегии до своей кончины 23 января 2014 года. С 1978 по 2014 год вышли тт. I – XXV этого издания.

Авторитет академика Ю.А. Израэля был высок и в научных, и в правительственных кругах, у руководства страны. Своими советами, экспертными заключениями он в значительной степени формировал государственный заказ на научные исследования в области гидрометеорологии, климатологии, прикладной экологии. Юрий Антониевич решительно защищал нашу гидрометеорологическую службу и отечественную науку в нелегкие времена. Он исходил при этом из интересов страны и науки, из глубокого понимания законов ее развития.

Когда уходят люди такого масштаба, то остро чувствуется, что уходит эпоха. Мы с теплотой и благодарностью вспоминаем этого выдающегося человека.

С.М. Семенов,
директор,
Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН

УДК 550.4: 504.0549(571.50)

ОБОСНОВАНИЕ ПРОГРАММ ЭКОГЕОХИМИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ПРИРОДНЫХ СРЕД В РЕГИОНЕ ОЗЕРА БАЙКАЛ

В.А. Ветров

Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН,
Россия, 107258, г. Москва, ул. Глебовская, д. 20Б, vetrov.igce@mail.ru

Реферат. Работа посвящена проектированию программ эколого-геохимического мониторинга геосистемы Байкала, под которым понимается система регулярных наблюдений за содержанием химических веществ в водах озера и притоков, в атмосферных осадках, донных отложениях, почвах, в представителях водной и наземной биоты. Цель мониторинга – оценка степени антропогенного влияния на естественные (фоновые, «доиндустриальные») уровни химических веществ в воде озера и в перечисленных компонентах его геосистемы. Из анализа балансовой модели следует, что основной задачей мониторинга воды озера должно стать надежное определение приходных и расходных составляющих баланса химических веществ в озере, в первую очередь, химического стока в озеро с водами притоков и выведения наблюдаемых веществ из водной массы в донные отложения.

На основе анализа прогнозируемых темпов изменения гидрохимического режима Байкала оцениваются основные пространственно-временные параметры программы гидрохимического мониторинга выделенных частей водной массы озера. Подобные рекомендации делаются для программ мониторинга контролируемых веществ в притоках, в атмосферных осадках, донных отложениях, почвах, гидробионтах (планктон, моллюски, рыбы, нерпа), наземной растительности (лишайники, хвоя).

Ключевые слова: озеро Байкал, эколого-геохимический мониторинг, балансовая модель, водная масса, притоки, атмосферные осадки, донные отложения, гидробионты, индикаторные растения.

RATIONALE FOR ECOGEOCHEMICAL MONITORING PROGRAMS FOR LAKE BAIKAL REGION

V.A. Vetrov

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

Summary. The paper considers projecting ecogeochemical monitoring programs for Lake Baikal geosystem, i. e. monitoring of chemical substances' content in the Lake and tributary waters, atmospheric pre-

precipitations, bottom sediments, soils, aquatic and terrestrial biota indicator specimens. The general objective of monitoring is an assessment of man-made impact on natural (background, "preindustrial") levels of chemical substances in geosystem environments. The previous analysis of the Lake chemical budget showed that the basic task of the Lake waterbody monitoring should be a reliable assessment of input and output components of the budget of monitored chemical substances in the Lake, first of all, input of monitored chemicals with inflow waters and their output through deposition to the bottom sediments.

Space-time monitoring programs for the dedicated Lake waterbody compartments are proposed based on predicted rates of the Lake water chemical composition changes. Similar programs are provided for monitoring of chemical substances in tributaries, atmospheric precipitations, bottom sediments, soils, aquatic biota (plankton, mollusks, fish, seal) and terrestrial plant specimens (lichens, conifer needles) indicating atmospheric pollutants.

Keywords: Lake Baikal, ecogeochemical monitoring, chemical substances, budget model, space-time program, Lake waterbody, tributaries' waters, atmospheric precipitations, bottom sediments, soils, aquatic biota, terrestrial plants.

Введение

Эколого-геохимический мониторинг геосистемы Байкала мы определяем, как систему регулярных наблюдений за содержанием химических веществ в основных компонентах геосистемы озера: в водах озера и притоков, в атмосферных осадках на озеро и водосборный бассейн, в донных отложениях озера, в почвах водосборного бассейна, в представителях водной и наземной биоты (последняя – в прибрежных районах озера).

Общая цель эколого-геохимического мониторинга – получение необходимых и достаточных знаний для информационного обеспечения управления качеством среды. Решение задачи эколого-геохимического мониторинга предполагает оценку степени антропогенного влияния на естественные (фоновые, «доиндустриальные») уровни элементов в природных средах геосистемы озера в текущем времени и в обозримом будущем.

Краткий анализ практики наблюдений за состоянием озера Байкал за последние 30 лет (Обзор фонового загрязнения..., 1983, Качество поверхностных вод..., 2011-2014 гг.) обнаруживает отсутствие как внятных программ мониторинга, так и концептуальных обоснований проводимых наблюдений. В настоящем сообщении изложены концептуальные основы эколого-геохимического мониторинга, которые применяются для обоснования программ мониторинга содержания химических веществ в основных компонентах геосистемы Байкала.

Методология

Методология разработки программ мониторинга основана на его каноническом определении в виде трех основных взаимосвязанных направлений (этапов) деятельности: наблюдения, оценка, прогноз (Израэль, 1984). Нами принято более широкое концептуальное определение мониторинга антропогенных изменений природной среды как системы наблюдений, оценки и прогноза состояния среды с целью научного и информационного обеспечения управления качеством среды (рис. 1) (Ветров, 1985; Ветров, Кузнецова, 1997). Это определение не противоречит «каноническому», однако ставит мониторинг в строго подчиненное положение по отношению к практическим задачам контроля и управления качеством природной среды во всей сфере взаимоотношений общества и природы. Это уточнение дает возможность использовать определенные критерии для установления приоритетов при выборе объектов наблюдений и планировании пространственно-временной матрицы наблюдений, т.е. оптимизировать систему в условиях заведомо ограниченных затрат на ее функционирование.

Следует пояснить содержание этапов в блоке «Мониторинг антропогенного загрязнения окружающей природной среды» (рис. 1) для деятельности в рамках эколого-геохимического мониторинга геосистемы Байкала.



Рисунок 1 – Концептуальная схема мониторинга антропогенного загрязнения окружающей среды для решения задач управления качеством среды.

Наблюдение. Обоснование программы наблюдений экогеохимического мониторинга сводится к краткому анализу целей и задач мониторинга химического (элементного) состава основных компонентов среды в границах рассматриваемой геосистемы на основе совокупности знаний в этой области, в итоге – к выбору контролируемых элементов и периодичности наблюдений. Предлагаемые про-

граммы должны обеспечить достаточным объемом данных этапы оценки и прогноза экогеохимического состояния геосистемы озера (состояния по экогеохимическим показателям) в соответствии с требованиями блока «Информационная система поддержки решений». Следует подчеркнуть, что наблюдения в аспекте мониторинга проводятся на иных методологических принципах, чем чисто научные исследования.

Оценка состояния среды. Под экогеохимическим состоянием природных сред мы понимаем содержание в них химических элементов, соотнесенное к естественным природным концентрациям – кларкам, ферсмам и локальным уровням содержания, которые для краткости обычно называют природным («доиндустриальным») фоном. Необходимо иметь четкие количественные (по крайней мере, полуколичественные) критерии для оценки экогеохимического состояния и его изменения под действием антропогенных факторов.

При этом мы *a priori* отказываемся от использования в качестве критериев таких чисто «антропогенных» показателей, как предельно- или ориентировочно-допустимые концентрации, или уровни (ПДК, ОДК, ОДУ) и т. п., как прямо не относящихся к собственно геохимическим показателям состояния природных экосистем.

Оценка экогеохимического состояния природной экосистемы (или её компоненты) должна дать ответы на два основных вопроса:

- обнаружено ли достоверное повышение уровней природного («доиндустриального») геохимического фона за счет действия техногенных или иных факторов?
- являются ли обнаруженные изменения (тренды) угрожающими с точки зрения сохранения геохимического фона геосистемы?

Ответ на последний вопрос может быть получен, в основном, с привлечением прогнозных расчетов, выполняемых на этапе мониторинга «Прогноз» (рис. 1).

Прогноз. По существу, этот этап является ключевым для решения основной задачи мониторинга, поскольку прогнозные модели служат для организации как имеющихся данных, так и всей системы мониторинга. Выходные результаты этапа «прогноз» могут иметь решающее значение для блока «Управление качеством среды» (рис. 1). Это наиболее «наукоемкий» раздел мониторинга, поскольку для разработки даже относительно простых моделей требуются достаточно глубокие и разносторонние знания рассматриваемой природной среды, накопленные в ходе специальных научных исследований. Поэтому одной из задач этого этапа должен быть сбор и обобщение научных знаний, необходимых для разработки прогнозных моделей.

Таким образом, научное обоснование программ мониторинга должно опираться на уже известные знания об объекте монито-

ринга. Такая тесная системная взаимосвязь мониторинга и научного исследования часто приводит к смысловой и терминологической путанице, когда результаты традиционно научных исследований выдаются за данные мониторинга, а режимные (систематические) наблюдения в аспекте мониторинга рассматриваются как результат научного исследования. В то же время системная взаимосвязь мониторинга и научного исследования – необходимое условие разработки оптимальных программ мониторинга при неизбежной ограниченности ресурсов (Ветров, Кузнецова, 1997).

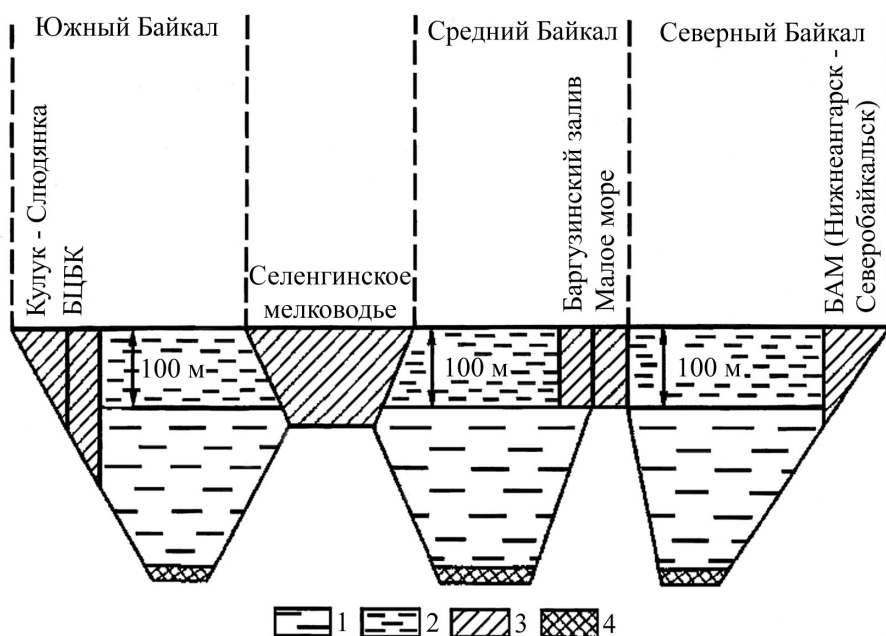
Мониторинг воды озера

Исходя из различий в пространственном и временном распределении химических веществ в водной массе Байкала, К.К. Вотинцев (1978) разделял показатели (компоненты) природного химического состава воды Байкала на две группы. К *первой* относились все показатели гидрохимического состава: рН, минерализация, HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ . К этой же группе мы относим микроэлементы в растворенных формах (Ветров, Кузнецова, 1997).

Ко *второй* группе, по К.К. Вотинцеву (1978), относятся компоненты, тесно связанные в своей динамике с протекающими в водоеме биологическими процессами: нитратный азот, фосфатный фосфор, свободная углекислота, растворенный кислород и органическое вещество. Наиболее отчетливые изменения этих показателей тесно связаны с сезонными циклами в развитии фитопланктона в трофогенном слое (до 100 м глубины), где происходит процесс фотосинтеза (Тарасова, 1976). Как показывают наблюдения и расчеты, ввиду олиготрофности Байкала биологическая ассимиляция биофильных элементов, таких как Na, K, Fe, Zn, Br, даже в периоды наибольшего развития фитопланктона, не снижает в заметных пределах концентраций этих веществ в трофогенном слое (Ветров, Кузнецова, 1997).

Классификация К.К. Вотинцева нами расширена до *третьей* группы – загрязняющие вещества антропогенной природы. С учетом их токсичности и значимости в региональном и глобальном масштабах контролируемые вещества в Байкале должны быть: фенолы, углеводороды (нефтепродукты), пестициды, СПАВ, тяжелые металлы (Ветров, Кузнецова, 1997). Следует отметить, что кроме специфических синтетических веществ, таких как пестициды и СПАВ, в группу загрязняющих веществ могут попасть вещества природного происхождения, присутствующие в воде озера в фоновых концентрациях (например, фенолы или токсичные металлы).

С учетом особенностей водообмена и формирования гидрохимического режима Байкала в водной массе озера нами выделяются гидрохимические зоны и районы озера, в которых могут наблюдаться особенности гидрохимического состава в пространстве и во времени (рис. 2).



Обозначения: 1 – глубоководные зоны каждой котловины; 2 – трофогенный и динамически активный слой пелагиали каждой котловины; 3 – зоны возможного антропогенного влияния; 4 – придонный слой.

Рисунок 2 – Гидрохимические зоны и районы озера Байкал (Ветров, Кузнецова, 1997).

1. Глубоководные зоны трех частей (котловин) озера: ниже 100 м и до придонного слоя. Здесь сосредоточена основная масса (около 80%) озерной воды. Химический состав вод отличается большей однородностью (гомогенностью) и стабильностью (Галазий, 1987; Грачев, 2001).

2. Трофогенный и динамически активный слой пелагиали каждой котловины: глубина – от поверхности до 100 м. Этот слой – аналог «океанского тандема», используемого при описании и моделировании гидрохимического режима океанских вод (Киплинг, 1976). В этом слое производится основная продукция (до 90%) органического вещества в озере, с которой связаны все суточные, сезонные и пространственные вариации гидрохимических показателей второй группы и некоторых показателей третьей группы (например, фенола).

3. Зоны возможного антропогенного влияния – районы озера, подверженные прямому действию потоков загрязняющих веществ. Наиболее значительные районы: южная оконечность озера (Кулук-Слюдянка), район Байкальского ЦБК, Селенгинское мелководье, Баргузинский залив, Малое море, район БАМ (Северобайкальск).

4. *Придонный слой*: толщина – от нескольких метров от дна до 0,1 глубины озера в месте наблюдения. Выделение этого слоя в особую зону гидрохимических наблюдений связано с возможностью накопления в нем веществ третьей группы, а также с задачами мониторинга донных отложений.

Одной из наиболее сложных задач мониторинга содержания химических веществ в природных водах является выделение, так называемых *базовых уровней*, на фоне природной пространственно-временной изменчивости концентраций. Термин *базовый уровень* был заимствован нами из обзорных работ по изучению элементного состава вод мирового океана, в которых он обозначал генеральное среднее содержание элемента в морской воде по достаточно большим выборкам данных, полученных независимыми коллективами исследователей. В геохимическом аспекте *базовый уровень* элемента должен соответствовать его кларку в океанской воде. Тот же смысл мы придаем термину *базовый уровень* в отношении как вод озера Байкал в целом, так и отдельных частей его водной массы. Физический смысл базового уровня – это концентрация элемента, полученная путем усреднения имеющихся данных по объему наблюдаемой водной массы.

Общий подход к определению базовых уровней наблюдаемых веществ в водах Байкала основан на стохастической природе определяемых концентраций и, как следствие, на статистической интерпретации данных наблюдений. Для мониторинга изменения содержания микропримесей (менее 100 мкг/л) загрязняющих веществ в воде озера нами был предложен подход, основанный на определении набора показателей статистического распределения наблюдаемых концентраций, а именно: среднее значение выборки \bar{C} (базовый уровень); стандартное отклонение S ; медианное значение \overline{X}_{50} ; квантили (в %) различной степени обеспеченности – X_5 , X_{25} , X_{75} , X_{90} , X_{95} . При этом степень близости вида распределения к нормальному, логнормальному, либо к какому-то другому закону, не имеет особого практического значения (Ветров, 1985; Ветров, Кузнецова, 1997).

Критерием оценки гидрохимического состояния водной массы озера служит сравнение показателей распределения наблюдаемых концентраций элементов в воде озера с соответствующими фоновыми («доиндустриальными») показателями, прежде всего с базовыми уровнями.

Другой фундаментальный критерий – степень нарушения баланса приходных и расходных потоков элементов в водной массе. Для осуществления оценок по этому критерию была разработана простая «резервуарная» балансовая модель изменения массы m контролируемого вещества в озере со временем (рис. 3) (Ветров, Кузнецова, 1997):

$$\frac{dm}{dt} = (P_a + P_T + P_r + P_u) - (P_A + P_s) = P(t) \quad (1)$$

где составляющими приходной и расходной частей баланса (потоками, т/год) являются:

P_a – поступление вещества на зеркало озера с атмосферными осадками;

P_T – антропогенный (техногенный) сток от источников непосредственно в озеро;

P_r, P_u – поступление с речным и подземным стоком;

P_A – вынос вещества с водами Ангары;

P_s – выведение вещества из водной массы со взвешенным материалом в донные отложения;

$P(t)$ – так наз. «невязка баланса», разность между его приходной и расходной частями.

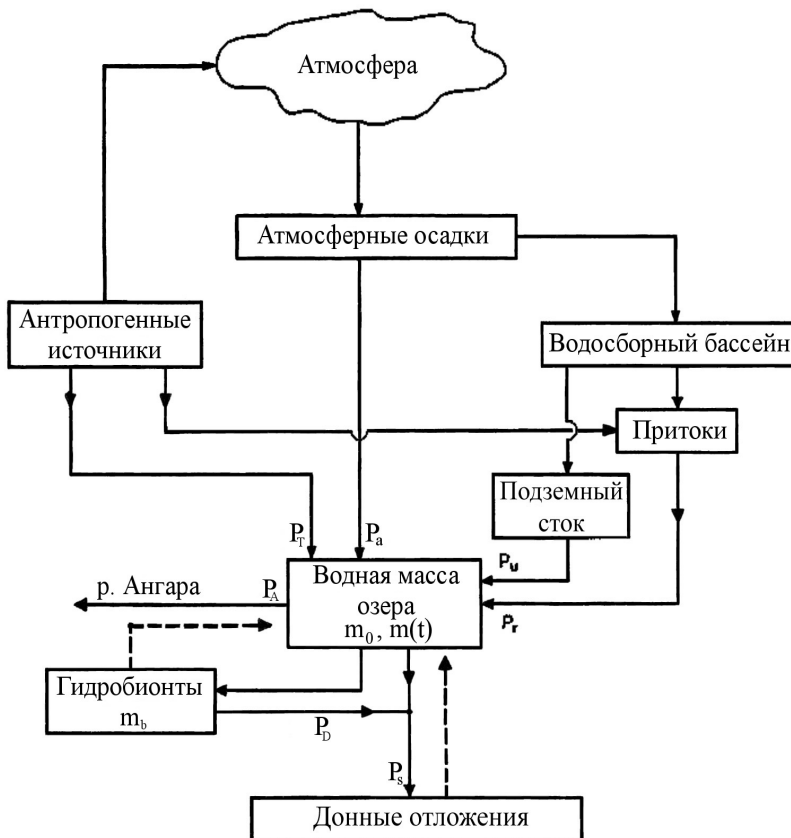


Рисунок 3 – Схема основных путей миграции химических элементов в водосборном бассейне оз. Байкал

Решение модели (1) имеет вид:

$$\frac{m}{m_0} = \frac{P(t)}{\lambda_A \cdot m_0} - \left(\frac{P(t)}{\lambda_A \cdot m_0} - 1 \right) e^{-\lambda_A t} \quad (2)$$

где: m_0 – масса вещества в озере в начальный момент времени $t = 0$;

$\lambda_A = Q_A/V$ – постоянная величина водообмена ($Q_A = 60,4 \text{ км}^3/\text{год}$ – водный сток из озера, $V = 21,7 \cdot 10^3 \text{ км}^3$ – объем водной массы озера $\lambda_A = 2,8 \cdot 10^{-3} \text{ год}^{-1}$).

С учетом большого периода водообмена в озере (около 360 лет) при горизонте прогноза менее нескольких десятков лет ($t < 50$ лет) решение уравнения (2) можно с хорошей степенью приближения представить в виде линейной зависимости m от t (2), или (относительно средней концентрации вещества $\bar{C} = m/V$) \bar{C} от t при условии $P(t) \approx \text{const}$ (Ветров, Кузнецова, 1997):

$$\frac{\bar{C}}{\bar{C}_0} = 1 + \left(\frac{P(t)}{m_0} - \lambda_A \right) \cdot t \quad (3)$$

В работе (Ветров, Кузнецова, 1997) нами были сделаны расчеты роста средних концентраций сульфатов (SO_4^{2-}) и хлоридов (Cl^-) в водах озера Байкал по модели (3), в которой параметры $P(t)$ для этих веществ оценивались по наиболее представительным данным наблюдений на начало 1990 г., полученным в 1991 г. (Falkner et al., 1991). При этом считалось, что доля поступления веществ в озеро с подземными водами P_u должна была иметь тот же порядок величины, что и доля подземного стока в общем водном стоке в озеро, т.е. порядка нескольких процентов. С учетом того, что точность используемых значений компонентов баланса оценивалась нами в пределах $\pm 20\%$, вкладом подземного стока в приходную часть баланса можно было пренебречь.

Что касается термальных или других подземных вод, имеющих тектоническую природу, то в целом их влияние на микроэлементный состав байкальских вод практически не изучено. Можно лишь предположить, что это влияние вряд ли выходит за пределы небольших участков дна, где эти воды могут поступать в придонные слои водной массы озера. Таким образом, в соответствии с имеющимися в 1990 г. представлениями, основной составляющей приходной части баланса химических веществ в озере оставался химический сток притоков.

Согласно результатам расчетов, при сохранении постоянного значения «невязки» $P(t)$ линейный рост концентраций SO_4^{2-} и Cl^- должен был происходить со скоростью, порядка 1% и 9% за 20 лет,

соответственно. Понятно, что это были консервативные оценки; реальные темпы роста концентраций SO_4^{2-} и Cl^- , по-видимому, должны были быть в несколько раз ниже расчетных, т.е. не выше 1-3% за 20 лет.

Отсюда следует фундаментальный для мониторинга Байкала вывод о принципиальной невозможности инструментального обнаружения роста средних концентраций этих веществ в воде озера даже при периодичности прямых наблюдений «одна съемка за 10 лет» (Ветров, Кузнецова, 1997). Иллюстрацией к этому выводу служит табл. 1, в которой приведены различные оценки содержания SO_4^{2-} и Cl^- в воде озера Байкал в 1982 – 2013 гг., т.е. за 30-летний период после отправной точки нашего прогноза (1980 год). Как видно из этих данных, оценки средних концентраций сульфатов в Байкале различаются в пределах 5,2-6,0 и не обнаруживают определенного тренда во времени. В то же время оценки средних концентраций хлоридов, полученные разными группами исследователей, расходятся более чем в 2 раза!

Таблица 1 – Средние концентрации ионов SO_4^{2-} и Cl^- (мг/л) в воде Байкала по данным разных исследователей в 1982-2013 гг.

	1982	1987	1991	2001	2010	2011	2012	2013
	(Обзор фонового загрязнения..., 1983)	(Галазий, 1987)	(Falkner et al., 1991)	(Грачев, 2001)	(Качество поверхностных вод, 2011)	(Качество поверхностных вод, 2012)	(Качество поверхностных вод, 2013)	(Качество поверхностных вод, 2014)
SO_4^{2-}	5,6	5,2	5,5	5,5	5,7	6	5,3	5,5
Cl^- , мг/л	0,8	0,60	0,44	0,4	0,95	0,85	0,9	0,95

Примечание: данные Качество поверхностных вод за 2010 – 2013 гг. (2011 – 2014) – для Южного Байкала

На основе анализа ожидаемых темпов изменения гидрохимического режима вод Байкала нами сделаны оценки основных параметров программы мониторинга воды оз. Байкал по гидрохимическим показателям (табл. 2).

Таблица 2 – Рекомендуемая периодичность мониторинговых наблюдений за гидрохимическими показателями в различных зонах водной массы Байкала, годы.

Зона водной массы	Компоненты основного состава, микроэлементы	Биогенные вещества	Загрязняющие вещества
Пелагиаль			
Трофогенный слой	10–12	7–10 ^{*)}	5–7
Глубоководные зоны трех котловин	10–12	7–10	5–7
Придонные слои	10–12	10–12	7–10
Районы антропогенного влияния, придельтовые районы основных притоков			
Трофогенный слой	7–10	5–7 ^{*)}	3–5

^{*)} Отбор проб в период наиболее полной депрессии в развитии фитопланктона, т.е. от декабря до начала февраля (Тарасова, 1976).

Мониторинг водной биоты

Гидробионты, как объект мониторинга загрязняющих веществ, имеют определенные преимущества перед мониторингом воды. Концентрации практически всех металлов в сырой биомассе гидробионтов любого трофического уровня, по крайней мере, в сотни раз выше, чем в воде озера. Это резко повышает аналитические возможности мониторинга, особенно для токсичных элементов со сверхнизкими фоновыми концентрациями: As, Se, Cd, Hg, Pb.

Удобным объектом мониторинга элементного состава вод открытого Байкала могут служить массовые виды зоопланктона – эпишура и макрогектопус. Основные задачи исследований, которые необходимо провести для получения необходимых знаний: определение времени отбора проб в годовом и многолетних циклах изменения биомассы планктона; разработка методологии исследований (от отбора до анализа); определение статистических характеристик природных и аналитических вариаций содержания элементов в пробах.

Для мониторинга загрязнения относительно ограниченных литоральных зон озера с повышенной антропогенной нагрузкой наиболее подходящими объектами наблюдений был бы брюхоногий моллюск вида *Benedictia baicalensis* в виду его способности «инте-

грировать» медленные изменения уровней загрязнения в течение всей жизни в условиях относительно ограниченного биотопа. Такой же интегрирующей способностью обладают ткани рыб и нерпы (Ветров, Кузнецова, 1997). По этой причине представители высших видов ихтиофауны традиционно рассматриваются как наиболее подходящие и удобные индикаторы медленных изменений фоновых уровней токсичных металлов в природных водах.

Периодичность наблюдений за содержанием контролируемых веществ в гидробионтах мы оцениваем в 5-10 лет, в зависимости от района наблюдений (табл. 3).

Таблица 3 – Рекомендуемая периодичность мониторинговых наблюдений за содержанием загрязняющих веществ и химических элементов в гидробионтах озера Байкал

Вид	Определяемые показатели	Периодичность, лет	
		Пелагиаль	Литораль
Зоопланктон (эпишура, макрогектопус)	Загрязняющие вещества, хим. элементы	3-5	–
Моллюск <i>Benedictia baicalensis</i>	Загрязняющие вещества, хим. элементы	–	3-5
Рыба, нерпа	Загрязняющие вещества, хим. элементы	3-5	3-5

Мониторинг притоков

Общий вывод из анализа расчетов по балансовой модели (1) состоит в том, что основной задачей мониторинга загрязнения воды озера должно стать как можно более надежное определение приходных и расходных составляющих баланса, в первую очередь, поступления с водами притоков и выведения в донные отложения.

При организации мониторинга химического стока притоков следует учесть, что около 80% водного и более 90% химического стока в озеро приходится на долю девяти притоков, каждый из которых имеет среднегодовой водный сток более 1% от суммарного: Селенга (50%), Верхняя Ангара (13,6%), Баргузин (6,6%), Снежная (2,6%), Турка (2,5%), Тья (1,9%), Томпуда (1,5%), Кика (1,4%), Хара-Мурин (1,4%). При этом, основная доля антропогенного химического стока будет приходиться на долю Селенги, Верхней Ангары и Баргузина. Рост антропогенной составляющей химического стока в современный период можно оценить не выше 1-2% в год, в среднем не более 20% за десятилетие. Исходя из этой оценки, для опреде-

ления трендов поступления контролируемых веществ в озеро в табл. 4 приведены наши оценки периодичности мониторинговых наблюдений за химическим стоком четырех групп притоков – от 3-5 (Селенга, Верхняя Ангара, Баргузин), до 7-10 лет (Тыя, Томпуда, Кика, Хара-Мурин).

В такой схеме ежегодными наблюдениями будут охвачены устьевые участки в среднем 3-4 рек, что вполне доступно для современного уровня затрат на мониторинг. Отметим, что подробные (10-15 отборов в год, более или менее равномерны по основным гидрологическим фазам) наблюдения на одном притоке имеют гораздо большую ценность, чем отрывочный и хаотичный пробоотбор одновременно на нескольких притоках.

Таблица 4 – Рекомендуемая периодичность мониторинговых наблюдений за химическим стоком основных притоков Байкала

Группа притоков (% водного стока)	Среднегодовой водный сток, %	Периодичность мониторинга химического стока, лет
Селенга (50%) Верхняя Ангара (13,6%) Баргузин (6,6%)	~ 70	3-5
Снежная (2,6%) Турка (2,5%) Тыя (1,9%)	~ 7	5-7
Томпуда (1,5%) Кика (1,4%) Хара-Мурин (1,4%)	~ 4	7-10
Остальные (< 1% каждый)	< 20	10-12

Мониторинг атмосферных осадков и наземной биоты

Очевидно, что нарушение химического баланса в озере вследствие загрязнения атмосферных осадков следует ожидать лишь в тех случаях, когда концентрации химических веществ в них будут значительно (в несколько раз) превышать соответствующие базовые уровни в воде озера. Основной путь поступления в озеро загрязняющих веществ в составе осадков – смыв этих веществ с водосборного бассейна с водами притоков.

Для учета всех путей поступления химических веществ с атмосферными осадками в природные среды региона предлагаются следующие этапы 4-летнего цикла наблюдений, каждый – продолжительностью в 1 год:

- 1) осадки на водную поверхность в теплое время года;
- 2) снежные осадки на ледовый покров;
- 3) осадки на береговые районы;
- 4) осадки в фоновых районах на водосборном бассейне.

Эпифитные лишайники, хвоя пихты и кедра могут служить индикаторами содержания загрязняющих веществ в атмосферных осадках, обладающими свойством накапливать эти вещества за время жизни. Рекомендуемая периодичность наблюдений – синхронно с наблюдениями за химическим составом атмосферных осадков в соответствующем районе суши.

В табл. 5 приведены оценки годовых потоков сульфатов и хлоридов в оз. Байкал с водами Селенги и с атмосферными осадками по данным наблюдений в 1983-2013 гг. (Ветров, Кузнецова, 1997; Качество поверхностных вод за 2010-2013 гг., 2011-2014 гг.). Данные табл. 5 иллюстрируют большой разброс оценок (до двух раз и более), что ставит под сомнение возможность их использования для прогнозных расчетов по балансовой модели (1).

Таблица 5 – Поступление сульфатов и хлоридов в оз. Байкал с водами Селенги и с атмосферными осадками в 1983-2013 гг.

	1983	2010	2011	2012	2013
	(Ветров, Кузнецова, 1997)	(Качество поверхностных вод, 2011)	(Качество поверхностных вод, 2012)	(Качество поверхностных вод, 2013)	(Качество поверхностных вод, 2014)
Поток с водами р. Селенга, тыс. т/год					
SO_4^{2-}	493	225	218	295	386
Cl^-	64	49	40	47	60
Поток с атмосферными осадками на Ю. Байкал, тыс. т/год ^{*)}					
SO_4^{2-}	9	15	14	20	12

^{*)} в 2010-2013 гг. – среднее по данным, приведенным в Качество поверхностных вод 2010-2013.

Мониторинг почвы

Гидрохимический режим Байкала формируется, в основном, водами притоков. Гидрохимия вод притоков, в свою очередь, определяется поверхностным стоком атмосферных осадков и подземным стоком. Таким образом, денудация химических веществ с почв водосборного бассейна – один из основных источников поступления загрязняющих веществ в озеро. Поэтому вполне логично программу наблюдений за загрязнением почв в водосборном бассейне координировать с программой наблюдений за химическим стоком с водами притоков. Это означает, что мониторинг содержания приоритетных загрязняющих веществ (Hg, Pb, пестициды и т.п.) в верхнем слое почв в водосборном бассейне каждого притока следует синхронизировать со временем наблюдений за химическим стоком данного притока. Рекомендуемая периодичность обследования почв на водосборных бассейнах основных притоков (табл. 4) – от 5 (Селенга, Верхняя Ангара, Баргузин) до 10 лет (Томпуда, Кика, Хара-Мурин); для остальных притоков (выборочно) – 10-15 лет. Рекомендуемая плотность относительно равномерной сети точек отбора почв – 10-40 точек на площадь водосборного бассейна.

Мониторинг донных отложений

С учетом скорости осадконакопления, в придельтовых районах основных притоков озера определение химического состава верхнего слоя (~10 мм) натурального осадка может осуществляться синхронно с соответствующей гидрохимической съемкой в этих районах, либо с мониторингом химического стока, т.е. один раз в 3-10 лет (табл. 2, 4). Основная трудность – определение средних значений наблюдаемых показателей на выбранном полигоне мониторинга донных осадков. Примером могут служить данные табл. 6, которые демонстрируют вариабельность наблюдаемых концентраций бенз(а)пирена (БП) на полигоне мониторинга донных осадков на севере озера Байкал в 1984, 1988, 2013 гг.

Таблица 6 – Содержание бенз(а)пирена (БП) в донных отложениях на севере озера Байкал в 1984, 1988, 2013 гг., (в скобках – интервал значений, знаменатель – среднее значение, мкг/кг) (Качество поверхностных вод за 2013г., 2014)

1984 г.	1988 г.	2013 г.
(0,7 – 7,6) / 2,9	(0,1 – 3,4) / 1,3	(0,6 – 10,6) / 3,0

Практически непреодолимая трудность при попытке экогеохимического мониторинга пелагических донных осадков путем «прямых» наблюдений за химическим составом самих осадков обусловлена крайне низкой скоростью осадконакопления в глубоководных зонах

озера. Последние исследования с использованием радиоактивных меток ^{137}Cs и ^{210}Pb дают среднее значение скорости осадконакопления в глубоководных зонах озера около 0,3 мм/год натурального осадка, что соответствует потоку сухой массы в среднем около 7 мг/см²-год при разбросе оценок 3-18 мг/см²-год (Edgington et.al., 1991).

Отбор верхних 3-5 мм натурального осадка (за 10 лет накопления) – технически достаточно сложная процедура. В этой ситуации, согласно мировому опыту (Великие озера США, озера Швейцарии, см., например, Sigg et al., 1987), перспективной методологией мониторинга пелагических донных отложений является отбор потока осаднения взвешенного материала с помощью набора седиментационных ловушек, устанавливаемых обычно на трех горизонтах: порядка 50-100 м, на средней глубине и в 20-50 м от дна. При минимальном потоке порядка 3 мг/см²-год ловушка площадью 1 м² при 6-месячной экспозиции позволит собрать 10-20 г сухого вещества взвеси, что вполне достаточно практически для всех видов химического анализа. В качестве оптимального варианта можно рекомендовать годовой отбор в 2-3 точках пелагиали каждой котловины озера, с периодичностью 3-летнего цикла отбора (по году в каждой котловине) в 5-7 лет.

Заключение

Эколого-геохимический мониторинг геосистемы Байкала определятся как система наблюдений за содержанием химических веществ в водах озера и притоков, в атмосферных осадках, донных отложениях, почвах, в представителях водной и наземной биоты. Задачи экогеохимического мониторинга – оценка и прогноз степени антропогенного влияния на естественные (фоновые, «доиндустриальные») базовые уровни элементов в природных средах геосистемы озера.

В основу разработки программ эколого-геохимического мониторинга вод озера Байкал положен анализ составляющих приходной и расходной статей баланса химических веществ в озере. В первую очередь, следует надежно определять химический сток с водами притоков и поток выведения наблюдаемых веществ из водной массы в донные отложения. Нет смысла строить сложные прогнозные модели, пока точность оценки составляющих баланса контролируемых веществ не улучшится до уровня порядка $\pm 10\%$ от среднего значения каждой составляющей.

С учетом особенностей водообмена и формирования гидрохимического режима Байкала в водной массе озера выделяются гидрохимические зоны и районы озера, в которых могут наблюдаться

особенности гидрохимического состава в пространстве и во времени:

- глубоководные зоны;
- трофогенный и динамически активный слой пелагиали;
- зоны возможного антропогенного влияния;
- придонный слой.

Одной из наиболее сложных задач мониторинга содержания элементов в природных водах является выделение так называемых базовых уровней на фоне природной пространственно-временной изменчивости концентраций. Физический смысл базового уровня – это концентрация элемента, полученная путем усреднения имеющихся данных по объему наблюдаемой водной массы.

Для мониторинга изменения содержания микропримесей (менее 100 мкг/л) загрязняющих веществ в воде озера предложен подход, основанный на определении набора показателей статистического распределения наблюдаемых концентраций, а именно: среднее значение выборки \bar{C} («базовый уровень»); стандартное отклонение S ; медианное значение $\overline{X_{50}}$; квантили (в %) различной степени обеспеченности – X_5 , X_{25} , X_{75} , X_{90} , X_{95} . При этом степень близости вида распределения к нормальному, логнормальному либо к какому-то другому закону не имеет особого практического значения.

Критерием оценки гидрохимического состояния водной массы озера служит сравнение показателей распределения наблюдаемых концентраций элементов в воде озера с соответствующими фоновыми («доиндустриальными») показателями, прежде всего с базовыми уровнями. Другой фундаментальный критерий – степень нарушения баланса приходных и расходных потоков элементов в водной массе.

На основе оценок ожидаемых изменений уровней химических веществ рекомендуется периодичность мониторинговых наблюдений за гидрохимическими показателями в различных зонах водной массы Байкала: от 3-5 лет (загрязняющие вещества в придельтовых районах основных притоков) до 10-12 лет (компоненты основного состава, микроэлементы в пелагической водной массе). Рекомендуемая периодичность мониторинговых наблюдений за содержанием загрязняющих веществ и химических элементов в индикаторных видах гидробионтов Байкала: от 3-5 лет (зоопланктон, моллюски, рыба, нерпа в пелагических и литоральных зонах) до 5-7 лет (рыба, нерпа в пелагических зонах).

Рекомендуемая периодичность мониторинговых наблюдений за химическим стоком 9-ти основных притоков Байкала: от 3-5 лет (Селенга, Верхняя Ангара, Баргузин), до 7-10 лет (Томпуда, Кика, Хара-Мурин).

Для учета всех путей поступления химических веществ с атмосферными осадками в природные среды региона предлагается про-

ведение 4-летних циклов наблюдений, по этапам продолжительностью в 1 год: 1) осадки на водную поверхность в теплое время года; 2) снежные осадки на ледовый покров; 3) осадки на береговые районы; 4) осадки в фоновых районах на водосборном бассейне. Рекомендуемая периодичность наблюдений в индикаторах загрязнения атмосферных осадков (эпифитные лишайники, хвоя пихты и кедра) – синхронно с наблюдениями за химическим составом атмосферных осадков в соответствующем районе суши.

Рекомендуемая периодичность обследования почв на водосборных бассейнах основных притоков – от 5 (Селенга, Верхняя Ангара, Баргузин) до 10 лет (Томпуда, Кика, Хара-Мурин); для остальных притоков (выборочно) – 10-15 лет. Рекомендуемая плотность относительно равномерной сети точек отбора почв – 10-40 точек на площадь водосборного бассейна.

Определение химического состава верхнего слоя (~10 мм) натурального осадка в придельтовых районах основных притоков озера может осуществляться синхронно с соответствующей гидрохимической съемкой в этих районах, либо с мониторингом химического стока, т.е. один раз в 3-10 лет. Перспективной методологией мониторинга пелагических донных отложений является отбор потока взвешенного материала с помощью набора седиментационных ловушек. Рекомендуется годовой отбор в 2-3 точках пелагиали каждой котловины озера, с периодичностью 3-летнего цикла отбора (по году в каждой котловине) в 5-7 лет.

Благодарности

Автор благодарен коллегам С.М. Семенову и Г.М. Черногаевой за полезные замечания, а также М.С. Зеленовой за помощь в подготовке рукописи.

Список литературы

Ветров В.А. 1985. Некоторые вопросы построения системы наблюдений за гидрохимическим состоянием оз. Байкал. В сб.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 7., – Л.: Гидрометеоиздат, с. 37-50.

Ветров В.А., Кузнецова А.И. 1997. Микроэлементы в природных средах региона озера Байкал. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 236 с.

Вотинцев К.К. 1978. Гидрохимия. В кн.: Проблемы Байкала (Под ред. Г.И. Галазия, К.К. Вотинцева). Новосибирск: Наука, с. 124-145.

Галазий Г.И. 1987. Байкал в вопросах и ответах. Иркутск: Восточно-Сибирское книжное издательство, 167 с.

Грачев М.А. 2001. О современном состоянии экологической системы озера Байкал. ЛИН СО РАН, Иркутск, 106 с.

Израэль Ю.А. 1984. Экология и контроль состояния природной среды. Изд. 2-е. – М.: Гидрометеиздат. 375 с.

Качество поверхностных вод Российской Федерации по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2010, 2011. Ростов-на-Дону: Гидрохимический институт.

Качество поверхностных вод Российской Федерации по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2011, 2012. Ростов-на-Дону: Гидрохимический институт.

Качество поверхностных вод Российской Федерации по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2012, 2013. Ростов-на-Дону: Гидрохимический институт.

Качество поверхностных вод Российской Федерации по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2013, 2014. Ростов-на-Дону: Гидрохимический институт.

Киплинг Ч. 1976. Цикл двуокиси углерода. Резервуарные модели для описания обмена атмосферной двуокиси углерода с океанами и растительностью суши. Химия нижней атмосферы. – М.: Мир. 311-401 с.

Обзор фонового состояния окружающей природной среды в СССР за 1982 год. 1983. – М.: МО Гидрометеиздат, с. 169.

Тарасова Е.Н. 1976. Органическое вещество вод Южного Байкала. Новосибирск: Наука. 147 с.

Edgington D.N., Klump I.V., Robbins J.V. et al. 1991. Sedimentation rates, residence times and radionuclide inventories in Lake Baikal from ^{137}Cs and ^{210}Pb in sediment cores. *Nature*. V. 350, pp. 601-604.

Falkner K.K., Measures C.I., Herbelin S.E., Edmord J.M. 1991. The major and minor element geochemistry of Lake Baikal. *Limnology and oceanography* V. 36, № 3, pp. 413-423.

Sigg L., Strum M., Kistler D. 1987. Vertical transport of heavy metals by settling particles in Lake Zurich. *Limnology and oceanography*. V. 32. № 1, pp. 112-130.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ФОРМИРОВАНИЯ ЗИМОСТОЙКОСТИ РАСТЕНИЯМИ ОЗИМОЙ ПШЕНИЦЫ

*А.Н. Полевой*¹⁾, Д.В. Блыщик**¹⁾, П.А. Феоктистов²⁾*

¹⁾ Одесский государственный экологический университет,
Украина, 65016, г. Одесса, ул. Львовская, д.15,
* apolevoy@te.net.ua, ** daria.blyshchik@yahoo.com.

²⁾ Селекционно-генетический институт –
Национальный центр семеноводства и сортоизучения,
Украина, 65036, Одесса, ул. Овидиопольская дор. 3, pbgi@ukr.net.

Реферат. Разработана динамическая модель формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы в осенний период вегетации, которая описывает процессы роста, развития растений и протекание двух фаз осеннего закаливания под влиянием агрометеорологических условий осени. Описано влияние интенсивности фотосинтетически активной радиации (ФАР), уровня освещенности, температуры воздуха и влажности почвы на прирост резервов продуктов фотосинтеза и легкорастворимых углеводов в растениях озимой пшеницы. Результаты численных экспериментов показали значительное влияние интенсивности освещенности и температуры воздуха на прохождение двух фаз закаливания в период осенней вегетации растений озимой пшеницы.

Ключевые слова: озимая пшеница, фотосинтез, дыхание, углеводы, биомасса, площадь листьев, закалка, зимостойкость, математическая модель.

MODELING OF THE FORMATION OF WINTER HARDINESS IN WINTER WHEAT PLANTS

*A.N. Polevoy*¹⁾, D.V. Blyshchik **¹⁾, P.A. Feoktistov ²⁾*

¹⁾ Odessa State Environmental University, 15 Lvovskaya str.,
65016, Odessa, Ukraine,
* apolevoy@te.net.ua, ** daria.blyshchik@yahoo.com.

²⁾ Odessa Plant Breeding and Genetics Institute –
National Center of Seed and Cultivar Investigation of the Ukrainian Academy of
Agricultural Sciences,
3 Ovidiopol'skaya road, 65036, Odessa, Ukraine, pbgi@ukr.net.

Summary. The dynamic model of the formation of winter hardiness in winter wheat during autumn period of vegetation has been developed. The model describes the processes of growth and development of plants, and the passing of the two phases of the autumnal hardening under the effect of agrometeorological conditions in autumn. Effects of intensity of photosynthetically active radiation (PAR), sunlight levels, air

temperature and soil moisture on the increment of reserves of photosynthesis products and soluble carbohydrates in winter wheat plants are described. The results of numerical experiments showed a significant influence of intensity of sunlight levels and air temperature on the passing of two phases of hardening during autumnal period of vegetation of winter wheat plants.

Keywords: winter wheat, photosynthesis, respiration, carbohydrates, biomass, leaf area, hardening, formation of winter hardiness, mathematical model.

Введение

Постоянное повышение спроса на продукты питания в глобальных масштабах приводит к необходимости интенсификации производства продукции растениеводства. В условиях, усугубляемых глобальными изменениями климата, использование математического моделирования может стать эффективным инструментом решения вопросов оптимизации системы землепользования.

В системе взаимодействия «организм – окружающая среда» период осенней вегетации растений озимой пшеницы является одним из важнейших подготовительных этапов, ответственных за реализацию их биологического потенциала. Состояние озимых посевов после прекращения осенней вегетации имеет решающее значение для их перезимовки. Одним из основных процессов, который предопределяет будущий урожай озимой пшеницы, является закаливание к неблагоприятным метеорологическим условиям зимнего периода.

Известно, что в основе научных представлений о природе закаливания растений лежит теория И.И. Туманова, развитая в трудах И.М. Васильева, П.А. Власюк, Д.П. Проценко, А.К. Федорова, Ф. Кириченко и других ученых (Туманов, 1979; Проценко и др., 1969; Федорова, 1972). И.И. Туманов, в частности, установил, что морозо- и зимостойкость растений в значительной степени определяется условиями их вхождения в зимний покой. Согласно теории закаливания, подготовка растений озимой пшеницы к перезимовке проходит в два этапа (Туманов, 1979).

Первая фаза закаливания начинается во второй половине осени, в условиях хорошего освещения, когда в ночные часы температура воздуха существенно снижается. Оптимальными считаются температуры воздуха +6...+10°C днем и до +2...+3°C ночью. Многолетние исследования показывают (Литвиненко и др., 2004; Нетис, 2011), что в годы, когда в период закаливания наблюдается преимущественно облачная погода с низкой интенсивностью света, растения озимой пшеницы плохо закаливаются и характеризуются низким уровнем формирования морозостойкости. В такие годы в узлах кущения накапливается мало сахаров – около 20-28%, тогда как при нормальных условиях закаливания – 35-40% и больше.

Н.А. Максимов также прямо указывал на то, что в тех районах, где осенью много ясных дней, озимые вступают в зиму более закаленными, нежели в районах, где преобладают пасмурные дни. Наилучшие условия для закаливания – наличие днем температур воздуха до $+10...+15^{\circ}\text{C}$, а ночью ниже 0°C не менее 15 дней. По данным Гасснера и Гримме, для лучшего закаливания сначала необходимо 10 дней с температурой $+5^{\circ}\text{C}$, а потом 5 дней с температурой -2°C (Яковлев, 1966). В.М. Личикаки утверждает, что первая фаза закаливания озимых происходит не только в ясные дни, но и при рассеянном свете (Личикаки, 1974).

Осенью, в солнечные дни, у растений пшеницы при положительных температурах воздуха могут сравнительно интенсивно идти процессы фотосинтеза, но в вечерние, ночные и утренние часы, при снижении температуры воздуха, избыток продуктов фотосинтеза, который образуется и не используется на ростовые процессы, идет на образование и накопления углеводов в листьях и узлах кущения растений озимой пшеницы (Ковтун и др. 1990; Антоненко, 2002). После окончания первой фазы закаливания растения озимой пшеницы выдерживают снижение температуры почвы на глубине узла кущения до -12°C (Туманов, 1979; Польвовий, 2013).

Переход температуры воздуха через 0°C в сторону снижения температур воздуха принимается за прекращение периода первой фазы закаливания. И.И. Туманов рекомендует закаливать растения на протяжении 7-8 дней (Туманов, 1979). Однако, по мнению других ученых (Нетис, 2011), первая фаза закаливания длится приблизительно 20 дней.

Согласно И.И. Туманову, вторая фаза закаливания проходит при температурах воздуха $-2...-5^{\circ}\text{C}$ и не требует наличия света. Продолжительность второй фазы, по мнению И.И. Туманова, составляет 3-5 дней. Н.П. Панченко считает, что вторая фаза закаливания растений проходит при температуре -3°C и составляет 8-12 дней (Панченко, 1960), освещение растений в этот период способствует увеличению содержания сахаров в тканях растений и повышению уровня морозостойкости. Результаты (Ковтун и др., 1990) подтверждают положительное влияние солнечного света на процесс накопления сахаров осенью при отрицательных температурах воздуха.

Интерес к выяснению роли сахаров в процессе перезимовки озимых растений обусловлен тем, что сахара являются основным энергетическим веществом для протекания жизненных процессов, прежде всего – дыхания зимующих растений. Защитная роль сахаров заключается в увеличении концентрации клеточного сока, уменьшении массы внутриклеточного льда и, тем самым, защите коллоидной массы цитоплазмы от коагуляции при воздействии низких температур. Резкий рост морозостойкости во вторую фазу закаливания происходит только в растениях, которые предварительно накопили достаточный запас сахаров.

Морозостойкость растений формируется, в основном, начиная с устойчивого перехода температуры воздуха через 0°C и дальнейшего ее понижения до -10°C. Этими условиями определяется период второй фазы закаливания (Личикаки, 1974). После прохождения второй фазы закаливания, критическая температура вымерзания на глубине узла кущения озимой пшеницы среднеморозостойких сортов снижается до -18°C, а высокоморозостойких – до -20°C и ниже (Туманов, 1979; Польвовий, 2013).

Несмотря на существенные достижения в исследованиях морозостойкости озимой пшеницы, лишь незначительное количество моделей посвящено влиянию генетических и экологических факторов на зимовку растений (Антоненко, 2002; Bergjord et al., 2008; Lecomte et al., 2003; Fowler et al., 1999; Ritchie et al., 1985; Gusta et al., 1977). В течение последних 20-ти лет для культуры пшеницы было разработано более 70 моделей, имитирующих изменения продуктивности культуры в ответ на воздействие факторов окружающей среды (Ritchie et al., 1985; Hunt et al., 1995; Porter et al., 2005; McMaster et al., 2003). На современном этапе развития моделирования, к моделям, которые имитируют период перезимовки растений озимой пшеницы можно отнести модели FROSTOL (Bergjord et al., 2008), CERES-Wheat, канадскую модель, разработанную D.V. Fowler et al. (1999) и модель, разработанную Lecomte et al. (2003).

Математическое описание и моделирование периода осенней вегетации и формирования зимостойкости дает возможность получения данных о кустистости, накоплении сахаров в листьях и узлах кущения растений озимой пшеницы, оводненности тканей и дальнейшего прогнозирования перезимовки растений.

Целью исследования является моделирование формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы, описание структуры разработанной модели и результатов проведенных численных экспериментов.

Описание модели формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы

В основу концепции моделирования формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы положено понятие о наличии двух фаз закаливания озимых культур под влиянием агрометеорологических условий осеннего периода.

Первая фаза проходит при условиях высокого уровня освещения, когда в ночные часы температура воздуха существенно снижается; вторая фаза проходит при температурах воздуха -2...-5°C.

Таким образом, в модели формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы моделируются следующие физиологические и биохимические процессы, обусловленные генотипом, и происходящие в растении под влиянием агрометеорологических условий:

- процессы фотосинтеза, дыхания, роста и развития растений;

- формирование надземной и подземной части растений;
- формирование побегов кущения;
- создание резервов фотосинтеза и накопления сахаров в надземной части и узлах кущения растений;
- количество свободной и связанной воды в клетках растений.

Блок-схема модели представлена на рис. 1.

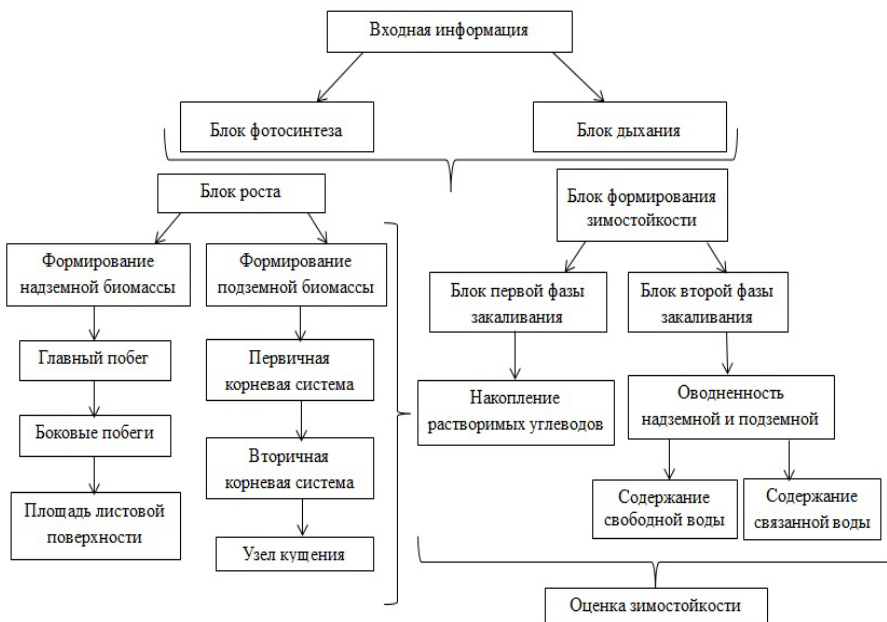


Рисунок 1 – Блок-схема динамической модели формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы в осенне-зимний период.

На первом этапе модель описывает процессы фотосинтеза и дыхания при переходе растений озимой пшеницы на самостоятельное автотрофное питание после появления всходов. Далее описываются процессы формирования надземной и подземной части растений. При переходе среднесуточной температуры воздуха через $+5^{\circ}\text{C}$ в сторону понижения описываются процессы накопления легкорастворимых углеводов в листьях и узлах кущения растений озимой пшеницы. При переходе среднесуточной температуры воздуха через 0°C моделируется содержание связанной и свободной воды в растительных клетках. Уровень закалывания оценивается по количеству накопленных сахаров в узлах кущения и листьях растений и по отношению связанной и свободной воды.

Моделирование осенней вегетации озимой пшеницы, в первую очередь, включает в себя количественное описание процессов фотосинтеза, дыхания и роста. Фотосинтез – основной процесс образования органических веществ в клетках растений.

Процесс фотосинтеза описан полуэмпирической формулой (Бихеле и др., 1980), в которой помимо таких факторов внешней среды, как фотосинтетически активная радиация (ФАР) и концентрация CO_2 в атмосфере, учитывается также влияние уровня минерального питания, фазы развития растений, температурного режима и влагообеспеченности растений (Полевой, 1988):

$$\Phi = \frac{1}{1/\Phi_{pot} K_{\Phi}(N_{str}^L) + 1/(a_C C_0) + 1/(a_{\Phi} \Pi)} \min \left\{ \alpha_{\Phi}, \Psi_{\Phi}, \frac{ET}{ET_{pot}} \right\}, \quad (1)$$

где: Φ_{pot} – интенсивность потенциального фотосинтеза, $\text{мг CO}_2 \cdot \text{дм}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1}$;

a_C – наклон углекислотной кривой фотосинтеза, отн. ед.;

C_0 – концентрация CO_2 в атмосфере;

a_{Φ} – наклон световой кривой фотосинтеза, $\text{мг CO}_2 \cdot \text{дм}^{-2} \cdot \text{ч}^{-1} / (\text{Вт} \cdot \text{м}^{-2})$;

Π – поглощенная растительным покровом ФАР, $\text{Вт} \cdot \text{м}^{-2}$;

α_{Φ} – онтогенетическая кривая фотосинтеза, функция, описывающая изменение способности к фотосинтезу в течение вегетации, отн. ед.;

Ψ_{Φ} – температурная кривая фотосинтеза, отн. ед.;

$K_{\Phi}(N_{str}^L)$ – коэффициент обеспеченности растений элементами минерального питания, отн. ед.;

ET – суммарное испарение, $\text{мм} \cdot \text{дм}^{-1}$;

ET_{pot} – испаряемость, $\text{мм} \cdot \text{дм}^{-1}$.

Часть ассимилированного в процессе фотосинтеза углерода затрачивается на дыхание растений (R), включающее в себя дыхание роста и дыхание поддержания структур, которые моделируются с использованием концепции (McCree, 1970), с учетом изменения интенсивности дыхания в онтогенезе (Полевой, 1988) и под влиянием температуры воздуха (Curry, 1971):

$$\frac{dR}{dt} = \alpha_R \left[C_G \frac{dm}{dt} + C_m m \varphi_R \right], \quad (2)$$

где: α_R – онтогенетическая кривая дыхания, отн. ед.;

C_G – коэффициент затрат на дыхание роста, отн. ед.;

C_m – коэффициент затрат на дыхание поддержания, $\text{г (сух. вещ.)} \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{сут}^{-1}$;

m – масса растений, г/м^2 ;

φ_R – температурная кривая дыхания, отн. ед.

После появления первого зеленого листка появляются второй и третий зародышевые листья, при достаточном увлажнении продолжается рост первой и второй пары зародышевых корней, появляются колеопильные корни, т.е. формируется первичная корневая система. Одновременно с этим, часть стебля бывшего зародышевого побега превращается в узел кущения главного (материнского) побега. Фаза кущения главного побега пшеницы начинается с появлением над поверхностью почвы первого бокового побега. Процесс побегообразования и кущения происходит практически параллельно. Боковые побеги 1-го порядка формируют побеги 2-го, а побеги 2-го порядка – побеги 3-го и т.д. С наступлением фазы кущения развиваются вторичные (узловые) корни, растущие из узлов кущения сначала главного, затем и боковых побегов (Орлюк и др., 2002).

Для появления каждого очередного бокового побега кущения необходима определенная сумма эффективных температур воздуха и суммарной солнечной радиации. Исходя из этого, уравнение скорости образования боковых побегов кущения имеет следующий вид:

$$\frac{dN_{б.п.}}{dt} = \begin{cases} \frac{2,3b_{б.п.}(10^{a_{б.п.}-b_{б.п./T}}) * N_{б.п.}^{max}}{(1+10^{a_{б.п.}-b_{б.п./T}})^2} \min \{k_{б.п.}(Q), k_{б.п.}(\sum T_{эф.})\}, & \text{при } W_{0-20} > W_{0-20}^{crit} \\ 0, & \text{при } W_{0-20} \leq W_{0-20}^{crit}; \sum T_{эф.} \leq \sum T_{эф.}^{нач.кущ.} \end{cases} \quad (3)$$

где:

$\frac{dN_{б.п.}}{dt}$ – скорость образования боковых побегов кущения, г/м²•сут;

$N_{б.п.}^{max}$ – максимально возможное в данных условиях количество побегов кущения, шт./раст.;

$k_{б.п.}(Q), k_{б.п.}(\sum T_{эф.})$ – функции обеспеченности необходимого количества солнечной радиации и тепла, отн. ед.;

W_{0-20}^{crit} – критическое содержание влаги в пахотном слое почвы, при котором кущение не происходит, мм;

$\sum T_{эф.}^{нач.кущ.}$ – необходимая сумма эффективных температур для начала кущения, °С;

$a_{б.п.}$ и $b_{б.п.}$ – параметры.

Величина максимально возможного в данных условиях количе-

ства побегов, которое будет обеспечено ассимилятами, определяется по формуле:

$$N_{\text{б.п.}}^{\text{max}} = \frac{dm_{\text{б.п.}}^{\text{рез.}}/dt}{G_{\text{б.п.}}^{\text{max}}}, \quad (4)$$

где:

$N_{\text{б.п.}}^{\text{max}}$ – максимально возможное в данных условиях количество побегов, шт./раст.;

$\frac{dm_{\text{б.п.}}^{\text{рез.}}}{dt}$ – резерв ассимилятов, остающийся после удовлетворения потребностей главного побега в ассимилятах, г/м²•сут.

Резерв ассимилятов находится как разность между количеством ассимилятов, направленных в надземную часть растения, и количеством ассимилятов, поступивших в главный побег:

$$\frac{dm_{\text{б.п.}}^{\text{рез.}}}{dt} = \frac{dm_{\text{надз.}}}{dt} - \frac{dm_{\text{г.п.}}}{dt}, \quad (5)$$

где:

$\frac{dm_{\text{надз.}}}{dt}$, $\frac{dm_{\text{г.п.}}}{dt}$ – прирост биомассы соответственно надземной части растения и главного побега, г/м²•сут;

$G_{\text{б.п.}}^{\text{max}}$ – максимально возможный в данных условиях прирост биомассы боковых побегов, определяемый как:

$$G_{\text{б.п.}}^{\text{max}} = (m_{\text{б.п.}} \cdot G_{\text{б.п.}}^{\text{abs}}) \min \{k_{\text{б.п.}}(T_{\text{в}}), k_{\text{б.п.}}(W)\}, \quad (6)$$

где:

$m_{\text{б.п.}}$ – биомасса боковых побегов, г/м²•сут;

$G_{\text{б.п.}}^{\text{abs}}$ – абсолютный прирост биомассы боковых побегов, г/м²•сут;

$k_{\text{б.п.}}(T_{\text{в}})$, $k_{\text{б.п.}}(W)$ – функции влияния соответственно температуры воздуха и увлажнения почвы на рост боковых побегов, безразм.

Динамика биомассы надземной и подземной части растений озимой пшеницы описывается уравнениями вида (Curry, 1971; Reynolds et al. 1982):

$$\frac{dm_{\text{надз.}}}{dt} = \left(\frac{d\Phi}{dt} - \frac{dR}{dt} \right) \cdot \gamma_{\text{надз.}}; \quad (7)$$

$$\frac{dm_{\text{подз.}}}{dt} = \left(\frac{d\Phi}{dt} - \frac{dR}{dt} \right) \cdot (1 - \gamma_{\text{надз.}}), \quad (8)$$

где:

$\frac{dm_{\text{надз.}}}{dt}$, $\frac{dm_{\text{подз.}}}{dt}$ – прирост биомассы соответственно подземной и надземной части растений, г/м²•сут;

$\gamma_{\text{надз.}}$ – ростовая функция надземной части растений, безразм.

Прирост надземной массы распределяется первоначально в главный побег, затем в боковые побеги 1-го, 2-го и последующих порядков:

$$\frac{dm_{\text{г.п.}}}{dt} = \gamma_{\text{г.п.}} \cdot \frac{dm_{\text{надз.}}}{dt}, \quad (9)$$

$$\frac{dm_{\text{б.п.1}}}{dt} = \gamma_{\text{б.п.1}} \cdot \left(\frac{dm_{\text{надз.}}}{dt} - \frac{dm_{\text{г.п.}}}{dt} \right), \quad (10)$$

$$\frac{dm_{\text{б.п.n}}}{dt} = \gamma_{\text{б.п.n}} \cdot \left(\frac{dm_{\text{надз.}}}{dt} - \frac{dm_{\text{г.п.}}}{dt} - \sum_i^{n-1} \frac{dm_{\text{б.п.i}}}{dt} \right), \quad (11)$$

где:

$\frac{dm_{\text{б.п.1}}}{dt}$, $\frac{dm_{\text{б.п.i}}}{dt}$, $\frac{dm_{\text{б.п.n}}}{dt}$ – прирост биомассы боковых побегов 1-го, i-го, n-го порядков, г/м²•сут;

$\gamma_{\text{г.п.}}$, $\gamma_{\text{б.п.1}}$, $\gamma_{\text{б.п.n}}$ – функции распределения ассимилятов для главного и боковых побегов, безразм.

Площадь ассимилирующей поверхности описывается уравнением вида:

$$L^{j+1} = L^j + \frac{\Delta m_l^j}{\sigma}, \quad (12)$$

где:

L^{j+1} – относительная площадь листьев, м²/м²;

Δm_l^j – прирост сухой биомассы листьев, г/м²•сут;

σ – удельная поверхностная плотность листьев, г/м².

Поток питательных веществ в подземную часть растений направляется на формирование первичной, вторичной корневой системы и узла кущения:

$$\frac{dm_{r1}}{dt} = \gamma_{r1} \cdot \frac{dm_{\text{подз.}}}{dt}; \quad (13)$$

$$\frac{dm_{r2}}{dt} = \gamma_{r2} \cdot \frac{dm_{\text{подз.}}}{dt}; \quad (14)$$

$$\frac{dm_{\text{у.к.}}}{dt} = \gamma_{\text{у.к.}} \cdot \frac{dm_{\text{подз.}}}{dt}, \quad (15)$$

где:

$\frac{dm_{r1}}{dt}, \frac{dm_{r2}}{dt}, \frac{dm_{\text{у.к.}}}{dt}$ – прирост биомассы соответственно первичной, вторичной корневой системы и узла кущения, г/м²•сут;

$\gamma_{r1}, \gamma_{r2}, \gamma_{\text{у.к.}}$ – ростовые функции соответственно первичной, вторичной корневой системы и узла кущения, безразм.

Во второй половине осени снижение среднесуточной температуры воздуха вызывает торможение ростовых процессов. Из-за нехватки тепла растения растут слабо, а образующийся избыток продуктов фотосинтеза, не используемый на ростовые процессы, ведет к образованию в надземной части и узлах кущения углеводов, которые выполняют функцию защитных веществ, обеспечивающие подготовку растений к зимовке, то есть происходит процесс закаливания растений.

Моделируется изменение механизма распределения ассимилятов между продолжающими замедленный рост органами растений и создание резерва ассимилятов, превращающегося в сахара, после устойчивого перехода температуры воздуха через +5°С. Количество продуктов фотосинтеза сравнивается с максимально возможной величиной прироста надземной и подземной биомассы растений, которые определяются аналогично уравнению (6). Прирост массы надземной и подземной части растений определяется как:

$$\frac{dm_{\text{надз.}}}{dt} = \begin{cases} G_{\text{надз.}}^{\text{макс}}, & \text{если } \frac{d\Phi}{dt} > G_{\text{надз.}}^{\text{макс}} + G_{\text{подз.}}^{\text{макс}} \\ \left(\frac{G_{\text{надз.}}^{\text{макс}}}{G_{\text{надз.}}^{\text{макс}} + G_{\text{подз.}}^{\text{макс}}} \right) \cdot \frac{d\Phi}{dt} - \frac{dR_{\text{надз.}}}{dt}, & \text{если } \frac{d\Phi}{dt} < G_{\text{надз.}}^{\text{макс}} + G_{\text{подз.}}^{\text{макс}} \end{cases}; \quad (16)$$

$$\frac{dm_{\text{подз.}}}{dt} = \begin{cases} G_{\text{подз.}}^{\text{макс}}, & \text{если } \frac{d\Phi}{dt} > G_{\text{надз.}}^{\text{макс}} + G_{\text{подз.}}^{\text{макс}} \\ \left(\frac{G_{\text{подз.}}^{\text{макс}}}{G_{\text{надз.}}^{\text{макс}} + G_{\text{подз.}}^{\text{макс}}} \right) \cdot \frac{d\Phi}{dt} - \frac{dR_{\text{подз.}}}{dt}, & \text{если } \frac{d\Phi}{dt} < G_{\text{надз.}}^{\text{макс}} + G_{\text{подз.}}^{\text{макс}} \end{cases}. \quad (17)$$

Избыток продуктов фотосинтеза определяем как разность:

$$\frac{dm_{\text{рез.}}}{dt} = \frac{d\Phi}{dt} - (G_{\text{надз.}}^{\text{max}} + G_{\text{подз.}}^{\text{max}}), \quad (18)$$

где: $\frac{dm_{\text{рез.}}}{dt}$ – резерв продуктов фотосинтеза, образующийся после удовлетворения потребностей подземной и надземной части растений в ассимилятах, г/м²•сут.

Концентрация возникающих резервных продуктов фотосинтеза определяется как отношение

$$mc_{\text{рез.}} = \frac{m_{\text{рез.}}}{M}, \quad (19)$$

где: $mc_{\text{рез.}}$ – концентрация избытка продуктов фотосинтеза в растениях, мг/г•сут;

M – масса растения, г/м²•сут.

Процесс образования растворенных углеводов в надземной части и узле кущения растений определим по уравнениям типа Михаэлиса-Ментен:

$$\frac{dCS_{\text{надз.}}}{dt} = \frac{\frac{dCS_{\text{надз.}}^{\text{pot}}}{dt} \cdot mc_{\text{рез.}} \cdot K_{\text{надз.}}^{\text{M-M}}}{\frac{dCS_{\text{надз.}}^{\text{pot}}}{dt} + (mc_{\text{рез.}} \cdot K_{\text{надз.}}^{\text{M-M}})}, \quad (20)$$

$$\frac{dCS_{\text{у.к.}}}{dt} = \frac{\frac{dCS_{\text{у.к.}}^{\text{pot}}}{dt} \cdot mc_{\text{рез.}} \cdot K_{\text{у.к.}}^{\text{M-M}}}{\frac{dCS_{\text{у.к.}}^{\text{pot}}}{dt} + (mc_{\text{рез.}} \cdot K_{\text{у.к.}}^{\text{M-M}})}, \quad (21)$$

где:

$\frac{dCS_{\text{надз.}}}{dt}$, $\frac{dCS_{\text{у.к.}}}{dt}$ – скорость образования сахаров в надземной части и узле кущения, мг/сут;

$\frac{dCS_{\text{надз.}}^{\text{pot}}}{dt}$, $\frac{dCS_{\text{у.к.}}^{\text{pot}}}{dt}$ – потенциальная скорость образования сахаров в надземной части и узле кущения, мг/сут;

$K_{\text{надз.}}^{\text{M-M}}$, $K_{\text{у.к.}}^{\text{M-M}}$ – константы Михаэлиса-Ментен для надземной части и узла кущения, мг/г.

Сумма растворимых сахаров определяется отдельно для надземной части растений $SmCS_{\text{надз.}}$ и узлов кущения $SmCS_{y.k.}$.

Во вторую фазу закаливания происходит обезвоживание тканей растений и переход свободной воды в связанную. Различие свойств свободной и связанной воды определяется их различным физиологическим значением. Содержание свободной воды определяет интенсивность физиологических процессов, а содержание связанной – устойчивость растений к неблагоприятным условиям среды. Повышенное содержание свободной воды в растительных клетках ведет к усилению процессов роста, обмена веществ, дыхания и тем самым способствует повышению продуктивности растений в оптимальных условиях существования. Однако, в неблагоприятных условиях преимущество получают растения, имеющие повышенное содержание связанной воды, способствующее сохранению большего количества незамерзающей воды при температуре ниже нуля, что является одним из факторов, повышающих морозостойкость растений (Гусев, 1974).

Оводненность подземной части рассчитывается как:

$$W_{\text{овод.подз.}} = (89 - 0,038 \cdot k_{\text{ов.}}(\sum T_{\text{эф.}}) + 65) \cdot k_{\text{ов.}}(W), \quad (22)$$

где: $k_{\text{ов.}}(\sum T_{\text{эф.}})$, $k_{\text{ов.}}(W)$ – функции влияния соответственно тепла и влагообеспеченности, безразм.

Количество связанной воды в подземной части растений определяется по формуле:

$$S_{\text{св.подз.}} = S_{\text{св.подз.}} \cdot k_{\text{св.в.}}(T_{\text{в}}), \quad (23)$$

где: $k_{\text{св.в.}}(T_{\text{в}})$ – функция влияния температуры воздуха, безразм.

Количество свободной воды в подземной части растений определяется по формуле:

$$S_{\text{св.подз.}} = W_{\text{овод.подз.}} - S_{\text{св.подз.}} \quad (24)$$

Полевые и лабораторные исследования

Объектами исследования были 5 сортов озимой пшеницы: Одеская 16, Одеская 267, Антоновка, Альбатрос одесский и Струмок, которые были высеяны на полях Одесского Селекционно-генетического института – Национального центра семеноводства и сортоизучения 25 сентября и 2 октября 2013 года. Повторность опыта

трехкратная, площадь участка – 2 м². Сев осуществлялся протравленными семенами сеялкой Дунаевского на базе трактора Т-16. Осенью осуществлялась подкормка растений N₄₀P₄₀K₄₀ нитроаммофоски (Нетис, 2011).

После появления первого листа один раз в сутки отбирались пробы по 50 растений каждого сорта для определения содержания легкорастворимых сахаров в надземной части и узлах кущения растений, общей оводненности тканей растений, наличие свободной и связанной воды. Содержание сахаров определялось антроновым методом (Филиппович, 1975). Определение общей оводненности и наличие связанной и свободной воды проводилось весовым методом (Ермаков, 1972). В статье приведены усредненные результаты исследований по пяти сортам озимой пшеницы первого срока сева.

Результаты моделирования и обсуждение

Большинство начальных параметров модели были получены в ходе лабораторно-полевых экспериментальных исследований. Часть параметров была получена путем проведения анализа имеющихся литературных данных, а также оптимизации и ручной подборки численных значений параметров.

Модель имеет суточный временной шаг. В качестве входной информации в модели используются: максимальная, средняя и минимальная температуры воздуха, суточное поступление солнечной радиации, запасы продуктивной влаги в слое почвы 0-20 см и сумма осадков.

По данным Одесской гидрометеорологической обсерватории при сложившихся температурных условиях 2013-2014 гг., прекращение осенней вегетации озимой пшеницы наблюдалось 26 ноября, при переходе среднесуточной температуры воздуха через +5°C. При посеве озимой пшеницы 25 сентября, сумма активных температур воздуха за период посев – прекращение осенней вегетации составила 613°C, а продолжительность периода составила 63 дня.

Одним из метеорологических факторов, влияющих на динамику сухой биомассы растений озимой пшеницы, является количество выпавших осадков за рассматриваемый период. Согласно экспериментальным результатам, значительное увеличение сухой биомассы надземной части растений наблюдалось 3-11 октября после выпадения осадков, и увеличилось в 1,5 раза (с 0,15 г до 0,26 г на 10 растений). После дождей, которые наблюдались 20-28 ноября, величина сухой биомассы надземной части растений увеличилась соответственно с 1,2 до 1,6 г на 10 растений. При переходе среднесуточной температуры воздуха через +5°C прирост сухой биомассы стал незначительным и на 25 декабря величина сухой биомассы надземной части растений составила 2,5 г на 10 растений (рис. 2).

Рассчитанная с помощью модели величина сухой биомассы надземной части растений сева равна 1,8 на 10 растений.

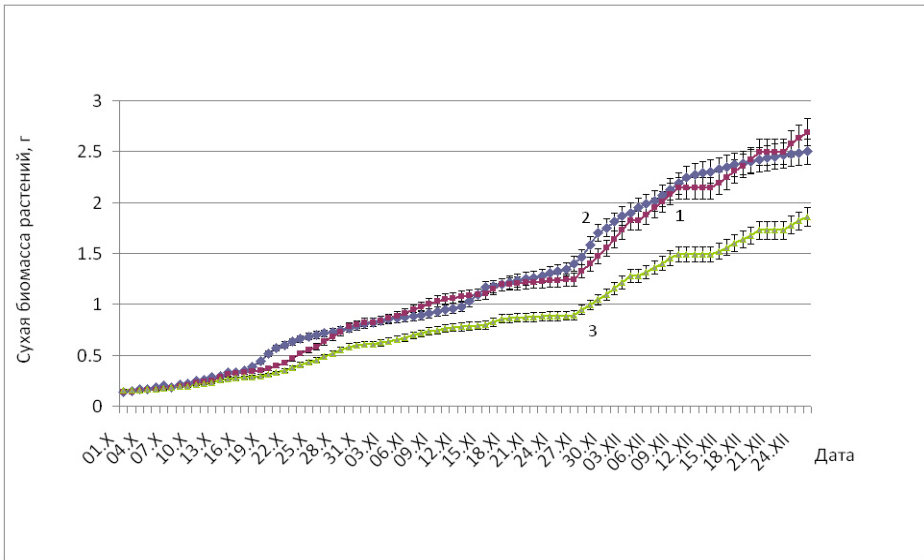


Рисунок 2 – Рассчитанная по модели (1) и фактическая (2) динамика сухой биомассы надземной и рассчитанной по модели (3) подземной частей растений озимой пшеницы, ($P < 0,05$).

Согласно нашим исследованиям, значительное влияние на содержание сахаров в надземной части и узлах кущения растений озимой пшеницы имеет интенсивность освещения. Например, с 20 по 28 октября и в период с 4 по 7 ноября, когда уровень суммарной солнечной радиации был высоким, содержание растворимых углеводов в надземной части растений увеличивалось соответственно с 14 до 25% и с 8 до 10% (рис. 3).

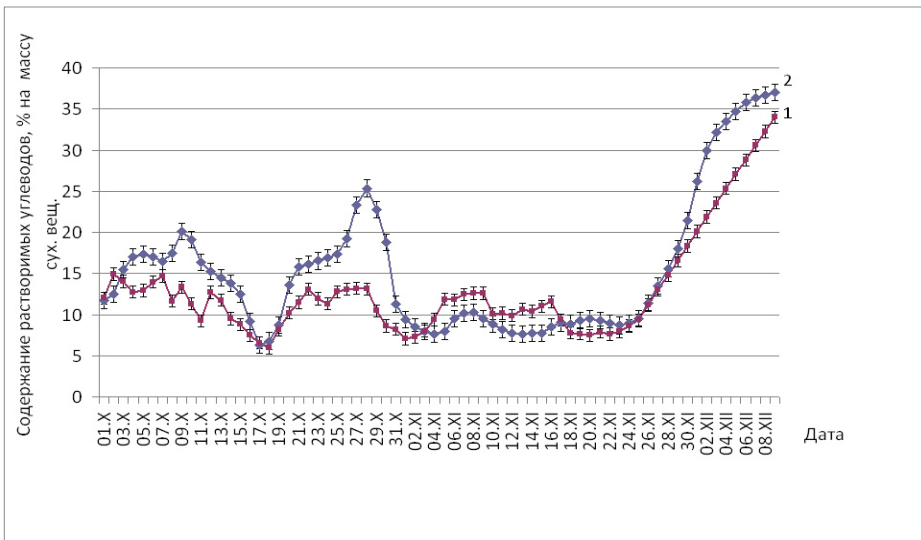


Рисунок 3 – Рассчитанная по модели (1) и фактическая (2) динамика содержания растворимых углеводов в надземной части растений озимой пшеницы, ($P < 0,05$).

При наличии осадков и сплошной облачности 9-11 октября, содержание сахаров в надземной части растений уменьшилось с 20 до 16%; 11 октября содержание сахаров уменьшалось с 16% и на дату 17 октября составляло 6%.

Суммарное содержание растворимых углеводов в узлах кущения растений увеличилось с 7 до 21% в период 19-21 октября и с 17 до 25% в период 25-28 октября при высокой интенсивности освещения (рис. 4).

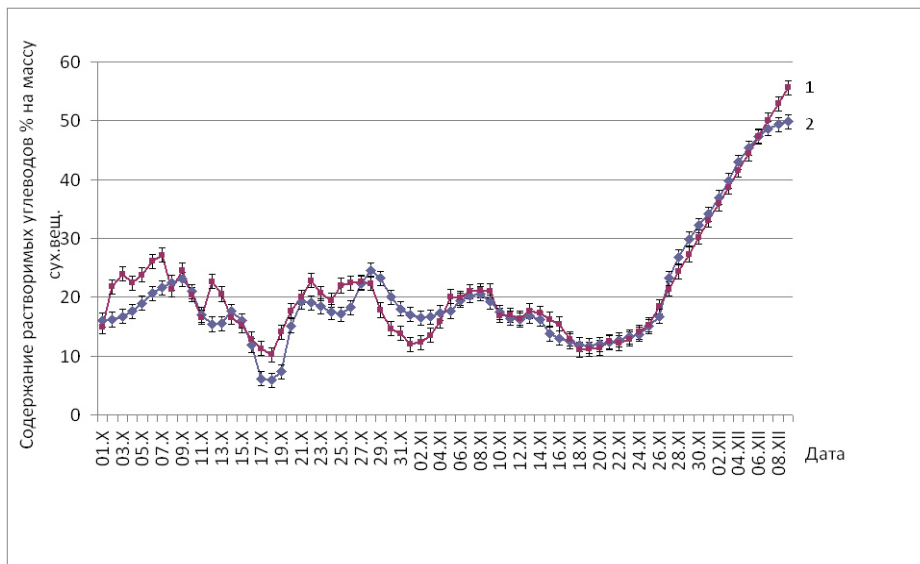


Рисунок 4 – Рассчитанная по модели (1) и фактическая (2) динамика содержания растворимых углеводов в узлах кущения растений озимой пшеницы, ($P < 0,05$).

При наличии осадков и сплошной облачности 9-11 октября, суммарное содержание сахаров в узлах кущения растений уменьшилось с 23 до 17%; 11 октября суммарное содержание сахаров уменьшалось с 17% и на дату 17 октября составляло 6%.

В год проведения исследований условия для прохождения первой фазы закаливания были благоприятными. При переходе среднесуточной температуры воздуха через $+5^{\circ}\text{C}$ в сторону ее снижения, наблюдалось существенное увеличение содержания сахаров в надземной части и узлах кущения растений озимой пшеницы.

Согласно нашим исследованиям содержание растворимых углеводов в надземной части растений до даты прекращения осенней вегетации увеличилось соответственно с 12 до 37% от массы сухого вещества. Содержание растворимых углеводов в узлах кущения растений до даты прекращения осенней вегетации увеличилось соответственно с 15 до 50% от массы сухого вещества, что указывает на высокий уровень закаливания растений.

Проведенный статистический анализ показал, что между содер-

жанием растворимых углеводов в надземной части растений и температурой воздуха прослеживается тесная отрицательная корреляционная связь. Коэффициент корреляции равен $r = -0,626$. Между содержанием растворимых углеводов в надземной части растений и уровнем освещенности прослеживается положительная корреляционная связь. Коэффициент корреляции равен $r = 0,506$.

Между содержанием растворимых углеводов в узлах кущения и температурой прослеживается также тесная отрицательная корреляционная связь. Коэффициент корреляции равен $r = -0,702$. Достаточно тесная связь прослеживается также и между содержанием растворимых углеводов в узлах кущения и уровнем освещенности. Коэффициент корреляции равен $r = 0,496$.

Для проверки адекватности модели в качестве начальных значений содержания сахаров в надземной части и узлах кущения растений озимой пшеницы принималось первое экспериментальное значение этого показателя в надземной части и узлах кущения растений в полевом исследовании. Для надземной части начальное модельное значение суммы сахаров равно 12% массы сухого вещества, а для узлов кущения – 16% массы сухого вещества.

Сопоставление рассчитанных с помощью модели значений надземной части биомассы растений с фактическими данными показало (рис. 2) хорошее согласование динамики и абсолютных значений биомассы. Рассчитанное значение динамики содержания растворимых углеводов в надземной части растений (рис. 3) и в узлах кущения также хорошо согласуется с данными полевого эксперимента.

Наличие модели, которая адекватно описывает процесс формирования зимостойкости позволило провести ряд численных экспериментов по оценке влияния агрометеорологических условий на формирование резервов продуктов фотосинтеза, прирост легкорасстворимых углеводов в первую фазу закаливания и динамику содержания свободной и связанной воды в растительных клетках во вторую фазу закаливания.

Наибольший прирост резервов продуктов фотосинтеза наблюдается при $\text{ФАР} = 0,9 \text{ кал/см}^2\text{мин}$ и температуре воздуха 15°C , наименьший прирост – при $\text{ФАР} = 0,1 \text{ кал/см}^2\text{мин}$ и температуре воздуха 5°C , при этом прирост резервов продуктов фотосинтеза уменьшается вдвое с 0,5 до 0,28 мг/сут (рис. 5).

При условии, что запасы влаги в слое 0-20 см близки к наименьшей влагоемкости (НВ) и при увеличении интенсивности ФАР до величины $0,9 \text{ кал/см}^2\text{мин}$, прирост резервов продуктов фотосинтеза увеличивается до 0,5 мг в сутки. При постепенном уменьшении влагообеспеченности почвы вплоть до 0,3 отн. ед. от НВ, прирост резервов продуктов уменьшается втрое и равен 0,15 мг в сутки.

Далее в ходе численного эксперимента было рассмотрено влия-

ние интенсивности освещенности и температуры воздуха на динамику прироста легкорастворимых углеводов в узлах кущения растений озимой пшеницы. При температуре воздуха выше 5°C и ясной погоде, наблюдается наибольший прирост легкорастворимых углеводов – от 3 до 5 мг в сутки. При облачной или пасмурной погоде, прирост легкорастворимых углеводов значительно уменьшается (до 2 мг в сутки).

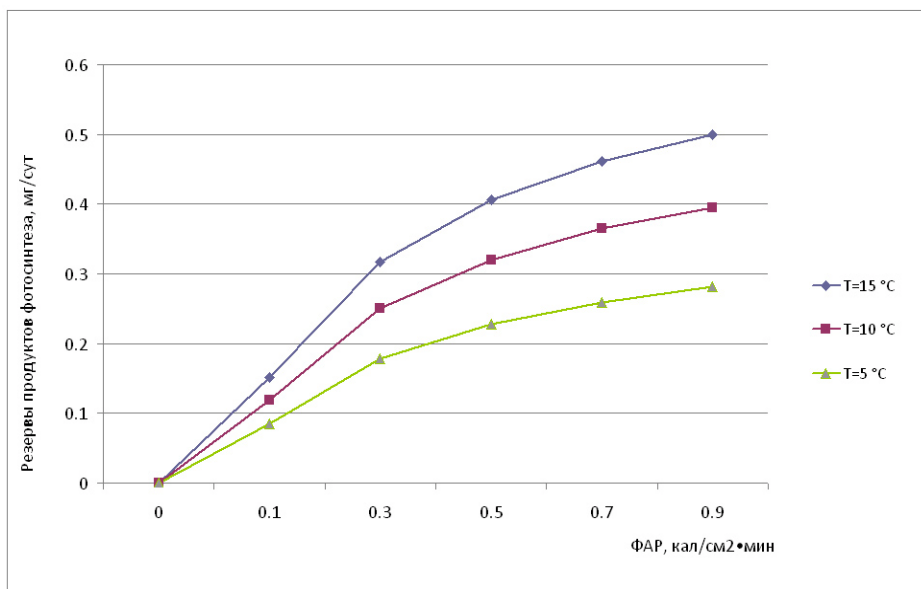


Рисунок 5 – Зависимость прироста резервов продуктов фотосинтеза в растениях озимой пшеницы в зависимости от интенсивности ФАР при различной температуре воздуха.

Как указывалось ранее, во вторую половину осени ход снижения температуры воздуха, в особенности в ночные часы, приводит к торможению ростовых процессов, и те продукты фотосинтеза, которые не используются на прирост надземной и подземной биомассы, идут на образование растворенных углеводов в тканях растения. С увеличением амплитуды температуры воздуха наблюдается увеличение прироста растворимых углеводов в тканях растения. Если при амплитуде температуры воздуха 3°C прирост растворимых углеводов в сутки равен 0,7-1,25 мг, то с увеличением амплитуды температуры воздуха до 15°C прирост углеводов увеличивается до 3-5 мг в сутки (рис. 6).

При увеличении длительности периода первой фазы закаливания до 20 дней, прирост растворимых углеводов увеличивается до 59% на массу сухого вещества. При уменьшении длительности периода первой фазы закаливания до 10 дней, прирост растворимых углеводов уменьшается и равен 44% на массу сухого вещества (рис. 7).

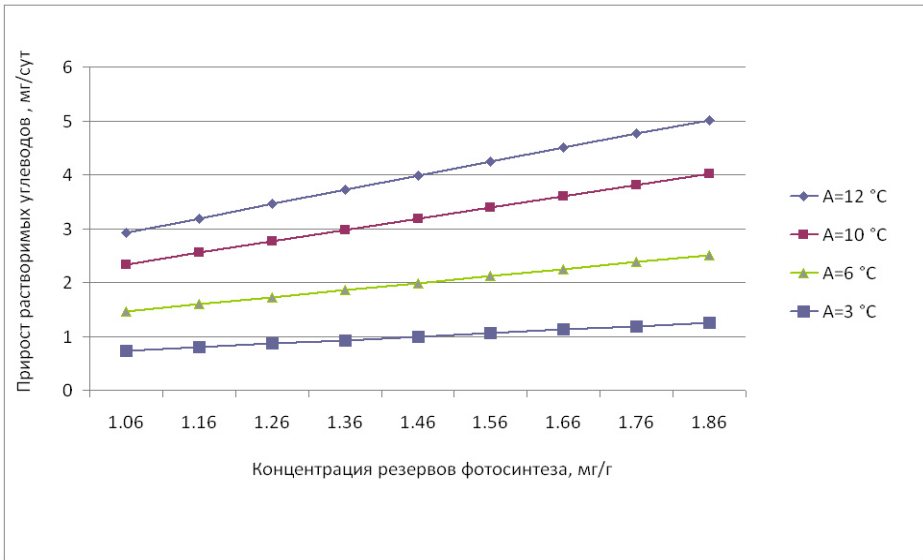


Рисунок 6 – Зависимость прироста растворимых углеводов от концентрации резервов фотосинтеза при различной амплитуде температур воздуха.

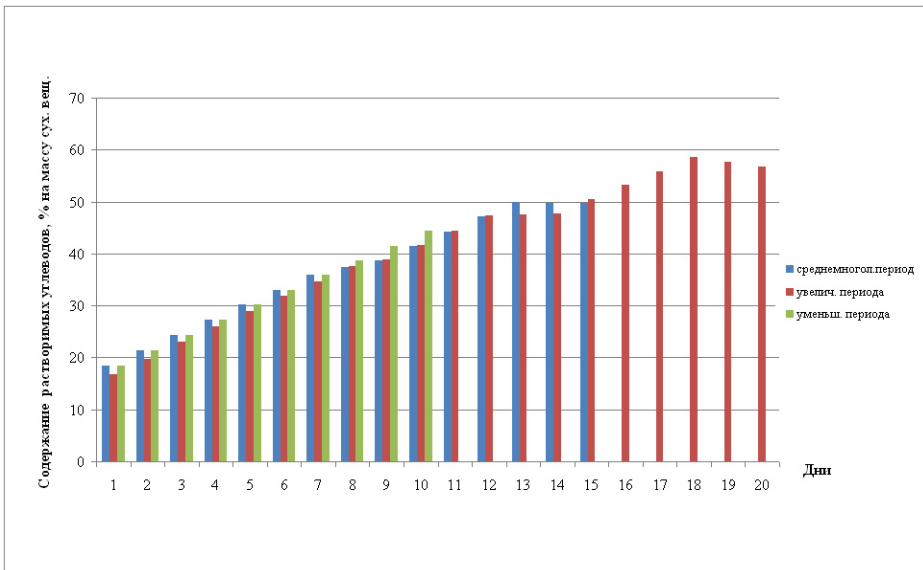


Рисунок 7 – Динамика накопления растворимых углеводов в зависимости от длительности первой фазы закаливания.

В период второй фазы закаливания прослеживается тесная зависимость между количеством связанной и свободной воды в растительных клетках и температурой воздуха ниже 0 °C (рис. 8). При температуре равной 0 °C отношение содержания связанной к свободной воде составляет 0,095, а при температуре -10 °C это отношение увеличивается до 0,29. Таким образом, на фоне снижения

температуры воздуха происходит изменение фракционного состава воды за счет частичного перехода свободной воды в связанную, что существенно повышает зимостойкость растений.

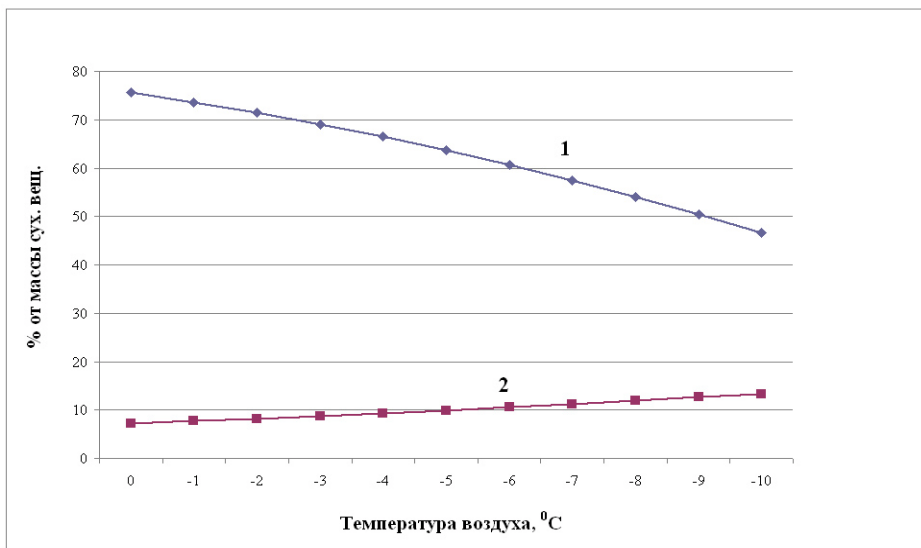


Рисунок 8 – Динамика содержания свободной (1) и связанной (2) воды в растительных клетках при температуре воздуха ниже 0°C.

Заключение

Разработана динамическая модель формирования зимостойкости растений озимой пшеницы, которая описывает процессы роста и развития растений, а также прохождение двух фаз осеннего закаливания под влиянием агрометеорологических условий осеннего периода вегетации.

Оценка адекватности модели показала, что средняя ошибка расчета модельных значений динамики накопления сухой биомассы надземной части растениями озимой пшеницы равны 8%. Средняя ошибка расчета модельных значений накопления сахаров в надземной части и узлах кущения растений равна соответственно 22 и 15%.

Установлена зависимость прироста резервов продуктов фотосинтеза от интенсивности ФАР и температуры воздуха: максимальный прирост наблюдается при сочетании высокой интенсивности ФАР (0,9 кал/см²мин) и температуры воздуха +15°C. Максимальный прирост легкорастворимых углеводов наблюдается при высоком уровне освещенности и высоком значении амплитуды температуры воздуха (A = 10-12°C). В период закаливания растений, при переходе температуры воздуха через 0°C в сторону отрицательных температур, отношение связанной воды к свободной увеличивается за счет перехода свободной воды в связанную.

Практическое использование разработанной динамической

модели формирования зимостойкости растениями озимой пшеницы облегчит процедуру принятия решений по применению агротехнических мероприятий при выращивании озимой пшеницы и оптимизации структуры посевных площадей сортов озимой пшеницы, направленной на получение высоких и стабильных урожаев.

Список литературы

Антоненко В.С. 2002. Динамическое моделирование роста, развития и формирования продуктивности озимой пшеницы. Киев: «АртЭк». 64 с.

Бихеле З.Н., Молдау Х.А., Росс Ю.К. 1980. Математическое моделирование транспирации и фотосинтеза растений при недостатке почвенной влаги. – Л.: Гидрометеиздат. 223 с.

Гусев Н.А. 1974. Состояние воды в растении. – М.: Наука. 130 с.

Ермаков А.И. (ред.). 1972. Методы биохимического исследования растений. Изд. 2-е, перераб. и доп. – Л.: Колос. 456 с.

Ковтун И.И., Гойса Н.И., Митрофанов Б.А. 1990. Оптимизация условий возделывания озимой пшеницы по интенсивной технологии. – Л.: Гидрометеиздат. 288 с.

Литвиненко М.А. Лифенко С.П., Друз'як В.В., Друз'як В.Г. 2004. Вплив строків сівби і сублетальних зимових температур на виживаність та врожайність озимої пшениці. Вісник аграрної науки. №5, с. 27-31.

Личикаки В.Н. 1974. Перезимовка озимых культур. – М.: Колос. 207 с.

Нетіс І.Т. 2011. Пшениця озима на Півдні України. Херсон: Олдіплюс. 352 с.

Орлюк А.П., Гончарова К.В. 2002. Адаптивний і продуктивний потенціали пшениці. Херсон: Айлант. 263 с.

Панченко Н.П. 1960. Исследования по теории закаливания и их значение в повышении зимостойкости зерновых культур. В кн.: Зимостойкость сельскохозяйственных культур. – М.: с. 28-38.

Полевой А.Н. 1988. Прикладное моделирование и прогнозирование продуктивности посевов. – Л.: Гидрометеиздат. 320 с.

Польовий А.М. 2013. Сільськогосподарська метеорологія. Одеса: «ТЕС». 630 с.

Проценко Д.Ф., Власюк П.А., Колоша О.И. 1969. Зимостойкость зерновых культур. – М.: Колос. 383 с.

- Туманов И.И. 1979. Физиология закаливания и морозостойкости растений. – М.: Наука. 350 с.
- Федорова Н.А. 1972. Зимостойкость и урожайность озимой пшеницы. Киев: Урожай. 258 с.
- Филиппович Ю.Б. 1975. Практикум по общей биохимии: Учебн. пособие для студентов хим. специальностей пед. ин-тов. – М.: «Просвещение». 318 с.
- Яковлев Н.Н. 1966. Климат и зимостойкость озимой пшеницы. – Л.: Гидрометеиздат. 419 с.
- Bergjord A.K., Bonesmo H., Skjelvag A.O. 2008. Modelling the course of frost tolerance in winter wheat I. Model development. *Europ. J. Agronomy*. V. 28. pp. 321-330.
- Curry R.B. 1971. Dynamic simulation of plant growth, I. development of a model. *ASAE Trans.* V. 14, №5, pp. 946-959.
- Fowler D.B., Limin A.E., Ritchie J.T. 1999. Low-temperature tolerance in cereals: model and genetic interpretation. *Crop Sci.* V. 39. pp. 626-633.
- Gusta L.V., Fowler D.B. 1977. Factors affecting the cold survival of winter cereals, *Can. J. Plant Sci.* V. 57. pp. 213-219.
- Hunt L.A., Pararajasingham S. 1995. CROPSIM-WHEAT: A model describing the growth and development of wheat. *Can. J. Plant. Sci.* V. 75. pp. 619-632.
- Porter J.R., Semenov M.A. 2005. Crop responses to climatic variation. *Philos Trans R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 360(1463). pp. 2021-2035.
- Lecomte C., Giraud A., Aubert V. 2003. Testing a predicting model for frost resistance of winter wheats under natural conditions. *Agronomie.* V. 23. pp. 51-66.
- McCree K.J. 1970. An equation for the rate of respiration of white clover plants growth under controlled condition. In: Prediction and measurement of photosynthetic productivity. Wageningen: Pudoc. pp. 221-229.
- McMaster G.S., Wilhelm W.W. 2003. Phenological responses of wheat and barley to water and temperature: Improving simulation models. *J. Agric. Science, Cambridge.* V. 141. №1, pp. 129-147.
- Reynolds J.F., Thornley J.H.M. 1982. A shoot: root partitioning model. *Ann. Bot.* V. 49, №5, pp. 585-597.
- Ritchie J.T., Godwin D.C., Otter-Nacke S. 1985. CERES Wheat. A simulation model of wheat growth and development college station. Texas: Texas A&M University Press.

ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ФЕНОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ КАЛЕНДАРНОГО ГОДА В ВОРОНЕЖСКОМ БИОСФЕРНОМ ЗАПОВЕДНИКЕ

И.И. Сапельникова, И.В. Базильская

Воронежский государственный природный биосферный
заповедник им. В.М. Пескова,
Россия, 394080, г. Воронеж, is@reserve.vrn.ru

Реферат. Воронежский биосферный государственный заповедник имеет многолетние фенологические данные. Это позволяет оценить изменения некоторых природных процессов, примерно, за 80 лет. Проанализированы среднегодовые и среднемесячные значения температуры, суммы осадков, границы и продолжительность сезонов года, сроки заморозков и зимних оттепелей. Рассмотрена динамика явлений, связанных со снежным покровом и сроками ледостава на реке Усманка. В настоящее время установлены достоверные изменения климата Воронежского заповедника: годы стали теплее, возросли среднемесячные температуры января, марта и апреля, увеличилась сумма осадков в июне, изменились сроки ледостава и сократилась его продолжительность, увеличилась частота оттепелей в январе, уменьшилась продолжительность зимнего сезона, увеличилась продолжительность периодов со среднесуточной температурой воздуха выше 10°C и минимальной температурой воздуха выше 0°C, уменьшилась частота заморозков в октябре.

Ключевые слова: климат, долговременные изменения, фенологические наблюдения, сезоны года, снежный покров, сумма осадков, сроки ледостава.

LONG-TERM CHANGES IN SOME PHENOLOGICAL PARAMETERS OF THE CALENDAR YEAR IN VORONEZH BIOSPHERE RESERVE

I.I. Sapelnikova, I.V. Basilskey

Voronezhsky Biosphere Reserve,
394080, Voronezh, Russia, is@reserve.vrn.ru

Summary. Voronezh Biosphere State Reserve has long-term phenological data. This makes it possible to estimate changes in some natural processes over roughly 80 years. Annual and monthly mean values of temperature, precipitation totals, time limits and duration of seasons within the calendar year, timing of frost and winter thaws are analyzed. Dynamics of phenomena associated with snow cover and timing of the freezing-up on the river Usmanka is considered. At present, the following

climate changes in the Voronezh reserve have been detected with confidence: years become warmer; monthly mean temperatures of January, March and April increase; June precipitation total increases; timing of the freezing-up has changed and duration of the period decreases; frequency of thaw in January increases; duration of winter decreases; duration of the periods with mean daily temperatures above 10° C and minimal air temperature above 0° C increase; frequency of frosts in October decreases.

Keywords: climate, long-term changes, phenological observations, seasons of year, snow cover, precipitation total, timing of freezing-up.

Введение

Воронежский государственный природный биосферный заповедник расположен на площади 31053 га в северной части Усманского бора в подзоне типичной лесостепи на границе Воронежской и Липецкой областей. Воронежский заповедник создан 3 декабря 1923 года (Стародубцева, 2012). Метеостанция заповедника начала свою работу в 1929 году (Базильская, Стародубцева, 2012) и с тех пор работает постоянно. В 1936-1937 гг. начались постоянные наблюдения за фенологией весеннего прилета птиц, сроками сезонного развития растений и животных. Первый Календарь природы Воронежского заповедника по наблюдениям за 1955-1964 гг. составлен И.В. Жарковым (Жарков, 1972).

Данные наблюдений метеостанции заповедника обобщены в трудах Воронежского заповедника в ряде справочных статей по климату (Булкина, Гоббе, 1964; Базильская, Булкина, 1979; Базильская, 1997, 2007). Нами изучалась цикличность в динамике многолетних рядов по температуре воздуха и осадкам, фенологии растений (Сапельникова, 2002а; Сапельникова, Базильская, 2002), зависимость изменений сезонных процессов у растений и птиц от многолетней динамики показателей гидротермического режима года (Венгеров, 2011; Венгеров и др., 2001, Сапельникова, 2002а, 2002б; Сапельникова, Базильская, 2007; Сапельникова и др., 2012)

В настоящей работе авторы обратились к многолетним фенологическим данным, связанным с сезонами года и отдельными характеристиками этих сезонов (сроки ледостава и снежного покрова, распределение осадков по сезонам, сроки регистрации последних и первых заморозков и др.). С учетом корректировки данных за 1932-1966 гг. приводим сведения по месячным и годовой суммам осадков. Также приводятся итоговые данные по динамике среднегодовой температуры воздуха.

Методы и материалы

Метеостанция Воронежского заповедника ведомственного значения, второго разряда, ее географические координаты: широта 51°50', долгота 39°41'. Высота над уровнем моря 126 м, высота

нуля барометра 132 м. Четырехкратные ежедневные наблюдения ведутся над основными метеозементами. В 1943-1946 гг. и с 1948 г. по апрель 1951 г. на метеостанции проводились трехкратные ежедневные наблюдения. В средние температуры за эти годы введены поправки Вильда. Сроки наблюдений менялись: первоначально они проводились в 07, 13, 19, 21 час; впоследствии – в 01, 07, 13, 19 час; с января 1966 года и по настоящее время – синхронно со всеми станциями, входящими в систему метеослужбы, в 03, 09, 15, 21 час. Измерения осадков проводятся по мере их выпадения в два срока – 09 и 21 час. (Венгеров и др., 2001). В апреле 1953 года на метеостанции Воронежского заповедника используемый ранее дождемер был заменен на осадкомер. С 1 января 1966 года на всех метеостанциях бывшего СССР стали вводить поправку на смачивание. Во всех предыдущих работах по фенологическим данным заповедника не учитывались ошибки в измерениях, которые были привнесены в результате смены прибора и введения поправок на смачивание. Многолетние данные с 1932 по 1966 гг. получались некорректными, искажалась динамика для полного ряда наблюдений. В настоящей работе нами были внесены поправки в массив данных за эти годы согласно поправочным коэффициентам для метеостанции Графская, которая находилась в 5 км от метеостанции Воронежского заповедника (Справочник по климату СССР, 1968).

В январе 1933 г. на Центральной Усадьбе заповедника был создан Гидрологический пост 3-го разряда для выполнения систематических гидрологических наблюдений. Гидрологические наблюдения заповедник ведет в полном соответствии с программами, утвержденными Управлением Гидрометеослужбы. Сроки наблюдения – 08 и 20 часов ежедневно (Венгеров и др., 2001).

В настоящей работе используется массив фенологических и метеоданных с 1932 года. В 1941-1942 годах был небольшой перерыв по некоторым элементам метеонаблюдений.

Даты устойчивого перехода температур воздуха через определенный рубеж определялись по методу А.В.Федорова (Гулинова, 1974).

Для статистических расчетов и построения графических моделей применяли пакеты Statistica v.6.0. и Excel 2002. В качестве показателя тренда взят коэффициент детерминации R^2 – альтернативный показатель степени зависимости между двумя переменными, в нашем случае показывающий, какая часть варьирования изучаемого параметра зависит от фактора времени. P – вероятность ошибки принятия гипотезы о незначимости показателя тренда R^2 . Показатели тренда, значимые на 95%-ном уровне и выше, в таблицах выделены жирным шрифтом. Курсивом выделены значения R^2 , если вероятность ошибки P принимает значение от 0,06 до 0,1. В

этом случае соответствующее направленное изменение рассматриваем как тенденцию, которая может сохраниться и перейти в новое качество при усилении действующего фактора. Коэффициент детерминации не имеет положительного или отрицательного знака, поэтому используемые нами знаки «+» и «-» перед значением R^2 условно добавляют информацию о характере тренда: «+» – возрастающий, «-» – убывающий. Тренды рассчитаны для всего периода наблюдений (N) за указанным параметром. Все значения N приведены в таблицах.

Результаты

В ранних работах было показано, как менялась среднегодовая температура воздуха в Воронежском заповеднике: $5,2^{\circ}\text{C}$ в 1932-1974 гг. (Базильская, Булкина, 1979), $5,5^{\circ}\text{C}$ в 1975-1996 гг. (Базильская, 1997), $6,2^{\circ}\text{C}$ в 1997-2006 гг. (Базильская, 2007). Для всего периода наблюдений присутствует достоверный возрастающий тренд (рис. 1).

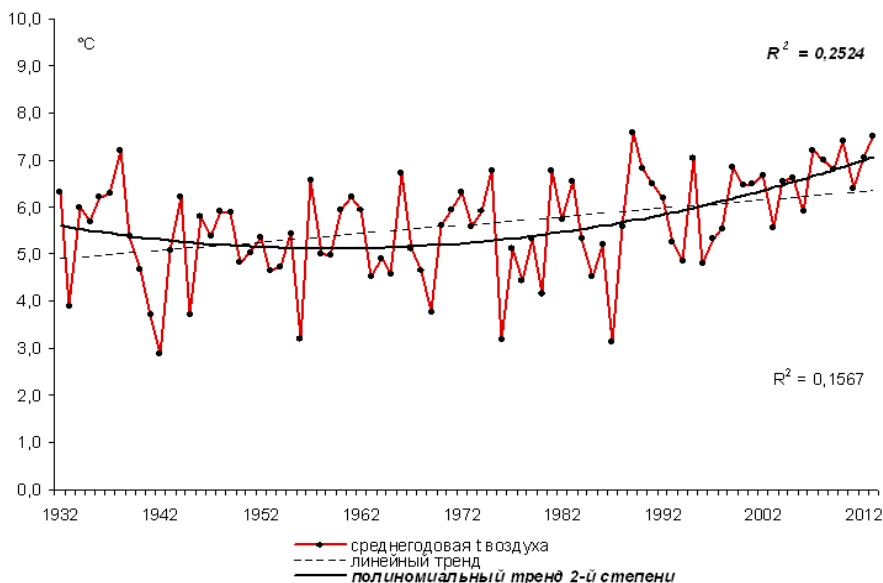


Рисунок 1 – Динамика среднегодовой температуры воздуха в Воронежском заповеднике.

Динамика годовой температуры, как суммарный показатель, зависит от многолетних изменений температурных характеристик всех месяцев года. Наибольший вклад в динамику годовой температуры воздуха в заповеднике вносят среднемесячные температуры января, февраля, марта и апреля (табл. 1), что также подтверждается наличием достоверной корреляционной связи r между годовой и среднемесячной температурами указанных месяцев (0,57, 0,54, 0,60 и 0,48 соответственно).

Таблица 1 – Статистика среднемесячных температур воздуха и осадков в Воронежском заповеднике

Параметр	N	Среднее значение	Стандартное отклонение	Минимальное значение (год)	Максимальное значение (год)	Тренд, R ²	P
средняя годовая t воздуха, °C	82	5,6	1,09	2,9 (1942)	7,6 (1989)	0,1567	0,0002
январь, t °C	82	-8,7	4,26	-18,1 (1942)	-1,0 (2007)	0,09	0,0005
февраль, t °C	82	-8,4	4,15	-20,1 (1956)	0,0 (1990)	0,029	0,1258
март, t °C	82	-3,0	2,9	-10,0 (1942)	3,3 (1990)	0,1544	0,0003
апрель, t °C	82	6,8	2,29	2,0 (1987)	12,4 (1975)	0,0947	0,0049
май, t °C	82	14,1	2	9,8 (1941)	18,2 (2013)	0,0204	0,2004
июнь, t °C	82	17,8	1,91	14,4 (2003)	21,7 (1948)	0	0,988
июль, t °C	82	19,5	1,77	16,1 (1976)	25,7 (2010)	0,0017	0,7165
август, t °C	82	17,9	1,58	15,0 (1980)	23,9 (2010)	-0,0001	0,9317
сентябрь, t °C	82	11,9	1,58	8,0 (1973)	15,6 (1938)	0,002	0,8879
октябрь, t °C	82	5,4	1,82	-0,1 (1976)	9,6 (1935)	0,0273	0,1378
ноябрь, t °C	82	-0,9	2,63	-9,1 (1993)	4,5 (2010)	0,0091	0,3935
декабрь, t °C	82	-5,9	3,19	-14,3 (1933)	0,5 (1960)	0,0259	0,1487
сумма осадков за год, мм	82	638	105	427 (1996)	891 (1980)	0,0009	0,7856
январь: сумма осадков, мм	82	50,8	23,9	9,5 (1972)	105,0 (1966)	0,0218	0,1852
февраль: сумма осадков, мм	82	42,5	21	0,5 (1984)	91,0 (1957)	-0,0006	0,8265
март: сумма осадков, мм	82	41,1	20,7	4,7 (2002)	88,3 (1940)	-0,0336	0,0991
апрель: сумма осадков, мм	82	41,5	25,6	2,4 (1937)	136,3 (1938)	-0,0425	0,063
май: сумма осадков, мм	82	51,4	31,4	4,0 (1946)	148 (1941)	-0,0182	0,2269

июнь: сумма осадков, мм	82	65,1	34	4,6 (1951)	168 (1988)	0,0554	0,0333
июль: сумма осадков, мм	82	71,3	39,3	7,5 (1959)	240,2 (1973)	-0,0032	0,6149
август: сумма осадков, мм	82	58,9	31,7	0,0 (1996)	158,1 (1980)	-0,0040	0,5714
сентябрь: осадков, мм	82	53	41	0,6 (1949)	185,9 (1913)	0,0319	0,1086
октябрь: сумма осадков, мм	82	53,6	31	0,0 (1987)	159,9 (1952)	0,0099	0,373
ноябрь: сумма осадков, мм	82	54	32	4,0 (2000)	137,2 (1965)	-0,0002	0,8932
декабрь: сумма осадков, мм	82	54,8	31	8,8 (1948)	135,7 (1947)	0	0,9587

N – число лет наблюдений; R^2 – коэффициент детерминации; *P* – вероятность ошибки

Наиболее тесная связь среднегодовой температуры со средне-месячной температурой в марте ($r = 0,60$). Наименее тесная связь – со среднемесячной температурой в декабре ($r = 0,26$). За годы наблюдений среднемесячная температура воздуха по сравнению с 30-ми годами прошлого столетия изменилась следующим образом: в январе – на $+4,3^\circ\text{C}$, в марте – на $+3,8^\circ\text{C}$, в апреле – на $+2,4^\circ\text{C}$. Среднегодовая температура воздуха возросла на $1,5^\circ\text{C}$.

С помощью введения поправок были скорректированы данные по месячным суммам осадков: статистика за год и по месяцам представлена в таблице 1. В динамике сумм годового количества осадков до введения поправок присутствовал достоверный тренд, после корректировки данных направленные изменения не подтвердились (рис. 2). Только в июне присутствует достоверный возрастающий тренд по месячной сумме осадков. Есть тенденции уменьшения месячной нормы осадков в марте, апреле и возрастания суммы осадков в сентябре (табл. 1). Достоверной связи между среднегодовой температурой воздуха и количеством осадков за год нет.

Стабильный характер формирования среднегодовой температуры воздуха обеспечивает стабильность наступления ежегодных сезонных процессов в природных комплексах региона. Если мы наблюдаем направленные процессы в динамике годовой и месячных температур, то подобную направленность будем регистрировать и в зависимых от них природных процессах, как абиотических, так и биотических. В первую очередь таких, как сроки наступления и продолжительность различного рода сезонов, границы которых связаны с температурными рубежами, а также с сезонными явлениями

в жизни животных и растений, для которых поток солнечной радиации и связанной с ним температуры является главным дирижером годового круга их жизни.

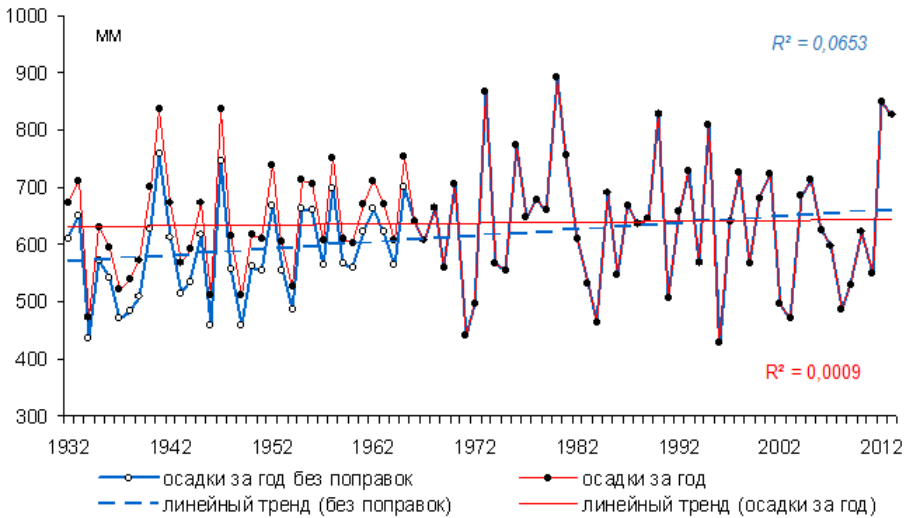


Рисунок 2 – Динамика суммы осадков за год в Воронежском заповеднике

Ранее нами была проанализирована многолетняя динамика 27 абиотических процессов, в том числе температурных переходов через рубежи, условно разделяющими границы фенологических сезонов и подсезонов года, рекомендуемые методическим пособием для особо охраняемых природных территорий (Филонов, Нухимовская, 1985). Достоверные направленные изменения были обнаружены в следующих случаях: переход среднесуточной температуры воздуха выше -5°C ($R^2 = 13,49$; $p = 0,0009$), переход максимальной температуры воздуха выше 0°C ($R^2 = 19,38$; $p = 0,00006$), переход среднесуточной температуры воздуха выше 0°C ($R^2 = 11,01$; $p = 0,0028$) и переход среднесуточной температуры воздуха выше 8°C ($R^2 = 6,35$; $p = 0,025$). Все тренды убывающие, даты наступления температурных переходов сместились на более ранние сроки. Для многолетнего ряда перехода минимальной температуры воздуха ниже 5°C ($R^2 = 10,59$; $p = 0,0034$) присутствует возрастающий тренд, дата наступления сместилась на более поздние сроки (Сапельникова, Базильская, 2010). В настоящее время все выявленные ранее направленные изменения сохранились.

Исторически границы сезонов года в Воронежском заповеднике определялись по датам перехода среднесуточных температур воздуха через пороги 0°C и 15°C .

Самым продолжительным сезоном в заповеднике является зима (табл. 2).

Таблица 2 – Статистическая характеристика сезонов года в Воронежском заповеднике

Параметр	N	Среднее значение	Станд. отклонение, дни	Минимальное значение (год)	Максимальное значение (год)	Тренд, R^2	P
зима, сут.	82	128	17,6	75 (2006-2007)	185 (1951-1952)	-0,0862	0,0074
весна, сут.	82	60,5	19,6	24 (1963)	114 (1990)	0,0316	0,1101
лето, сут.	82	102	16,5	63 (1976)	137 (1937)	-0,0001	0,9132
осень, сут.	82	75	14,3	38 (1994)	106 (1962, 1977)	0,0145	0,2811
сезон, сут., $t > 10^\circ\text{C}$	83	152	12,7	126 (1941)	189 (2008)	0,074	0,0129
начало зимы, сут., $t < 0^\circ\text{C}$	82	16,11	13,2	13.10 (1976)	18.12 (2006)	0,0163	0,2537
начало весны, сут., $t > 0^\circ\text{C}$	82	25,03	10,9	18.02 (2002)	12.04 (1952)	-0,0934	0,0052
начало лета, сут., $t > 15^\circ\text{C}$	82	24,05	13,5	28.04 (1934)	24.06 (1978)	0,001	0,918
начало осени, сут., $t < 15^\circ\text{C}$	82	3,09	9,1	15.08 (1977)	28.09 (1937)	-0,0000	0,9949
сут. $t > 10^\circ\text{C}$	83	28,04	9,7	3.04 (2008)	23.05 (1999)	-0,034	0,0946
сут. $t < 10^\circ\text{C}$	83	26,09	8,2	10.09 (1993)	12.10 (2011)	0,041	0,0653

N – число лет наблюдений; R^2 – коэффициент детерминации; *P* – вероятность ошибки

Наиболее длительными были зимы в 40-70 годы (рис. 3). В настоящее время есть достоверная тенденция сокращения продолжительности зимнего сезона: современные зимы стали короче почти на 17 дней. Отмечается более раннее наступление весеннего сезона. Наблюдаемая тенденция в увеличении продолжительности весеннего сезона обусловлена особенностями ряда последних лет

(1990, 2002 и 2008 гг.), когда продолжительность весны составляла 108-114 дней – почти в два раза длиннее среднееголетнего значения. Наиболее стабильным как по продолжительности, так и по изменению границ, продолжает оставаться летний сезон. Границы сезонов года определяются в результате математических расчетов по методу А.В. Федорова (Гулинова, 1974) и нередко случаи, когда условную «границу» между сезонами определяет разница между суммами положительных и отрицательных отклонений от порогового значения температуры всего в 1-1,5°C, что сравнимо с погрешностью наблюдений, случайными ошибками метеорологов и т. п. Тем не менее, температурные переходы и границы сезонов, ими определяемые, достаточно объективные вехи годового круга и могут использоваться как параметры в многолетних фенологических наблюдениях.

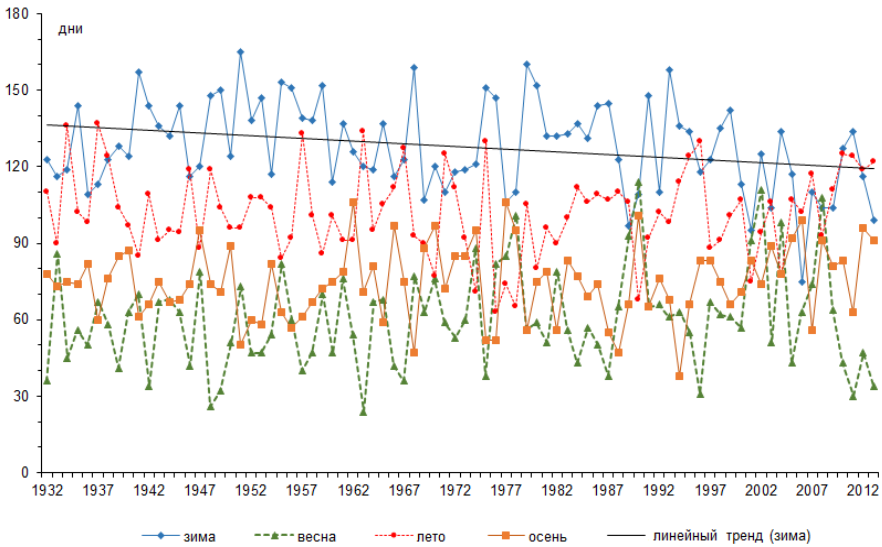


Рисунок 3 – Динамика сезонов года в Воронежском заповеднике.

Обеспеченность теплом дикорастущих мезотермных растений лучше характеризует период с устойчивой среднесуточной температурой выше +10°C (Шульц, 1981). Продолжительность периода с температурой выше 10°C увеличилась в последние годы почти на 12 дней. Начало этого периода в Воронежском заповеднике совпадает с появлением листьев у многих деревьев и кустарников, а окончание – совпадает с золотой осенью: полной осенней окраской большинства деревьев и кустарников. По всей видимости, наблюдаемые в последние два десятилетия такие процессы, как более позднее окончание сезона с температурой 10°C и задержка сроков полной осенней окраски листвы у древесно-кустарниковых видов – взаимосвязаны (Сапельникова, Базильская, 2007).

Для анализа распределения сумм осадков по сезонам были использованы только многолетние ряды с данными от 1 января 1966 г. – с того момента, когда методика сбора осадков больше не менялась. Поправки к количеству осадков в справочных таблицах приводятся только для месячных показателей (Справочник по климату СССР, 1968), границы же фенологических сезонов не совпадают с гражданским календарем, что не позволяет корректно использовать поправки для расчета суммы осадков до 1966 года. Анализ распределения осадков по сезонам года показал, что достоверных направленных изменений за последние полвека нет (табл. 3).

Таблица 3 – Распределение осадков и их интенсивность (ИО) по сезонам года с 1966 г.

Параметр	N	Среднее значение, мм	Станд. отклонение, мм	Минимальное значение, мм (год)	Максимальное значение, мм (год)	Тренд, R^2	P
фенологическая зима	48	194,4	60,6	58 (1971)	360,8 (1980)	-0,0379	0,1847
фенологическая весна	48	95,6	45,4	26,1 (1984)	191,0 (1976)	-0,0043	0,6592
фенологическое лето	48	200,9	73,5	88,7 (2002)	397,3 (1973)	0,0273	0,2619
фенологическая осень	48	145,6	68,2	40,6 (1976)	384,8 (1990)	0,0074	0,5615
ИО, зима, мм/сут.	48	1,57	0,46	0,53 (1971)	2,80 (1965)	-0,0046	0,6469
ИО, весна, мм/сут.	48	1,51	0,59	0,59 (1973)	3,00 (1995)	-0,0027	0,7253
ИО, лето, мм/сут.	48	2,04	0,77	0,94 (2002)	4,32 (1973)	0	0,9784
ИО, осень, мм/сут.	48	1,89	0,72	0,71 (1983)	3,81 (1990)	0,0013	0,8072

N – число лет наблюдений; R^2 – коэффициент детерминации; *P* – вероятность ошибки

В таблице 3 представлена такая характеристика, как интенсивность осадков – количество, выпавшее за 1 сутки сезона (мм/сут.). На наш взгляд интенсивность осадков точнее передает особенности распределения осадков в годовом круге, так как зависит от продолжительности фенологического сезона, определенного температурными границами. Как видим, в Воронежском заповеднике наиболее интенсивное выпадение осадков происходит в летне-осенний период. Самым «сухим» является короткий весенний

сезон. Влагонакопительным является осенний сезон, когда интенсивность испарения значительно снижается, а интенсивность выпадения осадков остается наиболее высокой в году.

С осадками в зимний период связаны такие параметры экологического мониторинга, как максимальная высота снега за месяц, установление постоянного снежного покрова и сход снежного покрова. Статистические характеристики этих параметров приведены в таблице 4.

Таблица 4 – Статистика некоторых снежных явлений в Воронежском заповеднике

Параметр	N	Среднее значение	Станд. отклонение, сутки	Минимальное значение (год)	Максимальное значение (год)	Тренд, R^2	P
установление снеж. покрова, дата	78	4,12	15,2	3.11 (1986)	3.01 (1952, 2012)	-0,0052	0,5295
полный сход снега, дата	78	4,04	9,9	3.03 (1993)	27.04 (1987)	-0,0160	0,2698
продолж. снеж. периода, дни	76	122	36,5	87 (1966)	155 (1993-94)	-0,0030	0,6367
Максимальная высота снежного покрова, см							
январь	82	34,6	16,9	4 (2001)	85 (1967)	-0,0041	0,5691
февраль	82	43,8	14,8	14 (1957, 1969)	98 (1967)	0,0056	0,5041
март	82	43,6	20,2	3 (1958)	86 (2006)	-0,0265	0,1441
апрель	82	16,4	19,7	0 (32% всех лет)	74 (1942)	-0,0834	0,0309
октябрь	81	1,8	3,7	0 (72% всех лет)	20 (1991)	-0,0248	0,4624
ноябрь	81	9,5	8,9	0 (12% всех лет)	44 (1998)	-0,0129	0,3453
декабрь	81	21,7	13,1	1 (2012)	88 (1966)	0,0046	0,5453
макс. высота снега за зиму	81	50,2	16,8	15 (1968-69)	98 (1966-67)	-0,0043	0,5616

N – число лет наблюдений; R^2 – коэффициент детерминации; *P* – вероятность ошибки

На рис. 4 хорошо видно, что разброс дат полного схода снега заметно меньше по сравнению с разбросом дат установления снежного покрова. Дата установления постоянного снежного покрова характеризуется значительной дисперсией, это связано с особенностями «многовариантного характера» наступления зимнего сезона в нашей местности. Продолжительность снежного периода в Воронежском заповеднике также очень изменчива и не связана с его начальной и конечной датами. Есть достоверная корреляционная зависимость средней силы ($r = 0,48$) между продолжительностью снежного периода и датой полного схода снега. В октябре снег может образовывать снежный покров достаточно значительной глубины (максимально до 20 см), но он никогда не идет в зиму. Вероятность установления постоянного снежного покрова в ноябре – 0,41. Снежными месяцами в зимнем сезоне являются декабрь, январь, февраль и март. Максимальная высота снежного покрова в заповеднике устанавливается в конце февраля – начале марта. Именно к этому времени всегда была приурочена снегомерная съемка на геоботаническом профиле, который проходит в широтном направлении через всю территорию заповедника. Тенденция снижения максимальной высоты снега в марте в последние годы подтверждается на практике, когда во время проведения снегомерной съемки наблюдается незначительная высота снежного покрова. Достоверное уменьшение высоты снега в апреле в настоящее время – свидетельство потепления в марте и апреле за последние десятилетия.

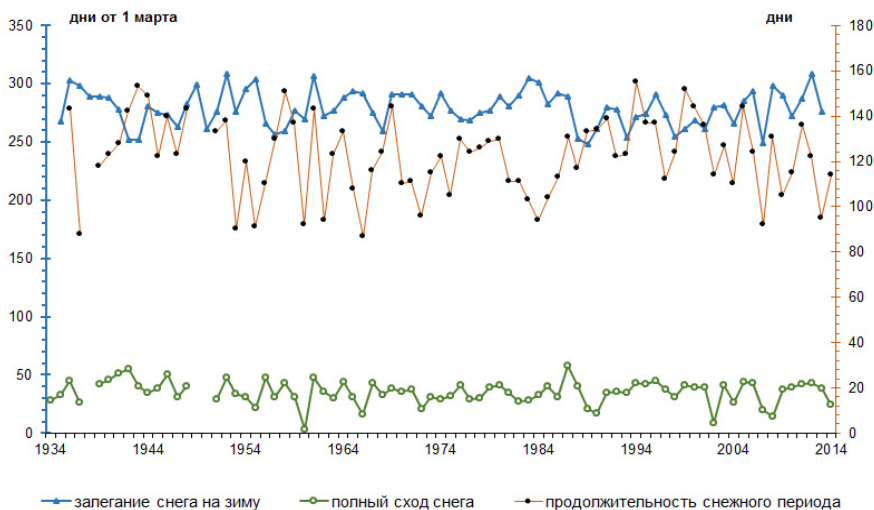


Рисунок 4 – Динамика сроков снежного покрова в Воронежском заповеднике.

Многолетний ряд максимальной высоты снега за зиму представляет выборку из суточных абсолютных максимумов высот снега за зимний период. Значительный разброс максимальной высоты снега

по годам характерен для всего ряда наблюдений (рис. 5). Максимальная высота снега не коррелирует с продолжительностью зимнего сезона.

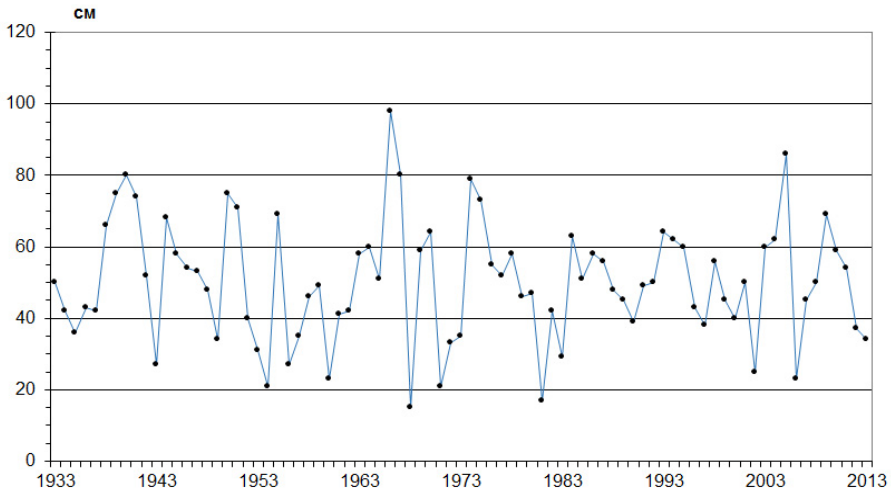


Рисунок 5 – Динамика максимальной высоты снега за зимний сезон в Воронежском заповеднике.

В Воронежском заповеднике в зимний период достаточно часто регистрируются оттепели. За одну оттепель принимались одни сутки со среднесуточной температурой воздуха выше 0°C .

Таблица 5 – Статистическая характеристика частоты оттепелей в зимний сезон по месяцам

Параметр	N	Среднее значение, сутки	Станд. отклонение, сутки	Минимальное значение, сутки (год)	Максимальное значение, сутки (год)	Тренд, R^2	P
декабрь	81	4,8	4,3	0 (17% всех лет наблюдений)	19 (1960)	0,0057	0,5017
январь	81	3,6	3,81	0 (23% всех лет наблюдений)	15 (1989, 2007)	0,0421	0,0661
февраль	81	3,4	3,25	0 (31% всех лет наблюдений)	12 (1966)	0,0166	0,2523

N – число лет наблюдений; R^2 – коэффициент детерминации; P – вероятность ошибки

По многолетним данным вероятность оттепели для полных зимних месяцев такая: декабря – 0,82, января – 0,77, февраля – 0,69. Были составлены многолетние ряды суммарного количества оттепелей по месяцам (табл. 5).

Для января есть тенденция возрастания количества оттепелей для всего периода наблюдений. Это хорошо согласуется с наблюдаемым в настоящее время повышением температурных характеристик месяца. За все годы наблюдений всего 9 зимних сезонов были совсем без оттепелей (1941-42, 1944-45, 1963-64, 1966-67) или с оттепелями только в одном из зимних месяцев (1939-1940, 1953-1954, 1971-1972, 1995-1996, 2002-2003) (рис. 6).

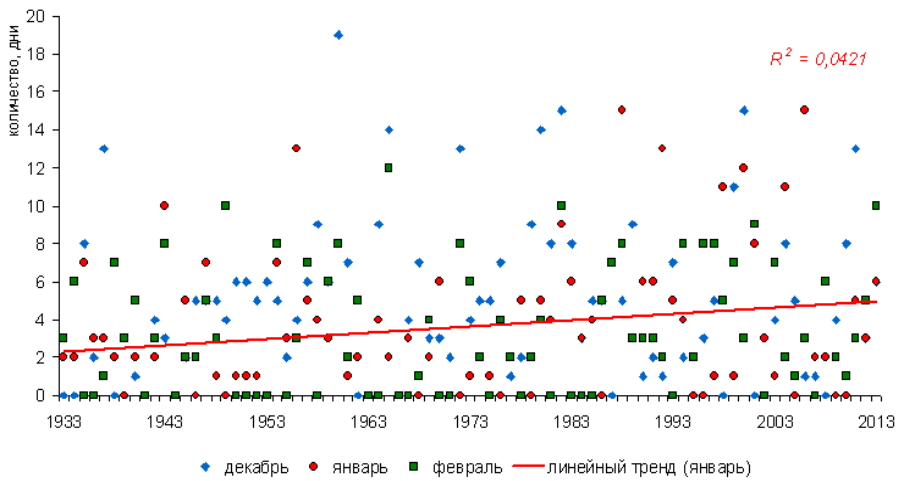


Рисунок 6 – Динамика частоты оттепелей по месяцам в Воронежском заповеднике.

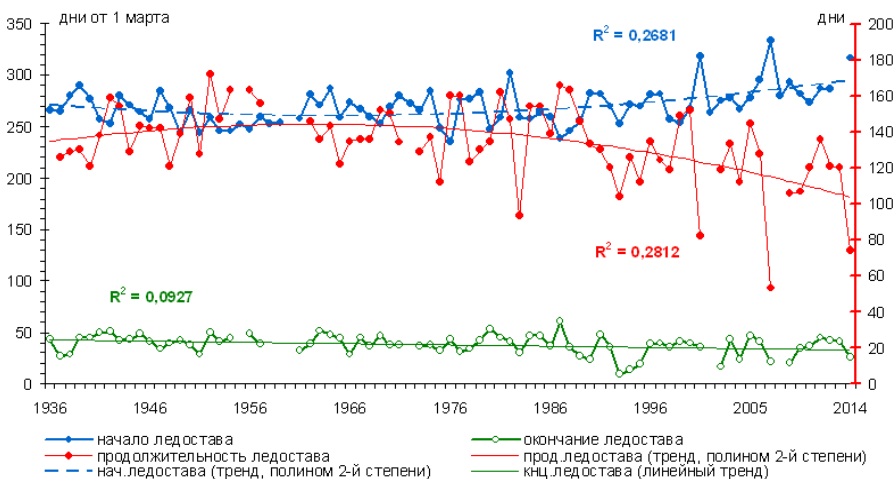


Рисунок 7 – Динамика ледовых явлений на р. Усманка в Воронежском заповеднике.

К зимним явлениям относятся все ледовые явления на реках и водоемах. Гидропост Воронежского заповедника установлен на р. Усманка в 1933 году. Для всего периода наблюдений есть достоверные направленные изменения сроков и продолжительности ледостава (табл. 6, рис. 7).

Таблица 6 – Статистические характеристики ледовых явлений на р. Усманка

Параметр	N	Среднее значение, дата	Станд. отклонение, сутки	Минимальное значение, дата (год)	Максимальное значение, дата (год)	Тренд, R^2	P
начало ледостава	79	24,11	17,8	22.10 (1976)	27.01 (2007)	0,1388	0,0007
конец ледостава	74	7,04	9,7	9.03 (1993)	30.04 (1987)	-0,0930	0,0082
продолжит. ледостава (дни)	72	134	21,5	53 (2007)	172 (1951-52)	-0,1734	0,0003

N – число лет наблюдений; R^2 – коэффициент детерминации; *P* – вероятность ошибки

Более ранние сроки полной очистки реки ото льда (в среднем эта дата наступает на 10 дней раньше) и сократившаяся продолжительность ледостава (в среднем на 31 день) хорошо согласуются с более ранним началом весеннего сезона и сокращением продолжительности зимнего сезона в настоящее время.

Причины более позднего становления льда на реке Усманка (в среднем на 23 дня) пока сложно объяснить однозначно. Есть тенденция повышения среднемесячной температуры в декабре. Но, возможно, причина позднего ледостава не климатическая, а антропогенная, связанная в последние годы с повышением содержания в воде биогенных соединений из-за сброса в реку неочищенных бытовых и промышленных вод г. Усмань (Хлызова и др., 2012).

Пограничными между морозным и безморозным периодами являются сроки последних заморозков весной и первых заморозков осенью на почве и в воздухе. Количество заморозков по месяцам подсчитывалось с 10 апреля по конец октября. Выбранные рубежи совпадают с датами устойчивого перехода минимальной темпера-

туры воздуха через 0°C. На современном этапе есть тенденция смещения на более поздние сроки первых осенних заморозков в воздухе. Это согласуется с достоверным увеличением продолжительности периода с минимальной температурой воздуха выше 0°C в среднем на 15 дней (табл. 7).

Таблица 7 – Статистические характеристики сроков заморозков в Воронежском заповеднике

Параметр	N	Среднее значение, дата	Станд. отклонение, сутки	Минимальное значение, дата (год)	Максимальное значение, дата (год)	Тренд, R ²	P
переход мин. t>0°C	82	11,04	9,3	23.03 (1990)	30.04 (1974)	-0,0339	0,0977
переход мин. t<0°C	82	27,1	13,6	18.09 (1949)	2.12 (1971)	0,0443	0,0577
продолж. периода с мин. t>0°C (сутки)	82	199	17,3	152 (1949)	242 (2010)	0,0698	0,0165
последний заморозок в воздухе	82	11,05	15,1	5.04 (2001)	19.06 (1950)	-0,0297	0,1216
последний заморозок на почве	59	19,05	13,1	17.04 (1983)	12.06 (1982)	-0,0427	0,1165
первый заморозок на почве	61	18,09	10,3	28.08 (1984)	11.10 (2012)	0,0372	0,1366
первый заморозок в воздухе	81	22,09	9,8	28.08 (1984)	15.10 (1974)	0,0362	0,0888
Количество суток с заморозками в период с минимальной температурой воздуха выше 0°C							
от 10 апреля	81	5,8	4,1	0 (7% от всех случаев)	15 (1945, 1974)	-0,0092	0,3955
май	81	2,3	2,1	0 (22%)	11 (2000)	-0,0163	0,2558
сентябрь	81	2,7	2,1	0 (12%)	10 (1943)	-0,0382	0,0802
октябрь	81	12,1	4,6	2 (2012)	25 (1976)	-0,0816	0,0097

N – число лет наблюдений; *R*² – коэффициент детерминации; *P* – вероятность ошибки

Достаточно редко последние заморозки регистрируются в первой декаде июня (17%) и последней декаде августа (5%). В июне заморозки в воздухе были отмечены в следующие годы: 1935, 1937, 1950, 1959, 1963, 1978. Регулярные наблюдения за температурой на почве в заповеднике начались с 60 годов. В июне заморозки на почве отмечены в 1968, 1979, 1982, 1985, 2003, 2004 и 2008 гг. Заморозки в августе отмечены в 1971, 1980, 1984 и 2002 годах. Динамика этих рядов не анализировалась, но из приведенных данных видно, что в последние 35 лет в июне не регистрировались заморозки в воздухе, только на почве. Изменилась частота заморозков в осенний период в октябре: с 11 до 7 дней за месяц. Этот факт хорошо согласуется с современным повышением минимальных температур в октябре ($R^2 = 0,0446$; $p = 0,0583$).

Заключение

Краткий обзор динамики некоторых климатических параметров года в Воронежском заповеднике свидетельствует о том, что на современном этапе присутствуют достоверные изменения в гидро-термических характеристиках года и, связанных с ними, сезонных явлениях. В целом годы стали теплее. Возросли месячные температуры января, марта и апреля, увеличилась сумма осадков в июне, изменились сроки и сократилась продолжительность ледостава, увеличилась частота оттепелей в январе, уменьшилась продолжительность зимнего сезона, увеличилась продолжительность периодов со среднесуточной температурой воздуха выше 10°C и минимальной температурой воздуха выше 0°C , уменьшилась частота заморозков в октябре.

Список литературы

Базильская И.В. 1997. Закономерности и отклонения в годовом цикле климатического режима Воронежского биосферного заповедника (по данным 1975-1996 гг.). В кн.: Развитие природных комплексов Усмань-Воронежских лесов на заповедной и антропогенной территориях: труды Воронежского биосферного гос. заповедника. Вып. 23. Воронеж: Биомик. с. 5-13.

Базильская И.В. 2007. Закономерности и отклонения в годовом цикле климатического режима Воронежского биосферного заповедника (по данным 1997-2006 гг.). В кн.: Труды Воронеж. биосферного гос. заповедника. Вып. 24. Воронеж: ВГПУ. с. 6-21.

Базильская И.В., Булкина А.П. 1979. Закономерности и отклонения в годовом цикле климатического режима Воро-

нежского заповедника (по данным 1932-1974 гг.). В кн.: Труды Воронеж. гос. заповедника. Вып. 22: Вопросы метеорологии и фенологии. Воронеж: Центрально-Черноземное книжное изд-во. с. 3-23.

Базильская И.В., Стародубцева Е.А. 2012. Метеорологическая служба Воронежского заповедника. В кн.: Труды Воронеж. гос. заповедника. Вып. 26. Воронеж: БиомикАктив. с. 165-169.

Булкина А.П., Гоббе Л.А. 1964. Характеристика метеорологических условий в Усманском бору. В кн.: Колебания условий среды и влияние их на лес: труды Воронеж. гос. заповедника. Вып. 14. Воронеж: Центрально-Черноземное гос. книжное изд-во. с. 4-15.

Венгеров П.Д. 2011. Влияние изменений климата на сроки прилета и размножения певчего дрозда (*Turdus philomelos*) и зяблика (*Fringilla coelebs*) в Воронежском заповеднике. Успехи современной биологии. Т. 131., № 4, с. 416-424.

Венгеров П.Д., Сапельникова И.И., Базильская И.В., Масыкин А.И. 2001. Климатические изменения и вызываемые ими прямые и косвенные эффекты в Воронежском заповеднике. В кн.: Влияние изменений климата на экосистемы. Охраняемые природные территории России: анализ многолетних наблюдений. – М.: WWF., с. 39-47.

Гулинова Н.В. 1974. Методы агроклиматической обработки наблюдений – Л.: Гидрометеиздат. 151 с.

Жарков И.В. 1972. Воронежский государственный заповедник (Научно-популярный очерк). Воронеж: Центрально-Черноземное книжное издательство. 64 с.

Сапельникова И.И. 2002а. Некоторые результаты анализа динамики многолетних рядов ВГЗ. В кн.: История и развитие идей П.П.Семенова-Тян-Шанского в современной науке и практике школьного образования: матер. Всероссийской науч.-практ. конф. Т. 2., Липецк, с. 183-184.

Сапельникова И.И. 2002. Связь гидротермических и фенологических событий в ВГЗ. В кн.: История и развитие идей П.П. Семенова-Тян-Шанского в современной науке и практике школьного образования: матер. Всероссийской науч.-практ. конф.). Т. 2. Липецк, с. 184-186.

Сапельникова И.И., Базильская И.В. 2002. Оценка корреляционных связей и цикличности для метеорологических показателей Воронежского заповедника. В кн.: Роль особо охраняемых природных территорий Центрального Чернозе-

мья в сохранении и изучении биоразнообразия лесостепи: матер. науч.-практич. конф., посвящ. 75-летию Воронеж. гос. природ. биосф. заповедника. Воронеж: Биомик., с. 217-230.

Сапельникова И.И., Базильская И.В. 2007. Дополнения к анализу климатических и фенологических изменений в Воронежском заповеднике. В кн.: Труды Воронежского государственного заповедника. Вып. 24. Воронеж: ВГПУ, с. 21-34.

Сапельникова И.И., Базильская И.В. 2010. Температурные рубежи в многолетней динамике метеорологических наблюдений Воронежского госзаповедника. В кн.: Проблемы мониторинга природных процессов на особо охраняемых природных территориях: матер. междунаrodn. научн-практич. конф., посвящ. 75-летию Хопёрского гос. природного заповедника (пос. Варварино, Воронежская область, 20-23 сентября 2010 г.), Воронеж: ВГПУ, с. 263-266.

Сапельникова И.И., Базильская И.В., Грибкова А.С. 2012. Некоторые факты потепления весенних сезонов в Воронежском заповеднике. В кн.: Труды Воронеж. гос. заповедника. Вып. 26. Воронеж: БиомикАктив, с. 7-15.

Справочник по климату СССР. 1968. Вып. 28: Тамбовская, Брянская, Липецкая, Орловская, Курская, Воронежская и Белгородская области. Ч. 4: Влажность воздуха, атмосферные осадки, снежный покров. – Л.: Гидрометеиздат, 253 с.

Стародубцева Е.А. 2012. Предисловие редактора. В кн.: Труды Воронеж. гос. заповедника. Вып. 26. Воронеж: БиомикАктив, с. 3-6.

Филонов К.П., Нухимовская Ю.Д. 1985. Летопись природы в заповедниках СССР. – М.: Наука, 160 с.

Хлызова Н.Ю., Клявин А.А., Вепринцев В.Н. 2012. О состоянии реки Усмань: гидрологический, гидрохимический и гидробиологический режимы (2008-2012 гг.). В кн.: Труды Воронеж. гос. заповедника. Вып. 26. Воронеж: БиомикАктив, с. 42-50.

Шульц Г.Э. 1981. Общая фенология. – Л.: Наука, 188 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПАРАМЕТРОВ ГНЕЗДА РЫЖИХ ЛЕСНЫХ МУРАВЬЕВ В МОНИТОРИНГЕ МУРАВЕЙНИКОВ

А.А. Захаров^{*1)}, Р.А. Захаров^{**1)}, Е.Б. Федосеева²⁾

1) Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Россия, 119071, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33, *ferda@bk.ru; **rzaxarov@inbox.ru.

2) Зоологический музей МГУ им. М.В. Ломоносова, Россия, 125009 Москва, ул. Большая Никитская, д. 6, elfedoseeva@rambler.ru.

Реферат. Цель работы – обзор имеющихся возможностей экспресс-оценки состояния поселений рыжих лесных муравьев (группа *Formica rufa*, Formicidae) только по внешним характеристикам их гнезд без нанесения им какого-либо ущерба. Специфика строения муравейника и закономерности его изменений в зависимости от размеров и состояния позволяют использовать параметры гнезда для его мониторинга. Используются габитуальные и типологические признаки гнезда, характеристики строительного материала и строительной активности муравьев. Демонстрируется применимость для оценки состояния муравейника структурных характеристик гнезда и семьи – соотношения диаметров внутреннего конуса и купола гнезда, соотношения размеров гнезда и числа колонн, расчетного диаметра гнезда с одной колонной. Использование этой группы признаков позволяет оценить общий потенциал роста семьи, степень восстановления гнезда после поломок, а также определить категорию развития комплекса муравейников.

Ключевые слова: рыжие лесные муравьи, мониторинг, гнездо, купол гнезда, внутренний конус, плеяда, колонна.

THE USE OF NEST PARAMETERS OF THE RED WOOD ANTS IN ANTHILL MONITORING

A.A. Zakharov^{*1)}, R.A. Zakharov^{**1)}, E.B. Fedoseeva²⁾

1) Severtsov Institute of Ecology and Evolution of RAS, 33 Leninsky prospect, 119071 Moscow, Russia, *ferda@bk.ru; **rzaxarov@inbox.ru.

2) Zoological Museum, Moscow State University, 6 Bolshaya Nikitskaya str., 125009 Moscow, Russia, elfedoseeva@rambler.ru.

Summary. The purpose of this paper is to overview opportunities for a harmless express-assessment of red wood ants (*Formica rufa* group, Formicidae) settlements based exclusively on external characteristics of

the anthills. Specificity of anthill structure and its evolution patterns under certain size and state makes possible the use of anthill parameters in monitoring. The nest habitus and typological features, characters of the nest material and ants building activity are employed. The applicability of nest and family structural indices (the ratio of internal nest cone diameter to the nest cupola diameter, the ratio of nest size to the number of columns, calculated diameter of a nest with one column) to an assessment of the anthill state are demonstrated. The use of this group of indicators makes it possible to assess the general growth potential of a family, the degree of the nest restoration after damage. It also makes it possible to determine a category of development of the settlement in general.

Keywords: red wood ants, monitoring, nest, nest cupola, inner cone, pleiad, column.

Введение

Рыжие лесные муравьи (группа *Formica rufa*; Hymenoptera, Formicidae, *Formica*) относятся к числу ключевых компонентов лесных сообществ и являются ценным природным ресурсом повышения продуктивности и биологической устойчивости лесных насаждений (Gösswald, 1990; Стебаев и др., 1993; Захаров, 2004). В настоящее время численность гнезд группы *Formica rufa* и других муравьев рода *Formica* повсеместно быстро сокращается и упала в ряде регионов России до критического уровня. Важно отметить, что данный процесс начался фактически синхронно в комплексах, разделенных многими километрами и находившихся на разных этапах своего развития. Это указывает на общую экзогенную природу депрессии поселений и тотальный характер воздействия негативных факторов на муравьев. В первую очередь это касается ценотически наиболее значимых муравьев подродов *Formica s. str.* и *Coptoformica*, для сохранения которых необходимо безотлагательное проведение комплекса целенаправленных мероприятий. В противном случае лесное хозяйство страны на многие годы утратит муравьев как эффективный биологический ресурс, обеспечивающий здоровье и продуктивность леса, а целые популяции и даже виды муравьев окажутся на грани исчезновения.

Основными факторами снижения численности рыжих лесных муравьев в настоящее время являются (Захаров и др., 2013):

1. резкое сокращение пригодных для благополучного существования муравейников территорий в результате бессистемных хищнических рубок и фрагментации насаждений;
2. последовательное игнорирование экологических критериев и природоохранных технологий при проведении хозяйственной деятельности на лесных территориях;
3. отсутствие ухода за лесом, что ведет к повсеместно возрастающей захламленности и фауности древостоев;

4. токсикация почвы, воды, пищи и всей среды обитания муравьев выбросами промышленных предприятий и автотранспорта, ядохимикатами, удобрениями и бытовыми отходами;
5. лесные пожары, наносящие огромный ущерб населению муравьев, ведущие к резкому падению видового богатства муравьев и их численности;
6. вызванные вышеназванными причинами резкое ухудшение санитарного состояния и общая деградация лесов как среды обитания;
7. механические разрушения гнезд в рекреационных зонах и рекреационная дигрессия насаждений;
8. регулярное разрушение крупных гнезд, особо ценных для комплексов муравейников интродуцированными и размножившимися при содействии охотничьих хозяйств кабанами;
9. истощение наиболее доступных комплексов муравейников хищническим промыслом куколок, «мурашки» и муравьиного спирта, добываемых браконьерами самыми варварскими способами.

Обоснование и методическое обеспечение действий по сохранению полезных лесных муравьев включают в себя разработку методов диагностики состояния отдельных муравейников и их комплексов и оценки жизнеспособности поселений муравьев в конкретных условиях (Голосова, 2007; Захаров и др., 2013). Диагностика должна опираться на четкие и в то же время простые для регистрации в полевых условиях признаки, отражающие реальное состояние муравейника и перспективы его последующего развития (Марков, 1998). При этом необходима система признаков, позволяющая проводить экспресс-анализ ситуации в данном поселении в различные фенологические сроки.

Гнезда рыжих лесных муравьев относятся к числу наиболее заметных зоогенных структур в лесах умеренной зоны (Дмитриенко, Петренко, 1976; Виноградов, 1984). Их размеры тесно связаны с размерами обитающих в них семей, а форма, соотношение и кондиции структурных элементов гнезда достаточно точно отражают мощность и состояние семьи в реальном времени и в конкретных условиях существования. Поэтому мы можем оценить состояние семьи муравьев по установленному набору внешних характеристик ее гнезда.

Цель данного сообщения – обзор имеющихся в нашем распоряжении возможностей экспресс-оценки состояния поселения рыжих лесных муравьев только по внешним характеристикам их гнезд без нанесения им какого-либо ущерба. Это позволяет проведение на модельных муравейниках не только разовых учетов, но длительного мониторинга без ошибок и допущений, неизбежно возникаю-

щих при экстраполяциях случайных выборочных данных и пространственных описаний во временные ряды.

Материалы и методы

В основе работы данные, полученные на модельных комплексах муравейников *Formica aquilonia* Yagrow, находящихся в режиме ежегодного мониторинга более 40 лет в мирмекологическом заказнике «Верхняя Клязьма» (Солнечногорский р-н Московской обл.). В анализе использованы данные по 19 комплексам муравейников с 1966 по 2000 г. с общей разовой численностью гнезд в учетах по годам от 320 до 545 жилых муравейников. Дополнительные материалы получены также на комплексах муравейников, расположенных в других районах Подмосковья и в заповеднике «Пинежский» Архангельской области.

Использованные в обзоре характеристики относятся как к отдельным муравейникам, так и к комплексам гнезд. Описание муравейника группы *Formica rufa* включает следующие характеристики: 1) тип гнезда и форма купола; 2) размеры гнезда; 3) состояние гнездового материала; 4) зарастание муравейника; 4) повреждения купола; 5) число колонн (исходящих из гнезда дорог).

Тип гнезда и форма купола. По внешним признакам оценивается принадлежность гнезда к одному из трех основных типов: а) со скрытым валом – (СВ); б) с внешним валом – (ВВ); в) погруженные гнезда с внешним валом, «подземные гиганты» – (ПГ). Можно выделить 6 основных типов гнезд рыжих лесных муравьев по форме наземного купола: плоское, усеченно-коническое, коническое, шлемовидное, сферическое и неоформленное.

Измерение размеров гнезд в течение всего периода проводили по единой, принятой в отечественной мирмекологии, методике (Захаров, 1974; Арнольди и др., 1979). Следующие параметры гнезд измеряли по 5-сантиметровой шкале: общая высота гнезда (H , см), высота гнездового купола (h , см), диаметр гнездового вала (D , см), диаметр наземного купола гнезда (d , см). По d определяли площадь основания купола гнезда (S , м²). По d и H определяли объем купола муравейника (по: Длусский, Смирнов, 1968). Диаметр внутреннего конуса гнезда (d' , см) измеряли с точностью до 1 см.

Состояние гнездового материала оценивается по качеству хвои покровного слоя по трехбалльной шкале: **М1** – хвоя свежая, пахнущая смолой и колется при сжимании ее пальцами. Характеризует активное, находящееся в хорошем состоянии, гнездо. **М2** – хвоя залежная, – не пахнет, бледная или потемневшая, мягкая на изгиб. Такая хвоя свидетельствует о низкой строительной активности семьи и, скорее всего, о депопуляции муравейника. **М3** – хвоя старая, – темная, с грибным запахом, крошится. Муравейник находится в критическом состоянии.

Зарастание гнезда. Степень зарастания муравейника травой (K_y) оценивается в долях от высоты купола (h), принимаемой за единицу, по шестибальной шкале: 0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1. При необходимости детального изучения процесса зарастания муравейника травой использовали более дробную шкалу (с интервалом 0,1). Зарастание начинается обычно с северной стороны купола, и трава поднимается там, как правило, выше. При описании можно ставить среднюю величину зарастания или обозначать ее двумя числами через тире, ставя впереди меньшее значение: **$K_y=0,2-0,4$** . Поскольку гнездо всегда зарастает сильнее с северной стороны, специально обозначать стороны света здесь не надо. Для оценки состояния муравейника имеет значение не только степень его зарастания, но и состав поселившихся на гнезде растений, который записывается по преобладающим видам растений.

Число колонн в муравейнике (n_c) определяли по числу исходящих из гнезда дорог 1-го порядка.

Категории состояния муравейников.

По своему состоянию постоянные муравейники можно разделить на 3 категории:

- активные (здоровые) – категория **(А)**;
- ослабленные (депрессивные) – категория **(В)**;
- деградирующие – категория **(С)**.

Состояние муравейников оценивают по следующим основным признакам:

(А) – к числу активных относятся муравейники, растущие или же сохраняющие свои размеры в течение трех предшествующих учету лет. Они имеют при этом коническую форму наземного купола, активные дороги и характеризуются другими признаками (свежая хвоя в покровном слое, сильный запах муравьиной кислоты), соответствующими активному состоянию населяющей гнездо семьи.

Активные растущие – муравейники, имеющие устойчивый рост в течение трех предшествующих учету лет. Купол гнезда конической формы, сложен из свежего строительного материала (М1). Зарастание гнезда травой слабое ($K_y \leq 0,2$). Имеется развитая система фуражировочных дорог. Другие признаки также свидетельствуют об активном состоянии гнезда и его населения.

Активные стабилизировавшиеся муравейники имеют такие же внешние характеристики гнезда, но остановились в росте, сохраняя свои размеры и коническую форму купола в течение трех последних лет.

(В) Для ослабленных муравейников характерна сферическая форма купола, сложенного в основном из старого гнездового материала (М2) с значительным включением почвенных частиц и имеющего едва заметный запах муравьиной кислоты. Такие гнезда

обычно начинают быстро зарастать травой. Фуражировочная активность на кормовом участке падает, кормовые дороги постепенно укорачиваются и утрачивают ответвления, число фуражиров на них сокращается. Прекращаются регулярные обмены особями с другими муравейниками. Все перечисленные признаки отражают депопуляцию гнезда.

(С) Деградивовавшие (пришедшие в упадок) муравейники имеют сферическую или уплощенную форму купола, часто с не выровненной поверхностью. Гнездовой материал старый, потемневший с сильным запахом прелости. Гнездо может совсем зарости травой. Семья теряет контроль над большей частью охраняемой территории, хотя и сохраняет до определенного предела имевшееся ранее число колонн. Как правило, такие муравейники не имеют связей с другими гнездами.

Оценка состояния комплексов муравейников

Категории состояния комплексов. Выделены следующие категории состояния или этапы развития комплексов муравейников (Захаров, 2003): (А) – роста; (А¹) – стабилизации; (В) – депрессии; (С) – дегградации, (D) – полный распад. **Растущий комплекс** (категория А) – комплекс, увеличивающий свою величину и мощность в течение трех предшествующих учету лет. **Стабилизировавшийся комплекс** (А¹) сохраняет свои величину и мощность в ряду лет после периода устойчивого роста. **Депрессивный комплекс** (В) характеризуется прогрессирующим уменьшением мощности комплекса и развитием процесса его фрагментации. **Дегградировавшийся комплекс** (С) определяется по отсутствию в нем активных и преобладанию угасающих муравейников. Комплекс фрагментирован до уровня мелких групп и отдельных гнезд. **Полный распад комплекса** (D) характеризуется сохранением лишь единичных дегградировавших муравейников, связь между которыми отсутствует. Комплекс накануне гибели.

Из континуума данных ежегодных 35 летних учетов 19 комплексов (1966-2000 гг.) обработаны временные срезы с 4-5-летним интервалом, отражающие структуру и состояние поселений муравьев на разных этапах их развития и в ряду лет. Принадлежность комплекса в определенный период к той или иной категории состояния определялась по 10 параметрам, характеризующим величину, мощность, размерную и функциональную структуру, средние величины ключевых параметров. Используемые в анализе временные срезы распределяются по категориям состояния следующим образом: (А) – 32 среза, (А¹) – 28, (В) – 18, (С) – 13, (D) – 5 срезов (Захаров, 2003).

Из общего числа параметров комплекса для целей настоящей публикации привлечены:

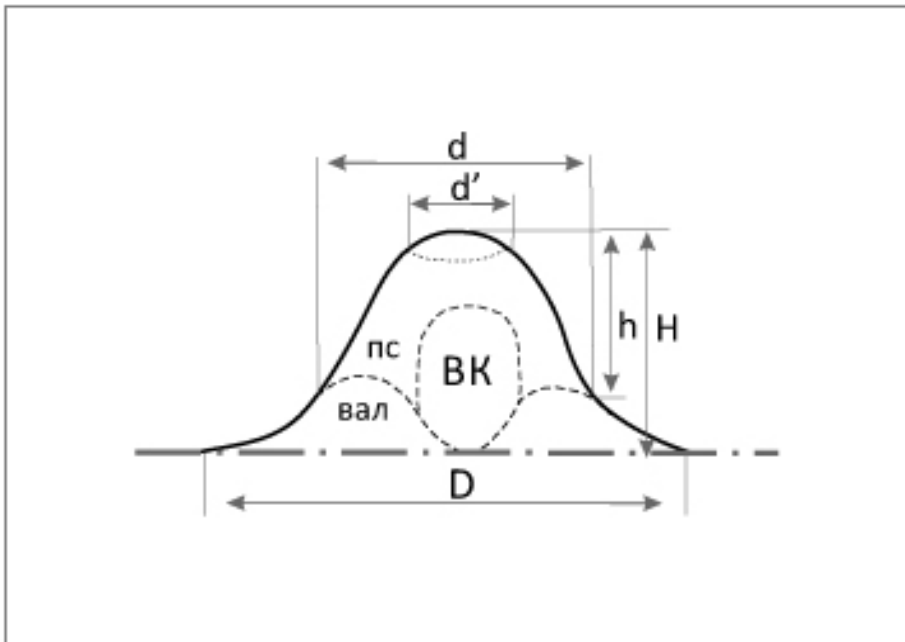
- *величина комплекса*, оцениваемая имеющимся в нем числом жилых муравейников, (N_b);
- *мощность комплекса* (сумма площадей основания купола всех жилых гнезд), m^2 , $S_c = \sum S$;
- *суммарное число колонн* (число мультифункциональных модулей) в комплексе, $N_c = \sum n_c$;
- *средний диаметр купола* жилого муравейника в комплексе, (d_m);
- *среднее для комплекса число колонн в муравейнике*, (N_{cm});
- *расчетный для комплекса диаметр гнезда с 1 колонной*, (d_{1c}).

Результаты и обсуждение

Строение гнезда рыжих лесных муравьев

Жилое гнездо рыжих лесных муравьев (рис. 1) состоит из трех основных частей:

1. наземного купола;
2. подземной части гнезда;
3. гнездового вала.



D – диаметр гнездового вала, d – диаметр наземного купола, d' – диаметр внутреннего конуса, h – высота купола гнезда, H – общая высота гнезда.
 $ПС$ – покровный слой купола, $БК$ – внутренний конус гнезда.

Рисунок 1 – Типовая конструкция взрослого гнезда рыжих лесных муравьев и его основные измеряемые параметры.

Наземный купол гнезда рыжие лесные муравьи сооружают из растительных материалов, скрепленных почвой и смолой. В весовом отношении материал купола на 95% состоит из органического вещества. В целом, ячеистая структура купола имеет общий спиральный план (Бакшт, 2007). Купол муравейника имеет две выраженные части – покровный слой и внутренний конус.

Покровный слой (ПС) сложен из мелких растительных частиц, – хвои, кусочков мелких веточек, чешуек, частичек коры и семян и т.п. Покровный слой опирается на гнездовой вал и выполняет две важные для жизни муравейника функции. Во-первых, он защищает гнездо от промокания и механических повреждений. Его многослойная, из аккуратно и плотно уложенных хвоинок корковая зона обеспечивает сток воды с купола и одновременно оберегает от повреждений. Во-вторых, поверхностный слой обеспечивает теплоизоляцию внутренних помещений гнезда, что важно для поддержания в гнезде постоянного гигротермического режима. Покровный слой купола достаточно мощный – в крупных гнездах его толщина составляет до 40 и более см. Его разрушение опасно для муравейника особенно в период выведения расплода, т.к. ведет к выхолаживанию гнезда и замоканию его во время дождей. И то и другое ведет к массовой гибели расплода. Кроме того, длительное намокание гнездового материала становится причиной его загнивания, что делает гнездо непригодным для дальнейшего обитания.

Внутренний конус (ВК) занимает центральную часть купола. Муравьи сооружают его из крупных, до 15 см длиной веточек. Камеры в ВК несколько крупнее, в укреплении их стенок активно используется древесная смола, служащая не только склеиванию растительных частиц, но и как антисептик. Именно в ВК происходит выращивание расплода муравьиной семьи. Именно его защите и поддержанию в нем постоянного температурного режима служит поверхностный слой купола. Рыжие лесные муравьи активно регулируют в своем гнезде температуру, поддерживая ее в течение всего периода выкармливания расплода на уровне около 28°C. Это достигается за счет использования выделяемого муравьями физиологического тепла, а также солнечной радиации. При перегреве гнезда муравьи вентилируют его, открывая большое число дополнительных выходов. Устойчивый температурный режим в своем гнезде муравьи обеспечивают при достижении гнездом размеров 80-90 см в диаметре купола (Длусский, 1980). В активном крупном муравейнике температура около 28°C поддерживается в средней полосе России с апреля до середины – конца августа.

Подземная часть гнезда состоит из уходящих в почву почти вертикальных ходов с расположенными по ним камерами. В поверхностном, до 40 см глубиной слое эти ходы соединены горизонтальными переходами и группами камер, образующими единую подземную гнездовую капсулу (линзу), не имеющую, однако, внеш-

ней оболочки. В подземной части гнезда большую часть года находятся яйцекладущие самки, а также часть внутригнездовых рабочих. Здесь же муравьи зимуют. Глубина проникновения ходов может быть различной, до 2 м и более. Реальная глубина зависит от гранулометрического состава почвы и гидротермического режима биотопа, в котором обитают муравьи.

Гнездовой вал. Прокладывая подземные ходы и камеры, муравьи выносят на поверхность большое количество почвы, из которой вокруг купола и формируется гнездовой вал. Вал образует кратер, на который опирается купол муравейника. Гнездовой вал состоит в основном из почвенных частиц, но включает также и растительные остатки.

Габитуальные характеристики гнезд

Форма купола гнезда и состояние муравейника

Формы купола гнезда рыжих лесных муравьев достаточно разнообразны (Захаров, 1974; Маавара, 1991) но в целом их можно свести к двум основным вариантам – конической и сферической формам.

Коническая форма купола характерна для растущего гнезда. Это объясняется самим способом строительства гнезда у муравьев *Formica*. Купол строится сверху. Строительный материал для внутреннего конуса муравьи приносят на вершину гнезда, и уже оттуда затаскивают внутрь муравейника. Надстроенный внутренний конус муравьи закрывают покровным слоем, поверхность которого при этом выравнивают. Возникает «конус роста», придающий коническую форму всему куполу. В активном муравейнике интенсивное строительство и обновление гнезда идут в течение всего сезона, и соответственно функционирует «конус роста», поэтому коническая форма наземного купола устойчива, пока муравейник сохраняет потенции роста. Высота купола может быть при этом различной и во многом зависит от режима освещенности гнезда.

Сферическая форма купола свидетельствует о снижении относительной численности населения гнезда и приостановке роста муравейника, снижении строительной активности муравьев, вследствие чего у купола такого гнезда уже нет «конуса роста» и он приобретает сферическую форму. Такая форма купола означает, что имеется тенденция к последующему уменьшению населения гнезда (депопуляции). При начавшейся деградации семьи сферический купол сохраняется вплоть до прихода ее в полный упадок. При этом купол постепенно оседает и может стать плоским или же приобретает неоформленный, бугристый вид.

Сам факт приобретения купола гнезда округло-сферической формы еще не означает неизбежность последующего упадка семьи. Уменьшение размеров может быть обратимым. Обновив состав яйцекладущих самок и восполнив потери рабочих муравьев, семья может продолжать успешное существование и свой последующий рост. При этом восстанавливается коническая форма купола.

Форма купола отражает и временные изменения в жизни семьи. Например, потерявшая в результате химических обработок значительную часть своего состава семья начинает поддерживать только центральную часть купола, в результате чего на основном куполе, как на основании, временно возникает дополнительный куполок (фонарь) и гнездо приобретает форму «ступенчатой пирамиды». Дополнительные купола нередки при позднелетних и осенних повреждениях гнезд. Однако они существуют недолго. Если данной семье удастся восстановить свою численность, купол гнезда постепенно вновь приобретет исходную форму.

По данным учетов комплексов муравейников *F. aquilonia* в заказнике «Верхняя Клязьма» (Захаров, 2003; Захаров, Калинин, 2007) и в заповеднике «Пинежский» (Захаров Р., Захаров А., 2012) в растущих комплексах (категория А) гнезда с куполом конической формы составляют $\geq 80\%$, в категории **A¹** – $\geq 60\%$, в **B** – 30-50%, в **C** – до 20% от общего числа жилых муравейников.

Диагностика состояния муравейника по внешним признакам гнезда и активности муравьев

Достаточно точную общую оценку состояния муравейника мы можем дать уже по его внешнему виду (табл. 1). Естественно, что большинство использованных в данной таблице оценок носят экспертный характер. Каждый из приведенных признаков отражает определенный аспект жизни семьи и достаточно жестко сопряжен с состоянием конкретного муравейника в конкретное время. В совокупности эти признаки позволяют надежно диагностировать состояние муравейников и с высокой вероятностью оценивать перспективы их развития на несколько лет вперед.

Использование структурных признаков муравейников

Наряду с габитуальными характеристиками гнезд, в экспресс-анализе состояния муравейников *Formica* s. str. применимы и их структурные данные (Дьяченко, 2005). Использование данной группы признаков позволяет количественно оценивать состояние и потенциал развития муравьиных поселений, а также выполнять их сравнительный анализ на различных уровнях организации (семейные и надсемейные структуры, комплексы муравейников, многовидовые сообщества).

**Таблица 1 – Диагностические признаки гнезд для оценки состояния муравейников группы
Formica rufa (по: Захаров, 2014).**

ПРИЗНАКИ	КАТЕГОРИИ СОСТОЯНИЯ МУРАВЕЙНИКОВ:		
	А, А ¹ . АКТИВНЫЕ	В. ОСЛАБЛЕННЫЕ	С. ПРИШЕДШИЕ В УПАДОК
1. Признаки, значимые в течение всего сезона			
Форма гнездового купола	Коническая	Сферическая	Сферическая, плоская
Поверхность купола	Выровненная	Выровненная	Неровная
Заращение гнезда	≤ 0,2	0,3 – 0,5	> 0,5
Растительность на куполе	Злаки, черника, марьянник, осока	Зеленчук, будра, хвощ, крапива, звездчатка	Кислица, недотрога, зеленчук, мокрица, зеленый мох
Покровный слой	Рыхлый, почвенных частиц мало	Уплотненный, много почвенных частиц	Слежавшийся
Состояние хвои поверхностного слоя	Свежая, упругая, св. бурая	Ломкая, бурая	Мягкая, бледная или т. бурая
Запах гнездового материала муравьиной кислоты	Сильный запах муравьиной кислоты	Слабый запах	Пахнет плесенью
Смола на куполе	Много	Мало	Нет
2. Признаки весеннего периода			
Теплоносцы на куполе	До конца апреля	До середины мая	До середины июня
Лёт крылатых особей	Ежегодно, в основном ♀	Не каждый год,	Нет или только ♂
		♀: ♂ ≈ 1: 1	

**Таблица 1 – Диагностические признаки гнезд для оценки состояния муравейников группы
Formica rufa (по: Захаров, 2014).
(Продолжение)**

3. Летние и позднелетние признаки			
Зимние механические повреждения купола	К июню полностью исправлены	Остаются неровности купола	Явные следы повреждений видны весь сезон
Крупный строительный материал на поверхности верхней трети купола	Много	Немного	Нет
Разогрев куколок на поверхности купола	Нет	Нет	Есть
Кайма выбросов по краю гнездового вала (сентябрь)	≥ 40 см	10 – 30 см	Нет, <10 см

Размеры гнезд рыжих лесных муравьев весьма жестко связаны с размерами обитающих в них семей, а число и размер составляющих ее колонн достаточно точно отражают мощность и активность семьи в реальном времени и в конкретных условиях существования. Поэтому мы имеем возможность оценки состояния семьи муравьев по сочетанию характеристик ее гнезда и структуры (определить число колонн по числу дорог, продуктивность по соотношению диаметра внутреннего конуса и диаметра купола и т.п.).

Соотношение диаметров внутреннего конуса и купола гнезда и перспективы роста муравейника

Внутренний конус, как расплодный блок гнезда, занимает особое место в жизни муравейника. В соответствии с общим для муравьев принципом размерного соответствия семьи и его гнезда внутренний конус, как включенный блок купола, также сопряжен с размерами всего гнезда. Однако эти размеры связаны не только с современными характеристиками семьи, но и с ее продуктивностью, обеспечивающей определенный тренд ее дальнейшего развития. Чтобы расти, необходимо выводить больше рабочих, для чего нужен объем ВК больший, чем у стабилизировавшегося или теряющего свою продуктивность муравейника.

Доступный измерению параметр – диаметр ВК, d' , см. Как видно из табл. 2, диапазон значений d' достаточно велик, что объясняется различиями в высоте гнезд. Вместе с тем, модальные величины d' для гнезд трех категорий состояния не перекрываются ни в одном из размерных классов гнезд. В стабилизировавшихся муравейниках, которые можно принять в рамках задач мониторинга за основу для нормирования (устойчивое развитие при стабильных размерах), $d' \approx 1/3 d$, точнее – 0,33-0,35 в интервале гнезд диаметром 60-130 см. У растущих муравейников это соотношение возрастает до уровня 0,4 и соответственно снижается до уровня 0,3 у ослабленных. По объемам ВК различия между категориями состояния более существенны: нормированные по A^1 значения объемов ВК для категории **A** лежат в интервале 1,16 – 1,30 и для категории **B** – соответственно 0,54 – 0,84. Однако для задач экспресс-анализа диаметр ВК остается предпочтительнее.

Здесь следует подчеркнуть, что параметр d' стал входить в практику мирмекологии лишь в последние годы, хотя его тестирование мы начали еще в 80 годы прошлого века. Соответственно, для принятия вердикта о принадлежности муравейника или комплекса гнезд к определенной категории состояния он не используется и, таким образом, может рассматриваться как дополнительный параметр для прямой оценки потенциала роста муравейника. При этом, он предельно прост и позволяет делать оценку сразу же в полевых условиях – по отклонению соотношения d'/d в ту или иную сторону от $1/3$, характеризующую стабилизировавшийся муравейник.

Таблица 2 – Характер изменения размеров внутреннего конуса в растущих (А), стабилизировавшихся (А¹) и ослабленных (В) муравейниках *Formica aquilonia*. (Мирмекологический заказник «Верхняя Клязьма», по данным учетов 1982-2005 гг. $\Sigma = 820$ учетов).

Параметры гнезда			Параметры внутреннего конуса (ВК) в гнездах категорий состояния А, А ¹ , В								V ¹ / V, доли
Диаметр купола, d, см	Высота гнезда, H, см	Объем гнезда, V, м ³	А : диаметр ВК, d', см		А ¹ : диаметр ВК, d', см		А ¹ : высота ВК, h' см	А ¹ : объем ВК, V ¹ , м ³	В : диаметр ВК, d', см		
			Мода, М	диапазон	Мода, М	диапазон			Мода, М	диапазон	
60	40	0,09	24	(22 – 25)	20	(18 – 24)	35	0,013	17	(15 – 19)	0,144
70	45	0,14	27	(24 – 29)	23	(20 – 28)	39	0,019	20	(19 – 23)	0,136
80	50	0,19	31	(28 – 32)	27	(24 – 30)	43	0,026	23	(21 – 25)	0,137
90	60	0,28	34	(32 – 37)	31	(28 – 35)	50	0,038	26	(23 – 28)	0,136
100	70	0,45	38	(37 – 42)	34	(30 – 37)	60	0,054	30	(27 – 33)	0,12
110	75	0,58	42	(40 – 44)	37	(33 – 40)	65	0,07	34	(31 – 36)	0,12
120	80	0,72	45	(43 – 47)	40	(37 – 44)	70	0,088	37	(33 – 40)	0,122
130	90	1	49	(46 – 53)	44	(41 – 46)	80	0,122	40	(36 – 43)	0,122
140	95	1,18	55	(52 – 59)	48	(45 – 53)	85	0,154	45	(41 – 48)	0,13
150	100	1,41	59	(55 – 63)	52	(48 – 55)	90	0,191	48	(43 – 52)	0,136
160	110	1,72	65	(61 – 72)	57	(53 – 62)	100	0,255	52	(47 – 56)	0,148

Чем больше такое отклонение, тем значительнее тренд движения муравейника. Стоит отметить, что минимальный зарегистрированный у жилого гнезда $d' = 12$ см.

Размеры гнезда и число колонн

Семья рыжих лесных муравьев представляет собой *плеяду* – координационную систему нескольких мультифункциональных группировок особей, занимающих отдельные секторы общего гнезда и способные перейти к самостоятельному существованию (Захаров, 2003). Колонны сопоставимы по размерам и ведут между собой интенсивные обмены особями по принципу «каждая с каждой», что обеспечивает целостность всей системы (Семенов, Захаров, 1987). Прямого обмена пищей между колоннами нет. Каждая из них имеет свой обособленный кормовой участок, структурной основой которого является кормовая дорога, исходящая из принадлежащего данной колонне сектора гнезда.

Число колонн в муравейнике (n_c) определяют по числу исходящих из гнезда дорог 1-го порядка. Например, $n_c = 3$. В некоторых случаях определение n_c оказывается не таким простым делом (табл. 3А).

Мы можем подойти к муравейнику, в котором процесс разделения колонн еще не завершился (табл. 3Б). При определенной конфигурации территории семьи одна из колонн не имеет возможности развернуть дорогу и в ее секторе фуражиры выходят из гнезда на кормовой участок «веером» (табл. 3В). Если ситуация не позволяет дорогам разделиться сразу на валу, муравьи сооружают в нескольких метрах от основного муравейника специальное гнездо – кластерное кормовое гнездо (*кластер-ПК*) с несколькими группировками муравьев, обслуживающими разные дороги, после которого и происходит разделение дорог (табл. 3Г). Наконец, у очень крупных активных муравейников отдельные дороги можно различить только на границе «гнездового двора» (табл. 3Д). Все эти варианты несложно выявляются, но сама возможность встречи с ними требует от исполнителя работы определенного внимания.

С ростом семьи в ней формируются новые колонны, на территории разворачиваются принадлежащие этим колоннам кормовые дороги. Показана достаточно высокая корреляция между числом составляющих семью колонн и модальными размерами (диаметром наземного купола активного муравейника, Md), что достаточно четко прослеживается в интервале $n_c = 1-6$ (Захаров А., 1978, 2003). Дальнейшее увеличение n_c во многом определяется топическими и синэкологическими условиями, хотя, как тенденция, связь роста модальных размеров гнезд и числа составляющих муравейник колонн прослеживается и здесь. Усредненный ряд модальных значений Md при разных n_c по расчетным базам публикаций (Захаров А., 1978, 2003; Захаров, Калинин, 2007) выглядит так (табл. 4):

Таблица 3 – Определение числа колонн у рыжих лесных муравьев (по: Захаров и др., 2013).

	<p>А Выходы дорог 1-го порядка четко видны на границе купола и гнездового вала. Число колонн соответствует числу дорог 1-го порядка. В примере $n_c = 3$</p>
	<p>Б Дороги 1-го порядка разделяются сразу при выходе из купола, но исходят из общего участка на границе купол/вал. Ситуация накануне возможного разделения такой колонны на две. Число колонн n_c соответствует числу таких участков. В примере $n_c = 3$</p>
	<p>В В одном из секторов вала четкой дороги нет, но много фуражиров интенсивно выходят из гнезда и сразу рассеиваются по территории. Наблюдается при ограниченной глубине территории одной из колонн. Число колонн n_c соответствует числу дорог 1-го порядка плюс 1. В примере $n_c = 4$</p>
	<p>Г Один из потоков фуражиров несоразмерно широк и ведет к крупному ($d=50-60$ см) кормовому гнезду (кластерное ПК), после которого распадается на 3-4 дороги. Наблюдается при сильно вытянутом кормовом участке или при наличии преград, мешающих муравьям развернуть дороги сразу у муравейника. Число колонн n_c соответствует суммарному числу дорог из жилого гнезда и ПК. Дорога между ними – внутренняя дорога семьи. В примере $n_c = 7$.</p>
	<p>Д Вокруг крупного муравейника имеется «двор», занятый сплошным потоком фуражиров, который разделяется на дороги только в нескольких метрах от края вала. Число колонн определяется по числу дорог за пределами «двора». В примере $n_c = 6$</p>

Обозначения: 1 – наземный купол гнезда; 2 – гнездовой вал;
3- кормовая дорога; 4 – поток фуражиров без формирования дороги;
5 – вспомогательное гнездо (кластер-ПК);
6 – двор крупного муравейника.

Таблица 4 – Модальные размеры муравейника (диаметр купола, Md), необходимые для формирования в нем определенного числа колонн (n_c).

Параметр	Значение параметра							
	1	2	3	4	5	6	7	8-9
Число колонн (n_c)								
Мода d , см (Md)	≤ 60	75	80-90	100-110	130	140-150	≥ 160	≥ 180

По ряду причин, составляющие семью колонны растут неравномерно. При этом важно, что рост численности семьи (N_f) и числа колонн (n_c) в ней – это дискретные процессы, протекающие в разных режимах. Состав семьи регулярно периодически пополняется в течение летнего сезона (Калинин, 1998), тогда как образование новой колонны – нерегулярное и редкое явление. В результате в растущем муравейнике группы *Formica rufa* рост N_f и d опережают увеличение n_c . Наоборот, при депопуляции гнезда уменьшение n_c в силу инертности социальных структур отстает от уменьшения N_f – колонн оказывается больше модального Md для гнезда данного размера.

Если одна из колонн достигает критического (максимального) размера, происходит ее бинарное деление и соотношение d/n_c оказывается несколько завышенным по отношению к ее оптимальному размеру.

Оценка процесса восстановления поврежденных гнезд.

Одна из задач мониторинга – обоснованно оценить и при разовом осмотре гнезда общий тренд его развития и перспективы сохранения в течение определенного периода времени. Это становится особенно важным при учете муравейников, сломанных или поврежденных в год проведения осмотра или в течение 1-2 лет, предшествующих ему. Об актуальности данного момента говорят реальные масштабы разрушений муравейников. Так, в заповеднике «Пинежский» ежегодно сильно повреждаются почти 90% муравейников, в том числе почти 50% гнезд – медведями (Захаров Р., 2008). В Подмоскowie ежегодному разрушению кабанам подвергаются 30-40% всех взрослых муравейников (Захаров, Суворов, 1988). Зоогенные повреждения приводят к уменьшению размеров гнезд и численности их населения, ухудшению состояния муравейников (Строков, 1966; Рыбалов и др., 2001). Не меньший вред причиняют муравьям и браконьеры (Wuorenrinne, 1978).

Поэтому, оценивая развитие муравейника в ряду лет, мы должны учитывать возможность уменьшения этих размеров в результате разовой поломки гнезда позвоночным животным или браконьером.

Оставшийся после такого нападения активным, муравейник начинает восстанавливаться и сохраняет коническую форму купола. Успешность восстановления муравейника можно прогнозировать по сочетанию двух характеристик, форме купола и d восстановленного гнезда в год поломки. Если после поломки крупного гнезда муравьи успевают к концу текущего сезона восстановить на старом валу конический купол диаметром не менее 70 см, сохранив при этом исходное число колонн, данная семья имеет достаточный потенциал для полного восстановления муравейника в течение 1-2 последующих лет. Разумеется, если их гнездо не подвергнется в эти сроки новым разрушениям.

Сопоставление параметров d и n_c дает возможность проверки визуальных оценок состояния муравейников группы *Formica rufa* (Захаров Р., Захаров А., 2012). Соотношение d_i его моде при $n_{c i}$ конкретного гнезда индицирует одну из трех ситуаций. Если $d_i \sim Md_{(n_c i)}$, то измерение выполнено в оптимальных условиях, а муравейник не был разрушен или полностью восстановлен. При $d_i > Md_{(n_c i)}$ измерение выполнено в период низкой активности муравьев вне гнезда (например, при слишком холодной погоде). Если $d_i < Md_{(n_c i)}$, гнездо находится в процессе восстановления и тем дальше отстоит от его завершения, чем больше величина $(Md_{(n_c i)} - d_i)$. Так, в модельном комплексе *Красные горы* (Пинежский заповедник) для всех лет характерен большой процент (15-50%) восстанавливающихся гнезд. При этом у большинства таких гнезд $d_i \ll Md_{(n_c i)}$, что указывает на начальный этап их восстановления после недавних поломок и сохранение в данных гнездах достаточно многочисленного и активного населения. Только в этом случае в разрушенном медведем муравейнике могли бы сохраниться 5-9 колонн (Захаров Р., Захаров А., 2012).

Диагностика состояния комплекса муравейников по расчетному диаметру гнезда с 1 колонной, (d_{1c}).

В растущем муравейнике средний размер колонны соответствует критической величине, при которой возможна социотомия (табл. 4). Процесс депопуляции муравейника означает сокращение размеров гнезда и размеров колонн, причем ухудшение состояния муравейника сопровождается последовательным отдалением среднего размера колонны от критической. Этот процесс хорошо визуализируется применением расчетного диаметра гнезда с 1 колонной (d_{1c} , см), который вычисляется по формуле:

$$d_{1c} = \sqrt{4S_m / \Pi n_{cm}}$$

где: S_m – средняя площадь основания купола гнезда в комплексе;
 n_{cm} – среднее число колонн в нем (рис. 2).

На этом рисунке приводятся значения d_{1c} для модельных комплексов двух видов рыжих лесных муравьев, *F. aquilonia* и *F. lugubris* (Захаров, 2003). В растущих комплексах муравейники *F. lugubris* имеют больше колонн, чем *F. aquilonia* ($N_{cm} = 3,62$ и $2,79$ соответственно). Колонны в гнездах *F. lugubris* достоверно крупнее таковых у *F. aquilonia* в комплексах категории состояния А ($d_{1c} = 73,58$ см и $57,47$ см). Различия в пользу первого вида сохраняются на всех этапах развития комплексов, кроме этапа деградации. Фактическое совпадение величин расчетного гнезда с 1 колонной (d_{1c}) в распавшихся комплексах (категория 5) обоих видов весьма примечательно. Речь идет о муравейниках, пришедших в упадок и находящихся накануне распада на отдельные колонны. Поэтому близость значений d_{1c} в этих условиях показывает, что критические минимальные размеры колонн одинаковы у обоих видов.

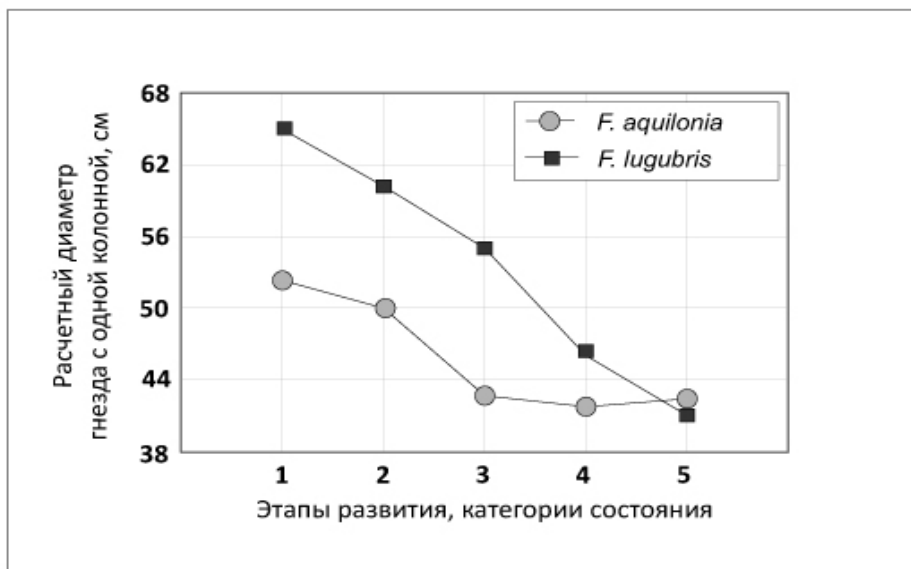


Рисунок 2 – Расчетный диаметр гнезда с одной колонной (d_{1c}) в комплексах муравейников *Formica aquilonia* и *F. lugubris* на разных этапах развития комплексов муравейников. (по: Захаров, 2003). 1-5 – категории состояния комплексов муравейников.

Таким образом, мы можем использовать показатель d_{1c} для весьма точного диагностирования состояния конкретного комплекса гнезд рыжих лесных муравьев.

Критерии категорий состояния комплекса муравейников

В предыдущих разделах данной работы мы рассмотрели возможность применения для оценки состояния как отдельных мура-

вейников, так и комплексов их гнезд, различных признаков. При этом, если для отдельных муравейников мы можем напрямую использовать выбранные параметры гнезда и семьи, то при переходе на уровень комплекса гнезд прогностическую ценность приобретают уже соотношения гнезд с определенными значениями этих параметров (табл. 5).

Таблица 5 – Критерии категорий состояния комплексов муравейников группы *Formica rufa*.

Критерии выделения	Категории состояния комплекса				
	A	A¹	B	C	D
	Активный рост	Стабилизация	Депрессия	Деградация	Распад
Доля гнезд с коническим куполом	$\geq 0,8$	$\geq 0,6$	$\leq 0,5$	$\leq 0,2$	0
Материнские гнезда и отводки	Регулярны	Обычно по периферии и комплекса	Единичны	Нет	Нет
Соотношение диаметров ВК и купола гнезда	$\geq 0,35$	$\approx 0,30$	0,25-0,30	$\leq 0,20$	$\leq 0,20$
Заращение куполов, доли от h	0-0,2	$\leq 0,4$	0,3-0,5	$\geq 0,6$	$\geq 0,6$
Расчетный d гнезда с 1 колонной; $d1c$, см	≥ 50	≥ 50	49-45	44-41	~ 40
Доля взаимосвязанных гнезд	0,9-0,8	0,8-0,7	0,6-0,3	0,2-0	0

Важно, что абсолютное большинство привлеченных для анализа признаков относятся к признакам «прямого использования» и не требуют существенных обсчетов или трансформации для интерпретации. Вместе с тем, они легко поддаются различным способам статобработки и моделирования, если в этом есть реальная необходимость.

Заключение

Учитывая специфику муравьев, как объекта исследования, авторы публикации сочли необходимым в первую очередь дать обоснование применения тех или иных параметров для целей мониторинга лесных муравьев.

Используя приведенные в работе параметры (табл. 1, табл. 5), мы получаем инструментарий для оперативной оценки состояния обитающих в лесном массиве муравьев. Одновременно мы получаем возможность оценивать через состояние муравейников и степень пригодности для обитания муравьев самого насаждения, т.е. экологического мониторинга леса.

Перспективность использования этологических и социометрических признаков животных для целей мониторинга во многом определяется возможностью получения объективных оценок состояния выбранных тест-объектов (Израэль и др., 1981). При этом всегда технически ограничено как число модельных групп животных, так и возможности регулярного слежения за ними (Дмитриенко, 1988). Этими обстоятельствами определяются и требования к самим модельным объектам. Они должны быть представительными в контрольных условиях, хорошо изучены, пригодны для эквивалентных учетов в различные фенологические сроки, доступны для визуальных и инструментальных, не нарушающих объект методов оценки и тестирования. Такими свойствами обладают немногие группы беспозвоночных животных: муравьи и некоторые крупные почвенные беспозвоночные (Голосова, 2007; Захаров и др., 2013).

Необходимо найти место и методические возможности использования муравьев в мониторинге лесных сообществ и общем экологическом мониторинге среды. Понятно, что лесные муравьи – это лишь малая толика в пуле проблем, связанных с сохранением природных ресурсов в современной России. Но они служат чутким индикатором драматической ситуации, сложившейся в лесном хозяйстве.

Список литературы

- Арнольди К.В., Гримальский В.И., Демченко А.В. и др. 1979. Изучение экологии муравьев. Матер. VI Всес. симп. «Муравьи и защита леса». Тарту, с. 156-171.
- Бакшт Ф.Б. 2007. Муравейник как геологический объект. Успехи современной биологии. Т. 127, № 3, с. 310-315.
- Виноградов Б.В. 1984. Аэрокосмический мониторинг экосистем. – М.: Наука, 320 с.
- Голосова М.А. 2007. Муравьи в лесных экосистемах. (Морфология, экология видов, инвентаризация и картирование
-

комплексов. Организация мирмекологического мониторинга). – М.: Изд-во МГУЛ, 66 с.

Длусский Г.М. 1980. Температурный режим в гнездах некоторых видов и пути эволюции терморегуляции у муравьев рода *Formica*. Физиол. и популяцион. экол. животных. Саратов, № 6/8, с. 13-36.

Длусский Г.М., Смирнов Б.А. 1968. Рекомендации по использованию муравьев для борьбы с вредителями леса. – М.: Лесная промышленность, 24 с.

Дмитриенко В.К. 1988. Муравьи как биоиндикатор нарушений природной среды. Тезисы докл. Всесоюз. симп. «Биол. основы использования полезных насекомых», – М., с. 38-40.

Дмитриенко В.К., Петренко Е.С. 1976. Муравьи таежных лесов Сибири. Новосибирск, Наука, 220 с.

Дьяченко Н.Г. 2005. Методика экспрессивного определения основных параметров муравейников рыжих лесных муравьев. Матер. XII Всерос. симп. «Муравьи и защита леса». Новосибирск, с. 228-300.

Захаров А.А. 1974. Рекомендации по искусственному переселению рыжих лесных муравьев. – М.: ЦБНТИ Гослесхоза СССР, 72 с.

Захаров А.А. 1978. Оценка численности населения комплекса муравейников. Зоол. журн. Т. 57, № 11, с. 1656-1662.

Захаров А.А. 2003. Видовая специфика внутривидовых структур у рыжих лесных муравьев. Успехи современной биологии. Т. 123, № 3, с. 257-266.

Захаров А.А. 2004. Муравьи: жизнь в лесу. Чтения памяти академика В.Н. Сукачева. XX. – М.: Товарищество научных изданий КМК, с. 54-82.

Захаров А.А. 2014. Муравьи в экологическом мониторинге леса. Лесной вестник. – М.: Изд-во МГУЛ, (в печати).

Захаров А.А., Калинин Д.А. 2007. Реструктуризация и сохранение жизнеспособности комплекса муравейников *Formica aquilonia* в критических условиях. Успехи современной биологии. Т. 127, № 2, с. 190-202.

Захаров А.А., Суворов А.А. 1988. Влияние кабанов на рост и развитие муравейников. Тезисы докл. Всесоюз. симп. «Биол. основы использования полезных насекомых». – М.: с. 40-42.

Захаров А.А., Длусский Г.М., Горюнов Д.Н. и др. 2013. Мониторинг муравьев *Formica*. Информационно-методическое пособие. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 99 с.

Захаров Р.А. 2008. Муравьи *Formica* (Formicidae). Компоненты экосистем и биоразнообразие карстовых территорий европейского севера России (на примере заповедника «Пинежский»). Архангельск, с. 261-272.

Захаров Р.А., Захаров А.А. 2012. Мониторинг комплекса гнезд рыжих лесных муравьев «Красные горы». Тр. заповедника «Пинежский». Архангельск, с. 78-85.

Израэль Ю.А., Филиппова Л.М., Инсаров Г.Э., Семевский Ф.Н., Семенов С.М. 1981. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л.: Гидрометеоиздат. Т. IV, с. 6-19.

Калинин Д.А. 1998. Выплод рабочих у *Formica aquilonia* и метод его оценки. Материалы X Всерос. симп. «Муравьи и защита леса». – М.: с. 28-31.

Маавара В.Ю. 1991. Определение объема гнезд у рыжих лесных муравьев. Материалы IX Всес. симп. «Муравьи и защита леса». – М.: с. 11-14.

Марков В.А. 1998. Мирмекологический мониторинг – метод индикации состояния лесных экосистем. Материалы IX Всерос. симп. «Муравьи и защита леса». – М.: с. 89-90.

Рыбалов Л.Б., Рыбалов Г.Л., Воробьева И.Г. 2001. Муравьи, медведи, жулики: некоторые аспекты взаимоотношений в енисейской тайге. Материалы XI Всерос. симп. «Муравьи и защита леса». Пермь, с. 49-51.

Семенов С.М., Захаров А.А. 1987. Обмены особями как механизм поддержания целостности поселений муравьев. Зоол. журн. Т. 66, № 6, с. 868-876.

Стебаев И.В., Пивоварова Ж.Ф., Смоляков Б.С., Неделькина С.В. 1993. Биogeосистемы лесов и вод России. Новосибирск, Наука, 348 с.

Строков В.В. 1966. Позвоночные-мирмекофаги и их значение в жизни колоний муравьев рода *Formica*. Зоол. журнал. Т. 45, № 12, с. 1835-1842.

Gösswald K. 1990. Die Waldameise. Band 2. Die Waldameise in Ökosystem Wald, ihr Nutzen und ihre Hege. Wiesbaden: Aula-Verlag. 510 s.

Wuorenrinne H. 1978. The influence of collection of ant pupas upon ant populations in Finland. Notulae entomol. V. 58, № 1, pp. 5-11.

УДК 502.3(470.25)

ИЗМЕНЕНИЕ КАЧЕСТВА АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В МОСКВЕ В 2006-2012 гг. И РИСКИ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ

*Б.А. Ревич^{*1)}, Д.А. Шапошников¹⁾, С.Л. Авалиани^{**2)},
Е.А. Лезина³⁾, Е.Г. Семутникова³⁾*

¹⁾ Институт народнохозяйственного прогнозирования РАН,
Россия, 117418, г. Москва, Нахимовский пр., д. 47,
[*revich@ecfor.ru](mailto:revich@ecfor.ru).

²⁾ Российская медицинская академия последипломного образования
Минздрава РФ, Россия, 125993, г. Москва, ул. Баррикадная, д. 2/1,
[**savaliani@mail.ru](mailto:savaliani@mail.ru).

³⁾ Московское государственное бюджетное учреждение
«Мосэкомониторинг» Департамента природопользования и охраны
окружающей среды Правительства Москвы,
Россия, г. Москва, ул. Новый Арбат, д. 11, info@mosecom.ru.

Реферат. Представлена динамика содержания в атмосферном воздухе Москвы PM_{10} , оксидов азота, диоксида серы и озона по данным автоматических станций Мосэкомониторинга за 12 лет. Показано, что происходит линейное снижение концентрации диоксида азота в среднем на $0,2 \text{ мкг/м}^3$ в год, оксида азота на $2,6 \text{ мкг/м}^3$ в год, диоксида серы на $0,27 \text{ мкг/м}^3$ в год. Для озона линейный тренд отсутствует. Максимальные суточные уровни озона в летние дни достигаются обычно в 15-16 часов, а зимой максимальные суточные уровни могут достигаться и в другие, часто даже в ночные часы. Основной вклад в уровни канцерогенного риска на обследованной территории Москвы, где проживает 3,5 млн. жителей вносят выбросы автотранспорта. Свыше 200 тыс. жителей проживают в зоне высокого уровня канцерогенного риска, до 340 тыс. – на территориях с уровнями риска, близкими к высокому уровню, в зоне умеренного риска – около 1 млн. 450 тыс. человек и, примерно, столько же в относительно благополучной. В целом, такие уровни канцерогенного риска и выше, характерны для большинства мегаполисов мира. Оценены вклады 10 основных канцерогенов, содержащихся в выбросах автотранспорта, в уровни суммарных канцерогенных рисков в Москве. Ведущее место занимает бензол (36,8% вклада в суммарный риск), 1,3-бутадиен (26%), формальдегид (25,4%), ацетальдегид (7,8%) и сажа (3,4%). Популяционный риск смертности, связанной с загрязнением атмосферного воздуха взвешенными частицами (только от хронического воздействия фракции PM_{10}), может достигать 2500-3000 дополнительных случаев в год на 10-12 млн. населения г. Москвы, что составляет примерно 2,2% от общей

смертности за год. Во время продолжительной волны жары летом 2010 г. концентрации PM_{10} значительно выросли и число преждевременных смертей от всех естественных причин за этот период достигло 10,9 тыс. Результаты этой работы послужили основой для разработки критериев установления уровней опасности воздействия жары и загрязнения воздуха на здоровье населения. Они вошли в «План действий органов исполнительной власти города Москвы по снижению воздействия аномальной жары и загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения».

Ключевые слова: атмосферный воздух, загрязнение, PM_{10} , озон, волны жары, смертность, Москва.

CHANGES IN AIR QUALITY IN MOSCOW IN 2006-2012 AND ASSOCIATED HEALTH RISKS

*B.A. Revich¹⁾, D.A. Shaposhnikov¹⁾, S.L. Avaliani²⁾,
E.A. Lezina³⁾, E.G. Semutnikova³⁾*

¹⁾ Institute of Economic Forecasting, Russian Academy of Sciences, Nakhimovsky Prospect 47, Moscow, 117418, Russia, revich@ecfor.ru.

²⁾ Russian Medical Academy of Post-graduate Education, Ministry of Public Health, Barrikadnaya Street 2/1, Moscow, 125993, Russia, savaliani@mail.ru.

³⁾ Moscow State Budgetary Enterprise «Mosecomonitoring», New Arbat Street 11, Moscow, Russia, info@mosecom.ru.

Summary. This paper describes changes in concentrations of air pollutants (PM_{10} , nitrogen oxides, sulfur dioxide and ozone) in Moscow over 12-year period. Data were obtained from the network of Mosecomonitoring automatic stations. Concentrations decreased linearly by $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{year}$ for nitrogen dioxide, $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{year}$ for nitrogen oxide and $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{year}$ for sulfur dioxide on average during the study period. No long-term trend for ozone was detected. Ozone levels reach daily maxima at 15-16 hours in summer, while in winter daily maxima are often observed during night time. Carcinogenic risk on the territory investigated (about 3,5 million of Moscow residents) mainly comes from road transport. Of those people, 200 000 live in the areas with high carcinogenic risks, up to 340 000 are exposed to nearly high levels, 1 500 000 are exposed to moderate carcinogenic risks, and roughly the same number of people lives in relatively safe areas. The values of carcinogenic risks in Moscow do not differ much from those typical for the biggest cities of the world. The contributions of ten major carcinogenic substances found in transport emissions to overall levels of carcinogenic risks in Moscow are estimated. Benzene is the dominant source (36,8% of the overall risk), the

next four greatest contributions come from 1,3-butadiene (26%), formaldehyde (25,4%), acetaldehyde (7,8%), and soot (3,4%). The estimated annual population mortality risk of chronic impacts of PM₁₀ is 2500-3000 deaths per 10-12 million of Moscow residents. This equals to 2,2% of total annual mortality in the city.

Very high PM₁₀ levels were recorded during an exceptional heat wave in the summer of 2010. About 10 900 premature deaths from all natural causes were recorded in Moscow during this heat wave. The findings of this study serve as a basis for the development of criteria for the establishment of hazard levels for heat and air pollution impacts on human health. They have been included into the «Action plan of Moscow executive authorities on the reduction of impacts of abnormal heat and air pollution on the human health».

Keywords: ambient air, pollution, PM₁₀, ozone, heat waves, mortality, Moscow.

Введение

Задача оценки рисков для здоровья населения от загрязнения атмосферного воздуха предъявляет особенные требования к созданию и функционированию системы мониторинга качества атмосферного воздуха. Одними из основных требований являются: контроль веществ, приоритетных с точки зрения воздействия на здоровье, применение методов контроля, обеспечивающих достоверность оценки экспозиции, размещение постов мониторинга на территориях различного функционального назначения.

Помимо получения оценки воздействия токсичных атмосферных примесей на здоровье населения, перед системой мониторинга атмосферного воздуха могут стоять и многие другие цели. Поэтому, при разработке или усовершенствовании систем мониторинга, эти цели, равно как и цели обеспечения качества данных, должны быть обозначены самым тщательным образом. Так, обычно обоснованием для проведения оценки качества атмосферного воздуха служит необходимость контроля за соблюдением действующего норматива или стандарта конкретного загрязнителя воздушной среды. В большинстве случаев по своей важности эта задача остается более приоритетной по сравнению с другой задачей оценки качества атмосферного воздуха, состоящей в получении информации, необходимой для количественной оценки экспозиции населения и определения характера воздействия загрязненной воздушной среды на его здоровье. Одна из задач данного исследования заключалась не только в оценке экспозиции и оценки риска, но и в разработке соответствующих управленческих решений, которые затем

были включены в План действий органов исполнительной власти города Москвы по снижению воздействия аномальной жары и загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения.

Для правильной оценки экспозиции населения необходимо, чтобы изучаемые загрязнители, временные интервалы измерений и места для отбора проб отвечали требованиям оценки экспозиции человека, а также ожидаемым эффектам на здоровье. Для оценки популяционного риска, обусловленного загрязнением воздуха, также необходимы и данные о численности обследуемой части (плотности населения), эти данные должны обладать соответствующим пространственным разрешением.

Следует подчеркнуть, что при решении задач оценки рисков здоровью населения даже самый совершенный мониторинг представляет собой лишь один из инструментов получения оценки качества атмосферного воздуха и не позволяет получить детальные данные о пространственно-временном распределении концентраций вредных примесей. В этой связи, для надежной оценки экспозиции и рисков в качестве дополнения к действующим сетям мониторинга используются модели рассеивания и данные инвентаризации выбросов, которые являются важнейшими составляющими всесторонней программы управления качеством атмосферного воздуха. Важно подчеркнуть, что модели рассеивания вредных веществ в атмосфере играют ключевую роль при определении мест размещения репрезентативных постов мониторинга в очагах загрязнения для измерения типичных или повышенных его уровней.

Таким образом, мониторинг, инвентаризация выбросов и идентификация опасности совместно с прогностическими моделями рассеивания взаимно дополняют друг друга в рамках целостного подхода к оценке экспозиции и риска здоровью населения. Именно такой всеобъемлющий подход был использован в наших исследованиях при оценке риска здоровью от выбросов стационарных источников и автотранспорта на различных территориях Москвы в последние годы.

Методы и материалы

В Москве создана региональная система мониторинга качества атмосферного воздуха, которая в значительной степени удовлетворяет требованиям, предъявляемым к данным для решения задач оценки рисков. Система мониторинга действует с 1995 года и непрерывно развивается: вводятся в эксплуатацию новые станции, обновляется газоаналитическое оборудование, расширяется перечень контролируемых загрязняющих веществ. При планировании сети были учтены особенности расположения источников загрязне-

ния атмосферного воздуха, а также особенности территории, которые формируют ее предрасположенность к накоплению загрязнения на приземном уровне. Таким образом, система мониторинга качества атмосферного воздуха дает полное представление о диапазоне изменчивости загрязнения по территории города.

В настоящий момент система мониторинга качества атмосферного воздуха Московского государственного бюджетного учреждения «Мосэкомониторинг» Департамента природопользования и охраны окружающей среды Правительства Москвы включает в себя 52 автоматические станции контроля загрязнения атмосферы (АСКЗА), три специализированных метеорологических комплекса, две передвижные лаборатории, а также аналитическую лабораторию. Автоматические станции контроля загрязнения атмосферы размещены во всех функциональных зонах города и на различном удалении от его центра, в том числе 11 станций расположено на территориях вблизи автотрасс, 19 – на жилых территориях, 16 – на жилых территориях, которые подвержены влиянию выбросов промышленных предприятий.

В настоящее время на сети АСКЗА измеряется 31 параметр, включая содержание в воздухе загрязняющих веществ и метеорологические характеристики (давление, влажность, скорость и направление ветра измеряются на всех АСКЗА). Перечень контролируемых параметров для каждой станции определяется индивидуально. Основные загрязняющие вещества, рекомендованные Всемирной Организацией Здравоохранения (ВОЗ) для обязательного контроля, измеряются на всех АСКЗА (оксид углерода, оксид и диоксид азота, сумма углеводородных соединений, метан и безметановые углеводороды). Большинство станций измеряют содержание в атмосферном воздухе озона, PM_{10} и $PM_{2,5}$, диоксида серы. Специфические вещества, обладающие неприятным запахом, такие как аммиак и сероводород, контролируются вблизи источников. Измерение концентраций диоксида серы осуществляется на 31 станции, озона – на 18.

Особое внимание уделяется мониторингу в атмосферном воздухе частиц PM_{10} и $PM_{2,5}$, которые по результатам последних многочисленных эпидемиологических исследований, проведенных в разных странах мира, представляют серьезную угрозу здоровью. В настоящее время в системе мониторинга имеется 64 анализатора для контроля частиц PM_{10} и $PM_{2,5}$. PM_{10} измеряется на 28 станциях, $PM_{2,5}$ – на 16 станциях. Введены в эксплуатацию автоматические пробоотборники для отбора суточных проб PM_{10} и $PM_{2,5}$ и последующего анализа в лаборатории эталонным методом. Действует автоматическая взвешивающая система для измерения концентраций PM_{10} и $PM_{2,5}$ эталонным гравиметрическим методом.

АСКЗА работают в автоматическом непрерывном круглосуточном режиме. Измерения осуществляются с частотой от 1 раза в секунду до 1 раза в 20 минут и автоматически усредняются за 20-ти минутный период. Автоматический и непрерывный режим необходим для соблюдения установленных требований к точности и достоверности оценок средних значений, получения оперативных данных в случае возникновения аварийных и чрезвычайных ситуаций, при высоком уровне загрязнения воздуха, чтобы обеспечить расчет экспозиции населения и проведения оценки острых эффектов на здоровье.

Ежедневно проводятся работы по обеспечению качества данных. Деятельность по обеспечению качества включает в себя обеспечение качества измерений (эксплуатацию средств измерений) и ежедневный контроль качества данных, ежегодную ратификацию данных. Ежегодно проводится государственная метрологическая поверка средств измерений. Оборудование прошло межлабораторные сравнительные испытания в рамках организованной Центром сотрудничества с ВОЗ при Федеральном агентстве по окружающей среде Федеративной Республики Германии европейской интеркалибровки автоматических газоанализаторов.

Деятельность по обеспечению качества данных и эксплуатации средств измерений направлена на соблюдение российских и международных критериев точности и достоверности данных измерений и оценок осредненных за определенный период показателей загрязнения, полученных с использованием первичных данных.

По обеспеченности Москвы автоматическими станциями, контролируемым параметрам, методам и средствам контроля московская система мониторинга изначально создавалась в соответствии с требованиями директив ЕС (Directive 2008/50/EC). Все методы контроля являются референтными либо эквивалентными. Это важно для обеспечения сопоставимости с данными в других европейских городах и использования зарубежных методик анализа качества воздуха.

Данные о загрязнении атмосферного воздуха в режиме реального времени поступают в Единый городской фонд данных экологического мониторинга города. Преимуществом непрерывных круглосуточных измерений является возможность информирования населения о качестве воздуха в режиме реального времени и, что особенно важно, возможность расчета вероятностных характеристик среднесуточных концентраций. Данные по всем контролируемым загрязняющим веществам с автоматических станций контроля загрязнения атмосферы публикуются на сайте ГПБУ «Мосэкомониторинг».

Средние по городу концентрации загрязняющих веществ, используемые в настоящем исследовании, были рассчитаны только на основании данных тех станций контроля качества воздуха, которые смогли предоставить более 75% достоверных 20-минутных измерений в данный календарный день.

Мосэкомониторингом была разработана процедура нормирования концентраций для учета различного числа станций, работавших в различные дни периода исследования. Эта процедура состояла из трех шагов:

- 1) Рассчитывался нормированный ряд среднесуточных концентраций для каждой автоматической станции контроля загрязнения атмосферы:

$$C_{\text{норм}}[\text{станция } i; \text{ среднесуточная}] = (C[\text{станция } i; \text{ среднесуточная}] - C[\text{станция } i; \text{ среднегодовая}]) / SD[\text{по станции } i \text{ для ряда из среднесуточных значений за выбранный год}];$$

- 2) Рассчитывались среднесуточные значения для города на основе нормированных рядов для станций, работавших в данный день:

$$C_{\text{норм}}[\text{город; среднесуточная}] = \frac{\sum_{i=1}^N C_{\text{норм}}[\text{станция } i; \text{ среднесуточная}]}{N};$$

- 3) Проводилось обратное преобразование нормированных рядов для города:

$$C[\text{город; среднесуточная}] = C_{\text{норм}}[\text{город; среднесуточная}] * SD[\text{для наиболее репрезентативной станции в городе}] + C[\text{среднегодовая для наиболее репрезентативной станции в городе}].$$

Наиболее репрезентативной станцией является та, которая в данном году работала наибольшее число дней. Нормализованные концентрации были вычислены отдельно для четырех функциональных зон (жилые, смешанные жилые и промышленные, природные, автотрассы).

Средние по городу концентрации оксида углерода, оксида и диоксида азота, озона рассчитаны путем усреднения нормализованных среднесуточных значений концентраций загрязняющих веществ в четырех функциональных зонах (жилые, смешанные, природные, автотрассы).

Средние по городу концентрации диоксида серы рассчитаны усреднением нормализованных значений для двух зон – вблизи автотрасс и для жилых территорий (совместно со смешанными территориями). Отдельно рассчитать средние значения концентраций для каждой зоны (жилые, смешанные и природные) не представлялось возможным в связи с недостаточным количеством станций.

Среднюю по городу среднесуточную концентрацию для частиц PM_{10} рассчитывали усреднением средних нормализованных значений для трех зон – жилых, смешанных, природных. Вблизи автотрасс содержание PM_{10} либо не измерялось, либо количество измерений не удовлетворяло критериям достоверности.

Кроме среднесуточных концентраций анализировались 8 часовые уровни озона за два года – 2011 и 2012, которые также были нормализованы описанным выше методом.

Результаты

Важнейшей характеристикой загрязнения атмосферного воздуха является среднее многолетнее значение концентраций. Для характеристики максимальных воздействующих уровней был вычислен 98 перцентиль распределения суточных значений. Этот перцентиль будет превышен в течение 7 дней в среднестатистическом году, хотя в разные годы число наихудших дней будет различным. Например (по крайней мере для частиц PM_{10}), наихудшие дни в основном наблюдались летом 2010 г. из-за аномальной жары, сопровождавшейся пожарами лесов и торфяников. Сам по себе 98 перцентиль был взят произвольно, чтобы сохранить симметрию с определением температурного порога для идентификации волн жары. В данном исследовании этот порог принят на уровне 98 перцентиле многолетнего распределения среднесуточных температур воздуха. За период 1980-2012 гг. (исключая 2010 г. как аномально жаркий) этот перцентиль соответствовал температуре $23,6^{\circ}C$. Волна жары должна состоять из трех и более последовательных дней со среднесуточными температурами, превышающими данный порог. Были исследованы временные ряды суточных значений загрязнения на наличие линейного многолетнего тренда, регулярной сезонной компоненты и корреляции с волнами жары в рамках обобщенной линейной регрессионной модели с Гауссовым распределением зависимой переменной:

$$E(P_t) = \text{Const} + \beta_{lin}t + \beta_{heat}h + \beta \cos \frac{2\pi(t-\theta)}{365,25} + \{DOW\} \quad (1)$$

где:

P_t – ожидаемая концентрация данного загрязняющего вещества в день t , $t=1, 2, \dots, N$;

β_{lin} , β_{heat} , β и θ – регрессионные коэффициенты, характеризуют соответственно: линейный тренд в течение всего периода исследования, «волновую добавку» к концентрации поллютанта во время волн жары, амплитуду и фазу сезонных колебаний, которые предполагаются регулярными и аппроксимируются синусоидой с периодом 365,25 дней; Бинарная переменная h равна 1 во время волн жары и 0 во все остальные дни;

Набор из семи индикаторных переменных $\{DOW\}$ характеризует недельный цикл в концентрации поллютанта.

За период исследования (2006-2012 гг.) было 11 волн жары общей продолжительностью 92 дня, из них 50 дней пришлось на

2010 г. Здесь необходимо отметить, что аномально жаркое лето 2010 г. сопровождалось двумя волнами жары: первая была обычной волной длиной 6 дней (22-27 июня), а вторая продолжалась 44 дня (6 июля – 18 августа) и установила несколько температурных рекордов за всю историю наблюдений в Москве. Она также сопровождалась пожарами торфяников, что вызвало беспрецедентный эпизод смога в Москве. Соответственно в этот период сильно возросли и уровни частиц PM_{10} . Вопрос о том, может ли такая волна повториться в будущем, остается за рамками данной работы. Однако очевидно, что эта длительная волна совершенно не похожа на обычные волны жары, поэтому заслуживает отдельного изучения. Целью данной работы является установление корреляции между уровнями загрязнения и обычными волнами жары. Для достижения этой цели необходимо удалить вторую, длительную волну 2010 г. из выборки. Это можно сделать, например, заменив уровни загрязнения и температуры воздуха в период этой волны на средние многолетние значения для данных календарных дат. Соответственно, такая замена уменьшит и регрессионный коэффициент β_{heat} в Модели (1). Покажем это на примере частиц PM_{10} . Если брать выборку всех волн жары, включая длительную волну 2010 г., то $\beta_{heat} = (43,4 \pm 2,7)$ мкг/м^3 ($p < 0,001$). Если же исключить эту волну жары из выборки, то $\beta_{heat} = (14,1 \pm 2,4)$ мкг/м^3 ($p < 0,001$). Последний коэффициент характеризует увеличение уровня частиц PM_{10} во время обычных (коротких) волн жары, которые не сопровождались смогом. В таблице 1 приведены характеристики загрязнения (в мкг/м^3) основных загрязняющих веществ, полученные в рамках Модели (1) после исключения волны жары 2010 г. В квадратных скобках указаны 95% доверительные интервалы оценочных значений регрессионных коэффициентов; ниже указан уровень значимости.

Рассмотрим по отдельности полученные закономерности:

- для частиц PM_{10} : все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы. Концентрации PM_{10} линейно снижались в течение периода исследования в среднем на 3 мкг/м^3 в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 28 мая и амплитудой сезонных колебаний около 13 мкг/м^3 ; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 14 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, в среднем на 4 мкг/м^3 ;
- для оксида углерода: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы, кроме сезонной компоненты. Концентрации оксида углерода линейно снижались в течение периода исследования в среднем на 44 мкг/м^3 в год; сезон-

- ных изменений не выявлено; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 200 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели в среднем на 70 мкг/м^3 .
- для диоксида азота: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы, Концентрации линейно снижались в течение периода исследования в среднем на $0,2 \text{ мкг/м}^3$ в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 15 марта и амплитудой сезонных колебаний около 11 мкг/м^3 ; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 12 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, в среднем на 4 мкг/м^3 ;
 - для оксида азота: концентрации линейно снижались в течение периода исследования в среднем на $2,6 \text{ мкг/м}^3$ в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 25 декабря и амплитудой сезонных колебаний около 14 мкг/м^3 ; превышение ожидаемого уровня загрязнения во время волн жары, хотя и было установлено, оно было статистически незначимо; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, почти на 8 мкг/м^3 .
 - для диоксида серы: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы. Концентрации диоксида серы линейно снижались в течение периода исследования в среднем на $0,27 \text{ мкг/м}^3$.
 - 3 в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 9 февраля и амплитудой сезонных колебаний около $2,7 \text{ мкг/м}^3$; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на $3,1 \text{ мкг/м}^3$; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, в среднем на $0,5 \text{ мкг/м}^3$.
 - для озона: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы, кроме линейного тренда. Четко прослеживается сезонность с максимумом 21 мая и амплитудой сезонных колебаний около 24 мкг/м^3 ; интересно, что сезонный цикл озона синфазный с колебаниями частиц PM_{10} – ежегодные максимумы почти совпадают. Во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 13 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения выше (в отличие от остальных поллютантов), чем в остальные дни недели, в среднем на $2,5 \text{ мкг/м}^3$.
-

Таблица 1 – Некоторые характеристики среднесуточных концентраций основных загрязняющих веществ в атмосферном воздухе Москвы, мкг/м³ за 2006-2012 гг.

Среднее многолетнее	Вещество					
	CO	NO ₂	NO	O ₃	SO ₂	PM ₁₀
	620	37	37	31	4,6	32
98-й процентиль	1390	65	119	60	15,2	84
Линейный тренд: ^a $365 \times \beta_{lin}$	-44 [-49; -40] $p < 0,001$	-0,20 [-0,39; -0,01] $p = 0,031$	-2,6 [-3,1; -2,1] $p < 0,001$	нет	-0,27 [-0,34; -0,20] $p < 0,001$	-2,9 [-3,2; -2,6] $p < 0,001$
Сезонность: ^b амплитуда $2 \times \beta$	Нет	10,7 [9,6; 11,8] $p < 0,001$	13,7 [10,8; 16,5] $p < 0,001$	23,7 [22,6; 24,8] $p < 0,001$	2,7 [2,3; 3,1] $p < 0,001$	12,6 [10,7; 14,4] $p < 0,001$
Фаза: Дата максимума	Нет	15 марта	25 декабря	21 мая	9 февраля	28 мая
Волновая добавка β_{neat}	200 [130; 270] $p < 0,001$	11,6 [8,8; 14,4] $p < 0,001$	4,5 [-2,7; 11,7] $p = 0,22$	13 [10; 16] $p < 0,001$	3,1 [2,1; 4,1] $p < 0,001$	14,1 [9,3; 18,8] $p < 0,001$
Недельный цикл ^c	70 [44; 96] $p < 0,001$	4,1 [3,0; 5,2] $p < 0,001$	7,6 [4,8; 10,3] $p < 0,001$	-2,5 [-3,6; 1,4] $p < 0,001$	0,48 [,10; ,87] $p = 0,013$	4,2 [2,4; 6,0] $p < 0,001$

^a Модель (1) дает коэффициент β_{lin} в расчете на 1 день. Удобно умножить этот коэффициент на 365, чтобы показать, насколько изменилась средняя концентрация за год из-за линейного тренда.

^b $2 \times \beta$ представляет собой разницу между сезонным максимумом и минимумом, которые в рамках Модели (1) разделены в точности полугодом. В действительности, конечно, сезонное поведение может быть более сложным.

^c Разность между средним значением за понедельник – субботу и средним значением в воскресенье;

Норматив озона установлен в США для 8-часового воздействия в качестве федерального стандарта качества атмосферного воздуха (NAAQS). Естественно, речь идет о максимальной 8-часовой концентрации, достигнутой в течение суток. Аналогично, в соответствии с последними рекомендациями ВОЗ (WHO, 2006), 8-часовой норматив для озона равен 100 мкг/м³.

В атмосферном воздухе Москвы в 2011 г. было всего 18 дней с превышением этого стандарта, а в 2012 г. – всего два дня (табл. 2).

Естественно, максимальные уровни озона достигаются в жаркие летние дни, когда солнечная погода способствует фотохимическим процессам образования озона в приземном слое воздуха. Как видно из табл. 2, из 20 дней с превышением стандарта ВОЗ 18 дней пришлось на летние месяцы. Из этих 18 дней шесть дней пришлось на волны жары, в том числе два дня с максимальными уровнями 8-ч озона (133 мкг/м³).

Таблица 2 – Дни с превышением 8-часового норматива ВОЗ для озона, 2011-2012 гг.

Дата	Макс. 8-ч. концентрация озона в течение суток, мкг/м ³	Дата	Макс. 8-ч. концентрация озона в течение суток, мкг/м ³
27.04.2011	103	26.07.2011*	103
01.06.2011	109	27.07.2011*	133
02.06.2011	123	28.07.2011*	133
02.07.2011	103	09.08.2011	100
03.07.2011	107	14.08.2011*	102
04.07.2011	108	15.08.2011*	104
15.07.2011	102	28.08.2011	100
19.07.2011	102	30.08.2011	110
21.07.2011	104	21.05.2012	103
24.07.2011*	107	08.07.2012	106

**Дни во время волн жары выделены жирным шрифтом*

Заметим, что три других последовательных дня из этой таблицы (2-4 июля 2011 г.) следовали непосредственно за волной жары 27 июня – 01 июля 2011 г. и также были очень жаркими, с температурами лишь на доли градуса ниже порога жары, так что эти три дня тоже можно считать связанными с волной жары.

Поскольку 8-часовые концентрации озона были вычислены усреднением часовых наблюдений, эти концентрации доступны за каждый час в течение каждых суток. Удобно «привязать» каждую 8-часовую концентрацию озона к середине соответствующего 8-часового периода. То есть, например, 8-часовая концентрация, измеренная в 12-00, соответствует периоду усреднения с 8-00 до 16-00 ч. Это удобно, чтобы установить, в какое время суток обычно достигаются максимальные суточные 8-часовые уровни озона. Гистограмма частот на рис. 1А показывает распределение максимальных суточных 8-часовых уровней озона по времени суток для всего двухлетнего периода 2011-2012 гг., а рис. 1Б – то же самое распределение только за летние дни этого же периода. Во избежание путаницы подчеркнем, что на вертикальной оси отложены не уровни озона в мкг/м³, а число дней, в которые максимальная концентрация достигалась в то или иное время суток.

Как показывают гистограммы (рис. 1), чаще всего максимальная концентрация озона достигается в 15-00 и в 16-00. Гистограмма за

все дни года имеет довольно неоднородный вид: максимальная концентрация озона довольно часто достигается в ночные часы. Это, скорее всего, должно происходить в осенне-зимний период, когда в Москве очень мало ясных дней и фотохимический синтез не столь важен.

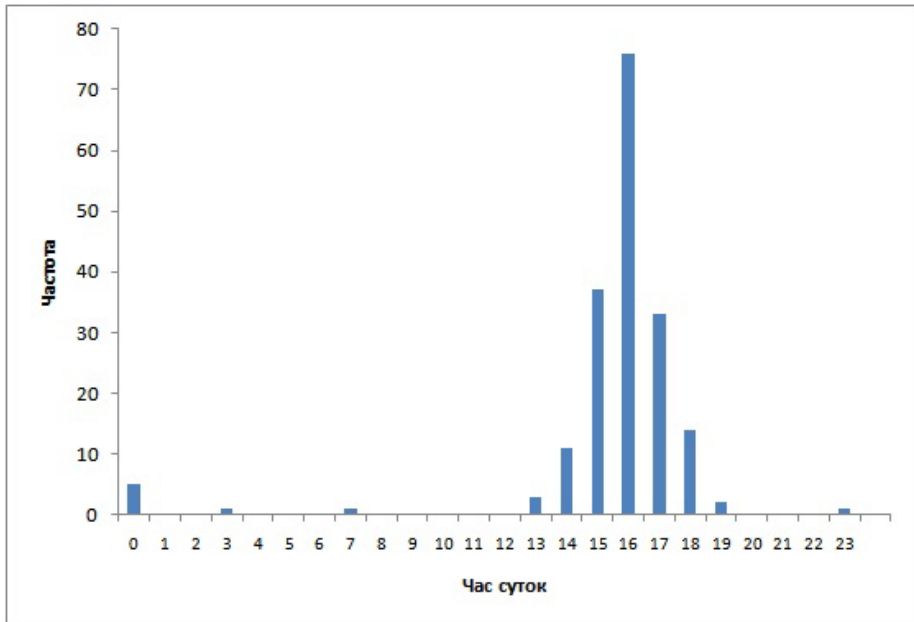
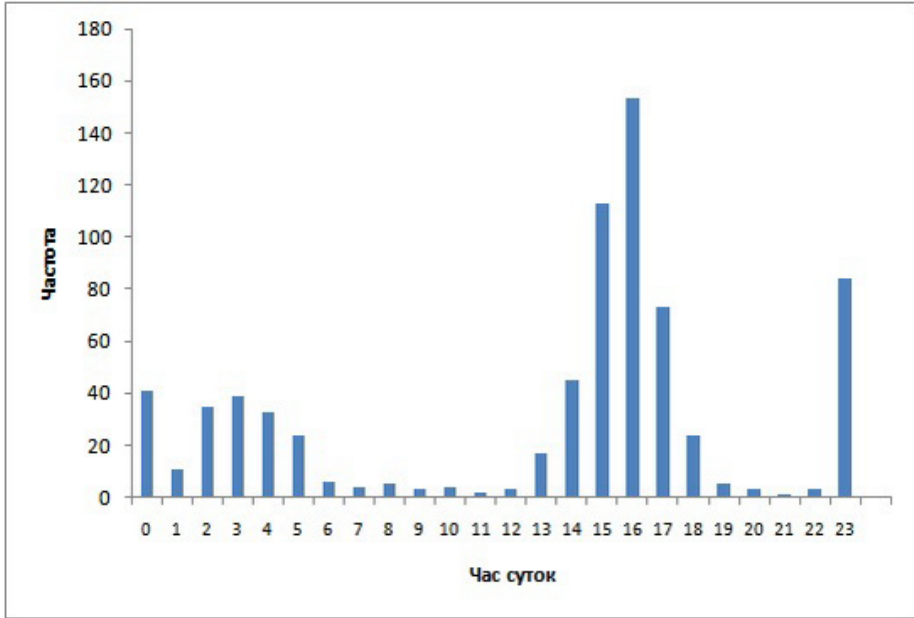


Рисунок 1 – Распределение максимальных 8-ч концентраций озона по времени суток (номер часа соответствует середине 8-ч интервала осреднения): а) – круглый год, б) – только летние дни.

Эту гипотезу подтверждает гистограмма только за летние дни, которая имеет правильную Гауссову форму с максимумом в 16-00 (заметим, что 16:00 летом соответствует 15:00 по астрономическому времени зимой – времени достижения суточного максимума температуры).

Динамика максимальных 8-часовых концентраций озона в течение каждых суток по показателям, указанным в табл. 3, рассчитана только за два года.

Таблица 3 – Некоторые характеристики максимальных 8-часовых уровней озона за каждые сутки, мкг/м³

Поллютант	8-часовой озон
Среднее многолетнее	47
98-й процентиль	103
Линейный тренд: ^a $365 \times \beta_{lin}$	-5,1 [-7,3; -2,9] $P < 0,001$
Сезонность: ^b амплитуда $2 \times \beta$	44 [40; 47] $P < 0,001$
Фаза: Дата максимума	11 июня
Волновая добавка β_{heat}	32 [25; 39] $p < 0,001$
Недельный цикл ^c	-2,3 [05,4; 0,8] $p = 0,0145$

^a Модель (1) дает коэффициент β_{lin} в расчете на 1 день. Удобно умножить этот коэффициент на 365, чтобы показать, насколько изменилась средняя концентрация за год из-за линейного тренда

^b $2 \times \beta$ – разница между сезонным максимумом и минимумом, которые в рамках Модели (1) разделены в точности полугодом. В действительности, конечно, сезонное поведение может быть более сложным.

^c Разность между средним значением за понедельник – субботу и средним значением в воскресенье

Таким образом, все коэффициенты озона в Модели (1) статистически значимы, кроме недельного цикла. 8-часовые концентрации озона линейно снижались в течение периода исследования в сред-

нем на 5 мкг/м^3 в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 11 июня и амплитудой сезонных колебаний около 44 мкг/м^3 . Во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 32 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения выше, чем в остальные дни недели, в среднем на $2,3 \text{ мкг/м}^3$, однако это превышение статистически недостоверно.

Оценка риска для здоровья населения.

Как было указано выше, при определении риска здоровью населения от выбросов стационарных источников и автотранспорта на различных территориях Москвы оценка экспозиции проводилась на основе целостного подхода, включающего мониторинг, инвентаризацию выбросов и идентификацию их опасности совместно с прогностическими моделями рассеивания, позволяющими установить пространственно-временное распределение концентраций приоритетных веществ с любой степенью детализации. В качестве моделей рассеивания выбросов от стационарных источников использовались наиболее современные модели ISC и AERMOD, разработанные Агентством по охране окружающей среды США, а от автотранспорта – программа CAL3QHC, в основе которой лежит известная модель рассеивания выбросов от автотранспортных потоков CALINE-3, рекомендованная Организацией экономического сотрудничества и развития (ОЭСР).

В результате проведенных исследований было установлено, что основной вклад в уровни канцерогенного риска на территориях Москвы вносят выбросы автотранспорта. Перед нами стояла задача оценить риск для здоровья населения, проживающего на территориях, примыкающих к проектируемой крупной автодороги, где проживает до 3,5 млн. жителей. Примерно 6% (200 тыс. человек) проживают в зоне высокого уровня канцерогенного риска, до 340 тыс. – на территориях с уровнями риска, близкими к высокому, в зоне умеренного риска – около 1 млн. 450 тыс. человек и в относительно благополучной зоне – 1 млн. 500 тысяч. В целом такие и более высокие уровни канцерогенного риска характерны для большинства мегаполисов мира.

Оценка вкладов 10 основных канцерогенов, содержащихся в выбросах автотранспорта, в уровни суммарных канцерогенных рисков, показал, что ведущее место среди канцерогенов занимает бензол (36,8% вклада в суммарный риск). Далее следуют 1,3-бутадиен (26%), формальдегид (25,4%), ацетальдегид (7,8%), сажа (3,4%). Таким образом, вклад этих 5 веществ в суммарный канцерогенный риск для здоровья населения г. Москвы в результате загрязнения воздуха отработавшими газами автотранспорта составлял 99,4%. Вклад остальных 5 канцерогенов (свинец, стирол,

бенз(а)пирен, кадмий, никель) в суммарный канцерогенный риск не превышал 0,6%.

Результаты исследований по оценке риска прироста числа случаев дополнительной смертности за год от воздействия PM_{10} и $PM_{2,5}$ на основе моделей рассеяния выбросов свидетельствуют:

- Уровень индивидуального риска дополнительной смертности от воздействия PM_{10} в год на территориях САО и ЮВАО колеблется в пределах от $3,6 \cdot 10^{-4}$ до $4,8 \cdot 10^{-4}$;
- Уровень аналогичного риска от воздействия
- $PM_{2,5}$ составляет на некоторых территориях ЮВАО $1,38 \cdot 10^{-3}$, что можно отнести к очень высокому уровню риска, требующего принятия срочных мер по его снижению.

Близкие к полученным значениям индивидуального риска смертности от воздействия PM_{10} уровни были получены по результатам измерений на станциях Мосэкомониторинга. Так, согласно этим данным, среднегодовая концентрация PM_{10} в различных районах Москвы находится в диапазоне от 0,027 мг/м³ до 0,041 мг/м³. В этом случае уровни индивидуального риска смертности в год от воздействия PM_{10} варьируют в пределах от $1,6 \cdot 10^{-4}$ до $2,5 \cdot 10^{-4}$.

На основании этих расчетов популяционный риск смертности, обусловленной загрязнением атмосферного воздуха взвешенными частицами (только от хронического воздействия фракции PM_{10}), может достигать 2500-3000 дополнительных случаев в год на 10-12 млн. населения Москвы, что составляет примерно 2,2% от общей смертности за год.

Установленные на основе прямого эпидемиологического исследования в Москве единичные коэффициенты риска, отражающие относительный прирост суточной смертности на каждые 10 мкг/м³ возрастания концентрации частиц PM_{10} и озона (0,47% для PM_{10} и 0,41% для озона), позволили рассчитать относительный прирост суточной смертности, соответствующий приросту экспозиции от 50 перцентиля до 90 и 99 перцентиля многолетнего распределения среднесуточных уровней загрязнения (табл. 4 и 5). 50 перцентиль многолетнего распределения экспозиции соответствует некоторому «референтному» (фоновому) для данного города уровню смертности, от которого можно отсчитывать ее прирост.

Следует подчеркнуть, что полученные в Москве единичные коэффициенты риска для частиц PM_{10} и озона практически совпадают с зарубежными данными и осредненными показателями ВОЗ (ВОЗ, 2001). Так, полученные на основе мета-анализа в 29 городах Европы и 20 городах США коэффициенты для суточной смертности

от PM_{10} составили соответственно – 0,62% и 0,46% на каждые 10 $мкг/м^3$ (Katsouyanni et al, 2001; Samet et al, 2000). Аналогичные показатели, установленные в 29 городах за пределами Западной Европы и Северной Америки, составили 0,5% (Cohen et al, 2004). Такой же единичный коэффициент риска (0,49%) получен в городах Азии. Эти результаты свидетельствуют, что уровни риска от воздействия частиц PM_{10} практически не различаются в развитых и развивающихся странах (WHO, 2006).

Приведенная в табл. 4 и 5 информация позволяет не только классифицировать реальную ситуацию с загрязнением PM_{10} и озона по степени риска, но и в зависимости от фактических процентилей распределения концентраций рассчитать ожидаемое число дней в году, когда уровни экспозиции превышают соответствующий процентиль или, другими словами, ожидаемое число дней в году с той или иной степенью риска для здоровья. Например, учитывая, что существующий отечественный среднесуточный норматив PM_{10} , равный $60 мкг/м^3$, установлен на уровне 99 перцентиля, то есть может быть превышен только в течение 1% дней в году, а это соответствует примерно 3,7 дня, то, как следует из табл. 4, с учетом фактических процентилей распределения концентраций, полученных на станциях Мосэкомониторинга, превышение нормативного уровня PM_{10} и, следовательно, допустимых уровней риска будет отмечаться в течение 37 дней году. При этом, ожидаемое число дней в году с приростом случаев смертности до 1,75%, составит 15 дней, с приростом случаев смертности от 1,75 до 3,2% – 18 дней и свыше 3,2% – около 4 дней. В остальные 328 дней в году уровни риска будут соответствовать допустимым величинам.

Таблица 4 – Прирост смертности (%), соответствующий возрастанию экспозиции от 50 до 99-перцентиля

Фактор	50%	90%	92%	94%	96%	98%	99%
PM_{10} , $мкг/м^3$	32	61	65	69	78	88	100
Озон, $мкг/м^3$	29	46	48	50	54	58	62

Таблица 5 – Перцентили многолетних (2006-2009 гг.) распределений среднесуточных значений концентраций PM_{10} и озона в Москве

Фактор	90%	92%	94%	96%	98%	99%
PM_{10} , $мкг/м^3$	1,36	1,55	1,75	2,16	2,63	3,2
Озон, $мкг/м^3$	0,7	0,78	0,86	1,01	1,19	1,35

Волны жары, лесные пожары, качество атмосферного воздуха и смертность населения Москвы в 2010 г.

Волны жары и лесные пожары представляют значительный риск для здоровья, поскольку очень много людей может подвергнуться воздействию этих факторов. Климатические модели показывают, что в будущем ожидается увеличение интенсивности и длительности волн жары, в том числе в умеренных широтах. В частности, при пожарах происходит выброс мелкодисперсных взвешенных веществ, но до сих пор не было получено доказательств комбинированного (совместного) действия продолжительной жары и, обусловленного лесными пожарами загрязнения воздуха, на здоровье. Пожары часто возникают во время жары, так что население одновременно находится под воздействием этих двух опасных факторов. Продолжительная жара летом 2010 г. в Москве привела к возгоранию лесов и торфяников вблизи города. Изучение поведения смертности в Москве в этот период позволяет получить прямое доказательство совместного действия волн жары и повышенного загрязнения атмосферного воздуха на смертность от различных причин. Ежедневное число смертей в Москве достигает 300 случаев, и статистическая мощность исследования временных рядов суточной смертности достаточно надежна. Летом 2010 г. волна жары продолжалась 44 дня с 6 июля по 18 августа, среднесуточные температуры превышали 30°C, а среднесуточные уровни PM_{10} – 300 $\mu\text{кг}/\text{м}^3$ в течение нескольких дней. Предыдущие исследования в Москве уже выявили влияние высоких температур и уровней загрязнения на смертность, однако погодные условия в предыдущие годы не были столь экстремальными, как в 2010 г. (Revich, Shaposhnikov, 2008; 2010).

Первоначальные оценки дополнительной смертности, полученные сразу после лета 2010 г., выявили около 11 тысяч случаев преждевременной смертности в Москве (Ревич, 2011), но эти оценки были получены на основании месячных, а не ежедневных рядов смертности. Для вычисления ожидаемой в данную календарную дату смертности использовались обобщенные линейные модели ежедневной смертности (Shaposhnikov et al., 2014). Функция распределения ежедневной смертности предполагалась Гауссовой (McCullagh, Nelder, 1989). Для вычисления ожидаемой (если бы не было волны жары и загрязнения воздуха) смертности $E(M)$ в каждый день «возмущенного» периода – после начала волны жары и до конца 2010 г. использовалась Модель (1) и данные о суточной смертности в каждый день «невозмущенного» периода – с начала 2006 г. и до начала волны жары 2010 г. Первые три члена в Модели (2) воспроизводили многолетний тренд смертности; сумма четырех

синусоидальных членов моделировала сезонные изменения; набор индикаторных переменных *DOW* моделировал недельный цикл.

$$E(M) = \text{Const} + \beta_{\text{lin}}t + \beta_{\text{quad}}t^2 + \sum_{i=1}^4 \beta_i \cos \frac{2\pi i(t-\theta_i)}{365} + \{\text{DOW}\} \quad (2)$$

Из модели были вычислены регрессионные коэффициенты β и фазы θ_i с помощью тригонометрического тождества

$$\cos(x + y) = \cos(x) \times \cos(y) - \sin(x) \times \sin(y).$$

Вычисление ожидаемой смертности в период волны жары по Модели (2) предполагает, что те же временные тренды, которые были характерны для смертности в период 2006-2009 гг., продолжились бы и в будущем при прочих равных условиях.

Для вычисления вкладов загрязнения воздуха, жары и их взаимодействия в дополнительную смертность от всех естественных причин во время волны жары была разработана обобщенная линейная модель суточной смертности за каждый день периода исследования 2006-2010 гг. При этом функция распределения предполагалась Пуассоновской – то есть модель была мультипликативной. Независимые переменные включали первый авторегрессионный член (логарифм смертности в предшествующий день) и функции, явно зависящие от времени t и факторов окружающей среды: среднесуточных уровней загрязнения *pollution*, температуры T , их взаимодействия *interaction* и относительной влажности воздуха *RH*:

$$\ln[E(M)] = \ln(M_1) + f_1(t) + f_2(\text{pollution}) + f_3(T) + \text{interaction} + S(\text{RH}, 4) \quad (3)$$

Опишем все эти функции по отдельности:

Зависимость от времени включала многолетний тренд, который моделировался так же, как и в Модели (2), однако сезонность моделировалась более гибко – кубическим сплайном S номера дня в году *DOY* с восемью степенями свободы в год:

$$f_1 = \beta_{\text{lin}}t + \beta_{\text{quad}}t^2 + S(\text{DOY}, 8\text{df}/\text{year}) + \{\text{DOW}\}$$

Зависимость от загрязнения учитывала только два загрязнителя: взвешенные вещества PM_{10} и озон O_3 . Предполагалось, что смертность может зависеть от уровней загрязнения за неделю до смерти, однако в силу высокой корреляции между уровнями загрязнения в соседние дни, зависимость описывалась двумя линейными членами: средним уровнем загрязнения за референтный и предшествующий день (индекс 01) и средним уровнем загрязнения за дни со второго по шестой до смерти (индекс 26). Наконец, индикаторная переменная W ($W = 0$ в холодную половину года 17 октября – 16

апреля и $W = 1$ в теплую половину) отражала современные представления о сезонности влияния озона на смертность:

$$f_2 = \alpha_{O_1} + \beta_{PM_{2.5}} PM_{2.5} + \beta_{O_1} O_1 + \beta_{O_{26}} O_{26} + W(\beta_{W_{O_1}} O_1 + \beta_{W_{O_{26}}} O_{26})$$

Влияние температуры воздуха на смертность моделировалось двумя слагаемыми, которые можно условно назвать «основным эффектом» и «волновой добавкой». (Gasparrini, Armstrong, 2011) Первое описывает влияние температур воздуха за предшествующую неделю, а второе возникает только во время волн жары и является функцией номера дня *daynum* в период волны жары, продолжавшейся 44 дня. Такое представление предполагает, что волны жары сильнее влияют на смертность, чем столько же дней жары, расположенные «вразнобой»:

$$f_3 = S(T_{01}, 8) + S(T_{26}, 8) + S(\text{daynum}, 6)$$

В простейшем случае совместное действие линейно зависит от произведения воздействующих уровней двух опасных факторов – воздействующих доз взвешенных веществ и высоких температур воздуха. Это слагаемое равно нулю при всех температурах ниже 18°C – точки минимума температурной зависимости смертности в Москве:

$$Int = \beta_{Int} PM_{01} \max(0, T_{01} - 18)$$

Отметим, что при интерпретации результатов Модели (3) надо учитывать некоторую «асимметрию» совместного действия по сравнению с собственно температурой и загрязнением: совместное действие предполагается «острым» (с лагом 01) в то время, как независимое действие температуры и загрязнения учитывает краткосрочный эффект жары, поскольку экспозиция фактически усредняется за предшествующую неделю. Взаимодействие высоких температур и уровней озона в Модели (3) не учитывалось.

На рис. 2 показана динамика смертности от всех естественных причин, среднесуточных температур и уровней PM_{10} в Москве летом 2010 г. В течение нескольких дней среднесуточные температуры превышали $+30^\circ\text{C}$ и уровни PM_{10} превышали 300 мг/м^3 . Пороговое значение температуры воздуха для идентификации волн жары равнялось $+23,6^\circ\text{C}$.

Если волной жары считать три и более последовательных дня со среднесуточными температурами выше этого порога, то всего за период 2006-2009 гг. в Москве было зафиксировано шесть волн жары, а летом 2010 г. – короткая (22-28 июня) и длинная (основная волна протяженностью 44 дня с 6 июля по 18 августа); их разделяла

недельная «передышка». В период второй волны горели леса и торфяники вблизи Москвы, что привело к очень высоким уровням загрязнения PM_{10} . На рис. 2 видно три эпизода, когда среднесуточные уровни PM_{10} постоянно превышали 98% процентиль многолетнего распределения (90 мкг/м^3). На этом рисунке также хорошо видно, что смертность резко увеличивалась в жаркие дни и в дни со смогом, достигнув отчетливого пика в начале августа, когда загрязнение было самым высоким. В течение пяти дней, 6-10 августа, смертность превышала фоновый уровень в три раза.

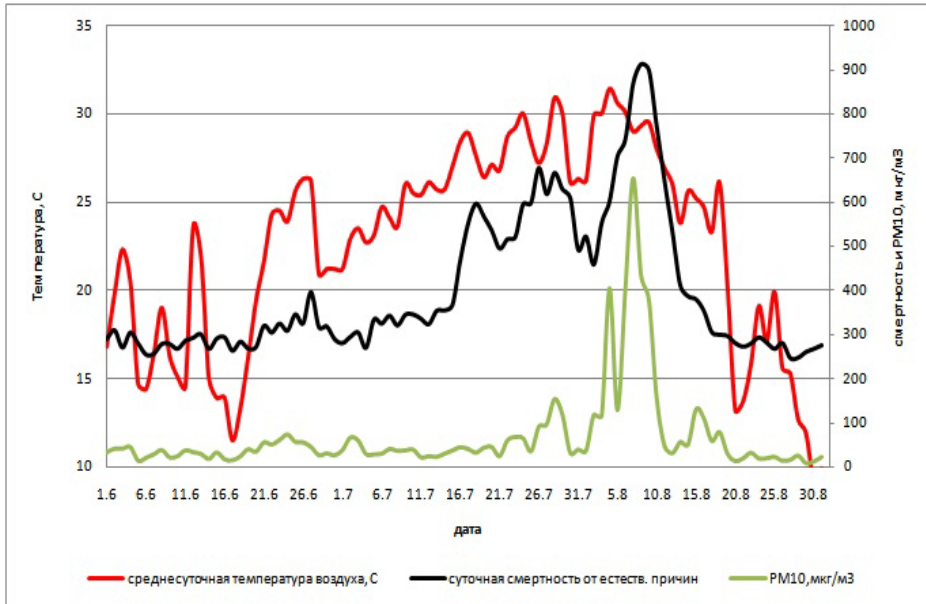


Рисунок 2 – Смертность от всех естественных причин, среднесуточная температура и уровни PM_{10} летом 2010 г. в Москве.

Таблица 6 показывает наблюдаемые и ожидаемые числа смертей в Москве за период 6 июля – 18 августа 2010 г. для двух возрастных групп и основных классов причин смерти. Общее число смертей от всех естественных причин за этот период равно 10 860. Относительный риск смерти выше в старшей возрастной группе от 65 лет и выше, хотя и среди лиц трудоспособного возраста в этот период возросло число смертей. Прирост смертности зафиксирован среди всех изученных классов причин смерти. Наибольшие относительные риски установлены для смертей от заболеваний нервной системы ($RR = 3,07$), мочеполовой системы ($RR = 2,54$), цереброваскулярных заболеваний ($RR = 2,37$), ишемической болезни сердца ($RR = 2,29$) и респираторных заболеваний ($RR = 2,05$). Среди заболеваний мочеполовой системы больше всего возросла смертность от заболеваний почек. Существенных различий между относительными рисками смертности среди мужчин и женщин не выявлено.

Прирост смертности в период волны жары 2010 г. нельзя объяснить только температурной зависимостью смертности, установленной по «невозмущенным» суточным рядам за предшествующие годы (рис. 3). Поэтому «волновая добавка» оказывается весьма существенной (рис. 4).

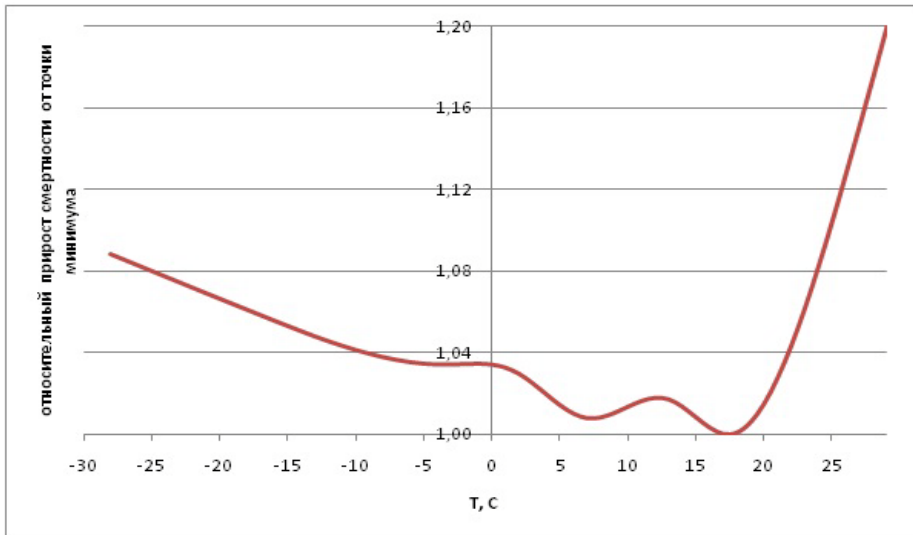


Рисунок 3 – «Основной» эффект температуры: Относительный прирост смертности от всех естественных причин в Москве при увеличении средней температуры за предшествующую неделю от 18°C до указанной на оси абсцисс температуры T.

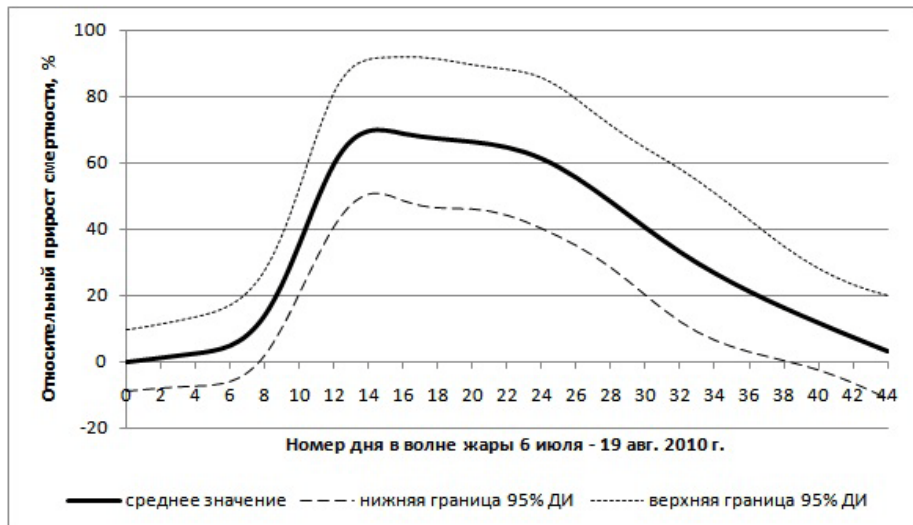


Рисунок 4 – «Волновая добавка» к температурной зависимости смертности: относительный прирост смертности как функция номера дня в волне жары между 6 июля и 19 августа 2010 г. Эта кривая характеризует накопление стресса из-за продолжительной жары, приспособление населения и краткосрочный эффект жатвы.

Температурная зависимость интерпретируется как прирост смертности, соответствующий $\Delta T = 1\text{C}$ в течение всей предшествующей недели. Это сумма сплайнов $S(T_{01})+S(T_{26})$. Волновой эффект интерпретируется как относительный прирост смертности за каждый день с начала волны жары (6 июля) сверх основного эффекта. Он резко возрастает в течение первых двух недель до максимального значения $RR_{added} = 1,38$ (95% ДИ 1,27; 1,50) и затем постепенно снижается.

Таблица 6 – Наблюдаемое (O) и ожидаемое (E) число смертей в период волны жары 06.06.2010 – 18.08.2010 в Москве

Причина и возрастная группа		Код МКБ-10	O	Разность O-E	O/E (95% CI)
Все естественные	Все возраста		22901	10859	1,90 [1,84; 1,97]
	Возраст ≤65 лет		6286	1908	1,44 [1,38; 1,49]
	Возраст >65 лет		16615	8868	2,14 [2,06; 2,23]
Новообразования		C	1984	198	1,11 [1,06; 1,17]
Психические расстройства и расстройства поведения		F	1189	553	1,87 [1,68; 2,11]
Болезни нервной системы		G	324	218	3,07 [2,52; 3,92]
Ишемическая болезнь сердца		I20-I25	8959	5045	2,29 [2,18; 2,40]
Цереброваскулярные заболевания		I60-I69	6423	3712	2,37 [2,24; 2,52]
Респираторные заболевания		J	604	309	2,05 [1,80; 2,39]
Болезни органов пищеварения		K	686	98	1,17 [1,07; 1,28]
Болезни мочеполовой системы		N	312	189	2,54 [2,14; 3,12]
Симптомы, признаки и отклонения от нормы, выявленные при клинических и лабораторных исследованиях, не классифицированные в других рубриках		R	963	512	2,13 [1,86; 2,50]
Внешние причины		V01-Y89	1102	181	1,20 [1,09; 1,33]

*Прирост в основном обусловлен тубулоинтерстициальными болезнями почек (N10-N16), для которых $O=239$ and $O/E=3,28$ (95% ДИ 2,64; 4,32). Среди внешних факторов риска развития этих заболеваний доказано воздействие тяжелых металлов, в частности свинца (свинцовая нефропатия), а также радиации (радиационный нефрит).

Рис. 5 показывает относительные вклады температуры, загрязнения и их совместного действия в прирост смертности в каждый день волны жары 2010 г. В рамках мультипликативной модели (3) вклады отдельных факторов перемножаются, при этом справедливо следующее выражение, если воспользоваться обозначениями модели (3) и последующих уравнений:

$$E(M) = M_{\text{фоновая}} \cdot f_3(T_{01}; T_{26}) \cdot f(\text{daynum}) \cdot f_2(\text{озон}; \text{PM}_{10}) \cdot \text{Int}$$

То есть, полученная моделированием ожидаемая смертность в период волны жары $E(M)$, получается умножением фоновой смерт-

ности, которая была бы в данную календарную дату в отсутствии волны жары и загрязнения, на четыре множителя, при этом важен их порядок: сначала идут два множителя, отвечающие за температуру (основной эффект и волновая добавка), а потом – отвечающие за загрязнение (линейный эффект и взаимодействие с температурой). Рис. 5 позволяет вычислить эти множители.

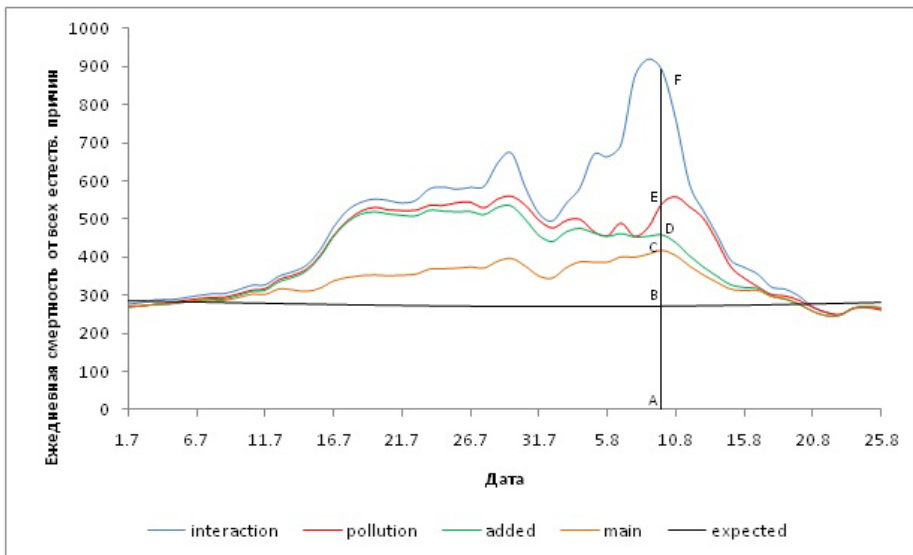


Рисунок 5 – Оценочные значения вкладов высокой температуры, загрязнения и их совместного действия в ежедневную смертность от всех естественных причин в Москве летом 2010 г. «Interaction»: совместное действие температуры и PM_{10} ; «Pollution»: PM_{10} и озон; «Added» – волновая добавка из-за непрерывного воздействия жары; «Main»: температурная зависимость смертности, «Expected» – фоновое значение смертности.

Для примера рассмотрим ситуацию, сложившуюся на 8 августа. Этот день выделен вертикальным отрезком AF, который разбит точками B, C, D, E на пять сегментов. Сегмент AB показывает фоновую смертность – она соответствует «обычным» для данной календарной даты уровням температуры и загрязнения ($36 \text{ мкг/м}^3 PM_{10}$ и 35 мкг/м^3 озона). Для остальных сегментов выполняются следующие отношения:

- $AC/AB = f_3(T_{01}; T_{26})$ – это относительный прирост смертности из-за основного эффекта высоких температур воздуха;
- $AD/AC =$
- $f(\text{daynum})$ – это прирост смертности из-за «волнового» эффекта – непрерывного воздействия жары;
- $AE/AD =$
- $f_2(\text{озон}; PM_{10})$ – это прирост смертности из-за повышенных уровней загрязнения озонотом и PM_{10} ;

- наконец, $AF/AE = \ln t$ – это прирост смертности из-за совместного действия высоких температур и загрязнения.

Таким образом, важны не длины самих отрезков-сегментов, а их пропорции. Порядок независимых переменных на рис. 5 был выбран таким образом, чтобы показать, каков был бы прирост смертности, если убрать все загрязнение воздуха (до фона), оставив население под воздействием только жары. Этот мысленный эксперимент дает кривую D. Относительную величину совместного действия жары и загрязнения лучше всего иллюстрирует сравнение приростов смертности на 10 мкг/м^3 при различных температурах: 0,43% (0,09-0,77) при $T \leq 18^\circ\text{C}$; 0,77% (0,40-1,13) при $T = 22^\circ\text{C}$ и 1,44% (0,94-1,94) при $T = 30^\circ\text{C}$. Единичные риски взвешенных веществ и озона при различных лагах приводятся в таблице 7.

Анализ чувствительности полученных оценок риска PM_{10} к основным допущениям Модели (3) касался трех аспектов: способа описания сезонного поведения смертности, учета кратковременного смещения смертности при моделировании температурной зависимости смертности, а также выбора пороговой температуры для идентификации волн жары (табл. 7).

Первый анализ чувствительности состоял в сравнении кубических и тригонометрических сплайнов при моделировании сезонной компоненты смертности. Была показана сходимость результатов, полученных обеими методами, при замене $S(DOY) \rightarrow$

$\sum_{i=1}^4 \beta_i \cos \frac{2\pi i(t-\theta_i)}{365}$ при одинаковом числе степеней свободы в год.

Был проведен анализ чувствительности к выбору температурных переменных, характеризующих экспозицию в течение недели, предшествующей случаю смерти. Что касается выбора температурного порога, то важным результатом можно считать существенное снижение совместного действия температуры и загрязнения при повышении температурного порога до 99% перцентиля многолетнего распределения среднесуточных температур ($25,1^\circ\text{C}$).

В рамках мультипликативной модели риски различных воздействующих факторов не складываются, а перемножаются. Однако в некоторых случаях линеаризация этой модели позволяет приблизительно оценить парциальные вклады всех факторов в дополнительную смертность, что позволяет легче интерпретировать полученные результаты. Хотя Модель (3) сильно нелинейна в «наихудшие» дни, в среднем для всего 44-дневного периода волны жары парциальные вклады можно вычислить достаточно точно разложением экспоненты в ряд Тейлора. Относительная ошибка вычисления парциальных вкладов равна 34% в самый худший день с наивысшей смертностью (8 августа), однако в среднем для периода волны жары ошибка составляет всего 10%.

Таблица 7 – Анализ чувствительности результатов к различным предположениям Модели (3)

Описание модели			AIC	Волновой эффект: Max RR_{added} ^a	N ^b	Относительный прирост смертности (%)				
						≤18°C	22°C		30°C	
Сезонность	Основной эффект температуры	Порог жары				PM ₁₀ ^c	PM ₁₀	Основной эффект температуры ^d	PM ₁₀	Основной эффект температуры
S(DOY)	$S(T_{01}, 8) + S(T_{26}, 8)$	98%	8,9249	1,38 (1,27-1,50)	14	0,43 (0,09-0,77)	0,77 (0,40-1,13)	1,01 (0,98-1,03)	1,44 (0,94-1,94)	1,44 (1,26-1,63)
Тригонометрические функции	$S(T_{01}, 8) + S(T_{26}, 8)$	98%	8,9351	1,4 (1,28-1,52)	14	0,42 (0,08-0,76)	0,76 (0,40-1,12)	1 (0,97-1,02)	1,44 (0,94-0,94)	1,4 (1,22-1,58)
S(DOY)	$S(T_{01}, 8)$	98%	8,9793	1,44 (1,35-1,53)	14	0,52 (0,21-0,79)	0,79 (0,47-1,12)	1,02 (1,01-1,04)	1,34 (0,88-1,79)	1,22 (1,13-1,31)
S(DOY)	$S(T_{01}, 8) + S(T_{23}, 8) + S(T_{46}, 8)$	98%	8,9204	1,38 (1,27-1,49)	14	0,47 (0,17-0,81)	0,79 (0,43-1,16)	1,01 (0,97-1,05)	1,44 (0,94-1,94)	1,47 (1,21-1,74)
S(DOY)	$S(T_{01}, 8) + S(T_{26}, 8)$	97%	8,9268	1,35 (1,25-1,47)	15	0,42 (0,08-0,76)	0,76 (0,39-1,12)	1 (0,97-1,02)	1,43 (0,93-1,93)	1,45 (1,26-1,64)
S(DOY)	$S(T_{01}, 8) + S(T_{26}, 8)$	99%	8,9418	1,31 (1,20-1,43)	14	0,33 (-0,01-0,67)	0,61 (0,25-0,97)	1 (0,97-1,02)	1,17 (0,69-1,65)	1,54 (1,35-1,73)

^a $max RR_{added}$ = максимальная величина относительного прироста смертности, обусловленного волновым эффектом во время волны жары

^b N = номер дня, в который достигается максимальный волновой эффект RR_{added}

^c на 10 мкг/м³ PM₁₀ при указанной температуре воздуха

^d относительно 18°C

Основной эффект высокой температуры дает наибольший вклад в суммарную дополнительную смертность: 40%, или 4300 случаев. Линейные члены с загрязнением воздуха и совместное действие температуры и загрязнения воздуха отвечают, соответственно, за 9% (1000 случаев) и 20% (2200 случаев смерти). Указанные здесь 9% распределяются, примерно, поровну между взвешенными частицами (5%) и озоном (4%). Это означает, что, если бы население в этот период находилось *только* под воздействием эквивалентных концентраций смога (при температурах ниже 18С), то дополнительная смертность снизилась бы на 91%. И наоборот, если бы никаких пожаров не было, то смертность в период жары снизилась бы на 29%.

На рис. 6 показана разность между наблюдаемым и ожидаемым (в отсутствие волны жары 2010 г.) ежедневным числом смертей от всех естественных причин в Москве между 2009 и 2012 гг. Невозмущенный период показан на этом рисунке для того, чтобы продемонстрировать правильность прогнозной модели, использованной для вычисления ожидаемого числа смертей. Важнейший результат – заметное снижение смертности в период октября – декабря 2010 г.

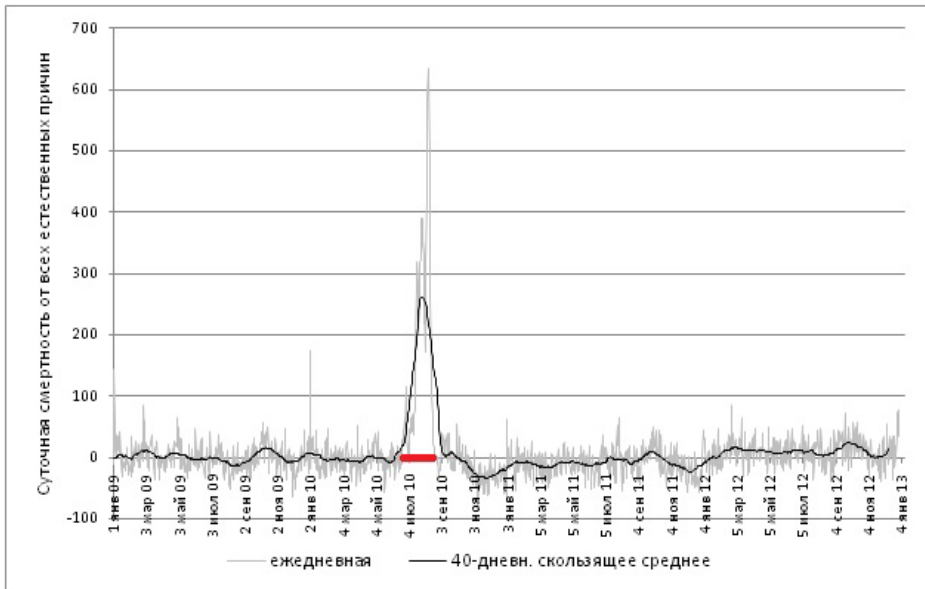


Рисунок 6 – Ежедневная смертность от всех естественных причин в Москве в 2009-2012 гг.

Красным выделен период волны жары 2010 г.

Вероятнее всего, это явление происходило и в течение всего 2011 г., после чего смертность вновь превысила ожидаемый уровень. Это подтверждает и рис. 7, на котором показана кумулятивная (накопленная с начала волны) дополнительная смертность. Общее число случаев преждевременной смертности в Москве достигло максимума 11 300 (95% ДИ: 10800-11800) лишь

спустя два месяца после окончания волны жары. Затем кумулятивная дополнительная смертность монотонно снижалась в течение 15 месяцев (в этот период наблюдается смещение смертности) и достигла абсолютного минимума 5800 смертей (95% ДИ: 1500-10100) к концу 2011 г. Эти оценки позволяют вычислить смещение смертности за указанный период: 49% (95% ДИ: 11% – 87%). Около половины случаев преждевременной смертности из-за воздействия волны жары и загрязнения атмосферного воздуха могли бы в отсутствие этих факторов прожить еще несколько месяцев (от двух до четырнадцати), но для другой половины был бы возможен и больший срок.

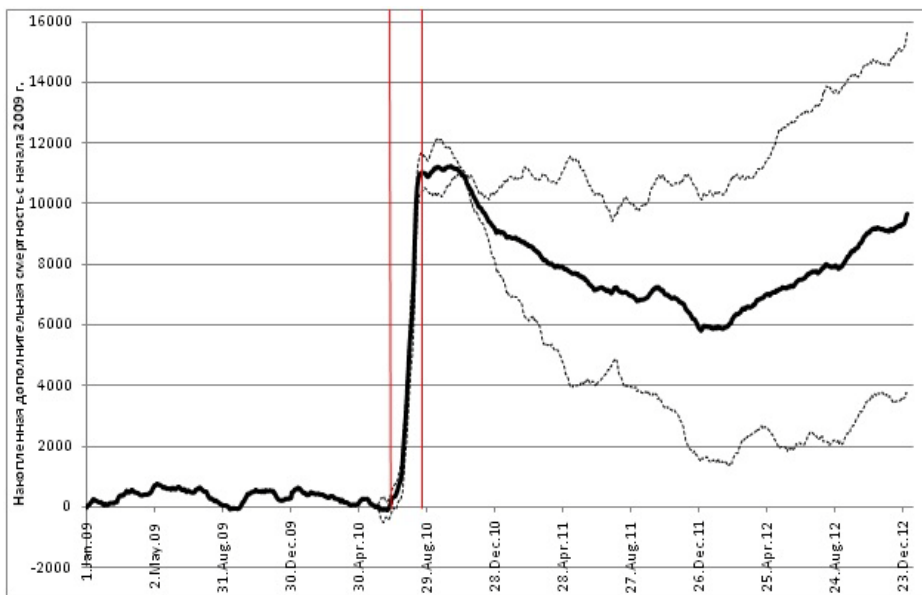


Рисунок 7 – Кумулятивная (накопленная) дополнительная смертность в Москве в 2009-2012 гг. Красным выделен период волны жары 2010 г.

Обсуждение результатов и заключение

Сравнение загрязнения атмосферного воздуха в Москве и других мировых мегаполисах показывает, что для большинства крупных городов отмечаются схожие тенденции в динамике снижения загрязнения атмосферного воздуха оксидом углерода, диоксидом серы и мелкими взвешенными частицами (PM₁₀). Среднегодовые концентрации загрязняющих веществ во всех рассматриваемых городах характеризуются высокой пространственной изменчивостью. Резкий рост концентраций поллютантов произошел летом 2010 г. во время аномальной продолжительной жары. Высокое качество данных мониторинга атмосферного воздуха позволило прояснить некоторые методологические вопросы, касающиеся совместного действия на здоровье волн жары и загрязнения воз-

духа PM_{10} , вызванного лесными пожарами, а при глобальном потеплении одновременное действие этих опасных факторов становится все более вероятным. Совместное действие озона и жары уже стало причиной высокой смертности в Европе летом 2003 г. (Filleul et al., 2006). Оценка дополнительной смертности в Москве летом 2010 г. (более 10 000 случаев) значительно превосходит аналогичные оценки в период «Чикагской жары» 1995 г. и в Париже летом 2003 г. (Vandentorren et al., 2004; Whitman et al., 1997). Полученные данные о влиянии аномальной жары и высокого уровня загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения послужили основой для разработки балльной шкалы опасности этих ситуаций для здоровья населения, включенный в План действий органов исполнительной власти Москвы во время жары

Во время волн жары гибнут преимущественно пожилые люди, но в данном исследовании получены достоверные доказательства дополнительной смертности в период волны жары также для лиц трудоспособного возраста, хотя относительный прирост смертности для них все же не столь высок, как для возрастной группы свыше 65 лет. Экономические потери из-за высокой смертности населения трудоспособного возраста летом 2010 года в Москве находятся в пределах 97-123 млрд. руб. или 1,23-1,57% ВВП (Порфириев, 2013).

Среди основных групп причин смерти наиболее высокие риски установлены для сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний, заболеваний нервной системы и мочеполовой системы. Предыдущие исследования, в основном, касались влияния жары на смертность от сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний, хотя некоторые исследователи установили влияние жары и на смертность от заболеваний нервной системы и почек (Kovats, Hajat, 2008; WHO, 2009). Возможные патофизиологические механизмы включают увеличение нагрузки на сердечно-сосудистую систему, почечную недостаточность, нарушение электролитического равновесия из-за обезвоживания.

Некоторые исследования показали, что в летние месяцы влияние взвешенных частиц от автотранспорта и других источников, не связанных с лесными пожарами, на смертность сильнее, чем в зимние месяцы. (Peng et al., 2005; Stafoggia et al., 2008; Yi et al., 2010). Например, в Корее было установлено, что в среднем за год смертность увеличивалась на 0,28% на 10 мкг/м^3 PM_{10} , а в летние месяцы увеличение смертности достигало 0,57%. (Yi et al., 2010). Относительный прирост смертности в Москве на 10 мкг/м^3 PM_{10} составляет 0,43% при температурах ниже 18°C , увеличиваясь до 1,44% при 30°C . В более ранних работах такие доказательства были весьма ограниченными и даже подвергались сомнению. (Johnston et al., 2011; Analitis et al., 2012; Vedal, Dutton, 2006; Morgan et al., 2010; Hanninen et al., 2009). В последнее время получены и новые данные о влиянии природных пожаров на смертность насе-

ления. Дополнительная смертность от них достигает в глобальном масштабе более 300 тыс. дополнительных смертей ежегодно (Johnston et al., 2012).

Список литературы

ВОЗ. 2001. Мониторинг качества атмосферного воздуха для оценки воздействия на здоровье человека. Региональные публикации ВОЗ. Европейская серия, №85. Копенгаген: Европейское региональное бюро ВОЗ. 293 с.

Порфирьев Б.Н. 2013. Экономическая оценка людских потерь в результате чрезвычайных ситуаций. Вопросы экономики. №1, с. 48-68.

Ревич Б.А. 2011. Волны жары, качество атмосферного воздуха и смертность населения Европейской части России летом 2010 года: результаты предварительной оценки. Экология человека. №7, с. 3-9.

Analitis A., Georgiadis I., Katsouyanni K. 2012. Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting. *Occup. Environ. Med.*; 69. pp. 158-162.

Cohen A., Anderson H.R., Ostro B., et al. 2004. Mortality impacts of urban air pollution. Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. M. Ezatti et al., eds. WHO. Geneva. pp. 1353-1434.

Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.

Filleul L., Cassadou S., Médina S., et al. 2006. The relation between temperature, ozone, and mortality in nine French cities during the heat wave of 2003. *Environ Health Perspect.* V. 114. №9, pp. 1344-1347.

Gasparrini A., Armstrong B. 2011. The impact of heat waves on mortality. *Epidemiology.* V. 22. №1, pp. 68-73.

Hanninen O.O., Salonen R.O., Koistinen K., Lanki T., Barregard L., Jantunen M. 2009. Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* V. 19. pp. 414-422.

Johnston F.H., Hanigan I., Henderson S.B., Morgan G., Bowman D. 2011. Extreme air pollution events from bushfires and dust storms and their association with mortality in Sydney, Australia 1994-2007. *Environ. Res.* V. 111. №6, pp. 811-816.

Johnston F.H., Henderson S.B., Chen Y., et al. 2012. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environ. Health. Perspect.* V. 120. №5, pp. 695-701.

Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E., et al. 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, V. 12, №5, pp. 521-531.

Kovats R.S., Hajat S. 2008. Heat stress and public health: a critical review. *Annu. Rev. Public Health.* V. 29. №1, pp. 41-55.

McCullagh P., Nelder J.A. 1989. *Generalized linear models*. 2nd ed. London: Chapman and Hall. 511 p.

Morgan G., Sheppard V., Khalaj B., et al. 2010. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. *Epidemiology* V. 21. №1, pp. 47-55.

Peng R.D., Dominici F., Pastor-Barriuso R., Zeger S.L., Samet J.M. 2005. Seasonal analyses of air pollution and mortality in 100 US cities. *Am. J. Epidemiol.* V. 161. №6, pp. 585-594.

Revich B., Shaposhnikov D. 2008. Excess mortality during heat waves and cold spells in Moscow, Russia. *Occup. Environ. Med.* V. 65. №10, pp. 691-696.

Revich B., Shaposhnikov D. 2010. The effects of particulate and ozone pollution on mortality in Moscow, Russia. *Air Qual. Atmos. Health.* V. 3. №3, pp. 117-123.

Shaposhnikov D., Revich B., Bellander T., Bedada G., Bottai M., Kharkova T., Kvasha E., Lezina E., Lind T., Semutnikova E., Pershagen G. 2014. Heat Wave and Wildfire Air Pollution related Mortality in the Summer of 2010 in Moscow. *Epidemiology*. V. 25, №3, pp. 359-364.

Samet J., Dominici F., Zeger S.L. et al. 2000. The national morbidity, mortality and air pollution study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* V. 94, Part. 2, pp. 5-70.

Stafoggia M., Schwartz J., Forastiere F., Perucci C.A. 2008. Does temperature modify the association between air pollution and mortality? A multicity case-crossover analysis in Italy. *Am. J. Epidemiol.* V. 167. №12, pp. 1476-1485.

Vandentorren S., Suzan F., Medina S., et al. 2004. Mortality in 13 French cities during the August 2003 heat wave. *Am. J. Public Health.* V. 94. №9, pp. 1518-1520.

Vedal S., Dutton S.J. 2006. Wildfire air pollution and daily mortality in a large urban area. *Environ. Res.* V. 102. №1, pp. 29-35.

Whitman S., Good G., Donoghue E.R., Benbow N., Shou W., Mou S. 1997. Mortality in Chicago attributed to the July 1995 heat wave. *Am. J. Public Health*. V. 87. №9, pp. 1515-1518.

WHO. 2006. *Air Quality Guidelines. Global Update 2005*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. 484 p.

WHO. 2009. *Improving public health responses to extreme weather/heat-waves –EuroHEAT*. WHO: Regional Office for Europe. Copenhagen. 70 p.

Yi O., Hong Y.C., Kim H. 2010. Seasonal effect of PM(10) concentrations on mortality and morbidity in Seoul, Korea: a temperature-matched case-crossover analysis. *Environ. Res.* V. 110. №1, pp. 89-95.

УДК 582.29 (470.311)

**ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИЙ
РЯДА ЭЛЕМЕНТОВ В СЛОЕВИЩАХ ЛИШАЙНИКА
XANTHORIA PARIETINA НА ПРИСОЕДИНЕННОЙ В
2012 ГОДУ К МОСКВЕ ТЕРРИТОРИИ**

*Л.Г. Бязров**, *Л.А. Пельгунова*

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский пр., 33, *lev.biazrov@rambler.ru

Реферат. Представлены данные о концентрации Fe, Cu, Zn и Pb в слоевищах эпифитного лишайника *Xanthoria parietina*, собранных в 2012 г. на присоединенной в тот же год к Москве части Московской области. Эта территория была разделена на 17 участков, на каждом из которых вне поселений и вдали от автотрасс со стволов лиственных деревьев отобрали по 10 проб. Определены факторы обогащения элементов, нормализованные относительно Ti. Проведено ранжирование обследованной территории по показателям средней концентрации металлов в слоевищах. Повышенными концентрациями Fe, Zn и Pb выделяются северные участки, примыкающие с юга к прежней территории города, а Cu – центральная часть. Полученные результаты предлагаются как «точка отсчёта» для мониторинговых исследований на обследованной территории.

Ключевые слова: лишайники, *Xanthoria parietina*, железо, медь, цинк, свинец, токсичность, концентрация, фактор обогащения, «точка отсчёта», мониторинг, Москва.

**SPATIAL DISTRIBUTION OF CONCENTRATIONS OF SOME
ELEMENTS IN THALLI OF LICHEN *XANTHORIA PARIETINA*
AT THE AREA MERGED WITH THE MOSCOW CITY IN 2012**

*L.G. Biazrov**, *L.A. Pel'gunova*

A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution Problems of RAS,
Leninsky prospect 33, Moscow, 119071, Russia; *lev.biazrov@rambler.ru

Summary. The data presented characterize concentrations of Fe, Cu, Zn and Pb in thalli of epiphytic lichen *Xanthoria parietina* in 2012. Samples were collected at the area of Moscow province merged with the Moscow city in this year. The territory was divided into 17 parts. Ten samples were collected from trunks of deciduous trees at each part outside settlements and far from highways. The factors of enrichment of elements normalized in relation to Ti have been assessed. Ranking of the area using parameters of the average concentration of metals in thalli has been carried out. The increased concentrations of Fe, Zn, and Pb are found typical for northern parts adjacent to the former city territory from South, while the concentration of Cu is elevated at the central part.

The results are intended to be a baseline for monitoring the territory in future.

Keywords. Lichens, *Xanthoria parietina*, iron, copper, zinc, lead, toxicity, concentration, enrichment factor, baseline, monitoring, Moscow city.

Введение

В 2012 г. к Москве присоединили юго-западную часть территории Московской области вплоть до границы с Калужской областью. Эта обширная (около 150 тыс. га) территория, несомненно, будет интенсивно осваиваться в соответствии со столичными функциями города, что, соответственно, приведет к значительному изменению её природных комплексов. Чтобы в будущем судить о возможном воздействии освоения территории на её природу, необходимо иметь объективные данные о состоянии природного комплекса до начала освоения, своеобразные «точки отсчёта» для будущих мониторинговых исследований. Следствием урбанизации территории, как правило, является ухудшение качества воздуха, что становится причиной многих заболеваний населения (Шешунов и др., 1999; Климат..., 2006).

Признанными индикаторами состояния воздушного бассейна считаются лишайники, используемые в биомониторинге загрязнения среды не только газами, но и такими загрязнителями как токсичные металлы и неметаллы, органические соединения, поскольку динамику химического состава талломов лишайников в пространстве и во времени связывают с изменением свойств среды их обитания (Бязров, 2002, 2005; Пельгунова, Бязров, 2008; Бязров, Пельгунова, 2010, 2012а, б; Шевченко и др., 2013; Garty, 2001). Среди многочисленных подобных исследований можно выделить две основные группы: (1) устанавливающие фоновый уровень или «точку отсчета» концентрации избранного ряда элементов или соединений в талломах ограниченного числа видов лишайников для определения долговременного варьирования содержания этих веществ на избранной территории, что предполагает повторное измерение химического состава лишайников через некоторые промежутки времени; при этом изменчивость химического содержания лишайников в пространстве обычно составляет сопутствующую проблему таких исследований; (2) устанавливающие особенности только пространственной вариабельности химического состава лишайников для определения влияния изолированных или конгломерата источников специфических загрязнителей и выявления поллютантов природного и техногенного происхождения; при этом изменчивость химического состава лишайников во времени может быть сопутствующей проблемой таких исследований. На практике для достоверного суждения о свойствах среды, по имеющимся сведениям, о показателях лишайников важно знать варьирование

содержания загрязнителей в их телах как во времени, так и в пространстве (Bargagli, Mikhailova, 2002; Garty, 2002).

Целью, проведённой нами в 2012 г. работы, был сбор данных о величинах концентрации более чем 20 элементов в слоевищах эпифитного лишайника *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. на различных участках присоединенной в июле того года к Москве территории как «точки отсчёта» для будущих мониторинговых исследований в ходе её освоения как части столицы России. Фактические результаты измерений 169 проб составили соответствующую базу данных, размещенную на сайте Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН (Бязров, Пельгунова, 2013). Однако эти материалы позволяют выявить и пространственное распределение концентраций элементов на момент сбора материала, и в данной работе мы анализируем варьирование концентраций железа (Fe), меди (Cu), цинка (Zn) и свинца (Pb) в слоевищах *X. parietina*, чтобы судить о степени различий по этому показателю непосредственно после официального изменения границ Москвы различных участков этой значительной по площади территории.

Акцентирование внимания на этих металлах обусловлено тем, что они признаны опасными для здоровья людей элементами. Наиболее токсичен Pb, который наряду с Cd, Hg и рядом других элементов, согласно классификации ингредиентов выбросов вредных веществ, относится к классу опасности 1; Cu и Zn включены в класс опасности 2, а Fe – в класс опасности 3 (Общероссийский классификатор...). В отличие от многих металлов, свинец, как и кадмий, не принадлежат к элементам, необходимым для жизнедеятельности организмов (Серегин, Иванов, 2001). Остальные характеризуемые элементы принадлежат к биологическим или «жизненно важным» для организмов (Ковальский, 1974; Ковалевский, 1991; Улахович, 1997). Все названные элементы в той или иной форме добываются из недр Земли и, соответственно, наряду с участием в природных миграционных потоках химических веществ как биологический круговорот, перенос водой, воздушными массами, играют важную роль и в техногенных потоках элементов, особенно выраженных на территориях, где сконцентрированы промышленные предприятия и население (Добровольский, 1983). К последним, несомненно, относится и агломерация Москвы.

Территория, материал, методы

Первого июля 2012 г. столица России г. Москва значительно расширила свою территорию за счет присоединения к её прежней части земель Московской области, главным образом сектор, примыкающий к Московской кольцевой автодороге (МКАД) между Киевским шоссе на западе, Варшавским – на востоке, Большим кольцом Московской железной дороги и границей с Калужской областью – на юге (всего около 150 тыс. га). Расстояние от МКАД до границы с

Калужской областью по прямой составляет около 55 км, а между крайними западными и восточными точками присоединенной территории – около 45 км. На этой территории находятся населённые пункты различной категории (город Троицк, городские посёлки, сельские поселения), а также садовые и дачные участки, сельскохозяйственные угодья, земли лесного фонда с хвойно-лиственными лесами. В целом это равнина с абсолютными высотами около 200 м, развитой речной сетью (реки Десна, Пахра, Моча, Лопасня и другие). Территорию в разных направлениях пересекают автомобильные (Калужское, Киевское шоссе, части Симферопольского шоссе и Бетонного кольца) и железные (Курского и Киевского направления, часть Большого кольца Московской железной дороги) дороги; здесь располагается аэропорт «Внуково».

Климат Москвы характеризуют в целом как умеренно-континентальный, с умеренно-суровой и снежной зимой и сравнительно теплым летом. В течение года в потоках преобладающего западного переноса здесь преобладает континентальный воздух умеренных широт (Климат..., 2006, с. 9). Присоединенная к Москве территория в отношении экологической ситуации, главным образом состояния воздушной среды, находится под воздействием прежде всего Москвы в прежних границах, так как столица выступала как единый крупнейший источник загрязнения для прилегающих к ней районов, воздействие которого простиралось на несколько десятков километров от города в толще воздуха до 200 м от поверхности (Обухов, 1982). Также определённое воздействие на состояние воздушной среды присоединённой территории оказывали и промышленные предприятия Подольска, Климовска, Апрелевки, а на прилегающие к автодорогам участки – выбросы транспортных средств. В 2013 г. степень загрязнения воздуха Москвы по принятым показателям оценивалась как очень высокая, а Подольска – низкая (Бюллетень...). Подольский вариант, вероятно, можно экстраполировать и на присоединенную к Москве территорию.

Сеть участков для длительного мониторинга за показателями эпифитной лишенобиоты была создана по результатам рекогносцировочного обследования. Территория была разделена на примерно равные по площади участки с целью более детального обследования каждого из них по единой методике. Границами участков стали каждые 05' широты и 10' долготы, начиная с 55°10'с.ш. на юге и 36°50'в.д. на западе. Всего таких участков оказалось 17 (их рабочие наименования соответствуют наиболее значимым населённым пунктам и ж/д платформам в пределах участка):

- I – Рогово-Бунчиха (между 55°10'-55°15'с.ш. и 37°00'-37°10'в.д.);
 - II – Жохово-Клёново (между 55°15'-55°20'с.ш. и 37°20'-37°30'в.д.);
 - III – свх. Вороново-Ясенки (между 55°15'-55°20'с.ш. и 37°10'-37°20'в.д.);
 - IV – Кресты-Юрьевка (между 55°15'-55°20'с.ш. и 37°00'-37°10'в.д.);
-

- V – Курилово-Кисилево (между 55°20'–55°25'с.ш. и 37°20'–37°30' в.д.);
VI – Чириково (между 55°20' – 55°25'с.ш. и 37°10' – 37°20'в.д.);
VII – Плесково – Ярцево (между 55°20' – 55°25'с.ш. и 37°00' – 37°10'в.д.);
VIII – Манчихино (между 55°20' – 55°25'с.ш. и 36°50' – 37°00'в.д.);
IX – Яковлево (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 37°20' – 37°30'в.д.);
X – Красная Пахра-Поляны (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 37°10' – 37°20'в.д.);
XI – Секерино (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 37°00' – 37°10'в.д.);
XII – Ожигово-Рассудово (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 36°50' – 37°00'в.д.);
XIII – Бутово- Щербинка (между 55°30' – 55°35'с.ш. и 37°30' – 37°40'в.д.);
XIV – Ракитки-Филимонки (между 55°30' – 55°35'с.ш. и 37°20' – 37°30'в.д.);
XV – Птичное-Рогозиново (между 55°30' – 55°35'с.ш. и 37°10' – 37°20'в.д.);
XVI – Картмазово-Московский (между 55°35'-55°40'с.ш. и 37°20' – 37°30'в.д.);
XVII – Внуково-Мичуринец (между 55° 35' – 55° 40'с.ш. и 37° 10' – 37° 20'в.д.).

Для выявления величин концентрации элементов в слоевищах лишайника в качестве акцептора элементов в исследовании был использован эпифитный листоватый вид *Xanthoria parietina* (L.) Th.Fr., поскольку его представители, как было установлено в ходе рекогносцировочного обследования территории, встречаются здесь повсеместно в инсолируемых местообитаниях, его слоевища сравнительно легко могут быть отделены от субстрата. Этот вид широко распространен на нашей планете (представлен на всех континентах, кроме Антарктиды), встречается преимущественно на коре деревьев и древесине, но растёт и на каменистом субстрате, естественном и искусственном. В Москве (в пределах МКАД) *X. parietina* присутствует на деревьях во всех районах города, причём встречаемость представителей вида в городе в 2006 году по сравнению с 1990 годом значительно увеличилась (Бязров, 2009). Этот лишайник нередко используют в индикационных и биомониторинговых исследованиях (Augusto et al., 2009; Agnan et al., 2013; Бязров, Пельгунова, 2014).

В течение лета и начала осени 2012 г. образцы этого лишайника были собраны со всех 17 названных участков, по 10 с каждого. Слоевища лишайника собирали вне населённых пунктов на расстоянии не менее 300 м от автодорог с взрослых отдельно стоящих и прямо растущих лиственных деревьев на высоте от 1,0 до 1,5 м от поверхности почвы. Поселения и автостреды избегали, поскольку обследуемую часть стволов деревьев там нередко покрывают слоем извести, на неё с дорожного покрытия попадают грязь, вода. Слоевища лишайников срезались вместе с субстратом (корой). При этом стремились отобрать талломы одного размера (около 4 см в диаметре) и, соответственно, примерно сходного возраста. Образцы помещали в полиэтиленовые пакеты, которые, в свою очередь, вкладывали в бумажные пакеты, на которых писалась этикетка с указанием вида древесной породы, места и даты отбора. Положе-

ние каждого дерева, с которого отбирали пробу, позиционировалось по GPS (точность 10 м), что позволит в будущем найти это место и собрать слоевища для повторного измерения.

В лаборатории проводилось обмывание каждой пробы деионизированной водой, с одной стороны, для удаления с поверхности слоевищ посторонних частиц, с другой – для облегчения отделения влажного слоевища от субстрата. Влажные слоевища отделяли от субстрата с помощью стеклянных и пластмассовых шпателей и вновь обмывали их деионизированной водой. Очищенные части слоевищ помещали в пакеты из кальки. Полученные таким образом чистые пробы лишайников предварительно сушили в сушильном шкафу при температуре 105°C. Высушенные образцы затем измельчали растиранием в агатовой ступке до получения пудры с размером частиц не более 50 мкм. Из полученной массы отбиралась навеска 25-35 мг (взвешивание проводилось на аналитических весах фирмы Mettler, AE240, точность до пятого знака), из которой готовили образцы в виде суспензии (связующим компонентом являлся 1% водный раствор Triton X100). Аликвоту полученной суспензии наносили непосредственно на прободержатель и высушивали при температуре 40-50°C. Все манипуляции с лишайниками проводили в специальной одноразовой пластиковой посуде.

Качественный и количественный элементный состав в подготовленных таким образом лишайниковых препаратах определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа (TXRF) на спектрометрической установке S2 PICOFOX (производитель BRUKER, Германия) в Лаборатории экологического мониторинга в регионах АЭС и биоиндикации ИПЭЭ РАН. Принцип рентгенофлуоресцентной спектроскопии и особенности работы на приборе мы ранее подробно уже характеризовали (Бязров, Пельгунова, 2012а), что позволяет нам в данном сообщении это не повторять. Фактический материал с указанием концентрации элементов в каждой пробе, координат места отбора доступен в Интернет (Бязров, Пельгунова, 2013).

Для определения вклада различных источников в формирование элементного состава слоевищ лишайника с разных участков был рассчитан фактор обогащения (FO_{Ti}) элементов (Эл) относительно среднего состава их в верхней части континентальной земной коры:

$$FO_{Ti} = (\text{Эл}/Ti) \text{ проба} / (\text{Эл}/Ti) \text{ земная кора}$$

Поскольку на обследованной территории преобладают глинистые почвы, FO_{Ti} был вычислен относительно среднего содержания Эл в глинах и глинистых сланцах (Григорьев, 2003) и нормализован относительно концентрации в них титана (Ti). FO обычно нормализуют относительно концентрации элементов явно терригенного происхождения. Прежде всего, это Sc, Al. (Klos et al., 2011), либо Ti (Puckett, Finegan, 1980; Tapia et al., 2012). Данных о концентрации двух первых в *X. parietina* в названной ранее базе (Бязров, Пельгунова, 2013) нет, поэтому были использованы сведения о Ti.

Статистическая обработка полученных величин концентрации элементов проведена с использованием соответствующего приложения программы Microsoft Office Excel 2003.

Результаты

Сведения о средней концентрации четырёх элементов в слоевищах *X. parietina* на каждом из 17 участков и другие статистические показатели измерений показаны в таблице 1. Ранжирование анализируемых металлов по величинам средних концентраций следующее: Fe>>Zn>>Cu>>Pb, то есть средняя концентрация каждого последующего элемента на порядок ниже, чем у предшествующего. По соотношению масс (%) в верхней части земной коры (глины, глинистые сланцы) эти элементы располагаются в аналогичной последовательности, только величины масс у трех последних одного порядка (0,005, 0,004 и 0,001%), тогда как доля железа в тех же породах составляет 4,7% (Григорьев, 2003).

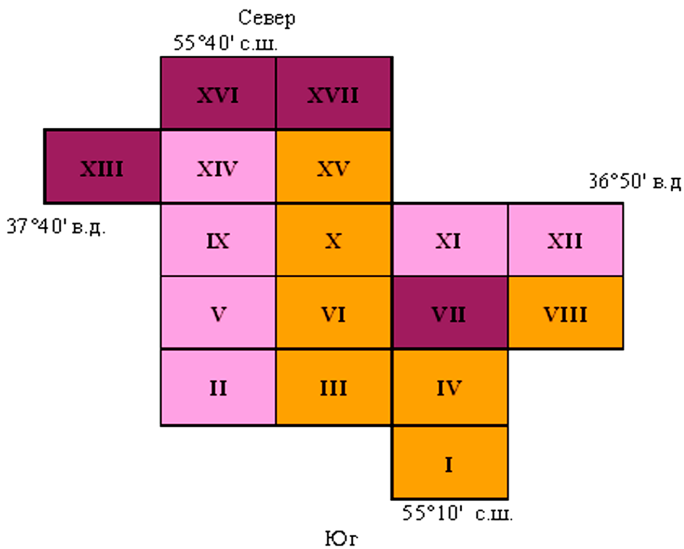
Железо. Величины средних концентраций Fe в слоевищах *X. parietina* варьируют от 2069 на участке Жохово – Кленово до 6926 мг/кг на участке Картмазово – Московский, достоверно отличаясь от среднего показателя (3562 мг/кг) для всей территории на 58 и 94%, соответственно. Минимальное значение (316 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Манчихино, а максимальное (26292 мг/кг) – в пробе с участка Картмазово – Московский (табл. 1). В доступных публикациях можно найти информацию о гораздо более высоких уровнях концентрации Fe в лишайниках. В слоевищах *Peltigera rufescens*, собранных в 1971 г. в окрестностях металлургического предприятия (Линкошир, Великобритания), этот показатель составлял 90380 мг/кг (Seaward, 1973), а в слоевищах использованного нами вида *X. parietina*, собранных в 2005 г. в 800 м от сталелитейного завода в Люксембурге, 27816 мг/кг (Hissler et al., 2008). Известны и гораздо меньшие, чем на характеризуемой территории, величины концентрации Fe в слоевищах лишайников. Например, для бородатого лишайника *Usnea sp.*, собранного в 2009 г. в Чили в дождевом лесе на северо-западе Патагонии, указана концентрация 47,5 мг/кг (Monaci et al., 2012), а для нашего вида *X. parietina*, собранного в 2003 г. в незагрязненном районе окрестностей Трабзона (Турция), этот показатель составляет 84,4 мг/кг (Mendil et al., 2005).

На обследованной территории наблюдается высокое варьирование величин концентрации Fe в образцах *X. parietina* (83% для всей выборки). Только на 4 участках значение коэффициента вариации менее 30%, а на 2 (VII и XVI) этот показатель выше 100%. Значения фактора обогащения Fe в целом невелики – 7 для всей обследованной территории и от 2 до 25 на участках (табл. 1), что свидетельствует преимущественно о терригенном происхождении этого элемента в лишайнике (Nimis et al., 2000), хотя на некоторых участках возможен вклад и атмосферных источников, перенос содержащих железо частиц с мест интенсивных строительных работ.

Таблица 1 – Средняя концентрация (М, мг/кг), стандартная ошибка (\pm), минимальная (Мин.), максимальная (Макс.) концентрации, коэффициент вариации (КВ) величин концентрации, фактор обогащения (ФО_{Ti}) железа, меди, цинка и свинца в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Участок, его индекс, число проб	Железо (Fe)			Медь (Cu)			Цинк (Zn)			Свинец (Pb)		
	М \pm м	Мин. Макс	КВ ФО _{Ti}	М \pm м	Мин. Макс	КВ ФО _{Ti}	М \pm м	Мин. Макс	КВ ФО _{Ti}	М \pm м	Мин. Макс	КВ ФО _{Ti}
I – Рогово-Бунчиха (9)	<u>3925</u> 824	<u>1916</u> 9473	<u>63</u> 12	<u>13,2</u> 1,6	<u>4,4</u> 19,5	<u>37</u> 37	<u>267</u> 38	<u>138</u> 486	<u>42</u> 749	<u>1,4</u> 0,3	<u>0,21</u> 3,39	<u>70</u> 15
II – Жохово-Клёново (10)	<u>2069</u> 384	<u>1006</u> 4745	<u>59</u> 2	<u>13,9</u> 2,1	<u>6,5</u> 24	<u>48</u> 21	<u>348</u> 76	<u>85</u> 806	<u>69</u> 362	<u>0,4</u> 0,1	<u>0,06</u> 0,99	<u>81</u> 2
III – свх. Вороново – Ясенки (10)	<u>3711</u> 897	<u>1561</u> 11242	<u>76</u> 7	<u>8,5</u> 2	<u>1,2</u> 22,8	<u>73</u> 22	<u>369</u> 80	<u>66</u> 959	<u>69</u> 660	<u>3,5</u> 0,9	<u>0,1</u> 9,11	<u>87</u> 9
IV – Кресты-Юрьевка (10)	<u>3479</u> 640	<u>1691</u> 7615	<u>58</u> 11	<u>10,8</u> 1,7	<u>3,1</u> 17,2	<u>48</u> 46	<u>442</u> 41	<u>261</u> 611	<u>30</u> 1320	<u>1</u> 0,3	<u>0,12</u> 2,63	<u>84</u> 11
V – Курилово – Кисилево (10)	<u>2393</u> 211	<u>1563</u> 3715	<u>28</u> 8	<u>14,3</u> 2	<u>6,1</u> 25,9	<u>45</u> 60	<u>284</u> 9	<u>240</u> 325	<u>10</u> 832	<u>1,2</u> 0,3	<u>0,06</u> 3,21	<u>87</u> 13
VI – Чириково (10)	<u>3552</u> 335	<u>1985</u> 5874	<u>30</u> 10	<u>20,2</u> 3,5	<u>2,5</u> 29,3	<u>54</u> 78	<u>265</u> 17	<u>199</u> 381	<u>20</u> 716	<u>0,4</u> 0,1	<u>0,08</u> 0,89	<u>72</u> 4
VII – Плесково – Ярцево (10)	<u>4401</u> 1702	<u>1330</u> 18821	<u>122</u> 8	<u>12</u> 1,6	<u>3,2</u> 19,3	<u>41</u> 30	<u>299</u> 25	<u>199</u> 412	<u>26</u> 532	<u>0,5</u> 0,1	<u>0,07</u> 1,05	<u>64</u> 3
VIII – Манчихино (10)	<u>3420</u> 930	<u>316</u> 8539	<u>86</u> 12	<u>11,3</u> 2,2	<u>1</u> 19,7	<u>62</u> 51	<u>391</u> 73	<u>117</u> 769	<u>59</u> 1242	<u>0,6</u> 0,1	<u>0,19</u> 0,97	<u>44</u> 7
IX – Яковлево (10)	<u>2966</u> 216	<u>2190</u> 4316	<u>23</u> 11	<u>25,4</u> 1,82	<u>13,8</u> 35,7	<u>23</u> 123	<u>282</u> 26	<u>128</u> 402	<u>30</u> 955	<u>0,7</u> 0,1	<u>0,13</u> 1,08	<u>62</u> 8
X – Красная Пахра – Поляны (10)	<u>3095</u> 230	<u>1924</u> 4872	<u>24</u> 10	<u>27,9</u> 1,9	<u>20,9</u> 37,1	<u>21</u> 122	<u>296</u> 12	<u>232</u> 370	<u>13</u> 909	<u>0,7</u> 0,1	<u>0,1</u> 1,28	<u>68</u> 8
XI – Секерино (10)	<u>2773</u> 354	<u>1636</u> 5245	<u>40</u> 4	<u>14,2</u> 1,5	<u>6,5</u> 21,9	<u>32</u> 30	<u>268</u> 46	<u>136</u> 645	<u>54</u> 401	<u>1</u> 0,4	<u>0,01</u> 4,05	<u>117</u> 6
XII – Ожигово – Рассудово (10)	<u>2451</u> 368	<u>913</u> 4215	<u>48</u> 4	<u>12,5</u> 1,2	<u>6,3</u> 18,8	<u>31</u> 25	<u>360</u> 67	<u>43</u> 752	<u>59</u> 514	<u>2,9</u> 1	<u>0,14</u> 7,06	<u>109</u> 15
XIII – Бутово – Щербинка (10)	<u>4943</u> 1356	<u>2492</u> 16446	<u>87</u> 14	<u>9,7</u> 0,65	<u>6,5</u> 12,9	<u>21</u> 37	<u>220</u> 38	<u>84</u> 413	<u>56</u> 588	<u>5,6</u> 1,1	<u>1,21</u> 12,3	<u>64</u> 56
XIV – Ракитки – Филимонки (10)	<u>2828</u> 320	<u>1509</u> 5175	<u>36</u> 4	<u>12,9</u> 1,9	<u>4,1</u> 24,7	<u>46</u> 24	<u>406</u> 90	<u>81</u> 945	<u>70</u> 541	<u>8,3</u> 1,7	<u>2,11</u> 19,1	<u>66</u> 41
XV – Птичное – Рогозиново (10)	<u>3186</u> 577	<u>1287</u> 6249	<u>57</u> 3	<u>18,9</u> 3,85	<u>5,3</u> 38,4	<u>65</u> 26	<u>279</u> 81	<u>83</u> 945	<u>92</u> 264	<u>0,3</u> 0,1	<u>0,04</u> 0,84	<u>96</u> 1
XVI – Картмазово – Московский (10)	<u>6926</u> 577	<u>2392</u> 26292	<u>104</u> 25	<u>11</u> 1,3	<u>6,6</u> 17,33	<u>37</u> 53	<u>514</u> 67	<u>229</u> 903	<u>41</u> 1742	<u>6,7</u> 2,3	<u>1,45</u> 26,8	<u>110</u> 86
XVII – Внуково – Мичуринец (10)	<u>4472</u> 644	<u>2277</u> 9773	<u>46</u> 7	<u>13,2</u> 3,1	<u>1</u> 33,4	<u>73</u> 26	<u>429</u> 84	<u>110</u> 913	<u>62</u> 586	<u>6,1</u> 2,2	<u>0,76</u> 22	<u>113</u> 31
Все 17 участков (169)	<u>3562</u> 228	<u>316</u> 26292	<u>83</u> 7	<u>14,7</u> 0,6	<u>1</u> 38,4	<u>53</u> 31	<u>337</u> 15	<u>43</u> 959	<u>57</u> 469	<u>2,4</u> 0,6	<u>0,01</u> 26,8	<u>82</u> 19

Попарное сравнение величин концентрации Fe в конкретных пробах всех 17 участков с применением критерия Стьюдена (t) для уровня значимости $p \leq 0,05$ позволило провести пространственное группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрациями Fe в слоевищах лишайника (рис. 1). Один кластер образовали участки с минимальными их значениями (II, V, IX, XI, XII и XIV), другой – с повышенными (VII, XIII, XVI и XVII), в третий вошли участки с промежуточными величинами (I, III, IV, VI, VIII, X и XV). Такое деление обследованной территории в целом представляется закономерным, поскольку участки с повышенными величинами концентрации Fe в основном располагаются в северной её части, примыкающей к прежней территории Москвы, границей которой была МКАД. Исключение составляет участок VII (Плесково-Ярцево), располагающийся ближе к центру обследованной территории. Однако именно на этом участке величина коэффициента вариации наиболее высокая среди 17 участков (122%).



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

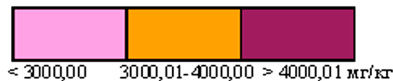
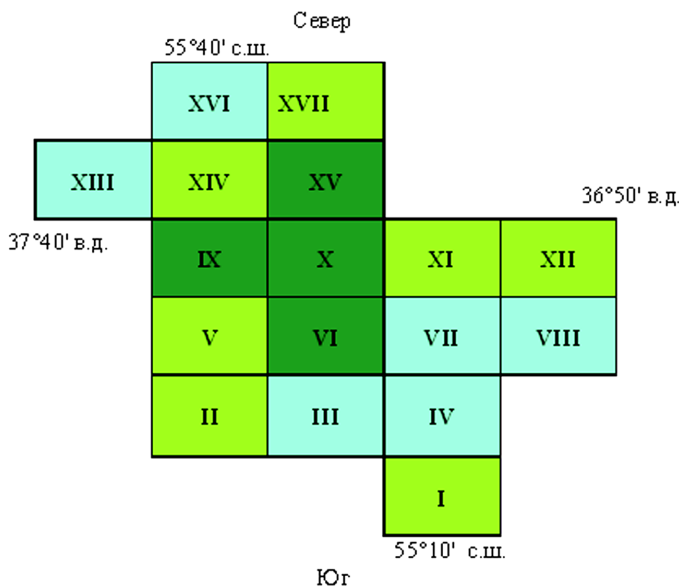


Рисунок 1 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) железа в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Медь. Величины средних концентраций Cu в слоевищах *X. parietina* варьируют от 8,5 на участке совхоз Вороново – Ясенки до 27,9 мг/кг на участке Красная Пахра – Поляны, отличаясь от

среднего показателя (14,7 мг/кг) для всей территории на 58 и 90%, соответственно, что близко к аналогичным показателям для Fe. Минимальное значение (0,97 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Внуково – Мичуринец, а максимальное (38,4 мг/кг) – в пробе с участка Птичное – Рогозиново (табл. 1). Последняя величина на два порядка меньше концентрации Cu (5000 мг/кг), измеренной в слоевищах лишайника *Lecanora vinetorum*, собранных на виноградниках в Германии в 1966 г., регулярно опрыскиваемых медным купоросом (Poelt, Huneck, 1968). В слоевищах *X. parietina*, собранных в 2005 г. на атлантическом побережье Марокко в районе города Агадир, концентрация Cu была 39,8 мг/кг (Mopna et al., 2012), в г. Астрахань, собранных в 2000 г. в 800 м от моста через р. Волга – 1,5 мг/кг Волга (Закутнова, Пилипенко, 2004).



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

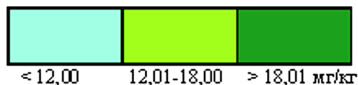


Рисунок 2 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) меди в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Показатели варьирования величин концентрации Cu в образцах *X. parietina* меньше, чем у Fe (53% для всей выборки). На 5 участках значение коэффициента вариации не превышает 32%, а самая высокая его величина (73%) обнаружена на участке XVI (табл. 1). Величины фактора обогащения Cu гораздо выше, чем у Fe (31 для

всей обследованной территории и от 21 на участке Жохово – Кленово до 122 на участке Красная Пахра – Поляны), что указывает на наличие антропогенных источников этого элемента, частицы которого переносятся воздушными массами. Скорее всего, это пестициды и инсектициды, используемые на сельскохозяйственных угодьях, в лесном хозяйстве и в многочисленных здесь садоводческих товариществах.

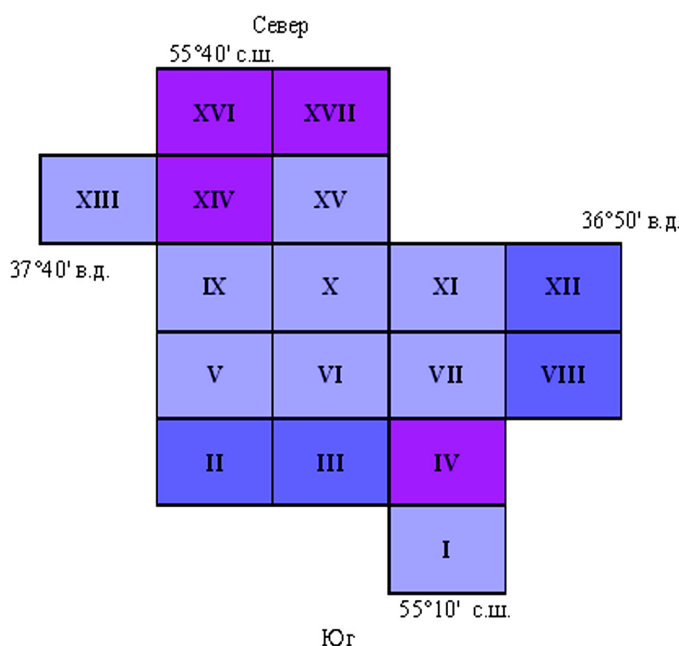
Группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрации Cu в слоевищах лишайника, как и для Fe , позволило выявить три кластера (рис. 2). Количественное соотношение между ними аналогично предшествующему элементу, однако расположение их иное. Кластер с повышенными величинами концентрации Cu включил участки, расположенные в центре территории. Участки с минимальными их значениями концентрации располагаются как вблизи МКАД, так и вдали от нее, на юго-западе территории.

Цинк. Величины средних концентраций Zn в слоевищах *X. parietina* варьируют от 220 на участке Бутово – Щербинка до 514 мг/кг на участке Картмазово – Московский, отличаясь от среднего показателя (337 мг/кг) для всей территории на 53 и 63%, соответственно. Минимальное значение (42,5 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Ожигово – Рассудово, а максимальное (959,1 мг/кг) – в пробе с участка совхоз Вороново – Ясенки (табл. 1). Для других видов из загрязненных мест приводятся гораздо более высокие концентрации Zn . Так, для лишайника *Verrucaria nigrescens*, собранного в начале 1970-х годов в штате Пенсильвания (США) в 150 м от цинкоплавильного завода, приведена величина 25000 мг/кг (Nash, 1975). Несколько меньшая величина (23000 мг/кг) зафиксирована там же для *Micarea peliocarpa* (= *M. trisepta*). В слоевищах *X. parietina*, собранных в 2006 г. в Турции в промышленной зоне Измирского залива Эгейского моря, концентрация Zn была 931 мг/кг (Dogrul et al., 2012), а в образце того же вида, собранном в 1996 г. в Италии, провинция Пиза, только 5,5 мг/кг (Scerbo et al., 1999). Ещё меньше величина концентрации Zn (1,19 мг/кг) в талломе *Pseudevernia furfuracea*, собранного в 2006 г. в лесу на Анатолийском плато в Турции (Cansaran-Duman et al., 2012).

Показатели варьирования величин концентрации Zn в образцах *X. parietina* с обследованной территории примерно такие же, что у Cu (57% для всей выборки). На 6 участках значение коэффициента вариации не превышает 30%, а самая высокая его величина (92%) отмечена на участке XV (табл. 1). Величины фактора обогащения Zn гораздо выше, чем у остальных элементов (469 для всей обследованной территории и от 264 на участке Птичное – Рогозиново до 1741 на участке Картмазово – Московский), что позволяет уверенно предполагать в основном антропогенное происхождение этого элемента в лишайнике. Скорее всего, это перенос частиц металла с

территории в пределах МКАД, а также интенсивное использование оцинкованных материалов (кровля крыш зданий, трубы и другое) в строительстве.

Группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрации Zn в слоевищах лишайника, как и для Fe, Cu, позволило выявить три территориальных кластера (рис. 3). Количественное соотношение между ними иное, чем у кластеров по предшествующим элементам, поскольку более половины участков (9) относится к кластеру с пониженной средней концентрацией Zn. В то же время кластер с повышенными величинами концентрации Zn, как и у Fe, включил главным образом участки, расположенные на севере, примыкающие к МКАД.



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

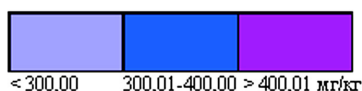


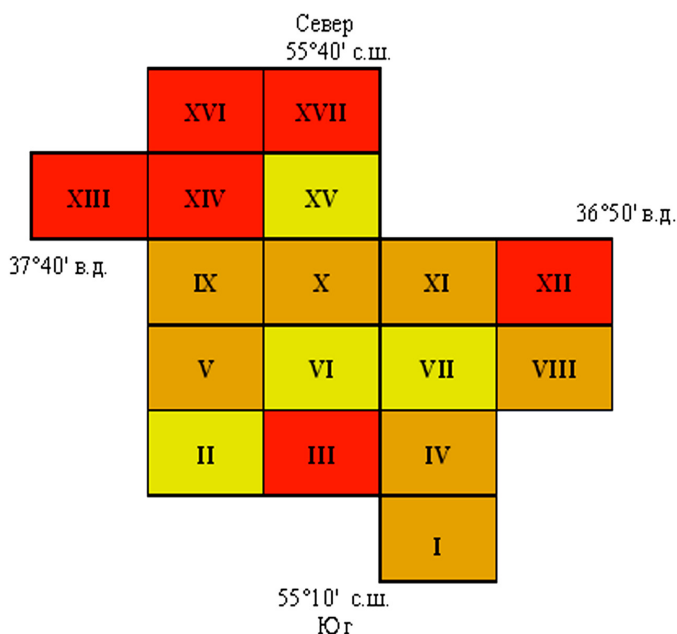
Рисунок 3 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) цинка в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Свинец. Величины средних концентраций Pb в слоевищах *X. parietina* варьируют от 0,3 на участке Птичное – Рогозиново до 6,7 мг/кг на участке Картмазово – Московский, отличаясь от среднего показателя (2,4 мг/кг) для всей территории на 764 и 175%, соответ-

ственно. Минимальное значение (0,01 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Секерино, а максимальное (26,8 мг/кг) – в пробе с участка Картмазово – Московский (табл. 1). В слоевищах *X. parietina*, собранных в 2006 г. в Турции в промышленной зоне Измирского залива Эгейского моря, была измерена концентрация Pb 394 мг/кг (Dogrul et al., 2012). В публикациях можно найти и гораздо более высокие значения концентрации Pb в слоевищах лишайников. Например, в талломах *Cetraria (Cornicularia) muricata*, собранных в 1960 г. на старых отвалах рудника полиметаллов в Западном Йоркшире (Великобритания), была измерена концентрация Pb 25000 мг/кг (Shimwell, Laurie, 1972). Многие авторы (Инсарова, 1983; Соловьева и др., 2007; Nash, 1989; Garty, 2001; Osyczka, Rola, 2013) подчёркивали, что значительные концентрации Pb были измерены в слоевищах разных видов лишайников, собранных на отвалах рудников и шахт. Высокая концентрация свинца и в городских лишайниках. Например, в 1970 г. этот показатель в слоевищах *Lecanora muralis*, собранных на расстоянии 5,3 км от центра города Лидс (Великобритания), составлял 3124 мг/кг (Seaward, 1973). С другой стороны, в лишайниках разных видов с арктических островов, высокогорий величина концентрации Pb нередко бывает ниже предела обнаружения элемента используемыми измерительными приборами.

Показатели варьирования величин концентрации Pb в образцах *X. parietina* с обследованной территории примерно такие же, что у Fe (82% для всей выборки). Однако участки со значениями коэффициента вариации менее 30% отсутствуют, а самая высокая его величина (117%) отмечена на участке XI (табл. 1). Значения фактора обогащения Pb сравнительно низкие (19 для всей обследованной территории и от 1 на участке Птичное – Рогозиново до 86 на участке Картмазово – Московский). Величины $FO_{Ti} < 5$ свидетельствуют преимущественно о литогенном источнике Pb в слоевищах, тогда как значения > 5 показывают, что источником свинца является также и атмосфера, и чем выше значение FO_{Ti} , тем больше её роль как источника элемента в слоевищах лишайника. Основным источником Pb являются выбросы двигателей автомобилей.

Группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрации Pb в слоевищах лишайника, как и для предшествующих элементов, выявило три территориальных кластера (рис. 4). Количественное соотношение между ними иное, чем у кластеров по предшествующим элементам, поскольку меньше участков (4), формирующих кластер с пониженной для территории средней концентрацией Pb, и больше участков (6), образующих кластер с повышенными величинами концентрации Pb. Как по Fe и Zn, последние расположены, главным образом, на севере характеризуемой территории, примыкая к МКАД.



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

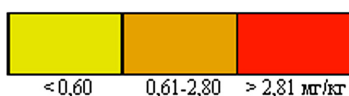


Рисунок 4 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) свинца в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории.

Обсуждение

Концентрацию элементов в объектах окружающей человека среды обычно определяют с целью установления степени загрязнения среды. В Законе Российской Федерации «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. №7-ФЗ (Российская газета за 12 января 2002 г., №6) загрязнение определяется как «поступление в окружающую среду вещества и (или) энергии, свойства, местоположение или количество которых оказывают негативное воздействие на окружающую среду», а загрязнителем среды считается «вещество или смесь веществ, количество и (или) концентрация которых превышают установленные для химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов нормативы и оказывают негативное воздействие на окружающую среду» (статья 1).

Таким образом, загрязнением обозначают процесс поступления в среду различных веществ после того, как их содержание в среде достигает некоторой нормируемой критической величины – предельно допустимой концентрации (ПДК), – превышение которой негативно проявляется на деятельности обитателей Земли. Нормирование осуществляют государственные органы. К сожалению, содержание веществ в лишайниках не нормируется, хотя некоторые виды используют в производстве пищевых, фармацевтических продуктов (Бязров, 2000, 2013). Например, ПДК в пищевых продуктах растительного происхождения для наиболее токсичного среди анализируемых здесь элементов Pb составляет 0,2-0,5 мг/кг (Беспамятников, Кротов, 1985). Но эти величины установлены для материала (зерно, овощи, фрукты), который сформировался в течение несколько месяцев (вегетационного периода), тогда как возраст отбираемых для анализов слоевищ лишайников превышает пять лет, а чаще этот показатель более 10 лет. Кроме того, элементы в лишайники поступают из воздушной среды. Так что не удивительно, что приведенные в табл. 1 средние величины концентрации свинца (от 0,28 до 6,66 мг/кг) в слоевищах *X. parietina* выше ПДК свинца в пищевых продуктах. Однако на трех участках – II, VI и XV – концентрации Pb в телах лишайника соответствуют ПДК для пищевых продуктов растительного происхождения, да и средние величины концентрации свинца в лишайнике из других участков обследованной территории практически не отличаются от аналогичных фоновых показателей для этого вида из относительно «чистых» районов. Так, в окрестностях г. Черкассы (Украина) концентрация Pb в слоевищах *X. parietina* в 2010-2012 гг. была 4,6 мг/кг (Корнелюк, 2013), в Каталонии (Испания) в 2008 году – от 1,23 до 8,92 мг/кг (Ahotegui-Castells et al., 2013), в районе г. Тулуза (Франция) в 2010 году – от 1,90 до 8,38 мг/кг, тогда как в образцах, собранных там же в 1900 году – от 9,38 до 24,47 мг/кг (Agnan et al., 2013), на Анатолийском плато (Турция) в 2005 году – от 0,90 до 1,60 мг/кг (Mendil et al., 2009).

Следует отметить высокие значения коэффициента вариации индивидуальных величин концентрации элементов в пробах слоевищ *X. parietina* с обследованных участков (табл. 1), что показывает на гетерогенность как мест отбора проб лишайника, так и, видимо, образцов. С другой стороны, вероятно, не следует оперировать только средними величинами концентрации и пренебрегать максимальными её значениями, поскольку последние показывают потенциал возможного аккумуляирования элемента на участках. Однако даже эти максимальные величины концентрации в отдельных пробах *X. parietina* много уступают аналогичным значениям, приводимым в доступных публикациях для слоевищ как этого, так и других видов лишайников из Европы, Африки, Северной Америки. Указанные ранее высокие значения концентраций характеризуемых элементов в лишайниках подтверждают мнение о безбарьерном

аккумуляции элементов этими симбиотическими организмами (Ковалевский, 1991).

Значения коэффициентов корреляции между величинами концентраций элементов не позволяют делать однозначные заключения. Для всей выборки (169 проб) статистически значима ($p \leq 0,05$) корреляция лишь между Fe и Pb. На участках VI, X, XIII и XV статистически достоверных значений коэффициента корреляции между характеризуемыми элементами нет, а на остальных тринадцати у Fe 12 значимых величин коэффициента, у Cu – 11, у Zn – 14 и у Pb – 11 (табл. 2).

Таблица 2 – Коэффициенты корреляции величин концентрации элементов в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* на исследованных участках (полужирным шрифтом выделены статистически значимые для $p \leq 0,05$)

№ участка (число проб)	Fe/Cu	Fe/Zn	Fe/Pb	Cu/Zn	Cu/Pb	Zn/Pb
I (9)	-0,3	0,7	-0,4	-0,1	-0,4	-0,6
II (10)	0,6	-0,1	0,2	0,5	-0,3	-0,5
III (10)	-0,1	-0,1	0,2	0,7	-0,1	-0,7
IV (10)	0,2	-0,1	0,3	0,1	0,1	-0,6
V (10)	0,6	-0,2	0,2	0,4	0,4	0,7
VI (10)	0,5	0,3	0,2	-0,2	0,1	0,2
VII (10)	-0,7	-0,2	0,2	0,3	-0,1	-0,6
VIII (10)	0,8	0,5	0,8	0,6	0,9	0,4
IX (10)	0,2	0,3	-0,7	0,5	-0,2	0,1
X (10)	0,1	0,1	-0,5	0,5	-0,4	-0,5
XI (10)	0,2	0,1	-0,3	0,7	0,3	0,1
XII (10)	0,9	0,6	-0,1	0,8	0,1	0,1
XIII (10)	-0,2	0,2	-0,3	-0,4	0,5	-0,2
XIV (10)	-0,5	0,7	-0,5	-0,1	0,5	-0,5
XV (10)	0,5	0,2	0,2	0,5	-0,5	-0,3
XVI (10)	0,1	0,6	0,9	0,3	-0,1	0,7
XVII (10)	0,1	0,1	0,1	0,5	0,8	0,4
Вся территория (169)	-0,1	-0,1	0,3	0,1	-0,1	0,1

Положительные величины коэффициента корреляций наблюдаются на 4 участках у Fe с Cu, Fe с Zn, Cu с Zn, а Zn имеет отрица-

тельные величины коэффициентов корреляции с Pb на таком же числе участков.

Низкие величины фактора обогащения Fe и Pb для всей обследованной территории указывают, в основном, на терригенное их происхождение в лишайниках. Высокие и очень высокие значения фактора обогащения Cu и Zn свидетельствуют о преимущественно антропогенном их источнике. Значительное варьирование конкретных величин концентрации элементов, возможно, с одной стороны, следствие неравномерного распределения строительных работ на территории, с другой – разной степени сельскохозяйственного использования угодий.

Мы сравнили наши данные с результатами аналогичного исследования в провинции Венето на северо-востоке Италии, где концентрации элементов измеряли в том же виде лишайника (Nimis et al., 2000). Там на участках, отличающихся на 98% от естественных (не затронутых деятельностью человека), концентрация Fe >1800 мг/кг (при максимальной для всей Италии 4276 мг/кг), Cu >53 (161), Zn >150 (338), Pb >108 (494). Степень отличия присоединенной к Москве территории от природных экосистем по средней величине концентрации Fe и Zn в слоевищах *X. parietina* больше, чем наиболее освоенных человеком участков провинции Венето. По концентрации Cu обследованная территория соответствует частям Венето, на 75% отличающихся от не измененных человеком, а по концентрации Pb – на 20%. Таким образом, в сравнении с провинцией Венето, на присоединенной к Москве территории благополучно только по концентрации Pb в лишайниках. А по трем другим элементам картина не столь радужная.

Заключение

Представленные материалы имеют исключительно локальное значение. Они показывают уровни концентрации нескольких элементов в слоевищах *X. parietina* и пространственное распределение этих величин на обследованной территории как отклонения от среднего значения. У нас нет намерения фиксировать степень загрязнения территории, поскольку это функция государственных органов, устанавливающих предельные величины концентраций веществ в воздухе, воде, почве, биологических продуктах. Наши данные свидетельствуют о неравномерных условиях накопления Fe, Cu, Zn и Pb слоевищами лишайника в разных частях присоединенной в 2012 г. к Москве территории. И, если величины концентрации Fe, Zn и Pb повышенные, в основном, на участках вблизи прежней границы города, то высокие концентрации Cu характерны для центральной части территории.

Мы надеемся, что при осуществлении планов распространения на обследованную территорию столичных функций, ситуация здесь останется на приемлемом для людей уровне. А суждение об этом

можно будет сделать также и после сравнения результатов будущих аналогичных исследований с публикуемыми здесь данными. Заказчиком подобных регулярных исследований должно быть соответствующее ведомство правительства Москвы, а для его выполнения следует привлекать специалистов из МГУ им. М.В. Ломоносова, научных институтов РАН и Госкомгидромета, где такие кадры пока имеются.

Благодарности

Исследование финансировалось по Программе фундаментальных исследований президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития». Мы благодарим председателя редколлегии продолжающегося издания «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем» д.ф.-м.н. профессора С.М. Семенова за любезное предложение принять участие в формировании данного тома, а также его заместителя В.В. Ясюкевича за помощь в преобразовании рисунков. Мы признательны анонимному рецензенту рукописи, комментарии которого способствовали улучшению качества нашей статьи.

Список литературы

- Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. 1985. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. – Л.: Химия, 528 с.
- Бюллетень «Состояние загрязнения окружающей среды на территории Московского региона в 2013 году». Электр. ресурсы. URL: <http://ecomos.ru/kadr22/sostojanieZagrOSgod.asp>
- Бязров Л.Г. 2000. Лишайники как источник пищи. Биология. №19, с. 14.
- Бязров Л.Г. 2002. Лишайники в экологическом мониторинге. – М.: Научный мир, 336 с.
- Бязров Л.Г. 2005. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 476 с.
- Бязров Л.Г. 2009. Эпифитные лишайники г. Москвы: современная динамика видовой разнообразия. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 146 с.
- Бязров Л.Г. 2013. Лихенизированные грибы как причина заболевания контактным дерматитом. Успехи медицинской микологии. Т. XI, с. 264-266.
- Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2010. Динамика содержания элементов в слоевищах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* из Подмосковья. Иммунопатология, аллергология, инфектология. №1, с. 90.
-

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2012а. Пространственно-временные тренды величин концентрации некоторых элементов в слоевищах эпифитных лишайников из Подмоскovie и ряда районов Москвы. Бюллетень МОИП. Отд. биол. Т. 117, Выпуск 1, с. 59-69.

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2012б. Градиентный анализ содержания мышьяка (As) в слоевищах эпифитного лишайника для установления воздействия металлургического завода на окружающую территорию. Современная микология в России. Том 3. – М.: Национальная академия микологии, с. 243.

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2013. База данных о концентрации элементов в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с присоединенной в 2012 г. к Москве территории как «точка отсчёта» для долговременного мониторинга качества воздушной среды. Сайт ИПЭЭ РАН. URL: http://www.sevin.ru/laboratories/biazrov_Xanthoria_parietina.pdf; http://www.sevin.ru/laboratories/biazrov_Xanthoria_parietina.xls.

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2014. Оценка состава некоторых элементов и их распределения на поверхности слоевища листоватого лишайника неразрушающим образцом микро-рентгенофлуоресцентным спектрометром (μ -РФС) M4 Tornado. Живые и биокосные системы. №6; URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-6/article-10>.

Добровольский В.В. 1983. Некоторые аспекты загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. В кн.: Биологическая роль микроэлементов. – М: Наука, с. 44-55.

Григорьев Н.А. 2003. Среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры. Геохимия. №7, с. 785-792.

Закутнова В.И., Пилипенко В.И. 2004. Влияние тяжелых металлов на лишайники. Вестник Оренбургского гос. университета. №12, с. 112-116.

Инсарова И.Д. 1983. Влияние тяжелых металлов на лишайники. В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т.6. – Л.: Гидрометеиздат, с. 101-113.

Климат, качество атмосферного воздуха и здоровье москвичей. Под. ред. Б.А. Ревича. 2006. – М.: Издательство «АдамантЪ». 246 с.

Ковалевский А.Л. 1991. Биогеохимия растений. Новосибирск: Наука. 294 с.

Ковальский В.В. 1974. Геохимическая экология. Очерки. – М.: Наука, 299 с.

Корнелюк Н.Н. 2013. Фитоиндикация загрязнения тяжёлыми металлами городских экосистем. В кн.: Проблемы природоохранной организации ландшафтов. Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию выпуска первого мелиоратора в России (24-25 апреля 2013 г.). Часть 1. Новочеркасск, с. 276-278.

Обухов А.М. 1982. Контроль чистоты воздушного океана. В кн.: Город, природа, человек. – М.: Мысль, с. 91-108. Общероссийский классификатор ингредиентов выбросов вредных веществ. Электр. ресурсы. URL: <http://citysoft.mosmap.ru/ClassIng/ClassIng.htm>

Пельгунова Л.А., Бязров Л.Г. 2008. Первые данные о концентрации элементов в слоевищах эпифитного лишайника на деревьях центра Москвы. В кн.: Современная микология в России. Т. 2. – М.: Национальная академия микологии, с. 534.

Серегин И.В., Иванов В.Б. 2001. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. Физиология растений, Т. 48, №4, с. 606-630.

Соловьева М.И., Кудинова З.А., Кузьмина С.С. 2007. Содержание микроэлементов в слоевищах лишайников родов *Cladonia* и *Cetraria* в зависимости от места произрастания. Наука и образование. №3, с. 118-122.

Улахович Н.А. 1997. Комплексы металлов в живых организмах. Соросовский образовательный журнал. №8, с. 27-32.

Шевченко В.П., Покровский О.С., Стародымова Д.П., Васюкова Е.В., Лисицын А.П., Дровнина С.И., Замбер Н.С., Махнович Н.М., Саввичев А.С., Сонке Й. 2013. Геохимия эпигейных лишайников водосборного бассейна Белого моря. Доклады Академии наук. Т. 450. №1, с. 87-93.

Шешунов И.В., Гильмиярова Ф.Н., Гергель Н.И., Самыкина Л.Н., Баишева Г.М., Сапрыкина А.Г., Рожкова О.В. 1999. Зависимость заболеваемости населения от специфических промышленных выбросов. Гигиена и санитария. №3, с. 5-9.

Achotegui-Castells A., Sardans J., Ribas A., Penuelas J. 2013. Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. Environ. Monit. Assess. V. 185, pp. 615-629.

Agnan Y., Sejalon-Delmas N., Probst A. 2013. Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France: A story of lichens. Environ. Pollut. V. 172, pp. 139-148.

Augusto S., Maguas C., Branquinho C. 2009. Understanding the performance of different lichen species as biomonitors of atmospheric dioxins and furans: potential for intercalibration. *Ecotoxicology*. V. 18, pp. 1036-1042.

Bargagli R., Mikhailova I. 2002. Accumulation of inorganic contaminants. In: Nimis P. L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (eds.): *Monitoring with lichens – monitoring lichens*. NATO Science Series. IV. Earth and Environmental Sciences. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 65-84.

Cansaran-Duman D., Aras S., Atakol O., Atasoy I. 2012. Accumulation of trace elements and the assessment of the genotoxicity in the lichen *Pseudevernia furfuracea* transplanted to a polluted site in Ankara. *Ekoloji*. V. 85, pp. 1-14.

Dogrul D.A., Yolcubal I., Akyol N.H., Cobanoglu G. 2012. Biomonitoring of airborne metals using the lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. *Ecol. Indic.* V. 18, pp. 632-643.

Garty J. 2001. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Crit. Rev. Plant Sci.* V. 20, pp. 309-371.

Garty J. 2002. Biomonitoring heavy metal pollution with lichens. In: Kranner I., Beckett R.P., Varma A.K. (eds.): *Protocols in lichenology. Culturing, biochemistry, ecophysiology and use in biomonitoring*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 458-482.

Hissler C., Stille P., Krein A., Geagea M.L., Perrone T., Probst J.-L., Hoffmann L. 2008. Identifying the origins of local atmospheric deposition in the steel industry basin of Luxembourg using the chemical and isotopic composition of the lichen *Xanthoria parietina*. *Sci. Total Environ.* V. 405, pp. 338-344.

Klos A., Rajfur M., Waclawek M. 2011. Application of enrichment factor (EF) to the interpretation of results from the biomonitoring studies. *Ecological Chemistry & Engineering S.* V. 18, pp. 171-183.

Mendil D., Celik F., Tuzen M., Soylak M. 2009. Assessment of trace metal levels in some moss and lichen samples collected from near the motorway in Turkey. *J. Hazard. Mater.* V. 166, pp. 1344-1350.

Mendil D., Tuzen M., Yazici K., Soylak M. 2005. Heavy metals in lichens from roadsides and an industrial zone in Trabzon, Turkey. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* V. 74, pp. 190-194.

Monaci F., Fantozzi F., Figueroa R., Parra O., Bargagli R. 2012. Baseline element composition of foliose and fruticose lichens along the steep climatic gradient of SW Patagonia (Aisen region, Chile). *J. Environ. Monit.* V. 14, pp. 2309-2316.

- Monna F., Bouchaou L., Rambeau C., Losno R., Bruguier O., Dongarra G., Black S., Chateau C. 2012. Lichens used as monitors of atmospheric pollution around Agadir (Southwestern Morocco) – a case study predating lead-free gasoline. *Water, air, and soil pollution*. V. 223, pp. 1263-1274.
- Nash T.H. 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens. *Ecol. Monogr.* V. 45, pp. 183-198.
- Nash T.H. 1989. Metal tolerance in lichens. In: Shaw A.J.(ed.) *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press, Inc., Boca Raton, pp. 119-131.
- Nimis P.L., Lazzarini G., Lazzarini A., Skert N. 2000. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy). *Sci. Total Environ.* V. 255, pp. 97-111.
- Osyczka P., Rola K. 2013. *Cladonia* lichens as the most effective and essential pioneers in strongly contaminated slag dumps. *Cent. Eur. J. Biol.* V. 8, pp. 876-887.
- Poelt J., Huneck S. 1968. *Lecanora vinetorum* nova spec., ihre Vergesellschaftung, ihre Ökologie und ihre Chemie. *Österr. Bot. Zeitschr.* Bd. 115, pp. 411-422.
- Puckett K.J., Finegan E.J. 1980. An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada. *Canad. J. Bot.* V. 58, pp. 2073-2089.
- Scerbo R., Possenti L., Lampugnani L., Ristori T., Barale R., Barghigiani C. 1999. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). *Sci. Total Environ.* V. 241, pp. 91-106.
- Seaward M.R.D. 1973. Lichen ecology of the Scunthorpe heathlands. 1. Mineral accumulation. *Lichenologist.* V. 5, pp. 423-433.
- Shimwell D.W., Laurie A.E. 1972. Lead and zinc contamination of vegetation in the southern Pennines. *Environ. Pollut.* V. 3, pp. 291-301.
- Tapia J., Audry S., Townley B., Duprey J.L. 2012. Geochemical background, baseline and origin of contaminants from sediments in the mining-impacted Altiplano and Eastern Cordillera of Oruro, Bolivia. *Geochem.-Explor. Environ. Anal.* V. 12, pp. 3-20.

УДК 59.002:57.087.3

**МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ КАМЕР
СЛЕЖЕНИЯ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ СЕЗОННЫХ МИГРАЦИЙ
СИБИРСКОЙ КОСУЛИ (*CAPREOLUS PYGARGUS* PALL.)
В НОРСКОМ ЗАПОВЕДНИКЕ**

А.В. Пчелкин, Т.А. Пчелкина*

Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН,
Россия, 107258, г. Москва, ул. Глебовская д. 206,

[*avp1956@yandex.ru](mailto:avp1956@yandex.ru)

Реферат. Тестирование камер слежения для количественных учетов сибирской косули в Норском заповеднике (Амурская область) показало, что наиболее эффективна установка камер на берегу, с ориентацией сенсоров параллельно течению. Оптимальная высота установки камер в этом случае 1–1,2 м над землей. На участке в 40 м за 9 дней учета две фотоловушки зафиксировали 9,8% от числа косуль, подсчитанных за этот же период визуально на участке в 2,5 км. Приводятся рекомендации по применению автоматических камер слежения для осенних учетов сибирской косули на переправе через реку Нору.

Ключевые слова. *Capreolus pygargus*, учет животных, фотоловушка, сезонная миграция, Норский заповедник.

**METHODOLOGICAL ASPECTS OF THE TRAIL CAMERAS USE
IN STUDIES OF SEASONAL MIGRATION OF SYBERIAN ROE
DEER (*CAPREOLUS PYGARGUS* PALL.) IN NORSKIY
RESERVE**

A.V. Pchelkin, T.A. Pchelkina*

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

[*avp1956@yandex.ru](mailto:avp1956@yandex.ru)

Summary. Trail cameras testing for estimation of quantity of Siberian Roe deer in Norskiy Reserve (Amur Area) indicated that the most efficient arrangement of cameras is on the bank of the river with the PIR sensors oriented in parallel with the stream. The optimal height of placing the cameras is about 1-1,2 meters above the ground. In nine days on 40 meter district two cameras had fixed 9,8% of all Siberian Roe deers that were visually counted on 2,5 kilometer district. The recommendations for using trail cameras for autumn calculation of Syberian Roe deer crossing the Nora river are given.

Keywords. *Capreolus pygargus*, trail cameras, Norsky Reserve, seasonal migration.

Введение

Сезонная миграция животных теснейшим образом зависит от климатических циклов. Ярким примером зависимости сезонной миграционной активности от климатических условий может служить сезонная миграция сибирской косули *Capreolus pygargus* Pall., количественные учеты которых проводятся в Норском государственном природном заповеднике (НГПЗ) Амурской области. Селемджинская мигрирующая популяция сибирской косули, насчитывающая 3-4 тыс. особей (в отдельные годы – до 6,6 тыс.), является одной из крупнейших в России. Летние местообитания косули расположены в основном на территории НГПЗ, а места зимовок – в 200 км к западу. Осенью косули мигрируют из районов с высоким снежным покровом в менее снежные. Мигрируют косули при высоте снежного покрова более 40-50 см. Осенью косули уходят в более малоснежные районы, к зиме косули спускаются с гор в предгорья, занятые лесостепями и степями. Характер миграции косули можно использовать для своеобразного метеорологического прогноза: массовая миграция предвещает снежную зиму. Обычно начало миграции связывают с наступлением заморозков, однако, как отмечает А.А. Данилкин (1999), «возможно, что существуют и другие, пока неясные, механизмы «запуска» миграций».

Изучение миграционной активности на р. Норе началось задолго до образования Норского заповедника (Danilkin et al., 1992; Данилкин и др., 1994). В настоящее время визуальный учет миграции в НГПЗ проводится ежегодно на 2,5 км отрезке в урочище «Мальцев Луг». Основная методика – количественный учет дневных мигрантов, переплывающих р. Нору на этом отрезке. Срок осенних учетов, в основном, с конца первой декады сентября до начала октября. Время учета – с 6-00 до 20-00. Подсчет косуль проводится как силами сотрудников НГПЗ, так и сотрудниками заказников Амурской области. В зависимости от тех или иных погодных условий сроки миграции могут существенно смещаться (Дарман и др., 2003). Так, в 2000-2002 гг. из-за аномально теплой осени значительная часть косуль переправлялась через р. Нору в октябре до середины ноября (Дарман и др., 2003), причем, пики активности были сглаженными. Весенняя миграция на участке перехода через р. Нору в районе учетов наблюдается в марте-апреле. Причем, весенняя миграция также сильно зависит от погодных условий. Так, в 1987-1988 гг. из-за малоснежной зимы и ранней весны срок весенней миграции был на 20 дней позже обычного (Дарман и др., 2003). В Летописи природы НГПЗ за 2002-2010 гг. (Летопись природы, 2002-2010) приводятся данные по осенним учетам миграционной активности сибирской косули:

Таблица 1 – Миграционная активность косули на «Мальцевской переправе» с 2002 по 2010 гг.*

Год учета	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Дневные мигранты	269	890	225	797	706	214	714	721	920
Общее число мигрантов с расчетом 30% соотношения	350	1150	300	1040	920	280	930	940	1200

*Данные по миграционной активности косули на «Мальцевской переправе» за 1986-2002 гг. приведены в работе (Дарман и др., 2003).

Как видно из таблицы 1, число косуль, учитываемых на участке «Мальцевская переправа», сильно колеблется. Однако, поскольку миграционная активность косули зависит от погодных условий, то часть мигрантов (особенно поздних), не учитывается. Если осень теплая, косули мигрируют неохотно, а если и переплывают реку, то часто возвращаются. Учеты проводятся с 10 сентября в течение месяца, поэтому поздние мигранты могут не фиксироваться. Активная миграция косули начинается с заморозками. Так, по данным наблюдений 2013 года в период с 10 по 17 сентября при средней температуре воздуха + 8,25°C (на 7 часов утра) в районе учета через р. Нору переплыли 87 косуль, т.е. в среднем 10,8 косуль в день (учет с 6-00 до 20-00). За период с 18 по 23 сентября при средней температуре -2°C реку переплыла 371 косуля, т.е. в среднем 61,8 косуль в день. Если зима теплая и малоснежная, то часть косуль вообще не мигрирует и остается на территории заповедника. Общее число мигрантов во время учетов рассчитывают из соотношения 30% ночных по отношению к дневным. Опыт показывает, что в конце сентября – начале октября, случаются ночные заморозки (до -10°C), утром в районе учета наблюдается сильный туман, во время которого учеты практически невозможны. Оптимальным был бы метод, охватывающий дневной и ночной циклы, практически, в любых погодных условиях в течение нескольких месяцев. Одним из таких методов является учет с помощью автоматических камер слежения (фотоловушек), способных работать до 1 года в автоматическом режиме. Этот метод в последнее время активно применяется для фиксации животных в различных, особо охраняемых, природных территориях (ООПТ): в заповедниках: Катунский, Тигирекский, Усубнурская котловина, Хакасский, национальном парке «Удгейская легенда» и др. Так, его с успехом используют для учета дальневосточного леопарда (Рыбин и др., 2005), снежного барса (Джексон и др., 2010); Карнаухов и др., 2011а), сивучей (Алтухов и

др., 2011), крупных млекопитающих в Центрально-Лесном заповеднике (Желтухин и др., 2011), Юго-Западной Туве (Карнаухов и др., 2011б), крупных хищных млекопитающих на юге Дальнего Востока (Колчин, Ткаченко, 2011), мелких млекопитающих (Лазуткин, 2011), пятнистого оленя (Маслов, Рожнов, 2011), териофауны Ахар-Бахара в Азербайджане (Мурадов, 2011а), рыси, сапсана (Мурадов, 2011б, в), различных копытных (Найденко и др., 2011; Rovero, Marshall, 2009), изучении видового состава млекопитающих Юго-Западной Тувы (Карнаухов и др., 2011б), косули (Кулемеев, 2011), медведя (Редькин, Соловьев, 2011), хищников в Арктической тундре (Родникова и др., 2011), барсука (Сидорчук и др., 2011; Сидорчук, Рожнов, 2011), тигра (Сутырина и др., 2011), оцелота (Trolle, Kery, 2003), гепарда (Marnewick et al., 2008), ягуара (Maffei et al., 2004), комплексной оценки охотничьих ресурсов (Соловьев, 2011), возможность использования автоматических камер слежения для наблюдения птиц и млекопитающих также изучалась в Норском заповеднике (Пчелкин, Пчелкина, 2013).

На территории Норского заповедника и близлежащих районов наблюдения за сезонной миграцией сибирской косули проводились как визуальными методами, так и с помощью радиослежения (Соколов и др., 1991; Данилкин, 1999), однако учеты косуль на переправе с использованием фотоловушек в Норском заповеднике до настоящего времени не проводились. Целью нашей работы являлось изучение возможности использования автоматических камер слежения (фотоловушек) для количественных осенних учетов сезонной миграционной активности сибирской косули в Норском заповеднике и выбора оптимального размещения аппаратуры.

Материалы и методы

Особенностью учета сибирской косули в Норском заповеднике является то, что осенние учеты ведутся на относительно небольшом отрезке (Мальцевская переправа), где ежегодно отмечается наибольшая миграционная активность. На этом участке река Нора делает изгиб, формируя своеобразный полуостров с выпуклой стороной по направлению миграционных передвижений животных. Ряд старичных озер образует своеобразную воронку, собирающую косуль с большой площади, в результате чего на отрезке в 2-2,5 км наблюдается наибольшая концентрация мигрирующих животных.

Учет косуль ведется во время их переправы через реку. Такой вид учета отличается от учетов на тропах, т.к. косули на выходе из реки не придерживаются троп, а расходятся «веером» от места переправы. Необходимость тестирования фотоловушек при их установке на выходе косуль из реки, определяется принципом работы сенсоров автоматических камер слежения. Комбинированные сенсоры настроены на движение и инфракрасное излучение животных. У косуль на выходе из реки инфракрасное излучение

искажено из-за пребывания в воде, а движение воды может вызывать ложные срабатывания сенсоров фотоловушек. В 2012 г. использовались камеры: Prostalk PC2000 mini и Bushnell Trophy 119467. Предыдущее тестирование в 2005 г. было неудачным из-за поломки камеры. Фотоловушки устанавливались как на переправе через р. Нору, так и на тропах вдали от реки. Все камеры имели пассивные сенсоры, реагирующие на движение и тепловое излучение. Для учета косуль на «Мальцевской переправе» в автоматическом режиме за период с 18 по 26 сентября 2012 г. был проведен сравнительный учет суточной миграции косули с помощью фотоловушек Bushnell Trophy 119467 и Prostalk PC2000 mini. Суточная миграционная активность делилась на дневную (с 6-00 до 20-00) и ночную (0-00 – 6-00 и 20-00 – 24-00). Ночная активность высчитывалась суммированием двух интервалов. При подсчетах учитывались как видео, так и фотоматериалы. 25.09.2012 фотоловушка Bushnell Trophy 119467 была перенесена с берега р. Норы и установлена в 2 км на маревом поле, где была хорошо протоптанная звериная тропа, проходил гон изюбрей и поэтому 25 и 26 сентября учитывались лишь результаты фиксации фотоловушкой Prostalk PC2000 mini. Параллельно с учетом фотоловушками проводились визуальные учеты косуль на Мальцевской переправе. 21 и 22 сентября проводилась дневная сравнительная визуальная и фотофиксация косуль на участках перекрытия сенсорами камер автоматического слежения (суммарно 40 метров).

В визуальных учетах участвовали как сотрудники НГПЗ, так и егеря из Иверского и Ташинского заказников. Камеры имеют следующие характеристики: Bushnell Trophy 119467 – дальность действия сенсора 20 м, дальность инфракрасной подсветки 15 м, длительность автономной работы в режиме ожидания на литиевых батареях – 24 месяца, разрешение видео 1920x1080, 1280x72 и 640x480 пикселей, частота 30 fps (кадров в секунду), разрешение фото – 5 мегапикселей (MP); Prostalk PC2000 mini – дальность действия сенсора 20 м, дальность инфракрасной подсветки 10 м, длительность автономной работы 6 мес., разрешение видео 640x480 с частотой 15 fps, максимальное разрешение фото 2 MP. Запись фото- и видеофайлов осуществляется на карты памяти SD объемом до 32 Гб. Все камеры имеют возможность ночной съемки с использованием инфракрасной подсветки. Время срабатывания триггера от 1 сек (модель Prostalk PC2000 mini) до 2 сек (модель Bushnell Trophy 119467), с углом обзора около 50°. Диапазон рабочих температур: от -20°C до +60°C. Камеры устанавливались на высоте 1,5 – 2 м, как на берегу с зоной фиксации, параллельной течению, так и в глубине лесного массива. Также оценивалась возможность учета косуль на тропах (маревое поле, тропы на гребне Мальцевской сопки и под сопкой вблизи реки).

Результаты и обсуждение

По опыту использования фотоловушек, наиболее важной процедурой является правильная установка камеры. Косули на «Мальцевской переправе», переплывая реку, сначала выходят на берег, некоторое время ищут удобный подъем, затем оценивают ситуацию на предмет потенциальной опасности (рис. 1) и, в дальнейшем, продолжают движение по пути миграции.



Рисунок 1 – Косуля на выходе из реки. Снимок камерой Hawke Prostalk PC2000.

Установка камер на высоком берегу вблизи мест захода (5-15 м от реки) показала, что зачастую косули, зайдя в лес, иногда довольно долго остаются на месте и тогда камеры без проблем фиксируют животных, а иногда, при малейших подозрениях на опасность, косули очень быстро проскакивают этот участок и камеры просто не успевают фиксировать животных, пересекающих зону охвата пассивного сенсора. На этом участке для учета косуль необходимы камеры с более высокой скоростью срабатывания триггера (не более 1 сек. – модели типа Reconyx, LTL Acorn). В этом случае, возможна организация трансекты на высоком берегу реки в лесном массиве в 5-10 м от берега. Такая трансекта может быть предпочтительной при высоком уровне воды в реке. Обычно камеры слежения устанавливают на солонцах, возле нор или хорошо протоптанных звериных троп, однако в нашем случае установка камер в лесу

показала, что косули после выхода из реки, не всегда пользуются тропами и область фиксации сенсорами фотоловушек недостаточна для возможно полного учета мигрантов. После форсирования реки, животные сначала ищут наиболее удобное место для того, чтобы забраться на довольно крутой берег, иногда проходя по береговой кромке расстояние до 20 м (рис. 2).



Рисунок 2 – Движение косуль по береговой кромке. Снимок камерой Hawke Prostalk 5MP Low Glow.

Затем косули «веером» расходятся от переправы и для максимально полной фиксации косуль потребуется гораздо большее число камер слежения. Так, установка камер на тропах (маревое поле в 1 и 2 км от реки, тропа под сопкой и на гребне Мальцевской сопки) оказалась малоэффективной – интенсивность движения косуль на этих участках была явно недостаточной: на маревом поле не было зафиксировано ни одного животного, на тропе под сопкой были зафиксированы соболь, медведи, вороны, сойка, но ни одной косули. Кроме того, высокая растительность сильно ограничивала число мест, удобных для установки камер. Наиболее эффективной оказалась установка камер на берегу реки с ориентацией сенсоров параллельно течению. Направление сенсоров – на север, против течения реки. Это связано с тем, что при ориентации сенсоров на юг низкое осеннее солнце в дневное время дает паразитную засветку объектива и может вызвать ложные срабатывания сенсо-

ров температуры. При этом косули, выходя на берег, часто некоторое время двигались параллельно ориентации сенсоров и оказывались в поле фиксации. В инструкциях к камерам отмечено, что при установке возле воды, возможны ложные срабатывания. Поэтому камеры устанавливались так, чтобы в поле сенсоров оказывался только участок берега.

При учете косуль на переправе возможны два варианта установки камер: на участке входа животных в реку (на правом берегу) и на участке выхода из реки (левый берег). Установка камер на правом берегу первоначально казалась более предпочтительной, т.к. косули на этом участке задерживались дольше, а кроме того, до входа животных в воду у них сохранялось естественное инфракрасное излучение тела, на которое и настроены сенсоры фотоловушек. Однако предварительная установка камер показала, что при этом получаются завышенные результаты, т.к. косули, прежде чем войти в реку, иногда подолгу ходят взад-вперед вдоль берега, неоднократно попадая в поле фиксации фотоловушек, что приводит к повторным учетам одного и того же животного. Участок на левом берегу в этом отношении предпочтительнее, т.к. косули, выйдя из реки, старались быстрее уйти в лес. При этом существовала опасность, что искажение инфракрасного излучения большей части тела косули на выходе из реки, сделало бы невозможным использование автоматических камер слежения для учета. Однако тестирование фотоловушек на этом участке показало, что комбинированный сенсор, настроенный на улавливание теплового излучения и движение объектов, все равно фиксировал животных. Длина участка на «Мальцевской переправе» при визуальном учете составляет около 2,5 км, а поскольку тестировались только две камеры, общая зона охвата которых составляла 40 м, то теоретически камеры должны зарегистрировать только 1,6% от общей численности мигрантов на этом участке. На практике эта цифра оказалась несколько большей, т.к. фотоловушки были установлены на участке наиболее массовой миграции – на излучине реки между пунктом учета и Мальцевским кордоном. Несколько дней после установки камер были дождливыми, с сильным ветром. Практика показала, что в такую погоду вода заливала объективы фотоловушек и поэтому изображения оказывались смазанными. Ситуацию несколько улучшила установка пластиковых защитных козырьков, защищавших от капель дождя, но при этом нужно следить, чтобы козырек не перекрывал сенсорную зону и сектор инфракрасной подсветки. Такие козырьки также защищают камеры от паразитарной подсветки при низком положении солнца над горизонтом. Функцию записи звука (если записывается видео) желательно отключить, т.к. иногда косули пугались фотоловушек (модель Bushnell Trophy 119467). Спокойное течение реки не влияло на работу камер, однако после прохода моторных лодок волны вызывали срабатывание триггера, поэтому нужно устанавливать аппараты так, чтобы в зону их охвата не попадала река.

Практика использования фотоловушек для учета косуль в районе миграции через реку показала, что камеры способны фиксировать суточную динамику миграции. Кроме того, они способны вести учет и в сильный туман. Так, в исследуемый период, когда ночная температура понижалась до -10°C , на реке стоял сильный туман, рассеивавшийся только к 10-11 часам, при этом видимость снижалась до 30-40 метров (рис.3), что делало затруднительным визуальные учеты и, хотя во время тумана косули реже переплывают реку, но именно в этот временной диапазон миграционная активность косули максимальна (Данилкин, 1999).



Рисунок 3 – Утренний туман на реке Норе в районе учета косуль.

Для максимальной фиксации в районе учета число камер должно достигать 10-20 штук при их установке на наиболее перспективном участке, с тем, чтобы зона перекрытия желательного достигала 300 метров (с учетом суммирования зон инфракрасной подсветки). Некоторое число ложных срабатываний и пропусков нивелируется статистикой и представляет погрешность эксперимента. Так как после срабатывания датчика движения косуля не всегда при первом снимке оказывается в секторе съемки, то при фиксации в режиме «фото» необходимо включить «мультирежим» с числом серии снимков не менее трех после срабатывания сенсора. В инструкциях к камерам слежения даются рекомендации по их установке на высоте около 2 метров над землей. По опыту использования фотоловушек для количественных учетов косули на переправе

более предпочтительной оказалась высота 1-1,2 м, т.к. при большей высоте непосредственно перед камерой возникала «слепая» зона, находясь в которой косуля оказывается вне поля объектива, что приводит к образованию пустых кадров. Сравнение результатов фотофиксации и визуальных учетов на одних и тех же участках (дневной период 21 и 22 сентября) показало следующее: общее число дневных мигрантов, зафиксированных фотоловушками составило 22 особи, визуально на этих же участках (суммарной протяженностью примерно 40 м) учтено 24 косули. При этом фотоловушка Bushnell Trophy 119467 учла на 2 косули меньше, чем визуальный метод (по-видимому, это связано с относительно низкой скоростью срабатывания триггера у этой модели и образованием пустых снимков).

Общие сравнительные результаты учета косуль фотоловушками на Мальцевской переправе за весь период наблюдений, а также данные визуального учета, приведены в таблице 2.

Таблица 2 – Сравнительные результаты учета косуль за период с 18 по 26 сентября 2012 г.

Дата учета	18 сен	19 янв	20 янв	21 янв	22 янв	23 янв	24 янв	25 янв	26 янв	Всего за период с 18.09 по 26.09
Дневные мигранты	2	10	3	8	14	4	4	1	1	47
Ночные мигранты	6	15	2	3	6	12	1	1	1	47
Дневные мигранты (визуальный учет)	59	47	33	51	106	75	27	27	55	480

Сравнение данных по визуальному учету и учету фотоловушками на «Мальцевской переправе» показало, что на двух участках, перекрытых сенсорами фотоловушек, общей длиной примерно 35-40 метров, за дневной период было учтено 47 особей косули, что составляет 9,8% от числа косуль, отмеченных при визуальном учете на всем участке длиной в 2,5 км. Интересно, что число дневных и ночных мигрантов, подсчитанных фотоловушками, оказалось практически одинаково, тем не менее, для более достоверных результатов необходимо большее число камер. Поэтому, в сентябре-октябре 2013 г., на этом участке для учета косуль было установлено 5 фотоловушек: 2 – Hawke Prostalk PC2000 mini, 1 – Hawke Prostalk PC8000, 1 – Hawke Prostalk PC5000 Low Glow, 1 – Bushnell Trophy 119467. Отношение дневных мигрантов к ночным по результатам учетов в 2013 г. оказалось равным 0,98, т.е. практически

таким же, что и в 2012 г. Эти данные несколько противоречат результатам исследований, проведенным А.А. Данилкиным в начале 1990 гг. по суточной динамике миграционной активности косули на Мальцевской переправе с помощью бинокля ночного видения, когда ночных мигрантов было почти в три раза меньше, чем дневных. Это расхождение требует дальнейших исследований. Возможно, различие связано с некоторым смещением миграционной активности косули на ночной период из-за беспокоящего фактора. Почему-то именно во время миграции косуль на реке наблюдается повышенная активность передвижения на лодках.

Практика использования фотоловушек показывает, что их пассивные сенсоры способны реагировать не только на крупных, но и достаточно мелких животных. Так, всего за период с 12 по 30 сентября фотоловушками было зафиксировано 4 вида млекопитающих и 2 вида птиц, обработано 313 снимков и видеофрагментов животных, в т.ч. косули – 222 (176 фото, 46 видео), соболь – 47 видео (38 днем, 9 ночью), вороны – 42 видео (все днем), лось – 1 фото (день), медведи – 1 видео (день), сойка – 1 видео (день). Поэтому в НГПЗ их можно применять и для наблюдения за такими редкими птицами, как, например, рыбный филин, без создания фактора беспокойства. Инфракрасная подсветка в темноте животных не беспокоила. Некоторые модели фотоловушек способны записывать видео в формате высокой четкости (модель Bushnell Trophy 119467), что позволяет использовать видеофайлы для создания фильмов в приемлемом качестве. Кроме того, простота работы с фотоловушками дает возможность применять эти устройства в экологическом образовании с участием школьников.

Выводы

Результаты тестирования камер слежения для учета миграции сибирской косули на «Мальцевской переправе» в Норском заповеднике показали, что:

1. Имеется принципиальная возможность использования камер слежения для количественных учетов миграционной активности сибирской косули на переправе в Норском заповеднике. Комбинированные датчики фиксируют животных даже после изменения инфракрасного излучения косуль после их переправы через реку. Наиболее перспективна установка фотоловушек на выходе косуль из реки, на левом берегу. При использовании камер с высокой скоростью срабатывания триггера возможна организация трансекты на левом берегу в глубине лесного массива в 5-10 м от берега, что снизит зависимость от уровня воды в реке.
2. Фотоловушки имеют некоторое преимущество перед визуальными учетами за счет удлинения сроков учета, вплоть до зимнего периода, работы в условиях плохой видимости

(дождь, туман) с установкой водозащитных козырьков и могут служить дополнением для визуальных учетов.

3. Поскольку учитывается относительная численность косуль, фотоловушками не обязательно полностью перекрывать весь участок в 2,5 км. Тем не менее, для статистически более достоверных результатов на этом отрезке желательно установить 10-20 фотоловушек.
4. Если нет необходимости использования режима «видео», учет вести в режиме «фото» в «мультирежиме» с числом снимков не менее трех в серии.
5. Для более полного учета косуль на выходе из реки высота установки камер над землей не должна превышать 1,2 м.
6. Данные, полученные с помощью фотоловушек, позволяют идентифицировать половую и возрастную принадлежность косуль как в дневной, так и ночной периоды, а наличие датчиков температуры с печатью температурных значений в кадре дают важную дополнительную информацию по изучению динамики миграционной активности сибирской косули в зависимости от температуры окружающего воздуха.

Благодарности

Авторы выражают благодарность егерям Иверского заказника Решетнику А.Ф. и Артюхову М.Н. за помощь в организации фотоучета.

Список литературы

Алтухов А.В., Бурканов В.Н., Рязанов С.Д., 2011. Автономная фотосистема для мониторинга лежбищ сивучей. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 4.

Данилкин А.А., Дарман Ю.А., Минаев А.Н., 1994. К экологии мигрирующей популяции сибирской косули. Экология, №6. с. 61-69.

Данилкин А.А. 1999. Млекопитающие России и сопредельных регионов. Олени (*Cervidae*). – М.: ГЕОС, 552 с.

Дарман Ю.А., Титов Д.С., Колобаев Н.Н., 2003. Миграционная активность сибирской косули *Capreolus pygargus* Pall. в Норском заповеднике. Сборник статей к 5-летию Норского заповедника, Благовещенск-Февральск. с. 90-92.

Джексон Р., Роу Д., Вангчук Р., Хантер Д., 2010. Изучение группировок снежного барса с помощью фотоловушек. Методическое руководство. Пер. с англ. Красноярск, 158 с.

Желтухин А.С., Пузаченко Ю.Г., Волков В.П., Котлов И.П., Желтухин С.А., 2011. Использование фотоловушек Reconyx для мониторинга популяций крупных млекопитающих в Центральном-Лесном заповеднике. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции, 28-29 ноября 2011 г., – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 26.

Карнаухов А.С., Поярков А.Д., Александров Д.Ю., Ванисова Е.А., Эрнандес-Бланко Х.А., Чистополова М.Д., Рожнов В.В., 2011а. О применении фотоловушек при изучении ирбиса. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 30.

Карнаухов А.С., Поярков А.Д., Александров Д.Ю., Ванисова Е.А., Эрнандес-Бланко Х.А., Чистополова М.Д., Рожнов В.В., 2011б. Использование фотоловушек при изучении видового состава млекопитающих Юго-Западной Тувы. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 31.

Колчин С.А., Ткаченко К.Н., 2011. Применение фотоловушек в изучении крупных хищных млекопитающих юга Дальнего Востока. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 33.

Кулемеев П.С., 2011. Опыт использования фотоловушек для изучения мигрирующей косули сибирской *Capreolus rufargus* (Pallas, 1771). Научные исследования заповедников и национальных парков Южной Сибири / Отв. ред. В.В. Непомнящий. – Новосибирск: Издательство СО РАН, 2011. Выпуск 1, с. 15-17.

Лазуткин А.Н., 2011. Применение доступных фотоловушек для исследований мелких млекопитающих. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 43.

Летопись природы. Государственный природный заповедник «Норский», 2002-2010. Февральск, т. 3-11.

Маслов М.В., Рожнов В.В., 2011. Оценка морфологических и размерных показателей при идентификации особей пятнистого оленя (*Cervus nippon*) с помощью фотоловушек. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 49.

Мурадов А.С., 2011а. Териофауна Ахар-Бахара Азербайд-

жана согласно методу фотоловушек. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 57.

Мурадов А.С., 2011б. Мониторинг рыси (*Lynx lynx*) в Иллисуйском заповеднике Азербайджана. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 58.

Мурадов А.С., 2011в. Изучение гнездования сапсана (*Falco peregrinus*) с использованием фотоловушки. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 59.

Найденко С.В., Маслов М.В., Эрнандес-Бланко Х.А., Лукаревский В.С., Сорокин П.А., Литвинов М.Н., Котляр А.К., Рожнов В.В., 2011. Использование фотоловушек для оценки численности копытных. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 70.

Пчелкин А.В., Пчелкина Т.А., 2013, Перспективы использования фотоловушек для изучения птиц и млекопитающих в Носком заповеднике. Сборник статей к 15-летию Норского заповедника. Благовещенск-Февральск, ОАО «ПКИ «Зея», с. 7-14.

Редькин Т.А., Соловьев В.А., 2011, Опыт изучения поведения медведя на привале с использованием фотоловушек. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 77.

Родникова А.Ю., Гольцман М.Е., Соколов А.А., Эрих Д., Фьюгли Е., 2011. Использование фотокамер для изучения хищных животных Арктической тундры в зимний период. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 78.

Рыбин А.Н., Скорodelов А.С., Костыря А.В., Микелл Д.Г., Арамилев В.В., 2005. Отчет о проведении учета дальневосточного леопарда с применением фотоловушек на юго-западе Приморского края, зима 2005. Владивосток. 23 с.

Сидорчук Н.В., Рожнов В.В., 2011. Дистанционные методы изучения барсуков: некоторые особенности использования фотоловушек. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 87.

Сидорчук Н.В., Маслов М.В., Рожнов В.В., 2011. Опыт инди-

видуальной фотоидентификации особей европейского и азиатского барсуков с использованием фотоловушек. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 86.

Соколов В.Е., Данилкин А.А., Дарман Ю.А., Минаев А.Н. 1991. Радиопрослеживание мигрирующей популяции сибирской косули. Доклад АН СССР. Т. 320, №4. с. 1018-1024.

Соловьев В.А., 2011. Использование фотоловушек для мониторинга охотничьих ресурсов. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 90.

Сутырина С.В., Райли М.Д., Гудрич Д.М., Середкин И.В., Микелл Д.Г., 2011. Мониторинг группировки тигра южной части Сихотэ-Алиньского заповедника с помощью фотоловушек. Дистанционные методы исследования в зоологии. Материалы научной конференции. – М.: Товарищество научных изданий КМК. с. 92.

Danilkin A.A., Darman Yu.A., Minayev A.N. 1992. The seasonal migrations of a Siberian Roe deer population. *Revue Ecology (Terre Vie)*, V. 47. pp. 231-243.

Maffei L., Cuèllar E., Noss A., 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *J. Zool. London*. V. 262. pp. 295-304.

Marnewick K., Funston P.J., Karanth K.U., 2008. Evaluating camera trapping as a method for estimating cheetah abundance in ranching areas // *South African Journal of Wildlife Research*. V. 38. №1. pp. 59-65.

Rovero F., Marshall A.R., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*. V. 46. pp. 1011-1017.

Trolle M., Kery M., 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*, V. 84. №2. pp. 607-614.

ДЕМОГРАФИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ МИЛИТАРИЗАЦИИ ОБЩЕСТВА

Б.Б. Прохоров

Институт народнохозяйственного прогнозирования РАН,
117418, г. Москва, Д-418, Нахимовский проспект, 47,
prokhor36@mail.ru

Реферат. За историю своего существования человечество пережило около 15 тысяч малых и больших войн. XX век был особенно насыщен войнами и военными конфликтами, которые привели к самым большим жертвам за всю историю человечества. На протяжении прошедшего столетия в войнах погибло 140-150 млн. человек, одна треть которых приходится на СССР. Войны поглотили огромные богатства, которые могли бы послужить человечеству. Статья посвящена влиянию милитаризации общества на эволюцию человечества, на жизнь общества и на демографические процессы. Войны непосредственно приводят к гибели большого числа людей молодого трудоспособного возраста. Возникает диспропорция полов, численный перевес женщин над мужчинами, что ведет к деформации брачного рынка. Тяжелые последствия войны – беженцы (массовые перемещения населения), военнопленные, трудовая повинность для гражданского населения. Мигранты, вынужденные покинуть постоянные места проживания, терпят нужду и голод. Их массовое движение в тыл способствует распространению инфекционных болезней.

Ключевые слова. Война, локальная война, население, вооруженные силы, генофонд человечества, общественное здоровье, эпидемия.

DEMOGRAPHIC CONSEQUENCES OF MILITARIZATION OF SOCIETY

B.B. Prokhorov

Institute of Economic Forecasting of the Russian Academy of Sciences,
D-418, Nakhimovskiy av., 47, 117418, Moscow, Russia,
prokhor36@mail.ru

Summary. The mankind has survived 15 000 small and big wars over its history. The 20th century was especially rich in wars and military conflicts which led to most numerous tolls over the whole history of the mankind. Over the 20th century, 140 – 150 millions of people were killed in wars, and one third of them were USSR citizens. Huge resources that may have served to the mankind were destroyed by wars. The paper is

devoted to the effects of militarization of society on the mankind evolution, societal life, and demographic processes. Wars lead directly to numerous life losses of people of young productive age. Gender disproportion emerges, namely, men to women ratio shifts towards women. This causes a deformation of the marital market. Wars also have such heavy consequences as refugees (mass displacement of population), prisoners of war, labor conscription for civilians. Forced to leave their permanent habitats, migrants are exposed to distress and hunger. Their mass movement to rear contributes to the spread of infectious diseases.

Keywords. War, local war, population, military force, mankind genetic pool, societal health, epydemic.

Войны в истории человечества

Война представляет собой процесс, направленный на разрешение общественно-политических, экономических, идеологических, а также национальных, религиозных, территориальных и других противоречий между государствами, народами, нациями, классами и социальными группами средствами вооруженного насилия. Война ведет к качественному изменению всех сфер общественной жизни: политической, экономической, социальной, духовной, ибо происходит их кардинальная перестройка на военный лад.

Главным орудием войны служат вооруженные силы, способные вести широкомасштабную вооруженную борьбу. Война, как правило, приводит к крупным человеческим жертвам, утрате материальных, духовных ценностей, разрушительно воздействует на общество. Особенность современных войн состоит в том, что они ведутся не только одной армией, но всей страной в целом. Во время войны мобилизуются материальные и духовные силы народа. Экономика перестраивается на военный лад. Меняется направленность развития науки. Даже естествознание используется для совершенствования оружия. Научно-техническая революция устранила географические и природные ограничения для применения вооружения и военной техники. Не только земля, но и космос, небо, вода и подводное пространство стали доступны для активной военной деятельности. Появились принципиально новые виды оружия массового поражения и интенсивно ведутся разработки средств уничтожения на качественно новой основе: объемно-детонирующее (вакуумное), лазерное, биосферное, метеорологическое и другие виды оружия; боевые космические системы направленной энергии; очаговое разрушение озонного слоя.

История всех стран густо насыщена войнами. Страны побеждали в войнах и проигрывали их. Захватывали другие страны и сами становились жертвами захватчиков. Военная тема во все времена присутствовала в искусстве – фольклоре, литературе, живописи, скульптуре, музыке. Специалисты подсчитали, что за всю историю

человечества на земле было около 300 мирных лет, во все остальное время то в одном, то в другом уголке планеты происходили сражения. Иногда пожар войны охватывал всю планету, так было в 1914-1918 гг., так было в 1939-1945 гг. (Военно-исторический словарь, 2005).

С 1945 г. по начало XXI века в мире было развязано более 150 локальных войн и крупных военных конфликтов. По неполным данным, в них погибло более 25 миллионов человек. Вооруженные столкновения сопровождались огромным количеством небоевых потерь.

Если в годы Второй мировой войны гражданское население, составляло 50%, пострадавшее от военных действий, то в ходе американской агрессии против Вьетнама этот показатель составил 70%, а во время вторжения Израиля в Ливан (1982) возрос до 90%. Во время индо-пакистанского конфликта 1971 года вынуждены были покинуть свои земли и погибли около 10 млн. человек.

В 1941 г. началась Великая отечественная война, в 1945 г. СССР начал войну с Японией, далее произошли войны в Афганистане и Чечне, позже в Грузии, в 2014 г. в Украине. Еще было участие наших военных в локальных войнах на чужой территории. Простой перечень военных событий, в которых участвовала Россия и Советский Союз, показывают естественное стремление государства укреплять свое военное могущество.

На важный аспект изменения классического милитаризма конца XIX и большей части XX веков обращает внимание В.А. Золотарев (2001): «В XXI веке милитаризм превращается в глобальное явление – в монстра с качественно новыми параметрами. Один из них позволяет именовать современный милитаризм «геомилитаризмом», который представляет собой непосредственное орудие физического «уничтожения всего живущего на Земле». Геомилитаризм – не что иное, как военная сфера земной цивилизации».

Война и эволюция человечества

В сфере интересов различных наук постоянно возникают вопросы о роли войны в жизни людей. Особый интерес представляет проблема влияния войны на эволюцию человека. Существует несколько взглядов на эту проблему. Согласно одному из них, человек по натуре агрессивен, воинствен, драчлив и поэтому постоянно возникают войны. Агрессивность рассматривается как наследие животных предков, врожденный инстинкт, результат воздействия окружающей среды, социо-культурных факторов и т.п.

По другой теории, человек по своей природе миролюбив и добродушен, а воинственность ему прививается условиями жизни, насильственным вовлечением в войны, процессом социализации индивидов.

Еще один взгляд на проблему: общество состоит как из генетически воинственных, так и миролюбивых по своей натуре людей. Чис-

ленное соотношение между этими группами определяет отношение общества к войне и миру. На протяжении всей истории быстро расширялась доля воинственных людей, которая в первой половине XX в. достигла предельной величины. Со второй же половины прошлого столетия началось падение удельного веса этой части населения в высоко развитых странах, и, в наступившем веке, она сократится до незначительного числа, что создаст благоприятные условия для упрочения мира во всем мире. Человек придумал войну, развивал ее, совершенствовал до тех пор, пока она не стала главной угрозой его существованию как вида.

Исследователи по-разному оценивают роль войны в эволюции человека. Одни выделяют позитивное воздействие войны на общую эволюцию человека. Так, Чарльз Дарвин (1953) связывал совершенствование типа человека с войной. Многие его последователи развивали мысль, что войны были движущей силой человеческой эволюции. Другие исследователи придерживаются противоположной точки зрения. Они признают роль войны в эволюции абсолютно негативной. Ведь в войнах гибнут наиболее здоровые, способные и нравственно совершенные люди, а выживают люди с физическими и моральными дефектами – циники, трусы, шкурники, преступники. Тем самым ухудшается генофонд человечества. После каждой, особенно большой войны, человечество становится хуже во всех отношениях, и в первую очередь в нравственном смысле. Третья позиция исходит из противоречивого воздействия войны на эволюцию человека: в одних стимулирует ее прогресс, в других – обуславливает деградацию. Постоянный прогресс в создании все новых вооружений стимулирует интеллектуальные и технические способности человека, а возрастающая разрушительная сила и дальность современного оружия притупляет гуманизм людей.

Проведенные социологические исследования показывают, что различные люди неоднозначно относятся к войне вообще и к военной службе, в частности (Серебряников, 1998). Милитаристы по натуре составляют среди военнообязанного населения всего 3-5%. Следовательно, во всем населении эта группа людей не превышает 1%. Конечно, это усредненные данные. Они обусловлены многими причинами, в первую очередь, воспитанием. Можно вспомнить, что в дореволюционной России были большие группы населения, например, казачество, которые во всех возрастах не мыслили себя вне военной службы. Это была традиция многих поколений, поддерживаемая многочисленными привилегиями со стороны правительства. В дворянских семьях сыновья с детства готовились к службе в армии. И в этой ситуации, помимо семейной традиции и воспитанного чувства чести, материальная сторона играла важную роль. Для мелкопоместного дворянства бесплатное обучение в кадетских корпусах радикально решало проблему обучения детей.

Еще 8-12% военнообязанного населения готовы служить в армии, повинувшись чувству долга, но не испытывают по этому поводу никакого энтузиазма. Значительная часть военнообязанных (до 50%) относится к военной службе отрицательно, но подчиняются в этом вопросе закону (табл. 1).

**Таблица 1 – Типология людей по отношению к войне
(Серебрянников, 1998).**

Типы людей	Характерные черты	Группы людей, относящиеся к данному типу	В % к военно-обязанному населению
Воины по призванию	Люди с «военной косточкой», жаждущие посвятить жизнь военному делу, подвергнуть себя риску сражений	40-50% юношей, идущих в военные училища; 60-70% кадровых офицеров; 70-90% отставников	3-5
Воины по долгу	Не считают военное дело призванием, но идут на службу с пониманием долга	20-30% призывников в мирных условиях; добровольцы в случае нападения агрессора	8-12
Воины по обязанности	Не желающие служить в армии, не рвущиеся на фронт в случае войны, но становящиеся в строй по закону	60-70% годных к воинской службе в 1990-х годах	40-50
Обеспечивающие потребности армии и войны	Работники ВПК		Примерно 1% ко всему населению
Миротворцы	Профессионалы в армиях, а также в других государственных и общественных институтах, посвятившие жизнь предотвращению, прекращению и искоренению войн	10-15% военнослужащих миротворческих сил, сотрудники миротворческих институтов и организаций	
Пацифисты	Морально осуждающие войну	Члены пацифистских организаций, ряда религиозных сект	
Антивоенный человек	Отрицающие любые формы милитаризма		

Таким образом, в наше время, подавляющее большинство населения отрицательно относится к военной службе. В случае войны они пойдут в армию только, сознавая свой гражданский долг. Небольшая часть населения ни в коем случае не возьмут в руки оружие.

Влияние войн на жизнь общества

Развитие науки и техники, к великому сожалению, увеличивают жестокость военных действий и число жертв военных столкновений. Так, в войнах за период с 1801 по 1913 год погибло 5,6 млн. человек, а в результате двух последних мировых войн погибло свыше 82 миллионов человек, в том числе, 60 млн. убитых и 22 млн. умерших от голода и эпидемий, 48 млн. остались инвалидами. Затраты на ведение этих войн составили около 4,5 триллиона долларов (на эту сумму можно было бы, к примеру, обеспечить комфортабельным жильем почти миллиард человек).

В годы Первой мировой войны (1914-1918 гг.) потери на полях сражений убитыми, умершими от ран и боевых отравляющих веществ составили около 10 млн. человек, в том числе:

- Россия потеряла 2,5 млн.;
- Германия – 2 млн.;
- Австро-Венгрия – 1,5 млн.;
- Франция – 1,4 млн.;
- Великобритания – 0,9 млн.;
- Италия – 0,6 млн.;
- Бельгия – 0,115 млн.

К этому надо добавить большое количество погибших в лагерях для военнопленных. Например, в Германии и Австрии из 3 млн. пленных русских солдат умерли почти 500 тыс. человек (16,2%).

В Первой мировой войне участвовало 38 стран. Для военных целей было произведено около 180 тыс. т отравляющих веществ. В конце войны истощенное лишениями и страданиями население Земли было охвачено жестокой эпидемией гриппа («испанки»), от которой погибло около 20 млн. человек (Васильев, 2001).

Вторая мировая война (1939-1945 гг.) была самой разрушительной в истории человечества. В ней участвовало 61 государство, более 80% населения Земли. По неполным данным, материальный ущерб от военных разрушений исчисляется в 316 млрд. долларов в ценах 1938 года. Эта кровопролитная война только в Европе (включая СССР) унесла 40 млн. человек, из них 27 млн. жизней наших соотечественников (Гриф секретности снят, 1993; Максудов, 1995).

Потери Польши составили 6 млн., Югославии – 1,7 миллиона, Франции – 600 тыс., США – 400 тыс., Англии – 370 тыс. человек. Германия потеряла 13,6 млн. человек. Кроме того, государства дру-

гих частей света потеряли, приблизительно, 7,6 млн. убитых военнослужащих и 6 млн. – из гражданского населения. Общие безвозвратные потери в ходе второй мировой войны составили 55 миллионов человек.

После окончания войн бедствия не кончаются. Люди и сельскохозяйственные животные подрываются на минных полях, гибнут корабли в море, столкнувшись со старыми минами. Большую угрозу жизни и здоровью людей несут неразорвавшиеся авиационные бомбы, снаряды, мины, «притаившиеся» рядом с жильем, больницами, школами. Считается, что до 10% боеприпасов не взрывается на поле боя. Они могут детонировать через месяц или через десятки лет. Бывшие районы военных действий опасны для деятельности населения. Нарушается добыча полезных ископаемых, нормальное сельскохозяйственное производство, морское рыболовство; возникают серьезные трудности с гражданским, промышленным и транспортным строительством. На территории нашей страны после Великой Отечественной войны осталось более 84 млн. мин, снарядов и других единиц артиллерийско-технического имущества. 14,5 млн. мин из этого количества было обезврежено, причем каждый год обезвреживалось по 300 – 400 тыс. мин. В процессе разминирования погибло около 4 тыс. человек.

Войны и подготовка к ним создают крайне неблагоприятные условия жизнедеятельности населения, которые весьма отрицательно отражаются на общественном здоровье (Санитарные последствия войны, 1947). При этом, заметно снижается социальное и экономическое благополучие людей. В мирное время содержание большой армии и финансирование мощной оборонной промышленности заметно уменьшают инвестиции в развитие социально-культурной сферы и охрану окружающей среды. В условиях военного времени уменьшается численность населения, большое число молодых людей становятся инвалидами. В послевоенные годы происходит изменение структуры населения. Начало и окончание войны приводит к массовому перемещению больших групп населения во время мобилизации, демобилизации, а также в связи с потоками беженцев.

Демографические процессы предвоенного, военного и послевоенного периодов

Войны приводят к существенной деформации демографической структуры воюющих стран. Происходит сокращение численности населения, сокращается рождаемость, изменяется соотношение мужчин и женщин, особенно в молодых возрастах. Возникшие в военные годы демографические изменения в виде постепенно затухающего шлейфа тянутся на протяжении многих десятков лет.

В годы войны значительно снижается уровень брачности вследствие мобилизации молодых мужчин и откладывания браков.

Откладывание браков и длительный разрыв супружеских связей во время войны приводит к заметному снижению рождаемости. Так, по России общий коэффициент рождаемости по отношению к 1913 г. составил:

- в 1914 г. – 102%;
- в 1915 г. – 88%;
- в 1916 г. – 60%;
- в 1917 г. – 54%.

По расчетам С.А. Новосельского (1916), общий «недород» в России за 1915-1916 гг. составил 6,5 млн. человек, а в целом по Европе 25 млн. человек.

Одна из серьезнейших демографических проблем, связанных с войнами – диспропорция половой структуры в послевоенный период. Важно то, что эта диспропорция захватывает молодые возрасты, наиболее активные в производственной сфере и, что особенно важно, обеспечивающие воспроизводство населения. Половая диспропорция в СССР после второй мировой войны, по данным переписи 1959 г., характеризовалась резким преобладанием женской части населения среди людей старше 20 лет. При этом следует учесть, что после окончания войны прошло 14 лет и соотношения полов несколько изменились.

Таблица 2 – Половой состав населения СССР по переписи 1959 г. (Статистический ежегодник, 2005)

Возраст, годы	Млн. человек		На 1000 мужчин приходится женщин	Превышение числа женщин над мужчинами (в млн. человек)
	мужчины	женщины		
0 – 9	23,6	22,8	963	-0,8
10 – 19	16,1	15,7	975	-0,4
20 – 24	10,1	10,3	1022	0,2
25 – 29	8,9	9,3	1039	0,4
30 – 34	8,6	10,4	1206	1,8
35 – 39	4,5	7,1	1560	2,6
40 – 44	4	6,4	1603	2,4
45 – 49	4,7	7,6	1606	2,9
50 – 54	4	6,4	1605	2,4
55 – 59	2,9	5,8	1993	2,9
60 – 69	4,1	7,6	1863	3,5
70 лет и старше	2,5	5,4	2137	2,9

В Советском Союзе на 45 мужчин приходилось 55 женщин. В старших возрастах (с 35 лет), перенесших на своих плечах все тяготы второй мировой войны, половая диспропорция была выражена еще более резко: на 2 мужчин приходилось 3 женщины.

Анализируя демографические сдвиги после Первой и Второй мировых войн, необходимо подчеркнуть, что выравнивание, коррекция их после Второй мировой войны потребовала значительно больше времени, чем после Первой.

Таблица 3 – Соотношение мужчин и женщин в России перед и после первой и второй мировыми войнами (в %) (Статистический ежегодник, 2005)

Год	Мужчины	Женщины	Преобладание женщин
1913	49,7	50,3	0,6
1940	47,9	52,2	4,2
1970	46,1	53,9	7,8
1979	46,1	53,9	7,8
1989	46,7	53,3	6,6
2002	46,7	53,3	6,6

Из данных табл. 3 видно, что через 20 лет после Первой мировой войны в составе населения преобладали женщины – 4,2%, а через 25 лет после Второй мировой войны, это преобладание составило 7,8%.

При переписи населения в 1970 г. в СССР было зарегистрировано 111,3 млн. мужчин и 130,4 млн. женщин. Таким образом, в 1970 г. мужчины составили 46,1%, а женщины 53,9% населения. К 2002 г. разница между числом мужчин и женщин стала еще меньше. Это соотношение сложилось за счет старших возрастов, переживших Вторую мировую войну. Что касается соотношения между девочками и мальчиками, родившимися после Второй мировой войны, то оно не отличается от обычного соотношения, свойственного населению нашей Планеты.

Мобилизация населения в действующую армию касается мужчин призывного возраста. Очень незначительный процент военных специалистов комплектуется женщинами (врачи, связисты и т.д.). В результате мобилизации, в зависимости от ее масштабов, из сферы промышленного и сельскохозяйственного производства уходят наиболее сильные и квалифицированные кадры, что, несомненно, влияет на уровень производства предметов первой необходимости и продуктов питания. Это обстоятельство, есте-

ственно, сказывается на качестве жизни населения. Уход по мобилизации из семьи кормильца отражается на уровне потребления продуктов питания членами семьи. Кроме того, отрыв мужчин от дома связан с нарушением нормальной функции воспроизводства населения, наносит тяжелую морально-психологическую травму членам семьи. Масштабы мобилизации мужчин в армию во время войны на протяжении столетий неуклонно возрастали во всех странах.

Во время Северной войны России со Швецией (1700-1721 гг.) армия Карла XII насчитывала около 100 тыс. человек. Во время Отечественной войны 1812 г. Наполеон направил в Россию 420 тыс. солдат. Франко-прусская война 1870-1871 гг. потребовала с обеих сторон 1,5 млн. солдат, русско-японская война 1904-1905 гг. – 2 млн.

В XX веке армии стали многомиллионными. В Первую мировую войну в армию было направлено в Германии – 65% мужчин, во Франции – 59%, в Австро-Венгрии – 55%. В Англии за годы войны было мобилизовано 4970 тыс. человек, что составляло по отношению к мужскому населению Соединенного королевства на июль 1914 г. 25,36% (включая Ирландию 27,28%). Кабинет по вопросам живой силы Великобритании в декабре 1917 г. констатировал полное исчерпание ресурсов здорового мужского населения в результате войны. В ряды вооруженных сил было мобилизовано в странах Германского союза 24 млн., в странах Антанты (без России) – 23 млн., в России – 15 млн., во внеевропейских странах – 8 млн. человек, всего около 70 млн. человек.

Кроме мобилизации в армию, миллионы рабочих в тылу были привлечены к производству оружия, самолетов, отравляющих веществ и прочих средств истребления. Непосредственно на производстве боевых средств во Франции было занято 1,75 млн. рабочих, в Англии – 2 млн., в США – 1,25 млн., в Германии – до 2,5 млн. человек. В результате мобилизации и отвлечения рабочей силы на военное производство, воюющие страны очень быстро стали ощущать недостаток продовольствия и средств потребления.

Во время Второй мировой войны массовые мобилизации населения в армии провели все государства, вовлеченные в войну. В Британские вооруженные силы было призвано более 10 млн. мужчин и 500 тыс. женщин. Вооруженные силы Британской империи в мае 1943 г. включали индийскую армию, насчитывающую до 2 млн. человек, канадскую – 750 тыс., австралийскую – 800 тыс., южноафриканскую – 271 тыс. и новозеландскую – 197 тыс. человек. Численность английской армии составляла к середине 1944 г. – 5,25 млн. человек. Мобилизация около трети взрослого мужского населения в армию создала огромную брешь в обеспечении страны рабочей силой. В производство стали интенсивно включать женщин. Во время Второй мировой войне английские женщины играли суще-

ственную роль в экономике страны. К июню 1944 г. из 16 млн. женщин в возрасте от 14 до 59 лет 7,1 млн. были заняты в производстве и на военной службе. Специальная женская армия была мобилизована в помощь сельскому хозяйству.

Медико-санитарная характеристика войн

Санитарные последствия войн уже давно привлекают внимание медиков. По мере того, как все ожесточеннее и разрушительнее становились войны, как все более неблагоприятными оказывалось их влияние на здоровье населения, это внимание непрерывно возрастало (Санитарные последствия войны, 1947).

В XIX веке и начале XX многие выдающиеся представители отечественной медицины указывали на важные демографические проблемы, порождаемые войной, и говорили о значении изучения особенностей сохранения здоровья народа в условиях войны и в послевоенный период (Георгиевский, 1982).

Выдающийся специалист в области военной медицины А.А. Чаруковский (1837) писал, что самой полезной ветвью медицины должна быть «наука о сбережении здоровья», которая по своему назначению и цели непременно станет народной, так как все люди должны знать, как избежать болезни и сберечь здоровье. Н.И. Пирогов (1881) подчеркивал, что: «Народы... поймут, что то небольшое, что приобретает государство войною, не вознаграждает никогда за понесенные убытки и гибель производственных сил, что самая «счастливая» война долго-долго еще отзывается по ее последствиям на народном благосостоянии и на самой нравственности народов».

При оценке санитарных последствий войны для гражданского населения используют показатели: состояния здоровья, физического развития различных групп людей, естественного движения населения. Работы отечественных и зарубежных ученых показали, что неблагоприятные условия жизни, вызванные войной, пагубно отражаются, прежде всего, на здоровье детей и подростков. Это связано с анатомо-физиологическими особенностями их организма. Активные пластичные процессы, происходящие в бурно растущем и развивающемся детском организме, оказываются высокочувствительными к воздействию факторов внешней среды и условиям жизни. Одним из наиболее существенных факторов оказывается качество питания, содержания в пище полноценного белка.

Особую группу составляют показатели прямого воздействия факторов войны на здоровье и численность населения (безвозвратные и санитарные потери населения, инвалидность и ориентировочные показатели отдаленных генетических последствий применения средств массового уничтожения).

Третья группа показателей оценки последствий войны представлена коэффициентами, характеризующими обеспеченность населе-

ния различными видами медицинской помощи и результатами работы основных звеньев системы здравоохранения в период войны.

Таблица 4 – Сопоставление данных числа убитых и умерших во время военных действий с динамикой численности населения (Гриф секретности снят..., 1993)

Годы	Среднегодовое число убитых и умерших (%)	Численность населения в Европе (%)
XVII век	100	100
1700 – 1788	133	132
1789 – 1897	188	253
1898 – 1959	Около 2000	425

Из данных табл. 4. видно, что при увеличении численности населения Европы с XVII по XX век в 4,25 раза число жертв войны в Первой половине XX века возросло в 20 раз. Поэтому воздействие войн на состав и здоровье населения наиболее отчетливо проявляется в войнах XX столетия.

Данные таблицы 5 свидетельствуют о том, что количество жертв, которое понесло человечество во время войн XX столетия, не идет ни в какое сравнение с военными потерями предшествующих столетий. Среднегодовое количество погибших в войнах XX столетия возросло более, чем в 25 раз по сравнению с XIX веком.

Таблица 5 – Число жертв войны в Европе по столетиям

Век	Число убитых и умерших в войнах, млн. чел.	Среднегодовое число убитых и умерших, тыс. чел.
XVII	3,3	33
XVIII	5,2	52
XIX	5,5	55
XX (за 60 лет)	Свыше 82,0	Около 1367

В войнах нашей эпохи военные потери от непосредственного воздействия оружия противника наблюдаются как среди личного состава вооруженных сил, так и среди мирного населения воюющих государств. Кроме того, среди населения военные потери в большей мере возникают как следствие различных неблагоприятных

социально-гигиенических факторов (миграция, ухудшение питания, жилищно-бытовые условия и т.д.). Все они могут привести к массовой гибели мирных жителей.

Во Второй мировой войне возросли потери мирных жителей от прямого действия боевого оружия. В результате бомбардировок фашистской авиацией голландского города Роттердама было 30 тыс. убитых и раненых. Гражданское население Японии от бомбардировок (в том числе и ядерных) потеряло убитыми, примерно, столько же, сколько и армия этой страны в боях на фронтах – около 467 тыс. человек. Огромное число мирных жителей было убито при бомбардировках Белграда, Варшавы, Дрездена, Ленинграда и других городов, уничтожены целые города и населенные пункты. Все человечество помнит трагедии Хиросимы, Нагасаки, Ковентри.

История войн и эпидемий убедительно свидетельствует о том, что эти два вида социальных потрясений тесно связаны между собой. В многочисленных трудах отечественных и зарубежных ученых, изучавших закономерности возникновения и развития эпидемий войны и, связанные с ними лишения, население воюющих государств рассматриваются в качестве одной из важнейших причин, способствующих развитию эпидемических болезней (Башенин, 1955; Васильев, 2001, Лотова, Идельчик, 1967 и др.).

Большинство войн прошлых веков обычно сопровождалось развитием эпидемий, которые уносили большее число жертв, чем оружие, применявшееся в ходе военных действий. Очень велико общее число жертв в Европе от различного рода эпидемий, особенно от сыпного тифа, за период наполеоновских войн. Никакого учета этих жертв в то время не велось. Несомненно одно, что количество переболевших дизентерией, брюшным и сыпным тифом было огромно. Например, число болевших сыпным тифом только в Германии было не меньше 2-3 млн. человек. Общее число умерших от сыпного тифа в Германии лишь за 1813-1814 гг. определяется в 200-300 тыс. человек.

Сопровождалось эпидемиями и большинство последующих войн XX столетия, причем, главное место среди инфекционных болезней, поражающих войска и гражданское население, по-прежнему продолжал занимать сыпной тиф (Башенин, 1955).

Много бедствий, связанных с возникновением эпидемий, принесла Крымская война 1853-1856 гг. Во время этой войны эпидемические болезни получили широкое распространение в войсках всех воюющих государств. В Южной и Западной русских армиях свирепствовал сыпной тиф, которым заболело 79533 нижних чина и 331 офицер, из них умерли 16004 человека (Наумова, 2010).

В лагере союзных англо-французских войск, осаждавших Севастополь, помимо эпидемии сыпного тифа, возникли массовые заболевания холерой. Общее представление о размере потерь личного состава воюющих армий от болезней, главным образом, эпидеми-

ческих во время Крымской войны 1853-1856 гг., дает таблица 6. Крымская война, так же, как и предыдущие войны, явилась источником распространения эпидемий во многих странах Европы. Из Крыма сыпной тиф был занесен в Одессу, затем на Украину и через некоторое время охватил ряд губерний России. Французские войска, возвратившиеся домой после Крымской кампании, привезли сыпной тиф на родину. Эпидемия сыпного тифа охватила все южное побережье Франции; особенно жестокой она была в Марселе и Авиноне. Вспышки сыпного тифа отмечались в то время в Константинополе, Силезии, Австрии. В 1856 г. эпидемия сыпного тифа возникла в Лондоне.

Таблица 6 – Число умерших от болезней и количество убитых и умерших от ран во время Крымской войны 1853-1856 гг.

Армия	Погибло от оружия неприятеля	Умерли от болезней	Отношение числа боевых потерь к числу умерших от болезней
Французская	20 240	73 375	100 : 373
Английская	4 602	17 580	100 : 382
Турецкая	20 900	24 500	100 : 120
Русская	46 121	88 755	100 : 190

В период Русско-турецкой войны 1877-1878 гг. среди личного состава войск и местного населения, проживающего на территории театра военных действий, вновь широко распространились эпидемические болезни. Еще во время сосредоточения русской армии в Бессарабии среди солдат стали отмечать появление отдельных заболеваний сыпным тифом. К маю 1877 г. при передвижении войск по Дунаю количество больных сыпным тифом достигло 500 и продолжало быстро нарастать. Эпидемия в Дунайской армии резко усилилась после зимнего перехода через Балканы, когда русские войска заняли оставленную неприятелем совершенно опустошенную местность, на которой свирепствовал сыпной тиф. Поскольку должная система противоэпидемических мероприятий как в Дунайской, так и в Кавказской армии во время русско-турецкой войны 1877-1878 гг. еще отсутствовала, эпидемические болезни получили среди личного состава самое широкое распространение (Тарле, 1941-1943). При этом, бедствия русской армии не ограничивались эпидемией только одного сыпного тифа. В не меньшей мере в ней свирепствовали возвратный и брюшной тиф. Во время этой войны число умерших от болезней вновь значительно превысило число

убитых и умерших от ран. На 100 убитых и умерших от ран приходилось в дунайской армии 208 и в кавказской армии – 643 умерших от болезней.

Эпидемические болезни свирепствовали в эту войну и в турецкой армии, хотя количество заболевших в ней осталось не уточненным. Известно только, что среди 57 тыс. военнопленных турок было зарегистрировано 13983 случая заболеваний сыпным тифом. И вновь армия в Русско-турецкую войну 1877 – 1878 гг. явилась источником эпидемии сыпного тифа среди населения России.

За 132 года (с 1733 по 1865 г.) в результате европейских войн было более 8 млн. человеческих жертв:

- от ранений – 1,5 млн.;
- от эпидемических болезней – 6,5 млн. человек.

С начала XX века это положение коренным образом изменилось. Потери в войсках от неприятельского оружия стали превышать потери от болезней. Это, прежде всего, явилось результатом повышения поражающих возможностей оружия. Не меньшее значение имел успех в области профилактики эпидемических заболеваний и создание действенной системы противозэпидемической защиты личного состава войск и гражданского населения. Несмотря на успехи эпидемиологии и гигиены, войны и в XX веке, как правило, сопровождались увеличением эпидемической заболеваемости, которая нередко принимала характер более или менее значительных эпидемических вспышек. В тех случаях, когда лишения населения, вызванные длительной войной, влекли за собой резкое снижение сопротивляемости человеческого организма возбудителям инфекционных заболеваний, эпидемии вновь и вновь охватывали огромное количество людей (Башенин, 1955).

В Русско-японскую войну 1904-1905 гг. общее число больных в обеих армиях продолжало оставаться значительным. При этом, число инфекционных больных в русской армии, достигавшее 32,7% от общего числа заболевших, лишь немного уступало количеству раненых и контуженных. Наибольшее распространение получили острые желудочно-кишечные инфекции. Общее количество заболевших ими достигло 73182 человека, в том числе только больных брюшным тифом насчитывалось 23771. В войсках русской армии во время войны были выявлены даже такие относительно редко встречающиеся в мирное время инфекционные заболевания, как оспа – 245 случаев и сибирская язва – 976 случаев.

Гражданская война в России, сопровождавшаяся иностранной военной интервенцией и экономической блокадой, резко ухудшила и без того неудовлетворительное материально-экономическое состояние страны. Население городов голодало, страдало от холода; жители городов и деревень испытывали острый недостаток многих предметов первой необходимости, в том числе, мыла. Все это благоприятствовало небывало широкому распространению эпи-

демии паразитарных тифов. Общее количество заболеваний сыпным тифом за период 1918-1920 гг. по разным оценкам составляло от 15 до 25 млн. больных (Сысин, 1922).

Вслед за сыпным тифом, но только в меньших размерах, шло распространение эпидемии возвратного тифа, но и она к 1920 г. достигла чрезвычайно высокого уровня – более 1 млн. заболевших. При далеко не полной их регистрации в период с 1919 по 1923 г. по нашей стране было зарегистрировано около 3,5 млн. больных возвратным тифом. Даже по сравнению с предшествующим эпидемически неблагоприятным периодом Первой мировой войны значительно увеличилось число больных брюшным тифом, дизентерией и холерой (Лотова, Идельчик, 1967).

В годы Великой Отечественной войны подъем инфекционной заболеваемости также не миновал нашу страну. (Опыт советской медицины..., 1949-1955). В ряде тыловых районов в результате ухудшения их санитарного состояния, в связи с большим притоком населения, эвакуированного из зоны военных действий, отмечались появление и рост заболеваний сыпным и брюшным тифом, дизентерией, малярией. В некоторых местах население увеличилось в 1,5-2 раза при неизменившемся жилым фонде и ограниченных экономических ресурсах народного хозяйства. Это сказалось и на заболеваемости личного состава войск Действующей армии. Из общего числа больных сыпным тифом, зарегистрированных в 1942 г. в действующих войсках, 66% составляли больные, выявленные среди пополнения, прибывшего из тыловых районов.

Вторая мировая война дает и другие примеры, свидетельствующие о том, какие большие размеры могут принимать вспышки инфекционных заболеваний в тех случаях, когда боевые действия войск проходят в географических условиях, резко отличающихся от привычных для их личного состава. Так, высокая заболеваемость лихорадкой цуцугамуши в английских и американских войсках оказывала в ряде случаев неблагоприятное влияние даже на ход боевых действий на Тихоокеанском театре войны. Например, через 6-12 дней после высадки американских войск на острове Сансапор, лихорадкой цуцугамуши заболело 400 человек. Высокий процент заболеваемости лихорадкой цуцугамуши отмечался также среди личного состава английских войск, находившихся в Бирме. Число заболевших в некоторых частях достигало 20% личного состава. Всего в англо-американских войсках, находившихся на Тихоокеанском театре военных действий, по неполным данным, было зарегистрировано около 20 тыс. заболеваний лихорадкой цуцугамуши.

Связь между ростом инфекционной заболеваемости и условиями военной обстановки вновь отчетливо проявилась в период локальных войн последнего времени. Так, во время войны в Корее (1950-1953) среди личного состава армии США резко возросла заболеваемость геморрагическими лихорадками, малярией и лихорадоч-

ными заболеваниями неизвестной этиологии. Во французских войсках в период войны в Алжире (1956-1962) отмечалась высокая заболеваемость инфекционным гепатитом; в отдельных частях эта болезнь поражала до 60-80% личного состава.

В американских войсках, оккупировавших Южный Вьетнам, была зарегистрирована высокая заболеваемость малярией, лихорадкой неизвестной этиологии, острыми желудочно-кишечными и венерическими болезнями. Из общего числа солдат сухопутных войск, находившихся на лечении в армейских медицинских учреждениях, 70% госпитализировалось по поводу различных заболеваний, причем до 75% из них составляли больные малярией.

Социально-экономические последствия военных действий

Особенность современных войн состоит в том, что они ведутся не только армией, но всей страной в целом. Во время войны мобилизуются материальные и духовные силы народа. Экономика перестраивается на военный лад. Меняется направленность развития науки.

Таблица 7 – Последствия военных действий для разных групп людей

Группы людей	Возможные последствия военных действий							
	Гибель	Ранения	Эпидемии	Болезни	Голод	Стресс	Потеря родных	Потеря имущества
Войска-победители	5	5	2-3	3	1	5	3	1
Войска побежденные	5	5	3-4	4	2	5	3	1
Военнопленные	2	2	4-5	4	3	5	3	1
Мирные жители в оккупации	3	3	5	5	5	5	5	3-4
Мирные жители в эвакуации	1	1	3	3	3	5	4	5
Мирные жители в тылу	1	1	2	3	2	4	2	1

Примечание. Показатель интенсивности: 1 – обычный; 2 – средний; 3 – повышенный; 4 – высокий; 5-максимальный

Одним из тяжелейших последствий войны является разрушение производственных, социально-бытовых объектов и инфраструк-

туры, для восстановления которых необходимы очень большие средства, а до ввода их в строй население терпит нужду, нехватку самого необходимого. В результате военных действий гибнут исторические и культурные ценности (архитектурные ансамбли, произведения живописи, скульптуры, прикладного искусства, библиотеки), восстановить которые, часто невозможно и утрата которых наносит невосполнимый ущерб исторической памяти народа.

В таблице 7 приведены экспертные оценки воздействия факторов военного времени на различные группы населения воюющих стран. Наибольшие потери в результате гибели и ранений происходят на театре военных действий среди солдат и офицеров, непосредственно участвующих в боевых действиях. Иногда потери победителей превышают потери побежденных. Так, во время Великой отечественной войны 1941-1945 гг. потери советских войск составили 9 млн. человек, а германской армии 6 млн. Потери мирного населения СССР были 18 млн., а в Германии – 7 млн. (Гриф секретности снят..., 1993).

От военных невзгод страдают военнопленные и мирные жители на оккупированных территориях. За время войны в немецких концентрационных лагерях из 5,7 млн. советских военнопленных погибли 3,3 млн. Огромные потери несли колонны военнопленных на пути к лагерям.

Проблемы беженцев и военнопленных

Наряду с мобилизацией и военными потерями, миграция населения является неизбежным и важным фактором, оказывающим влияние на демографическую характеристику населения.

На протяжении всей истории войн население покидало места своего постоянного жительства, когда они становились ареной боевых действий. Миграция населения во время войн имела и другие формы – насильственный и организованный угон поработанного народа в страну противника для использования на различных работах. Эта форма, также имеющая древнюю историю, не утратила своего значения до наших дней.

Какие бы формы не имела миграция, перемещение больших масс людей в обстановке военного времени пагубно отражается на состоянии здоровья людей, а в некоторых случаях и при известных условиях отрицательно сказывается и на здоровье коренного населения, на территорию которого прибывают перемещенные лица.

Во время Второй мировой войны, в Европе осталось без крыши над головой 60 млн. человек. Происходил массовый уход населения из городов, подвергавшихся налетам авиации противника. Вынуждены были искать пристанища в других местах семьи, оставшиеся без жилья. В Англии было разрушено или приведено в негодность 30% жилого фонда страны, во Франции – 15%. Из городов

Англии было эвакуировано в сельскую местность 1,3 млн. человек, из городов Германии – несколько миллионов человек. В 1940 г. 10 млн. французов бежали с севера на юг в неоккупированные районы.

подавляющее большинство беженцев – это женщины, старики и дети. Очень часто, под влиянием страха и при отсутствии надлежащей организации эвакуации, они забирали с собой вместо теплой одежды и продовольствия предметы совершенно бесполезные в тяжелой дороге. Конечно, в такой обстановке многие люди заболели и умирали, не получив медицинской помощи. Немало беженцев погибло в результате бомбежек вражеской авиацией толп беззащитных и беспомощных мирных людей.

Миграция населения отмечается почти во всех военных конфликтах и локальных войнах наших дней. В период арабско-израильской войны (1967) сотни тысяч арабов бежали из своих городов и деревень. Только в долине реки Иордан было сосредоточено 1,6 млн. арабских беженцев, обитавших в ужасных условиях. В 1971 г. около 10 млн. беженцев покинули Восточный Пакистан и перешли границу Индии, спасаясь от военного режима Пакистана, обрекая себя на голод, нищету и болезни. Миграция населения во время войны, какие бы формы она не имела, является одним из существенных факторов, отрицательно отражающихся на состоянии здоровья населения.

Концентрационные лагеря для военнопленных и мирного населения впервые стали применяться англичанами во время Англо-бурской войны 1898-1902 гг. Потом они стали использоваться в других странах. Широко известны фашистские лагеря – Освенцим, Майданек, Бухенвальд, Дахау, – в которых погибли миллионы мирных граждан и военнопленных.

Военнопленным, попавшим в немецко-фашистскую неволю, приходилось переносить голод, совершать утомительные марши, испытывать жестокость обращения с ними администрации лагерей и другие лишения. Отмечались случаи массовых казней советских военнопленных, а также расстрелов английских и итальянских офицеров. Военнопленные выполняли самую тяжелую работу. Особенно жестоко обращались с советскими военнопленными (Полян, 1996).

Список литературы

Башенин В.А. 1955. Курс частной эпидемиологии. – Л.: Медгиз ЛО. 556 с.

Васильев К.Г. 2001. История эпидемий и борьба с ними в России в XX столетии. – М.: Медицина. 256 с.

Военно-исторический словарь. 2005. – М-Минск: АСТ-Харвест. 992 с.

Георгиевский А.С., Гладких П.Ф., Леонов И.Т. и др. 1982. История военной медицины: Учеб. Пособие. Под ред. проф. А.С. Георгиевского. – Л.: Б. и., 119 с.

Гриф секретности снят: Потери вооруженных сил СССР в войне, боевых действиях и военных конфликтах: статистическое исследование. 1993. – М.: Воениздат. 416 с.

Дарвин Чарлз. 1953. Происхождение человека и половой отбор. – М.: Изд. АН СССР. 1041 с.

Золотарев В.А. 2001. Военная безопасность государства Российского. – М.: Кучково поле. 484 с.

Лотова Е.Н, Идельчик Х.И., 1967. Борьба с инфекционными болезнями в СССР. 1917-1967. Очерки истории. – М.: Медицина. 432 с.

Максудов С. 1995. Потери населения СССР в годы Второй мировой войны. Население и общество. №5.

Новосельский С.А. 1916. Смертность и продолжительность жизни в России. Петроград: Типография МВД.

Наумова Ю.А. 2010. Ранение, болезнь и смерть: Русская медицинская служба в Крымскую войну 1853-1856 гг. – М.: REGNUM. 320 с.

Опыт советской медицины в Великой Отечественной Войне 1941-1945 гг. и 1949-1955. В 35 томах. – М: Медгиз.

Пирогов Н.И. 1881. Дневник старого врача.

Полян П.М. 1996. Жертвы двух диктатур. Остербайтеры и военнопленные в Третьем Рейхе и их репатриация. – М.: Ваш выбор ЦИРЗ. 422 с.

Санитарные последствия войны и мероприятия по их ликвидации. 1947. Труды 1-й конференции. – М.

Серебряников В.В. 1998. Социология войны. – М.: Изд-во «Ось-89». 317 с.

Статистический ежегодник. 2005. – М.: Роскомстат. 819 с.

Сысин А.Н. 1922. Эпидемии в России в 1914-1922 гг. Врачебная газета. №10-11.

Тарле Е.В. Крымская война. 1941-1943. – М., Том 1-2.

Чаруковский А.А. 1837. Военно-походная медицина. – СПб.

**ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ МИКРОБНОГО РАЗРУШЕНИЯ
НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ОПЫТ МОНИТОРИНГА
РАСПРОСТРАНЕНИЯ НЕФТЕОКИСЛЯЮЩИХ
МИКРООРГАНИЗМОВ В ЮГО-ВОСТОЧНЫХ ЧАСТЯХ
БАЛТИЙСКОГО И КАРСКОГО МОРЕЙ**

Т.А. Щука^{1,3)}, *Ю.Л. Володкович*^{2,3)}

¹⁾ Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН,
Россия, 117997, г. Москва, Нахимовский проспект д. 36, t_pike@mail.ru.

²⁾ Институт географии РАН,
Россия, 109017, г. Москва, Старомонетный пер., д. 29.

³⁾ Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН,
Россия, 107258, г. Москва, ул. Глебовская, д. 20б.

Реферат. Для оценки нефтяного загрязнения в прибрежных водах Балтийского и Карского морей определено содержание нефтеокисляющих микроорганизмов. Получена экспериментальная оценка биодegradационного потенциала бактериопланктона. Средние значения наиболее вероятной численности нефтеокисляющих микроорганизмов в юго-восточной части Балтийского моря составили: в зимний период – $10 \cdot 10^2$ кл./мл; в весенний период – $10 \cdot 10^3$ кл./мл; в летний и осенний периоды – $10 \cdot 10^4$ кл./мл. Показано, что в Балтийском море в летний период резкое увеличение частоты регистраций нефтеокисляющих микроорганизмов с высокой численностью 10^4 – 10^5 кл./мл может быть вызвано продолжительным повышением средней температуры поверхностных вод до 23°C. В составе бактериопланктона Карского моря выявлено присутствие нефтеокисляющих микроорганизмов с уровнем численности до 10^2 кл./мл. Повышенный уровень активности бактериопланктона по биодegradации нефти был более выражен в устьевой зоне Енисейского залива. Относительно высокие уровни биодegradационного потенциала бактериопланктона (6-11%) были определены к северовостоку от о-ва Новая Земля.

Ключевые слова: нефтеокисляющие микроорганизмы, биодegradационный потенциал, Карское море, Балтийское море, нефтяное загрязнение.

Аббревиатуры: нефтеокисляющие микроорганизмы – НМ, биодegradационный потенциал – БП, нефтяные углеводороды – НУ, загрязняющие вещества – ЗВ, наиболее вероятная численность – НВЧ, научно-исследовательское судно – НИС, МРТК – малый рыболовный траулер с кормовым тралением.

**A STUDY OF MICROBIAL DEGRADATION PROCESSES
IN OIL POLLUTION AND THE EXPERIENCE OF SPREAD
MONITORING FOR OIL-OXIDIZING MICROORGANISMS
IN SOUTH-EASTERN PARTS OF THE BALTIC SEA
AND THE KARA SEA**

T.A. Shchuka^{1,3)}, *Yu.L. Volodkovich*^{2,3)}

¹⁾ P.P. Shirshov Institute of Oceanology of RAS,
36, Nakhimovsky prospect, 117997, Moscow, Russia, t_pike@mail.ru.

²⁾ Institute of Geography of RAS,
29, Staromonetny lane, 109017, Moscow, Russia.

³⁾ Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS,
20B, Glebovskaya str., 107258, Moscow, Russia.

Summary. Density of oil-oxidizing microorganisms is measured for the assessment of oil pollution in the coastal waters of the Baltic Sea and the Kara Sea. Experimental estimation of the biodegradation potential of bacterial plankton is obtained. Mean values of the most probable number of oil-oxidizing microorganisms in the south-eastern part of the Baltic Sea are as follows: $10 \cdot 10^2$ cells/ml in winter; $10 \cdot 10^3$ cells/ml in spring; $10 \cdot 10^4$ cells/ml in summer and autumn. It is shown that a sharp increase in frequency of high density records for oil-oxidizing microorganisms (10^4 – 10^5 cells/ml) in summer may be caused by a long-term increase in the mean temperature of surface water (up to 23°C). The presence of oil-oxidizing bacteria at a level of 10^2 cells/ml is detected for the Kara Sea bacterioplankton. Elevated level of biodegradation activity in bacterial plankton is more pronounced in the mouth of the Yenisei Gulf. Relatively high levels of biodegradation potential (6-11%) are found in bacterial plankton to the North-East from the Novaya Zemlya.

Keywords: oil-oxidizing microorganisms, biodegradation potential, Kara Sea, Baltic Sea, oil pollution.

Введение

Современное промышленное освоение морских акваторий, связанное, в первую очередь, с нефтедобычей и транспортировкой нефти, представляет опасность для морских экосистем, нарушая их естественные биогеохимические процессы. Объёмы этой антропогенной нагрузки существенны. Начиная с 1970 г., в океаны было аварийно разлито около 5,6 млн т нефти (ITOPF, 2006), а количество антропогенных углеводородов, поступающих из всех источников, составляло 1,3 млн. т ежегодно (Немировская, 2008). Нефтяное загрязнение наиболее опасно для северных морей, поскольку низ-

кие температуры окружающей среды способствуют замедлению процессов деградации нефти и накоплению нефтяных углеводородов в морских организмах (АМАР, 2007; Немировская, 2004).

Хроническое загрязнение нефтяными углеводородами морских акваторий привело к тому, что морские микроорганизмы, обладающие хорошей адаптацией и многообразием физиологических свойств, приспособились к их присутствию и приобрели способность разрушать и утилизировать эти загрязняющие вещества. Такие высокочувствительные организмы относят к индикаторам нефтяного загрязнения (Цыбань и др., 1990; Израэль и др., 2005). В силу особенностей своего генетического аппарата и ферментативных систем, а также интенсивности метаболизма бактерии высоко активны и скорее реагируют на загрязнение окружающей среды, чем высокоорганизованные организмы (Израэль, Цыбань, 2009; Ильинский, Семенов, 2000).

Большинство нефтеокисляющих микроорганизмов вырабатывают поверхностно-активные вещества или эмульгаторы, которые инициируют разрушение различных нефтяных компонентов (Abraham et al., 1998). В настоящее время в различных морях выделен целый ряд бактерий, разрушающих нефтяные углеводороды на разных этапах, среди них такие группы, как *Cyanobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Flavobacteria*; кроме того, способность к разложению нефти определена у некоторых простейших (Daisuke et al., 2008). В зависимости от особенностей морских экосистем родовой состав нефтеокисляющих групп бактерий может существенно различаться (Коронелли и др., 1994). Показано также, что число видов бактерий, разрушающих нефть, растет по мере усиления нефтяного загрязнения (Рубцова, Егоров, 2004; Бузалева и др., 2008). Некоторые исследователи относят важнейшую роль в биодеградации нефтяного загрязнения цианобактериям (Raghukumar et al., 2001; Abed et al., 2002), что особенно актуально при исследовании экосистем Балтийского моря, подверженным разрушительным воздействиям «цветений» сине-зеленых микроводорослей.

В нашей работе под нефтеокисляющими микроорганизмами (НМ) принимается совокупность микроорганизмов, использующих нефтяные углеводороды в качестве источника углерода и энергии, эффектом активности которых является разрушение нефтяных углеводородов (НУ).

Анализ численности НМ дает представление о локализации и интенсивности процессов микробного разрушения нефти и используется для индикации нефтяного загрязнения. Численность НМ предложено использовать для индикации и картирования загрязненности морской воды нефтью в конце XIX – начале XX вв. (Мионов, 1971; Мионов, 1972; Цыбань, 1976). Степень активности НМ является важным показателем биологической индикации состояния загрязнения морской среды. Высокий уровень биоразрушения

нефти может свидетельствовать как о загрязнении контролируемой акватории в настоящее время, так и о предшествующих условиях распространения нефтяных НУ, включая возможные поступления нефти в аварийных ситуациях или хроническое загрязнение, вызвавших формирование высокоактивных специфических (индикаторных) популяций НМ (Цыбань, Симонов, 1978; Израэль, Цыбань, 2009). Например, аварийный разлив нефти у о. Сахалин длительное время сопровождался увеличением численности НМ на один-два порядка (Бузолева и др., 2008).

Биодеградационный потенциал (БП) – термин предложенный авторами, характеризует способность локальных популяций бактериопланктона трансформировать максимально возможное количество НУ за определенный период времени.

Целью наших исследований было:

- изучение распространения, численности и БП НМ в прибрежной юго-восточной части Балтийского моря в сезоны с разными температурными режимами и оценка динамики численности этих организмов на основе многолетних данных;
- оценка распространения, численности и активности биотрансформации НУ НМ в прибрежной юго-восточной части Карского моря.

Материал и методы

Микробиологические исследования проводились 3-4 раза в год с мая 2003 г. по июль 2014 г. по программе производственного экологического мониторинга ООО «ЛУКОЙЛ-Калининградморнефть» в районе Кравцовского нефтяного месторождения в юго-восточной части Балтийского моря на борту НИС «Профессор Штокман», «Шельф», МРТК и малых плавсредств. Район мониторинга представлен на рис. 1. Пробы воды отбирали на горизонтах от 0 до 110 м 5-ти литровыми пластмассовыми батометрами Нискина в стерильные темные склянки. Для определения численности НМ был использован метод предельных разведений (Методические основы..., 1988). При использовании метода предельных разведений принимают, что начало бактериального роста в инокулированных пробирках наблюдается, если при засеве в пробирку попадает хотя бы одна активно размножающаяся бактериальная клетка. В качестве элективной среды для роста НМ использовали жидкую минеральную среду: на 1 л балтийской морской воды – 1 г K_2HPO_4 и 1 г NH_4Cl . Среду разливали в пробирки по 5 мл и стерилизовали 25 мин в автоклаве при давлении 1 атм. Стерильную сырую нефть из месторождения Калининградской области по 0,02 мл добавляли в пробирки после посева. Инкубацию проводили при комнатной температуре. Начало эмульгирования нефти отмечалось на 5-9 сутки

от времени посева. Нефтяное биоразрушение микроорганизмами регистрировали визуальным методом. (ZoBell, 1973).

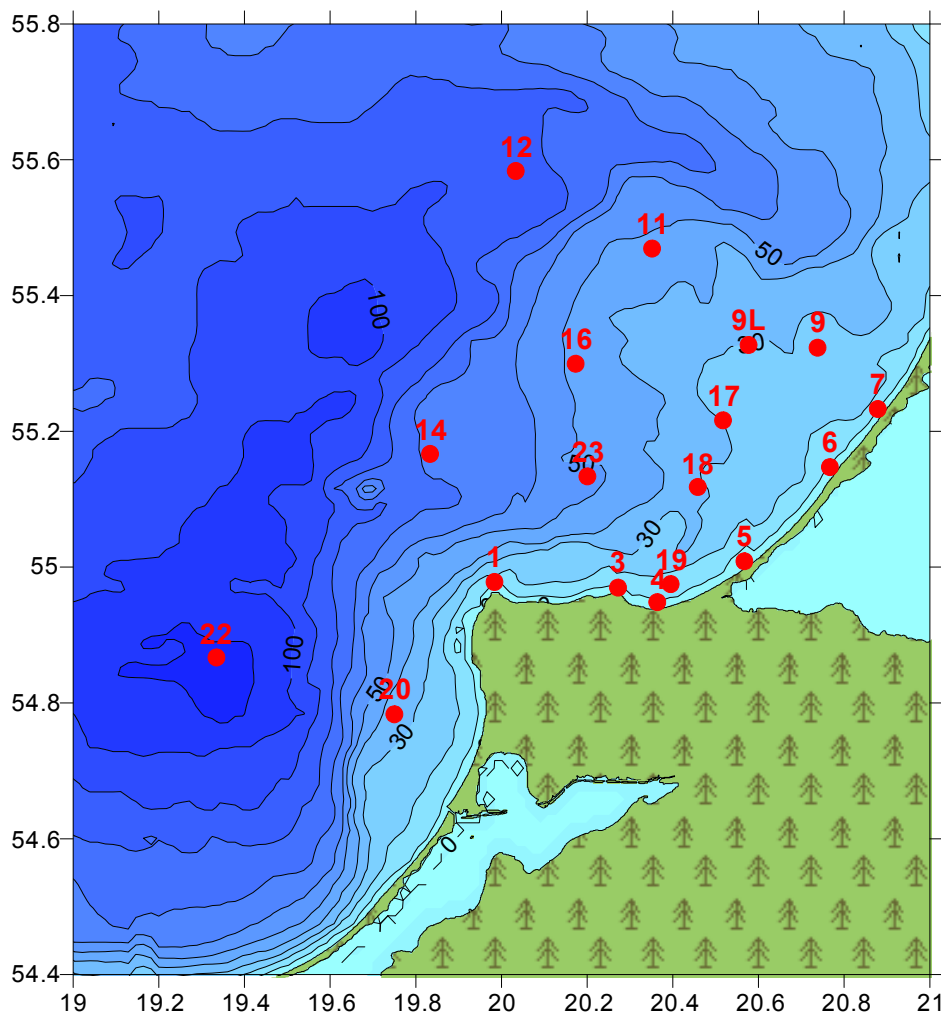


Рисунок 1 – Расположение станций экологического мониторинга ООО «ЛУКОЙЛ-Калининградморнефть» в юго-восточной части Балтийского моря в 2003-2014 гг. Нефтяная платформа находится в точке 9L.

Экспериментальное определение БП природных популяций бактериопланктона по трансформации НУ выполняли в условиях – «in situ». В основу метода определения потенциальной физиологической активности природных популяций морского бактериопланктона по трансформации соединений ряда НУ положена оценка изменения содержания вносимого субстрата (НУ) в замкнутом объеме пробы морской воды, помещенном в условия, максимально приближенные к естественным.

Количество НУ, разрушенных или трансформированных морскими бактериями, определяли по данным масс-анализа (РД

52.44.590-97; Немировская, и др., 1997) по разности между концентрациями (массой) НУ, введенными в среду в начале опыта и его финальной концентрацией в среде с природным сообществом бактериопланктона после экспозиции 7-10 суток. В качестве загрязняющего вещества (ЗВ) стерильно вносили сырую нефть – 1 г/л, что превышало реальное содержание ЗВ в морских водах и культивировали пробы в течение 7 – 10 суток. При расчетах учитывали, что при среднем значении плотности сырой нефти 0,82 г/мл, ее масса, равная 1 г, содержится в 1,22 мл нефти.

Интерпретацию результатов проводили по отношению к контрольному образцу, не содержащему микроорганизмов. Потери в контрольных пробах на фоновую элиминацию НУ в конце экспериментов принимались 0,5-1,5%. Статистическая обработка данных по остаточной массе ЗВ в пробе и в контроле включала в себя оценку результатов эксперимента и анализ разбросов ошибки от средней величины.

Полученные экспериментальные значения (выраженные в массе-величине или в %-ном значении разрушения НУ) выражают потенциально возможный в природных условиях уровень микробной трансформации ЗВ в той или иной обследованной акватории, или ее БП, который в целом формируется численностью НМ (Миронов, 1972; Цыбань, 1976) и активностью их ферментативных систем.

Использованная методика содержала обобщенный опыт (Перетрухина и др., 2006), в том числе и опыт наших многолетних работ в акваториях Тихого океана, Балтийского, Берингова и Чукотского морей РФ (Володкович, Беляева, 1992).

Результаты и обсуждение

Распространение и наиболее вероятная численность нефтеокисляющих микроорганизмов в прибрежных водах Балтийского моря

Исследования, выполненные в **зимний период**, показали, что уровень развития микроорганизмов, способных окислять нефть, был относительно невысоким. В среднем наиболее вероятная численность (НВЧ) этой физиологической группы колебалась в пределах от 10 до 10^2 кл./мл (рис. 2, 3).

В зимние сезоны 2004-2008 гг. картина горизонтального и вертикального распределения этой группы микроорганизмов менялась. В марте 2004 г. НМ на большинстве станций либо не обнаруживали, либо их НВЧ не превышала 10 кл./мл. Исключение составили придонные горизонты глубоководных станций с численностью 10^3 кл./мл. В 2005 г. наблюдалась сходная картина, однако было зарегистрировано повышенное содержание НМ – до 10^3 кл./мл в поверхностном слое глубоководных станций.

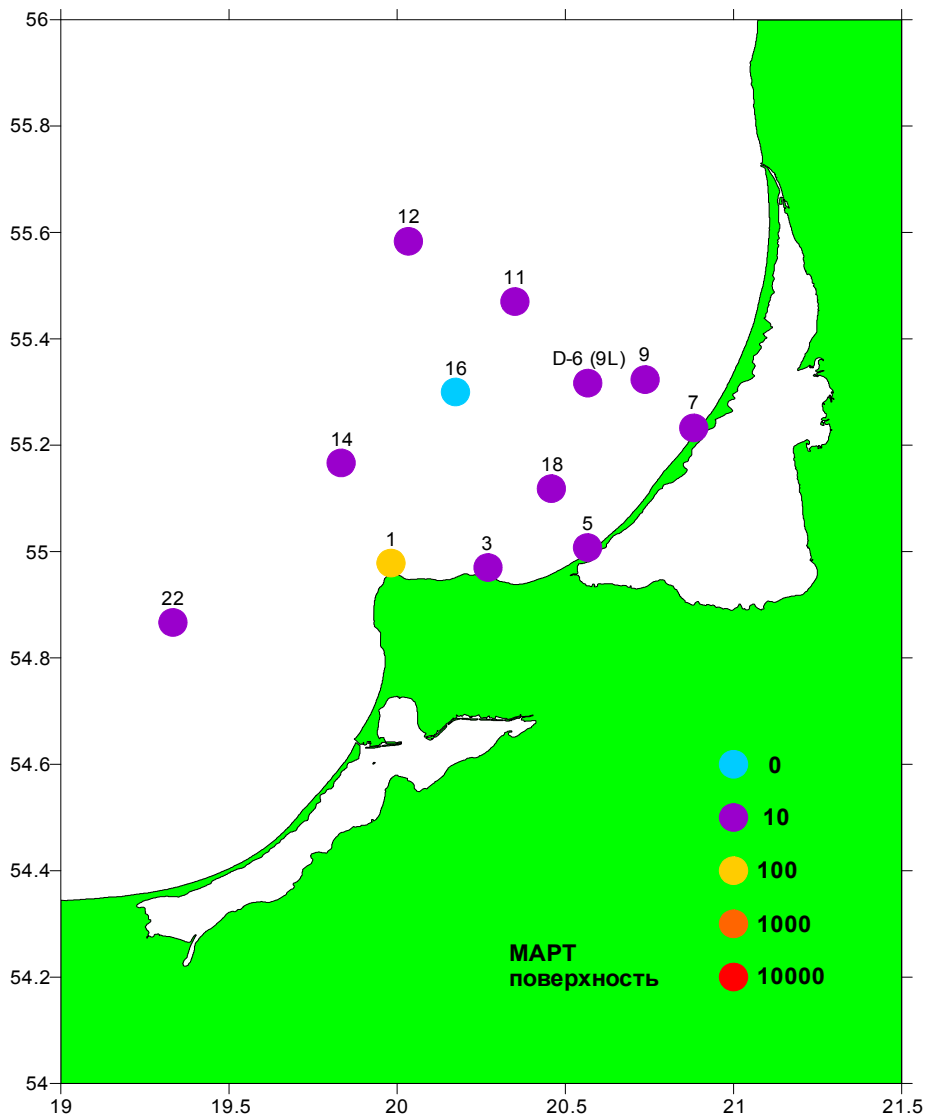


Рисунок 2 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на поверхностных горизонтах станций мониторинга в марте 2004-2008 гг.

В марте 2006 г. НМ встречались уже повсеместно, однако в среднем их численность также составляла 10 до 10^2 кл./мл. При этом существенно увеличилась область распространения этой физиологической группы с плотностью 10^2 кл./мл. Наиболее высокие НВЧ НМ – 10^3 кл./мл были определены в придонных слоях глубоководных станций. В то же время, отмечено снижение НВЧ этой группы на прибрежных станциях 1 и 3.

В 2007 г. расширение области распространения НМ с НВЧ 10^2 кл./мл захватило и прибрежные станции 1, 3 и 7, при этом устойчиво

высокие уровни НВЧ этой группы (10^3 кл./мл) сохранялись в глубоководных районах. В 2008 г. НВЧ НМ несколько снизилась на мелководных станциях и существенно – на глубоководных. В то же время, в центральной части района (ст. 16 и 14) их численность возросла до 10^3 кл./мл. Как и в 2005-2007 гг., максимальная НВЧ НМ была определена в поверхностных и придонных слоях в глубоководном юго-западном районе Гданьского бассейна (ст. 22). Известно, что устойчивое высокое содержание нефтепродуктов в этих придонных водах связано со свойством тонкодисперсных илов Гданьской впадины накапливать загрязняющие вещества, основным источником которых является судоходство (Немировская, 2004).

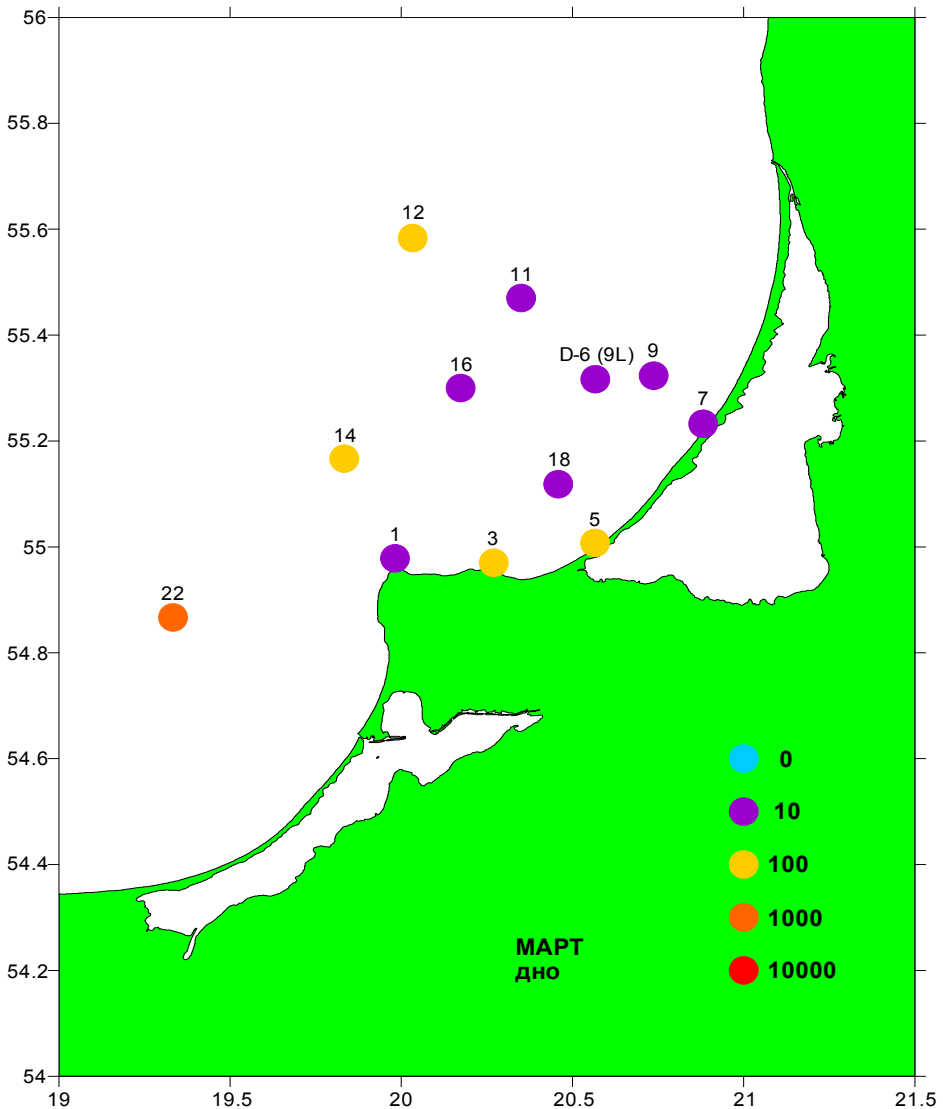


Рисунок 3 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на придонных горизонтах станций мониторинга в марте 2004-2008 гг.

Согласно проведенным ранее в тех же условиях исследованиям (1978 и 1987 г.), зимой в водах Балтики численность НМ составляла всего $0-10^2$ кл/мл, их распределение также носило мозаичный характер, при этом НВЧ составляла до 12% от общей численности микроорганизмов и до 100% от численности сапрофитных бактерий (Цыбань и др., 1985а, б; Штукова, 1990).

Таким образом, в зимний период 2004-2008 гг. мы наблюдали изменчивую картину распространения НМ в районе мониторинга с тенденцией возрастания их численности, особенно в глубоководных районах, в то же время, сходную с долговременными наблюдениями.

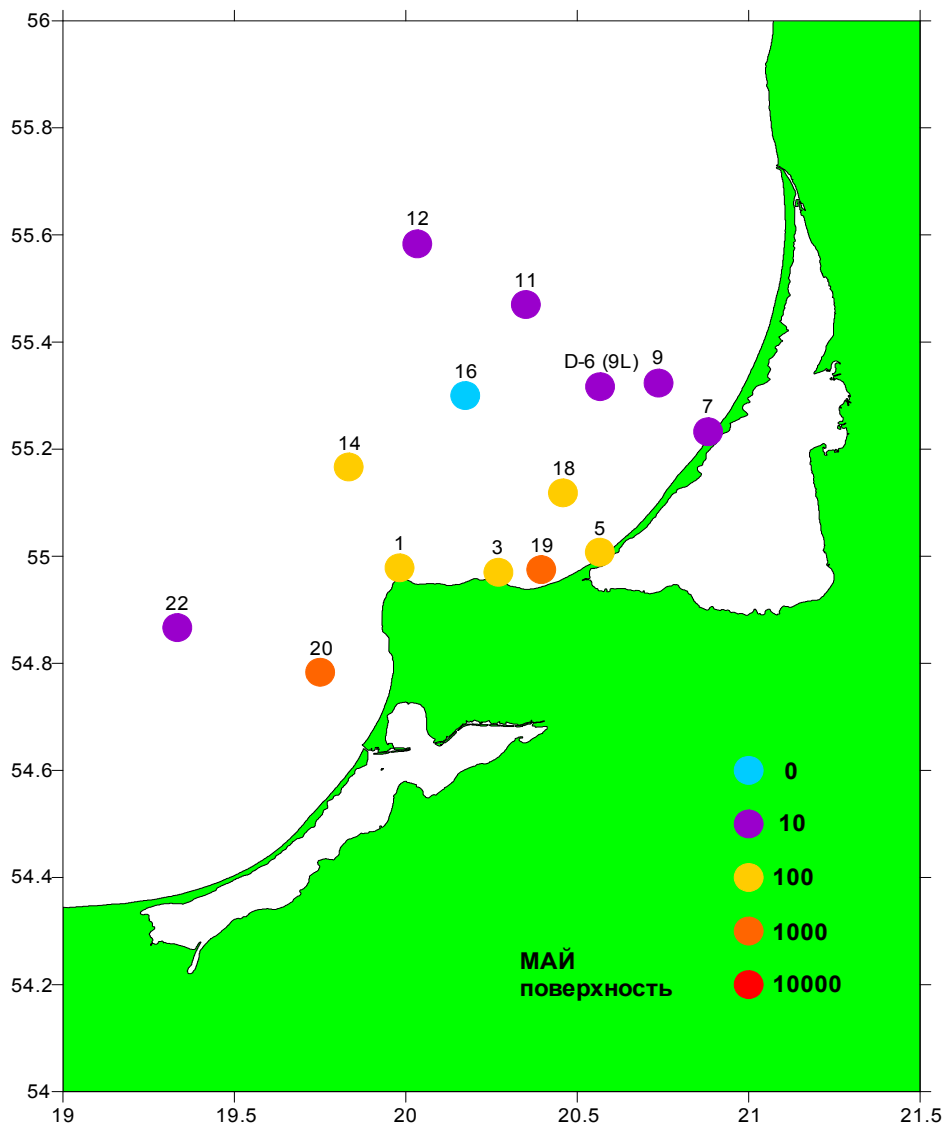


Рисунок 4 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на поверхностных горизонтах станций мониторинга в мае 2003-2005 гг.

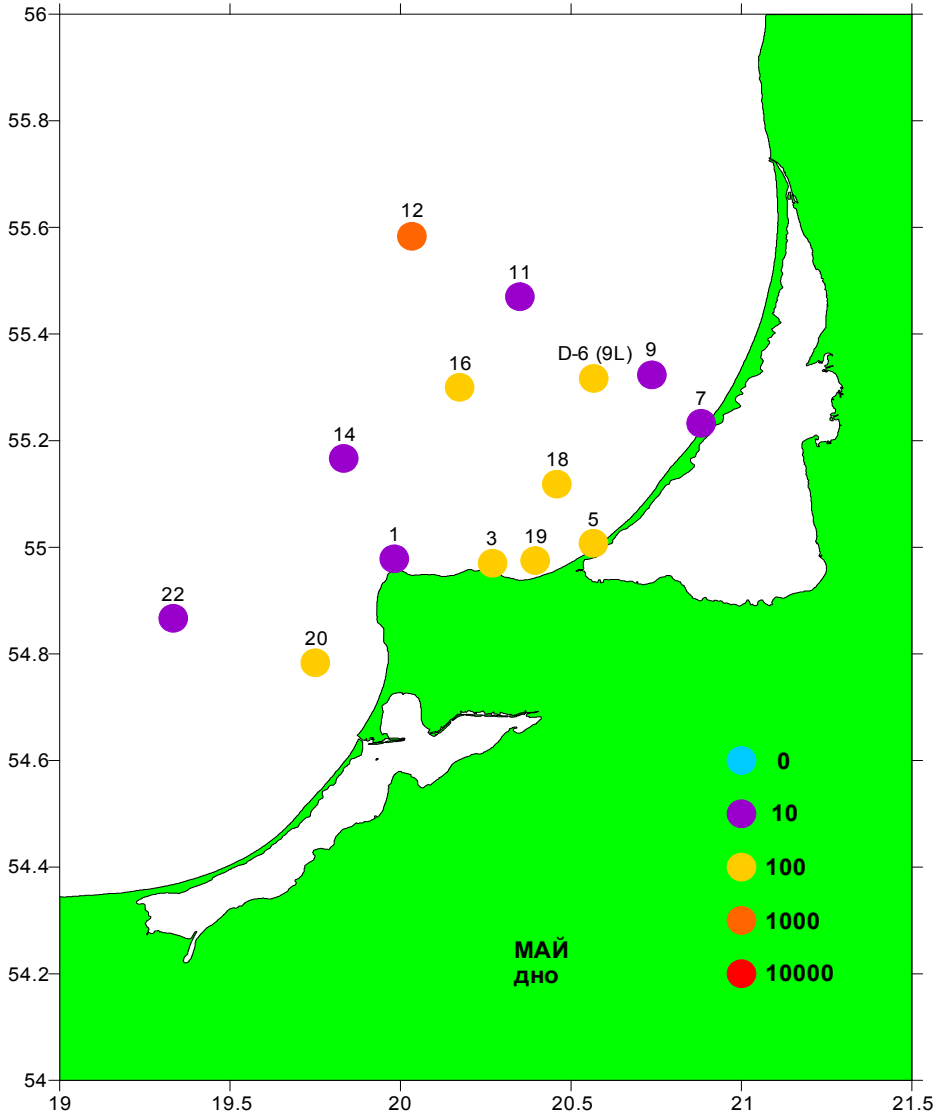


Рисунок 5 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на придонных горизонтах станций мониторинга в мае 2003-2005 гг.

В **весенний сезон** количество НМ в среднем составляло 10^2 кл./мл, в отдельных случаях на порядок и более превышая зимние значения. Пределы варьирования НВЧ были более широкими – от 10 до 10^4 кл./мл. Вертикальное распределение НМ имело мозаичный характер. В большинстве случаев они обнаруживались в поверхностных слоях, и с глубиной их численность снижалась (рис. 4, 5).

Минимальные уровни развития НМ в весенний сезон 2003–2005 гг. были определены в мае 2003 г., максимальные – в 2004 г. В 2003 г. НМ вообще не были обнаружены на некоторых станциях. Максимальное значение НВЧ НМ было зарегистрировано на

поверхностном горизонте северо-восточного мелководья – 10^3 кл./мл (ст. 7), в остальных случаях их численность не превышала 10^2 кл./мл. Весной 2004 г. НВЧ НМ в водах большинства станций оказались на один или два порядка выше, при этом НВЧ, составляющая 10^4 кл./мл, отмечалась исключительно на поверхностных горизонтах. В мае 2005 г. уровень распространения НМ был сходен с 2003 г. Крайне низкая численность НМ была отмечена на станциях 22, 5, 7, 9 и 18. Высокий уровень развития этой группы микроорганизмов сохранялся на придонных горизонтах станций 9L и 12.

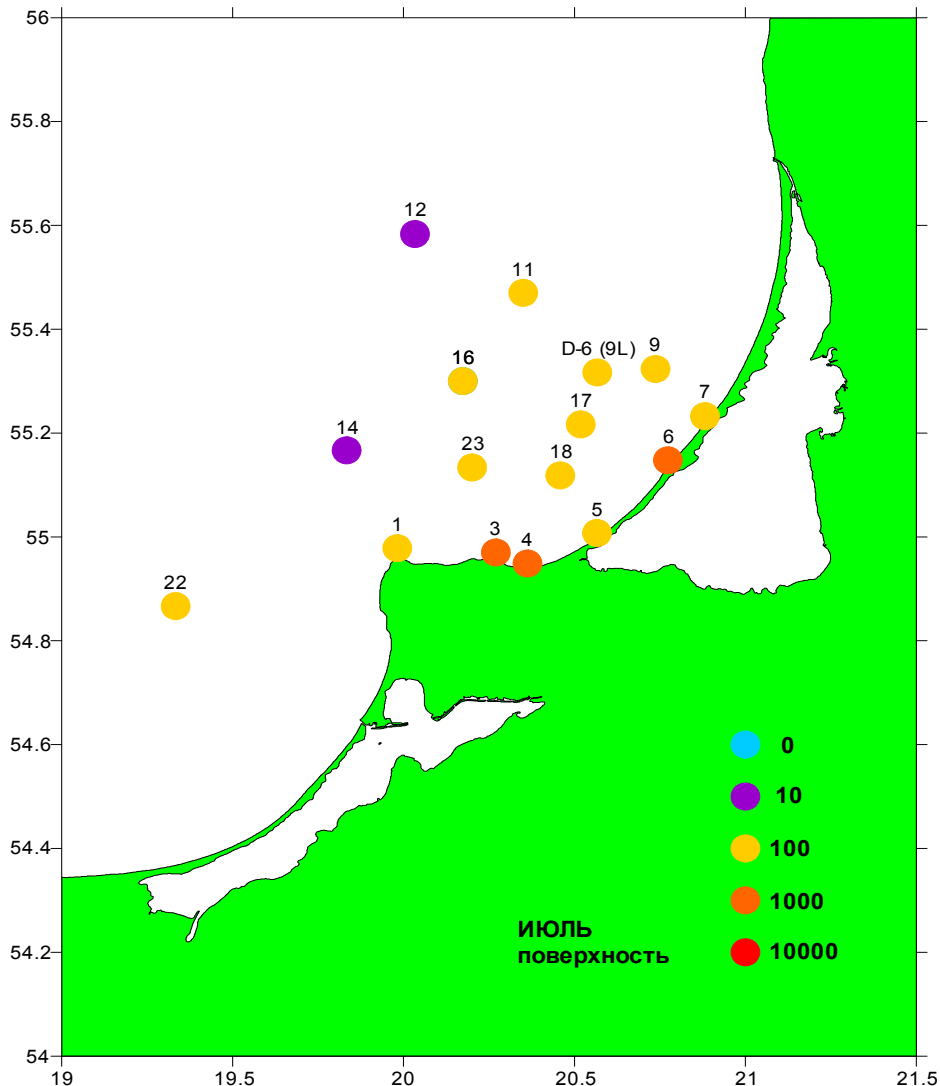


Рисунок 6 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на поверхностных горизонтах станций мониторинга в июле 2003-2014 гг.

Полученные нами данные оказались сопоставимы с более ранними исследованиями. Весной 1987 г. НВЧ НМ в открытой части

моря изменялась от 0 до 10^4 кл./мл, что составляло до 1% от общей численности бактерий и до 40% численности сапрофитных бактерий. Максимальное НВЧ НМ было определено в зоне влияния вод Вислинского залива (Штукова, 1990).

В летний период с повышением температуры концентрация НМ увеличивалась. Уровень НВЧ НМ в среднем составлял $10^2 - 10^4$ кл./мл и был на один-два порядка выше, чем зимой (рис. 6, 7).

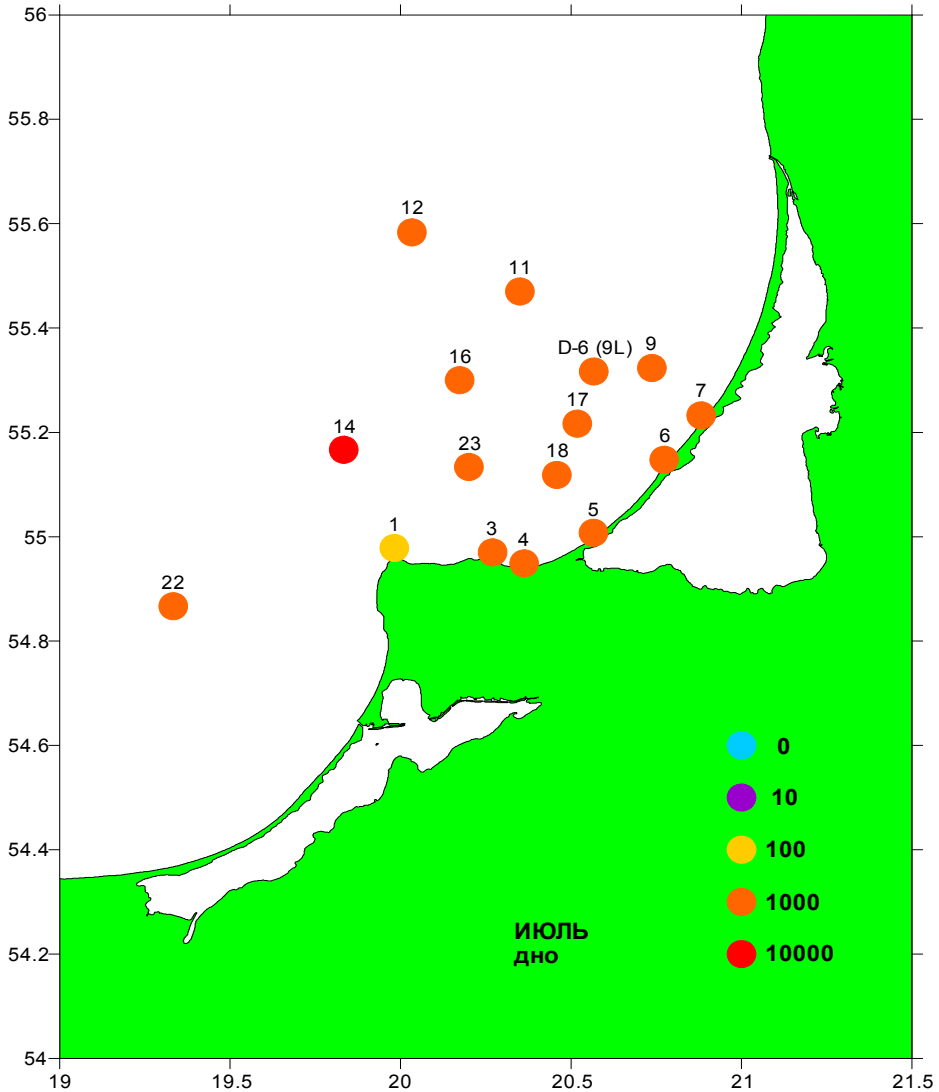


Рисунок 7 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на придонных горизонтах станций мониторинга в июле 2003-2014 гг.

Пространственное распределение и межгодовая изменчивость численности НМ носили мозаичный характер. На прибрежном мелководье численность НМ была выше, чем в районах с глубинами свыше 30 м. В глубоководных районах наибольшие скопления этих

микроорганизмов были определены в придонных слоях, где их численность нередко превышала значения НВЧ в водной толще на два порядка. Максимальные величины НВЧ НМ за весь период летних исследований были определены в июле 2010 г., когда число регистраций НВЧ со значениями $10^4 - 10^5$ кл./мл достигало десяти (рис. 8). В 2007, 2010 и 2013 гг. отмечалось увеличение числа регистраций НВЧ НМ со значениями $10^4 - 10^5$ кл./мл. В целом относительно низкими значения НВЧ этой группы микроорганизмов были в июле 2006 и 2007 гг.

В районе наших исследований в юго-восточной Балтике в июле 2004-2014 гг. диапазон изменений температуры поверхностного слоя на отдельных станциях составлял от 14,6 до 25,7°C. Средние значения для всего района менялись от 15,4°C в 2004 и 2007 гг. до 23,0°C в 2010 г. Динамика средних значений поверхностной температуры представлена на рис. 8.



Рисунок 8 – Число регистраций НВЧ НМ со значением $10^4 - 10^5$ в зависимости от поверхностной температуры в юго-восточной части Балтийского моря в июле 2004-2014 гг.

Наиболее тёплыми были 2005, 2006, 2010 и 2013 гг., самыми холодными – 2004 и 2007 гг. Показано, что в среднем уровень количественного развития НМ в районе мониторинга при таких колебаниях температуры оставался примерно на одном уровне с небольшим положительным трендом. За весь период наблюдений вспышку численности организмов этой группы спровоцировал лишь аномально продолжительный подъём температуры летом 2010 г. Полагаем, что при этом, воздействие других природных факторов и нефтяного загрязнения оставались стабильными.

Известно, что микробная деградация нефти в морской воде может происходить при температуре в диапазоне от точки замерза-

ния морской воды до +70°C (ZoBell, 1973). Большинство видов микроорганизмов наиболее активны при температуре 20-35°C. (Ильинский, Семененко, 2001; Немировская, 2010). Установлено, что при увеличении температуры НВЧ НМ возрастает с высокой степенью корреляционной связи ($R = 0,951$), однако при превышении температуры +30°C наступает предел увеличения численности НМ (Рубцова, Егоров, 2004).

Ранее было показано, что летом 1976, 1978 и 1987 гг. в открытых водах Балтики диапазон изменчивости численности НМ составлял $10-10^4$ кл./мл. Распределение этой группы микроорганизмов носило мозаичный характер, причем соответствовало вертикальному распределению общей численности микроорганизмов и сапрофитных бактерий. Летом 1987 г. максимальная плотность этой группы бактериального населения была обнаружена в Гданьской бухте, на траверзе г. Клайпеда и г. Паланга. (Цыбань и др., 1981; Цыбань и др., 1985; Штукова, 1990). Наши исследования выявили несколько более высокие уровни численности НМ. При всей мозаичности распределения НМ в летний период 2003-2009 гг. прослеживалось увеличение численности этой группы в водах района.

В **осенний сезон** с уменьшением температуры уровень развития НМ снижался. В октябре численность НМ варьировала в пределах от 0 до 10^4 кл./мл, в среднем составляя $10-10^3$ кл./мл (рис. 9, 10).

В период наблюдений 2004-2008 гг. минимальный уровень развития НМ, был отмечен в ноябре 2003 г. Близкие к зимним средние значения НВЧ составляли всего 10 кл./мл. Исключение составили придонные горизонты глубоководных станций на востоке района (ст. 12 и 14), где НВЧ увеличивалась до 10^2 кл./мл. В октябре 2005 г. на большей части района наблюдалась та же ситуация, однако в среднем НВЧ НМ повысилась за счет ее увеличения на станциях 1, 14, 18, 20 и 22. Максимум развития этой физиологической группы микроорганизмов находился в водах западного участка района (ст. 22), где на придонном горизонте её НВЧ достигала 10^3 кл./мл. В октябре 2005-2006 гг. увеличение НВЧ НМ продолжилось. В 2005 г. в 50% измерений НВЧ составляла 10^3 кл./мл, в 10% случаев – 10^4 кл./мл. Невысокими оставались значения НВЧ на прибрежных станциях 1 и 3 – 10^2 кл./мл.

В 2006 г. в большей части района – на всех мелководных станциях и станциях со средними глубинами НВЧ НМ составляла от 0 до 10^2 кл./мл. В более глубокой части района – варьировала от 10^2 до 10^4 кл./мл с максимумом в придонном слое станции 22. В 2007 г. в глубоководной области (ст. 12, 14, 22) сохранялись высокие уровни развития НМ – от 10^2 до 10^4 кл./мл с максимумами в придонных слоях.

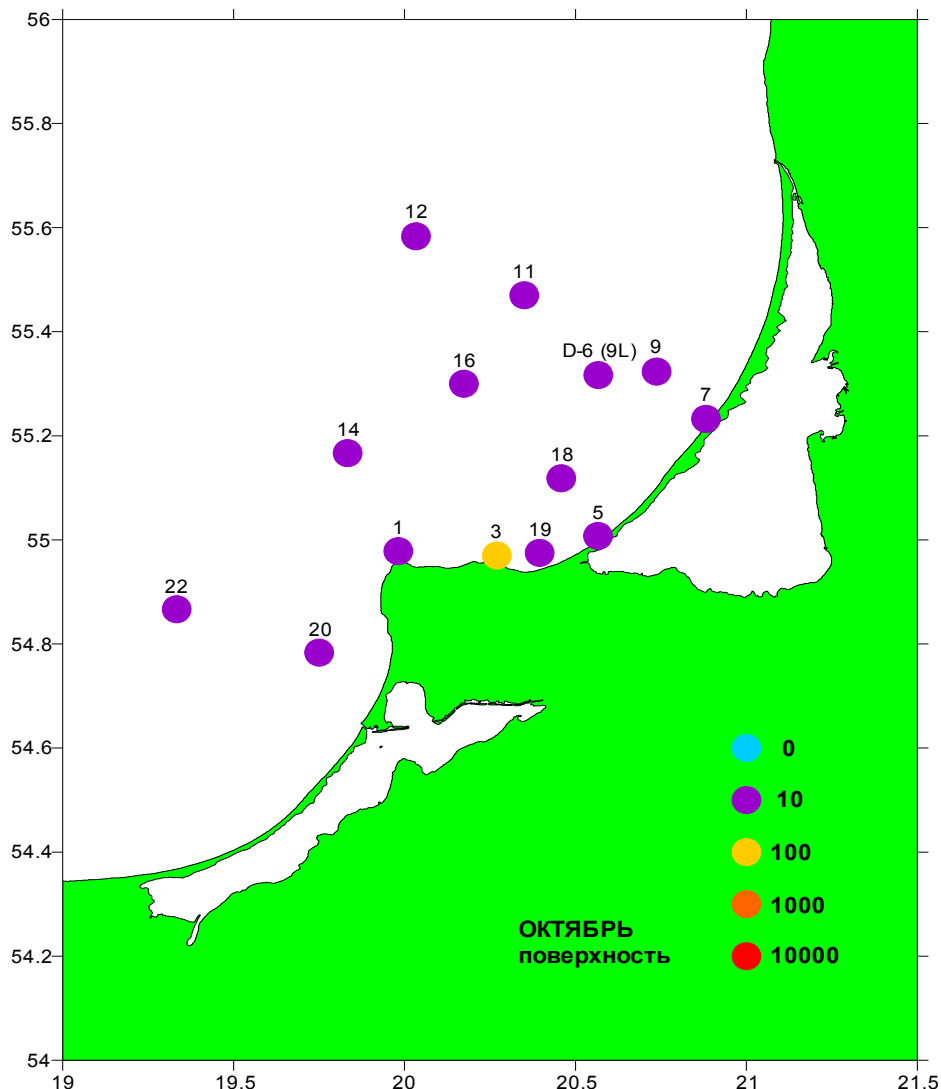


Рисунок 9 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на поверхностных горизонтах станций мониторинга в октябре-ноябре 2003-2008 гг.

Несколько иная картина распределения НМ, наблюдалась в ноябре 2008 г. В более суровых погодных условиях в поверхностных водных слоях НВЧ этой группы составляла $0-10^2$ кл./мл, в то время как на придонных горизонтах её значения достигали 10^4 кл./мл.

По данным прошлых исследований, в октябре-ноябре 1987г. средняя НВЧ НМ была порядка 10^2 кл./мл с высокими значениями в верхнем 10-метровом слое и максимумом в районе г. Клайпеда – 10^3 кл./мл (Штукова, 1987). В период 2003-2008 гг. нами отмечена тенденция увеличения НВЧ этой группы микроорганизмов, особенно в придонных слоях глубоководной части района.

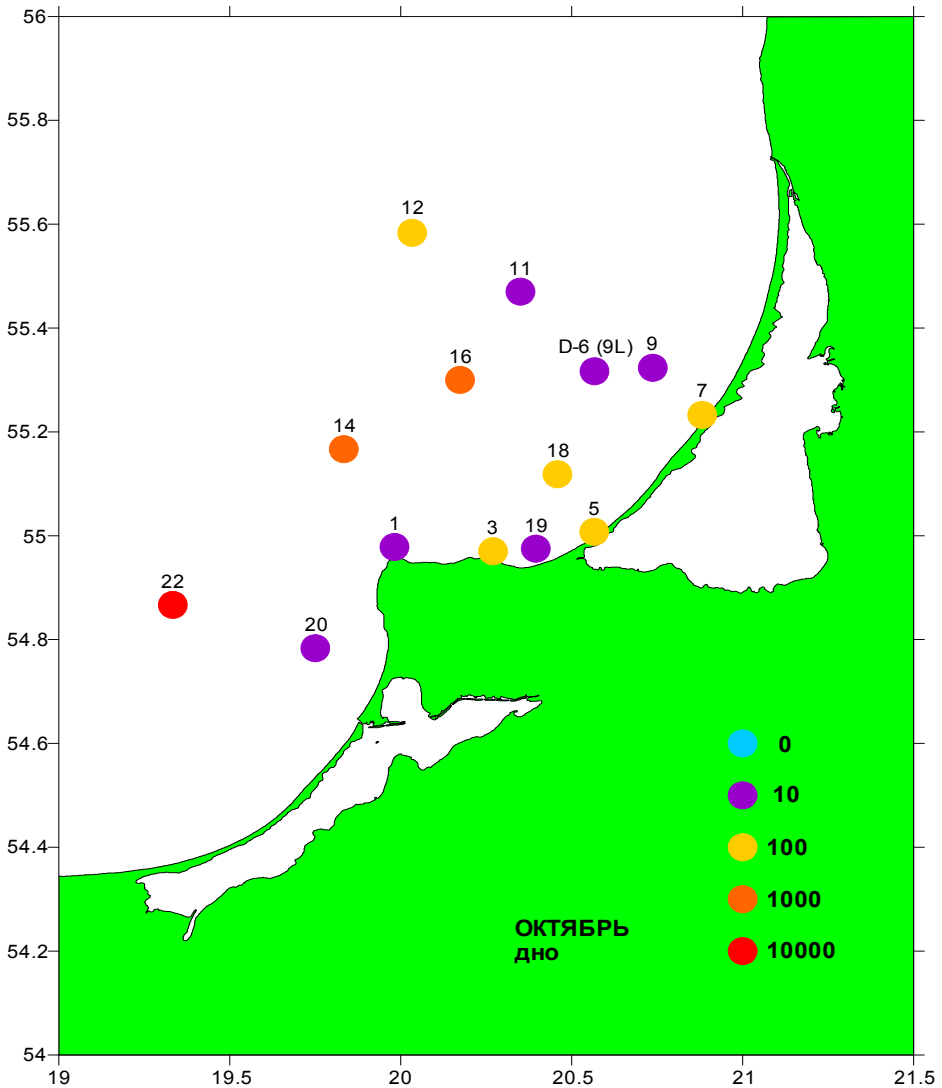


Рисунок 10 – Средние значения НВЧ НМ, кл./мл, на придонных горизонтах станций мониторинга в октябре-ноябре 2003-2008 гг.

Мозаичный характер распределения численности НМ может, в какой-то мере, объясняться распределением самого субстрата – углеводов. Согласно И.А. Немировской, распределение углеводов характеризуется пространственной неоднородностью, изменчивостью во времени и ярко выраженными сезонными вариациями концентраций (Немировская, 2008). В Балтийском море распределение углеводов зависит от притока соленых вод Северного моря и стратификации водной толщи. В зависимости от направления ветра и термохалинной ситуации концентрирование углеводов происходит либо в поверхностном, либо в придон-

ном слоях. Существенно меняется содержание углеводов в периоды вспышек цветения фитопланктона (Немировская, 2008). Последнее, очевидно, особенно актуально для Балтийского моря с его ежегодно повторяющимися масштабными цветениями цианобактерий, которые, как уже упоминалось, прямо или косвенно принимают участие в разрушении нефти (Raghukumar et al., 2001; Daisuke, 2008).

Принимая во внимание, что развитие микроорганизмов, разрушающих углеводороды, имеет сложные связи с гидрографическими условиями и содержанием углеводов в среде, а также учитывая, что цианобактерии принимают участие в утилизации нефти, можно полагать, что причинами колебаний численности этой физиологической группы микроорганизмов, кроме климатических факторов и изменения характера поступления антропогенных нефтяных углеводов, могут быть и сезонные смены доминирующих группировок вегетирующих видов микрофлоры.

Биодеградационный потенциал бактериопланктона

Изучение нефтяного загрязнения морских вод на основе экспериментальной оценки БП бактериопланктона было проведено в марте, мае, июле и октябре 2004 г. в юго-восточной части Балтийского моря (рис. 1). Были получены оценки, характеризующие динамику активности НМ и их распространение.

В зимне-весенний период на большей части акватории открытых вод отмечалась пониженная активность биотрансформации НУ, что может быть обусловлено как низкой температурой морской воды, так снижением уровня загрязнения вод НУ. Иная ситуация наблюдалась в глубоководной северо-восточной части района (ст. 14 и 12), где на поверхностном горизонте постоянно регистрировалась наиболее высокая активность НМ (рис. 11). На западном глубоководном участке (ст. 22) в течение года выявлено возрастание БП НМ – с 20 до 60%, особенно на придонном горизонте. Отмеченные явления могут свидетельствовать о хроническом присутствии нефтяных углеводов в составе гидрохимического фона этого района.

Одной из особенностей мелководной прибрежной полосы Куршской косы являлось сохранение однородных гидрологических условий во всей водной толще на протяжении большинства сезонов 2004 г. Вероятно, в связи с этим, в разные сезоны показатели активности НМ в полосе мониторинга, особенно на ст. 3, 19 и 18 были достаточно стабильны в узком диапазоне (30-40%) (рис. 12). Тем не менее, в крайней восточной точке района (ст. 7) были зарегистрированы резкие сезонные колебания степени микробной трансформации НУ, в том числе и по горизонтам. Так, в поверхностных водах

уровень активности НМ с марта по июль увеличился более, чем в четырнадцать раз (до 56%). В придонных водах на глубине 10 метров также зарегистрированы резкие сезонные колебания активности микрофлоры и высокий БП – до 55%. Подобный высокий уровень биоразрушения нефти ранее неоднократно фиксировался в открытых водах моря, подверженных значительному антропогенному загрязнению НУ.

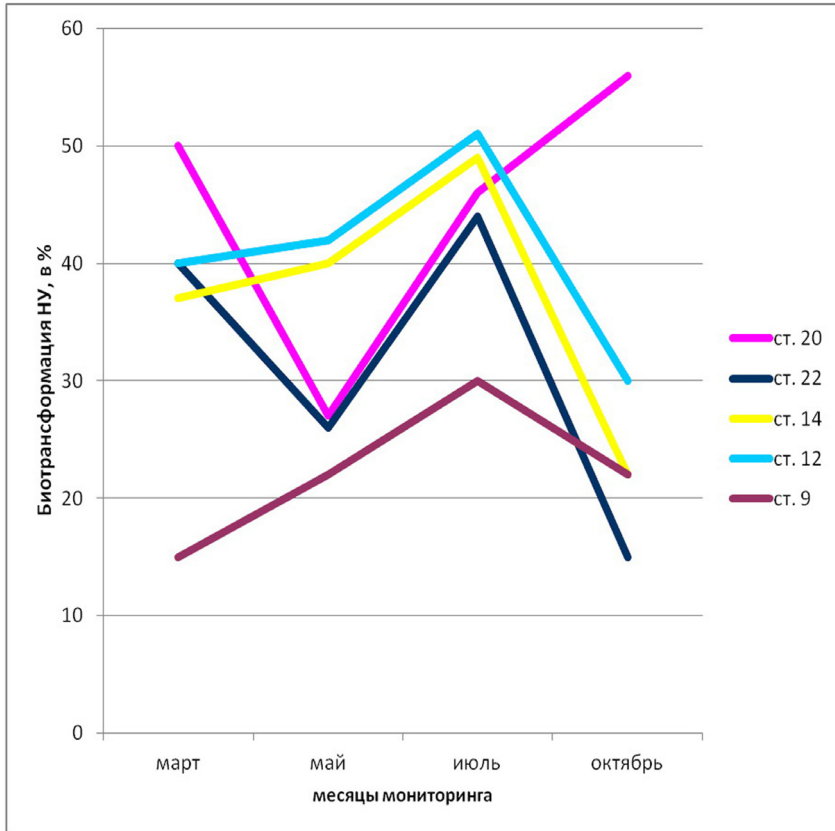


Рисунок 11 – Динамика средних значений микробной трансформации НУ в водах юго-восточной части Балтийского моря на поверхностных горизонтах станций мониторинга №№ 20, 22, 14, 12, 9 в марте, мае, июле и октябре 2004 г.

Вероятно, этот эффект был инициирован воздействием загрязненных НУ вод, поступающих вдоль косы из Куршского залива. Полученные в 2004 г. характеристики микробиологических показателей вод этой локальной акватории (ст. 7), могут служить признаком хронического загрязнения водных масс района нефтяными углеводородами, способного негативно воздействовать на планктонные сообщества и морскую экосистему в целом.

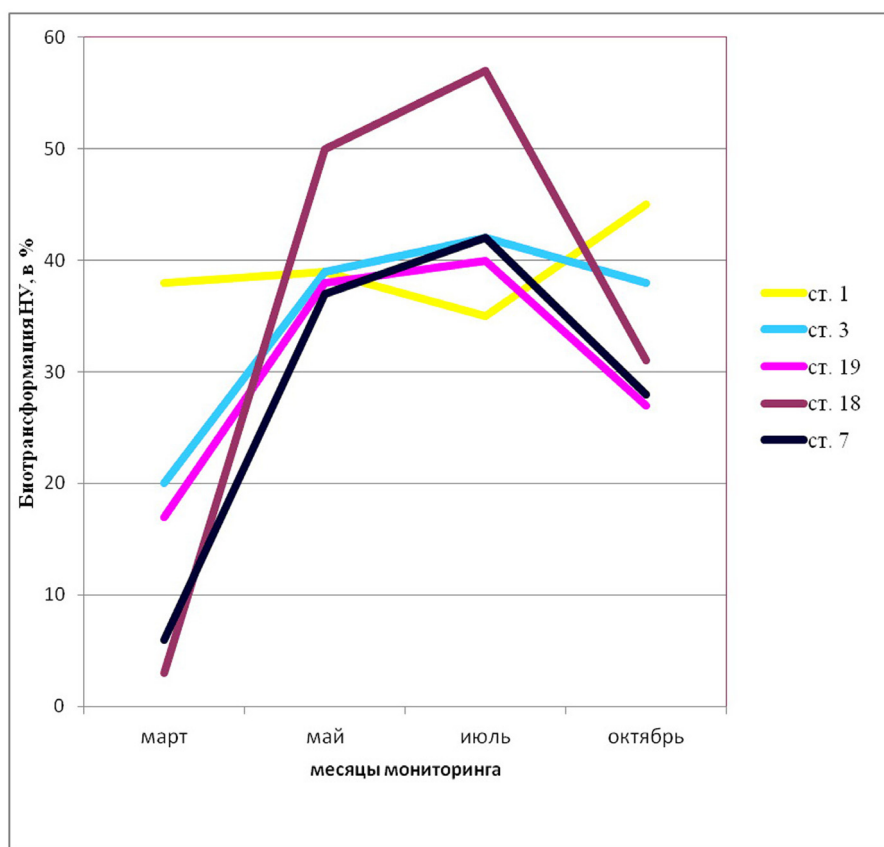


Рисунок 12 – Динамика средних значений микробной трансформации НУ в водах юго-восточной части Балтийского моря на поверхностных горизонтах прибрежных станций мониторинга №№ 1, 3, 19, 18, 7 в марте, мае, июле и октябре 2004 г.

Микробная трансформация нефти в Карском море

В ходе экспедиционных исследований 59 рейса НИС «Мстислав Келдыш» (2011 г.) установлено, что НМ вод поверхностного горизонта и слоя скачка плотности вод ряда акваторий юго-восточной части Карского моря обладали способностью трансформации экспериментально вносимой сырой нефти в условиях «*in situ*» (рис 13). В этот период температура поверхностных водных масс на большинстве обследованных акваториях устья и шельфа моря находилась в диапазоне 4,0 – 6,0°C.

Установлено, что наиболее выраженная способность к трансформации НУ была свойственна для микрофлоры двух зон Енисейского залива – устьевой (ст. 5013, 5021), где преобладали речные, наиболее тёплые за период исследований воды с температурой 8-10°C, и эстуарной фронтальной зоны (ст. 5020) – с водами с солёно-

стью более 25%, где было трансформировано 34%, 16% и 19% массы НУ соответственно (рис. 14). Потенциальная активность НМ по разрушению нефти в слое скачка плотности была выше, чем в поверхностных водах, за исключением зоны «маргинального фильтра» (ст. 5021 и 5020), где она в поверхностных водах составляла соответственно 16% и 19%. В целом, в устьевой зоне разрушение нефти составляло в среднем 15% и снижалось по направлению к прибрежной части шельфа, что могло быть обусловлено условиями влияния ВОВ и ЗВ НУ содержащихся в речном стоке.

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ КАРСКОГО МОРЯ

СХЕМА МАРШРУТА 59-й рейса НИС "Академик Мстислав Келдыш" сентябрь - октябрь 2011 г.

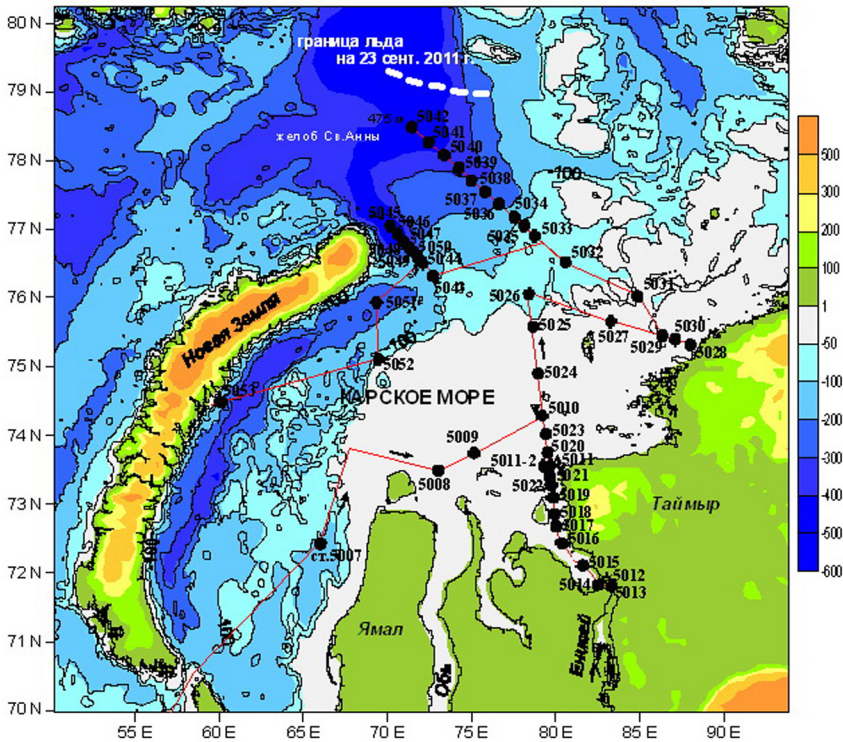


Рисунок 13 – Расположение станций исследований в Карском море в сентябре 2011 г.

В водах срединного и внешнего шельфа (ст. 5023, 5010, 5024 и 5026) степень микробной трансформации нефти была невысока и относительно однородна как в поверхностных водах, так и в слое скачка – 6-10% (в среднем 5%). Следует отметить, что эти акватории моря не подвержены влиянию вод стока р. Енисей (рис. 14).

В экспериментах с микрофлорой вод станций в глубоководных районах на южном склоне и в желобе Св. Анны (ст. 5040 и 5042)

микробного разрушения трансформации нефти зарегистрировано не было. При этом, содержание НУ в поверхностных водах этих станций достигало 18 и 23 мкг/л и было в четыре раза выше, чем в акваториях внешнего и внутреннего шельфа. Такие повышенные концентрации НУ в воде возможно имеют, как и природное, так и иное происхождение – например поступление НУ с атлантическими (баренцевоморскими) водами с северо-запада, в том числе, в обход северной оконечности Новой Земли и по желобу Св. Анны. В акватории желоба исключение составил бактериопланктон поверхностного слоя южного склона (ст. 5032 и 5034). Его активность была выражена, но минимальна – 5% (рис. 14).

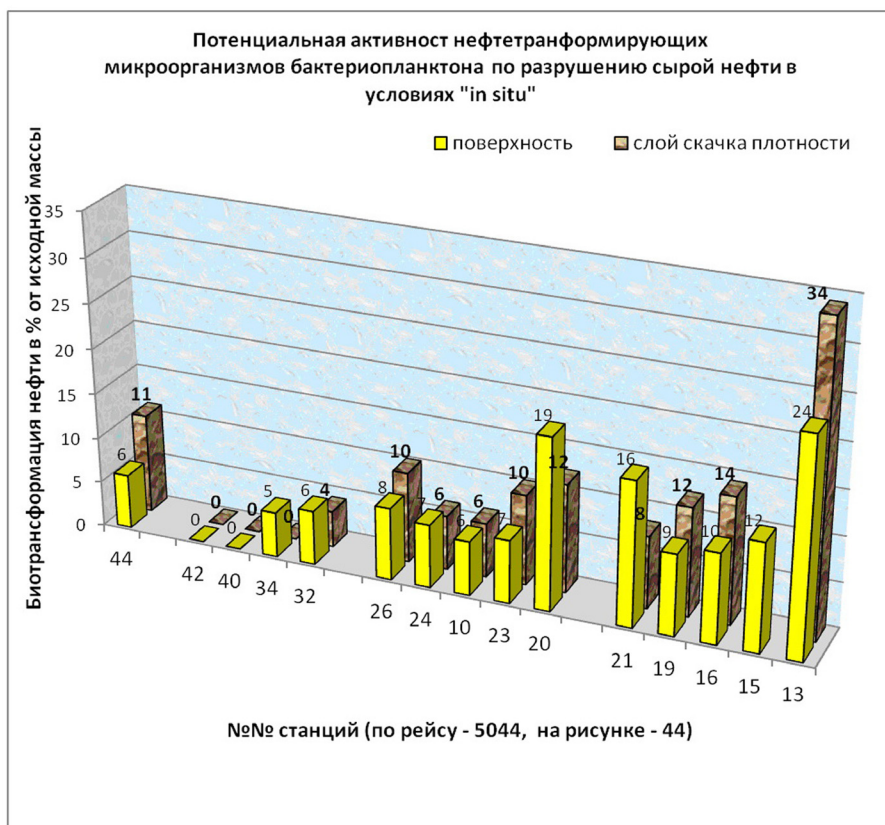


Рисунок 14 – Микробная трансформация нефтяных углеводородов в условиях «in situ» в водах Карского моря в 2011 г. на ст. 44 (Новая Земля) и разрезах «склон – желоб Св. Анны» (ст. 32-42), «мелководье шельфа» (ст. 20-26) и «эстуарий р. Енисей» (ст. 13-21) на поверхностных горизонтах и слоях скачка плотности. №№ станций по рейсу – 5044, по тексту – 44.

Иная ситуация наблюдалась в водах к северо-востоку от о-ва Новая Земля (ст. 5044), в которых уровень трансформации нефти НМ численностью $10^1 - 10^2$ кл./мл составил значимую величину в

6% и 11% для поверхностного слоя и вод скачка плотности соответственно, что аналогично акватории прибрежного шельфа (ст. 5023). Можно предположить, что это следствие влияния загрязнения углеводородами из стока (льда) с побережья острова (рис. 14).

Во всех установленных случаях для исследованных акваторий моря большая активность НМ проявлялась в водах с повышенным содержанием НУ.

Заключение

Показано, что в водах юго-восточной части Балтийского моря широко распространены микроорганизмы, способные окислять НУ. Средние значения НВЧ НМ в 2003-2014 гг. увеличивались в тёплые периоды года и составляли: в зимний период – $10 \cdot 10^2$ кл./мл; в весенний сезон – $10 \cdot 10^3$ кл./мл; в летний и осенний периоды – $10 \cdot 10^4$ кл./мл. Показано, что в летний период резкое увеличение частоты регистраций НМ с высокой численностью $10^4 - 10^5$ кл./мл могут быть вызваны продолжительным повышением средней температуры поверхностных вод до 23°C . В зимний, летний и осенний сезоны выявлена некоторая тенденция увеличения численности НМ особенно в глубоководных районах и придонных слоях, что может свидетельствовать о хроническом нефтяном загрязнении донных осадков. При этом, полученные данные вполне согласуются с данными более ранних исследований, что позволяет оценить экологическую обстановку в районе нефтедобычи и транспортировки нефти как стабильную.

Выявлены повышенные уровни БП НМ в ряде прибрежных и открытых акваторий юго-восточной части Балтийского моря, что является признаком хронического нефтяного загрязнения.

Микробиологические исследования биотрансформации НУ в районах юго-восточной части Карского моря были проведены впервые. В составе бактериопланктона Карского моря выявлено присутствие специфических НМ с уровнем численности 10^2 кл./мл, в основном, в приповерхностном горизонте. В глубинных водах желоба Св. Анны присутствие НМ не установлено. Повышенный уровень активности НМ был наиболее выражен в устьевой зоне Енисейского залива, что может свидетельствовать о хроническом присутствии НУ в составе гидрохимического фона этой акватории.

По сравнению с соседними акваториями, на северо-востоке от о-ва Новая Земля уровень микробной трансформации нефти составил значимую величину в 6-11%. Учитывая, что активность НМ проявлялась в водах с повышенным содержанием НУ, можно предположить, что это следствие влияния загрязнения углеводородами из стока (льда) с побережья острова.

Зональный характер развития НМ и их активность по трансформации нефти на разрезах в Карском море связаны с рядом абиоти-

ческих факторов: особенностями динамики вод, изменениями вертикальной структуры водных масс, включая ее соленость и низкую температуру, а также с содержанием взвешенного органического вещества и органических загрязняющих веществ – НУ. Полученные результаты свидетельствуют о том, что воды юго-восточной части Карского моря достаточно чистые, а состояние пелагических экосистем в целом благополучное.

Полученные экспериментальные оценки, характеризуют БП и количественное распределение в толще вод гетеротрофных бактерий, трансформирующих НУ, что позволяет составить представление об уровне и состоянии загрязнения морской экосистемы и биодеградационной активности микробных популяций в водах Балтийского и Карского морей.

Результаты исследований могут послужить основой для оценки современной ситуации в стрессовых морских экосистемах (на примере российского сектора юго-восточной части Балтийского моря и эстуария р. Енисей), а также для выявления изменчивости состояния и функционирования экосистемных процессов морей российской Арктики в условиях загрязнения среды.

Список литературы

- Бузолева Л.С., Смирнова М.А., Безвербная И.П. 2008. Биологические свойства морских нефтеуглеводородоокисляющих бактерий из прибрежных акваторий дальневосточных морей с разным характером загрязнения. Известия ТИНРО. Т. 155. с. 210-218.
- Володкович Ю.Л., Беляева О.Л. 1992. Трансформация бенз(а)пирена. В кн. Исследование экосистемы Берингова и Чукотского морей. Вып. 3. – СПб-б.: Гидрометеоиздат. с. 172-178.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В. 2009. Антропогенная экология океана. – М.: Наука. 530 с.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В., Орадовский С.Г., Пака В.Т., Щука С.А., Голенко Н.Н., Кудрявцев В.М., Баринаева С.П., Мошаров С.А., Мошарова И.В., Володкович Ю.Л., Умбрумьянц И.О., Серова Е.М. 2005. Динамика экосистемы Балтийского моря. – СПб-б.: Гидрометеоиздат. 350 с.
- Ильинский В.В., Семенов М.Н. 2000. Углеводородоокисляющие бактерии Центральной Арктики, Карского и Белого морей: распространение и роль в процессах естественного очищения от нефтяного загрязнения. В сб. Проблемы экологии и физиологии микроорганизмов. – М.: Диалог-МГУ. 62 с.
- Ильинский В.В., Семенов М.Н. 2001. Распространение и активность углеводородоокисляющих бактерий в Карском и Белом морях. В сб. Опыт системных океанологических исследований в Арктике. – М.: Научн. мир. с. 364-375.
-

Коронелли Т.В., Дермичева С.Г., Ильинский В.В., Комарова Т.И., Поршнева О.В. 1994. Видовая структура углеводородо-кисляющих бактериоценозов водных экосистем разных климатических зон. Микробиология. Т. 63. Вып. 5. 1994, с. 917-923.

Методические основы комплексного экологического мониторинга океана. 1988. – М.: Гидрометеиздат. 288 с.

Миронов О.Г. 1971. Нефтеокисляющие микроорганизмы в море. Киев: Наукова Думка. 234 с.

Миронов О.Г. 1972. Биологические ресурсы моря и нефтяное загрязнение. – М.: Пищепромиздат. 105 с.

Немировская И.А. 2004. Углеводороды в океане (снег-лед-вода-взвеси-донные осадки). – М.: Научн. Мир. 328 с.

Немировская И.А. 2008. Нефтяные углеводороды в океане. Природа. №3, с. 17-27.

Немировская И.А. 2010. Содержание и состав углеводородов в воде, взвеси и донных осадках Карского моря. Океанология. Т. 50. №5, с. 758-770.

Немировская И.А. 2004. Углеводороды в океане (снег-лед-вода-взвеси-донные осадки). – М.: Научн. Мир. 328 с.

Немировская И.А., Аникиев В.В., Теобальд Н., Раве А. 1997. Идентификация нефтяных углеводородов в морской среде при использовании различных методов анализа. Журн. аналит. химии, №4, с. 392-396.

Перетрухина И.В., Ильинский В.В., Литвинова М.Ю. 2006. Определение скоростей биодеградации нефтяных углеводородов в воде литорали Кольского залива. Труды Мурманского государственного технического университета «Вестник МГТУ» Мурманск: МГТУ, Т. 9, №5, с. 830-835.

РД 52.44.590-97. Методические указания. Определение массовой концентрации приоритетных ПАУ в атмосферных осадках и поверхностных водах. Методика выполнения измерений методом обращенной жидкостной хроматографии. РД 52, Руководящие документы Росгидромета, Институт глобального климата и экологии.

Рубцова С.И., Егоров В.Н. 2004. Влияние абиотических факторов на численность нефтеокисляющих бактерий в прибрежных районах Чёрного моря. Экология моря. Вып. 66, с. 91-99.

Цыбань А.В. 1976. Морской бактериоценоз. Автореф. дис. докт. биол. наук. – М. 52 с.

Цыбань А.В., Панов Г.В., Дакш Л.В., Юрковская В.А. 1981. Бактериальное население открытых вод Балтийского моря. В кн.: Исследование экосистемы Балтийского моря. Вып. 1. – Л.: Гидрометеиздат. с. 41-60.

Цыбань А.В., Панов Г.В., Мирошниченко Н.М., Юрковская В.А. 1985а. Состояние микробных процессов в открытой части Балтийского моря в зимний период года. В кн.: Исследование экосистемы Балтийского моря. Вып. 2. – Л.: Гидрометеоиздат. с. 20-37.

Цыбань А.В., Пфейфере М.Ю., Панов Г.В., Баринаева С.П. 1985б. Эколого-физиологическая характеристика бактериального населения пелагиали Балтийского моря. В кн.: Исследование экосистемы Балтийского моря. Вып. 2. – Л.: Гидрометеоиздат. с. 129-143.

Цыбань А.В., Панов Г.В., Баринаева С.П. 1990. Индикаторная микрофлора в Балтийском море. В кн.: Исследование экосистемы Балтийского моря. Вып. 3. с. 69-83.

Цыбань А.В., Симонов А.И. 1978. Современные достижения в изучении процессов окисления нефти в море. Тр. ГОИН. Вып. 128. с. 5-28.

Штукова З.А. 1990. Бактериопланктон Балтийского моря в 1987 г. В кн.: Исследование экосистемы Балтийского моря. Вып. 3. – Л.: Гидрометеоиздат. с. 58-68.

Abed R.M.M., Safi N.M.D., Koster J., de Beer D., El-Nahhal Y., Rullkotter J., Garcia-Pichel F. 2002. Microbial diversity of a heavily polluted microbial mat its community changes following degradation of petroleum compounds. *Appl. Environ. Microbiol.* V. 68. pp. 1674-1683.

Abraham W.R., Meyer H., Yakimov M. 1998. Novel glycine containing glucolipids from the alkane using bacterium *Alcanivorax borkumensis*. *Biochim. Biophys. Acta* V. 1393. pp. 57-62.

AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme). 2007. AMAP Assessment 2002: Persistent organic pollution in the Arctic. Oslo: AMAP. 57 p.

Daisuke Tanaka, Shunsuke Tanaka, Yoko Yamashiro, Shogo Nakamura. 2008. Distribution of Oil-Degrading Bacteria in Coastal Seawater, Toyama Bay, Japan Wiley Periodicals, Inc. *Environmental Toxicology*, V. 23. pp. 563-569.

ITOPF-International Tanker Owners Pollution Federation. 2006. <http://www.itopf.com/stats.html> (accessed Sep.14, 2007).

Raghukumar C., Vipparthy V., David J.J., Chandramohan D. 2001. Degradation of crude oil by marine cyanobacteria. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* V. 57. pp. 433-436.

ZoBell C.E. 1973. Bacterial degradation of mineral oil at low temperatures. *The Microbial Degradation of Oil Pollutants. Workshop, held at Georgia State Univ., Atlanta.*

УДК 504.064

**СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ
КОМПЛЕКСНОГО ФОНОВОГО МОНИТОРИНГА
ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ**

С.А. Громов, С.Г. Парамонов*

Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН,
Россия, 107258, г. Москва, ул. Глебовская, д. 20Б,
*sergey.gromov@igce.ru

Реферат. Изложены основные принципы организации сети комплексного фонового мониторинга в России. Представлены программа наблюдений, выполняемая на станциях мониторинга, и современная сеть станций. Рассмотрены перспективы расширения сети и программы наблюдений, а также возможности использования получаемых данных мониторинга для выполнения международных обязательств России по соглашениям в области защиты окружающей среды.

Ключевые слова: комплексный фоновый мониторинг, приоритетные загрязняющие вещества, программа наблюдений, международные соглашения.

**CURRENT STATUS AND PROSPECTS FOR THE
DEVELOPMENT OF INTEGRATED BACKGROUND
MONITORING OF ENVIRONMENTAL POLLUTION**

S.A. Gromov, S.G. Paramonov*

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS,
20B, Glebovskaya str., 107258, Moscow, Russia,
*sergey.gromov@igce.ru

Summary. The basic principles of the network organization for integrated background monitoring in Russia are introduced. The program of observations being implemented at monitoring stations is presented along with the present-day network of stations. Prospects on the expansion of the network and extension of the observational program are considered as well as the possibility to use the obtained monitoring data for the fulfillment of international obligations of Russia in the field of environmental protection.

Keywords: integrated background monitoring, priority pollutants, observational program, international agreements.

Предотвращение загрязнения окружающей среды вследствие хозяйственной деятельности человека обуславливает необходимость принятия решений по ограничению поступления в природные среды загрязняющих веществ или их химических предшественников от антропогенных источников. Такие решения требуют серьезного качественного и количественного обоснования, для чего, кроме сведений об антропогенных выбросах загрязняющих веществ, нужна базовая информация об их переносе в атмосфере, трансформации и накоплении в окружающей среде, уровнях загрязнения природных сред и их последствиях для населения, хозяйственной деятельности и устойчивости существования природных экосистем.

Такую информацию призвана предоставлять система государственного экологического мониторинга (государственного мониторинга окружающей среды). Ее важнейшей подсистемой является подсистема государственного мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды. Одним из видов мониторинга, осуществляемого в рамках этой подсистемы и находящегося в сфере компетенции Росгидромета, является комплексный фоновый мониторинг (КФМ) загрязнения природной среды.

Основные принципы комплексного фонового мониторинга природной среды

Понятие фонового мониторинга сформулировано Ю.А. Израэлем в 1974 г. (Израэль, 1974) и получило развитие в его более поздних трудах (Израэль и др., 1978; Израэль, 1984). Термин «комплексный мониторинг» был введен впервые в 1978 году на международном симпозиуме по разработке межкомпонентной системы мониторинга состояния окружающей среды (Израэль, 1980). В результате обсуждений при подготовке рекомендаций и решений по организации деятельности в этой области в документах ВМО и ЮНЕП он определен как «повторяющиеся измерения ряда экологических показателей или индикаторов в живых и неживых компонентах природной среды и исследование потоков вещества или энергии из одной компоненты природной среды в другую с целью оценки и предсказания экологического статуса. Мониторинг становится истинно комплексным только тогда, когда измерения различных показателей или одних и тех же показателей, но в разных компонентах природной среды, скоординированы во времени и пространстве» (цитируется в переводе по: Izrael Yu. A. et al., 1980, стр. 12).

В отношении загрязнения окружающей среды термином «мониторинг» определяют долговременное наблюдение/измерение содержания загрязняющих веществ в геофизических средах (атмосфере, гидросфере, педосфере, биоте) в точке географического пространства (на станции мониторинга) для последующей оценки уровня загрязнения, его изменения и прогнозирования. При расширении круга проблем изучения изменений биосферы этот термин

стал употребляться также в отношении иных измеряемых характеристик окружающей среды и ее объектов, например, биологических и климатических параметров.

Мониторинг загрязнения называется «комплексным», если:

- он является многосредовым, т.е. результаты наблюдений/измерений характеризуют содержание загрязняющего вещества (или продуктов его трансформации) в различных геофизических средах, в том числе биологических компонентах, в сопоставимых временных масштабах, и
- сопровождается измерениями гидрометеорологических параметров с целью дальнейшей интерпретации результатов.

В иностранной литературе для подобных программ наблюдений часто применяется термин «интегрированный» (*integrated*), как, например, в некоторых программах конвенций ЕЭК ООН (UN ECE, 2013), по охране Черного моря (BSIMAP, 2002) и других, хотя полного совпадения не наблюдается.

Спецификация «фоновый» применяется для обозначения географической специализации мониторинга, который проводится на территориях, не подверженных воздействию локализованных крупных антропогенных источников выбросов и сбросов загрязняющего вещества. Тем самым долговременные уровни содержания измеряемых веществ для таких территорий формируются за счет природных источников и/или же в результате дальнего переноса от распределенных в пространстве групп антропогенных источников. В России такие условия типичны для биосферных заповедников (БЗ) и национальных парков (НП), которые относятся к особо охраняемым природным территориям (ООПТ) федерального значения.

Комплексный фоновый мониторинг осуществляется на сети станций мониторинга, расположенных в географическом пространстве в соответствии с определенными критериями, при этом наблюдения/измерения проводятся в отношении приоритетной группы загрязняющих веществ.

Цели комплексного фонового мониторинга загрязнения природной среды:

- определение базовых уровней загрязнения геофизических сред, типичных для регионов, на которых расположены станции КФМ;
- выявление и оценка многолетних трендов уровней загрязнения и устойчивых аномалий поллютантов на временных масштабах до года;
- определение межсредовых потоков загрязняющих веществ и коэффициентов их накопления;
- оценка критичности уровней содержания, величины межсредовых потоков и накопления загрязняющих веществ в геофизи-

ческих средах для природных и иных систем, в том числе с использованием биологических показателей и санитарно-гигиенических нормативов (если таковые имеются).

Одной из прикладных целей КФМ, станции которого находятся на ООПТ федерального значения (в заповедниках, в том числе биосферных и национальных парках), является характеристика состояния загрязнения атмосферы и объектов этих природных резерватов.

Анализ данных наблюдений/измерений на станциях КФМ, их обобщение, а также выполнение на их основе оценок и прогноза состояния загрязнения проводятся в едином научно-методическом и аналитическом центре.

Станции КФМ и их инфраструктура, научно-методический и аналитический центр, выполняемая программа наблюдений/измерений, методы наблюдений/измерений, анализа и обобщения данных, способы служебного и публичного представления обобщенной информации, вовлеченные в эту работу коллективы являются частью подсистемы **государственного мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды**, находящейся в сфере ответственности Росгидромета.

Данные мониторинга и другие информационные продукты КФМ предназначены, в конечном счете, для принятия решений государственными органами в области охраны окружающей среды.

Структура системы комплексного фонового мониторинга природной среды в Российской Федерации

Организация комплексного фонового мониторинга (КФМ) была начата в конце 1970х – начале 1980х гг. совместными усилиями Гидрометеослужбы при Совете Министров СССР, Министерства сельского хозяйства СССР и Академии наук СССР в рамках выполнения межведомственного трехстороннего соглашения этих ведомств от 26 мая 1977 г. Создание сети станций КФМ, оснащение их оборудованием, организация аналитических и экспериментальных работ проводилась совместно Лабораторией природной среды и климата (ЛАМ) и территориальными Управлениями по гидрометеорологии и контролю природной среды (УГКС) в соответствии с Приказами Госкомгидромета СССР (Госкомгидромет, 1981, 1985). В дальнейшем функции научно-методического и аналитического центра системы КФМ принял на себя Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, образованный на базе ЛАМ и некоторых подразделений Института прикладной геофизики.

Осуществление комплексного фонового мониторинга совместно на территории России и некоторых стран СНГ проходит в соответствии с решениями 4-й сессии Межгосударственного совета по гидрометеорологии СНГ (11-17 октября 1993 г., г. Алматы), подтвержденными и позднее.

В период организации КФМ – конец 1970 – начало 1980 годов – на территории СССР сеть станций КФМ насчитывала 16 станций¹ (14 одновременно действующих), из них 9 на территории России. На 1990 годы планировалось размещение 3-й очереди станций (от 3 до 5). В настоящее время на территории России работают 5 станций КФМ и 3 станции КФМ сохранились на территории стран СНГ (рис. 1).

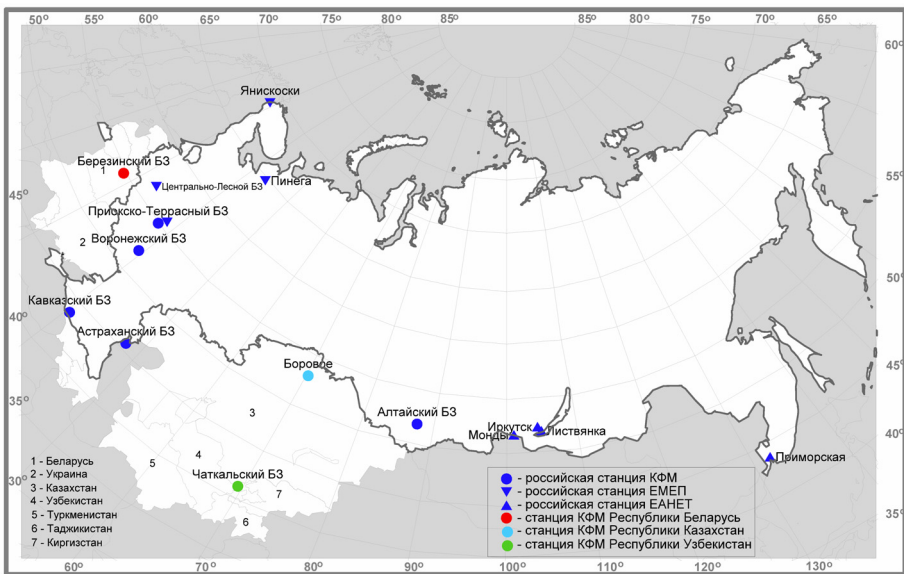


Рисунок 1 – Расположение станций мониторинга природной среды в СНГ. Существующее положение.

В настоящее время осуществление деятельности КФМ в России проводится в соответствии с Постановлением Правительства РФ от 9 августа 2013 г. №681 «О государственном экологическом мониторинге (государственном мониторинге окружающей среды) и государственном фонде данных государственного экологического мониторинга (государственного мониторинга окружающей среды)» и Постановления Правительства РФ от 06.06.2013 №477 «Об осуществлении государственного мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды» (п.7).

В соответствии с последним из указанных постановлением и утвержденном им документе «Положение о государственном мони-

1. Березинский биосферный заповедник (Белоруссия), Боровое (Казахстан), Чаткальский биосферный заповедник, Ледник Абрамова (Узбекистан), Сары-Челекский биосферный заповедник (Киргизстан), Репетекский биосферный заповедник (Туркмения), Преяла (Литовская ССР), Кавказский, Приокско-Террасный, Центрально-Лесной, Воронежский, Сихотэ-Алинский, Астраханский, Баргузинский, Саяно-Шушенский биосферные заповедники, Мариинск (РСФСР).

торинге состояния и загрязнения окружающей среды», организацию и осуществление государственного мониторинга состояния и загрязнения окружающей среды обеспечивает Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды с участием других уполномоченных федеральных органов исполнительной власти и органов исполнительной власти субъектов Российской Федерации в соответствии с их компетенцией (п. 2 и 3 указанного выше документа).

В соответствии с принципами организации сети комплексного фонового мониторинга в России станции наблюдений создавались и осуществляют свою деятельность в основном в заповедниках и на землях национальных парков, находящихся в ведении Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации (Минприроды России). Расположение и природоохранный режим ООПТ обеспечивает отсутствие на территории проведения наблюдений и в их окрестностях воздействия от локализованных крупных антропогенных источников выбросов и сбросов загрязняющих веществ, а также существенных локальных антропогенных нарушений природного комплекса.

Наблюдения, измерения уровней загрязнения атмосферы, объектов гидросферы, педосферы и биоты обеспечиваются персоналом станций мониторинга, который находится в штате учреждений Росгидромета. Сотрудниками станций проводится отбор и консервация проб и некоторые виды их химического анализа, направление остальных проб и, полученных результатов анализа, в научно-методический аналитический центр – Федеральное государственное бюджетное учреждение «Институт глобального климата и экологии Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды и Российской академии наук» (ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН»).

Научно-методический аналитический центр осуществляет научное и методическое руководство сетью комплексного фонового мониторинга, проводит химический анализ присылаемых проб, а также анализ и обобщение всех данных, и периодическое формирование информационных продуктов – обзоров, докладов, справок, научных публикаций.

Осуществление КФМ проводится за счет средств государственного бюджета, выделенных Росгидромету, на землях ООПТ федерального значения. Размещение некапитальных строений (сооружений) Росгидромета в целях обеспечения функционирования станций комплексного фонового мониторинга осуществляется на безвозмездной основе.

Данные, получаемые на станциях КФМ, используются для характеристики временных и пространственных особенностей загрязнения природных сред и регулярно публикуются в ряде информационных продуктов Росгидромета (Обзор..., 2013; Обзор..., 2014):

- ежегодные издания «Обзор фонового состояния окружающей природной среды на территории стран СНГ» (издается ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН» с 1994 г., ранее – ежегодный «Обзор фонового состояния окружающей природной среды в СССР»);
- ежегодное издание «Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации» (издается Росгидрометом, электронная копия размещается на сайте Росгидромета и, дополнительно, на сайте ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН»).

Родственные международные программы мониторинга, в которых участвует РФ

Результаты наблюдений на станциях КФМ используются при формировании вклада Российской Федерации в осуществление перечисленных ниже международных программ мониторинга окружающей среды. Во многих из них намечено расширение деятельности в будущем за счет новых видов наблюдений/измерений (например, определение содержания в природных средах тяжелых металлов, стойких органических загрязнителей), которые уже включены в программу КФМ.

Среди международных программ мониторинга загрязнения окружающей среды, выполняемых со специальными целями, наиболее близкими к комплексному фоновому мониторингу, являются следующие:

I. Международная Европейская программа мониторинга и оценки переноса на большие расстояния загрязняющих воздух веществ – ЕМЕП (The European Monitoring and Evaluation Programme – ЕМЕП), осуществляемая на территории России и бывшего СССР с 1981 г.

Первоначально ЕМЕП была ориентирована на измерение содержания соединений серы и азота в атмосфере и оценку их выпадений вследствие трансграничного переноса, что способствовало развитию процессов закисления и эвтрофикации экосистем, ухудшению качества земель и угнетению некоторых видов растений. Позже рамки программы были расширены за счет исследований, направленных на изучение процессов формирования в атмосфере повышенных уровней приземного озона, а в последние годы в программу наблюдений были включены измерения в воздухе и осадках стойких органических соединений, тяжелых металлов и твердых частиц микронного спектра (ЕМЕП, 2009).

II. Международная Сеть мониторинга кислотных выпадений в Восточной Азии – ЕАНЕТ, (Acid Deposition Monitoring Network in East Asia – ЕАНЕТ), работающая на регулярной основе с 2001 г. и оформленная международным соглашением (Протокол) 13-ти стран Восточной Азии.

Создание и развитие этой сети с наблюдениями во всех средах по унифицированной программе ориентировалось на следующие общие для стран региона цели:

- Общее понимание состояния проблем кислотных выпадений в Восточной Азии;
- Обеспечить полезный вклад в процесс принятия решений на локальном и региональном уровнях в интересах предотвращения или уменьшения неблагоприятных воздействий на окружающую среду, вызываемых кислотными выпадениями;
- Способствовать сотрудничеству между странами-участницами по вопросам, относящимся к кислотным выпадениям.

В ходе дискуссий о дальнейшем развитии ЕАНЕТ и направлениях деятельности, включаемых в Среднесрочный план ЕАНЕТ на 2011-2015 гг. (Medium Term Plan for EANET 2011-2015), было предложено расширение программы мониторинга в направлении измерений озона и концентраций твердых частиц (PM₁₀, PM_{2,5}) с помощью автоматических мониторов (Akimoto et al., 2011).

III. Международная совместная программа комплексного мониторинга воздействий загрязнения воздуха на экосистемы – МСП КМ (International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems – ICP IM), мониторинг и исследования в рамках которой в России начались еще в период ее формирования (предварительной фазе, 1989-1992) в рамках Конвенции ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния и продолжают на постоянной основе с 1993 г.

Общая цель этой программы изначально была в установлении и долгосрочном прогнозировании состояния и изменений наземных и пресноводных экосистем в связи с загрязнением воздуха, в особенности, соединениями серы и азота. Мониторинг в рамках МСП КМ в большей степени ориентирован на получение временных рядов параметров окружающей среды (на станциях мониторинга) во взаимодействующих средах, чем на пространственную оценку изменений. В настоящее время полное выполнение программы предусматривает также проведение наблюдений для определения экологических эффектов тропосферного озона, тяжелых металлов, стойких органических соединений, последствий истощения стратосферного озонного слоя, изменения климата и ухудшения биоразнообразия (ICP IM Activities, 2013).

Расположение станций комплексного фоновый мониторинга в границах ООПТ федерального значения делает получаемую ими информацию весьма значимой также для Программы «Человек и Биосфера» ЮНЕСКО (MAB, Man and the Biosphere), поскольку КФМ характеризует состояние биосферных заповедников (БЗ), мировая сеть которых находится под эгидой этой международной программы.

Действующие станции КФМ в Воронежском, Приокско-Тerrasном и Кавказском БЗ, а также станция сети мониторинга осадков Терней (в районе планируемой к восстановлению станции КФМ в Сихотэ-Алинском БЗ) входят в региональную сеть Глобальной службы атмосферы Всемирной метеорологической организации (ГСА ВМО), предоставляя данные наблюдений за химическим составом атмосферных осадков.

Перспективы развития КФМ

В перспективе научно-методическим центром (ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН») в актуализированной концепции КФМ для Росгидромета предусматривается развитие сети в трех основных направлениях: расширение географического охвата наблюдательной сети, мониторинг новых загрязняющих веществ и совершенствование методов наблюдений и химического анализа.

Расширение сети необходимо и планируется в целях проведения мониторинга и оценки тенденций проявления процессов фоновое загрязнения окружающей среды глобального и регионального масштаба в различных природно-климатических зонах России, что не может быть обеспечено существующей сетью. Приоритетными для развития регионами являются территории планируемого интенсивного освоения и хозяйственного развития, прежде всего топливно-энергетического комплекса. К таким регионам относятся Предуралье, Арктика, районы Восточной и Южной Сибири, Дальнего Востока.

Как и раньше, станции КФМ предполагается размещать в пределах ООПТ. Предлагается согласование программы наблюдений с особенностями региона, особенно при ожидаемом увеличении техногенной нагрузки на сопредельных с ООПТ участках. Примерами подобных ситуаций могут служить: Кавказский БЗ, экосистемы и воздушная среда которого испытывали дополнительное, ранее не предполагавшееся, воздействие в связи с подготовкой Зимней Олимпиады 2014 г. и функциональным репрофилированием курорта Сочи; Волжско-Камский БЗ – в связи с подготовкой к Универсиаде и интенсивным хозяйственным развитием региона в целом; территории российского сектора Арктики в связи с планами освоения месторождений полезных ископаемых в шельфовой зоне, на побережье, островах и континентальных территориях за Полярным кругом.

В соответствии с международными обязательствами России по подписанным ранее и вступающим в силу Конвенциям, часть которых приведена в конце статьи, в расширенный список определяемых поллютантов должны быть включены вещества из группы тяжелых металлов из приоритетного списка токсикантов окружающей среды ЮНЕП и ВОЗ, и ряд стойких органических загрязнителей из приоритетных списков ЮНЕП и Стокгольмской конвенции.

Методы наблюдений и химического анализа должны быть адаптированы к предполагаемому уровню концентраций загрязняющих веществ, а также учету условий проведения обработки проб и отсутствию возможностей аналитических работ на станциях КФМ, размещаемых на ООПТ. Кроме того, методы отбора и анализа проб не должны быть дорогостоящими.

Развитие сети

Географически станции КФМ должны быть расположены во всех основных природно-климатических зонах России, а сеть КФМ должна быть способна отражать пространственные градиенты уровней загрязнения и их трендов.

Структуру наблюдательной сети КФМ целесообразно оптимизировать, сформировав из 2 типовых структурных элементов, а именно:

- станции КФМ полной программы, где наблюдения проводятся по полной программе (атмосферный воздух и осадки, поверхностные воды, почвы и растительность);
- станции КФМ базовой программы (атмосферные осадки, поверхностные воды, почвы и растительность).

Структуру аналитических лабораторий КФМ целесообразно формировать на 2-х уровнях:

- территориальные аналитические лаборатории;
- научно-методический и аналитический центр в ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН».

Сеть станций КФМ предлагается располагать в следующих основных природно-климатических зонах на территории России:

- Арктическая зона: 1 станция полной программы, 1 станция базовой программы;
- Зона умеренно-влажного (гумидного) климата: 2 станции полной программы (обе существующие: в Приокско-Террасном БЗ и Воронежском БЗ); 7 станций базовой программы (из них 3 – в Азиатской части РФ);
- Зона умеренно сухого (семи-аридного) климата: 1 станция полной программы (существующая: в Астраханском БЗ);
- Горные ландшафты (выше 1000 м): 1 станция полной программы в Европейской части России (существующая: Кавказский БЗ) и 1 станция базовой программы в Азиатской части страны (существующая: Алтайский БЗ).

Географическое положение станций приведено на карте-схеме (рис. 2).

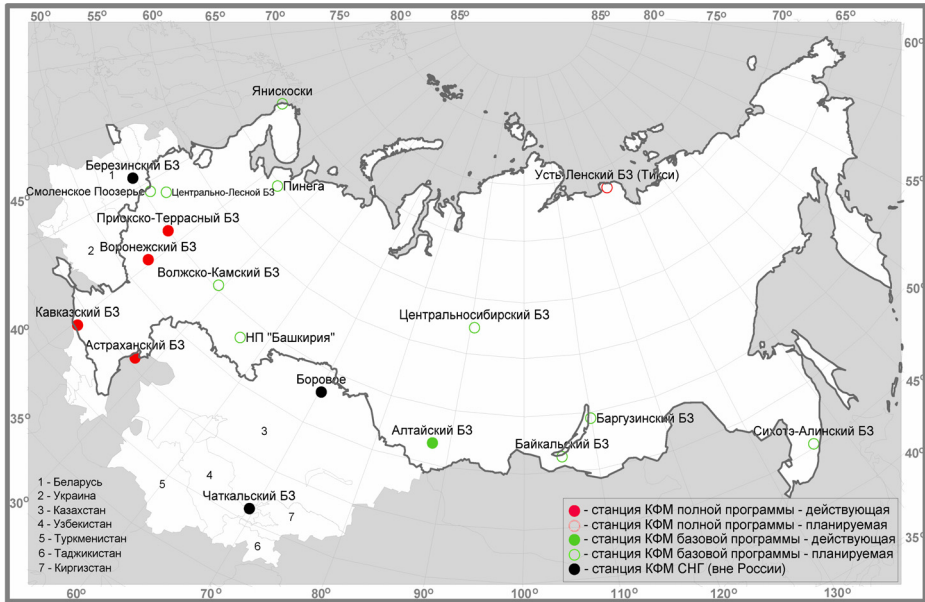


Рисунок 2 – Расположение станций КФМ в России и СНГ.
Перспектива.

При расширении сети КФМ в условиях ограниченного бюджетного финансирования предлагается в будущем совместно использовать некоторые действующие станции других международных и национальных программ мониторинга загрязнения природной среды:

- На базе создаваемой станции (обсерватории) ГСА-ВМО создать станцию КФМ полной программы в районе пос. Тикси (станция ГСА в поселке Полярка, экологические полигоны в Усть-Ленском БЗ);
- На базе станций трансграничного мониторинга (ЕМЕП) организовать наблюдения по базовой программе КФМ (существующие станции: Янискоски, Пинега, Центрально-Лесной БЗ).

Совершенствование программы наблюдений и методов мониторинга

Приоритетными загрязняющими веществами для программы КФМ являются: тяжелые металлы (ТМ) из приоритетных перечней ЮНЕП и ВОЗ, стойкие органические загрязнители (СОЗ) из приоритетных перечней ЮНЕП и Стокгольмской конвенции, а также другие, выделение которых может быть определено национальным законодательством в сфере охраны природы и экологической безопасности. Предлагаемое в настоящее время расширение списков ТМ и СОЗ по сравнению с действующей программой наблюдений КФМ ориентируется на решения международных конвенций по согласованным спискам приоритетных загрязнителей.

На станциях КФМ следует продолжать осуществлять долговременные непрерывные или регулярно повторяющиеся наблюдения для обеспечения получения многолетних трендов уровней загрязнения и их устойчивых аномалий, оценки общих (в целом за год и по сезонам) потоков загрязняющих веществ между средами и их межгодовых вариаций.

Используемые в настоящее время на сети КФМ методы отбора, обработки и анализа проб практически полностью соответствуют современным технологиям мониторинга загрязнения природных сред, применяемым международными программами. Опыт работы КФМ и других сетей мониторинга в использовании новых технических средств и аппаратуры показал, что наблюдаемые фоновые уровни (региональные и глобальные) содержания загрязняющих веществ в природных средах в настоящее время и ближайшей перспективе не позволяют перейти на автоматические методы измерений.

Согласно существующему законодательству и требованиям в этой области деятельности, разрабатываемые и усовершенствованные методики измерений должны быть аттестованы и соответствовать требованиям ГОСТ Р 8.563. Методики измерений, применяемые в КФМ, должны быть зарегистрированы в «Федеральном реестре методик выполнения измерений, применяемых в сферах распространения государственного метрологического контроля и надзора». Методики измерений, допущенные к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения компонентов природной среды, дополнительно должны быть включены в дополняемый «Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды» (РД 52.18.595-2009).

В существующих условиях финансирования для новых станций КФМ преимущественно должны быть использованы методы проведения наблюдений, не требующие значительных капитальных затрат.

Перспективная программа наблюдений на станциях КФМ

В таблице 1 представлена предлагаемая программа наблюдений для станций КФМ полной программы. Отличие для станций базовой программы заключается в отсутствии мониторинга загрязнения атмосферного воздуха (пункт 1). Изменения по сравнению с действующей программой по составу загрязняющих веществ и частоте отбора проб выделены жирным шрифтом.

По сравнению с действующей программой расширен список определяемых загрязняющих веществ – добавлены медь, никель, дибенз[аh]антрацен, сумма ПХБ, ГХБ. Изменено количество проб атмосферного воздуха (уменьшено) и атмосферных осадков (увеличено), почв и растительности (увеличено). Увеличение частоты пробоотбора атмосферных осадков, почв и растительности связано с задачами сравнимости результатов КФМ с международными программами мониторинга.

Таблица 1 – Перспективная программа наблюдений/измерений на станциях КФМ

№ п/п	Наименование работ и мероприятий, проводимых на станции	Частота отбора проб и наблюдений	Кол-во проб в мес.	Место анализа проб или наблюдений
1	Отбор проб воздуха на высоте 1,5-2 м от подстилающей поверхности для определения концентраций:			
	– диоксида азота	ежесуточно	25-30	Лаборатория станции или террит. УГМС
	– диоксида серы	ежесуточно	25-30	
	– взвешенных веществ	двухсут. , через 2 сут.	4 – 5	
	– сульфатов	двухсут. , через 2 сут.	4 – 5	
	– свинца, кадмия, меди, никеля , ртути	двухсут. , через 2 сут.	4 – 5	Лаборатория ИГКЭ или террит. УГМС
	– бенз[а]пирена, бенз[ghi]перилена, дибенз[ah]антрацен	двухсут. , через 2 сут.	4 – 5	
– изомеров ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, сумма ПХБ, ГХБ	двухсут. , через 2 сут.	4 – 5		
2	Отбор и консервация проб атмосферных осадков (дождь, снег) для определения концентраций:			
	– свинца, кадмия, меди, никеля , ртути	Еженедельно	4	
	– бенз[а]пирена, бенз[ghi]перилена, дибенз[ah]антрацен	Еженедельно	4	
	– изомеров ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, сумма ПХБ, ГХБ	Еженедельно	4	Лаборатория ИГКЭ или террит. УГМС
	– макроионы, общая минерализация, рН, электропроводность	Еженедельно	4	Лаборатория террит. УГМС или лаборатория ГГО

3	Отбор и консервация проб поверхностных вод для определения концентраций:	В основные фазы гидрологического режима	6 отборов в год	
	– свинца, кадмия, меди, никеля , ртути			Лаборатория ИГКЭ
	– бенз[а]пирена, бенз[ghi]перилена, дибенз[ah]антрацен			Лаборатория ИГКЭ
	– изомеров ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, сумма ПХБ, ГХБ			Лаборатория ИГКЭ
4	Отбор проб почвы, слой 0-20 см, предварительная подготовка, сушка для определения концентраций:	1 раз в год		
	– свинца, кадмия, меди, никеля			Лаборатория ИГКЭ
	– бенз[а]пирена, бенз[ghi]перилена, дибенз[ah]антрацен			Лаборатория ИГКЭ
	– изомеров ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, сумма ПХБ, ГХБ			Лаборатория ИГКЭ
5	Отбор проб растительности – листва деревьев, кустарников, разнотравье, предварительная подготовка, сушка для определения концентраций:	1 раз в год		
	– свинца, кадмия, меди, никеля			Лаборатория ИГКЭ
	– бенз[а]пирена, бенз[ghi]перилена, дибенз[ah]антрацен			Лаборатория ИГКЭ
	– изомеров ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, сумма ПХБ, ГХБ			Лаборатория ИГКЭ
6	Метеорологические наблюдения	По программе станции II разряда		Наблюдатели метеостанции
7	Гидрологические наблюдения	По программе поста I категории		Наблюдатели поста

Для минимизации сроков пересылки проб и сокращения процедур консервации проб целесообразно восстановление сети территориальных (межрегиональных) аналитических лабораторий КФМ на базе УГМС (ЦГМС).

Для осуществления намеченных планов развития подсистема комплексного фонового мониторинга нуждается в обновлении нормативной, организационной, инструктивной, методической и материально-технической базы, также, как и в дополнительном финансировании для создания новых станций КФМ и модернизации технического оснащения на действующих станциях КФМ и научно-методическом и аналитическом центре.

Ассоциация и кооперация с другими национальными и международными программами мониторинга

В рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния в 2009-2012 гг. приняты новые решения о целях деятельности и расширении программ наблюдений регулярного мониторинга ЕМЕП и других исследовательских программ, в которых участвует Росгидромет. Развитие сети КФМ позволит улучшить полноту их выполнения путем использования результатов КФМ для увеличения полноты передаваемых данных в соответствии с новыми требованиями:

- для программы ЕМЕП – данные мониторинга ТМ и СО₂ в осадках (включены в программу наблюдений станции ЕМЕП 1 уровня), при организации станции КФМ базовой программы;
- для программы МСП КМ – данные о ТМ в осадках и поверхностных водах при организации станции КФМ базовой программы.

Для оптимизации затрат по обеспечению и улучшению качества данных, получаемых по программе КФМ, целесообразно продолжать использование проектов интеркалибрации других международных сетей, в частности, путем участия аналитических лабораторий КФМ в интеркалибрациях международных программ мониторинга Конвенции ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (Uggerud, Hjellbrekke, 2011; Escudero-Oñate, 2013).

Возможно использование сети КФМ в качестве базовой для выполнения обязательств России по мониторингу загрязнения природных сред в рамках выполнения международных конвенций, включая региональные:

- Конвенция ООН по ртути («Конвенция Минамата»), инициированная ЮНЕП – открыта для подписания 11 октября 2013 г. (Кумамото, Япония), подписана Россией 24 сентября 2014 г. (Нью-Йорк, ООН), начнет действовать после ее ратификации более 50 странами и вступит в силу в 2016 году;
- Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях (2001 г.), подписана Россией 22 мая 2002 года (Нью-Йорк, ООН), вступила в силу 17 мая 2004 года, ратифицирована Россией 27 июня 2011 г. №164-ФЗ;

- Тегеранская рамочная конвенция по защите морской среды Каспийского моря (подписана 4 ноября 2003 г., вступила в силу 12 августа 2006 г.) в части мер по постоянному мониторингу окружающей среды и обеспечению Протокола по оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном контексте (готовится к подписанию).

Накопленный научный и организационный опыт по осуществлению КФМ на территории России и в кооперации со странами СНГ, разработанные и обновляемые методы измерений, накопленные ряды наблюдений за время структурных и географических изменений антропогенного воздействия на природную среду в России дают возможность сети КФМ предоставлять важную информацию и получать оценки фонового загрязнения и его изменений для территорий, не подвергающихся прямому антропогенному воздействию.

Список литературы

Госкомгидромет. 1981. О мерах по созданию первой очереди системы фонового мониторинга состояния природной среды. Приказ Госкомгидромета СССР №267 от 01.12.1981 г.

Госкомгидромет. 1985. О создании в СССР первой очереди системы станций комплексного фонового мониторинга (СКФМ). Приказ Госкомгидромета СССР №246 от 05.12.1985 г.

ЕМЕП. 2009. Пересмотренная стратегия мониторинга для Совместной программы наблюдения и оценки распространения загрязнителей воздуха на большие расстояния в Европе (ЕМЕП) на 2010-2019 годы. Руководящий орган ЕМЕП, 33-я сессия, 7 – 9 сентября 2009 г., Женева, док. ECE/EB.AIR/GE.1/2009/15 (RUS), 19 с.

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

Израэль Ю.А. 1980. Основные принципы мониторинга окружающей природной среды и климата. В кн.: Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. Труды международного симпозиума, Рига, 12 – 15 декабря 1978 г. – Л.: Гидрометеоиздат. с. 5-14.

Израэль Ю.А. 1984. Экология и контроль состояния природной среды. – Л.: Гидрометеоиздат. 560 с.

Израэль Ю.А., Филиппова Л.М., Ровинский Ф.Я. и др. 1978. О программе комплексного фонового мониторинга состояния загрязнения окружающей природной среды. Метеорология и гидрология. 1978. №9, с. 5-11.

Обзор фонового состояния окружающей природной среды на территории стран СНГ за 2012 г. 2013. Под ред. Ю.А. Израэля. ФГБУ «ИГКЭ Росгидромета и РАН», – М.: Росгидромет. 119 с.

Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2013 г. 2014. – М.: Росгидромет. 228 с.

Akimoto H., Luangjame J., Hara, H., Gromov S., Khummongkol P., Carandang W. (Eds), 2011. The Second Periodic Report of the State of Acid Deposition in East Asia. Part I: Regional Assessment. EANET-UNEP/RRC.AP-ACAP. 269 p.

BSIMAP. 2002. Black Sea Integrated Monitoring and Assessment Programme. The Convention on the Protection of the Black Sea Against Pollution. (http://www.blacksea-commission.org/_bsimap.asp).

Escudero-Oñate C. 2013. Intercomparison 1327: pH, Conductivity, Alkalinity, NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni, and Zn. ICP Waters Report 116/2013, Norwegian Institute for Water Research (NIVA). 91 p.

ICP IM Activities. 2013. Scientific work in priority topics (<http://www.syke.fi/nature/icpim>).

Izrael Yu.A., Filippova L.M., Rovinsky F.Ya. 1980. The Programme of Ecological Monitoring in Biosphere Reserves. Final Report at the Expert Meeting on the Operation of Integrated Monitoring Programmes, Geneva, 2 – 5 September 1980. WMO. Environmental Pollution Monitoring Programme.

UN ECE. 2013. International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems (ICP IM) (<http://www.unece.org/env/lrtap/workinggroups/wge/im.html>).

Uggerud H.T., Hjellbrekke A.-G. 2011. Analytical intercomparison of heavy metals in precipitation, 2009 and 2010. EMEP/CCC-Report 4/2011. Norwegian Institute for Air Research (NILU), 47 p.

